

第十四章 人工溼地生態工法在水污染防治上的應用及案例

林瑩峰¹ 荆樹人¹ 陳欽昭² 施凱鐘²

¹嘉南藥理科技大學環境工程與科學系 教授

²嘉南藥理科技大學環境工程與科學系 研究助理

壹、前言

河川、湖泊、水庫為地表水主要來源，亦為供應台灣水資源的主要水體環境。近年來，由於社會趨於都市化及工業化，集水區山坡地大量開發利用，地表水體承受未經妥善處理的事業廢水、家庭污水及下雨後逕流水的污染負荷，導致河川污染及湖泊水庫的優氧化，直接影響用水品質並對水體生態造成威脅。

削減廢污水之污染負荷，為防治水體污染之必要策略。其中，興建污水下水道系統將廢污水收集、輸送至污水處理廠，透過機械使用及能量輸入，以物理、化學及生物方法將污染物去除後再排放到水體中，此方式為一有效率的水污染防治方法。不過，污水下水道系統建設經費龐大、建設期程長，影響地方政府的建設意願，導致目前國內的下水道系統普及率仍然偏低，而鄉村地區更是闕如。即便在擁有較完善下水道系統的大都市，要收納所有偏遠、分散的社區污水集中於污水處理廠，管線、抽水站的送水成本也可能不符經濟。再者，鄉村型社區人口密度低而土地面積寬廣，往往建設經費難以獲得，以集中式下水道系統來處理流量小而分散性的污水為唯一的選項，似乎並不實際。因此，要落實水污染防治目標，需要在傳統的污水下水道系統之外，考慮其他因地制宜的方法及低成本、有效率的廢污水處理技術，提供水污染防治上多樣性的選擇。

近 30 年來，學者們模擬自然溼地環境並結合廢水工程知識，發展出了人工溼地應用於水污染防治上(constructed wetlands for water pollution control)之基礎研究及技術建立，成功地處理來自家庭、工業、礦業、畜牧養殖業、農地等之廢排水及受污染水體(地下水及河川水)，有效去除了水中的固體物質、有機性物質、氮磷營養鹽、重金屬及病原菌等污染物，並證實人工溼地為一種省能源、低成本、容易操作

維護之廢水處理技術(Metcalf & Eddy, Inc., 1991; IWA, 2000)。人工溼地為利用自然生態的淨化機制及生物成員(水生植物及微生物),在人為控制下強化其污染物的去除能力,達到廢污水處理的目標,屬於水污染防治科技上之生態工法(Ecological Technology)。人工溼地系統一般只需幫浦及管線來輸送廢水,無須使用其他機械設備,亦不需仰賴能源及動力的輸入及化學藥劑的添加,也無污泥產生的問題,因此較傳統機械式的廢水處理法所需負擔的建造及操作費用還低。此外,在適當的規劃管理下,人工溼地系統甚至還具有野生動物保育(wildlife conservation)及景觀美化(landscape aesthetics)上之功能,屬於與環境相容的技術。人工溼地技術特別適用於人口密度低、下水道系統落後、土地較為寬廣並取得容易的鄉村型社區或都會偏遠社區。

為了使國人更了解溼地生態工法的應用領域,本文乃介紹人工溼地在水污染防治上之應用及案例,包括介紹來自歐美已開發國家及開發中國家的成功經驗,此外也提出嘉南藥理科技大學人工溼地研究團隊近年來的研究成果及技術實用化經驗,以作為國內案例的介紹與讀者分享。此外,本文也涵括了人工溼地的發展沿革、種類、構造、處理機制、處理功能、溼地植物、設計、操作及維護等技術原理。

貳、人工溼地的技術原理

一、人工溼地的發展沿革

溼地乃指陸地與水域間全年或間歇地被水淹沒的土地，為地球上最豐沛的生態系統(邱文彥，2001)。它可提供鳥類庇護、覓食及生育時的棲息地，也是魚類、甲殼類及其他野生動物的棲息處。溼地另具有淨化水質、補注地下水、調節洪流、遊憩性、社會性及教育性等功能。

一百多年前，在美國某些地區即開始利用天然溼地作為生活污水的放流場址。當人們開始偵測這些場址之水質後，才意識到溼地對水質的淨化潛能。到了 1970 年代始真正結合了天然溼地之生態工程技術應用於廢水處理上，並發展於北美洲，此即為自由水層系統 (FWS, free water surface system) 溼地技術的由來。另外，在歐洲則是盛行使用表層下流動系統 (SSF, subsurface flow system) 溼地技術，一開始(1960-1980 年)由德國發展出一種利用植物根系處理廢水之程序，稱為根系區間法 (root-zone method, RZM)；1985 年後英國亦積極投入蘆葦床處理系統(reed bed treatment system, RBTS)之研究發展；隨後，此種 SSF 溼地技術並推展至奧地利、丹麥、法國、瑞典、瑞士、北美、澳洲、非洲及亞洲(印度及中國大陸)等國家。經 30 年之推展應用後，目前歐洲及北美洲已分別有超過 500 及 600 個人工溼地系統成功地使用於水污染防治上(IWA, 2000)。

二、人工溼地的種類及構造

目前，應用於水污染防治上的人工濕地系統有兩種類型。其一，稱為自由水層系統 (FWS)，此為模擬天然濕地之水文及環境狀態的人工溼地。為一淺的窪地，底部含 20~30 公分土壤或其他介質提供水生植物著根，並種植挺水性植物(emergent macrophytes，例如蘆葦、香蒲、燈心草、薑草等)、浮水性植物(free-floating macrophytes，例如布袋蓮、浮萍、水芙蓉等)或著根浮葉性水生植物 (floating-leaved,

bottom-rooted，例如睡蓮、荷花)。並由水位控制設施調整約 10~60 公分的水深，進流水在濕地表層開放性地流動，當水流經底部土壤層並與植物的莖、根部接觸後，可達淨化結果(圖 2.1)。北美地區大多採用此種系統。由於外觀及作用接近天然沼澤，除了污染防治功能外，FWS 系統亦可營造出新的野生動物棲息地或增強鄰近天然溼地在野生動物保育上的功能，並具有景觀美化上之功能。

另一種系統，稱為表層下流動系統 (SSF)，為一窪地中，充填約 40~60 公分厚的可透水性砂土或礫石作為介質，以此支持挺水性植物(如蘆葦、香蒲)的生長，進流水被迫在表層下的砂土、根系及根莖系間流動，以達到淨化作用(圖 2.2)。此種溼地系統是沿革於 RZM 及 RBTS 技術推展而來。

三、人工溼地的淨化機制

污染物在人工濕地系統之「生態反應器」(ecosystem reactor)中，被去除的機制多功能、全面性、可同時發生，但靠自然淨化速率較慢、且較為複雜。去除機制結合各種物理性、化學性、微生物性處理外，尚包括水耕系統中的植物攝取作用(表 2.1)，說明如下：

(一) 當水慢流於水層、砂礫及植物體間隙所進行的物理性沉降(sedimentation)及過濾(filtration)作用，可有效去除懸浮固體及微生物。

(二) 在懸浮固體、底泥、砂礫、植物體及有機物碎片表面中所進行的吸附(adsorption)及離子交換(ion exchange)作用，有助於磷酸鹽、重金屬之去除。

(三) 在適當的氧化還原電位及 pH 條件下進行沉澱沉積(precipitation)、複合(complexation)等化學程序，有助於鐵及錳金屬離子及磷酸鹽之去除。

(四) 附著於植物根莖或砂土介質表面及存在底泥中的微生物(細菌及真菌)，可進行有機質之礦化作用(mineralization)、含氮化合物的氨化(ammonification)、硝化(nitrification)及脫硝(denitrification)及同化作用(assimilation)，去除含碳、氮化合物。

(五) 植物及微生物(藻類、細菌及真菌)的攝取作用(uptake)，可有效去除氮(氨氮及硝酸氮)、磷營養物及重金屬。

(六) 太陽照射的幅射線作用(radiation)，可去除病原菌。

(七) 掠食作用(predation)去除病原菌。

以能量轉而言，溼地中行光合作用的生物(包括水生植物及藻類)其能量來源來自太陽能，而溼地中進行化學合成的生物(包括細菌及動物群等)其能量來源則是來自進流廢水中的化學物質(亦為污染物，如有機物、氨氮、亞硝酸氮等)或光合作用所生成的有機體。因此，人工溼地在充足的光照條件及適當的污染物進流負荷下，能量是自給自足的，亦即無須傳統廢水處理技術的曝氣、攪拌、加壓等人為動力輸入，亦不需加入化學藥劑、介質單體等人造物質。不過，由於人工濕地利用的是自然處理機制，處理速率較慢因此須要較大的土地面積。表 2.2 為人工溼地系統與傳統廢水處理技術之優缺點比較。

四、人工溼地在水污染防治上的應用

自從人工溼地技術被開發應用的 30 幾年以降，無論是已開發國家（如美國、英國、挪威、澳大利亞）或開發中國家（如南非、印度、中國、斯洛凡尼亞）均陸續有許多學者參與計畫研究，並有超過 1000 個濕地系統被實際應用。這些文獻報導又以人工濕地系統佔絕大多數，其研究與應用目的，大多是將人工濕地當作二級處理程序或高級處理程序，用以處理都市污水、小規模家庭污水、畜牧業廢水、農田排水、礦業廢水、食品業廢水、石化工業廢水、造紙業廢水、垃圾掩埋場滲出水及污泥處理等。而從研究結果中可知，對於廢（污）水中的主要或微量污染物，例如：懸浮固體、有機物質、氮磷營養物、重金屬及微生物，人工濕地均可提供良好的去除效能。美國 EPA 也在近幾年整合其國內有關人工溼地的成果，陸續完成了有關於人工溼地設計準則與手冊（USEPA, 2000）。同時也公佈了十七個自 1970 年代開始的實際應用於污水防治的實例，這十七個實例均以社區污水為主要目標，除了較大土地的需求外，整個系統的建造與操作均十分經濟。表 2.3 為人工溼地對各類廢水處理的應用。

五、場址評估及選擇

適合作為人工溼地建造場址的條件應評估項目包括：污水來源、地形、土壤性質、淹水問題、現有土地的利用情形、氣候及居民意願。

(一) 污水來源

人工溼地必須具有穩定的污水進流來源，因此溼地場址需鄰近污水來源，否則須以抽水設施將污水集中輸送至溼地場址將增加輸水成本。若無足夠量的污水來源，則無法涵養爾後建造完成的溼地生態。

(二) 地形(Topography)

由於人工溼地建造時底部通常設計約有 1% 的坡度，因此溼地場址最好具有緩和的坡度(小於 5%)及均勻的地形。場址若呈陡峭斜坡或不均勻地形，將增加施工時整地的困難及成本。

(三) 土壤性質

人工溼地的建設目的是要將廢水滯留於底部土壤層上方進行處理，因此需將廢水滲濾損失至土壤下層的部分，減少至最低。因此溼地場址的表層土壤性質要求低滲透性(小於 5 mm/h)為佳。隨著溼地的形成及廢水處理的過程，表層土壤的孔隙會逐漸被沉積的固體及細菌生物膜生長所密封。此外，可利用施工時以機械對表層土壤壓實來降低滲透性。當溼地規模不大，若無可避免使用高滲透性土壤的場址時，可以利用客土(黏土)或人造不透水襯裡。

(四) 淹水問題

溼地應避免建造於容易淹水的區域(如沖積平原、溪河漫灘)，或者必須有預防淹水的措施計畫。

(五) 週遭現有土地利用情形

由於人工溼地具有野生動物保育、景觀美化並可創造出可利用的水資源，因此人工溼地場址週遭環境若有天然溼地或為農業耕作地，將可增強天然溼地的生態保育功能，並可能提供農業灌溉用水。

(六) 氣候

由於溼地處理廢水的主要機制大多歸屬於生物性，因此溼地的廢水處理效能受溫度(空氣溫度及水溫度)影響很大。溫帶及寒帶氣候區域，水溫降至 10°C 以下甚至結冰，將使廢水處理能力降低。台灣地處亞熱帶氣候，尤其南部地區更在北迴歸線

以下，冬季月平均溫度很少低於 15°C，相當適合溼地技術的發展。

(七) 居民意願

許多公共設施及建設到最後是否能順利完成，最後的關鍵往往在於居民的意願。應用人工溼地處理社區污水可將溼地的建設及維護操作結合到社區發展及營造中(詳見於二行村人工溼地案例介紹中)，因此在溼地建設前與場址週遭居民舉辦公聽會、說明會或宣導會，並進行意願調查，為場址評選中必須進行的項目。

六、溼地植物種類及扮演角色

溼地植物(macrophytes)為人工溼地中不可或缺的組成部份。溼地植物的某些性質與廢水處理機制密不可分。有不少研究顯示有種植植物的溼地系統其廢水處理效能明顯優於無植物之系統。另外，植被密度高的溼地系統其污染物淨化能力亦優於密度稀疏之溼地。在溼地淨化水質功能中植物扮演以下角色：

- (一) 產生氧分子經由根及根莖系釋放至土壤及水中，提供細菌礦化作用、硝化作用、呼吸作用等需氧來源。
- (二) 植物根莖組織提供細菌附著生長所需面積。
- (三) 氮、磷及重金屬的攝取。
- (四) 產生有機碳作為細菌脫硝作用(denitrification)所需的碳源。
- (五) 遮光作用抑制藻類生長。
- (六) 增進過濾及沉降作用。

此外，植物還有提供野生動物棲息處及造景美化之功能。表 2.4 為植物組織在不同溼地位置中所扮演的角色概要說明。

不同種類的溼地植物因其特性不同，在污染物淨化的功能上可能會表現出不同(或較優異)的能力。例如，某些挺水性植物其根部或根莖部具有延伸較長的特性，在 SSF 溼地中可能表現出較好的氧傳送能力，進而增加有機物及氨氮的氧化去除效率。再者，某些溼地植物如果具有較高的生產力(productivity)，則可提供較多脫硝碳源，可能促進溼地去除硝酸鹽的能力(Lin *et al.*, 2002b)。儘管如此，目前仍缺乏足夠及明確的研究結果，證實溼地植物之種類特異性，並建議出何者為最佳的溼地植

物。

台灣常見的溼地植物中有不少種類在國內外的人工溼地技術研究中曾被使用(表 2.5)。在眾多溼生植物中如何選擇適合的種類種植於人工溼地，可考慮以下因素：

(一) 普遍性及本土性

由國外文獻中發現，人工溼地最普遍使用的挺水性植物為 bulrushes(*Scripus* spp.)、莎草(*Cyperus* spp.)、蘆葦(*Phragmites australis*)、reed canarygrass(*Phalaris arundinacea*)及香蒲(*Typha* spp.)，而最常使用的浮水性植物為布袋蓮(*Eichhornia crassipes*)。但是在某些地區，這些常用的植物可能是罕見缺乏的。此情況下，可嘗試使用溼地鄰近地區的本土型水生植物來克服此一問題。

(二) 水質

溼地進流水若含較高之鹽度(salinity)，則需選擇耐鹽性之溼地植物。在筆者研究室之過去經驗中，蘆葦之耐鹽性較香蒲強，並適合於淡水中生長。

(三) 浸水深度

不同種類之水生植物可忍受之浸水深度各異。一般而言，生長快速之挺水性植物含有較多的木質素(lignin)，較能適應變動的水深，因此較適合人工溼地系統。例如：蘆葦、bulrush 及香蒲可忍受之水深分別為 0.05-0.5 公尺、0.1-1.5 公尺及 0.1-0.75 公尺，相當符合此項要求(IWA, 2000)。

(四) 氣候及標高

通常，多年生的植物比一年生的植物，更適合使用於人工溼地。然而，多年生植物在四季分明的溫帶氣候地區，當進入寒冷(秋冬)季節時，地面上之植物組織便枯萎冬眠，而在接著的生長季節(春季)來臨時，地下組織又可重新生長，此種季節變化的生長特性會影響植物的功能。反觀，在亞熱帶氣候條件下，植物生長季節(growth season)較長、冬眠期較短或甚至不明顯，植物之功能角色較不受影響。另外，人工溼地技術應用於高海拔地區時，遭遇的問題便是所使用的植物需能忍受冰凍的溫度。

(五) 計劃目標

建設人工溼地除了在污染防治之主要目標外，如果還有景觀上的次要目標時則

可選擇具美化功能的植物，如蓮花(*Nelumbo nucifera*)、美人蕉(*Canna spp.*)及鳶尾(*Iris tectorum*)。人工溼地若兼具水鳥(如水鳩)保育，則可種植提供該水鳥棲息之植物(如菱角)。人工溼地若設於農地兼具作物採收功能時，則亦可考慮種植空心菜(*Ipomoea aquatica*)，但須進一步評估污染物在作物中之累積性。

建立人工溼地初始，植株種植密度的大小直接影響到溼地植物相達成的速度及溼地建造成本。一般建議 FWS 溼地之植物種植密度為 1-2.5 株每平方公尺，SSF 溼地為 2-6 株每平方公尺。最適當的種植之時間則是在春季或初夏，生長季節開始時。而經過一個生長季節後，溼地植物繁殖生長的結果甚至可達 100 株每平方公尺以上。

七、影響人工溼地淨化功能的操作因素

人工溼地淨化水質的功能受到某些操作因素及參數的影響，包括進流水性質、流量、水深、水力停留時間、水力負荷、污染物質負荷、水生植物的覆蓋、溼地種類等。當人工溼地系統應用於家庭污水之二級處理時，主要的操作參數及建議值範圍如表 2.6 所示。

(一) 進流水性質

進流水水質會影響人工溼地的操作及功能。人工溼地優先淨化的廢水主要污染物指標包括：生化需氧量(BOD₅)、化學需氧量(COD)、懸浮固體(SS)、硝酸鹽氮、氨氮、大腸菌類等。一般，進流水污染物濃度越高，越會增加污染物對溼地的負荷，在操作上便須採用較長的水力停留時間或較小的水力負荷速率，才能保持良好的出流水品質。若溼地系統是操作在固定的水力停留時間或較小的水力負荷速率時，進流水污染物濃度的變動會影響出流水的水質。

(二) 水力停留時間

水力停留時間(t)乃指進流水及出流水的平均流量，在濕地系統的平均停留時間(天)。FWS 及 SSF 系統處理家庭污水之設計操作範圍約在 4-15 天(表 2.6)。一般而言，當溼地進流水性質變動不大時，水力停留時間愈長，溼地放流水的污染物濃度愈低、水質愈好，然而會減少處理水量。溼地的水力停留時間可利用下式估算：

$$t = \frac{Ah\varepsilon}{Q} \quad (1)$$

其中，

A = 溼地面積(平方公尺)

h = 溼地水深(公尺)

ε = 床體空隙率，或水流經溼地的有效空間體積比。例如：假設 FWS 槽為 0.85、SSF 槽為 0.4。

Q = 進流水量及出流水流量的平均值(立方公尺每天)

(三) 水深

水深直接影響到濕地的有效體積，水深愈高有效體積愈多，在固定進流流量下之水力停留時間愈長，對水質淨化愈有幫助。然而，在實際操作上，FWS 溼地水深尚需由水生植物種類對浸水深度的耐受性決定，SSF 溼地水深控制則須考慮水生植物根系的延伸性。一般，FWS 溼地操作在 10-60 公分，SSF 溼地則為 30-75 公分。

(四) 水力負荷

溼地水力負荷(q)定義為溼地面積每平方公尺每日的處理流量(立方公尺)，亦即將平均流量(Q)除以溼地水面積(A)。一般而言，當人工溼地進流水性質變動不大時，溼地放流水的污染物濃度愈會隨水力負荷的增加而增加。水力負荷可作為不同濕地系統的操作比較。FWS 及 SSF 系統處理家庭污水時之操作範圍約在 0.014-0.047 公尺/天(表 2.6)。

(五) 污染物負荷速率

溼地的污染物負荷速率(LR)定義為溼地面積每平方公尺每日所流入的污染物質質量(公克)。例如， BOD_5 負荷速率為處理都市污水的重要參數。FWS及SSF系統處理家庭污水時一般操作在 6.8 g克 BOD_5 /(平方公尺·天)以下(表 2.6)。污染物負荷速率可利用下列公式計算：

$$LR = qC_i \quad (2)$$

其中，

$q =$ 水力負荷(公尺³/ (公尺²/天))

$C_i =$ 進流水污染物濃度(mg/L)

(六) 溫度

氣溫及水溫會影響水生植物及微生物的生長及水質淨化活性表現。一般，溫度越高，生物生長及水質淨化活性越好；反之，溫度下降，生物生長及水質淨化活性便降低。因此，污染物的淨化若為生物性機制所驅動者，則此污染物的淨化功能變會受溫度顯著影響。因此，季節性的變動會影響人工溼地對廢水的淨化功能。冬季來臨後，溼地會面臨水生植物生長停滯、微生物淨化活性降低，可能導致溼地淨化功能下降之結果，此時應偵測水質的變化採取必要措施。

(七) 人工溼地種類的選擇及結合

不同溼地種類(FWS 及 SSF)各具有不同性質及去除機制，因此結合不同種類溼地所形成之溼地系統，預期在污水淨化上將表現多樣化的去除機制。

(八) 人工溼地的功能評估

1.放流水質的要求

人工溼地在廢污水處理的功能上，最基本的要求及處理目標即是溼地處理後的水質需符合環保署公告的「放流水標準」。以最近期公告有關家庭污水(比照污水下水道系統)的最嚴格排放標準中，生化需氧量(BOD₅)、化學需氧量(COD)、懸浮固體(SS)、硝酸鹽氮、氨氮，需分別符合 30、100、30、50、10 mg/L，而大腸菌類需低於 2000 個/mL及氫離子濃度指數(pH)需介於 6.0~9.0。

2.污染物的去除速率及處理效率

人工溼地對污染物的去除速率(*REM*)定義為溼地面積每平方公尺每日所實際去除的污染物質質量(公克)。處理效率(*EFF*)則為污染物去除速率對污染物負荷速率的百分比(%)。兩者可以下列公式計算：

$$REM = q(C_i - C_o) \quad (3)$$

$$EFF = 100 \frac{REM}{LR} = 100 \frac{C_i - C_o}{C_i} \quad (4)$$

其中，

C_i = 進流水污染物濃度

C_o = 出流水污染物濃度

八、人工溼地系統的操作及維護

(一) 系統啟動

當系統完成之後，便將逐步引進生活污水，開始培育溼地生態。人工溼地中之生態系統(包括植物覆被、生物膜、植物根系及床體空隙等)往往需經幾個月或甚至幾年後才會穩定建立。而在各相關機制、環境穩定後，才能表現穩定之去除效能。亦即，溼地系統在連續入流後，需一段時間適應廢水性質、操作條件，才能獲得穩定之效能，此時間稱為系統起動期(start-up period)。根據本研究團隊過去針對一試驗型溼地系統處理漁塭排水之研究成果顯示，各污染物去除程序之穩定性依照下列次序達成：(1)SSF 槽之 SS、藻類及磷酸鹽去除，無須適應期；(2)FWS 及 SSF 槽之 COD 去除，無須長時間適應操作；(3)SSF 槽之氮去除，約須 1 個月適應期；(4)FWS 槽之氮去除，約須 2-3 個月適應期；(4)FWS 槽之磷酸鹽去除，約須 3 個月適應期；(5)FWS 槽之 SS 及藻類去除，約須 5 個月適應期；(6)溼地植物之生長，約須 7 個月達成約 80%的覆蓋。如果人工溼地系統的起始階段進入冬季，則系統達到穩定狀態的時間需要較長。反之，若進入夏季則系統較快穩定。

根據本計畫執行期限，台南市二仁溪流域溼地系統約於三月完成、啟動操作，起動適應期應接近至年底，系統的處理效能及生態環境才會達成穩定狀態。

(二) 操作維護

事實上人工溼地系統需要操作及維護的項目並不多。

1. 流量操作

人工溼地操作上可用來控制系統放流水水質及處理效能的方法為流量控制。進

流流量大小影響水力停留時間、污染物負荷及水力負荷，以至於決定放流水水質及處理效能良窳。在系統啓動階段時先以較小的負荷操作，因此控制較小的進流流量，隨著淨化機制的穩定而逐漸增加進流流量。一般，建議至少每日需一次測量或估算進流及出流位置的流量(表 2.7)。流量並且是了解污染物在溼地中淨化效能的重要數據。爲了方便流量的測量，可裝設流量計。操作人員並且需至少每日觀察進水分散口是否堵塞，並加以清理。進流水或出流水的抽水(pumping)，爲溼地系統操作中少數需要動力能源的項目，並爲溼地操作維護費中的重要項目。。

2. 溼地系統的監測

以溼地系統處理廢水，除了上述測量流量以外，至少需要對進流水及出流水採樣分析水質、測量水深及觀察生物指標。這些偵測工作爲人工溼地是否符合成功地操作的重要因素。偵測所得的資料必須正確地收集，並讓操作人員判定以決定是否改變操作。

在採樣頻率上，溫度、溶氧、pH、導電度至少需每週一次，生化需氧量(BOD₅)、總懸浮固體物(TSS)、氯離子(Cl⁻)、氮氧化物(NO₂⁻+NO₃⁻)、氨(NH₄⁺)、總凱氏氮(TKN)、總磷(TP)則至少需每月一次(表 2.7)。在固定入流流量操作下，水質的變化狀況可判定溼地系統處理效能是否達到穩定。而出流水水質是否能符合「放流水標準」，爲人工溼地操作的最重要目標。進、出流水水質的採樣分析，也是佔溼地操作維護費中的重要項目。

水深的測量資料可了解溼地中的水流性質是否正常。生物指標的偵測資料可提供操作人員了解溼地植物及動物群落是否正常。從野生動物保育觀點而言，保持溼地生態的完整性是重要的，而生態的完整性控制著溼地的操作效能。

3. 其他的維護工作

其他維護工作例如溼地土堤的維護，此項工作包括保持結構的完整及修剪雜草。修剪雜草是爲了視覺美觀，並能使人能目視察覺到是否出現具攻擊性的動物(如蛇)。

另外，管線、管件及抽水機的更換及修理並不是經常性遇到的。若溼地系統提供參訪，便設有解說牌需加以維護。水生植物的生長若阻礙到水力流動，須予以收割採收，並訂出季節性的植物收割計畫，已降低植物營養物的回流循環。

園區所收集的枯落葉、雜草、水生植物，建議由維護人員建立簡易的堆肥設施，經初步腐化後作成堆肥，亦可提供園區綠美化植物所需的有機肥料。

4.病媒蚊的問題

溼地是蚊子理想的繁殖地。因此，利用溼地處理廢水在公共衛生上最受關注的問題便是病媒蚊(mosquitos)是否會在溼地中孳生，並衍生出登革熱、日本腦炎等傳染病。而蚊子的存在對感官而言亦是一個惱人的問題。文獻報導中提到人工溼地中較有效的病媒蚊防治方法(Metcalf & Eddy, 1991)，包括：

- 放養食蚊魚(mosquitos fish)掠食蚊子
- 提高植物採收及清除枯萎組織的頻率；因為植物密度太高會降低外部干擾(如食蚊魚掠食困難)、增加食物來源，而增加蚊子的密度
- 採放流水循環迴流，以維持溼地前段保持好氧環境；因為好氧條件蚊子較不易繁殖，也較有利於食蚊魚生長

本研究團隊在二行村人工溼地的操作經驗中放養了食蚊魚(如大肚魚、三星鬥魚及蓋班鬥魚等)至溼地中，亦證實可有效地控制蚊子的問題。

5.致病菌的問題

另一項公共衛生上應考慮的問題為，家庭污水中時常存在有致病菌 (pathogen)，可能包括：細菌、病毒、原生動物、寄生蟲等。然而許多文獻已證實當廢污水流經溼地時，這些致病菌可被有效地去除，其機制包括(IWA，2000)：

- 物理性：沉降、過濾、吸附、暴露於陽光紫外線；
- 化學性：氧化、植物分泌出抑制劑；
- 生物性：自然死亡、被捕食、被其他細菌分解。

嘉南藥理科技大學人工溼地團隊曾評估利用FWS-SSF溼地系統對家庭污水大腸菌類指標的去除，發現在HRT約 5.0 day、水力負荷約0.07 m/d操作條件下大腸菌類的去除效率達 95%以上，放流水濃度為 79CFU/mL，明顯低於「放流水標準」的 2000 CFU/mL(吳堅瑜等，2002)。Hench et al.(2003)亦曾利用小型FWS溼地處理美國鄉村間家庭污水，發現溼地對污水中致病菌指標(包括糞便大腸菌、腸內球菌、*Salmonella*、*Shigella*、*Yersinia*、噬菌病毒等)的去除相當顯著，去除效率均可達 90~99.9%。Williams et al.(1995)在英國曾探討利用SSF渠道型人工溼地進行家庭污水的二級及三級處理，發現對致病菌指標(包括總大腸菌類、糞便大腸菌、*Salmonella*、*Vibrio*、噬菌病毒、腸病毒等)均可達 1~3 個冪次降解(去除效率達 90~99.9%)；尤其針對噬菌病毒及腸病毒更可達 100%去除，進流水約 $3.1\sim 5.7\times 10^2$ PFU/mL，溼地出流水均無偵測到病毒存在。Stott et al.(1997, 1998)曾報導人工溼地處理家庭污水時可有效地去除致病性原生动物的胞囊及寄生蟲類的卵，處理後的水質可達到世界衛生組織(WHO)所訂的灌溉水限制標準。

溼地場址可能提供景觀、休憩及生態教學之社區活動而吸引參訪民眾。基於公共衛生考量，應該將水中致病菌分析列入經常性的水質檢驗項目，且採樣點除了進出、流水外亦須對溼地內部位置採樣分析，尤其當遇到當地流行病發時應增加採樣頻率。

流動於溼地中的景觀水來自家庭污水，以二行村人工溼地之操作經驗而言，經處理後雖然可達到「放流水標準」($< 2000\text{CFU/mL}$)，大腸菌類指標亦可能達到「丙類水體水質基準」($< 100\text{CFU/mL}$)，但是仍無法符合用水標準。因此並不建議參訪民眾與溼地中的景觀水做身體(皮膚)的接觸，例如：戲水、洗手等，並建議製作警告標示。另外，在廢水處理前段由於病原性微生物衰退可能尚未完全，建議將 FWS 溼地的前半段以植物圍籬隔離為非參訪區。

6.其他可能遭遇的問題

FWS 溼地水深控制於約 0.5 m，而生態池則是由四周往中央處逐漸加深至最深處約 1.2 m，可能引起安全上之疑慮。因此，建議標示水深並建立警示標誌。另外，較惱人的問題是溼地時常進入不速之客(會挖掘洞穴的地鼠)，破壞堤壩結構。當生態食物鏈完整形成時，亦可能出現蛇類，屆時建議由維護人員視需要進行誘捕，以控制蛇類族群。

九、人工溼地在生態保育及景觀美化的額外效益

如上所述，人工溼地在處理廢水之餘亦能提供生態保育、景觀美化、教育、娛樂休憩等功能。這些額外的功能通常直接與植物群落之複雜性及分布均勻性有關。植物物種具高度多樣性之溼地生態，不僅能處理廢水中愈多種類的污染物質，且可吸引更多種類的野生動物前來棲息，在生態及景觀上提供人們多樣的視覺陶冶 (Sather, 1991)。因此，在廢水污染物不斷流入的人工溼地環境中，如何獲得多樣性的植物群落，是人工溼地在操作控制與生態保育及景觀之規劃管理上重要的課題。

溼地建造初始，多數種類種植(polyculture)當然較單一種類種植(monoculture)更適合生態景觀需求。然而，以廢水處理為主要目的之人工溼地，在高污染負荷操作下，所種植的植物往往經程序演變後，只有少數適應能力較強的種類(如香蒲、蘆葦)會形成優勢群。反觀，水質條件相當良好的人工溼地，例如使用於廢水三級處理的溼地(污染負荷低)，則可衍生出多樣性的植物群落(IWA, 2000)。所以，除了溼地規模大小外，溼地操作上控制參數值(如水力負荷、污染負荷)範圍的選擇，均攸關處理效率及處理水水質，是影響植物群落多樣性之關鍵。再者，可由國內外

文獻及資料庫中，瞭解不同水生植物之棲息地需求條件(habitat requirements)包括：浸水深度及持續時間、水流方式等，並利用此資料來規劃及管理人工溼地(如邊坡設計及水力流動設計)，以建立多樣性之植物群落(Sather, 1991)。在硬體設計上，設置人工浮島則可吸引鳥類築巢、設置步道及隱蔽性賞鳥站則可方便參觀者及戶外教學上的管理...。

針對野生動物保育之效益，可由溼地生態調查之量化獲得(如觀察水鳥種類數及個體數)。而人工溼地景觀上之美學價值(aesthetic value)，則難以量化。例如，吾人如何以科學方法估算下述之美學價值：來自溼地因季節及日夜節奏變化中產生的天籟、當夕陽西下時一群鵝在水中游泳或一群鵝鵝飛過天際的景象、當坐在平台上窺見鷺鷥站在淺水處注視捕食及麝鼠正在香蒲叢中進食之驚鴻一瞥.....。

參、美洲國家案例

一、亞歷桑那州 Show Low Wetland

Show Low 溼地系統位於美國亞歷桑那州 Show Low 市，建造於 1977 年，並於 1979 年進流都市污水開始運轉。此溼地系統之建造起因於廢污水排放標準趨於嚴格，Show Low 市必須替其處理後之排水尋求最終處置之去處。完整的溼地系統總面積達 75 公頃(表 3.1) (圖 3.1)，屬於 FWS 型溼地，設計處理流量為 5375 m³/d，當初之建造成本合計為 446,750 美金，每年操作成本為 24,000 美金。氣候為影響溼地處理功能的主要因素(照片 3.1)。

Pintail Lake and Redhead Marsh 此地區四季分明：春天多風，其陣風超過每小時 50 公尺，若沒種植植物防風，岸邊將受風侵蝕；夏天特點為具間歇性暴雨及高溫的夜晚；秋天降雨量減少且夜晚變冷；冬天低溫使得溼地全部結冰，結冰現象約持續 1~2 月，雪深 3~12 英吋 (照片 3.2)。

溼地進流平均水質中生化需氧量(BOD₅)、總懸浮固體(TSS)、總氮(TN)分別為 38、90 及 10.4 mg/L，經溼地淨化後在溼地中的水質分別為 0、0 及 4.0 mg/L。由於蒸發及滲透作用，溼地並無表面水排出，可達到零排放(zero discharge)目標。

溼地中並設有人工島提供水鳥築巢，溼地中種植了種類繁多的植物成為野生動物之棲息地。根據 1991 年調查結果，在該溼地中總計發現 125 種鳥類(照片 3.3)。此外，管理當局亦設置步道及隱蔽性賞鳥站，每年吸引許多參觀者及戶外教學學生前往。Show Low 溼地可說是兼具水資源保護、野生動物保育及溼地生態教學等多功能效益之人工溼地典範。

二、密西西比 West Jackson County Wetland

West Jackson County Wetland 處理系統由 MGCRWA (Mississippi Gulf Coast Regional Wastewater Authority's)在 1990~1991 間建立。West Jackson County Wetland

處理系統由三個平行處理系統組成共佔地約 56 英畝。

土地處理原來設計(以)每天處理 1.6 百萬加侖。最初，這容量足夠處理這個地區(範圍)之內產生的廢水，主要來源為家庭廢水。然而，土地處理的容量因嚴重降雨而超過了，並直接溢流至 Costapia Bayou。溼地被人工增加場址過度處理容量達 2.6 mgd(照片 3.4)。

West Jackson County Wetland 處理系統組成如下：

- 一個佔地 75 英畝氧化塘。
- 一個佔地 380 英畝的土地應用系統。
- 三個人工溼地處理系統：CWTS1、CWTS2、CWTS3 共佔地 56 英畝。
- 一個佔地 0.2 英畝的後曝氣池。

初級處理為透過氧化塘以去除砂礫及澄清去除土壤以減少懸浮物及溶解性有機物。再將處理後之放流水抽至分發系統。部分的放流水應用於兩個作物收成農場：南方 245 英畝的 Mississippi Sandhill Crane National Wildlife Refuge 土地上；北方 170 英畝的 MGCRWA-owned 土地上。用固定的大槍噴灑器來應用放流水灌溉(照片 3.5)。

將放流水抽到 22 英畝的 CWTS1 或者是重力流到 34 英畝的 CWTS2 及 CWTS3。在三個 CWTS 處理以後，所有溼地放流水都結合在流出收集溝(渠)並傳送到後曝氣池，本池有兩個漂浮鼓風機裝備。後曝氣池透過 Parshall 引水槽作流量估算，然後透過出河口管線流入 Costapia Bayou(照片 3.6)。

人工溼地系統能夠提供低操作和維修需要以及低能量費用來處理廢水水質達高標準。在 West Jackson County CWTS 中，廢水處理是依靠自然產生於系統底部的細菌及真菌，就如同植物水面下的莖和葉一樣。這些微生物幫助將可能導致鄰近表面海域污染的有機化合物和營養鹽轉變和移走(圖 3.2)。

CWTS 系統的底部都有些許的傾斜，主要是為了利於維修時將水排乾。每個溼地系統都有三個或者更多的「深地區」，它們深 5 英尺；寬約 20 英尺。這些深地區保持溼地植物根部的自由生長空間，透過系統使放流水再重新分布並且提供大氣曝氣。這些深地區中更深的水在水棲動物生活中提供一年到頭的生物棲息地，特別是蚊子、魚和倚賴溼地維生的鳥，如：水鳥。

West Jackson County CWTS 最初是種植香蒲和蘆葦(照片 3.7)。CWTS 也自然地拓展出其他 43 種溼地植物，提供生物多樣性的一個高水準。

入流水經由預處理的氧化塘再以管線(2 英吋的孔徑間隔每 10 英尺鑽孔)分散流至各溼地系統，分散流入的這個方法是透過處理系統開始流動並為有效的處理 CWTS 水質不可或缺的。入流水透過系統約 12 天可達高水質標準，系統中的微生物其停留時間隨著季節而變化，停留時間因水深變化而有所不同，因為微生物在高溫時反應特別快，在夏天可以減少其停留時間但仍必須提供足夠的接觸時間以有效處理。相反地，在冬天寒冷的氣溫下，微生物反應速率降低，因此，藉由提高水深來增加反應時間。深水區域沿著溼地系統全長有效提供了分散水流，不銹鋼溢流堰控制系統水深並促使放流水透過處理系統流動。最後 CWTS 處理水將放流傳送至後曝氣池，在最後放流前將監測流速及水質。

1990 年 2 月 CWTS 第一階段建設開始。在 1990 年 7 月播種及土方工程完成，並且在 1990 年 8 月此階段啓用並開始進流。在 1990 年 10 月以前植物徹底覆蓋系統。

在 1990 年 6 月第二階段的建設開始，約 8 個月後完成。1990 年 10 月對第二階段開始入流。1991 年 4 月完成播種。在 1991 年 6 月以前第二階段植物徹底覆蓋系統(表 3.2)。

自 1991 年 6 月水質監測開始隨著完整的植物建立表示 West Jackson County 人工溼地有效的減少 BOD₅ 及 TSS 濃度小於 8mg/L，此減少的情況不管 BOD₅ 及 TSS 進流水質濃度變化。

West Jackson County 人工溼地一個關鍵的目的是氨氮的去除，氨氮放流水濃度高與高 TKN 濃度或高流量有關。操作控制尖峰流量、TKN 負荷及水深調整可使系統有效的去除氨氮。

除了提升放流水質放流至可接受河川水體，West Jackson County 人工溼地擁有重要的野生棲息地之優勢，這個新的溼地棲息地提供了食物及脊椎動物和非脊椎動物生活的多變溼地型態覆蓋。水棲的非脊椎生物數量透過溼地提供食物給鳥類及魚類。

在開放水地區及水淺的地方，產生 45 個溼地植物種類，並產生野生生物棲息地的多樣性和高數量野生生物種類。1991 年間，在這些溼地周遭確定共有鳥類 62 種。

大約37種被認為倚賴溼地生存。冬天、春天及秋天期間鳥類數量，以鴨子、黑臉田雞、溼地麻雀及鶴或鷺鶩等為優勢種（照片3.8）。夏天鳥類數量至少7種築巢鳥種類的存在，和溼地周遭中其他鳥的種類總共有30種。

三、密西根州 Vermontville Wetland

Vermontville 是距離蘭辛(密西根首府)西南方 25 英哩的一農村社會。本地槭樹糖漿工業是相當活躍的。此地區沒有高度成長的跡象及更多城市忙碌的現象。1970 年 The Clean Water Act 要求 Vermontville 廢水處理功能提升。在 1972 年便選擇氧化塘連接滲流床，這滲流床意外的成爲溼地，於是系統運作明顯良好(照片 3.9)。

密西根 Vermontville 的廢水處理系統，由 10.9 英畝(4.4 公頃)的兩個穩定塘組成，連接四個堤壩表面 11.5 英畝的灌溉田地。在粉土質黏土質的土壤上構築。系統座落於有高地池塘的丘陵。在 1991 年之後，第十九年操作，田地的水生植物意外地完全超生長，主要是香蒲。系統設計 0.1mgd。設計容量約爲目前四分之三之操作量(圖 3.3)。

穩定塘的廢水藉重力流至每一溼地，氧化塘及溼地如山腰的陡坡上形成階梯狀，必須具有足夠的重力流爲條件。水位應超過 6 英吋(15.2 公分)，水將藉由儲水管溢出排至下一溼地。所有應用的水將在離開處理面積之前便滲入地下。

1990 年間，約有 29 mg 的廢水流入氧化塘，這是一個乾旱的一年，蒸發量超過降雨量及融雪量，離開氧化塘時約僅剩 22 mg 流至溼地 1、溼地 2 及溼地 3。在溼地系統中約有 7 mg 消失在蒸發上，13 mg 滲入地下水，2 mg 自溼地 4 溢流至承受水體。溼地 4 放流至 Thornapple River 的支流(圖 3.4)。

放流水每禮拜監測一次，1990 年間，總懸浮固體物皆在限制範圍內，表示溼地有效的過濾及沉降去除粒狀物。含碳生化需氧量(CBOD)在 1990 年間其 30 天平均值皆在許可範圍內。總磷在 1990 年間之平均約 0.24mg/L，對照限制範圍標準 1.0mg/L，也在允許限制範圍內。相同的，氨氮平均在 0.86mg/L，對照限制範圍標準 2.2mg/L，仍屬限制範圍內。磷和氮顯示出相當大(多)的可變性，這是許多溼地系統的特色。磷和氮可能爲植物所吸收或被分解。

含碳生化需氧量及總懸浮固體物關係圖中顯示，季平均相當低；含碳生化需氧量爲 3.5mg/L；總懸浮固體物爲 4.2mg/L；在 1990 年間，溶氧平均爲 7.0mg/L，範圍約落在 5.4 ~ 9.4 mg/L 之間；pH 範圍落在 6.6 ~ 7.2 之間，亦在許可範圍內(圖 3.5)。

市區及郊區廢水交互放流，一起流經系統後，氯化物濃度因稀釋作用而明顯減少，由放流的 280mg/L 至地上水體的 124mg/L。儘管夏天湖泊的降雨量超過蒸發量些許英吋，但是在 1978 年春天由於過多的雪及冰溶化導致有 25% 左右的濃度因此被稀釋掉。灌溉農田水及地面水之所以濃度減少，主要是由於廢水與更多週遭水體稀釋混合所造成。

磷在溼地系統及地表水之間約去除 97% ，由監測井中採樣，採樣點深約在溼地底部 10 英吋至 25 英吋(3.0 公分至 7.6 公分)。磷在 3 英尺(0.9 公尺)以上的平均去除效率約為 95% 。

硝酸氮在湖泊排放及溼地停留水間約增加 60% ，表示好氧菌在溼地中活躍。另一方面，惡臭氣味產生以證明厭氧菌在沉澱環境下形成，脫硝作用的發生使得硝酸鹽減少。硝酸鹽氮的範圍由 0.0mg/L 至 0.9mg/L，證明脫硝作用在淺的溼地土壤中發生。硝酸鹽氮在週遭水體被控制較滲入廢水高(標準)，或許表示當通過土壤時，有進一步的硝化作用在進行。總凱氏氮和氨氮在湖泊及溼地水體中其標準似乎沒有變化很大。但是，這個恆定性很可能僅僅外表的，有機氮和氨氮透過溼地沈澱中的厭氧而存活，分解作用很可能產生在這好氧的溼地水域中(圖 3.6)。

在 1978 年，觀察到溼地中有八種植物生長著，這些土地優勢種包括草原、浮萍、香蒲及柳樹。1991 年時，草原及浮萍不再受到長久的重視，而溼地目前優勢種完全由香蒲、柳樹等矮樹灌木林所取代。

溼地在 1978 年間，因溼地站立植物多變由最少的 830gm/m²到超過 2,200 gm/m²。1991 年，以視覺初步估算站立植物數量似乎略為超過目前之最大值，甚或是約略相同。所有範圍約略有 3,000 gm/m²，樹木不計。

磷存在於香蒲此等站立植物裡相對於磷釋放於溼地中要更值得令人注意。香蒲收成表示因此降低磷的排放，但是收成在滲流溼地中主要不是為了磷的去除，溼地中在地表水放流達承受水體前，土壤的型態及體積足夠影響磷的去除(照片 3.10)。

Vermontville 溼地系統中，適合鳥類生長繁殖。很多種類的鳥皆在此溼地沼澤中築巢，包括：紅翼鵝鳥、美國大鵝及美國金翅雀；水鳥(短頸野鴨及綠頭鴨)；陸生鳥類【鵝、雙胸斑沙鳥(北美所產濱鳥)、黃足鵝及鵝】；還有燕子等利用溼地池塘系統覓食或候鳥遷徙休息地。大的藍蒼鷺、綠蒼鷺、環頸雉及美國鷓鴣也都是溼

地常見鳥類之一。

這些溼地也是很多兩棲類及爬蟲類重要的棲息地。包括有：色彩鮮麗的海龜、毒蛇、豹、牛蛙及美國蟾蜍。尚有麝鼠、浣熊、白尾鹿及土撥鼠在溼地中覓食。

在 1972 年，Vermontville 築成池塘、建設的沼澤地為溼地花費 395,000 美金。由於選配地點其地形不平坦導致費用大部分花費在土地上。這些溼地處理系統的操作和保養的費用非常低。在 1978 年，勞動和領域(田地)的費用是 2,150 美金，而水質分析部分大約 3,500 美金。在 1990 年，這些相同的費用總計為大約 4,200 美金，其中包括勞動和領域(田地)的費用 3,400 美金。

四、北加州阿克塔市 Arcata Wetland

Arcata 是廢水再利用、生態復育、工業及農業的再利用和公共服務地區的示範。Arcata 地點位在紅杉國家的心臟地帶，Arcata 的城市在北方加州 Humboldt Bay 的東北岸上，舊金山北方 280 英里處。Arcata 有大約 15,000 的人口，其環境足以構築(造)一個具豐富性和完整性的溼地系統(圖 3.7)。

Arcata 是位於 Humboldt Bay 東北方的小城鎮，距舊金山北方約 280 英里。他們經歷了 Humboldt County 的經濟發展，是木材資源和海上資源必經之地，Humboldt Bay 是一個重地。在 1974 年加州州政府制定了廢水禁止下排到海灣和港灣裡的一個策略。Humboldt Bay Wastewater Authority 回應這個策略，提出了在 Humboldt Bay 鄰近構築一廢水處理植物以服務大眾。

為廢水處理認識到本地環境和標準的約束，Arcata 城市開始考察使用構築(造)溼地分散系統的設計。關於廢水處理 Task Force 決定一個構築(造)溼地系統的自然方法，能提供這個城市一個有效的廢水處理系統。城市從 1979 到 1982，聯繫選擇廢水處理的支持者，對部分的廢水以溼地生態系統的自然方法處理做試驗。試驗結果顯示構築(造)淡水溼地能處理 Arcata 城市的廢水並且同時提升排放廢水的溼地其環境的生物生產力。於是 Task Force 決定構築(造)一個溼地系統是極為有效的方法。此外，一個成功系統提供這個城市能樹立至關重要的溼地生態系統並提供娛樂和教育最佳地點。

在 Arcata 城市委員會和政治代表的幫助下，在 1983 年城市被授權發展構築(造)的溼地系統並合併原來的 Arcata 廢水處理植物的用處。在 1986 年，今天存在的溼地系統建構完成(圖 3.8)。Arcata 的水邊城市是廢棄的鋸木廠池塘的地點。今天，把 Arcata 的水邊已經轉變成 100 英畝淡水和鹽水的溼地、鹽水塘、潮水沼澤地和港灣。由於水邊現下成爲野生生物的棲息地，於是它的全部範圍終便稱作 Arcata 溼地及野生生物避難所(AMWS)。這些溼地是許多水上植物生長地方，更進一步成爲提供水鳥、猛禽和候鳥的特別棲息地。

Arcata 成爲了適當和成功的廢水再利用和溼地的堅強技術的一個國際觀摩場。一年超過 150,000 的人次把 AMWS 用作娛樂、賞鳥，或者科學研究。世界各地的訪問者來到 Arcata 調查它的廢水管理的成功。所有學生把 AMWS 用作科學研究(照片 3.11 及照片 3.12)。

Arcata 目前廢水處理植物由七個基本部分組成。包括：前處理、首部淨化、固體處理、氧化塘、處理溼地、加強溼地和消毒。以下一一介紹。

前處理：Arcata 廢水處理植物的前處理部分是未處理的污水的第一個階段，把無機物從未處理的污水中移走技術組成。技術包括兩個螺旋形水泵將污水抽至 15 英尺高，透過柵欄式隔板，在進入淨化池前流入引水槽(爲測量流量)並將砂礫分離。

首部淨化：用兩個淨化器來處理經過前處理剩下的材料。首部淨化後流到氧化塘即完成首部淨化處理。把沉澱在淨化器中的固體(污泥)抽至消化裝置。

污泥抽壓和穩定/廢熱發電：抽取淨化器的污泥到首要消化然後次要消化。消化裝置是使用再回收甲烷氣體的污泥與壓氣機混合。與甲烷回收和廢熱發電的系統設計了消化裝置。廢熱發電部分設計燃燒和利用這個熱要在消化過程中援助甲烷氣體。

氧化塘：氧化塘有效地移走大約 50% 的生化需氧量及在首部淨化後保留的懸浮固體物。停留時間長和自然程序完成降解。

處理溼地：處理溼地減少剩下的懸浮固體物和和在氧化塘放流生化需氧量。這三個 2 英畝的處理溼地在氧化塘的北方。所有處理溼地都種上了蘆葦，Humboldt Bay 地區產生了淡水溼地植物。將處理溼地放流水以水泵抽去消毒。

加強溼地：在第一個氯化處理法後，把廢水排向加強溼地。加強溼地位於氧化

塘的西北方。三個加強溼地覆蓋面積達31英畝。這些溼地設法保存水上植物種類的多樣性並改善水質。以水閘大門和木製圓木流至加強溼地。在消毒以後，廢水將流入George Allen Marsh，然後再經Robert Gearheart Marsh，最後流至Dan Hauser Marsh。流經Dan Hauser Marsh之放流水用水泵抽回消毒設備系統(圖3.9)。

消毒:氯氣用來消毒在流經加強溼地之前 Arcata 的廢水並且流入 Humboldt Bay 之前再次消毒(表 3.3)。

(一) Robert Gearheart Marsh：在1981年完成，從牧場建設了溼地並且目前使用處理廢水為唯一水的來源。

(二) George Allen Marsh：也在1981年完成，這個溼地建立在一個廢棄的圓木甲板上。

(三) Dan Hauser Marsh：這個最後溼地用消毒後的處理廢水引回到到處理植物灌溉。

(四) Mount Trashmore：這長滿草的小山丘，在1960年代和1970期間乃是回收利用封閉的垃圾衛生掩埋場來操作的。

(五) Arcata Boat Ramp：在Arcata Bay中保持的僅僅具體的船斜坡，這充當一個打(獵)鴨子、運動划船的途徑。

(六) Butcher Slough：Butcher Slough是從小河那裡得到供應而恢復的港灣，Arcata的主要分水嶺。

(七) Butcher's Slough Marsh：老舊圓木池塘復原而成，在Arcata溼地及野生生物避難所(AMWS)提供棲息場所。

(八) AMWS Interpretive Center：在建設 AMWS Interpretive Center 中，可以滿足處理系統的教育需求。

(九) Frank Klopp Lake：這鹽水湖也是由廢棄的掩埋場構成，現金成為陸生鳥類最熱門的休憩地方。

(十) Treatment Marshes：三個2.5英畝人工溼地，處理程序是由氧化塘放流至Arcata溼地及野生生物避難所(AMWS)。

(十一) Wastewater Aquaculture Project：魚類的孵卵場所和提高鮭魚、鱒魚及其他的魚類在廢水和海水的池塘。

(十二) Marsh Pilot Project：從1980年已經用溼地來展示人工溼地的有生力量(以)達到水質和棲息地的目標。

(十三) Oxidation Ponds：這45英畝的池塘在1950年建設完成，為處理Arcata廢水的次要標準。

(十四) Arcata Bay：這海灣生產超過加州一半的牡蠣，也是許多其他水生動物的家。

(十五) Hesdworks Facility：這是接收處理系統入流的地方。

15. Discharge Point：在溼地處理放流水及加強溼地放流水的混合點，流入 Arcata Bay的地點(照片 3.13 及照片 3.14)。

五、克羅拉多州 Ouray wetland

Ouray 位於 Colorado 西南方，距 Durango 北方約 60 英尺。夏天人口約 2,500 人，冬天人口約剩 900 人。此城市在山谷海拔約 7,580 英尺，處於嚴冬的環境。

Ouray 的 FWS 溼地接收來自兩個氧化塘的進流水並提供二級處理氯消毒預處理，最後放流於 Uncompahgre River。NPDES 平均每月限制放流 BOD30mg/L、TSS30mg/L 及糞便大腸菌 6000CFU/100ml。溼地預設冬天水溫 3°C，夏天水溫 20°C，BOD 去除安全係數 25%。

溼地面積 2.2 英畝，冬天設計流量 0.250mgd，夏天設計流量 0.363mgd。如圖 3.10，溼地包括兩個平行水流，每一個有三個渠道，兩個水流是平行操作的，在夏天月份或維修時如果必要的話，其中一道水流將停止處理。溼地表面設置為彎曲水流，一部分原因是因為受限於地方狹窄；另一方面是考量美觀因素。渠道內可經由出口調節水深，最小 8 英吋最大達 18 英吋。水平面在冬天剛開始時增加至最大水深，在低溫期間提供停留時間並附加在冬天月份時水表面結冰的深度。系統的停留時間依靠水深及冬天結的冰。最小的水深在 HRT2.2 天時；最大的水深在沒有結冰的狀態下，HRT 為 3.8 天。溼地渠道內種植香蒲及蘆葦。

溼地設計於 1992 年，於 1993 年春天及夏天建造完成，1993 年十月植物種植完

成，1993 年開始部份操作，之後便持續操作至今。

整個系統的建造費用，包括：氧化塘、加氯消毒設備及其他各式各樣的設備共約 816,530 美金。光處理溼地的建造費用估計約需 108,500 美金(即每英畝 49,300 美金；或設計容量每 1000gpd 300 美金)。Ouray 的內部系統整個月的操作維修費用為 2,625 美金。

這系統每到冬天接必須歷經長期的表面結冰，至少冰覆蓋六個月約 6 英吋厚。溝渠之底部及側邊有 2~4 英吋的亂石保護。

溼地的單元程序中不需要太多特別的操作維修費用，包括收成及其他植物經營管理程序。這溼地沒有如發生在其他溼地般的有毒植物或有害動物的問題，蚊子的問題亦沒發生在此溼地中。

Ouray 的氧化塘估計近流水之生化需氧量去除率為 54% ；進流水之總懸浮固體物之去除率為 65% 。在 1995 年，溼地進流水生化需氧量之平均值為 58mg/L；總懸浮固體物之平均值為 63mg/L，溼地的生化需氧量平均去除效率為 83% ；總懸浮固體物之去除效率為 90% 。1996 年，溼地生化需氧量平均去除率為 88% ；總懸浮固體物之去除效為 91% 。1995 年及 1996 年放流水之糞便大腸桿菌數分別為 570CFU/100ml 及 1300CFU/100ml，所有月平均皆低於 NPDES 的限制標準 6000CFU/100ml，所以沒必要操作加氯消毒設備。

肆、歐洲國家案例

歐洲地區有許多的農村無法建造傳統的污水處理系統，主要原因為：

(1)必須建造大量的污水下水道系統，以收集分散在各地的污水。

(2)由於成本效益，無法在每個農村或小村莊建造大型的污水處理廠。

基於上述的考量，因此必須考慮以低科技、低建造成本、無生態危害性，並且可以在當地(on-site)建造的處理系統。目前，可當地建造的污水處理系統可分為兩大類：(1)傳統處理系統，例如滴濾池、RBC、SBR 等；(2)非傳統或可廣泛利用的處理系統，例如氧化塘或人工溼地。其中，人工溼地由於具有構造簡易、維護簡單、具有較大的緩衝能力、不產生污泥的特性，近 20 年來在歐洲許多地區被廣泛的利用，例如：英國、德國、奧地利、丹麥、捷克、荷蘭等國家，並且已經建造 500-1000 座人工溼地系統，Borner (Haberl and Mayer, 1995) 將其中的 268 座人工溼地的處理效能整理如表 4.1。

一、英國

(一) Lighthorne Health 人工溼地系統

位於英國Warwick郡的Lighthorne Health村，由於其位於Tach Brook水源保護區內，河流水質須符合英國的河流水質標準 (River Quality Object (各項污染物管制濃度為：BOD₅，5mg/L，NH₄-N，0.7mg/L))，為了防止Lighthorne Health村的生活污水污染了Tach Brook水源保護區，因此英國環境署管制Lighthorne Health村的放流水標準提高為：BOD₅，5 mg/L；TSS，20 mg/L；NH₄-N，5mg/L；若暴雨逕流量達 9.7 L/S時，BOD₅需為 40mg/L以下、TSS為 60mg/L以下，NH₄-N為 15mg/L以下。Lighthorne Health村的下水道系統主要為由舊有的合流式與新建的分流式下水道系統所組成，其污水來源除了一般的生活污水之外，還有降雨逕流水，另外，該村還有傳統汽車工業的遊客中心，經常吸引了大量的遊客前來參觀。為此英國的Seven Trent Water局在Lighthorne Health村於 1992 年建造了Lighthorne Health人工溼地系統

(Green et al., 1999)，並於 1992 年 11 月開始操作。

Lighthorne Health 人工溼地系統主要由 5 座水平流動式的 reed bed 型溼地組成，其中 2 座主要為處理降雨逕流污水，這兩座溼地的設計處理人口量為 1400 人（Lighthorne Health 村實際人口為 1154 人），長為 12.5 公尺，寬為 25.7 公尺，深為 0.6 公尺，總面積為 642 平方公尺，溼地中的介質採用粒徑 5-10 mm 的洗石，主要種植植物為 *Phragmites australis*。溼地的裡襯材質均以 LDPE 製，進流管線由進流蛇籠中的礫石所包埋，出流則以礫石蛇籠連接農業排水溝渠而排出。

各項污染物處理效能如表 4.2 所示，其中，在 1993 年至 1994 年的監測當中，共發生了三次的暴雨，這三次暴雨發生時，暴雨逕流量分別為 959 m³/d、838 m³/d、959 m³/d，水力負荷分別為 250mm/d、400mm/d、380mm/d，這三次的暴雨逕流污水經 reed bed 處理過後，各項水質均可符合英國環境署管制的放流水標準，BOD₅ 的去除率平均可達 76% 以上，TSS 去除率可達 80% 以上，NH₄-N 平均有 50% 以上的去除率，TON 的平均去除率為 35% 以上。

(二) Little Stretten 人工溼地系統

Little Stretten 村位於英國的 Leicester 郡，在 1987 年之前，該村的廢污水處理系統為一消化槽，經消化槽處理過後的放流水再排放至排水溝渠，使用消化槽的原因，主要為 Little Stretten 村廢污水主要來源除了一般的生活污水與降雨逕流污水之外，還有當地畜牧農場所產生的含高有機氮的廢污水。但由於消化槽並無法完全處理該村的廢污水，因此英國的 Seven Ternt Water 局在 Little Stretten 村於 1987 年的夏季時建立一人工溼地系統 (IWA, 2000)，並於 1987 年 8 月開始操作，除了希望能夠以二級處理的方式處理該村的廢污水之外，並希望能夠藉由 Little Stretten 人工溼地系統的操作，使之成為 Little Stretten 村附近區域其他小村莊的示範。

Little Stretten 村的人工溼地系統為水平流動式的 reed bed 型溼地，每一座人工溼地的長為 12.5 公尺，寬為 2.0 公尺，深為 0.6 公尺，共有 8 座，並且串聯操作，溼地內的介質粒徑為 5-10 毫米的洗石，主要處理人口當量數為 40 人，另外考慮以畜牧農場的廢污水，因此額外增加 20 的人口當量數(初期操作以 200 人的 BOD₅ 人口當量的操作)，相當於每人所製造的污水可藉由 3 平方公尺的人工溼地系統來處

理，溼地內種植的植物主要為*Phragmites australis*。所有的溼地系統均建築於山坡地，並利用重力使溼地之水流動。由於Little Stretten人工溼地的污水來源為引流消化槽的放流水，因此該溼地的所有管線設計均以能符合消化槽的管線為主，溼地的裡襯材質均為使用LDPE。

Little Stretten人工溼地的進出流平均水質表現如表 4.3 所示，顯示Little Stretten人工溼地系統的處理效能隨著操作年份的增加而逐漸增加，BOD₅平均去除率為 85%，TSS為 71%，NH₄-N為 57%，TON為 59%。另外，污水流入人工溼地後，隨著每一座溼地的處理，水質逐漸呈現好氧的狀態，因此入流污水的有機氮濃度能在溼地經硝化作用轉為無機氮，而使有機氮濃度降低，並且操作至 1990 年之後，放流水的BOD₅濃度能降至 10 mg/L以下。

(三) Great Notley Garden 人工溼地

近年來，由於都市化的發展，越來越多的英國居民要求在都市近郊必須增加綠地，而英國環境屬在建設這些綠地時，都會額外增加一些附加的功能，例如可提供美觀的風景、可供動物棲息以及進行復育的綠地等。Great Notley Garden 村位於英國 Braintree 郡的南邊，該村的總面積有 188 公頃，原本是一個以農業為主的小村子，後來發展成爲 2000 戶以上的村莊。該村擁有由 Countryside Properties 所建設的鄉村公園，這座公園包含有景觀池、人工溼地、圍繞著公園的森林、可供野生動物棲息的草原，以及供社區民眾遊憩的中央廣場。其中，總面積爲 7900 平方公尺的人工溼地系統，其後還聯接著一座 16000 平方公尺的遊憩湖。該做人工溼地系統不但肩負著污水處理的功能，還兼具收集附近區域的降雨淨流水以及防洪的功能(Shutes, 2001)。

Great Notley Garden 人工溼地系統由三個部分所組成：分別爲沉澱溝渠、水平流動式的 reed bed 型人工溼地，以及表面流人工溼地，如圖 4.1 所示。總個人工溼地系統爲了防止污水的滲漏，溼地底部均鋪上以不透水的黏土層，並將底部的坡度控制爲 1% 左右，而 reed bed 型溼地系統種植了 10000 棵 *Phragmites* 植物，其餘的表面流人工溼地則種植了 *T. latifolia*, *Scripus lacustris* and *Iris pserudacorus* 等三種植物，另外，表面流人工溼地的表面土壤層爲使用附近農田的土壤，主要是希望在操

作初期能夠質用土壤層內的營養鹽，以促進植物的生長。

污水由排水管線進入溼地之前，須先經過沉澱溝渠，沉澱溝渠由兩條入流溝渠所組成，污水流經這兩條溝渠之後沉澱懸浮固體物之後，再流入 reed bed 人工溼地內。Reed bed 人工溼地為了能使植物充分成長，因此特地將溼地的水深控制在溼地的介質表面附近，但在乾季的時候，水深則控制在石頭表面下，並隨著預設的坡度流入表面流人工溼地。表面流人工溼地原本設計為 soil bed 型人工溼地，但由於土壤層的水流傳導能力並不如 reed bed 型人工溼地，因此演變成爲表面流人工溼地。而經表面流人工施第處理後的污水，經由六個放流口流入遊憩湖。

由初期的操作結果來看，Great Notley Garden 人工溼地系統對於水中金屬物質的去除效果如下：Cd，10-99%；Cu，94-97%；Pb，89-97%；Zn，10-99%，並且爲了維持水中金屬物質的去除效果，每年還必須定期挖除沉澱池中的污泥。

二、德國

(一) Gro B beeren 人工溼地

Gro B beeren 人工溼地位於德國柏林的南方 (Kern, 1999)，主要污水來源爲校園廢污水，以及 Gro B beeren/Werder e.V.園藝研究所的污水，Gro B beeren 人工溼地爲水平流動式的 reed bed 型二級處理溼地，每座溼地的長爲 16 公尺，寬爲 4 公尺，深爲 1 公尺，共有兩座，總面積約爲 130 平方公尺，溼地內介質粒徑爲 2-16 毫米(溼地上部粒徑爲 2-3 毫米，溼地底部粒徑爲 8-16 毫米)，介質深度爲 0.6 公尺，如圖 4.2 所示。污水引流至溼地前須先經一沉澱池前處理，並利用重力使溼地的水流動，水深控制爲 20-30 公分，經人工溼地處理之後，再流入一池塘中。Gro B beeren 人工溼地系統於 1995 年開始操作，水力負荷爲 0.015 m/d，水力停留時間 8 天。

各項污染物於溼地中的進出流水濃度變化如圖 4.3 所示，COD的處理效率平均爲 91.9%，TN的處理效率爲 91.0%，NH₄-N的處理效率爲 95.8%，NO₃-N的無明顯處理效率，TP的處理效率爲 87.9%，糞便性大腸菌的處理效率爲 99.1%。

(二) Marienhohe 人工溼地

Marienhöhe 人工溼地位於德國 Bad Saarow 村，所處理的廢污水除了一般的家庭污水之外，還有乳酪製品農場的廢水，其污水量比例為家庭污水 7，乳酪製品廢污水 1。Marienhöhe 人工溼地為垂直接流動式的 reed bed 型二級處理人工溼地系統(Kern, 1999)，每座溼地的長為 10 公尺，寬為 7 公尺，深為 1.8 公尺，共有兩座，總面積約為 140 平方公尺，溼地內介質粒徑為 2-16 毫米(溼地上部粒徑為 2-5 毫米，溼地底部粒徑為 8-16 毫米)，如圖 4.4 所示。污水引流至溼地前須先經一沉澱池前處理，並利用重力使溼地的水流動，水深控制為 100 公分，水力負荷為 0.029 m/d，水力停留時間為 3 天。

各項污染物於溼地中的進出流水濃度變化如圖 4.5 所示，由於所處理的污水中含有一部分的乳酪製品廢污水，因此 COD 的進流濃度均相當高，濃度約為 400-600 mg/L 之間，COD 的處理效率平均為 85.9%，TN 的處理效率為 35.0%，NH₄-N 的處理效率為 66.6%，NO₃-N 的無明顯處理效率，TP 的處理效率為 54.8%，糞便性大腸菌的處理效率為 96.1%。

三、奧地利

(一) Strengberg 人工溼地系統

Strengberg 為位於奧地利南部的小村莊，該村已經建有可處理 1500 人生活污水的活性污泥處理系統，然而由於該村的污水量相當的少，因此需要增建一處理系統進行最終處理，以完全去除水中的營養鹽 (IWA, 2000)。因此奧地利的維也納農業科學大學 IWGA 團隊於 1994 年秋季，在 Strengberg 村建立一三級處理的人工溼地系統，並於 1995 年春季開始操作。

Strengberg 人工溼地系統主要由 4 座 reed bed 型溼地組成，溼地的水流方式均為垂直接流動式，其中兩座溼地為長為 23 公尺，寬為 6.5 公尺，深度為 1.3 公尺，並鋪上 1.2 公尺深的砂與礫石作為介質，粒徑為 0-8 毫米，其餘兩座的長為 23 公尺，寬為 6.5 公尺，深為 0.8 公尺，並鋪上 0.8 公尺高的砂與粒石作為介質，粒徑為 0-8 毫米，4 座溼地種植的植物均為 *Phragmites australis*。污水主要引流 Strengberg 村污水處理廠的放流水，進入溼地處理前，先流經一 6 立方公尺的污水儲槽，再由抽水

馬達將污水抽進溼地中，所有的溼地的裡襯均為塑膠製材質。溼地的污水入流管線為鋼製管材，入口設置方式為從溼地進流區至出流區，平均每 3 公尺設置一個入口，依序配置在溼地系統介質的上方，入口管徑大小為 8 毫米，並且做電鍍處理，以防止污水對管線出流口造成腐蝕，出流管線則配置於溼地介質內 20 公分處，以直徑 100 毫米的管線收集溼地出流水。

表 4.4 顯示為增加水力負荷的操作下，Strengberg 人工溼地系統對各項污染物的處理效能，由實驗結果可以發現，由於 Strengberg 人工溼地系統為三級處理系統，因此在進流的污染物濃度並不高，所表現的去除效率也不如預期，但對於營養鹽的去除具有相當好的效果，其中 Strengberg 人工溼地系統具有相當大的硝化能力，甚至當水力負荷增加至 500 mm/d 時，出流水的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的濃度仍可低於 0.3 mg/L 以下。

(二) Horbach 人工溼地系統

為於奧地利的 Horbach 村並無污水處理系統，若要將污水連接至該地區的中央污水處理廠也需要耗費相當大的成本，因此維也納農業科學大學的 IWGA 團隊於 1995 年春季，在 Horbach 村建立一二級處理的人工溼地系統 (IWA, 2000)，並於 1995 年 8 月開始操作，並且其水質經處理後，須符合以下的管制標準： BOD_5 濃度需達 25 mg/L 以下，COD 濃度為 90mg/L 以下，TSS 濃度為 30mg/L 以下， $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度為 10mg/L 以下。另外，IWGA 團隊希望能夠利用 Horbach 人工溼地系統的操作參數，作為 Horbach 村鄰近地區其他村莊的建立人工溼地時的參考依據。

Horbach 村的生活污水進入 Horbach 人工溼地系統前，先經一濾網過濾並流至 40 立方公尺的沉澱槽，再流入人工溼地。Horbach 人工溼地主要由 4 座 reed bed 型的垂流流動式溼地組成，平均可以處理人口當量數為 230 人，每座溼地的長、寬均為 20 公尺，其中兩座的深度為 1.2 公尺，其餘兩座 0.6 公尺，溼地中為的介質砂與礫石，粒徑為 0-8 毫米，種植的植物為 *Phragmites australis*。溼地中的管線均以塑膠製材質，入流於溼地的管線採 PVC 材質，依序由溼地進流至出流分布於溼地的介質上方，並且為了避免污水對管線造成腐蝕，因此每個入口均特別做電鍍處理，出流管線則配置於溼地介質內 20 公分處，以直徑 100 毫米的管線收集溼地出流水。另外，Horbach 人工溼地系統的入流方式較為特殊，以自動控制器控制入流次數，平

均一天入流四次。

Horbach人工溼地系統操作結果如表 4.5 所示，可以發現進流於人工溼地系統的各项污染物濃度均相當高，BOD₅約為 100-600 mg/L之間，COD為 400-1200 mg/L之間，NH₄-N為 40-70 mg/L之間，在低水力負荷的操作下，經人工溼地處理過後，除了NH₄-N之外，其餘放流水中的各项污染物濃度均可符合放流水標準，顯示Horbach人工溼地系統具相當良好的處理效果，此外，TP在溼地操作 4 年之後，仍維持相當高的去除率。NH₄-N於操作前兩年的放流水濃度仍相當高，主要原因為沉澱池中抽進了大量的顆粒性有機物，這些顆粒性有機物分解時耗掉大量的氧氣，因此溼地中的NH₄-N無足夠溶氧進行硝化作用，另外，於冬季操作期間，由於出流管的出流孔管徑太小，除流孔結冰無法正常操作，這修問題經過修正之後，出流水的NH₄-N濃度於 1997 年之後均可符合放流水標準。

四、丹麥：Uggerhalne 人工溼地系統

Uggerhalne 人工溼地系統，為繼丹麥於 1980 年早期建立一 RZM 系統之後的第一座 reed bed 型人工溼地系統，其位於北丹麥的 Aalborg 郡，該人工溼地的建造概念主要為仿效德國的人工溼地建造方式，並認為植物的根部所增加的空間，可以增加水流的傳導達 3 年以上 (IWA, 2000)，基於此一理由，Uggerhalne 人工溼地建造時即以土壤作為介質，並且土壤中必須含 20%的黏土，以利磷的吸附與去除。

Uggerhalne 村為一小村莊，村中有一些小型的工業，例如瓦斯儲槽等，而這些小型工業的廢污水亦排放至村中的污水下水道系統，另外，該村採用合流式下水道系統，因此污水中含有一部分的降雨逕流。

Uggerhalne 人工溼地系統主要為收集 Uggerhalne 村以及附近區域的廢污水，於 1985 年 8 月至 11 月間建造，並於 1985 年開始操作至今，總建造費用為 15 萬美金，溼地的長為 33 公尺長，80 公尺寬，總面積為 2640 平方公尺，深度為 0.60-0.65 公尺，溼地底部坡度為 1.2%，溼地中種植的植物為 *Phragmites australis*。污水進入溼地之前，須先經一沉澱槽，之後再由抽水馬達將污水抽送至 80m 長的開放式溝渠，再由溝渠引流至人工溼地系統。經人工溼地處理後的放流水，再流經一填充滿礫石

的渠道，最後才放流。

Uggerhalne 人工溼地系統中的介質原先設計必須含有 20%的黏土，並且與有機土壤以 2：1 的比例混合。然而實際所使用的土壤介質，為 25%的泥沙與 75%的砂礫，並且土壤中有機物的含量為 5.9%，其他物質的含量為：TN，1.71mg/g，TP，0.34mg/g，Fe，8.6mg/g，Ca，2.9mg/g，Al，9.4mg/g。

Uggerhalne人工溼地系統操作果如表 4.6 所示，各項進流於溼地內的污染物濃度均相當高，例如COD濃度最高可達 450 mg/L，但隨著操作年份的增加，各項污染物而逐漸顯現良好的去除效果，COD平均可獲得 78%的去除率，BOD平均去除率為 93%，TSS去除率為 90%，TN去除率為 42%，NH₄-N為 39%，TP為 38%，其中教職得注意的是，N與P的去除表現較不如預期，並且無硝化作用產生，所以有機氮的去除效果並不明顯，可能原因為為生物分解有機物而耗掉了大量的氧氣，至使溼地中無多餘的溶氧供有機氮與氨氮進行礦化作用與硝化作用。

五、捷克：Kolodeje 人工溼地系統

Kolodeje為位於Pargue郡的一個村莊，該村的生活污水原本連接至Prague郡的污水處理中心，然而由於Kolodeje村的人口增加，若要再接污水下水道系統至污水處理中心，必須花費昂貴的建設費用，因此該村決定不再將污水連接至污水處理中心，而直接在Kolodeje村建一二級處理的人工溼地系統（IWA, 2000），以處理該村的廢污水，並且希望能符合以下的放流水標準：BOD₅，平均 15 mg/L，最高為 20mg/L；TSS，平均為 15 mg/L，最高為 20mg/L；COD，平均為 60mg/L，最高為 80mg/L。

Kolodeje 人工溼地系統建造於 1993 年，為捷克最大型人工溼地系統，並於 1994 年 3 月開始操作。其主要由 4 個水平流動式的 reed bed 型人工溼地所組成，每個溼地長 27 公尺，寬 41.6 公尺，4 個溼地總面積為 4500 平方公尺，溼地的裡襯材質為 PVC 製，設計處理人工當量數為 900 人（Vymazal, 2002），然而 Kolodeje 村於 1998 年時，人口即已經達到人工溼地的設計處理人口數。進流區域的溼地深度為 0.65 公尺，出流區域的深度為 0.92 公尺，底部的坡度為 1%，溼地內介質主要為砂礫（粒徑為 1-4 毫米），並在進流與放流區鋪上石頭（粒徑為 50-150 毫米），溼地中種植植物

為 *Phragmites australis*，種植密度為平方公尺 4 株。初期操作時進流管線以直徑 100 毫米的 T 型管，配置在溼地的介質上方，每個進流孔徑為 2 毫米，然而這樣的設計方式卻經常造成管線阻塞，因此在操作兩年後，改以直徑 150 毫米的 T 型管入流管，配置於溼地介質上，並以石頭覆蓋入流管線。出流管線初期採用直徑 100 毫米的管線配置在溼地出流區域底部，並連接一塑膠製的出流水井，以收集溼地的出流水，操作兩年之後，將出流水井改成塑膠製的出流水溝渠。

該村的放流水需符合以下的標準：BOD₅，平均為 15mg/L，最大值為 20mg/L；TSS，平均為 15mg/L，最高為 20mg/L；COD，平均為 60mg/L，最高為 80mg/L。由表 4.7 之操作結果可以發現，出流水的各項污染物均可符合放流水標準，平均去除率為：BOD₅，90%；COD，86%；TSS，94%；TN，49%；TP，59%。

伍、開發中國家案例

對於大多數的開發中國家，由於廢水處理程序成本高，並缺乏環保法規及有效的法規執行力，因此少有完善的廢水處理設施的建設，水污染狀況及所導致的水傳播疾病問題嚴重。對廢污水的處理最常使用一些簡易及天然的方法，例如：穩定塘、土地處理(亦即廢水直接農地灌溉)及養殖埤塘。

穩定塘處理法基本上雖然可達有機物及病原菌的削減結果，但是卻衍生藻類生長而增加放流水中的固體物含量，它對氮磷營養物的去除效果也不彰，因此以穩定塘處理廢污水，宜結合其它自然方法如土地處理、養殖或人工溼地技術，才能符合維護環境品質的需求。

另外，在許多開發中國家的某些區域，在水資源及肥料均缺乏的情況下，常引用家庭污水直接灌溉於農地，雖然可將污水中的營養物回收利用於作物生產、並可補注地下水。不過，研究報導陸續發現污水中的病媒(病原菌細胞、或寄生蟲卵)可能殘留於作物中，而有傳染疾病的危害性，再者也發現常年灌溉廢污水的農地，有都有土壤及地下水污染的問題。農地灌溉家庭污水的技術對於污水資源(水及水中營養物)再利用而言雖值得發展，但是應將廢污水的有機物及病原菌處理到所謂二級處理標準後，才適合進行農地灌溉，此觀念在學術界及政府的法規制定上都已有此認知。

傳統的農業社會中，勤僕聰明的中國人(在台灣也常見)即有把廢棄物或污水當成是資源而加以回收利用的觀念及作法。例如，在農家附近的低窪地區挖掘土堤式埤塘(dike pond system)。此埤塘深約 2.5~3 公尺，足以讓魚類存活生長，每座埤塘約在 0.2~0.5 公頃。平時農民生活中所產生的水肥、農業活動所產生的有機廢棄物或畜牧產生的動物排泄物等，均投入至此埤塘中做為肥料。這些來自廢棄物中的養分便刺激池塘中藻類的生長，除此之外埤塘中也種植一些漂浮型及著根型的水生植物，對池水的水質淨化提供幫助。更重要的是，埤塘中放養著 4~5 種食性不同的鯉魚，例如草食性的草魚、濾食性的大頭鰱及白鰱、雜食性的鯽魚等，以池中的藻類及水生植物做為食物(圖 5.1)。根據調查，每公頃的埤塘可處理約 75 公噸的糞肥，並生產出 10 公噸的漁獲提供食用、或到市場販賣成為經濟來源 (Korn, 1996; Sifa,

1996)。埤塘系統除了提供上述功能外，在農村社會裡它還有防洪、保護土地莊稼財產，及做為蓄水塘提供農田灌溉的功能。因此，除了採收魚類或翻攪池泥外(底泥也可移出作為農地肥料)，平時無須排水。此埤塘方法便是以生態系統的平衡為出發點設計出人類生活中如何妥善利用環境資源的方法，與現今生態工程所揭諸的目標不謀而合。但是，埤塘只能處理小規模村莊所產生的廢污水，廢水處理上的效率端賴於農民的經驗，而魚類是經由糞肥或污水所養殖獲得的，基本上可能有衛生上的疑慮。現今此類埤塘的存在以因鄉鎮都市化及工業化而面臨威脅，面積更是逐漸減少。另外，許多埤塘與各水路均有連結，由於水污染導致埤塘水質惡化及池終魚類遭受污染，為各方關注的問題。

與上述三種曾於開發中國家使用的廢水處理生態工法比較，人工溼地生態工法具有以下優點：

- (一) 處理廢污水種類不限家庭污水，可拓展到事業廢水的處理
- (二) 可單獨使用人工濕地處理廢污水而達二級排放標準，而放流到自然水體中
- (三) 可與其他程序結合做為三級處理，將放流水品質進一步提升
- (四) 可以和上述三種生態工法結合，而增加更多的功能，例如：穩定塘—人工溼地前後串聯、人工溼地—土地灌溉串聯、人工溼地—養殖埤塘....等。

開發中國家大多分散在南北半球的赤道或靠近赤道的區域，屬於熱帶及亞熱帶國家，比起溫帶及寒帶的以開發國家而言，此氣候條件因終年高溫而有益於濕地植物的生長及有利於微生物的活性表現，因此較適合人工濕地技術的發展及應用。尤其，大多開發中國家經濟落後、財政困難，並沒有充裕經費發展下水道系統或污水處理廠。再者，某些開發中國家的水資源並不豐富，水污染及公共衛生上的問題急待解決。因此，低成本、容易維護操作、有效率的人工濕地技術為開發中國家水資源保育及公共衛生上提供一重要的革新技術選項。

然而，人工濕地技術的基礎研究及應用發展均是來自歐、美、澳洲的以開發中國家，還好這些已開發國家(如美國、英國、德國、奧地利、澳大利亞... 等)的學術團體及民間組織均能秉持人道關懷的精神，提供技術及經費上的援助，將人工濕地的種子播種在開發中國家內(如亞洲的中國、泰國，非洲的埃及、烏干達、肯亞、南非，南美洲的巴西、哥倫比亞等)。以下列舉幾個有關開發中國家發展人工濕地技術的案

例。

一、中國案例

(一) 人工溼地與埤塘的結合

中國最早有關人工溼地在廢水處理上的應用大約始於 1985 年，初期在北京市昌平區建造了一座種植蘆葦的FWS型人工溼地處理都市污水，溼地面積約 1 公頃每日處理污水量約 500 m³，家庭污水經預先沉澱後即進入溼地。進流污水的BOD₅、SS、TN、TP分別為 125、275、14.4、0.94 mg/L，經過人工溼地淨化後各項污染物濃度降低至 17.8、17.0、5.1、0.42 mg/L，水質可符合國家的排放水標準(Xianfa and Chuncai, 1995)。

由於大陸有些學者提出可利用人工溼地先將廢污水淨化後，再流進養殖埤塘中以增進魚類養殖的衛生條件。因此上述人工溼地並且與另一養殖魚類及水鴨的埤塘連結，以濕地淨化後的家庭污水來進行水產養殖，因此生態系統每年另外可獲得 4000 公斤的漁獲、750 公斤的鴨子及收成 30 公噸的蘆葦。而且養殖埤塘也可做為蓄水池，利用溼地淨化後的污水提供農業灌溉使用，此水資源再利用的概念對降雨量平均只有 600 mm 的中國北方地區而言，為一重要的示範性做法。

(二) 深圳白泥坑人工溼地

白泥坑位於中國珠江三角洲深圳市龍崗區平湖鎮內的村莊。人工溼地系統的建立純粹是為了淨化鄉鎮所產生的廢污水，並希望達到廢水二級處理的排放水標準(SS 及BOD₅ < 30 mg/L)。濕地總面積為 8400 m²，設計每日污水處理量為 3400 m³，是由數個表面下流動式(SSF)人工溼地(礫石床)及穩定塘連結組成。其處理流程如圖 5.2 所示(Yang et al., 1995)：

1. 初級處理礫石床

為 3 個種植蘆葦的礫石床平行設置，面積計 1512 m²，礫石深度約 80 cm，水力負荷之設計參數相當高為 0.95 m/day，進流廢污水直接已管線導入溼地進流區。

2. 二級處理礫石床

為 2 個礫石床平行設置組成，其中 1 個種植蘆葦、另一個種植莎草(*Cyperus malaccensis*)，面積計 1739 m²，礫石深度約 100 cm。此溼地直接入流來自初級處理

礫石床的出流水。

3.穩定塘

二級處理礫石床出流水隨後流入 3 個平行設置的穩定塘，分別種植睡蓮(*Nelumbo nutifera*)及布袋蓮(*Eichhornia crassipes*)，面積計 1710 m²，水深為 150 cm。

4.最後處理礫石床

穩定塘出流水流入 2 個平行設置的礫石床，其中 1 個種植蘆葦、另一個種植石龍芻(*Lepironia articulata*)，面積計 2850 m²，礫石深度約 100 cm。最後的出流水由水管收集排放。

此系統自 1990 年 7 月開始連續進流操作，由 1991-1993 年的水質監測結果顯示（表 5.1），濕地對廢污水的BOD₅、COD及SS的去除效率相當好(91、74 及 93 %)，原廢污水濃度分別為 93、145 及 141 mg/L，溼地處理後放流水為 7、38 及 11 mg/L，水質不僅能達到排放水標準，甚至優於平湖污水處理廠的二級處理排放水。可能因為水力負荷太高，因此人工濕地對TP及TN之處理結果較不理想(30 及 23%去除效率)。然而，白泥坑人工溼地的設置以低成本的廢水處理操作，對緩解東深圳供水之水質污染仍然發揮著顯著的貢獻。

（三）山東省壽光人工溼地

山東壽光市在 1997 年，通過多方考察，在壽北荒灘上建成 2400 畝天然蘆葦濕地、50 畝沉淀池及配套設施，利用天然蘆葦的去污淨化能力，阻止了每日排出的 9.2 萬噸城市污水直接流入渤海。為了把渾濁的工業廢水和生活廢水變成清流，直接用來灌溉農田，壽光作出了大膽的嘗試。實踐中，他們還創造了“蘆葦濕地預處理增設厭氧塘”法，使污染物在預處理中削減 30~40%，有效解決了冬季蘆葦吸污能力差的問題。2400 畝天然蘆葦濕地成為最好的污水“淨化器”，經檢測有害物質去除率達 75%以上，完全達到了農田灌溉水質標準，而每年處理的污水裏含有相當 4720 公噸尿素化肥，用來灌溉農田使其中肥料成份也得到合理利用。這些達標廢水不僅用來灌溉鹽鹼地，而且將昔日的不毛之地變成了上林下漁、上糧下藕等集蘆葦濕地、防風林、經濟林、魚藕塘等豐富動植物資源的“綠洲”。2001 年雖然受到持續干旱的威脅，但在壽光北部水源尤為缺乏的鹽鹼地里卻看不到干旱的跡象，4 個鄉鎮 3

萬畝農田，棉花葉子油亮，玉米苗滋潤，“人工濕地”提供的淨化水使這裡始終煥發出勃勃生機(<http://huazhen.net/HuaShan/BBS/water/b5current/6.shtml>)。

(四) 深圳內洪湖公園人工濕地

在歐盟的資助下，由德國、奧地利和大陸中科院水生生物研究所的專家們共同合作，於 2002 年在深圳市區的洪湖公園內完成了一塊人工濕地，並成功地探索出一條低成本治理水污染的新途徑，被中國環保總局列為當年 12 項國家重點環境保護實用技術示範工程之一。人工濕地占地約 2300 m²，栽有蘆葦、美人蕉等五六種熱帶和亞熱帶植物，花樹成蔭，下面鋪有沙子、細石等填料。

來自都市渾濁的污水流經人工濕地後，明顯變得清澈起來。研究人員表示，濕地的出流水水質已達到國家排放水標準，每日可處理污水 1000 m³，與同等規模污水廠相比較，人工濕地的建設費、運轉費只需二分之一和五分之一，成本大為降低。科研人員解釋，人工濕地選栽的植物和填料，可對污水產生化學、物理、生物等作用，污染物被削減，水質得到改善。據深圳市環境科學研究所科研人員介紹，幾年前洪湖公園的湖水與布吉河分隔後，其水源主要來自雨水和沿湖的生活廢水排放，導致水質發黑發臭。如今，經逐漸擴大的人工濕地處理後，湖水水質顯著改善，湖中魚蝦、小蟲大增，植被茂盛，吸引無數鳥兒在此棲息。洪湖公園還用濕地處理後的水來澆灌花草，每年節省上百萬元費用

(http://www.stdaily.com/big5/stdaily/2002-08/22/content_9491.htm)。

(五) 深圳寶安區石岩河人工濕地

石岩河人工濕地於 2003 年 1 月動工建設，對淨化石岩水庫水質將具有重要的貢獻。該溼地占面積 9 公頃，是深圳市一項重要環保工程，坐落在石岩河幹流和黃家莊排汙河流入石岩水庫的入口處，建成後可完全截流這兩條河流的污水。該工程分兩期進行，總投資 2500 多萬元，設計規模為日處理污水 45,000 m³。污水通過人工濕地生態系統深度淨化後，出水可達到地面水Ⅲ類標準和飲用水要求，污染負荷去除率達到 90%以上。首期工程預計在 2003 年 5 月份完工。該工程不僅是一個汙水處理系統，也是一個休閒型的生態景觀公園和科研教育示範基地。該工程之所以落

戶石岩，是因為石岩鎮地處鐵崗、石岩兩大水庫的集雨區域，是深圳市政府劃定的重要水源保護區。這些年，石岩地區實施了污水截排工程，收到了顯著成效。但隨著經濟發展，污水截排的效率最多只能達到 80%~90%，仍有部分污水排入石岩水庫。在這種情況下，建設人工濕地淨化河水，將有效保護石岩水庫的水質。人工濕地系統水質淨化技術是一種生態工程方法，是在一定的填料上種植特定的濕地植物，建立起一個人工濕地生態系統。當污水通過系統時，其中的污染物質和營養物質被系統吸收和分解，使水質得到淨化。人工濕地具有建造成本較低、運行成本很低、出水水質非常好、操作簡單等特點，還有美化環境的作用 (http://www.conservancy.org.hk/china/C_News030114e.htm)。

二、泰國案例

泰國的氣候屬於熱帶而且地形平坦（尤其是南部地區），比台灣更適合人工濕地的應用。因此，泰國的大學中經常設有濕地應用的研究中心。根據文獻以及嘉南藥理科技大學與泰國大學交流後得知，泰國在人工濕地技術研究與發展方面，以亞洲理工學院(Asian Institute of Technology, AIT)為主要中心，此外清邁大學(Chiang Mai University)也有不少的研究成果。

(一) AIT 校區人工濕地系統

AIT 當初是由聯合國共同設校，因此其研究發展的方向除了具有國際性的觀念之外，研發的主題也以實用為主。該校於二十餘年前遷入現在新校區之時，其校區的污水便全部以穩定塘以及人工濕地系統處理。並且，其環境資源與發展學院(School of Environment, Resources and Development)不僅在校內發展人工濕地研究設施(照片 5.1 及 5.2)，同時也積極與工業界合作研究探討對於工業廢水利用人工濕地處理的可行性。

「亞洲理工學院廢水處理廠」(AIT Wastewater Treatment Plant)係由兩座厭氧塘(anaerobic ponds)、兩座兼氧塘(facultative ponds)、及四座 FWS 人工濕地所組合而成(圖 5.3)。此兩座厭氧塘之長度×寬度×水深各為 50 公尺×25 公尺×1.7 公尺，有

效體積為 2,125 立方公尺。兩座兼氧塘之長度×寬度×水深各為 120 公尺×40 公尺×0.7 公尺，有效體積為 3,360 立方公尺。四座種植香蒲的 FWS 人工濕地長度×寬度×水深各為 60 公尺×12 公尺×0.5 公尺，有效體積為 360 立方公尺。亞洲理工學院校區人口約為 3,000 人，每天產生污水量平均為 750 立方公尺，其中 80%（600 立方公尺）進入此廢水處理廠，廢水中生化需氧量平均為 80 mg/L。因此，厭氧塘、兼氧塘、與 FWS 濕地的水力停留時間分別為 7.1 天、11.2 天、與 2.4 天。生化需氧量在厭氧塘和兼氧塘的去除率分別為 25%和 60%，所以厭氧塘、兼氧塘、與 FWS 濕地的生化需氧量負荷率分別為每天每立方公尺 28、13、與 63 g BOD。

根據亞洲理工學院環境資源與發展學院在一段 20 個月的監測記錄顯示，進流水中生化需氧量與懸浮固體的平均濃度分別為 54 和 49 mg/L，當通過穩定塘（厭氧塘和兼氧塘）之後則分別降為 26 和 34 mg/L，在經過 FWS 人工濕地後則再降為 20 和 18 mg/L。

如果單就廢污水處理結果而言，此利用自然生態作為淨化污水的處理系統，的確能夠有效完成該要 80%的污水量，甚至能夠處理整個校區的污水。但是根據筆者與該校管理此系統的人員討論以及至現場參觀過後，發現該校對於此系統中水生植物採取任意生長方式，也就是不採取採收的工作。因此，該人工濕地雖然是 FWS 濕地，但是放流水卻產生厭氧系統才會發生的硫化氫的氣味。同時，以總面積約為 1.5 公頃的系統面積只處理每天 600 立方公尺的污水，的確是設計過當 (over designed)。如果與二行社區生態淨水系統之每天 0.11 公尺之水力負荷相比較，亞洲理工學院的系統每天 0.04 公尺的操作效率實在很大的增加空間。

亞洲理工學院自 1996 至 2002 年發表有關人工濕地處理效能的文獻，提出酚類在人工濕地中能達到 76-78%的去除率，當鉻與鎳的濃度增加到 20 與 50 mg/L 時，人工濕地對於化學需氧量的去除便會明顯的下降，而且這些重金屬主要累積在蘆葦的根部 (Polprasert, et al., 1996)。在 FWS 濕地中，43%的總氮被植物吸收，每 8 週採收一次可將植物吸收氮的量增加到最高的每天每公頃 7.1 至 7.5 公斤 (Koottatep and Polprasert, 1997)。此外為了開發中國家都市內水肥產生量的日益增加，亞洲理工學院與瑞士聯邦環境科學與技術學院合作，探討以垂直流動式 SSF 濕地作為水肥脫水處理技術的可行性 (Koottatep, et al., 2001; Ingallinella et al., 2002)。此計畫針對策

略、法規及技術選擇的角度，瞭解以垂直接流動式 SSF 濕地在水肥脫水後並製成堆肥的操作策略。初步結果顯示，每年每平方公尺 250 公斤的負荷量，每週一次注入水肥，以及 6 天處理過濾污水的操作策略為最佳。以上研究成果，均以實驗室的小型人工濕地系統完成（照片 5.3）。

(二) 泰國東海岸工業區人工濕地系統 (Eastern Seaboard Industrial Estate, ESIE, in Thailand)

東海岸工業區 (ESIE) 位於曼谷東南方約 117 公里磊揚省 (Rayong) 處，為一個由私人開發公司—Hemaraj Land and Development 所開發三座工業區之一 (照片 5.4)。此工業區總開發面積約為 1,120 公頃，以汽車工業為主，目前已有 120 家產業進駐，其中約有來自台灣三家有關汽車產品之工廠在內。此工業區所需之資源，如水、電等，均完全自給自足，當然整個園區所產生的廢水也完全自行處理。

ESIE 廢水處理設施的處理量為每天 30,000 立方公尺，處理程序為曝氣氧化塘 (aerated lagoons, 照片 5.5)，後續接氧化塘 (aerobic ponds, 照片 5.6)，最後在經過垂直接流動式 SSF 濕地 (照片 5.7)。根據該開發公司的地區主管表示，目前該工業區內各個工廠均能有效的處理自己的廢水。因此，工業區廢水處理廠並不需要曝氣氧化塘的部分。該公司目前正與亞洲理工學院合作，於現場開始一系列垂直接流動式 SSF 濕地 (照片 5.8) 的處理研究模場的計畫。目前期研究成果顯示各項污染物的總去除率為：生化需氧量為 95.5%、化學需氧量為 91.7%、懸浮固體為 89.8%、總凱氏氮為 79.2%、氨氮為 78.6%、總磷為 77.1%，處理後的水質均符合泰國的放流水標準 (Koottatep and Polprasert, ?)。

由於泰國學術界對於 FWS 濕地研究並不深入，因此該公司對於台灣使用較多的 FWS 濕地很有興趣，並計畫以 FWS 濕地連接垂直接流動式 SSF 濕地系統來取代目前的處理設施。如此不但能夠節省曝氣氧化塘所需的電費，同時也能夠再循環利用處理後的水，降低其對有限水源的依賴。

(三) 清邁大學

根據筆者等與清邁大學接觸與文獻調查後，得知該校在人工濕地的發展，目前正在完成實驗型模場的階段。清邁大學環境工程系在人工濕地方面的研究，已有五年以上的歷史。其研究的方向主要是在垂直接流動式 SSF 濕地的應用，在處理養豬廢水的研究中，種植培地茅的 SSF 濕地水力負荷與有機負荷能達到每天 18.5 公釐與米天每公頃 55 公斤化學需氧量。種植美人蕉的 SSF 濕地系統處理社區污水時，水力負荷在每天 60 至 121 公釐，化學需氧量濃度在 165 mg/L 下，處理結果均能達到泰國

的放流水標準 (Kantawanichkul et al., 1999)。另一研究表示在垂直接流動式 SSF 濕地中 50% 回流率，能夠增加總氮的去除率到 85%。同時大腸菌類的去除率也高達 99%。植物對於氮的吸收以莖部為主，其次為葉不與根部 (Kantawanichkul et al., 2001)。

(四) 泰國清邁「Huay Tung Thao」水庫人工濕地系統

Huay Tung Thao 水庫是由泰國陸軍為了提供清邁灌溉用水，以人工方式建立的一座小型水庫。在 1987 年完成之後，並成爲一個休閒度假的區域。沿著岸邊有許多小型餐廳，這些小吃部產生的廢污水便直接流入水庫中。爲了維護水庫的水質，清邁大學環境工程系便爲泰國陸軍規劃設計一系列由上流式厭氧污泥床 (upflow anaerobic sludge blanket, UASB) 與水平流動式 SSF 濕地的處理系統 (照片 5.9 及 5.10)，處理各個小吃部所產生的廢污水。

這一系列的處理設施共有 11 組，於 2003 年 5 月完工。每組系統設計依據爲每天處理 5 立方公尺含有生化需氧量 1,000 mg/L (化學需氧量 2,000 mg/L) 的廚房污水。首先先經過一個直徑 0.8 公尺，深 0.5 公尺的油水分離池後，再進入直徑 1.0 公尺，深 4.5 公尺的上流式厭氧污泥床，有機負荷爲每天每立方公尺 4 公斤化學需氧量，預計生化需氧量去除率爲 80%。由污泥床溢流出來的水再進入長 10.0 公尺、寬 5.0 公尺、高 1.0 公尺，種植美人蕉的水平流動式 SSF 濕地，預計生化需氧量去除率爲 95%，能夠達到放流水中生化需氧量濃度爲 10 mg/L。處理後的水經過一個直徑 0.8 公尺，深 1.2 公尺的下滲池滲透至地下水層，或是溢流至水庫中。由於此系列利用人工濕地的處理設施，尙未有計畫的監測與管理，因此上述的數據僅爲設計預估值，實際效能尙待證實。

三、南韓案例

南韓由於氣候較為寒冷，因此對於人工濕地技術的研究較不普遍。韓國國立 Kangwon 大學與韓國陸軍及一所私人企業合作進行研究，該研究工作主要在 1997 至 1998 年期間，以三種人工濕地系統對於少量社區污水處理效能的探討。

此研究所使用的三種人工濕地系統為：

- (一) FWS 濕地：此人工濕地由 10 個 20 公尺×20 公尺的 FWS 濕地串聯而成，形成一個長 200 公尺，寬 20 公尺的柱塞型濕地。濕地中種植蘆葦，每天處理 40 立方公尺的污水，水力停留時間為 2.5 天。
- (二) SSF 濕地：此人工濕地由 8 個 2 公尺×15 公尺的 SSF 濕地並聯而成，主要探討不同介質的淨水效能，同時也為了避免病媒蚊與臭味的問題。濕地中種植蘆葦，每天處理 25 立方公尺的污水，水力停留時間為 2 天。
- (三) 結合型 SSF 濕地：此人工濕地由 20 個 2 公尺×20 公尺的 SSF 濕地並聯而成，中間並加入機械式曝器系統。濕地中種植蘆葦，每天處理 100 立方公尺的污水，水力停留時間為 3 天。

由該文獻所提出的數據顯示，FWS 濕地、SSF 濕地與結合型 SSF 濕地對於生化需氧量的去除率分別達到 31.8 至 84.9%、56.2 至 77.7%與 73.1 至 90.3%，對於懸浮固體的去處率分別達到 30.6 至 83.0%、28.2 至 81.8%與 78.5 至 95.0%，對於總氮的去處率分別達到 16.5 至 38.3%、0%與 0.0 至 20.1%，對於總磷的去處率分別達到 15.7 至 49.3%、6.7 至 35.3%與 28.6 至 54.5%。該文並未對於其數據加以討論，不過由其數據可以看出，只以 SSF 濕地處理污水，氮的去處效果很差，應該是因為 SSF 濕地中溶氧較低，因此硝化反應有限之故。

四、埃及案例—Abu Attwa 人工濕地

基本上埃及的人工濕地技術源自於英國的水平流表面下流動式濕地，亦即種植蘆葦的 SSF 礫石床。操作最久的系統建造於 1988 年，位於埃及 Ismailia 省的 Abu Attwa 市。試驗型濕地系統為 6 個寬 2 公尺、深度 0.3 公尺、長度 50~100 公尺的渠道，

濕地內充填粒徑約 10~12 公厘的礫石，並種植蘆葦。此濕地接收 Atu Attwa 污水處理廠經快速滴濾池(high rate tricking filter)出級處理後的污水，水力負荷操作在 7.2 cm/day，水力停留時間約 5 小時。經人工濕地處理後的出流水，均再利用於農地灌溉上。此濕地系統的基礎研究結果相當多，長久濕地操作下所進行的水質偵測結果顯示（表 5.2），Abu Attwa 人工濕地的排放水不僅符合懸浮固體及有機物的排放標準，各類病媒指標：大腸桿菌、原生動物(*Antamoeba histolytica*)胞囊及寄生蟲類 (*Ascaris sp.*，*Toxocara sp.*，*Hymenolepis sp.*)的卵，均有極高的去除效果，處理後水質可達世界衛生組織(WHO)所訂的灌溉水限制標準(表 2)。

埃及是個氣候乾燥的國家，水資源並不豐富，相形下廢水處理後再利用是該國急需發展的技術。而 Abu Attwa 人工濕地證實了以相當低成本人工濕地在符合衛生的要求下可以實現廢水處理再利用的目標(Williams et al., 1995; Stott et al., 1997; Stott et al., 1999)。

五、摩洛哥案例—Marrakech 人工濕地

此濕地系統位於摩洛哥的Marrakech市，該市屬於地中海型乾燥氣候，氣溫最高約 38°C 最低 5°C，年平均降雨量僅 240 公厘，然而民生用水及農業灌溉用水的需求量卻逐年增加，再生廢水(reclaimed wastewater)成爲解決水資源短缺問題的來源之一。實驗型濕地系統建造於 1991 年，由 4 組槽體組成，每個槽體的寬度均爲 20 公尺，長度則分別爲 20、30、40 及 50 公尺，以土壤做爲基材，都種植蘆葦(圖 5.4)。4 組濕地均進流未處理之原家庭污水，進流流量均控制在每秒 10 公升，使得各組溼地的水力負荷分別爲 2.16~0.86 m³/m²/day，水力停留時間分別爲 1.2~3.49 小時。此濕地的水力負荷比大多數濕地系統還高出數十倍，然而對懸浮固體、有機物及寄生蟲卵還是表現出有效的去除效率：SS 58~67%，COD 48~62%，寄生蟲卵 71~95%。但是，對營養物的削減卻不高：TKN 23~43%，NH₄ 18~41%，TP 5~17%。人工濕地對各項污染物的去除效率隨其長度的增加(或水力負荷的降低)而提升，且高溫季節的表現優於低溫季節。人工濕地得出流水水質符合WHO所訂定的B類標準，亦即可再利用於穀類植物、牧草及樹木灌溉用途，作爲替代性的水資源(Mandi et al., 1996;

Mandi et al. 1998) °

六、烏干達案例—Kirinya 人工濕地

烏干達是橫跨赤道的東非內陸國家，為熱帶草原氣候，平均溫度 22°C。在烏干達政府及荷蘭的民間組織合作下，於 Jinja 市的 Kirinya 村莊建造了此人工濕地系統。濕地面積總計 300 m²，分為 8 個渠道，每個渠道寬 2 公尺、深 1 公尺、長 20 公尺，每一渠道均鋪設 10~52mm 粒徑的礫石，並種植本地型的挺水性水生植物蘆葦 (*Phragmites mauritianus*) 及莎草 (*Cyperus papyrus*)，因此屬於 SSF 型濕地 (圖 5.5)。Jinja 市的都市污水先經一厭氧塘 (anaerobic lagoon) 預先處理後，以抽水機抽送至一除水槽，再以重力方式流入人工濕地。此濕地操作在不同的水力停留時間 3~12 天，由水質監測結果顯示人工濕地對 COD 及 BOD₅ 的去除相當有效 (表 5.3)，處理後污水均可達烏干達的國家排放水標準。烏干達境內多河川湖泊等水體，約佔國土的 18%，著名的維多利亞湖 (世界第二大湖) 即分布於境內，然而近年來已發現此重要的世界級水資源受家庭污水、工業及農地廢水的污染，與日俱增。人工濕地因此可提供烏干達在水污染防治上的低成本技術 (Okurut et al., 1999)。

七、肯亞案例—奈洛比人工濕地

許多開發中國家 (例如肯亞)，亦逐漸面臨都市化及工業化帶來的嚴重廢污水污染問題。在國家財政困難之下，解決上述問題的方法便是尋求價廉且適當的廢水處理法。奈洛比人工溼地位於肯亞首都奈洛比郊區，建造於 1993 年，目的為接收來自觀光旅館及休閒度假處產生之污水 (1200 人口當量)。整個系統包含一座 SSF 溼地 (1800 m²) 連接 3 座串聯的池塘 (ponds)，總計 5400 m² (圖 5.7)。SSF 溼地中充填 1 m 深礫石及上層 20 cm 土壤，種植香蒲；池塘離岸邊為淺灘 (低於 60 cm) 種植蘆葦及美人蕉、野慈菇等觀賞性植物，中央部位則較深 (1.5 m)。由 1996-1997 年之水質監測結果顯示，整個人工溼地系統處理污水之效率相當高，BOD₅、SS、糞便大腸菌、TN 及磷酸鹽之去除效率分別達 98、85、96、57 及 61 %。在此場址曾觀察到兩棲動物及 128 種鳥類，溼地景色亦吸引許多遊客佇足觀賞。此溼地因此兼具廢水處理及景觀之雙重功能。

八、南非案例—Lourens River 人工濕地

南非的 Lourens River 源於海拔 1080 公尺，全長約 20 公里，此河川流域大都進行密集農業，尤其是從事果園及葡萄園農作，近幾年則發現 Lourens River 中下游的水質逐漸下降，可能是受到農業活動的施肥及農藥(殺蟲劑)隨著降雨所產生的地面逕流將固體物、營養物及農藥帶進河中所致，此農地逕流乃屬非點源污染(nonpoint-source agriculture runoff)。人工濕地建造於 1991 年，沿著 Lourens River 的一條支流上設立。該支流寬度 0.89 公尺、深度 0.3 公尺，水流速度約 0.1 公尺每秒，總長大約 1.5 公里，源自一處水壩，流經一處樹林(排水面積 18 公頃)、一處牧草地(10 公頃)，再流進一處果園(15 公頃)。人工濕地則位於支流進入 Lourens River 前 15 公尺處，濕地長約 134 公尺、寬 36 公尺，總面積計 0.44 公頃，水深 0.3~1 公尺，屬於表面流動式(FWS)濕地。前 30 公尺的濕地無種植植物，其餘面積則覆蓋著 60%的香蒲(*Typha capensis*)、10%的燈心草(*Juncus kraussii*)及 5% 莎草(*Cyperus dives*)。支流的農地逕流水則是從進口端流入，以長度方向流經濕地(圖 5.7)，支流流量最低 0.03 立方公尺每秒，最高時約達 0.32 立方公尺每秒。濕地的設置目的為以人工濕地來處理農地非點源逕流，並評估其在流入河川前濕地所能截留去除固體物、營養物及殺蟲劑以防治河川污染之效力。

由 1998 年 12 月至 1999 年 6 月的研究結果顯示人工濕地可截流去除農地逕流中 15~78%的總懸浮固體、54~75%的磷酸鹽、70~84%的硝酸鹽，77~93%的殺蟲劑(azinphos-methyl)、完全去除 chlorpyrifos 及 endosulfan 兩種殺蟲劑。另外由生物檢驗結果發現，濕地出流水的毒性有 89%的降解程度。顯示濕地對農地逕流的污染物具有高截流及淨化能力。此示範性系統之研究結果說明人工濕地淨水技術可適合做為農地及接收水體之間扮演緩衝帶(buffer strips)的角色，以防治非點源的污染(Schulz and Peall, 2001)。

陸、國內案例

國內首先出現人工濕地的研究工作，是 1995 年由基隆海洋大學環境工程系李志源教授，於金門污水處理廠設置四個 FWS 人工濕地系統，作為該污水廠放流水三級淨化之用。嘉南藥理科技大學環境工程與科學系荆樹人教授於 1995 年開始，於校內開始水生植物淨化污水之研究；1996 年，於該校旁二仁溪畔，藉由國科會經費設置一座由 FWS 濕地與 SSF 濕地串連之人工濕地系統，以直接淨化二仁溪水為研究對象。1997 年開始，成功大學環境工程系溫清光教授為主，向國科會永續會提出個整合性計畫：「綠色環保技術之研究及策略研究—濕地對水資源之保育管理及永續利用」，其中參與研究的成員包括基隆海洋大學環境工程系李志源教授、中山大學海洋環境研究所楊磊與邱文彥教授、中山大學環境工程系高志明教授、屏東科技大學環境工程系郭文健教授、嘉南藥理科技大學環境工程與科學系荆樹人、林瑩峰與李得元等教授、及嘉南藥理科技大學藥學系王姿文教授等，正式開啓國內對於人工濕地應用的為期三年之研究工作。然而截至 2001 年之前，國內對於人工濕地僅限於小型模場的功能研究工作，直至 2001 年 4 月才由台南縣仁德鄉二行社區發展協會，在台南縣環保局與農業局輔導，以及嘉南藥理科技大學環境工程與科學系技術支援之下，獲得行政院環境保護署選為環保示範社區之一，並提供經費於 2002 年設置完成國內第一座以生活污水為處理目標之人工濕地系統。爾後嘉南藥理科技大學於 2003 年於台南市灣裡社區以及慈濟大林醫院陸續完成兩座人工濕地實場。以下就此三座人工濕地實場做一說明：

一、二行社區人工濕地系統

九十年三月嘉南藥理科技大學「人工溼地研究團隊」於中山大學主辦之「人工溼地生態工法應用於污染防治研習會」中發表有關人工溼地技術之論文，當時適有台南縣環保局之相關人員在場。由於行政院環保署有意選擇及推動環保示範社區，因而台南縣環保局便指定二行村社區為代表台南縣兩個示範社區之一進行計畫申

請，主題為『人工溼地處理社區生活污水』。二行村社區發展協會即與本校人工溼地研究團隊討論，本研究團隊並主動協助其計畫之完稿。此計劃於九十年六月通過，並列為全國八大環保示範社區計劃之一。人工溼地系統設置的地點，係由該村之村民贊助，整個施工亦由村民出力完成。整個系統於 2001 年 11 月底，在種植水生植物後完成，並開始引進該村之生活污水。系統流程見圖 6.1。整個系統佔地面積為 1,330 平方公尺，FWS 及 SSF 溼地的部分合計約為 500 平方公尺，其餘為社區規劃之景觀區域。FWS 溼地中種植香蒲 (*cattail, Typha orientalis Presl.*)，起始密度為 4 棵/m²。SSF 溼地中種植蘆葦 (*reed, Phragmites australis L.*)，起始密度為 4 棵/m² (照片 6.1~6.3)。

此系統 2001 年 11 月完工之後，便開始直接引入來自二行社區的部分生活污水，污水以每日定時方式進流操作，流量逐步由 2001 年 1 至 3 月的每天 10 至 15 立方公尺，增加到 4 至 5 月份的每天 25 至 30 立方公尺，最後維持在每天 45 立方公尺。水力停留時間 (*hydraulic retention time, HRT*) 約為則由初期的 9 天最後降到 4 天。水力負荷則由每天 0.03 公尺增加到 0.09 公尺。根據 2002 年 4 月至 2003 年 3 月水質分析的平均值 (表 6.1)，顯示人工濕地對於生活污水中的污染物有明顯的去除功能，而且能符合環保署訂定之「放流水標準」。

為了增加人工溼地系統的處理能力，並且實際運用國內鄉間常見的受污水的埤塘或水池，嘉南藥理科技大學人工濕地研究團隊於 2003 年中旬開始，於人工濕地前端設置一個 245 平方公尺之水塘設計為穩定塘或浮水性水生植物系統作為現有人工溼地系統之前置處理設施 (圖 6.2)，先行削減進流污水中之有機物，進而增加後段人工溼地系統之處理效能，希冀能夠在淨化污水時達到現地現況應用以及土減少地需求的目標。目前因為穩定塘的加入，根據初步水質分析的結果顯示，雖然處理水量已增至每天 82 立方公尺，淨化功能仍能夠維持 (*BOD₅* 平均放流為 16.0 mg/L)。因此增加一半的處理面積，卻可以增加一倍的處理量。(照片 6.4)

綜觀整個人工濕地系統，對於大腸桿菌群能有效的去除，去除率可達 89%。雖然穩定塘中種植浮水性植物，若其繁殖過多其根部的殘渣會分解至水體中而增加 SS 濃度；在人工溼地之 FWS 系統種植挺水性植物其根部附著於底部，所以 SS 逐步沉降並為植物所吸附，進而提高 SS 之去除效率。有機物的去除主要為好氧分解，

由於植物行光合作用釋放出氧氣使得微生物的活動較為活躍，所以其去除效果以氧化塘最為明顯，其去除效率高達 80%，同時化學需氧量在氧化塘中的去除效果較明顯。

二、灣裡社區人工濕地系統

此人工濕地系統於 2002 年底，由環保署及台南市環保局委託嘉南藥理科技大學人工溼地研究團隊執行「台南市二仁溪流域建立人工溼地計畫」，該計畫中完成了「台南市灣裡社區人工溼地生態實驗園區」的設置，其目的為利用人工溼地系統直接淨化台南市灣裡社區之生活污水，以降低承受水體（灣裡大排—二仁溪的支流）的污染負荷，同時也利用淨化後的處理水培育園區內多種類的水生及陸生植物，進而形成一個溼地的生態系統，以發揮人工溼地在污染防治、生態保育及自然教育等方面的多重功能。

本計畫由 2002 年 12 月開始執行，至 2003 年 6 月完成。開發面積為 0.5 公頃，其中包括 1,500 平方公尺的人工濕地系統，500 平方公尺生態景觀池，其餘部分則規劃為生態實驗園區（圖 6.3）。此人工濕地以當地生活污水為主要處理目標，計畫處理量為每天 50 立方公尺。生活污水由基地旁排水溝截流後，抽至進水集水槽，再以固定流量方式自進水集水槽抽入人工濕地處理。

灣裡社區人工濕地系統包含兩個 FWS 濕地以及一個 SSF 濕地。第一 FWS 溼地，面積約 300 平方公尺。此溼地內層鋪設 0.15 公分厚 HDPE 製不透水布，底部再鋪設厚約 20 公分之土壤，水深約在 50 公分，溼地內種植蘆葦（reed），邊坡則以卵石砌成。由進水集水槽引入污水，經溼地表面水漫流後，由出流端所埋設的連通管，導引第一 FWS 溼地的出流水進入到第二 FWS 溼地。第二 FWS 溼地面積約 700 平方公尺，此溼地的構造與第一 FWS 濕地相同，水深也約在 50 公分，溼地內種植香蒲（cattail）。污水經溼地表面水漫流後，由出流端所埋設連通管進入到 SSF 溼地。SSF 溼地面積約 500 平方公尺，此溼地內層鋪設 0.15 公分厚 HDPE 製不透水布，底部再鋪設厚約 60 公分之礫石，邊坡則以卵石砌成，SSF 溼地水深約在 50 公分，溼地內種植蘆葦與培地茅（vectiver）。污水經礫石層表面下流後，由溼地的出流端埋設

一水平管，將 SSF 溼地出流水導引進入到生態池後完成人工濕地的淨水過程。雖然計畫要求處理量為每天 50 立方公尺，此人工濕地的處理能力根據嘉南藥理科技大學人工濕地研究團隊的估計能夠處理到每天 150 立方公尺。自 2003 年 6 月開始操作，由於系統建立初期，淨化機制尚未完全發揮，因此採較低入流負荷操作，污水平均進流量為每天 100 立方公尺，相當於水力負荷 (hydraulic loading rate) 為每天 0.067 公尺，水力停留時間為 6 天 (照片 6.5~照片 6.8)。

生態景觀池面積約 500 平方公尺，此池內層鋪設 0.15 公分厚 HDPE 製不透水布，進流前段底部鋪設厚約 30~10 公分的土壤，形成溼地淺灘；其餘部分鋪設厚約 15 公分之礫石，水深分佈在 15 至 85 公分之間。雖然生態景觀池雖然也有淨化水質的功能，但是在本計畫中並未將生態景觀池淨水效能估算在內。其主要目的為利用經過前幾個密植水生植物溼地所淨化的污水，來培育多種類的水生植物，並達到提供各類生物棲息及生物多樣化的功能 (照片 6.9)。

經過生態景觀池後的處理水，引入一個長 3.6 公尺、內寬 2.6 公尺、內高 1.4 公尺之出水集水槽。此集水槽有一條則連接本溼地場址陸生植物的澆灌管線，提供澆灌用水。其目的在於將淨化後之生活污水應用在生態實驗園區內，達到水資源在利用的目的。如果淨化水使回收量不大，則多餘的水會溢流至灣裡大排中，對於降低灣裡大排的污染程度，也有其效益。

根據 2003 年 6 月至 8 月的初期操作，灣裡社區人工濕地處理污水的效能如表 6.2 所示。從水質檢驗的平均值，可以看出生活污水的確是灣裡大排水質惡化的主要污染源。灣裡人工溼地系統對於生化需氧量的去除可以達到 81% 的去除效能，並且於第一 FWS 與第二 FWS 溼地中便可以達到 53% 的去除效率。進流污水營養鹽主要物種為氨氮，而氨氮在整個溼地中的去除效能可達 78%。TSS 在溼地中的去除效率為 48%，其中由於 FWS 溼地中的植物密度並不高，因此對於 TSS 的去除仍相當有限，反觀由石頭介質構成的 SSF 溼地，其 TSS 去除效能可達 41%。大腸桿菌在灣裡溼地中也有 100% 的去除效能，而大腸菌類可達 89%。另外，由啟動初期的灣裡人工溼地對各項污染的去除效能表現，不但對灣裡大排的污染物消滅提供了部分的效益，並且可以初步提供灣裡溼地園區的植物澆灌用水。

經過人工濕地系統處理後，生活污水的水質確實也能夠被淨化至接近自然水體

背景值的狀況。如果生活污水經過人工溼地淨化的範圍能夠增加，後續在接收自然水體「含容能力」範圍內下排入的話，不僅水質會在自然水體「自淨功能」下持續淨化，同時該自然水體也不會因為長期累積污染物而造成水質惡化。如此，國內污染河川的淨化就有成功的可能性。

三、慈濟大林醫院人工濕地系統

慈濟慈善基金會營建處於規劃其未來醫療園區時，某些設置位置之環境影響評估，要求之污水處理排放需達到「灌溉用水標準」。同時為了實踐慈濟證嚴上人對於水資源儘量回收再利用的宣示，因此努力尋求經濟有效而且具有環境保育的生態淨水的方式，進一步將其污水處理廠達到二級處理的水，再淨化達到上述的目的。由於國內對於應用人工溼地淨化醫療社區二級放流水淨化資料的闕如，因此慈濟慈善基金會便委託嘉南藥理科技大學人工濕地研究團隊，於嘉義縣大林慈濟醫院園區設置人工溼地實驗系統，以有系統實際操作研究的方式處理該醫療園區污水廠之二級放流水，以獲得達到「灌溉用水標準」的操作控制與設計的參數，以便作為未來應用於其他規劃中醫療園區實場人工溼地系統的建立的設計依據。

慈濟醫療園區內之規劃，除了醫療設施之外，尚有許多一般居住及教學的設施，因此醫療廢水僅佔污水量的一部份。同時，慈濟醫療園區勵行處理水回收再利用的原則，使得二級污水處理廠的放流水水質低於「放流水標準」，而且易於經過生態系統的淨化，增加再利用的價值與項目。

根據大林慈濟醫院園區水質分析紀錄，顯示該污水廠的處理效果很好，不僅符合「放流水標準」，而且除了總氮（total nitrogen, TN）之外，幾乎所有監測項目均符合「灌溉用水標準」。根據嘉南藥理科技大學人工濕地研究團隊之實務經驗，人工溼地系統能夠在人為的操控下，有效的將一般生活污水直接處理（二級處理）至行政院環境保護署所訂定之「放流水標準」。同時根據嘉南藥理科技大學人工濕地研究團隊於含硝酸鹽地下水及養殖水處理的結果顯示，人工溼地在不添加任何有機碳的情況下，仍具有良好的硝酸鹽去除功能。因此，本計畫將以人工溼地系統作為「三級處理設施」的方式，以取得將總氮降低至 1 mg N/L 以下的操控條件為主要目標。

如此醫療園區污水處理廠能夠完成二級硝化的程序，配合人工溼地系統的脫硝功能，將 TN 降低至 1 mg N/L 以下應是可行的組合方式。同時，由於人工溼地系統為一自然的生態，因此其淨化水不僅易於規劃並且能夠增加其再利用的用途與價值。

慈濟大林醫院人工溼地系統設置於嘉義縣慈濟大林醫院區污水處理廠西北側約 1,500 平方公尺的空地，因該基地完整平坦、非常接近污水廠放流水排放位置、接近該污水廠之排放溝渠便於人工溼地淨化水回收後剩餘部份之排放、且位於污水廠範圍之內便於管理與操作。基地面積雖然有 1,500 平方公尺，但是人工溼地系統設置的另一個目的，就是將系統週邊同時規劃為生態或休憩區，同時兼顧生態保育與教育的功能。因此，人工溼地僅占基地的一部分，其餘部分將進行景觀設計，配合大林慈濟醫院之假山活動區連接成為院區病患及家屬接近自然活動的空間。

慈濟大林醫院人工溼地系統以柱塞型 (plug-flow) 反應槽方式操作，以減少短流現象 (short-circuiting) 的發生 (圖 6.4)。系統中淨化水質的部分，以種植多年生挺水性水生植物 (emergent macrophytes) 為主。人工溼地的種類以 FWS 溼地與 SSF 溼地串聯操作。系統後將規劃設置生態景觀池接收淨化後的三級處理水，池內將放置浮水性水生植物 (Floating Aquatic Plants)，一方面能夠持續吸收水中之營養鹽 (nutrients)，另一方面可以水生植物做為生物指標，以觀察其生長狀況了解水質淨化的狀況 (照片 6.10~照片 6.13)。

FWS 溼地面積為 600 平方公尺，溼地內層鋪設 0.15 公分厚 HDPE 製不透水布，水深控制為 0.5 公尺，邊坡則以卵石砌成。以抽水馬達抽取污水廠之二級放流水，並引流至 FWS 溼地中。FWS 溼地內種植多年生挺水性水生植物，前端種植蘆葦，後端種植香蒲，中間設置一部分水較深的池子，使挺水植物無法生長，以提供魚類及其他水生動植物的生長，並提供景觀的效果。由 FWS 溼地處理過後的污水引流至 SSF 溼地內處理，SSF 溼地面積為 400 平方公尺，此溼地內層鋪設 0.15 公分厚 HDPE 製不透水布，底部再鋪設礫石，水深控制為 1 公尺，邊坡則以卵石砌成。溼地內種植水生植物種類有：香蒲、蘆葦、培地毛及荸薺等。生態景觀池面積為 300 平方公尺，接收 SSF 溼地淨化後的污水，池內種植浮水性水生植物以及具有觀賞價值的挺水性水生植物，池中飼養大肚魚與蓋斑鬥魚以控制病媒蚊的產生。慈濟大林醫院人工溼地系統自 2003 年 8 月開始操作，二級污水平均進流量為每天 30 立方公

尺，相當於水力負荷為每天 0.03 公尺，水力停留時間約為 15 天（以上計算不包含生態池）。

人工溼地系統的進流水為來自污水廠放流溝，以流量控制系統（定時器）控制流入人工溼地系統的水量。進流水首先流入 FWS 系統，進一步讓水中有機氮與氨氮硝化，同時水中之 BOD 與磷酸鹽會進一步去除。FWS 系統中間將增加水深 1 公尺以上的部分，此一部份將沒有水生植物生長，應該會有藻類繁殖增加溶氧幫助氨氮硝化、大肚魚的生長繁殖、與氣味的產生。後續 SSF 系統將能夠除藻降低懸浮固體濃度，增加水值得清澈度。SSF 系統中間也設計一段開放式的區段，以觀察水質的變化，其間可以種植浮水性水生植物進一步吸收營養鹽。根據本團隊的經驗，FWS 與 SSF 系統均有降低氮氧化物的能力，此一程序設計應可有效的降低總氮的濃度。通過 SSF 系統之後的水，將導入一個生態景觀池，其中可以養殖觀賞性水生植物與魚類。水質如果達到「灌溉用水標準」則可完全回收作為澆灌整個醫院園區植物之用，否則可以排入園區西側之放流水溝之中。

慈濟大林醫院人工溼地系統自 2003 年 8 月開始操作，操作近兩個月後各項水質平均值如表 6.3 所示。由於此溼地系統的進流水為醫療園區污水處理廠之放流水，因此除了硝酸氮之外，進流水的各項水質進流濃度均相當低，並且經人工溼地處理後，雖然部分水質項目的出流濃度與進流濃度並太大差異，但仍有處理效果。總磷與氨氮等，在人工濕地當中仍能持續被削減，顯見污水處理廠排放之二級放流水經人工溼地處理過後，可再進一步的削減污染量，進而減少其對環境的污染。然而，此分析數據僅顯示人工溼地系統啟動適應期操作狀況，系統中各項生態結構尚未完全穩定發展，待此人工溼地系統進入穩定期之後，各項水質處理的效能應該還有增加的空間。

除了總氮之外，其餘各項水質項目經人工溼地處理之前，即符合「灌溉用水標準」；此外，總氮的組成中，又以硝酸氮濃度最高，因此硝酸氮的去除為此人工溼地的主要目標。許多文獻均已證實，人工溼地對於硝酸氮具有良好的去除效果，並且硝酸氮的去除效果可達 90% 以上（Jacobs and Gilliam, 1985; Lowrance, et al., 1984; Peterjohn and Correll, 1984），溼地系統去除硝酸氮的主要機制包括：微生物的異化脫硝作用及同化作用，以及植物的攝取（Hoek and Klapwijk, 1987），其中微生物的

異化脫硝作用被認為是溼地系統去除硝酸氮的主要機制 (Ingersoll and Baker, 1998), 表 1 中所列之硝酸氮濃度在人工溼地中逐漸下降, 顯示硝酸氮在人工溼地中逐漸被去除, 然而其去除效率並不如上述文獻報導值, 另外, 比較 Lin et al. (2002) 以小型表面流人工溼地系統, 操作水力負荷在每天 0.035 公尺與進流硝酸氮濃度為 30 mg N/L 之下, 硝酸氮去除效率可達 85-97%, 顯示慈濟大林醫院之人工溼地系統仍未達到預期之硝酸氮去除效果。溼地去除硝酸氮的主要限制條件為: 缺氧(anoxic)的環境以及足夠的碳源。溼地的底泥(sediment)及附著在碎石或植物組織上的生物膜內部, 可達成無氧的局部環境, 是脫硝作用的主要環境, 因此碳源的足夠愈否成為溼地系統去除硝酸氮的主要限制條件。由於慈濟大林醫療園區之污水處理廠已經去除了大部分的有機物, 因此進流於人工溼地系統的生化需氧量與化學需氧量 COD 值均相當低 (表 6.3), 在進流有機物不高的操作下, 人工溼地進行脫硝作用所需的碳源必須仰賴溼地中植物的貢獻 (Lin, et al., 2002), 然而此人工溼地至目前為止仍處於啟動適應期, 植物生長的密度並不高, 因此所能貢獻的碳源仍十分有限, 故在硝酸氮去除的表現上不如預期。

進一步比較 FWS 溼地與 SSF 溼地對硝酸氮的去除效果, 可以發現 SSF 溼地對硝酸氮的去除效果比 FWS 溼地好, 此結果可能原因為: 雖然 FWS 溼地中的植物體可以直接留置於水體中貢獻碳源以進行脫硝作用, 反觀 SSF 溼地般石頭介質的阻隔, 無法直接的碳源, 然而 SSF 溼地的石頭介質表面卻可以提供比 FWS 溼地更多的表面積供脫硝菌生長, 此外 SSF 溼地的進行脫硝作用所需的碳源除了可由植物體根部提供之外 (Barber and Martin, 1976), 並且可由 FWS 溼地水體中尚未被微生物所完全利用的碳源, 進入 SSF 溼地中而獲得, 因此 SSF 溼地的硝酸氮去除效果比 FWS 溼地較佳。同時因為 FWS 濕地中藻類 (葉綠素-a) 數量較高, 在活躍的光合作用下使得 DO 維持相當高的濃度, 進而抑制脫硝反應的發生, 反觀 SSF 濕地中 DO 的濃度急遽的下降, 這也是 SSF 濕地較適合脫硝的原因之一。另外, 進流於人工溼地系統的並無正磷酸鹽 (表 6.3), 因此在高 N/P 的入流濃度下, 雖然在啟動期期間溼地中的植物大量生長, 但溼地中的植物對硝酸氮的攝取作用仍不明顯, 另外, 溼地中的氨氮與亞硝酸氮濃度並無升高的趨勢, 顯示硝酸氮並無經由同化性硝酸氮還原作用還原成亞硝酸氮與氨氮, 留置於溼地系統中, 因此可由以上之說明, 推估

硝酸氮在人工溼地的宿命主要是經由脫硝作用而離開溼地系統。

柒、結語

濕地技術為省能源、低成本、操作維護簡單的水污染防治生態工法，在國內能源有限及水資源缺乏的環境下，具有發展與應用的空間。且台灣地處亞熱帶氣候，水溫適中、日照充足，環境條件相當適合人工地技術的發展，此推論可由這幾年國內人工溼地研究成果得到驗證。唯人工溼地技術之缺點為需較大的土地面積，因此較不可能應用在人口密集之都市環境。然而，台灣許多鄉村因工業化發展或產業外移，出現許多休耕之農地及漁塭或閒置廠房；再者，台灣地區(尤其鄉村)污水工程建設落後，主要原因是政府建設經費不足，而都市污水未經處理排放又造成水體污染及水源缺乏。因此，鄉村地區若能規劃適當地點(如公園預定地或低價承租休耕農地)設立人工溼地，可在較低的建設經費下提供污水工程建設、保育水資源，而該溼地在適當的規劃管理後，亦可提供鄉民景觀、休憩、生態教育之多功能用途。

參考文獻

- 台南縣仁德鄉二行村社區發展協會，2001，環保署環保示範社區計劃。
- 李志源等人,利用人工濕地三級處理生活污水，國立台灣海洋大學河海工程學系（1997）。
- 邱文彥，2001，人工溼地應用規劃與法制課題，台灣溼地，第二十三期，四月號。
- 荆樹人、林瑩峰、李得元、郭富雯、楊勝傑、黃再模，1997，水生植物對於污水中磷酸鹽去除效果的探討，嘉南學報，第二十三期，第 1-12 頁。
- 荆樹人、林瑩峰、李得元、王姿文、沈家丞、沈道剛、蔡凱元、林業偉，1998，人工溼地系統淨化污染河水的功效探討，第二十三屆廢文處理技術研討會論文集，第 294-299。
- 荆樹人、林瑩峰，2001，人工溼地應用於點污染之防治，人工溼地生態工法應用於污染防治研習會論文集，高雄，第 46-75 頁。
- 郭文健、陳瑞仁、楊磊，1996，小規模養豬戶零排放處理技術之研究，國立屏東科技大學環保系。
- 溫清光、陳鴻欽，1996，自然淨化功能之強化—河川高灘地漫流處理法研究，國立成功大學環研中心。
- 楊磊，1998，人工濕地進行高含氮有機物污染場址復育之研究，國科會專題研究計劃報告(NSC87-2211-E-110-003)。
- 溫清光、楊磊、郭文健、林瑩峰、荆樹人、高志明、李志源、邱文彥、王姿文、李得元，1998-2001，溼地對水資源之保育管理及永續利用(I)、(II)、(III)，國科會專題研究計劃報告。
- Haberl, R., 1999. Constructed wetlands : A chance to solve wastewater problems in developing countries. *Wat. Sci. Tech.* 40 (3), 11-17.
- Hench, K. R., Bissonnette, G. K., Sexstone, A. J., Coleman, J. G., Garbutt, K., Skousen, J. G., 2003. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research* 37(4), 921-927.
- IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control., 2000, *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation.* IWA Publishing, London, UK.
- Jing, S. R., Lin, Y. F., Lee, D. Y., Wang, T. W., 2001a. Nutrient Removal from Polluted River Water by Using Constructed Wetlands, *Bioresource Technology*, 76(2), 131-135.
- Jing, S. R., Lin, Y.F., Lee, D.Y., Wang T.W., 2001b. Use CW Systems to Remove Solids

from Highly Polluted River Water. *Water Science and Technology: Water Supply*, 1(1), 89-96.

Jing, S. R., Lin, Y. F., Lee, D. Y., Wang, T. W. 2001c. Performance of Constructed Wetlands Planted with Various Macrophytes and Using High Hydraulic Loading. *Journal of Environmental Quality*, 31(2), 690-696.

Jing, S. R., Lin, Y. F., 2004. Seasonal Effect on Ammonia Removal by Constructed Wetlands Treating Polluted River Water in Southern Taiwan, *Environmental Pollution* 127(2), 291-301

J. Vymazal, "The use sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience", *Ecological Engineering*, 18, pp.633-646, 2000.

K. Jurgen, and I. Christine, "Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems", *Ecological Engineering*, 12, pp.13-25, 1999.

Kivaisi, A. K. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering* 16, 545-560.

Li, X. and Jiang, C., 1995. Constructed wetland systems for water pollution control in north China. *Wat. Sci. Tech.* 32 (3), 349-356.

Lin, Y. F., Jing, S. R., Lee, D. Y., Wang, T. W., 2002a. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 209(1-4), 169-184.

Lin, Y. F., Jing, S. R., Wang, T. W., Lee, D. Y., 2002b. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*, 119(3), 413-420.

Lin, Y. F., Jing, S. R., Lee, D. Y., Wang, T. W., 2002c. Removal of solids and oxygen demand from aquaculture wastewater with a constructed wetlands system. *Water Environment Research*, 74(2), 136-141.

Lin, Y. F., Jing, S. R., Lee, D. Y., 2003. The potential use of constructed wetlands in a recirculating aquaculture system for shrimp culture. *Environmental Pollution*, 123, 107-113.

M. B. Green, J. R. Maruin, P. Griffin, "Treatment of combined sewer overflow at small wastewater treatment works by constructed reed beds", *Wat Sci. Tech.* Vol. 40, No. 3, pp. 357-364, 1995.

Mandi, L., Houhoum, B., Asmama, S, Schwartzbord, J., 1996. Wastewater treatment by reed beds an experimental approach. *Water Research* 30(9), 2009-2016.

Mandi, L., Bouhoum K. and Ouazzani, N., 1998. Application of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in an arid climate. *Wat. Sci. Tech.* 38 (1), 379-387.

Metcalf & Eddy, Inc., 1991. Chapter 13 Natural Treatment Systems. In *Wastewater*

Engineering, Treatment, Disposal, Reuse. McGraw-Hill, New York.

Moore, M. T., Schulz, R., Cooper, C. M., Smith Jr., S., Rodgers Jr., J. H., 2002.

Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. *Chemosphere* 46, 827-835.

Nyakang'o J.B., van Bruggen J.J.A., 1999. Combination of a well functioning constructed wetland with pleasing landscape design in Nairobi, Kenya. *Water Science and Technology*. 40(3), 249-256.

Okurut, T. O., Rijs, G. B. J., van Brugen, J. J. A., 1999. Design and performance of experimental constructed wetlands in Uganda, planted with *Cyperus papyrus* and *Phragmites mauritianus*. *Wat. Sci. Tech.* 40 (3), 265-271.

R. Haberd, R. Perfler and H. Mayer, "Constructed wetland in Europe", *Wat Sci. Tech.* Vol. 32, No. 3, pp. 305-315, 1995.

Sather, J.H., 1991. Ancillary Benefits of Wetlands Constructed Primarily for Wastewater Treatment. In *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural* (Ed. by Hammer, D.A.). Lewis Publishers, Michigan.

Schulz, R., Peall, S. K. C., Hugo, C., Krause, V., 2001. Concentration, load and toxicity of spraydrift-borne azinphos-methyl at the inlet and outlet of a constructed wetland, *Ecological Engineering* 18, 239-245.

Schulz, R., Peall, S. K. C., 2001. Effectiveness of a constructed wetland for retention of nonpoint source pesticide pollution in the Lourens River catchment, South Africa. *Environ. Sci. Technol.* 35, 422-426.

Stott, R., Jenkins, T., Shabana, M., May, E., 1997. A survey of the microbial quality of wastewaters in Ismailia, Egypt and the implications for wastewater reuse, *Wat. Sci. Tech.* 35 (11-12), 211-217.

Stott, R., Jenkins, T., Bahgat, M., Shalaby, I. 1999. Capacity of constructed wetlands to remove parasite eggs form wastewaters in Egypt. *Wat. Sci. Tech.* 40 (3), 117-123.

United State Environmental Protection Agency, 2000. EPA Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, EPA/625/R-99/010.

Williams, J., Bahgat, M., May, E., Ford, M., and Butler, J., 1995. Mineralisation and pathogen removal in gravel bed hydroponic constructed wetlands for wastewater treatment, *Wat. Sci. Tech.* 32 (3), 49-58.

Yang, Y., Xu, Z., Hu, K. Wang, J. and Wang, G., 1995. Removal efficiency of the constructed wetland wastewater treatment system at Bainikeng, Shenzhen, *Wat. Sci. Tech.* Vol. 32, No. 3, pp. 31-40.