

# 第一章 前言

台灣為一個海島型國家，與水資源關係密切，水資源問題攸關國家整體經濟發展及國人生活品質，台灣地區主要河川共計 21 條，次要河川 29 條，流域面積合計 28,429 平方公里，約為台灣面積的 80%，長久以來社會及經濟持續發展，人口及產業大幅成長，造成約有 1/3 的河段遭受到不同程度的污染。

根據統計，台灣地區平均年降雨量約 2,515 公厘，為世界平均的 2.7 倍，平均每人每年平均所能分配的量，卻不及世界平均值的八分之一，凸顯水量嚴重不足，另全球氣候變遷對台灣地區降雨量產生相當大的衝擊，研究推估至西元 2025 年時，台灣地區冬季的降雨量將減少 5% 至 10%，夏季將增加 5% 至 10%，使每年豐水期的降雨量比例將超過 80%，如此一來，豐、枯水期水源量差異將更大。種種問題顯示水資源問題極需改善，面對日益增加的需水量、水源開發與生態保育之間的衝突，尋求水回收再利用、水污染改善及生態復育之間的平衡點成為現今維持環境永續發展主要趨勢。

人工溼地在台灣之研究發展，近幾年提出報告結果相當豐富。像自然溼地的生物保育保護、永續物種原理、溼地規劃設計管理等等，都已引起社會大眾普遍重視。而人工濕地在水污染防治上，目前正吸引世界性之注意。另外在人工溼地復育水資源上，也有很多學者專家致力探討人工溼地技術落實至本土應用上。比方考量溼地處理養殖用水之再利用、高強度工業污水、生活污水、畜牧污水之淨化等等，都已有報告提出研究結果。惟此部分相較於歐美研究人工溼地起源於西元 1900 年初期，國內起步較晚。但和溼地技術相關課題早在 1980 年代左右，即有台灣學者提出研究報告（曾四恭，1980；徐玉標，1986），另外，諸如溼地相關資料（例如：土壤特性，水文條件，氣候因素，植種條件），由於分散各不同研究領域（例如：土壤學、大氣學、生化科技等等），需整合建立資料庫及專家決策系統，供給學術及工程業界設計使用（Bavor, Roser and Adcock, 1994）。

## 1.1 研究緣起

武洛溪為高屏溪下游支流，流經屏東縣九如、鹽埔及里港等鄉，其污染量居全流域之冠，污染來源大多來自於流域範圍內發達之畜牧業，歷年 RPI 指數介於 6.0 至 10.0 之間，屬嚴重污染狀況，進而影響供應高屏地區民生及工業用水的高屏溪。改善其水質有助於恢復高屏溪水源水質，提升高屏地區”水”的品質，本研究場址為武洛溪排水水質改善場址即為行政院環保署及經濟部水利署有鑒於武洛溪水質長期惡化，並配合行政院工程會推動「生態工程」政策，參考日本關東地區的多摩川為整治因快速都市化而受到污染的多摩川流域各支流所作的處理效能，快速滲濾系統—礫石間處理法並結合人工溼地技術，積極改善水質下的產物。為有效管理溼地及評估其效能，以發揮溼地之最大效益，本研究特針對武洛溪排水水質改善工程及後續監測、處理成效作整體之評估。

## 1.2 研究目標

本研究主要是透過相關水質、水文監測之研究方式，進行溼地水位、水量及植生調整，建立相關反應參數，發揮溼地管理之最大成效，以達武洛溪排水水質改善工程最佳效益。以下細述本研究之目標：

1. 透過水質監測調查分析，隨時掌握水質及重金屬現況，並同時紀錄水文資料，以便強化武洛溪溼地棲地營造之機能，並能瞭解該溼地對於水質淨化功能是否達到預期效果。
2. 透過各單元水質、水量調查監測執行，瞭解最佳操作參數、污染去除率，並進行武洛溪水體水質參數之反應速率常數建立，以期達成武洛溪排水水質改善工程最佳成效。
3. 評估及建立水質異常應變系統及水質模式操作程序，使濕地具污染狀況之預警及處理能力。
4. 提出最佳操作及管理建議，以利武洛溪後續之永續經營。

## 1.3 研究項目

本研究進行武洛溪排水水質改善工程及研究操作評估，共計 4 大研究要項，依序如下：

- 1.武洛溪水質改善工程水質監測水質調查研究

(1) 監測項目：

包括溫度、酸鹼值、溶氧、生化需氧量、化學需氧量、總凱氏氮、氨氮、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、總磷、正磷酸鹽、懸浮固體物、葉綠素 a 等。

(2) 採樣點：

場址上游、進流水、礫石過濾床出流水、收集槽、FWS 第一池出流水、FWS 第二池出流水、FWS 第三池出流水、放流水、場址下游，包括 9 個採樣點。

(3) 採樣頻率：

各處樣點每月至少調查 1 次。

(4) 水質調查方法：

依據環境保護署檢驗所公佈之環境檢測標準方法 (NIEA)，或依據國內外常用之調查方法。

## 2. 武洛溪水質改善工程重金屬監測調查與研究

(1) 監測項目：

污泥監測項目為污泥含水率、銅、鉻、鎘、鎳、汞、鋅、鉛、砷。

(2) 採樣點：

污泥採樣點為污泥曬乾床。

(3) 採樣頻率：

每季至少 1 次。

(4) 水質調查方法：

依據環境保護署檢驗所公佈之環境檢測標準方法 (NIEA)，或依據國內外常用之調查方法。

## 3. 武洛溪水文調查

(1) 水質調查：

針對武洛溪進行相關流量、流速、水深、河道寬等項目進行，並加測水質採樣點河川斷面一次，以瞭解武洛溪水文變化。

(2) 採樣頻率：

每 2 個月至少調查一次。

(3) 調查方法：

水文調查方法依據 CNS 公佈之標準方法，或依據國內外常用之調查方法。

#### 4.水質改善工程處理效能評估

配合進行排水改善工程不同水質、水量之操作，至少包含不同水量，並配合上游水質及水量狀況進行調整。及前述水質監測結果，評估武洛溪排水水質改善工程處理效能。並評選出適合之水質動力學模式，進行相關模式之模擬。

## 1.4 研究架構

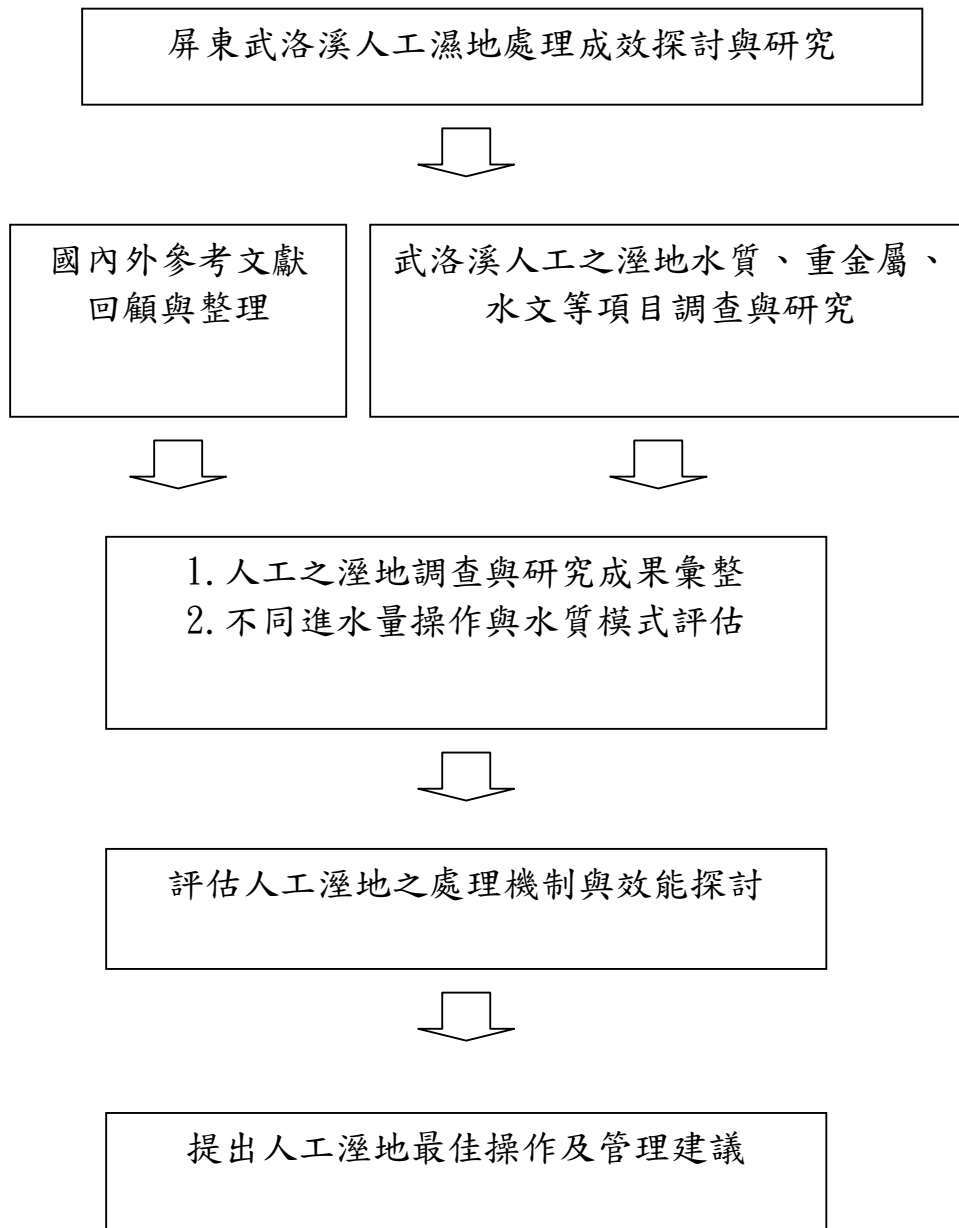


圖 1.4-1 研究架構流程圖

## 1.5 研究場址及採樣測點位置

本研究已進行水質、污泥重金屬及水文調查等作業，其研究溼地監測/調查場址及位置如下所示：

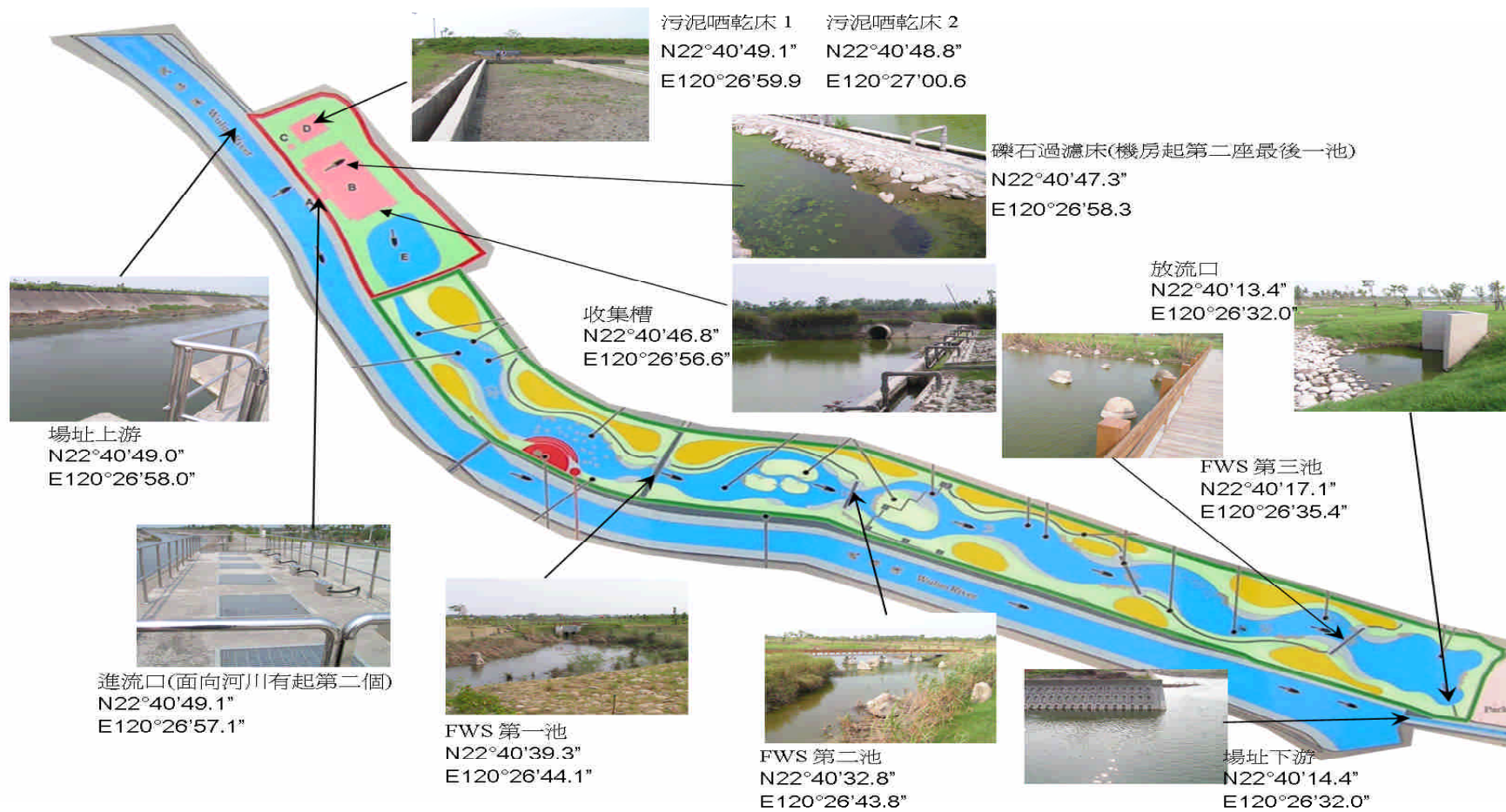


圖 1.5-1 水質及污泥採樣地點

## 第二章 文獻回顧

### 2.1 天然溼地與人工溼地

#### 2.1.1 溼地的分類

依其形成條件可分為天然溼地（natural wetland）與人工溼地（constructed wetland）（圖 2.1-1）。而天然溼地依其分佈地域又可分為海岸溼地（coastal wetland）及內陸溼地（inland wetland）。（郭振泰等，2001）

##### 1. 天然溼地系統：

海岸溼地：主要分佈在海岸線附近，受洪水及潮汐影響，故鹽分較高。依影響程度可分三類：

- (1)感潮性鹹水溼地（tidal salt marshes）
- (2)感潮性半鹹水溼地（tidal freshwater marshes）
- (3)紅樹林溼地（mangrove wetland）

內陸溼地（圖 2.1-2）：通常屬淡水溼地，依濕地中植物的種類、水文現象、土壤性質、pH 值及營養狀態可分為四種型態：

- (1)林澤（swamp）
- (2)草澤（marsh）
- (3)沼澤（fen）
- (4)酸澤（bog）

##### 2. 人工溼地系統：

美國環保署波特蘭區辦公室（Portland Regional Office）將人工溼地定義為：為了廢水處理或雨水處理單一目的而蓄意在非溼地場址所建的溼地，此種溼地通常不被列為美國水體（waters of U.S.）而是視為一種必需予以管理並監測的處理系統。排入人工溼地中的廢水並不受清潔水法案的管制，然而、人工溼地將水排入美國水體時就得受國家污染排放標準與各州水質標準的管制。

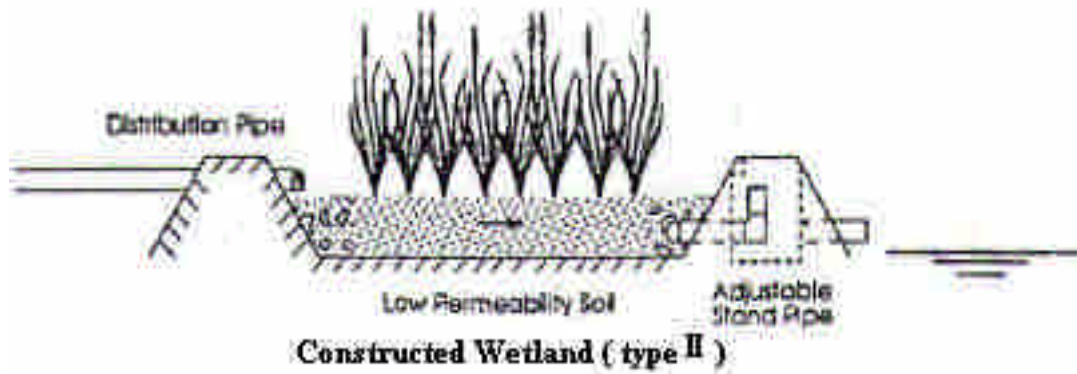
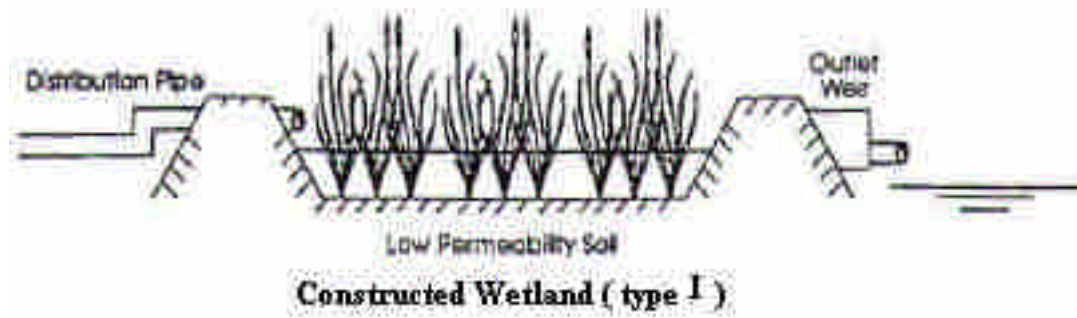
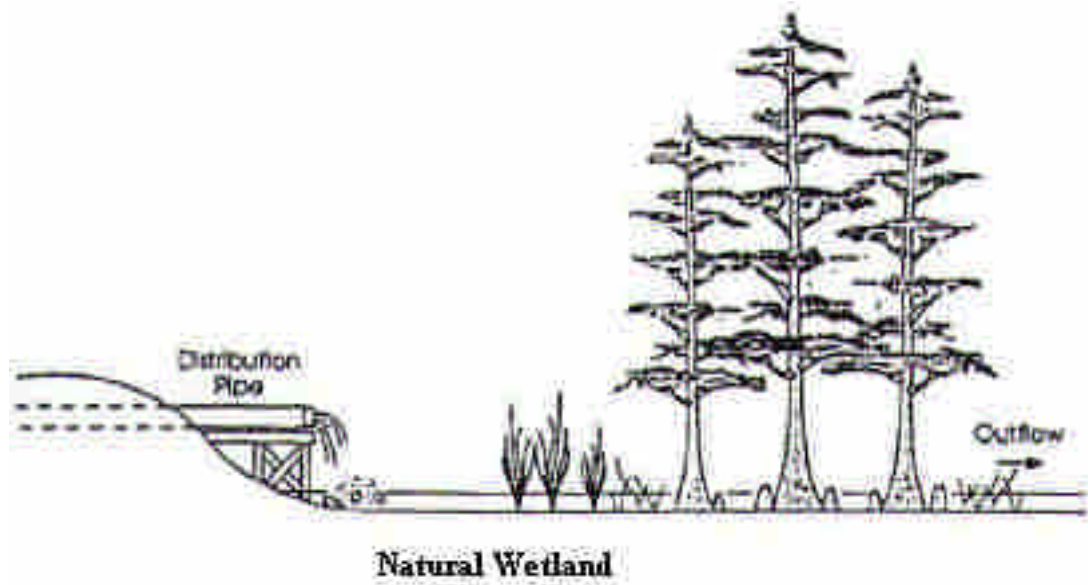


圖2.1-1 自然與人工溼地系統示意圖 (Kadlec, 1996)



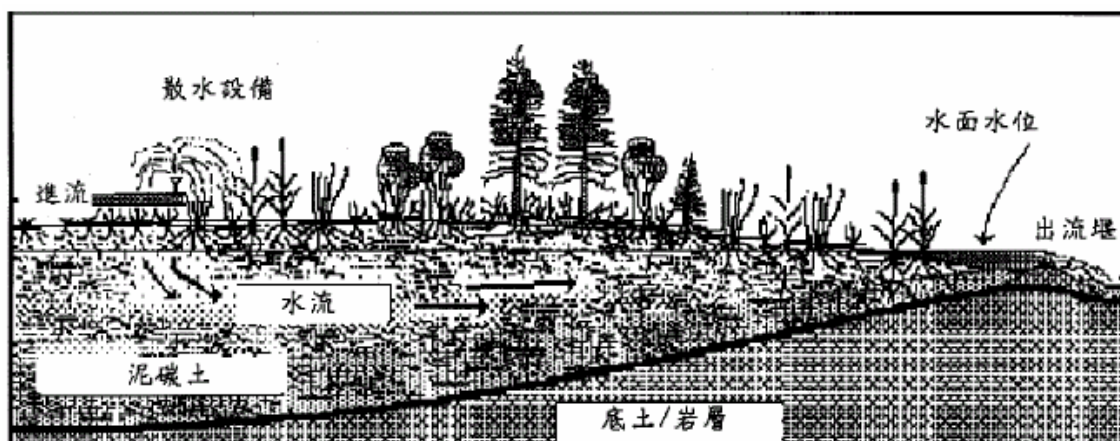


圖2.1-2 內陸溼地 (Kim et al., 1999)

### 2.1.2 溼地定義

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。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。以下就美國及我國定義敘述如下：

美國漁業及野生動物署（1979）定義「溼地」必需包含至少一種以上的下列三性質：(1)必須具有優勢的水生植物（Hydrophytic vegetation）、(2)含水溼土(Hydric soils)；而所謂「溼土」根據 U.S. Department of Agriculture's Soil Conservation Service 定義：土壤本身是足夠飽和的、充滿水的，並使其上層成為有養份狀況。(3)每年的生長季或某一時間內，土壤含飽和水份或為淺水（Water）所覆。

我國定義如下：

1. 行政院農業委員會：

- (1). 發生季節性氾濫期間通常是在該土地能被供為農業用途之時間。
- (2). 在陸生及水生體系間過渡之土地，其水位通常位於或近於地面，或是該地積有淺水；必須具備有次列三種性質之一種：
  - a. 該地至少是週期性的，以水生植物為優勢。
  - b. 基質主要是無法排水之積水土壤。
  - c. 基質非為土壤，而在每年生長季之某些期間內，積有淺水。

2. 中華民國野鳥學會：

溼地 (Wetland) 係指陸地與水域之過渡地帶，涵括了林澤、草澤、泥沼、水塘、低窪積水區及潮汐灘地等。溼地的三要素為溼地土 (Hydric soil)、水域 (Water regime)、與水生植群 (Hydrophytic vegetation)。概分為河口 (Estuarine) 與淡水溼地 (Palustrine) 兩大類。(行政院環境保護署, 1994)。

溼地擁有許多不同的風貌，關於溼地的定義有許多不同描述，Lefor 及 Kennard 亦指出，地理學家、土壤學家、水利學家、生物學家及系統生態學家等不同學域對溼地之定義亦不相同。以國際公約為例："拉姆薩國際溼地公約 (Ramsar Convention 1971)" 是西元 1971 年由世界上多國政府所共同簽訂的公約，此公約提出溼地資源保護及正確使用的架構，以供各國及國際合作來推展。至 2002 年 12 月為止共有 135 個簽訂國，涵蓋 1235 個溼地，全世界有一億零六百六十萬公頃土地被列入拉姆薩公約之重要國際溼地名單中。是目前全球唯一針對單一項特別生態體系溼地的環境公約。

「人工溼地系統」 (Constructed Wetland System) 乃模擬天然人工濕地之環境，利用自然生態的淨化機制及生物成員 (微生物、水生植物及水生動物)，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程 (Ecological Technology)，其兼具社會性、教育性等功能。

然而，在溼地的內部，因植物相的豐富，土壤中微生物的活躍，再加上擁有充足的水源，造成溼地兼具有淨化水質的功能，利用溼地本身的物理性作用 (過濾、沉澱及吸附等作用)、化學性作用 (氧化還原、化學沉澱、化學吸收、離子交換及錯合作用等反應過程) 及生物性作用 (圖 2.1-3) (微生物的生物分解、同化作用及植物吸收同化等作用)，將點源性廢污水 (生活污水、工業廢水及垃圾滲出水) 及非點源污染性廢污水 (雨水排水、農業灌溉排水及酸礦排水) 之中的有機物質、懸浮固體、營養鹽物質、油脂及重金屬，利用溼地的淨化作用，而去除或轉換成較不具有毒性的物質 (Hammer, 1989)。

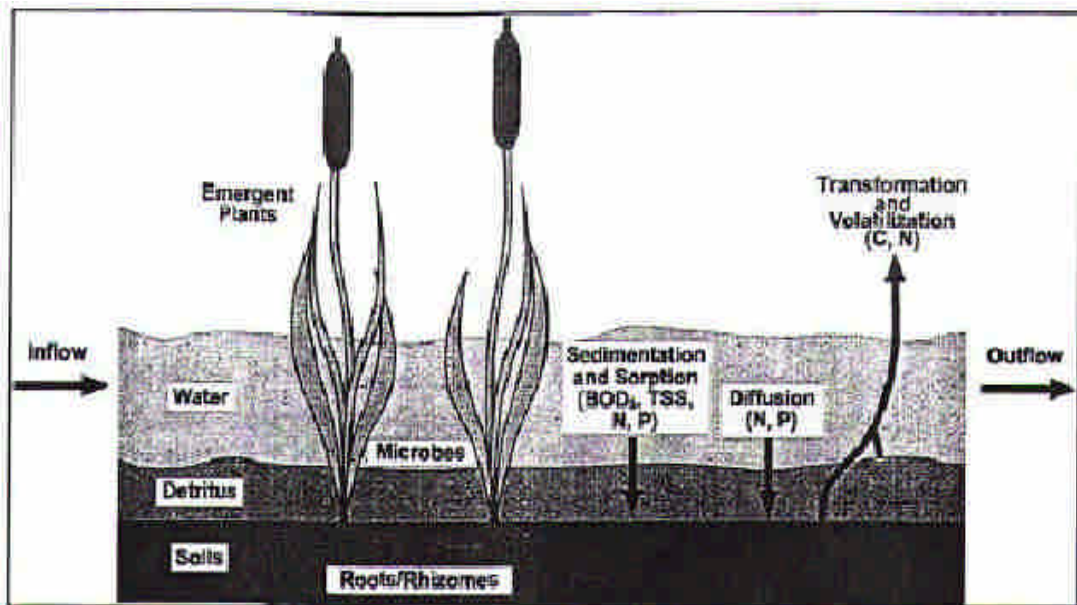


圖 2.1-3 溼地中淨化水質示意圖 (Adapted from ADEQ, 1995)

### 2.1.3 溼地水生植物的根區效應 (Root Zone Effect)

水生植物在溼地淨化水質中占了一個很大的因素，而植物能去除污染物是因為具有根區效應，也就是植物可藉由將氧氣傳輸至根部，使得附近土壤成為好氧區，而其它區域的土壤則為厭氧區，再由根部附近的微生物進行同化作用及異化作用，進行硝化及脫硝作用 (D'Angelo, 1994) 及磷的化學沉澱，此一輸氧至根部而形成根部好氧區的功能，我們稱之為根區效應 (圖2.1-4)。此效應會促使溼地中的營養鹽物質去除，而能達到淨化水質的效果 (林欣怡, 2000)。

一般水生植物都有將氧氣傳輸至根部的能力，但因植物種類的不同，而有不同的輸氧效率。水生植物的地下莖相當發達，所以有較大的空間來傳導空氣，將氧氣傳至根部，形成一層圍繞根部的土壤好氧區。因此若水生植物的地下莖數目越多，則溼地土壤好氧區的形成也越多，而所提供的氧氣也增加許多，也更能利於硝化作用的產生、微生物的同化作用與化學氧化還原反應的形成。所以，水生植物根區的多寡將影響傳輸氧氣的效率，進而關係到硝化反應的發生，影響水中氮氮的去除效果 (Zhu and Sikora, 1995)。

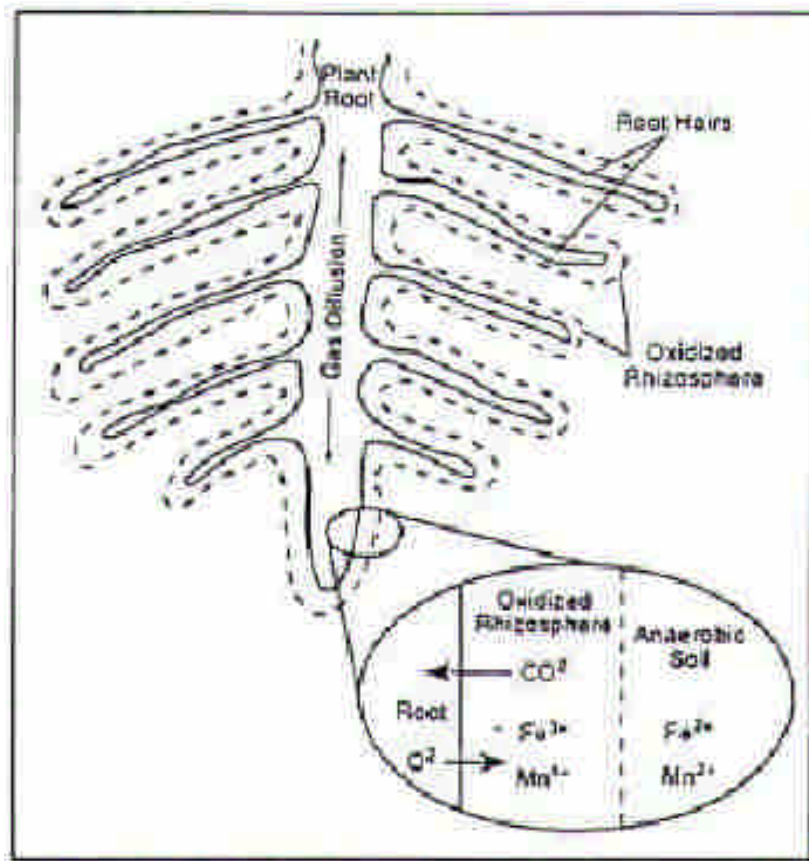


圖2.1-4 溼地水生植物的根區圖 (Kadlec, 1996)

### 2.1.4 生態工程與應用

「生態工程處理方法」最早出現於 1963 年奧登 (H. T. Odum) 之文章中。其後 Mitsch 及 Jorgensen 等人 (1989,1996) 也曾分別給予定義及闡述。依據 S.D. Bergen 等人於 1997 年之定義：生態工程是符合生態原則並整合人類和自然環境，以使兩者共存共榮的永續系統之設計。

各國對生態工程的名稱和意義，皆有不同的解釋，為避免造成混淆，國內負責推動生態工程的公共工程委員會，於2002年組成生態工法諮詢小組，並共同研議出定義如下：「生態工法(Eco-technology)係指人類基於對生態系統的深切認知，為落實生物多樣性保育及永續發展，採取以生態為基礎、安全為導向，減少對生態系統造成傷害的永續系統工程皆稱之。」2006年工程會正式更名生態工法為「生態工程」(Eco-engineering)

由前述之定義可以看出，生態工程包括幾項要素：

1. 它以生態學為主要基礎。

2. 生態工程範圍很廣，它可涵蓋各種生態系以及人類和生態系之各種潛在互動關係。
3. 它是一項工程的基礎規劃設計活動。
4. 它的主要目的，至少包括人類之福祉、永續性、生態環境之健康及完整性。（human benefit, sustainability, ecological health and integrity）

近年來，由於各界已逐漸體認到生態工程之重要性，在國內外實際應用方面目前已涵蓋下列各層次：

1. 以生態技術（eco-technology）之新設計，取代原來人工或能量密集之作業系統俾解決各種環境問題：例如廢棄物處理，原來的廢水處理廠、沉澱池及清潔設施，都是高度消耗能量的操作過程。生態工程則建議以人工建造溼地，利用太陽能及生態系統之過程解決問題，減少人類對非再生能源之耗損。

2. 對已受損生態系統之復育（restoration of damaged ecosystem）及減輕開發活動之危害。生態工法可以在這方面提供更多的設計上之建議。目前應用生態學或復育生態學（applied or restoration ecology）皆以此為研究重點。

3. 自然資源之經營、利用及保育。目前生態系之經營目標，主要係一方面可以讓人類自其中獲取福利及服務而又能兼顧生態系之健康及完整性，不致引起非預期的生態改變，例如對森林、草原及漁業之經營。在這方面，生態工法可以提供甚多寶貴資訊。

4. 人造環境中有關生態系及社會之整合，例如景觀建築、都市規劃及都市綠美化工程。

## 2.2 人工溼地功能

人工溼地系統係利用自然生態的淨化機制及生物成員（微生物、水生植物及水生動物），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（pump）及管線（piping）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，人工溼地系統令人感到興趣的是可能回收及再利用廢水中的資源（如：氮、磷營養鹽、礦物質及有機物），獲得收成田間作物或水產養殖物，屬於與環境相容的技術。再者，在適當的規劃管理下，某些人工溼地系統或水生生物處理，甚至還具有野生動物保育（wildlife conservation）及景觀美化（landscape aesthetics）上之功能。

溼地是整個地球上生產力最豐沛的生態系，涵蓋了所有河口、灘地紅樹林、沼澤林、沼湖等高產量的區域。根據Odum（1971）的研究指出，溼地的總生產量，是一般良田的兩倍半到四倍，因此對水中魚類、甲殼類動物、水禽及其他鳥類，皆具有維繫族群的功能、供應食物來源、提供棲息地，並成為繁衍下一代的最佳場所。且溼地棲地對瀕臨絕種之物種的存活是非常重要的項環節，在美國雖然溼地面積只占陸地面積的 3.5%，但是瀕臨絕種的生物名單中，卻有 50% 仰賴溼地生存。針對溼地在整個自然環境中所扮演的角色及其主要功能分述如下（洪國鑫，2002）：

### 1. 調節洪流

沼澤區、水塘或沼湖區在防洪上具有相當重要的功能。它就像一塊天然的大型海綿，水量多時，可吸收大量水份，並積蓄起來；更由於溼地平坦寬廣的地形，能減弱並均化洪峰的衝擊，調節江、河的逕流量及流速，減少泛濫、沖刷的情形，直接保護人類生活的環境。

### 2. 提供水源

溼地中的沼湖或水塘，可直接提供附近居民蓄水、灌溉、養殖之用，並且是各種水鳥及附近野生動物覓食、飲水、棲息的場所。

### 3. 補充地下水

溼地就如同一塊大海綿，當水量多時，可調節洪流，並提供廣大的蓄

水範圍，使得地表水有足夠的面積及時間滲入地下，充份補充地下水。當水量少時，溼地也可慢慢的釋放所含水份，有助於地下水的添加。

#### 4.防止地表及地下水的海水入侵

溼地除補充地下水源外，更可有效防止海水的入侵。在有溼地的情況下，淡水可順著灌溉系統進入河流，再流入大海，河岸四周的土壤不會因海水入侵而鹽化，海水不易入侵地表水域；反之，缺乏溼地或溼地枯竭，海水則會沿著河道入侵四周土壤，造成土地的鹽化。

#### 5.保護海岸

海灣、河口、潮間帶泥灘地的主要常綠植物族群，以紅樹林為優勢。這些紅樹林不但能抵抗海潮波浪等的沖蝕，而且也增加了護岸功能，並控制了海水泛濫，另外還具有防風防颱，降低鹽害的侵襲等功能。

#### 6.保留養份

位於河川下游的沖積平原湖、沼澤、紅樹林、泥灘等地，由於下游水流緩慢，由上游經河水帶來的養份沉澱於此，因其有機物養份極高，極適合植物繁衍。另外，因流速降低，溼地亦可將高混濁度及富營養鹽的水，經由沉澱作用及植物的吸收，將可增加河水透明度及減少沿岸海水的優養化。

#### 7.保育沖積土

由於河流的侵蝕、搬運和堆積作用，其所攜帶的泥沙在河口附近會逐漸的沉積下來，日積月累，就形成泥質灘地，而這泥質灘地上倘若有生長著紅樹林，則可因紅樹林而防止海水侵蝕，使沖積土得以保存。

#### 8.清除毒物

溼地對於能將各種有毒及化學物質滯留於其中，經由過濾、分解淨化而後排出，其過濾功能主要是透過溼地植物之根系吸收及土壤的緩衝力來完成，故又被稱為「大地之腎」（Mitsch，1993）。

#### 9.蘊育並生產天然資源

溼地所具有的豐富資源，是魚蝦貝等繁殖和生長的良好棲息地。充足的營養鹽能提供高的基礎生產力，成為魚貝覓食所需，而這些魚類和無脊椎動物又成為鳥類的食物來源。

## 10.水上運輸

利用溼地所形成的廣大水域網，聯接主流和其週邊地區的交通，可避免填土造陸等的人為工程，減少對環境的衝擊。

## 11.基因庫

由於溼地生物的多樣性及豐富性，再加上溼地本身可供給豐富的食物資源和棲息地，因此在這裡可組成一個完整而歧異度極高的生態區。所以保有溼地相對的即保有種源庫、基因庫。

## 12.生態教育

溼地特有的生態教育資源值得我們利用，其所具有的多樣化生物，例如昆蟲、兩棲類、魚貝類、螃蟹、鳥類以及水生植物均為介紹自然生態教育的題材，而溼地本身則是另一個戶外的自然生態教育中心。

## 13.休閒旅遊

溼地除了具有自然生態教育功能外，它亦提供了良好的休憩旅遊的場所。例如：珊瑚礁、海藻床以及熱帶魚等的生物觀光資源，可提供潛水弄潮之活動場地；而湖沼區則可提供垂釣、欣賞山光水色的靜態休憩；河岸區活動方式則具多樣性，從冒險刺激的泛舟到溪邊釣魚、戲水等。

## 14.區域生態系調節

以紅樹林沼澤區為例，紅樹林植物為該區土壤有機物的來源，可供應以碎屑性食物為主食的動物維生，而紅樹林沼澤附近的河口、海域，常成為許多海域魚蝦的繁殖場所，待成長後，又再回到海域中。一旦紅樹林遭到移除，不但本身的生態系損失殆盡，更會影響周遭海域生態的結構。（郭振泰等，2001）

### 2.2.1 人工溼地系統種類

目前，應用於水污染防治上的人工溼地系統有兩種類型可分為自由表面流動式系統（Free Water Surface System, FWS）及表面下流動式系統（Subsurface Flow System, SSF）兩種。其一，稱為自由水層系統（FWS），此為模擬天然溼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 cm分的水深，進流水在溼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。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 cm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。此種溼地系統是沿革於RZM及RBTS技術推展而來。

#### (1) 自由水層流動系統 (Free Water Surface system, FWS) :

或稱為 constructed surface flow (SF) wetland，是指溼地的水面高於土壤面，也就是說水可在表面自由流動的人工溼地，通常此種人工溼地系統可依其所種植的大型水生植物(macrophytes)之不同而分為下列五種(洪國鑫，2002)：

##### a. 挺水植物型 (emergent macrophytes) (圖 2.2-1)

常用的水生植物有蘆葦類 (*Phragmites spp.*)、燈心草類 (*Juncus spp.*)、香蒲類 (*Typha spp.*)、狼尾草類 (*Pennisetum spp.*)、薹屬類 (*Cyperus spp.*) 等。

##### b. 浮水植物型 (floating macrophytes) (圖 2.2-2)

常用的水生植物有布袋蓮 (*Eichhornia crassipes*)、浮萍 (*Lemna spp.*)、水芙蓉 (*Pistia stratiotes*) 等。

##### c. 著根浮水植物型 (bottom-rooted floating macrophytes) (圖 2.2-3)

葉片為浮水性，根部為著生於底泥中，如蓮花類 (*Nymphaea spp.*) 等。

##### d. 挺水植物浮水型 (emergent macrophytes with floating mat)

一些挺水植物聚生在一起之後，其根部交叉生長同時累積植物殘渣之後形成類似墊片物 (mat) 而浮在水中。具有此種行為的植物有蘆葦、香蒲、石蓮花 (*Hydrocotyle umbellata*) 等。

e. 沉水植物型 (submerged macrophytes)

常用的水生植物有水草類 (*Elodea spp.*)、耬草類 (*Myriophyllum spp.*) 等。

(2) 水層下流動系統 (Subsurface Flow System, SSF) :

指水面位於介質 (可能為土壤、砂石、礫石、卵石等) 之下, 一般分為水平流動式 SSF (圖 2.2-4) 與垂直接流動式 SSF 兩種 (圖 2.2-5), 也就是不能於溼地表面看到水層的人工溼地系統, 此種溼地中一般種植挺水性或草本植物, 此種系統是利用介質表面生物膜之生長, 來幫助處理污染物質, 但會產生孔隙阻塞之問題, 所以必須配置過濾設備或反沖洗設施, 再者於污水進入系統前, 預先經過一沉澱池, 以期減少系統水頭上的損失。

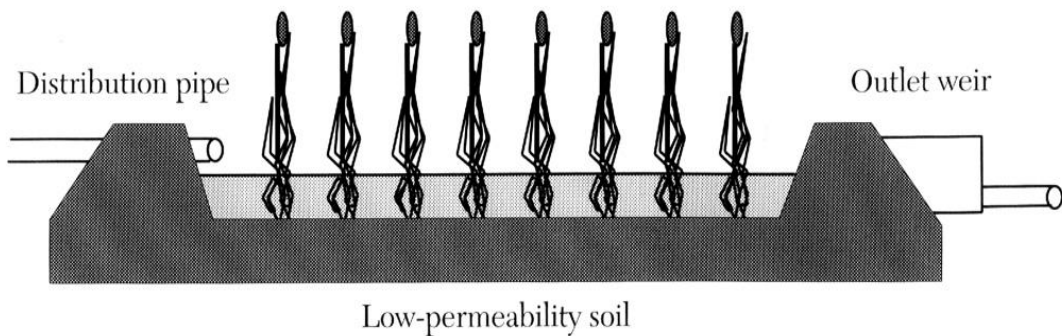


圖 2.2-1 挺水植物型 FWS

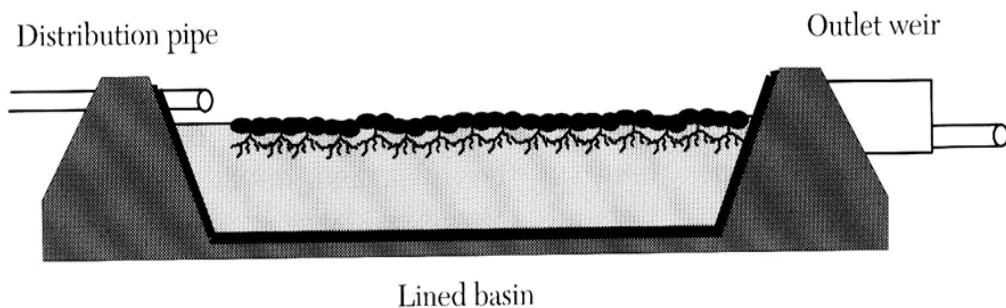


圖 2.2-2 浮水植物型 FWS

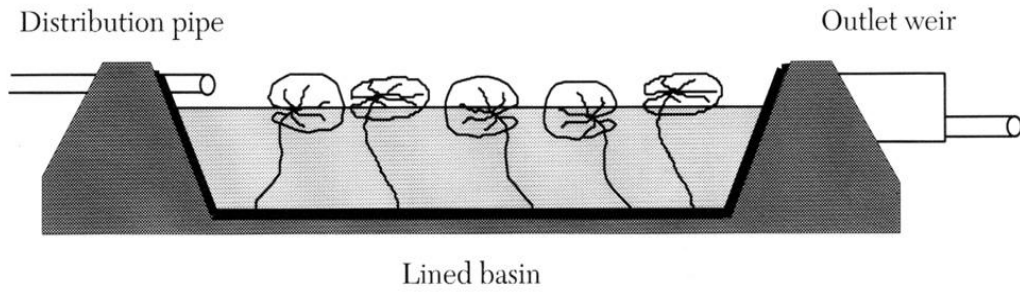


圖 2.2-3 著根浮水植物型 FWS

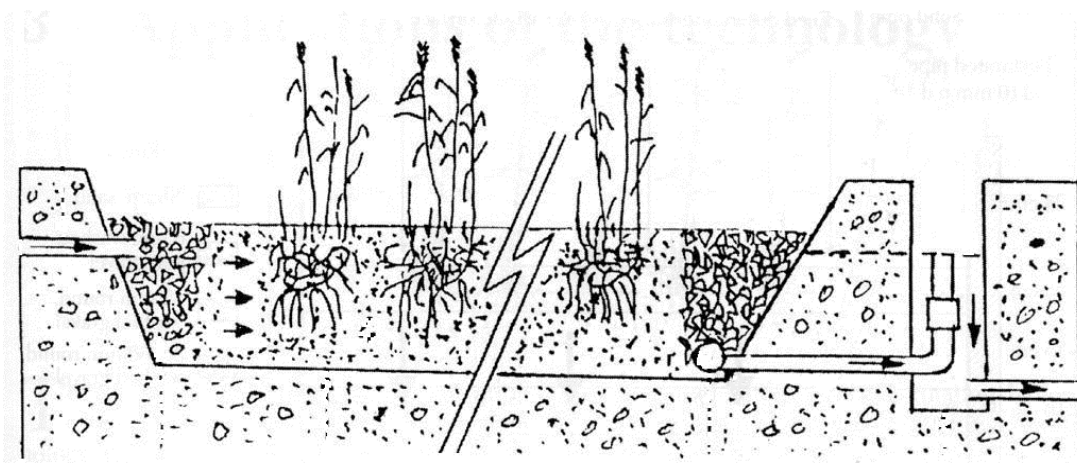


圖 2.2-4 水平流動式 SSF 系統

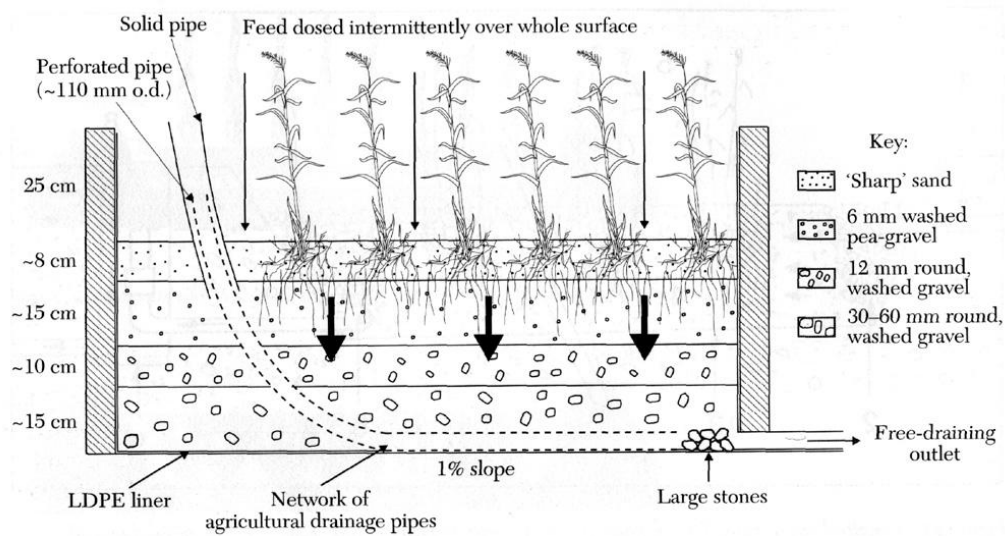


圖 2.2-5 垂直流動式 SSF 系統

## 2.2.2 人工濕地污染去除效率、原理及傳輸機制探討

### (一)國內外人工溼地污染去除效率探討

目前世界上試驗中之人工濕地已超過1,000個以上。大部分集中於歐洲、美洲、印度、東亞與中國。人工濕地之處理污水效果，根據前人研究（Thomas, Glover and Kalaroopan, 1994），人工濕地承接在二級污水處理廠後作再處理，BOD 去除率可至71~74%，SS 可至85%，氨氮可達17~24%，硝酸鹽可去除65~80%，磷可去除13%。惟此技術在臭味、蟲害及暴露有害大眾問題上仍有待研究克服。

另外據 Wittgren and Tobiason（1994）指出，有植種植物之人工濕地，硝酸鹽氮去除量為未植種植物人工濕地之兩倍。在夏天，污染物去除效果可達到進流濃度之75%。此係由於水中有機物累積，增加碳源之結果。另外，脫硝作用進行由供應碳源及厭氧環境所控制。而以人工濕地在 Bainikeng 之污水處理效益試驗，在流量為3,100 CMD，面積為8,400 平方公尺下操作，結果與人工濕地在Tennessee Valley Authorith,（1990）相近，因數據顯示去除有機污染及懸浮固體物成效顯著且優於傳統二級污水處理效果，故可得知以人工濕地處理小型市鎮污水是有效的。而自經濟角度考量，在美國加州Kiverside使用濕地完成脫硝去除的試驗結果（McPherson et al.,1997），政府估計需花費\$US 23 millions 在改良舊有二級污水處理場系統，花費\$US 160,000 在年操作費用，而建造濕地計劃花費\$US 2 millions 即可使水質達標準而不增加新管線。

以國內現況，在污水下水道尚未普及情況下，連結濕地處理而後放流污水，或可減少建造昂貴海洋放流管之費用（陳鎮東，1996）。其次，將濕地視作連結污水及承受水體間之過渡帶，相信亦可減低對自然環境之衝擊。人工濕地技術係將水中污染質轉化成生物細胞（biomass）或行礦化作用轉成無機質後去除。而傳統二級污水化學處理法，係外加藥物使污染物質在系統內累積沈澱，而去除污染達到水處理目的。濕地在地底材質上，多鋪設PVC 防水不織布以有效防止污水污染下層土壤，在操作效果上，並不遜色於傳統二級化學處理廠。根據Chick and Mitchell, 1994 在Australia 之人工濕地操作結果，水中污染物TSS、BOD、TOC、Facel Coliform 去除率穩定而顯著，且在營養鹽去除上，亦有20~40%之去除效益（Kadlec, 1994；Thomas, Glover and Kalaroopan, 1994；Yang, Xu, Hu, Wang and Wang, 1994；Cole, 1998）。

若同時植種水生植物並複合多種植種，則污染去除效益較單一植種佳且其吸收之生物質量可供作家畜養飼料，是為綠色永續技術（Mitsch,1993；Cole, 1998）。濕地技術在進流上有數種形式，有水平流式，垂直流式等形式。在操作作法上如同線性水庫規劃，不同型式可相互並接串接，具有不同操作效果（Chick and Mitchell, 1994）。

## (二)人工溼地各項污染物去除之傳輸機制作用

基本上，溼地系統是維持物種豐富度（richness）、水質改善、調節洪水及緩衝人類破壞的重要生態體系，因此可以視為某地區環境改變之關鍵因素之一。以溼地系統來處理廢水已有許多之研究，其中大多在探討去除氮、磷的能力，即強調廢水之再利用性與營養鹽之循環。但在廢水進入溼地系統之前，必須要有適當之前處理去除部分之有機物以及懸浮固體物，避免造成溼地系統負荷過大或衍生其他問題。

在一般的情況下，污染物在進入人工溼地後會在各種不同機制的作用下降解，Tchobanoglous 認為它們包括有：細菌的轉化、吸收、沈澱、自然衰減、揮發、與化學反應等過程（表2.2-1）（Tchobanoglous, 1993）。除此之外，介質的過濾作用與植物吸收亦為溼地去除污染物之機制。人工溼地系統藉由這些過程可以處理如生化需氧量、懸浮固體物、氮、磷、重金屬與病原體等（表2.2-2）（Watson et al., 1989）。由此可知，人工溼地中水質淨化的主要角色由植物、介質，與微生物族群三者所共同扮演。以下針對不同污染物的去除機制分別加以描述說明。

### 1.有機物與懸浮固體：

溼地系統內的水流流速緩慢，故當污水流經天然溼地或人工溼地時，會因流體之擴散作用、遲滯效應及植種植物所阻隔，而使懸浮固體物因流體攜帶物體能力被溼地所稀釋，是以重力沉降效應大於流體攜帶物體能力，故懸浮性固體物得以沉降至溼地底部形成底泥；而一般污水中之有機物其去除機制為濾料或介質上所生成之生物膜行生物分解作用，在好氧環境下微生物行生物代謝作用，而將有機物轉換成二氧化碳自污水中去除。

表 2.2-1 人工溼地的去除機制 ( Tchobanoglous , 1993 )

過 程	機 制 概 述
<p>細菌轉化 Bacterial conversion</p>	<p>經細菌轉化(好氧或厭氧)是分解排入溼地中的污染物最主要的過程，在水質管理中應用細菌轉化對CBOD與NBOD 的處理是最典型的例子。在好氧的條件下有機物消耗氧氣而被轉化的過程也稱做 deoxygenation。</p>
<p>氣體吸收/脫附 Gas absorption / Gas desorption</p>	<p>此將氣體被攝入液體中的過程稱為 absorption，例如具有自由水面的水體當其中的溶氧低於飽和溶氧值時，由氣液介面進入水中的溶氧便會多於由水中釋放的氧，這個過程稱作再曝氣。</p>
<p>沈澱 Sedimentation</p>	<p>指排入的懸浮固體物最終沈降至底部，沈澱的作用會因膠凝而加強，因擾動而被妨礙。</p>
<p>自然衰減 Natural decay</p>	<p>因許多不同的原因，污染物會在自然的狀況下衰減，包括細菌 的死亡、些有機成分的光氧化作用等等。自然衰減一般可用一階動力來模擬。</p>
<p>吸附 Adsorption</p>	<p>許多的化學物質有被土壤附著或吸持(sorption)的傾向，這意指排入溼地廢水中有一大部分的有毒化學物質是與懸浮固體物結合在一起。</p>
<p>揮發 Volatilization</p>	<p>液體與固體藉此過程蒸發與逸散至大氣中。易於揮發的有機物 被稱 volatile organic compounds, VOCs。這個物理現象與氣體吸收相當類似，不過淨物質流量是流出水面。</p>
<p>化學反應 Chemical reactions</p>	<p>溼地中重要的化學反應包括：水解、光化與氧化還原反應。</p>

表 2.2-2 人工溼地的去除機制與影響之污染物質(Watson et al., 1989)

機 制	影響的污染物質	概 述
沈澱 (物理性)	P-可沈澱固體物	利用重力將固體物沈澱
	S-膠體狀固體物	
	I-BOD、氮、磷、重金屬、 鈍性有機物、細菌及病毒	
過濾 (物理性)	S-可沈澱與膠體狀固體物	粒狀物質因水流流過介質、植物根部或魚時以機械性的方式被過濾
吸收 (物理性)	S-膠體狀固體物	粒狀物間的吸引力量(凡得瓦力)
沈澱 (化學性)	P-磷、重金屬	形成不溶性的物質或與這些物質發生共同沈澱
吸附 (化學性)	P-磷、重金屬	吸附在介質或植物組織表面
	S-鈍性有機物	
分解 (化學性)	P-鈍性有機物	由氧化、還原或藉由紫外線的照射將較不穩定的化合物分解或轉變
微生物的新陳代謝 (生物性)	P-膠體狀固體物、BOD、 氮、鈍性有機物、重金屬	藉由懸浮、底棲、或依賴植物維生的微生物將膠體與可溶性有機物除。生物性的硝化/脫硝作用。重金屬生物性的氧化
植物的新陳代謝 (生物性)	S-鈍性有機物、細菌、病毒	有機物由植物吸收利用，根區分泌物對叢生病原體具毒性
植物吸收 (生物性)	S-氮、磷、重金屬、鈍性有機物	在合適的生長條件下，植物會利用這些物質
自然衰減 (生物性)	P-細菌、病毒	自然衰減、或生長環境不適合時

## 2. 氮的傳輸機制

氮在溼地中的去除機制是藉由氮的循環來達成，而這個循環主要是經由一連串的礦化、硝化、脫硝、固氮及同化等作用來完成氮的循環。而微生物所扮演的角色為傳遞電子及轉換氮的型態，這些微生物是屬於異營硝化菌、脫硝菌及固氮菌等。然而不論是礦化或硝化等作用，皆需要氧，因此氧氣的供應是去除機制中最重要之關鍵因子。如圖2.2-6所示，溼地水層下的土壤層為氧化區，雖此氧化區很薄，但卻為氮的主要轉換區；在氧化區中含有高溶氧，在此區域中，有機氮會先被異營菌礦化為氨氮，再由化學自營性硝化菌，來進行硝化作用產生硝酸鹽。若上層的氮消耗完，氧化層會讓土壤中的氮向水層擴散，在水層中再繼續進行硝化作用。水層中產生的 $\text{NO}_3^-$  會因濃度梯度的關係而回到氧化區，氧化區的 $\text{NO}_3^-$  也因擴散而進入厭氧還原區，進行脫硝作用；脫硝後的 $\text{N}_2\text{O}$ 及 $\text{N}_2$ 等，則釋放到大氣中溼地中，此為氮的基本轉換型態（林欣怡，2000）。

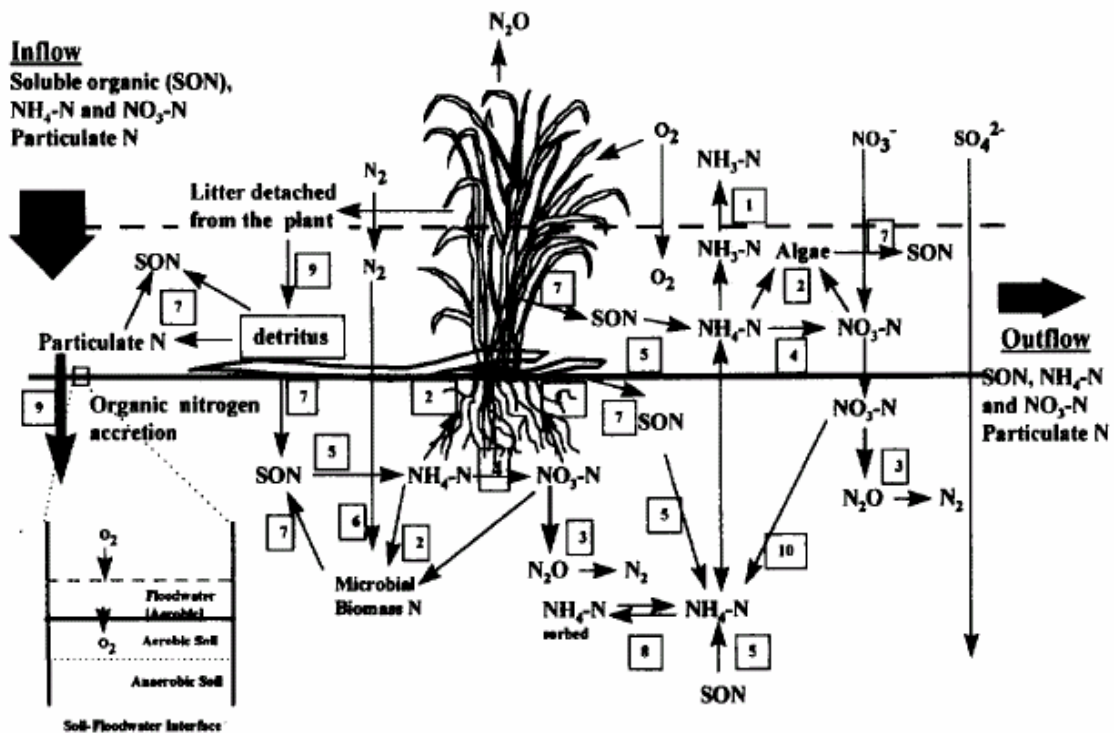


圖 2.2-6 氮在溼地中的宿命 (Reddy et al., 1997)



亞硝酸根的氧化數為+3，為氮自氨氧化成硝酸根過程中的過渡物質，化性不穩定。一般溼地環境中的亞硝酸根濃度極低，若溼地中可測得亞硝酸根，則可能來自於氮源同化不完全的過程中，或有人為氮源的存在。溼地中總氮濃度可利用總凱氏氮加上亞硝酸態氮與硝酸態氮來估計，而有機氮則可以利用凱氏氮減去氨氮的量來獲得。而其中最高氧化態的氮型式是硝酸根，化性穩定但也可被植物視為營養鹽而吸收利用或參與微生物的代謝過程（Kadlec et al., 1996）。

有機氮是所有溼地植物、碎屑、微生物、動物，甚至於土壤等乾重中主要的部分。泥碳狀沈積物通常含氮約 1% 至 3% 乾重，以此可估算在溼地 20~50 公分深沈積中約貯涵有 1,000 至 30,000 kg/ha 的氮。氮在植物組織中的含量則依種類、部位及溼地所處環境而有所不同。處理廢水的人工溼地由於一直保持在富營養條件下，使得植體中的含氮量比自然溼地中的植物還來的多。植物的任一部位也會因生長階段的不同而有不同的含氮量，各部位間的含氮量也會不一。此兩者亦皆呈現明顯的季節性變化，通常植體中的含氮量在生長季的末期要比在春季時少的多（Kadlec et al., 1996）。

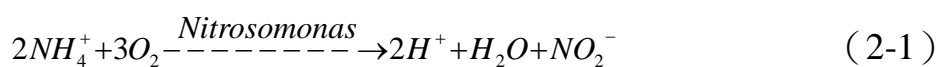
氮在溼地中的轉化主要透過下列途徑：

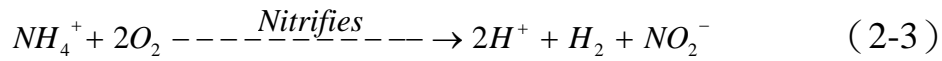
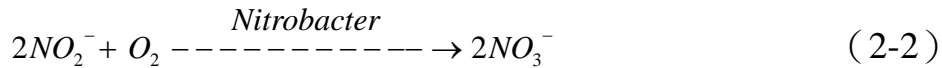
#### (1) 氨化作用（礦化作用）

氨化作用主要指將有機氮以生化方式轉化成氨氮的型式，包括如含有胺基酸的有機組織被微生物分解、直接來自動植物生理過程中的分泌，以及尿素或尿酸水解而來。在動力上來看，氨化作用的速度要比硝化作用快的多。由於在厭氧環境中異營菌的分解速度比在好氧環境來的慢，氨化作用亦有如此差別。除此之外，由於以氨為起始物的硝化作用受制於溶氧，使得氨也較易被累積在淹滯期的溼地環境中。在溼地介質的厭氧環境裏，氨化作用也受溼度及 pH 所控制。溫度每升高 10°C 速率加倍，最佳的溫度介於 40~60 度間，pH 值則介於 6.5 至 8.5 間。

#### (2) 硝化作用

硝化作用涉及兩階段之反應方程式如下：





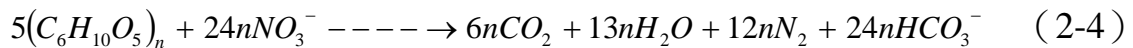
反應包含亞硝酸菌屬 *Nitrosomonas* 與硝酸菌屬 *Nitrobacter* 兩類化自營菌依次的參與，硝化反應的速率幾乎由溶氧所控制，每一步驟都需要有氧的加入，不過硝化反應在僅 0.3 mg/L 的溶氧下還能進行。硝化反應所產生的能量供給亞硝酸菌屬 *Nitrosomonas* 與硝酸菌屬 *Nitrobacter* 進行同化作用。氨或亞硝酸鹽在自營性硝化反應中作為氮源及能量來源，氧氣則為電子接受者，做為碳源的二氧化碳則可由含碳營養物之異營性氧化反應中提供。由於自營菌的硝化反應所能獲得的能量很小，故經此反應所得的生質量與異營作用產生之生質量相比，僅佔極小部分。溶氧不會全部用來參與氨的氧化，部分的氨會進入同化作用的過程中，使得實際所需的溶氧量要比利用上式化學計量所求的需氧量小。若系統中有大量的硝化反應發生時，將會降低水體的鹼度與 pH 值，茲因硝化每 1 mg/L 的氨將消耗掉水體中 7.14 mg/L 的碳酸鈣鹼度並同時產生 1.98 莫耳的氫離子。亞硝酸態氮與硝酸態氮合稱為總氧化態氮 (total oxidized nitrogen, TON)，由於亞硝酸態氮存在的濃度相當低，所以通常 TON 可視為硝酸態氮。表 2.2-3 為硝化作用中最理想之操作因子。

表 2.2-3 硝化作用中最理想之操作因子 (Bitton, 1994)

Characteristic	Design Value
Permissible pH range (95% nitrification)	7.2-8.4
Permissible temperatures (95% nitrification)(°C)	15-35
Optimum temperature, (approximately)	30
DO level at peak flow, mg/L	> 1.0
MLVSS, mg/L	1,200-2,500
Heavy metals inhibiting nitrification (Cu, Zn, Cd, Ni, Pb, Cr)	< 5 mg/L
Toxic organics inhibiting nitrification	
Halogen-substituted phenolic compounds	0 mg/L
Halogenated solvents	0 mg/L
Phenol and cresol	< 20 mg/L
Cyanides and all compounds from which hydrocyanic acid is	< 20 mg/L
Oxygen requirement (stoichiometric, lb O <sub>2</sub> /lb NH <sub>3</sub> -N, plus	4.6

### (3) 脫硝作用

脫硝反應伴隨著異營菌在貧氧或厭氧條件下的新陳代謝發生。脫硝作用是一個耗能的生化還原過程，藉由將電子加入亞硝酸態氮及硝酸態氮以形成分子態氮、N<sub>2</sub>O及NO。在好氧條件下一般異營的新陳代謝以氧做為克氏循環中的最終電子接受者，而在脫硝作用上，硝酸還原酵素使得一些兼氣性菌屬能夠在缺氧的條件中利用硝酸態氮作為最終的電子接受者。然而由於利用氧做為最終電子接受者可較硝酸態氮獲得更高的能量（686 vs. 570 kcal/mole of glucose），在氧氣存在的情況中通常不會進行脫硝反應。若以纖維素（cellulose）作為硝酸鹽異化作用的碳源，則脫硝作用可以簡單表示為：



理論來說，脫硝作用中每單位硝酸氮轉變為氮氣之過程將產生3.6單位之碳酸鈣鹼度。故溼地水體中的脫硝作用將增加其鹼度並伴隨 pH 值的上升。(Bitton, 1994)

#### (4) 固氮作用

溼地中的固氮過程始於氮自大氣中擴散至水體，隨後被微生物如：光合菌、好氧異營固氮菌屬 *Azotobacter*、厭氧的梭菌屬 *Clostridium* 以及其他兼氣性微生物等與藻類、蕨類及高等植物還原成氨態氮。

微生物的固氮僅管不會在氮源充足時受到抑制，但耗能的固氮作用通常是只在環境中氮源不足時才發生的因應措施。例如在處理廢水的人工溼地中，氮源過剩的結果使得微生物固氮的量與其他氮的轉化相比微不足道。水生植物生長所需氮源部分來自厭氧土壤層中與植物根部共棲細菌的固氮作用，以香蒲為例約為 10% 至 20%。但在好氧狀況下，固氮作用因氮酶被抑制而趨小。

#### (5) 同化作用

氮的同化指經由複雜的生化作用將無機氮轉化為生物組織中有機氮的過程，參與反應的氮型式可為氨態氮或硝酸態氮。由於氨態氮較硝酸態氮常處於還原狀態，在同化作用中為優先利用的對象。微生物吸收銨與硝酸根用於合成生質量，隨後經由死亡而再將有機氮與銨釋放回水體中。植物對氨氮與硝酸氮的最大吸收率發生在一年的生長季中，而在進入生殖生長以及老化期時降低。秋冬時再由枯萎掉落的植體釋放至水體，此一季節性的變化在溫帶地區特別明顯(李黃允, 2001)。

### 3. 磷的傳輸機制：

磷為植物生長所必須的元素，過量的磷源會刺激微生物或植物生質量的增加。然而磷在生質量中的留滯時間僅為短期且可逆的貯留處。在自然溼地中，會經由複雜的生物化學循環，分別在各種暫時或長期貯留及源出處 如水體、植物、微生物、沈積物、及介質間進行轉移。其中，由於沈積

處於厭氧狀態下，可提供為長期的淨貯存處，自然溼地中的累積率約達每年數毫米。但短期中仍會受沈降、沖蝕、再懸浮等影響而改變，溼地中磷的循環如圖 2.2-7 所示。

在溼地水體內磷主要是以+5價的氧化態磷存在 (Faulkner et al., 1989)，其他可粗略分為無機的正磷酸鹽 (orthophosphates)、複磷酸鹽 (polyphosphates) 及有機磷化合物，以上三種之和稱為總磷酸鹽 (總磷，TP)。正磷酸鹽包含  $PO_4^{3-}$  (phosphate)、 $HPO_4^{2-}$  (hydrogen phosphate) 及  $H_2PO_4^-$  (unionised phosphoric acid)，當pH接近中性時，以  $HPO_4^{2-}$  最佔優勢。複磷酸鹽又稱「縮合」磷酸鹽 (condensed phosphates)，可視為磷酸鹽之縮合聚合物，包含了  $P_2O_7^{4-}$ 、 $P_3O_{10}^{5-}$ 、 $P_3O_9^{3-}$  等化合物。複磷酸鹽在水中會緩慢水解變成成正磷酸鹽。磷在溼地中最主要以三種形態存在：可溶性磷、固態有機磷與固態無機磷。磷與其他鹽類的形成發生共沈降的作用舉例如下：



磷也是生物組織不可或缺之元素，存在於濕地中所有的生物與死體生物形成的底層碎屑中。同時，磷亦屬於可移動性營養鹽，在磷為受限的自然濕地中，植體各部位的磷濃度會配合生長而有季節性的變動。

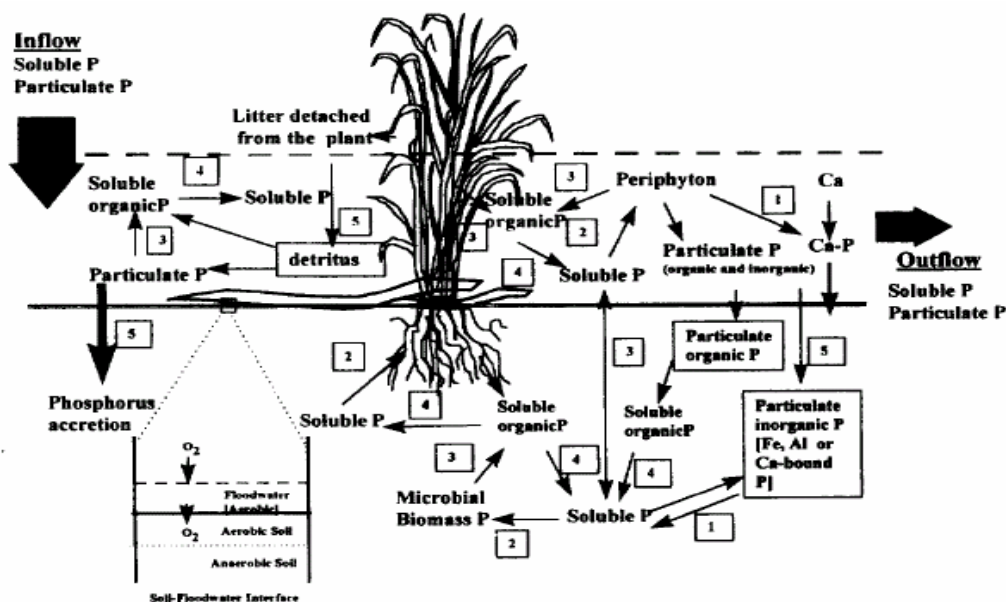


圖 2.2-7 磷在溼地中的宿命 (Reddy et al., 1997)

### 2.2.3 人工溼地與傳統廢水處理之優缺點

使用天然溼地處理廢水的主要限制在於多數國家的環保法規均將天然溼地視為地面水體的一部份，廢水若要排入天然溼地中必須先符合放流水標準，因此只能利用天然溼地作為高級處理（Advanced Wastewater Treatment）或再精緻化處理（polishing）。而人工溼地系統不僅具有天然溼地的淨水及生態保育的功能（行政院環保署，1995；Brix, H., 1997；Knight, R.L., 1997），且不需管制進流水的水質；此外，還具有以下特色（Worall et al., 1997；Metcalf & Eddy, 1991）與其他功能。

1.人工溼地系統可選擇性培養出能承受高污染性物質、同時生長快速的水生植物，形成優勢物種。水生植物的密度亦得以控制，達到最佳條件。

2.人工溼地系統可以在建造之前，即仔細規畫整個溼地的水利工程部份。使進流水得有效地流經整個溼地，因而提高效率減少溼地所需的面積。

3.人工溼地系統的位置可以依照現地所需，彈性地在污染源及承受水體之間選擇適當的位置來設計及運用，較不受地形影響。

4.人工溼地系統可在建造時，選擇是否與地下水層連接。如果污水可被有效的處理達放流水的標準，則可選擇與地下水層連接，使其補充受超抽地下水層的水位。如果處理過後的水質仍有污染性，則可以不透水層隔絕，以免污染地下水。

人工溼地系統處理技術特別適用於下水道系統落後、土地較為寬廣的鄉村型社區。表 2.2-4 為人工溼地系統與傳統廢水處理技術之優缺點比較；表2.2-5 則為人工溼地系統本身之優缺點。

表 2.2-4 人工溼地系統與傳統廢水處理技術之優缺點比較

項目	人工溼地系統	傳統廢水處理技術
結構	利用既有的自然窪地及土地或土地需開挖	鋼筋混凝土槽體、機房施工
機械設備	少數個抽水幫浦	多數個抽水幫浦、鼓風機、散氣設備、污泥脫水機、加藥幫浦、攪拌機、攔污柵、過篩機、機電控制設備
能源需求	僅需抽水一次動力	大多數單元均需動力
操作維護	非專業化廢水處理人員 水流、收割(頻率極少)	廢水處理專責人員，設備維修、操作及條件監控、活性污泥問題與對策、污泥處置
功能	二級、三級處理	一、二、三級處理
化學藥劑需求	無	消毒藥劑、污泥調理劑
資源利用的獲益	農作物、植物、養殖物	污泥
污染物去除速率	自然處理系統 < 傳統廢水處理技術	
土地需求	自然處理系統 > 傳統廢水處理技術	
額外效益	野生動物棲息、景觀美化、生態教學	
衛生問題	蚊媒控制	臭味控制、污泥處置

表 2.2-5 人工溼地系統的優缺點

優點	缺點
<b>成本方面</b>	
1.建造費低、操作維修費用低	1.淨化速度緩慢
2.節省能源、無二次污染	2.需要較大的土地面積
3.不需連續操作	3.效率受環境氣候影響
4.可承受進流量的大幅變化	
5.可處理含低有機物之廢污水	
6.處理後之水適合再循環利用	
<b>生態方面</b>	
1.可提供野生生物棲息地	1.孳生蚊子
2.與週遭地貌和諧地契合	2.可能孳生某些微生物
3.具有改善景觀的功能	
4.具有改善景觀的功能	

## 2.2.4 國內外人工溼地研究案例

### 1. 亞歷桑那州

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，屬於FWS型溼地，設計處理流量為5,375 m<sup>3</sup>/day，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。溼地進流平均水質中生化需氧量（5-day biological oxygen demand, BOD<sub>5</sub>）、總懸浮固體（total suspended solids, TSS）、總氮（total nitrogen, TN）。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。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。（IWA，2000）

## 2.北卡羅來納州

在1967至1972年間，北卡州的 Howard T. Odum 與 A.C. Chestnut 利用海岸礁湖進行為期五年的都市污水回收與再利用的研究，內容關於都市污水如何促進半自然的生態系統的所有細節，當然也包括二級放流水對天然鹽澤生態的影響（Kadlec and Knight, 1996）。

## 3.佛羅里達州

在1972年，Odum 與 Katherine Ewel 在佛州開始一項由 Rockefeller 與 National Science 基金所贊助、有關評估自然柏樹林濕地對都市污水回收可行性的計畫。計畫的一部分包括將都市污水廠的二級放流水排入兩個隔離的柏樹圓頂濕地，留滯濕地中的水補注地下水層後重新做為都市用水水源（Kadlec and Knight, 1996）。

## 4.密西根州

1972年密西根州由Rebert H. Kadlec所主導，關於寒冷氣候之地區中人工濕地對污水處理情形的調查工作也正展開，此一回應世界地球日活動的 Houghton Lake 計畫始於1971年將水與營養鹽導入Houghton Lake村附近的泥碳地中，經過兩年的時間形成中尺度規模的實驗場址後，開始為期三年每日進水 360 m<sup>3</sup>與季節性排水的操作。自1978年將設計水量提高至每日進水 6410 m<sup>3</sup>後擴大為實場迄今，使得此一系統擁有目前可得為期最長且最完整的操作紀錄（Kadlec and Knight, 1996）。

## 5.肯亞

Nairobi人工溼地位於肯亞首都Nairobi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（1,200 單位之人口當量）。整個系統包含一座SSF溼地（1,800 m<sup>2</sup>）連接 3 座串聯的池塘（ponds），總計 5,400 m<sup>2</sup>。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，BOD<sub>5</sub>、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。(Nyakang and Bruggen, 1999)

## 6. 中國

在 1970 年代初期，一項針對污水灌溉區與華北地區的環境影響評估開始進行，結果顯示出任意地引用污水灌溉對作物、土壤及地下水皆已造成不同程度的污染。此評估使得在 1980 年代早期，北京市環境保護科學研究所（中共國家城市環境污染控制工程技術研究中心，Beijing Municipal Research for Environmental Protection）開始對土壤處理系統施壓藉以控制水體污染的情況，同時與 U.S. EPA ADA Laboratory 合作對此技術進行研究。研究地點位於各種不同氣候的地區，如西北的新疆自治區（北溫帶乾燥氣候區）、東北的瀋陽（北溫帶）、華北的北京與天津（中溫帶）與西南的昆明（北亞熱帶）。處理的對象則有都市污水、紙業廢水、石油煉製業放流水與釀酒業放流水等。應用的土壤處理技術則包括有個別的快滲、慢滲、漫地流，當然還包括各種型式的濕地處理系統，以及這些系統的整合利用。(Li and Jiang, 1995)

## 7. 台灣

隨著國外的研究進展，國內學者由文獻中較能清楚人工溼地系統的淨化機制及導入工程設計方法（如：水流設計、挺水性植物使用）來增強溼地功能。1994 ~ 1998 年期間，國內有數個人工溼地研究場址建立，為國內自然處理技術研究的草創期。這些研究系統包括：成功大學溫清光教授利用種植波拉草之河川高灘地（10.5 m × 50 m），處理受嚴重污染之天然排水（溫清光、陳鴻欽，1996）；國立海洋大學教授李志源亦在金門縣金湖污水廠建立 4 座種植蘆葦、香蒲、布袋蓮及浮萍的溼地系統（每座 15 m × 4 m），探討人工溼地三級處理污水之可行性（李志源等人，1997）；屏東科技大學郭文健教授建立充填礫石之 SSF 溼地（90 cm × 50 m）、表面種植空心菜，處理養豬廢水三段式處理場之放流水（郭文健等人，1996）；中山大學楊磊教授探討人工濕地進行高含氯有機物污染場址復育之研究（楊磊，1998）；嘉南藥理科技大學人工溼地研究團隊利用小型規模人工溼地（60 cm × 40 cm）處理合成廢水（荊樹人等，1997）及試驗規模 FWS-SSF 溼地系統（4 m × 2 m 及 3 m × 1.5 m）處理污染性河水（何茂賢等，2002）。表 2.2-6 及表 2.2-7 簡要列出國內外近年內有關自然淨水技術的發展現況，大多以人工溼地及水生植物系統為主。

表 2.2-6 人工溼地系統應用於水污染防治之國外案例摘要

地點	類型	大小	年代	設計流量	廢水種	其他效益
Vermontville, Michigan, USA	FWS溼地	4.6 ha	1972	65 m <sup>3</sup> /d	家庭污水	野生動物棲息、休憩
Show Low, Arizona,	FWS溼地	75 ha	1979	5375 m <sup>3</sup> /d	家庭污水	野生動物棲息、觀光、 戶外教學
Richmond, California,	FWS溼地	36.4 ha	1989	9500 m <sup>3</sup> /d	煉油廠廢 水	鳥類棲息地、雨水滯蓄
Tampa, Florida,	FWS溼地	1.2 ha	1991	136 m <sup>3</sup> /d	雨水逕流	雨水滯蓄、公園景觀
Corvallis, Oregon,	FWS溼地	882 m <sup>2</sup>	1993	34.8 m <sup>3</sup> /d	畜牧廢水	研究
Cmbridge, Minnesota,	FWS溼地	0.6 ha	1995	600 m <sup>3</sup> /d	衛生掩埋 場滲出水	—
Wootton, Warwickshire,	SSF溼地	825 m <sup>2</sup>	1990	1,007 PE <sup>a</sup>	家庭污水 三級處理	—
Little Stretton, Leicestershire,	SSF溼地	200 m <sup>2</sup>	1987	60 PE	家庭污水 二級處理	—
Middleton, Shropshire,	SSF溼地	168 m <sup>2</sup>	1991	30 PE	家庭污水 二級處理	—
Kolodeje, Prague,	SSF溼地	2,246 m <sup>2</sup>	1993	900 PE	家庭污水 二級處理	—
Nairobi, Kenya	SSF溼地 + 氧化塘	0.5 ha	1994	1,200 PE	休憩景點 污水	野生動物棲息、景觀美化

<sup>a</sup> PE:人口當量數

表 2.2-7 國內近年人工溼地研究與技術之發展情形

研究單位及計劃主持人	類型	大小	操作條件	廢水種類	目的效益	參考文獻
嘉南科技大學 荊樹人教授	FWS-SSF 溼地	11.5 m <sup>2</sup>	HRT: 2~20 d	污染性河水	河水淨化	荊樹人等(1998)
嘉南科技大學 林瑩峰教授	FWS-SSF 溼地	10m×1m	HRT : 1.7~12.8 d ; 0.76 d	養殖廢水	廢水一、 二、三級處 理；循環	林瑩峰等 (2000, 2001)
嘉南科技大學 王姿文教授	FWS 溼地	0.1m× 0.8m	HRT: 2 d	含農藥物 質合成廢 水	有機物、毒 性去除	王姿文等 (2001)
嘉南科技大學 李得元教授	FWS-SSF 溼地	5m×3m	HRT:3.2 d	校園污水	廢水二、三 級處理	李得元等 (2001)
二行社區發展 協會&嘉南藥 理科技大學 人工溼地研究 團隊	FWS 溼地 SSF 溼地 氧化塘 水生植物池	0.14 ha	1200 PE	鄉村型 社區污 水	污水二、三 級處理、 生態保 育、景 觀美	二行社區發展協 會(2001)
屏東科技大學 郭文健教授	SSF 溼地	10m×3m 三座	HRT <sup>a</sup> : 0.17~5 d	校園污水	廢水三級 處理	郭文健、張立弘 (2001)
屏東科技大學 黃益助教授	布袋蓮、水 芙蓉、浮萍 等水生植物 系統	25m× 4.6m 三座	HRT: 2~6 d	養豬廢水	廢水二、三 級處理	許文明等 (2001)
中山大學 楊磊教授	FWS、SSF 溼地	4m×1m 兩座	HLR <sup>b</sup> : 0.12~0.24	煉油廢水	高級處理 放流水再	楊磊、施佩瑜 (2001)
中山大學 高志明教授	FWS-SSF 溼地	8m×1m	HRT: 4.7 d	校園污水	廢水三級 處理	高志明、李黃允 (2001)

台灣海洋大學 李志源教授	FWS、SSF 溼地 及布袋蓮池	15m×4m 四座	HRT: 0.7~70 d	家庭污水	廢水三級 處理	李志源(2001)
東南技術學院 林景行教授	FWS 溼地	1.8m× 0.9m	HRT: 6 d	垃圾掩埋 場滲出水	色度去除	林景行等(2001)

## 2.3 武洛溪人工溼地系統

### 2.3.1 武洛溪水文地理環境

#### (一) 武洛溪流域概況

高屏溪，發源於玉山南麓，隨地勢之變化，向南流貫穿高屏平原，於東港北方注入台灣海峽。高屏溪全長共171公里，流域面積約3,257平方公里，逕流量87億立方公尺，為台灣地區最大之集水區、流域面積最大的河川，也是南台灣最長的河川之一，武洛溪為高屏溪下游支流，於舊鐵橋上游約一公里處注入高屏溪。

武洛溪排水流域位於本省南端屏東縣境內，源於屏東鹽埔，流域均屬平地，地勢由東北向西南傾斜，平均坡降約1/300~1/700，幹流河道平均比降約為1/500，流域面積約54平方公里，包括九如、里港、鹽埔等鄉，排水幹線長16.50公里，支流現有10條，分線4條，排水路共長99.48公里。本區原為隘寮溪舊河道，經築堤整治改道後，歷多年之墾植耕種改良，現已形成壤土，在北邊載興一帶黏土，東邊九愛一帶為石礫粗砂土質壤土，而西邊出口處為沙土。(如圖2.3-1)

#### 一、氣溫

本流域各地平均氣溫海拔五百公尺以下約在23°C至26°C之間，海拔五百公尺以上則為19°C至21°C之間。歷年平均溫度為攝氏24度，最高溫在7月而最低溫在1月，全年溫度溫和變化小，全年溫度變化在10°C左右。

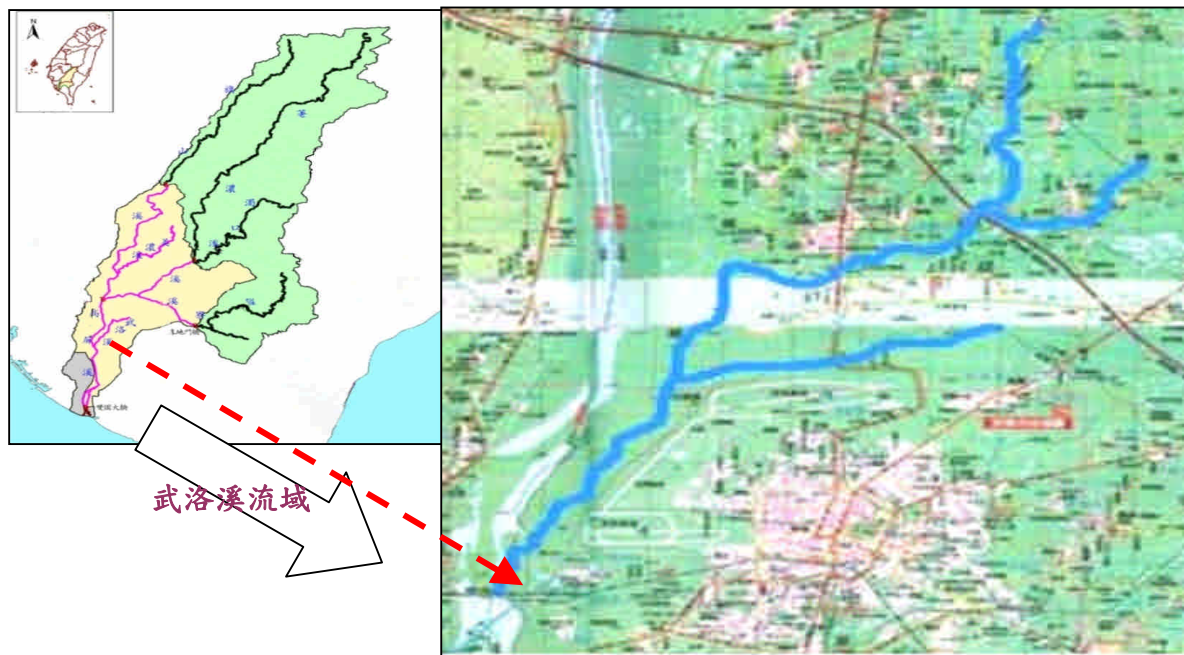


圖 2.3-1 武洛溪流域圖

## 二、蒸發量

影響河川的流量之因子除降雨量外，另一影響因子為蒸發量，當降雨量大於蒸發量時，河川內流量增加；當降雨量小於蒸發量時，河川內流水漸減少。故月平均蒸發量與月平均降雨量之比值，可以反映出河川流量之變化。流域內年蒸發量介於1000mm~2000mm之間，每年5月至9月雨季時期，降雨量遠大於蒸發量，河川流量較大。但10月至翌年4月降雨量減少，蒸發量遠大於降雨量，河川下游大多乾涸是為高屏溪之枯水期。

## 三、相對溼度

本基地年平均濕度大多保持於80%左右，全年變化不大。夏季因雨季影響，相對濕度較高，而冬季則氣候乾燥，濕度較低。

## 四、日照時數及平均雲量

影響河川水質中的重要因素之一，為水中含氧量。而水中藻類之生長，間接影響水中的含氧量。而日照時數及雲覆蓋量，影響水中藻類光合作用。因此當日照時數長，而雲覆蓋量少時，有利植物光合作用之進行，而藻類則因此而生長快速。

## 五、風速及風向

本流域夏季主吹西南季風，冬天則以吹西北風為主，年平均風速約在1

到2(公尺/秒)。此外，每年四至十月常有颱風侵襲，由以七、八月最頻繁，颱風來襲常伴隨大量雨量雖說可補充水量，但易造成災害。

## (二) 武洛溪集水區

武洛溪為高屏溪之小支流，流經鹽埔、九如及里港等地，其排水支線有下湖、苦苓腳、林仔頭、東寧、五號、七號、彭厝農場、武洛及九號等十條排水；另由胎狗溪、六號、新原、載興及新興等五條排水分線。武洛溪幹流起自北邊鹽埔堤防水防道路之堤後排水，承集隘寮溪之滲透水及隘寮、鹽埔堤防之堤後排水，轉向西流，於茄冬腳附近匯合九號及武洛溪排水支線後轉向南流，再匯集彭厝、七號及五號排水支線後轉向西南流，至與東寧與林仔投支線會合後轉西與苦苓腳支線會合，至九如堤防尾端與下湖支線及虎尾溝排水幹線匯合後排入高屏溪。

## (三) 降雨量

高屏溪承襲台灣溪流之特性，流域短、流速快，且溪水量變化極大；全年各月降雨量分佈極不平均，多集中於5月至9月之間，此時期為高屏溪之高流量期，各主支流集水區降雨量約為全年降雨量之83%~93%。

## (四) 流量

依環保署委託成大環境研究中心之「武洛溪排水(高屏河流域)污染整治施政計畫一期末中報告」中統計85年11月~88年7月年間每月監測武洛溪水質及流量，其水量隨降雨量之多寡而變化，期間平均流量約為10.9cms，最大流量約19.9cms，最低流量約5.13cms；一般而言，旱季(1~4月)流量歷年低且平緩，隨5月雨季來臨流量隨之增加至9月最高峰，而後逐月下降而至次年雨季，武洛溪歷年水量變化趨勢如圖2.3-2所示。

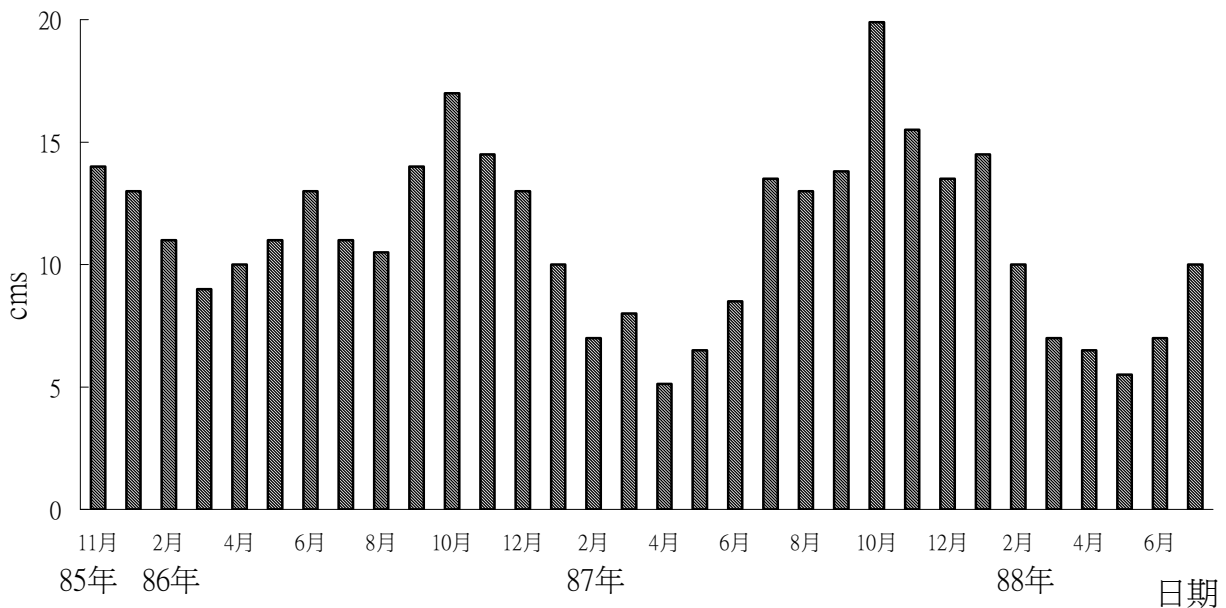


圖2.3-2 武洛溪歷年流量變化圖

資料來源：武洛溪排水(高屏河流域)污染整治施政計畫,2003

### 2.3.2 武洛河流域產業環境

#### 一、人口分佈

屏東市北部的機場及崇蘭一部分土地屬於武洛河流域，污水排入武洛溪的人口很少，至於長治鄉則是武洛溪流通其邊緣，故人口數不計，而三個鄉（九如鄉、鹽埔及里港）之全部人口79,572人，計37個村里，但流域內人口只有68,000人。

#### 二、土地利用情形

武洛河流域附近土地，九如鄉、里港鄉、鹽埔鄉以及屏東市與長治鄉之一小部分，本流域區皆為平地無山地型，地形平緩。流域主要涵蓋區域之土地利用，建築用地佔6.3%，直接生產用地（水田、旱田、山林、魚池、牧場、礦泉池、池沼）佔84.5%，交通水利用地佔5.5%，其他佔3.7%，顯示流域區內土地利用以漁牧為主。

#### 三、工業



流域區域內的工廠有112家，工廠數量以里港鄉最多，工廠類別以食品製造業為最，其次為非金屬礦物製品製造業，就污染貢獻量而言以皮革、毛皮及其製品製造業為最大。

#### 四、農業

流域區附近農業發達，耕地面積為9,309.52公頃，兩期作水田耕作面積為3,734.95公頃，旱田為5,574.57公頃，與民國89年之統計比較兩期作水田為3841.37公頃，旱田為5,578.72公頃，水田耕作面積有減少，旱田耕作面積稍增。

#### 五、養殖漁業

武洛河流域養殖漁業為淡水魚塭養殖以里港鄉養殖面積最大為540.56公頃較民國89年統計增加了近30公頃，九如為431.57公頃亦較89年增加而鹽埔301.59公頃較89年少。

#### 六、家禽

武洛域附近飼養之家禽數以雞為主，約有6,241.31千隻，鴨、鵝及火雞數較少，以鹽埔鄉及九如鄉圈養隻數最多，多為生蛋用途。

#### 七、畜牧業

本流域區附近各鄉之牲畜口數較多，90年統計多達776,487頭，養豬數量眾多，對水污染之貢獻量最大。於民國87年發生口蹄疫之時期，對高屏溪流域作水質調查，流域水質出現好轉現象，證明豬隻對於本河川的污染量佔最大比例，乃是最大污染源，而流域所及之五鄉市中，長治鄉雖然只有一小部分但它所畜養的豬隻最多，有227,216頭，尤以直接排出放流水進入武洛溪排水之大統養殖場飼養了約120,000頭豬，對武洛溪的污染最大，而鹽埔鄉養豬總數有210,184頭與長治鄉差不多，其餘九如鄉有137,724頭及里港鄉之53,677頭，其中乳牛所生產之牛乳亦為此流域區之重要經濟收入來源，流域區（里港、鹽埔、九如）總生產牛乳之公斤數為11,790,264公斤，產值約為247,006,031元。

## 第三章 研究分析與方法

### 3.1 研究場址概述

武洛溪為高屏溪下游支流，流域內均屬平緩地，平均坡降1/300至1/700，流域面積54平方公里，流經屏東縣鹽埔、九如及里港等地，武洛溪集水區內養殖業及養豬業非常盛行，且未設有污水下水道，在農牧業廢水及家庭污水雙重污染下，導致武洛溪污染日趨嚴重，加重高屏溪水之污染負荷。行政院環境保護署於91年委託財團法人成大研究發展基金會，始進行「武洛溪排水污染整治施政計畫」之研究。而後於93年度由經濟部水利署第七河川局完成第一、二期「武洛溪水質改善計畫」，並設置簡易污水處理設施及人工溼地進行水質淨化工作，本研究設計之污水處理量為50,000 CMD，為目前全省利用人工溼地技術處理污水量最大之工程。(如圖3.1-1所示)

武洛溪人工溼地處理系統之建立包含92年第一期礫石床工程約2公頃，其利用礫石床以礫間接觸氧化法過濾沙粒及懸浮固體物，並設置曝氣設施增加水中溶氧。93年第二期人工溼地工程約16公頃，其利用三池表面流人工溼地處理水中生化需氧量與景觀綠美化功能並與下游河濱溼地公園銜接。本溼地系統包括沉砂池、濾石床、收集池、蓮花池等水處理單元，污泥則輸送至沈澱池後再利用污泥泵排至污泥曬乾床曬乾後運棄處理。武洛溪人工溼地研究調查地點包括：場址上游、進流水、礫石過濾床出流水、收集槽、FWS第一池出流水、FWS第二池出流水、FWS第三池出流水、放流水、場址下游等地點。

#### 3.1.1 第一期水質改善工程研究說明

第一期工程施作時程由民國92年8月1日開始至93年5月19日完工，主要是利用自然跌落過濾法，藉由水躍作用增加溶氧並進行過濾及接觸式生物處理後流入兩座蓮花池進行第二次水質淨化。本方法為參考日本關東地區的多摩川為整治因快速都市化而受到污染的多摩川流域各支流所作的處理效能，快速滲濾系統—礫石間處理法，其設施處理流程是採用6台抽水設備，每台抽送10,000 CMD之武洛溪溪水至堰頂，再以重力流方式流入沉砂池中，去除水中砂粒及部分懸浮固體(SS)後，再經過六階礫石過濾床，藉由水的躍動增加水中溶氧，並經過礫石過濾床利用生物膜生物分解作用，在好氧環境下微生物行生物代謝作用，而將有機物轉換成二氧化碳和

水自污水中去除。考量系統運轉後，固體物逐漸沉積於礫石表面造成水頭損失提高而減少過濾量，同時為減少生物膜底層之厭氧作用產生臭味的疑慮，將於適當時間進行礫石間反沖洗，含過量的生物膜及固體物將流入沉澱池中固液分離後，上澄液流入小蓮花池，處理後之污水再由收集槽流入大蓮花池進行二次水質淨化，以植物攝取部分氮、磷作初步水質改善，上澄液回送礫石床頂再次處理，底泥則進入污泥曬乾床。第一期水質改善工程總面積約2.0公頃，整體構造包括設置抽水站抽取淨水、沉砂池、濾石床、收集池、蓮花池、沉澱池、污泥泵及污泥曬乾床。(如圖3.1-2所示)



圖 3.1-1 武洛溪人工溼地工程場址一覽圖

### 3.1.2 第二期水質改善工程研究說明

第二期處理流程係連接大蓮花池淨化處理後之污水，規劃面積共約16公頃，溼地面積約9公頃，此期施作時程由民國93年6月15日開始至93年12月28日完工，以人工渠道方式引流入3座自由水層流動系統（FWS）人工溼

地，如圖3.1-3所示為溼地第二期工程配置圖，以長條帶狀沿河道而下，平均寬度為100公尺，總長度為1,600公尺。主要種植香蒲、莎草、蘆葦及培地茅等四種挺水性植物。

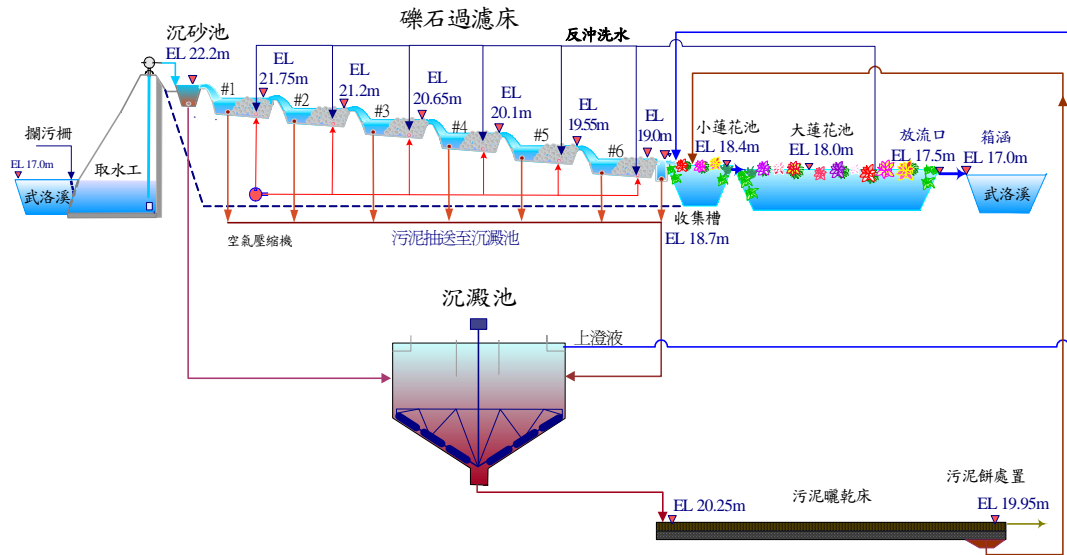


圖 3.1-2 武洛溪人工溼地第一期處理流程細設圖

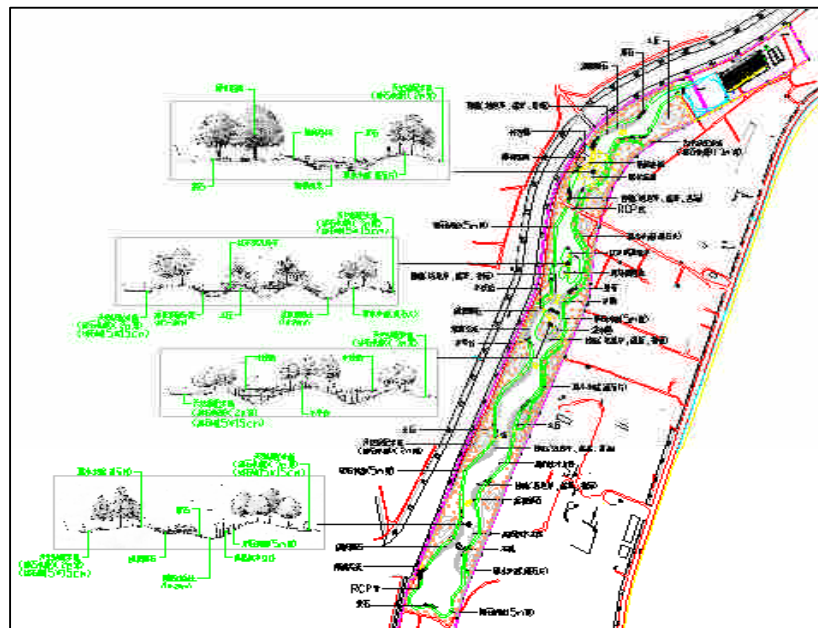


圖 3.1-3 武洛溪溼地第二期工程配置一覽圖

因人工溼地最早於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，此即為自由水層流動系統（Free Water Surface system, FWS）溼地技術的由來。另外，在歐洲則是盛行使用水層下流動系統（Subsurface Flow System, SSF）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；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，目前最常利用之人工溼地系統為SSF及本研究所使用之FWS系統，如圖3.1-4所示為武洛溪人工溼地整體處理流程圖。

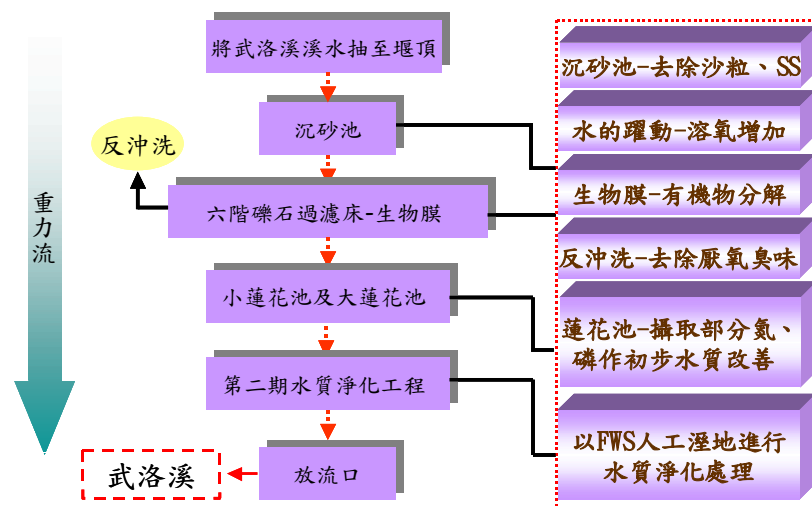


圖 3.1-4 武洛溪人工溼地整體處理流程圖

其設計處理污水量為50,000 CMD，BOD濃度為21 mg/L，SS濃度為50 mg/L，根據人工溼地處理污染性河川之操作經驗，估算公式如下所示：

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp(-K_v \times \text{HRT}) \quad (3-1)$$

其中，BOD在溼地中的分解速率常數 ( $K_v$ ) 約為0.082-0.84 (1/天)之間，SS在溼地中的分解速率常數 ( $K_v$ ) 約為0.24-1.15 (1/天)之間，溼地平均水深0.8 m，孔隙率0.8，依水力公式估算FWS溼地的總水力停留時間為1.152天，若以各池人工溼地3公頃來看，水力停留時間均為0.384天，污水經過3座FWS溼地處理後BOD與SS預估其濃度分別為：

BOD： $C_{e1}=16.359$  mg/L； $C_{e2}=20.75$  mg/L； $C_{e3}=9.27$  mg/L。

SS： $C_{e1}=36.77$  mg/L； $C_{e2}=12.74$  mg/L； $C_{e3}=0.89$  mg/L。

經保守計算與估計，整個溼地處理系統即可達成預定的處理目標，BOD濃度可降至預定目標 10 mg/L以下，而SS濃度可降至 20 mg/L以下。

本研究以跌水工法作為人工溼地的前處理程序設計，主要考量污染河川水的懸浮固體(SS)濃度高及水質變化大，因此，入流口前端設有沉砂池將較大顆粒懸浮固體進行初步沉澱後，再將污水以泵浦輸送到上堰頂後，以重力流的方式流經礫石過濾床，藉由自然跌落與水躍作用擾動水體增加溶氧量(每座礫石過濾床尺寸為3.4m (L) × 1.5m (W)；共有六座礫石過濾床串連操作(總尺寸為27.9 m (L) × 1.5m (W))，並利用吸附在礫石表面的生物膜及使微生物於好氧環境下進行生物代謝作用，之後流入蓮花池(種植浮萍、水芙蓉、睡蓮及鬼菱等植物，蓮花池容積為3,600 m<sup>3</sup>)，利用植物攝取部分氮、磷進行淨化水中的污染物質。因應系統運轉後，固體物逐漸沉積於礫石表面而減少過濾量及水中溶氧量，致使生物膜底層行厭氧作用而產生臭味，因此，每日定時自動進行礫石間反沖洗。

污染溪水連續流入單一礫石過濾床，此單一礫石過濾床可視為是single a continuous stirred tank bioreactors，而當污染溪水由上一座礫石過濾床自然跌落至下一座礫石過濾床，其污染溪水濃度是逐次下降，本研究場址是由六座礫石過濾床串聯一起，若將整體礫石過濾床串聯而視為是單一座反應器時，由於每座礫石過濾床的污染溪水濃度是有所變動，所使假設整體礫石過濾床(六座串聯)系統的行徑接近於plug-flow bioreactors (PFR) (C. P. Leslie Grady, Jr et al., 1999; H. S. Fogler, 1999)。

分別於以泵浦進口端及流經礫石過濾床與蓮花池出口端進行連續的採樣分析，監測時間自2002~2006年，一年監測4次，每次連續進行54小時監測，每6小時採樣一次，以BOD量及NH<sub>3</sub>-N為主要討論項目，水質分析根據NIEA W210.56A (懸浮固體物檢測)、NIEA W421.54C (溶氧檢測)、NIEA W510.54B (生化需氧量檢測) and NIEA W448.50B (氨氮檢測)標準分析方法。先行以停止

污染溪流進入礫石過濾床實際監測所得數據，以first-order bioreactors model (3-2)式，並以 $\ln L/L_0$  vs  $t$ 作圖求得first-order BOD耗氧常數 $K$ ，公式如下所示：

$$L = L_0 \exp(-K \times t) \quad (3-2)$$

where  $L_0$ 為初始BOD,  $L$ 為經過 $t$ 時間最終BOD,  $K$ 為耗氧常數,  $t$ 為space time.

以此耗氧常數 $K$ 進一步代入(3-3)式，推估經過 $t$ 時間分解有機質需耗氧量曲線範圍，公式如下所示：

$$BOD_t = L_0(1 - e^{-K \times t}) \quad (3-3)$$

where  $BOD_t$  is  $t$  時間內所吸收的氧量或所滿足的BOD,  $L_0$ 為初始BOD,  $K$ 為耗氧常數,  $t$ 為時間.

再以污染溪水連續操作流入礫石過濾床實際監測所得數據，標示於推估消耗氧量曲線，並檢視是否落於曲線範圍內，作為評估污染溪流經礫石過濾床，藉由自然跌落與水躍作用增加水中溶氧、過濾及接觸式生物處理，對於生化需氧量(BOD)與氨氮生化需氧量(NBOD)處理效益，進而提供人工溼地設計參考。

本濕地除了具有水質改善功效外，溼地中設置浮島、枕木立柱及鳥類棲息地等生態復育區，更有木橋，休憩區及解說系統等設計可供社會大眾休閒娛樂並藉此機會親近人工溼地並了解人工溼地，結合基地綠美化、溼地生態及溼地公園公共設施，與下游河濱溼地公園相互銜接，有效利用河川土地，回復武洛溪潔淨之原貌，提供民眾休憩活動空間，創造良好的生活空間。其設計秉持著創造多樣化環境、營造多孔隙空間、加強水域儲水功能及利用植栽水質改善功能等理念。圖3.1-5及3.1-6為武洛溪人工溼地目前狀況。



圖 3.1-5 武洛溪人工溼地研究場址現況圖 1





圖 3.1-6 武洛溪人工溼地研究場址現況圖 2

## 3.2 研究採樣與分析方法

### 3.2.1 研究採樣與監測項目

本研究主要利用此人工溼地進行水質、污泥重金屬、水文氣象調查作業，各項研究分析之檢測內容、採樣地點及頻率規劃如表 3.2-1 至表 3.2-2 所示，詳細檢測地點及座標圖請參照論文第一章之圖 1.5-1 至 1.5-4 所示。

表 3.2-1 水質研究項目統計表

研究檢測項目		研究地點及次數		檢測頻率
水質 監測 分析	* 水溫	* 場址上游	7 次	每月至少檢測一次
	* pH	* 進流口		
	* 溶氧	* 礫石過濾床出流水		
	* 生化需氧量	* 收集槽		
	* 化學需氧量	* FWS 第一池出流水		
	* 總懸浮固體	* FWS 第二池出流水		
	* 氨氮	* FWS 第三池出流水		
	* 凱式氮	* 出流口		
	* 硝酸鹽氮	* 場址下游		
	* 亞硝酸鹽氮			
	* 總磷			
	* 正磷酸鹽			
	* 葉綠素 a			

表 3.2-2 污泥重金屬及水文研究項目統計表

研究項目	研究地點及次數	檢測頻率
污泥重金屬： 污泥含水分、銅、鉻、鎘、 鎳、汞、鋅、鉛、砷	污泥曬乾場（6 次）	每季至少調查一次
水文及氣象： 流量、流速、水深、河道 寬、基本氣象資料	武洛溪河道（以場址進流 口中線為主，往上及下各 100 公尺為範圍）（6 次）	每 2 月至少調查一次

### 3.2.2 水質及土壤研究採樣與分析方法

#### 一、現場採樣作業

本研究於武洛溪人工溼地之採樣地點包括:場址上游、進流水、礫石過濾床出流水、收集槽、FWS 第一池出流水、FWS 第二池出流水、FWS 第三池出流水、放流水、場址下游等地點，共計 9 個採樣地點。

本研究期間依照環保署標準採樣方法與規劃時程進行溼地現場採樣工作，以各別採樣點、採樣方法並輔以採樣時之品保品管工作，而後於實驗室進行水質及土壤項目之分析以確保分析數據之品質。

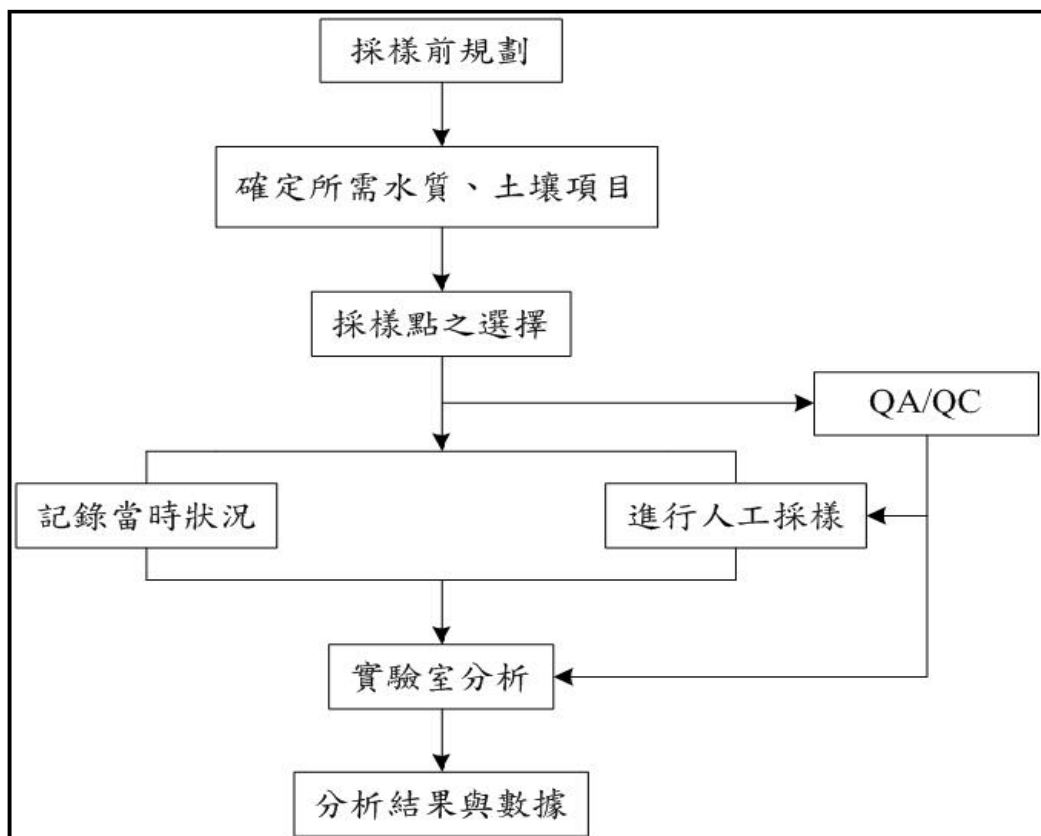


圖 3.2-1 水質與土壤採樣流程圖

## 二、研究檢測分析方法

本研究執行之水質監測項目檢測方法皆係以行政院環境保護署環境檢驗所公告之標準方法為實驗依據，以確認數據品質與可信度，其中溫度及酸鹼值為現場測定，溶氧除現場設定，為確保其數值準確度，另採樣固氧後帶回檢驗室檢測。各項監測項目之檢測方法與保存方法如表 3.2-3 至表 3.2-5 所示。

表 3.2-3 各水質監測項目檢測方法一覽表

檢驗項目	檢測方法	單位	方法概述
溫度	NIEA W217.51A	°C	現場水溫之測定可以經校正之溫度計、倒置式溫度計或其他適用於溫度測量之儀器測量之。
pH 值	NIEA W424.51A	—	利用玻璃電極及參考電極，測定水樣中電位變化，可決定氫離子活性，而以氫離子濃度指數(pH)表示之。
溶氧	NIEA W421.54C	mg/L	水樣中加入硫酸亞錳溶液及鹼性碘化物-疊氮化物溶液後，生成氫氧化亞錳沉澱，水中溶氧將氫氧化亞錳氧化成較高價之錳氧化物。將水樣酸化後碘離子與錳氧化物反應產生與溶氧相同量之碘，以硫代硫酸鈉滴定溶液中之碘，即可求得溶氧量。
生化需氧量	NIEA W510.54B	mg/L	水樣在 20°C 恆溫培養箱中暗處培養 5 天後，測定水樣中好氧性微生物在此期間氧化水中物質所消耗之溶氧(Dissolved Oxygen, 簡稱 DO)，即可測得 5 天之生化需氧量 (Biochemical Oxygen Demand, 簡稱 BOD <sub>5</sub> )。
化學需氧量	NIEA W515.53A	mg/L	酸化之水樣加入過量之重鉻酸鉀溶液迴流煮沸，剩餘之重鉻酸鉀，以硫酸亞鐵銨溶液滴定；由消耗之重鉻酸鉀量，即可求得水樣中之化學需氧量(Chemical Oxygen Demand, 簡稱 COD)，以表示水樣中可被氧化有機物之含量。

表 3.2-4 各水質監測項目檢測方法一覽表 (續一)

檢驗項目	檢測方法	單位	方法概述
總凱氏氮	NIEA W451.50B	mg/L	在硫酸、硫酸鉀及以硫酸銅為催化劑的消化條件下，樣品中許多含胺基氮的有機物質會轉換成硫酸銨 $[(NH_4)_2SO_4]$ ，銨離子亦相同會轉變成硫酸銨。樣品在消化過程中，先形成銅銨錯合物，而後被硫代硫酸鈉 $(Na_2S_2O_3)$ 分解，分解產生的氮，在鹼性溶夜中蒸餾出，被吸收於硫酸溶液。
氨氮	NIEA W448.50B	mg/L	含氨氮及銨離子之水樣於加入次氯酸鹽及酚溶夜反應，生成藍色之靛酚，此溶夜之顏色於亞硝鹽鐵氰化鈉溶液之催化後會更加強烈。使用分光光度計於波長 640nm 處進行比色分析，即可求得水樣中氨氮之濃度。
硝酸鹽氮	NIEA W417.50A	mg/L	水中硝酸根在 95°C 之硫酸溶液中與馬錢子鹼生成黃色複合物，以分光光度計測其吸光度定量之。
亞硝酸鹽氮	NIEA W418.51C	mg/L	磺胺與水中亞硝酸鹽在 pH2.0 至 2.5 之條件下，起偶氮化反應而形成偶氮化合物，此偶氮化合物與 N-1-萘基乙烯二胺二鹽酸鹽偶合，形成紫紅色偶氮化合物，以分光光度計在波長 543nm 處測其吸光度而定量之，並以亞硝酸鹽氮之濃度表示之。

表 3.2-5 各水質監測項目檢測方法一覽表 (續二)

檢驗項目	檢測方法	單位	方法概述
總磷	NIEA W427.52B	mg/L	水樣以硫酸、過硫酸鹽消化處理，使其中之磷轉變為正磷酸鹽之形式存在後，在加入鉬酸銨、酒石酸銻鉀，使其與正磷酸鹽作用生成-雜多酸-磷鉬酸，經維生素丙還原為藍色複合物鉬藍，以分光光度計於波長 880nm 處測其吸光度定量之。
正磷酸鹽	NIEA W427.52B	mg/L	水樣在加入鉬酸銨、酒石酸銻鉀，使其與正磷酸鹽作用生成-雜多酸-磷鉬酸，經維生素丙還原為藍色複合物鉬藍，以分光光度計於波長 880nm 處測其吸光度定量之。
懸浮固體物	NIEA W210.56A	mg/L	將攪拌均勻之水樣以一已知重量之玻璃纖維濾片過濾，濾片移入 103~105 °C 烘箱中乾燥至恆重，其所增加之重量極為懸浮固體重。
葉綠素 a	NIEA W508.00B	mg/m <sup>3</sup>	水樣經過濾於玻璃纖維濾片後，以乙醇萃取其中之葉綠素 a，再以分光光度計測得萃取液在酸化前和酸化後之吸光值，最後依吸光值計算水樣中葉綠素 a 含量。

表 3.2-6 污泥重金屬分析檢測方法一覽表

檢驗項目	檢測方法	單位	方法概述
含水分	NIEA R203.01T	%	將定量之樣品置於 105°C 之循環送風之乾燥箱內，並於一定時間後取出樣品，測定其損失重量，此即為水分重。
銅、鉻、鎘、 鎳、汞、鋅、 鉛、砷	NIEA R353.00C	mg/kg	取 1 g(乾重)代表性樣品，經反覆地添加濃硝酸及過氧化氫進行迴流消化，若以火焰式原子吸收光譜儀(FLAA)，或以感應耦合電漿原子發射光譜儀(ICP)分析時再加入鹽酸繼續迴流，為增加某些金屬之溶解度，可將消化液過濾，並用熱鹽酸及再用熱水淋洗濾紙及殘留物之後，再將濾紙及殘留物置入消化瓶以鹽酸迴流及過濾，最後將消化液以水稀釋至最終體積 100 mL。

表 3.2-7 污泥重金屬分析檢測方法一覽表（續一）

檢驗項目	檢測方法	單位	方法概述
砷	NIEA C303.01T	mg/kg	取魚介類樣品 0.5g (乾重)，加入濃硝酸及過氧化氫試劑，經微波消化破壞有機質，再稀釋至體積 50mL，並視樣品中待測元素種類及濃度。
銅、鉻、鎘、 鎳、鋅、鉛	NIEA C304.00B	mg/kg	魚介類樣品經微波消化或熱板消化分解後，直接導入電熱式（或稱石墨爐式）原子吸收光譜儀（GFAAS）中，測定各元素對特定波長吸光度，進而求得樣品所含金屬濃度。
汞	NIEA M317.01C	mg/kg	土壤、沉積物、污泥及底泥等樣品需經過適當的消化步驟後才能進行汞的分析，消化後樣品溶液中汞先被還原成元素態汞在經由氣體載送進入冷蒸氣原子吸收光譜儀，在 253.7nm 波長處進行偵測。

### 3.2.3 水文調查研究方法

本研究針對溫度、降雨量、蒸發散量及地下水位等除了監測儀器外，亦直接經由氣象局、經濟部水利署、地下水觀測網及經濟部水利署第七河川局於高屏地區的觀測井統計資料中獲得，對於流量、流速、水深、河道寬、河道斷面。調查方法如下所示：

#### (1) 斷面距離測量：

A.斷面距離測量，係未定出橫跨河流斷面線上測點的位置，一般規定由左岸斷面測樁為起點。

B.在可步涉之小河，水深於 1.2m 以下，流速每秒 1.0m 以下，可跨河架設纜索為斷面線，涉水在纜索上測定距離。

C.斷面位於橋樑時，可於橋上欄杆或橋面上直接以米尺量測距離。

D.大河流速每秒 2.5m 以下，能行駛船筏時，可在岸上用經緯儀或水準



儀，以視距法或測角法測定距離，即：

a. 視距法

用經緯儀測讀船上豎立之視距尺而得距離，(如圖 3.2-2 所示)。

b. 測角法：

安置經緯儀於河岸，距斷面線任一距離與其垂直，測船駛過標準斷面線時，測量船隻與該垂直斷面之角度，即可計算距離(如圖 3.2-3)。

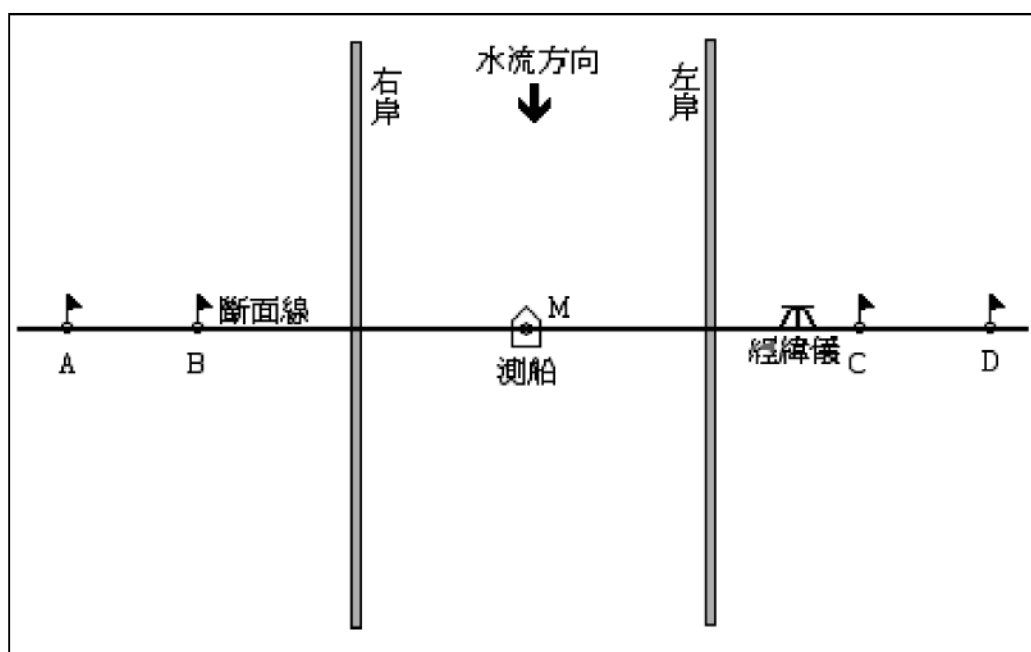


圖 3.2-2 視距法示意圖

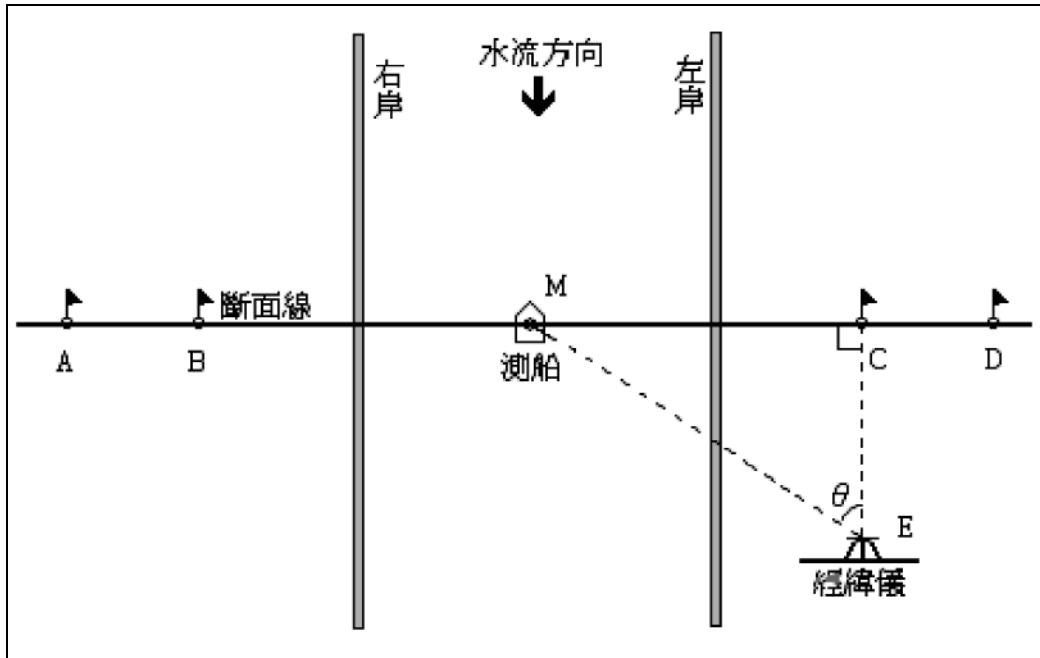


圖 3.2-3 視角法示意圖

(2) 断面水深測量

断面水深測量，係為定出測點水面至底床之高度，為量測断面上各點之實際水深，一般常採用測深桿、測深錘與聲納測深儀等工具。

測深桿為竹製、木製或金屬製，其上刻有尺度。水深不滿 2m，流速每秒 2.5m 以下，可步涉或自船上直接測量時，適用各式測深桿施測；測深錘為鉛製重錘，以鋼索繫之，水深而水流不急時，適用測深錘自橋面或吊箱上測量，觀測時先測出測點至水面高度，再測出測點至床底高度，兩者差值即為量測之水深，相關需注意事項，詳述如下。

A. 重錘採用標準

當洪水或水流湍急時，測垂線於水中通常會被水流沖成弧形，其垂直夾角應在  $36^\circ$  以內，否則應更換重錘，一般重錘重量可由水深和流速決定，如表 3.2-8 所示。

B. 水深校正

測垂線因水流沖成弧形時，應由端線所附量測角盤測定錘線所成夾角，以校正垂直深度，其原理如圖 3.2-4 所示，其修正公式為：

$$L_w = L_T - L_a = L_T - H / \cos \theta \quad (3-4)$$

式中  $L_w$ ：水面下測錘線長度  
 $L_a$ ：水面上測錘線長度  
 $H$ ：測點至水面高度  
 $\theta$ ：測錘線夾角  
 垂直水深  $D$  可經由測錘線修正求得。

式中  $K$ ：水面下測錘線與垂直水深差值，可由表 3.2-9 求得。

**表 3.2-8 流速與重錘採用標準**

重錘(kg)	最大流速(m/sec)		操作設備
	無輔助索道	有輔助索道	
7	1.5	3.5	人力
14	2.5	4.5	流速儀架、人力
23	3.5	5.5	流速儀架、捲揚器
34	5.0	6.0	流速儀架、捲揚器
45	5.0	6.0	電動絞車

資料來源：經濟部水利署，2004。

**表 3.2-9 水面下測錘線與垂直水深差值(K)**

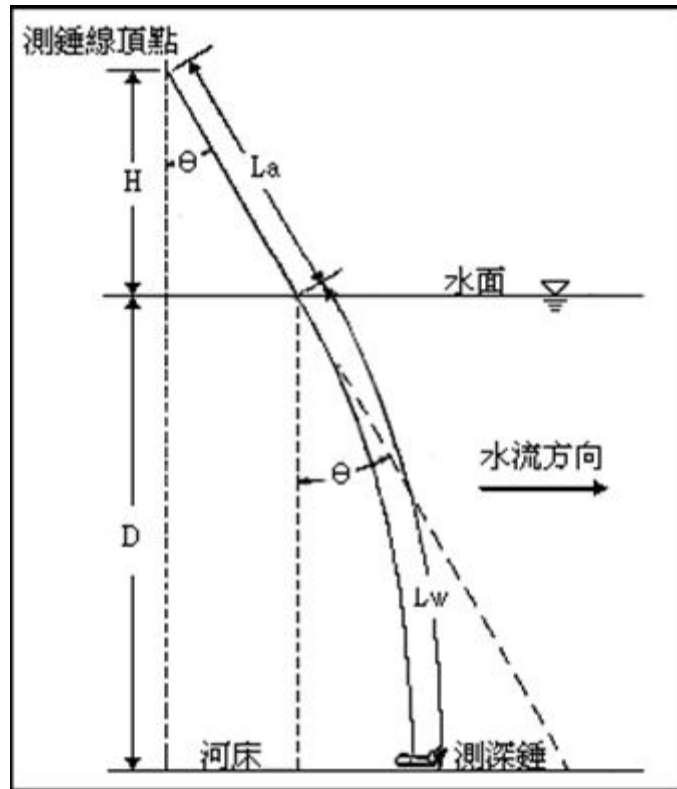


圖 3.2-4 測深錘水深校正示意圖

### (3) 量測步驟

一般可將流速儀量測分為五個階段，各步驟作業過程詳述如下。

#### 第一階段：整備階段

步驟 1. 測驗前應檢查並攜帶測流物品，包括整組流速儀、測深錘、交通指揮棒、交通錐、皮尺、記錄板、碼錶、筆、捲揚設備（吊車、台車等）、急救箱、救生衣、拉索、含砂量取樣器及水樣容器等物品，若為全洪程或全潮量測，則應包含手電筒等照明用具。

步驟 2. 每次測驗前應檢查流速儀各部，並以手指碰觸旋杯做迴轉試驗，視其旋轉是否靈活，以能連續轉動至漸行停止時間為 1.5 至 2 分鐘為正常。測試完畢，流速儀應置於儀器箱內固定裝置，以避免搬運時精細零件受到損壞或影響精度。

步驟 3. 檢驗響音器或耳機是否正常，電池是否充足或更新，電線、電纜線及碼錶是否正常。

## 第二階段：現場組裝、測試階段

- 步驟 1. 到達施測地點後，首先於施測地點擺設交通警示錐或標示閃燈，若路面狹窄或交通壅塞地區，則必須另有人員進行交通疏導。安全無虞後，隨即進行儀器及相關裝備組裝，並重覆上述階段之步驟 2 及步驟 3，以確保儀器維持於正常狀況。
- 步驟 2. 瞭解每台流速儀之適用流速範圍，一般時期之流量測驗，組裝時可先將流速移轉數接線為一轉一響，而所能測定之流速以不超過一秒一轉為原則，若流速過大，使得轉速過快不易辨識紀錄，則可視現場流速狀況調整為五轉一響。
- 步驟 3. 流速小於每秒 1.5m，水深在 1m 以下且現場環境適合進入河道時，則將流速儀固定於測桿上以手持使用方式，直接實施涉（水）測。
- 步驟 4. 在河道水深、水流湍急，以及受現場地形限制，無法直接進入河道步測時，則必須在橋上將流速儀吊掛於懸索或滑輪上，利用人工或裝置捲揚起重機(Crane)，施以吊測。此時，必須依現場水流情況及經驗，流速儀配掛使用 10 磅、30 磅或 50 磅的鉛魚以穩定流速儀。

## 第三階段：施測階段

- 步驟 1. 首先依斷面寬度決定施測斷面間距與測線位置。一般若河床平整，變化不大，則以施測不少於 10 測線為原則；若河床不平整且及不規則，則可縮小測線間距且間距可以不必相等，以增加測線數目。一般情況則依表 3.2-10 流速測線間距對照表之建議，決定測線間距。又一般在河川水位高於洪水平原時，高灘地部分之測線數可較少，而深槽的測線數需較密。
- 步驟 2. 至現場時需先以人工量測（或觀測）水位，並與超音波或浮筒式等自記水位計觀測值比對，斷面測深開始與終了時都必須觀測水位一次。若於感潮河段或水位變化不穩定河段，而附近又無自記式水位設備，依規定流量測驗時應於每 15 分鐘觀測水位一次，以利於計算測點高程。

- 步驟 3. 水深量測應力求測桿或測錘垂直落於河床，測錘抵達河床時，必然感到繩索受力較鬆，此時要稍微提升拉直，再計深度。每測點水深至少需量測兩次，兩次誤差應在 5% 以內，以兩次量測值之平均值作為水深測值。
- 步驟 4. 若人員與儀器數量充足，可分為數個小組，則各測線同步實施測驗，但若人員不足或僅一組，則一般自左岸逐步依序向右施測。計算垂線流速之測法可分為單點法、二點法、三點法數種，用以求出各測線上之平均流速，其採用可按水深及涉測或吊測方法，參考表 3.2-11 所示之不同水深各測線平均流速測定方法。
- 步驟 5. 涉水施測流速時，施測人員需站立於河道斷面下游處，右臂向右前方伸出懸桿，左手握碼錶，同時應注意流速儀之測桿垂直，並記錄流速儀與斷面之水平夾角。
- 步驟 6. 依各測線水深實施不同測點法（單點法、二點法、三點法），並將流速儀放（吊）置於不同水深測點位置（0.2、0.6、0.8 水深）。施測時，可先放（吊）置於流速儀測水深，再提高流速儀旋杯中心至需要高度測流速（0.8 或 0.6 水深），再提高至不同水深（0.2 水深），量測水深方式與前述步驟三完全相同。
- 步驟 7. 餘個點水深施測流速時，務必使水中流速儀旋杯中心成平面平行水流方向，方可承受完全的水流，響音器或耳機聲響穩定後，即可開始計數轉數。聽到聲響時，同時按下碼錶計時，在時間超過 40 秒，而轉數適當則按停碼錶，記下轉數與所經過之時間。
- 步驟 8. 來回施測點流速，單點法於 0.6 水深測兩次；二點法則依序於 0.8、0.2、0.8 水深各測一次、三點法則依序於 0.8、0.6、0.2、0.6 及 0.8 水深各測一次，並予以記錄。計算測線平均流速時，先將同一水深所測得之流速取平均，再將不同水深之各測點流速取平均，即為測線平均流速。
- 步驟 9. 流速儀測量每點流速轉數的時間以 40 秒至 60 秒為原則，若超過 60 秒仍無轉數，則檢視流速儀是否故障或遭異物卡住，排除後重新施測一次，以確認轉數。
- 步驟 10. 於施測過程中若轉速過快不易辨識記錄，則可將流速儀調整為五轉一響。反之，若轉速過慢，則可更換低流速量測範圍之流速，再繼續進行上述步驟。

#### 第四階段：施測完畢，裝備管收與保養階段

步驟 1.實測完畢後，先察看紀錄表是否已完整登錄，沒有缺漏，有無需要補測，若確定完成則拆卸儀器設備，並進行裝備器材點收。

步驟 2.由於施測時流速儀常遭受污損，或異物纏繞，施測完畢後應立即做初步保養，擦拭乾淨，若發現故障應予以記錄，立即送修。

#### 第五階段：資料紀錄及分析階段

步驟 1.現場流量測驗應詳加記載各斷面之流量轉數、時間、水深、斷面寬等資料，並於施測完畢後將該資料輸入電腦求得該時段之斷面積、平均流速與流量值。配合所對應之水位資料，繪入該測站之水位流量率定半對數曲線圖中，比對所量測之資料是否合理，若合理則可流為製作今年水位流量關係之用，若不合理或有錯誤，則捨棄施測結果，擇日再予以施測。

步驟 2.一般於計算上，面積（平方公尺）採小數點下二位計算，流速（公尺/秒）採小數下三位計算，水位（公尺）採小數點下二位計算（即公分），流量（立方公尺/秒）採小數點下三位計算。

表 3.2-10 流速測線間距對照表

水面寬 (m)	10-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-150	150-200	200 以上
流速測線 間距(m)	2	4	6	8	10	12	20	30

表 3.2-11 不同水深各測線平均流速測定方法

測線水深(D)		流速測定法	流速儀在水面下各點深度	各測線平均流速 Vm
涉測	0.3m 以下	一點法	0.6D	V <sub>0.6</sub>
	0.3~1m 之間	二點法	0.2D 0.8D	(V <sub>0.2</sub> +V <sub>0.8</sub> )/2
吊測	0.75m 以下	一點法	0.6D	V <sub>0.6</sub>
	0.75~2m 之間	二點法	0.2D 0.8D	(V <sub>0.2</sub> +V <sub>0.8</sub> )/2
	2m 以上	三點法	0.2D 0.6D 0.8D	(V <sub>0.2</sub> +2V <sub>0.6</sub> +V <sub>0.8</sub> )/4 或 (V <sub>0.2</sub> +V <sub>0.6</sub> +V <sub>0.8</sub> )/3

## 2. 流量計算方法

河川流量之推求，可運用斷面及流速測量之結果計算而得，計算詳如下述。

(1) 依河道寬度不同將全斷面分為若干垂直子斷面，量測每一部份的斷面積 ( $a, m^2$ ) 及平均流速 ( $v, m/sec$ )，計算出垂直子斷面的流量，各子斷面流量的總和即為通過全斷面的流量，即以下式計算即可獲知斷面流量大小，計算步驟詳如下述。

$$Q = a_1v_1 + a_2v_2 + \dots + a_nv_n = \sum_{i=1}^n a_iv_i \quad (3-5)$$

(2) 若以中斷面法計算流量，各子斷面平均流速  $v_i$  可由上述單點法、二點法或三點法求得，若為洪水期間，為掌握時間，可考慮僅施測一點，根據其結果計算各部份流量之總和，如圖 3.2-5 所示，即

$$Q = \sum_{i=1}^n q_i = \sum_{i=1}^n v_i \times d_i \times b_i \quad (3-6)$$

(3) 當水流方向未與橫斷面垂直時，應將計測得之流速修正為垂向流速，進行角度校正以獲得修正之流量。當水位有變化時，應另計算校正水位。



$$h = \frac{1}{Q} \sum_{i=1}^n q_i h_i \quad (3-7)$$

式中， $h_i$ ：各子斷面之水位       $h$ ：為修正後之水位

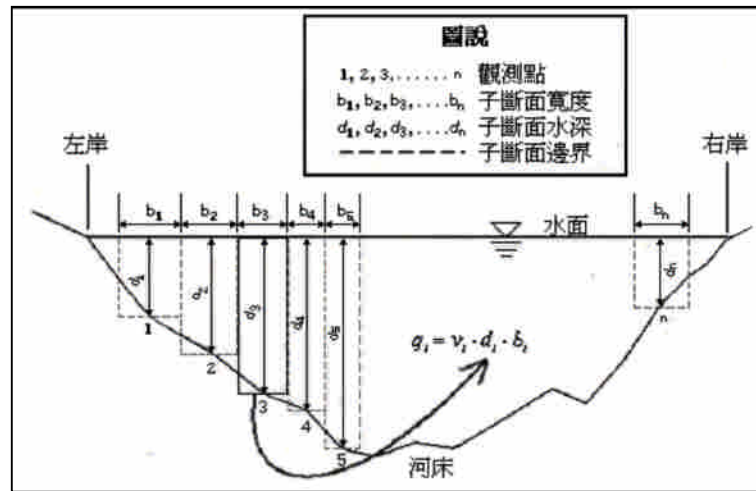


圖 3.2-5 断面流量計算示意圖

#### (4) 水位-流量率定曲線繪製

水位站之流量資料，可依水位紀錄對應該站之水位—流量關係式而獲得，此關係式即為所謂水位—流量率定曲線(rating curve)。由自記水位計所獲得之連續水位觀測紀錄，必須藉由每月數次現場進行之流量測驗，建立水位—流量率定曲線，從而查得各水位對應之流量，而水位-流量率定曲線之繪製方法及率定步驟詳述如下。

A. 收集本年度流量測驗資料(含水位紀錄), 審視水位、流量資料之數據範圍。

B. 以水位為縱軸(線性座標)，流量為橫軸(對數座標)，縱軸座標之劃分由水位數據範圍決定，按適當比例劃分，一般以河床高程為最起始點，而以可涵蓋最高水位之整數為上限座標；橫軸之對數座標由 0.1 開始，1，10，100，1000，...，以可涵蓋最高流量數據之 10 的次方數值為上限座標。

C. 座標範圍確定後，將每一點依當年度觀測順序予以編號，並將數據一點繪於圖上，皆須標明測次號碼，以及標示出當年度量測之最高與最低水位範圍，如圖 3.2-6 所示。

D. 若測站位置為複式断面，則於每年流量測驗時，需分別量測枯水時之主深槽低水位流量，及洪水時包含主槽及高灘地之高水位流量，以繪製複式断面之水位流量曲線；繪製時應注意曲線高水位與低水位部份之交點

水位應與複式断面標高接近，如圖 3.2-7 所示。

E. 率定曲線之繪製可沿上述之測點描繪而成，或經由迴歸分析而得率定曲線公式。

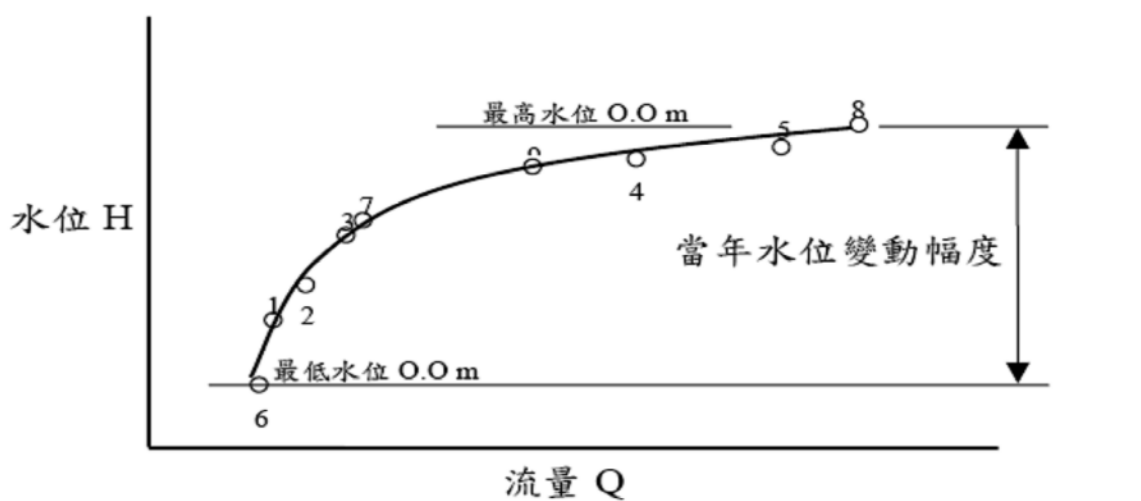


圖 3.2-6 水位流量資料點繪圖

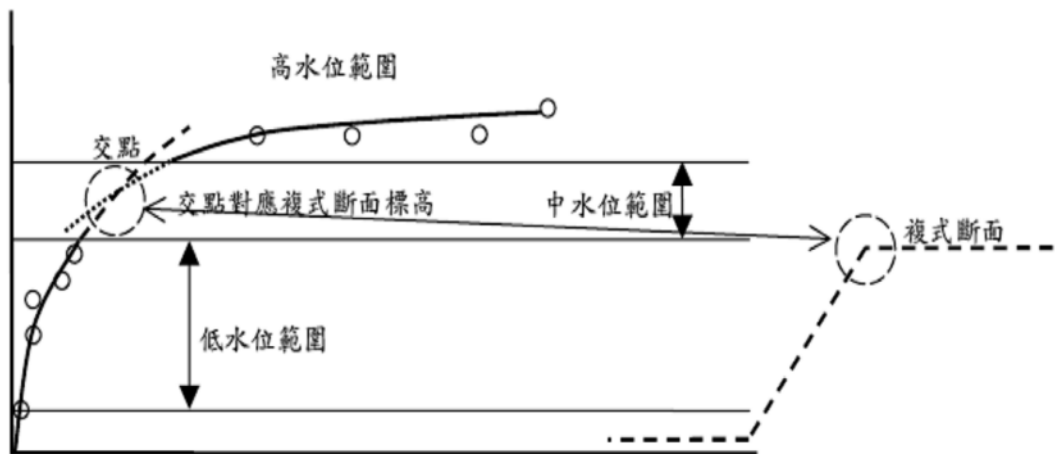


圖 3.2-7 複式断面水位流量資料點繪圖