



國立中山大學 環境工程研究所

碩士論文

台灣水庫之優養化指標評析

Evaluation of eutrophication indicators for reservoirs in Taiwan

研究生：蔡福水 撰

指導教授：高志明 博士

中華民國九十六年七月



國立中山大學 環境工程研究所

碩士論文

台灣水庫之優養化指標評析

Evaluation of eutrophication indicators for reservoirs in Taiwan

研究生：蔡福水 撰

指導教授：高志明 博士

中華民國九十六年七月

## 中文摘要

水庫是台灣地區飲用水之最主要來源，因此水庫水質優養化問題日漸顯示出其嚴重性，台灣本島地區二十座主要供水水庫約有一半之水庫曾發生優養化，且四成以上之水庫，一年之中約有半年時間是處於優養化狀態；而離島地區二十三座水庫之卡爾森優養指數顯示幾乎所有水庫皆呈現優養狀態，水質污染相當嚴重，這已充份顯示國內水庫優養化情形已相當惡化。在大高雄地區有澄清湖、鳳山及阿公店三座水庫，其中阿公店水庫因長期淤積，近年水庫進行疏濬整治工程，故未進行水質監測，而改善工程已於 2006 年完成並重新啟用。目前主要利用之水源為澄清湖及鳳山水庫，但這二個水庫歷年均是台灣地區水質優養化最嚴重之水庫，由於評估水質優養化之指標方法甚多，本文以單一指標法及多變數指標法針對澄清湖水質優養化判別進行結果比較；並分析台灣地區北、中及南部歷年水庫水質數據，結果顯示水庫之優養化程度有呈現愈往南部愈惡化之趨勢，水質優養化常常會造成藻類快速增長，甚至大量分布形成藻華現象，國內優養化水庫出現之藻類多以藍綠細菌 (*Cyanobacteria*) 為主，特別是最常發現之微囊藻 (*Microcystis*)，其不僅產生異臭味，亦會釋放出藻毒素，危及飲用水的安全並影響水體的正常用途。優養化之防治策略，可考慮削減水庫集水區外部營養鹽之負荷量、控制水庫內部營養鹽之負荷量、抑制水庫內藻類生長及水庫底部供氧曝氣等措施著手，並定期監測各水庫水質之變化。

關鍵字：優養化、藻華、微囊藻、藻毒素、營養鹽

## Abstract

Reservoirs are the main drinking water sources in Taiwan. However, about half of 23 reservoirs suffer the eutrophication problems based on the calculated Carlson's TSI indexes for them. Thus, the reservoir water is seriously polluted. Chen-Ching Lake Reservoir, Fengshan Reservoir, and A-Kong-Tien Reservoir are three major reservoirs that supply water for the domestic, industrial, and agricultural uses in the Kaohsiung area. Due to the long-term sediment deposition at A-Kong-Tien Reservoir, a sediment dredge system is under construction at this reservoir. Thus, only Chen-Ching Lake Reservoir and Fengshan Reservoir play the most important roles in water supply at this moment. However, both Chen-Ching Lake Reservoir and Fengshan Reservoir are in the list of the most eutrophized reservoirs. There are several ways to evaluate the status of eutrophication of reservoirs. The single-index method and multi-variable modeling method are two of the most commonly methods for water quality analysis and eutrophication evaluation for the reservoirs in Taiwan. Based on the analytical results from previous studies, eutrophication results in the fast growing of seaweeds and they spread and cover the whole water bodies, which is called algal bloom. The type of seaweed causing eutrophication in Taiwan reservoirs are mainly *Cyanobacteria*, especially the commonly found *Microcystis*. They can not only cause some foul smells but release toxins into the water bodies. That endangers the safety of drinking water and affects the normal water usage. To prevent eutrophication, the nutrients loadings outside and inside of the reservoir areas must be reduced and controlled, which can effectively prohibit the growth of seaweeds. An air-pumping system can also be built for the same purpose. Regular water quality inspection should be carried out to monitor the fluctuation of water quality.

Keywords : Eutrophication, Algal bloom, *Microcystis*, Algal toxins, Nutrients

# \* 目錄 \*

內 容	頁 次
中文摘要.....	I
Abstract.....	II
* 目錄 *.....	III
* 表目錄 *.....	V
* 圖目錄 *.....	VI
第一章 前言.....	1
第二章 文獻回顧.....	3
2.1 水庫之定義.....	3
2.2 優養化的定義.....	4
2.3 優養化之成因、污染形式與影響.....	9
2.3.1 成因.....	9
2.3.2 污染形式.....	12
2.3.3 影響.....	15
2.5 水庫優養化之評估方法.....	17
2.5.1 定性評估法.....	17
2.5.2 定量評估法.....	17
2.6 水庫藻華現象之探討.....	43
2.6.1 藻華 (Algal bloom) 之定義.....	43
2.6.2 藻華對水環境之危害性.....	43
2.6.3 藻華對人體健康之危害性.....	44
第三章 國內水庫優養化問題與水質影響因子.....	41
3.1 北區水庫.....	44
3.2 中區水庫.....	46
3.3 南區水庫.....	49
3.4 離島水庫.....	57
第四章 水庫優養化防治策略.....	60
4.1 水庫集水區外部營養鹽負荷量削減.....	60
4.2 水庫內部營養鹽負荷量控制.....	65
4.3 水庫內抑制藻類生長.....	66

4.4 曝氣及強制水體擾動等措施.....	68
4.5 優養化改善方法評估.....	70
<b>第五章 實例探討.....</b>	<b>71</b>
5.1 地理位置及人文背景.....	72
5.2 水源水質現況.....	74
5.3 水質優養化之探討.....	75
5.3.1 優養化現況.....	75
5.3.2 水質污染來源.....	86
<b>第六章 結論與建議.....</b>	<b>95</b>
6.1 結論.....	95
6.2 建議.....	95
參考文獻.....	97
附錄 水庫優養化之相關法規	

\* 表目錄 \*

內 容	頁 次
表 2.1 OECD 單一參數判定優養化之標準.....	18
表 2.2 Carlson 單一參數判定優養化之標準.....	18
表 2.3 U.S. EPA 單一參數判定優養化之標準.....	19
表 2.4 環保署制定之湖泊水質標準.....	19
表 2.5 國內各種優養化程度水庫中常出現的主要藻種.....	41
表 2-6 曾發生藍綠藻華事件之國家.....	46
表 3.1 北區主要水庫簡介.....	45
表 3-2 北區主要水庫水質優養變化情況.....	45
表 3.3 北區主要水庫水質優養指數分佈.....	45
表 3.4 中區主要水庫簡介.....	48
表 3.5 中區主要水庫水質優養化程度.....	48
表 3.6 中區主要水庫水質優養指數分佈.....	49
表 3.7 南區主要水庫簡介.....	51
表 3.8 南區主要水庫水質優養變化情況.....	52
表 3.9 南區主要水庫水質優養指數分佈.....	52
表 3.10 台灣本島主要水庫水質優養指數分佈彙整表.....	54
表 3.12 離島地區 23 座水庫卡爾森指數之比較.....	57
表 3.13 離島地區水庫近四年水質優養指數分佈百分比.....	58
表 4.1 結構性 BMPs 去除能力比較.....	63
表 5.1 澄清湖水庫遊憩人數.....	72
表 5.2 澄清湖水庫集水區各土地利用類型統計表.....	72
表 5.3 澄清湖水庫基本資料.....	73
表 5.4 澄清湖水中可能會引起臭味問題之藻類.....	75
表 5.5 澄清湖水庫每季之水質監測值.....	76
表 5.5 澄清湖水庫每季之水質監測值 (續).....	77
表 5.6 以單一參數指標法比較優養化情形.....	83
表 5.7 多變數指標法 CTSI 與 NCTSI 評定結果.....	85
表 5.8 高屏河流域污染整治歷程及現階段計畫.....	90
表 5.9 澄清湖歷年水質改善及底泥性質調查、清除規劃成果.....	91

\* 圖目錄 \*

內 容	頁 次
圖 2.1 微星鼓藻 (Micrasteruas) .....	5
圖 2.2 棋盤藻 (Merismopedia tenuis) .....	6
圖 2.3 團藻 (Volvox sp.) .....	6
圖 2.4 普通等片藻 .....	7
圖 2.5 柵藻 .....	8
圖 2.6 曼尼小環藻 .....	8
圖 2.7 空球藻 .....	9
圖 2.8 水域生態系水質優養化的動態流程 .....	10
圖 2.9 天然性與人為性優養化過程之比較 .....	12
圖 3.1 台灣本島地區重要水庫位置圖 .....	41
圖 3.2 澎湖縣水庫位置圖 .....	42
圖 3.3 金門縣水庫位置圖 .....	42
圖 3.4 連江縣水庫位置圖 .....	43
圖 3.5 台灣本島北區主要水庫水質優養程度分析圖 .....	46
圖 3.6 台灣本島中區主要水庫水質優養程度分析圖 .....	49
圖 3.7 台灣本島南區主要水庫水質優養程度分析圖 .....	53
圖 3.8 台灣本島近 10 年主要水庫水質平均優養程度 .....	54
圖 3.9 台灣本島主要水庫水質營養狀態 .....	55
圖 3.10 台灣本島主要水庫北、中、南三區優養化水庫數目百分比 .....	56
圖 3.11 離島地區水庫水質優養程度分析 .....	58
圖 4.1 夏季打入氧氣方式 .....	69
圖 4.2 冬季打入氣體方式 .....	69
圖 5.1 全省水庫歷年優養化狀態 .....	71
圖 5.2 澄清湖水庫地理位置圖 .....	73
圖 5.3 環保署澄清湖水庫水質監測站 .....	74
圖 5.4 澄清湖水庫卡爾森指數值變化 .....	78
圖 5.5 澄清湖水庫總磷濃度變化 .....	78
圖 5.6 澄清湖水庫透明度變化 .....	79
圖 5.7 澄清湖水庫葉綠素-a 濃度變化 .....	79

圖 5.8 澄清湖水庫氮化合物濃度變化.....	80
圖 5.9 澄清湖水庫之葉綠素-a、總磷及總氮變化趨勢.....	80
圖 5.10 澄清湖水庫之總磷變化趨勢.....	81
圖 5.11 澄清湖水庫之透明度變化趨勢.....	81
圖 5.12 澄清湖水庫之葉綠素-a 變化趨勢.....	82
圖 5.13 高屏溪水資源利用情形.....	87
圖 5.14 進水前之曝氣循環系統.....	92
圖 5.16 澄清湖曝氣區及空壓機站配置圖.....	93
圖 5.17 澄清湖浚泥抽沙作業.....	94

## 第一章 前言

台灣是屬於降雨豐沛但水資源運用潛能卻不高之地區，由於自然地理條件不佳，因此必須設法供應自給自足之水資源，使得水資源在台灣地區顯得相當有限且倍加珍貴。水資源的開發離不了水庫，國內目前民生用水的水源雖可取自河川與地下水等，但仍有超過七成的比例須仰賴現有水庫所提供（陳鎮東，1998）。因此這些供水水庫之「水量」與「水質」是值得我們加以關心與保育的兩大課題。雖然台灣地區每年受到颱風與夏季季風的影響可帶來相當豐沛的降雨量，平均年降雨量可達 2,510 公釐，但因降雨分配極不平均，約有八成雨量集中於五月至十月之夏、秋二季，各地雨量豐枯變化相當大，加上台灣特有之狹長地形及高峻地勢，使河川流路顯得相當短促，不管在時間或空間上，河川對於雨量的截留都非常困難，使雨量在短時間內即奔流入海，因此在春、冬二季河川流量會明顯變得較小，尤其於中南部這現象更為顯著。台灣地區年平均降雨量雖為世界平均值的 2.6 倍，但實際已開發利用之水量卻只有其中之 20% 左右，平均每人每年可用之水量僅為世界平均值的六分之一（經濟部水資源局，1997）。根據聯合國公佈的一份全球各國用水情形的調查報告指出，台灣是列屬全球第十八名的缺水國家，因此若沒有水庫，枯水季時將無足夠水量來提供我們日常生活所需（台灣環境資訊協會，2005）。

除了水量外，水庫水質之優劣也直接影響淨水過濾處理成本、飲用水品質及公共衛生，而影響水庫水質之最主要便是淤沙與優養化的問題。淤沙乃因集水區內的不當開發，嚴重破壞了當地之水土保持，導致表土沖蝕作用加劇，大量土石被沖刷至水庫造成淤積，不僅使得水庫的蓄水量逐漸降低，營養鹽等污染物質也因此被帶進水庫之中；而水庫優養化之原因，主要來自家庭污水、工業廢水、觀光遊憩污水及茶園、果園所使用之農藥及肥料等污染源，這些污染物通常含有大量之營養鹽（尤其是氮及磷），加上水庫底泥也會釋出磷，造成水體逐漸優養化（環保署，2006）。水庫優養化是近年來世界各個先進國家開始警覺並尋求解決的問題，由於無法有效管制水庫集水區之過度開發行為及人類活動，使台灣地區之水庫產生優養化現象已是一個普遍存在之問題，有些水庫優養化甚至正加速進行中。由於水庫優養化所引發的後續效應與民眾健康、

飲水安全、公共衛生及社會經濟成本息息相關，因此，本文針對水庫優養化之成因與影響、水質之相關法規、優養化評估指標與方法、水庫藻華影響及優養化之改善策略進行分析，並以國內北、中、南水庫之水質現況及澄清湖水庫為案例進行水質優養化之評估與探討。

## 第二章 文獻回顧

### 2.1 水庫之定義

水庫是指在地面上或地面下建造蓄水高度或深度超過三公尺以上之堰壩，其蓄水量超出二萬立方公尺者。水庫依蓄水方式之不同又可分為地面水庫（如：天然湖泊、池、潭、人工湖、蓄水庫等）及地下水庫（如：澎湖赤崁地下水庫）（台北翡翠水庫管理局，2005）。水庫是一個多元性的水利工程設施，以台灣地區多雨氣候且河川又坡陡流急之地形中，水庫更具有蓄水及調節水流之重要功能。另外水庫也具有灌溉、發電、防洪及供應工業用水和民生用水等功能，並有控制上游淤沙及發展觀光事業等附帶效益。

由於台灣地形狹長且山高坡陡之地理因素，大部分之河川都不容易蓄存水量，因此在適當之地點建造兼具蓄水、發電、灌溉、調節水量等功能之水庫自有其必要性。然而本島屬年輕地質，集水區上游山區地質較為脆弱，可供建壩蓄水之優良位址並不多，因此近年來新水庫之興建成本日益增加。

水庫若以興建位置與河川水系之關聯性，可分為「在槽水庫」及「離槽水庫」兩類（台北翡翠水庫管理局，2005）：

1、在槽水庫：於河川主流適當地點興建大壩來攔阻河水，河流本槽建成水庫者，稱為在槽水庫，如翡翠、石門及曾文等水庫均屬之。

優點：具有集水、蓄水及取水功能，是河川水資源調節上最直接有效的方法。

缺點：泥砂流入量大，容易造成淤積及水質污染，而且水庫下游的河川由於大壩阻隔了土砂礫之供給，容易發生河床降低、河口海岸受侵蝕退縮等，對河川環境之負面衝擊較嚴重。其次，由於水庫構築於河川主槽之上，集水區較大，洪水對於水庫的威脅亦相對增加。

2、離槽水庫：即大壩不興建在河川之主槽，而選擇於離主槽不遠之小支流上，用隧道、運河或管線，將河水引流至天然或人工之盆地而成的，

稱為離槽水庫，如烏山頭水庫、日月潭水庫、新山、寶山、永和山、美濃、鯉魚潭、仁義潭、鳳山、蘭潭等水庫均屬之。

優點：河川流入及引水時挾帶之泥砂量較少，水庫壽命相對較長，水庫蓄水容量之利用效率較高，加上不會阻絕河流，對河川環境之負面衝擊較輕微，對環境生態系統之影響程度也相對較小。

缺點：由於受限於引水路的容量，水源不能充分地利用，且除水庫外，尚需興建引水之有關設施；因水庫與河川引水設施併用，因此營運管理上會比較複雜。

## 2.2 優養化的定義

「優養化」又稱為「富營養化」，湖泊承受來自集流區域之逕流水所挾帶的各種物質，使水域中之氮化物和磷酸鹽濃度增高，造成藻類大量繁殖，當藻類死亡時腐敗分解會大量耗氧，導致水中溶氧耗盡，水域缺氧會讓魚類等生物窒息而死。雖然湖泊和水庫在某些性質及功能上不同，但是湖泊的優養化過程和現象也可適用於水庫。隨著人類於集水區的開發利用及其他人為干擾活動等，使流入湖泊、水庫的營養物質快速累積，導致水中藻類及水生植物的大量生長，因而加速優養化的進行與水域生態環境的改變。

水庫依其所含營養鹽濃度之高低及生物質量之多寡，一般可區分成三個等級，即貧養水域、中養水域與優養水域。各等級特性如下：

### 1、貧養水域 (Oligotrophe)：

一個天然湖泊形成後，因只有雨水及地面水帶入一些溶解性之營養鹽物質，故水體中的營養鹽濃度低、湖泊內的浮游性植物與浮游性動物含量也低，但種類較多，水中進行的生物質量之合成與分解之速率較緩慢，水中溶氧經常接近飽和，水質清澈，透明度高，因此水質狀況良好，利用價值高。一般而言，在污染少、集水區開發密度低之水庫或湖泊，其幼期所呈現之水質狀況許多屬於貧養水域。貧養水域中常出現之藻類：

- (1) 綠藻：微星鼓藻 (*Micrasteruas*) (如圖 2.1)、鼓藻 (*Desmids*)，尤其是 *Staurastrum*

(2) 矽藻類：*Tabellaria* 和 *Cyclotella*

(3) 金藻類：*Dinobryon*

(4) 串珠藻 (*Batrachospermum*)



圖 2.1 微星鼓藻 (*Micrasteruas*) (資料來源：吳俊宗，2005)

## 2、普養水域 (Mesotrophe)：

為貧養與優養水域之過渡期。水庫、湖泊之集水區內因雨水的沖刷，帶來含營養物質之泥沙及植物殘屑，小部分會溶解於水中，但大部分則沈澱於水域底層，水體的營養鹽濃度漸增，水深漸減，浮游性植物與浮游性動物數量也逐漸增加，水體顏色漸漸改變，透明度減小，水中溶氧量日間會提高，且日夜間差異較大。普養水域中常出現的藻類：

(1) 色球藻 (*Chroococcus sp.*)

(2) 棋盤藻 (*Merismopedia tenuis*) (如圖 2.2)

(3) 團藻 (*Volvox sp.*) (如圖 2.3)



圖 2.2 棋盤藻 (*Merismopedia tenuis*) (資料來源：吳俊宗，2005)

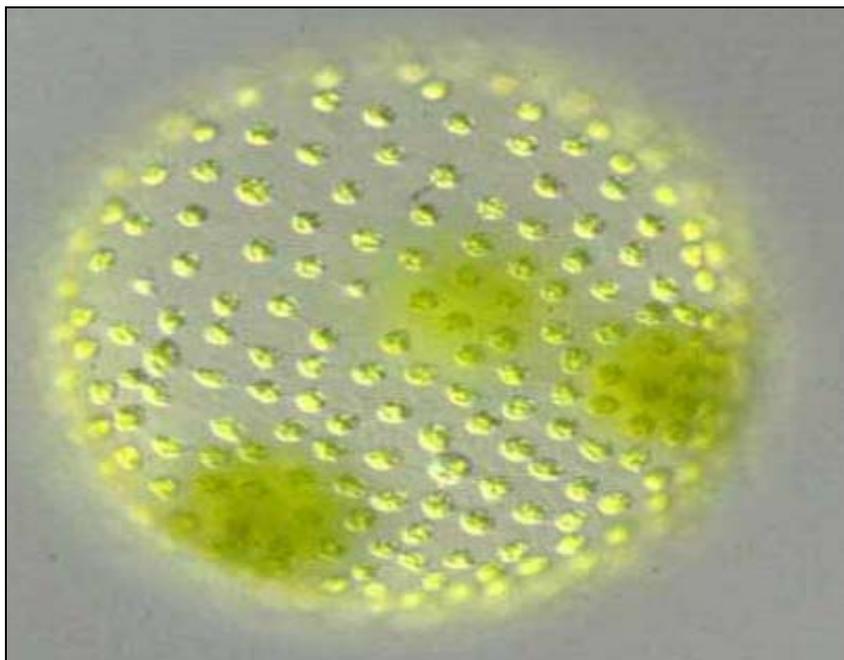


圖 2.3 團藻 (*Volvox* sp.) (資料來源：吳俊宗，2005)

### 3、優養水域 (Eutrophe)：

水庫、湖泊內營養鹽濃度更高，水域內生物質量相對也高，水中進行的生物質量之合成與分解的速率變快，藻類大量生長，數量雖高，但種類變少，水底底層呈缺氧現象，水中懸浮粒子及殘留物質增加，透明度降低，沈積及淤積

的速率更快。水中溶氧量日間常超過飽和，但夜間溶氧量明顯下降。優養水域中常出現的藻類：

- (1) 藍綠藻：微囊藻 (*Microcystis spp.*)、魚腥藻 (*Anabaena spiroides*)、  
    顫藻 (*Oscillatoria sp.*)、*Nodularia sp.*、*Aphanizomenon*
- (2) 矽藻類：*Melosira*、*Fragilaria*、*Stephanodiscus*、*Asterionella*
- (3) 普通等片藻 (*Diatoma vulgare*) (如圖 2.4)、裸藻 (*Euglena sp.*)
- (4) 單角盤星藻 (*Pediastrum simplex*)、柵藻 (*Scenedesmus spp.*) (如圖 2.5)
- (5) 甲藻 (*Peridinium sp.*)、曼尼小環藻 (*Cyclotella meneghiniana*) (如圖 2.6)
- (6) 圓篩藻 (*Coscinodiscus sp.*)、空球藻 (*Eudorina elegans*) (如圖 2.7)



圖 2.4 普通等片藻 (資料來源：吳俊宗，2005)



圖 2.5 栅藻（資料來源：吳俊宗，2005）



圖 2.6 曼尼小環藻（資料來源：吳俊宗，2005）



圖 2.7 空球藻（資料來源：吳俊宗，2005）

## 2.3 優養化之成因、污染形式與影響

### 2.3.1 成因

凡是會導致營養物質濃度增加之因素，都屬於水體優養化的潛在性影響因子，在自然界中，氮及磷是稀有成分，為植物生長過程的一項限制因子。由於受到水庫集水區上游山坡地植被因濫墾、林地濫伐及農地之農藥、肥料被過度使用，使含有硝酸鹽（nitrates）與磷酸鹽（phosphates）之污染物質不斷進入水體中，導致水庫水質優養化過程更加速進行，如圖 2.8。水域內的水草、藻類等植物因獲得大量營養鹽而快速繁殖，造成藻類大量生長的影响因素大多是水環境中物理因子、化學因子及生物因子等一起作用的結果，其前因主要是水庫外部營養鹽（化學因子）等污染物流入水庫，這些污染物質在水庫經由溫度、陽光、氣候狀況及庫內滯留時間等物理因子的交互作用，再加上各種水中生物的參與，進而產生有利於某些藻類大量生長之環境。

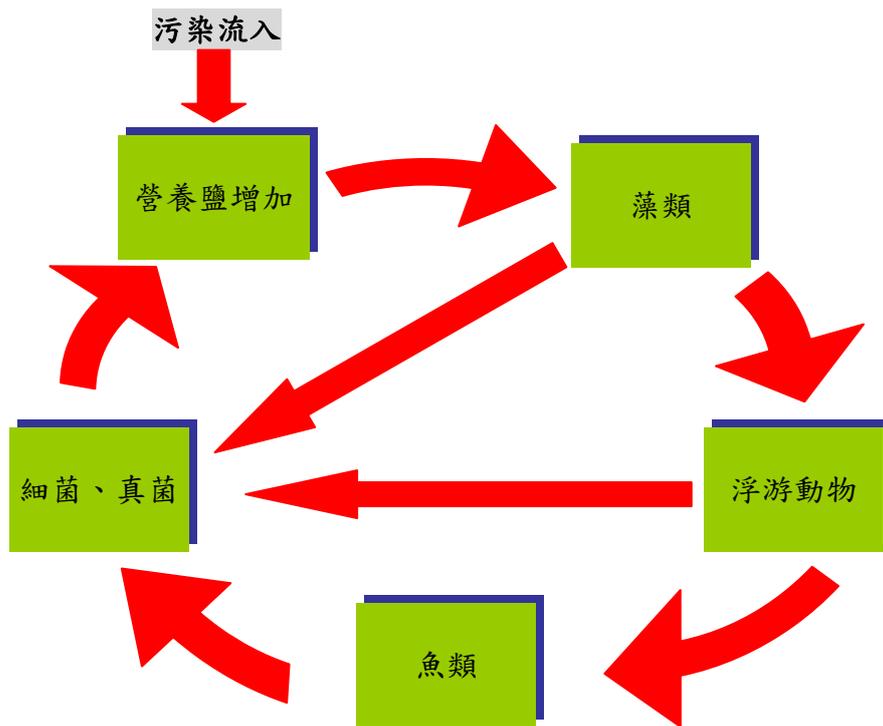


圖 2.8 水域生態系水質優養化的動態流程

當藻類大量繁殖，因光合作用及呼吸作用造成水體溶氧量日夜劇烈變化，在夜間常造成溶氧量太低，呈缺氧狀態，造成魚類等水中生物死亡，水質因而惡化。水體優養化依其營養鹽負荷的來源可概分為天然性優養化及人為性優養化，其優養化過程之時程與因素差異如圖 2.9。

#### 1、天然性優養化 (Natural Eutrophication)：

在自然狀態下，一個剛形成的湖泊，最初其水體中所溶解的各種礦物鹽類都很少，尤其是氮及磷等營養鹽的濃度很低，且也不易累積，因此限制了藻類的生長，藻類的數量相當少，主要是以附著在岩石上的小型矽藻為主，而綠藻和藍綠藻都很少。在這類水域環境生活之水生或草食性昆蟲，多半是以腐爛的植物葉子及附著在岩石上之矽藻為食物來源。由於雨水自上游集水區的山坡上沖蝕和溶解各類鹽類，逐漸匯聚成溪流，再流至湖泊內部累積，隨著歲月增長，湖水中之氮化物和磷酸鹽的濃度愈來愈高，藻類因而得以大量繁殖，原來以矽藻為主的水域生態開始改變，逐漸以絲狀的綠藻和藍綠藻為主。而原來的水生昆蟲或濾食性的魚類無法以這些絲狀藻類為食物，將因此造成水生昆蟲相的變化及某些魚類族群的滅亡。在湖泊的自然生態系中，由於自然營養鹽之沈降與累積，會由初生態的「貧養湖 (Oligotrophe)」逐漸因營養鹽累積而成為

「普養湖 (Mesotrophe)」，最後進入老年期的「優養湖 (Eutrophe)」。由於水質逐漸優養化，使湖泊漸漸形成沼澤，甚至進一步變成陸地，一般而言，這過程往往需數百年至數千年之久，亦即該湖泊正在逐漸老化中，是水域生態系必然的自然演替過程。此過程為不可逆現象，並不會對生態環境造成嚴重衝擊或不利後果。

## 2、人為性優養化 (Cultural Eutrophication)：

水庫或湖泊的優養化因素與集水區的不當土地利用密切相關，當水庫或湖泊因集水區上游之人為活動逐漸頻繁，山坡地的原始植被遭到破壞，大面積種植高山茶、檳榔及蔬果等，造成土壤內之氮化物和硝酸鹽物質之加速流失。加上山坡地之農地所施用的肥料常含有大量磷酸鹽類（如雞糞），隨著雨水的沖刷進入鄰近之河川，造成河水及位於下游之水庫水體迅速地優養化；而觀光遊憩等活動，也會將大量營養鹽帶入水庫或湖泊中，使得水質嚴重惡化、水資源品質降低，且水體中之浮游性植物及浮游性動物大量繁殖，造成水體生態環境的急劇變化，通常此種變化情形極快，使得水庫或湖泊在短短數年或更短時間內便死亡。

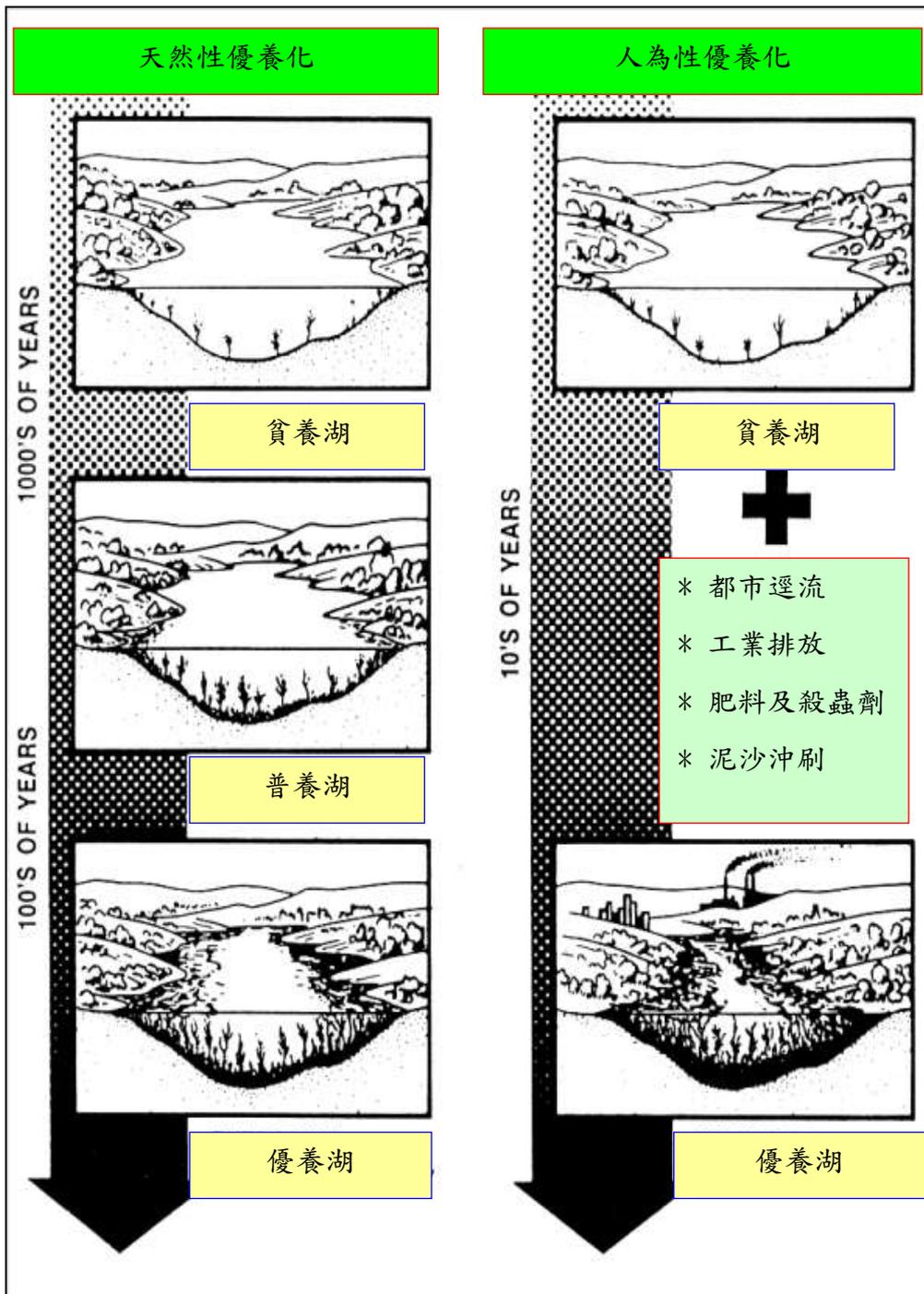


圖 2.9 天然性與人為性優養化過程之比較  
 (資料來源：Coastal Environmental/PBS&J, Inc., 1998/10)

### 2.3.2 污染形式

營養鹽進入水庫、湖泊之途徑可透過河川、地下水及水庫底泥釋出，集水區營養鹽之來源可分為點源及非點源兩種污染形式。

(一) 點污染源：

國內水庫大部分是蓄截上游河川水量而形成，點污染源透過河川支流及排水路的收集流入河川或進入水庫，集水區點污染源造成之營養鹽來源可分為生活污水、遊憩污水、畜牧廢水、垂釣污染、工業廢水及其他點源負荷等六大類。其中工業廢水及其他點源負荷(如垃圾場滲出水)，根據不同狀況而可能產生的污染物種類很多，包括有機物、固體物、有毒之重金屬或微量有毒物質等，這兩類污染在國內水庫集水區內不常見，應依水庫實際個案討論。

### 1. 生活污水

生活污水主要來自家庭、商店、機關及小規模之工廠所排出之污水，其主要污染物為有機物質、懸浮固體物、氮磷營養鹽及細菌等。這項污染產生負荷的估計一般採用每人每日產生的單位污染負荷乘以人口數。至於每人每日產生的單位污染量，因都市之大小及生活水準而異，大都市單位污染量較大。一般而言，水庫集水區內的鄉鎮規模不大，大部分以散居的小型村落為主，因此污水量、污水水質及流達率的推估若以都市為基準，推測之污染負荷可能偏高。

### 2. 畜牧廢水

畜牧廢水主要以養豬廢水為主，養牛等其他牲畜之廢水較小，畜牧廢水含量高之有機物、固體物、營養鹽和微生物，是重大之點污染源。每頭豬產生之單位污染量，文獻值差距很大，台灣養豬之廢水量每頭豬在 25 至 50 公升/日間，冬天平均約 30 公升/日，夏天約 40 公升/日。據農委會畜牧試驗所測定，成豬每日排出糞 1.24 公斤，尿 2.98 公斤，共 4.22 公斤，根據處理水質估計 BOD<sub>5</sub> 單位產生負荷為每日每頭 150 公克、懸浮固體物為每日每頭 450 公克、總氮為每日每頭 35 公克、總磷為每日每頭 18 公克。由於國內主要水庫集水區多已劃為飲用水水源水質保護區，區內明文禁止飼養污染性家禽與家畜，因此原有養豬戶多已逐漸拆除，養豬廢水在水庫集水區內的污染貢獻量已不若以往嚴重。

### 3. 遊憩污水

水源水質保護區內禁止大型的遊樂或遊憩場所開發，因此國內主要水庫集水區內之遊憩據點多以休閒農場、風景特定區及天然的風景據點為主，例假日常吸引大批遊客，而且部分景點十分接近濱水區，因此污染流達率較高。遊憩活動依設施型態及相關服務的不同，產生的污染量也有差異。美國環保署調查

發現不同娛樂設施產生污水濃度有很大的差異，若以同一標準估計誤差較大，而污染物成分則以 BOD<sub>5</sub>、SS、氮、磷等為主。

#### 4.垂釣污染

垂釣本為休憩活動的一類，不過其污染方式為含高量氮、磷之餌料直接投入承受水體，尤其當誘餌過量使用時形成水庫內相當顯著之營養來源，與一般遊憩污染不同。

##### (二) 非點污染源：

非點污染源是以分散 (diffuse) 或地表逕流之形式進入承受水體，所以非點污染源亦可稱作面污染源。非點源污染主要是由降雨造成地表逕流所產生，暴雨初期所產生之地表逕流沖刷與土壤侵蝕，沖刷帶走自然或是人為之污染物，如泥砂、營養鹽與毒性物質，直接進入承受水體，最後沉澱堆積於河川、湖泊及水庫，甚至影響到飲用水之地下水源(郭振泰，1997)。這一型態的污染伴隨降雨全面產生，沒有集中而明確的發生地點，污染源散佈非常廣泛，因此污染控制所採行的策略亦不相同。非點源污染主要來源包括：

- 1、土壤及岩石的風化作用產生之營養鹽經自然逕流進入水體。
- 2、農業活動施肥、除草劑、殺蟲劑等過量使用，經逕流進入水體。
- 3、來自農莊家禽或動物排泄物、糞肥等所產生之營養鹽及微生物經逕流進入水體。
- 4、礦物、建築工程及土地利用時因侵蝕作用 (erosion) 產生營養鹽經逕流進入水體。
- 5、含有磷酸鹽之洗衣粉等洗滌劑及未處理或未完全處理之污水排入水體。
- 6、灌溉活動所產生的營養鹽及垃圾掩埋場之滲出液。

除此之外，非點源污染之來源也包含大氣沉降作用及雨水之變化(U. S. EPA, 1994)。非點源污染變動性遠比點源污染為大，發生的時間及地點有很大的不確定性，主要受降雨、土地利用、水文、地形及地質等因素影響，且傳輸途徑與過程十分複雜，很難加以辨別及監控。土地利用型態及降雨類型與非點源污染關係密不可分，在土地不同的利用上，土壤特性將影響對土壤滲透、化學作用及出流水之水質；而降雨類型與時間上之關係，對污染物從地表移動至水路過程之變化，影響甚鉅(Sekhar, 1995)。在非點源污染負荷量分析方面，因非點源

污染在時、空上的分佈相當不均勻，所以一般以單位面積在長時間下之平均污染負荷來表示，如公斤/公頃/年。

### (三) 底泥釋出：

水庫水質發生優養化與過量輸入之營養鹽息息相關，除了從集水區進入之外部負荷，氮、磷也會自水庫底泥釋出，成為藻類生長之營養來源。因此控制底泥營養鹽釋出被視為保護表水水質的重要方法之一。底泥和水質是互為影響的，尤其是淺水湖庫，優養化使水庫基礎生產力旺盛，沉降有機物量也高。底泥礦化分解所產生的氮磷營養鹽、其他還原性物質及重金屬等很容易再被釋放回上層水中，對水質產生負面影響。大多數底泥污染物是透過懸浮固體攜帶進入，其次是動植物代謝分解產物。底泥釋出的污染物包括溶解及非溶解性之懸浮物，其中以氮、磷及有機質對水質的影響較大，其中又以磷的釋出為主要考慮對象。這些物質對水質的影響包括：(1)底泥釋出之營養鹽增加，使藻類大量繁殖，產生毒素、異味與臭味直接影響自來水之供水品質；(2)底泥厭氧釋出磺酸、腐植質等有機酸會增加水廠生成三鹵甲烷潛勢。當底泥厭氧造成還原性硫化氫等有毒氣體及水中缺氧時對水生物影響很大。底泥溶出鐵錳等金屬也曾造成紅水問題。

### 2.3.3 影響

當做為水源標的之水庫水質產生優養化現象，不僅對該水域生態環境造成嚴重衝擊，且水體之利用價值降低，飲用安全性也將受到質疑，後續的淨水過濾成本及困難度也會提高。水庫發生優養化後會對水體產生下列影響：

#### 1、增加水體色度及臭味：

當水庫藻類數目大量增加，導致水體變色及濁度提高，且由於藻類不斷持續繁殖，最後數量足以遮蔽陽光，造成水體表層以下之藻類無法行光合作用而大量死亡，腐爛的藻類殘屑沉降至水體底部，當細菌分解這些植物殘骸時會大量消耗水中的氧氣，使水體深水層之溶氧降低。而夜間藻類因行呼吸作用，更加劇水中含氧量的快速下降，棲息在當地水體中的魚類等生物接著窒息死亡，腐敗的屍體伴隨大量死亡之藻團漂浮於水體表面，且發出臭味，大大影響水庫觀瞻及降低遊憩價值。

## 2、出現有毒藻類：

水體發生優養化常常會引發藻類過度的生長，且容易出現少數優勢藻類，如藍綠藻、甲藻等，由於這些藻類會產生毒素，因而使飲用水產生有毒物質和異臭味，尤其有毒物質對人體健康通常有直接的負面影響，量多時甚至會破壞人體肝功能與中樞神經；對魚、貝類等水生生物而言，這些藻毒也會造成這些水生生物大量死亡及種類減少。

## 3、增加淨水過濾成本與困難度：

當藻類大量繁殖時有如地毯般鋪蓋在水體表面上，不僅容易造成淨水場取水口、過濾床之堵塞，也會阻塞給水場之過濾系統（龔招健，2002）。若只是以混凝、凝膠程序及砂床過濾尚無法有效的去除藻類，當水庫藻類濃度很高時，還須添加更多混凝劑量，且砂過濾床的反沖洗頻率也會增加，提高了自來水廠水質淨化成本與負擔。

## 4、破壞水域生態環境：

優養化使水體表層的藻類大量繁殖，造成水體表層下之藻類因無法行光合作用而大量死亡，這些藻類腐爛及分解會消耗水中的氧氣，使水中其他生物大量死亡。而且水體優養化也會使藻類族群發生變化，改變水中之藻類相分佈，導致水域物種改變且水中生物量（biomass）也會有異常增加現象，對水域生態環境造成一些負面衝擊，包括：(1)高價值水產生物減少或滅絕而低價值水產生物卻大量出現；(2)降低水產生物之歧異度而形成單調化；(3)水中浮游性動、植物（zooplankton and phytoplankton）大量增加，造成水體溶氧不足，魚、貝類因缺氧而暴斃；(4)毒性物質透過食物鏈而流入水產生物中可能引起食物中毒。

## 5、提高飲用水中三鹵甲烷（THMs）之濃度：

因水質優養化而大量生長之藻類，由於新陳代謝會產生異臭味，為了消除水中的異臭味則必須增加氯氣的添加量，使得自來水中餘氯含量隨之增加，提高自來水中三鹵甲烷（Trihalomethanes, THMs）生成之潛勢，THMs被視為致癌前驅物，且已被證實對哺乳動物具有致癌性，對飲用者之健康將是一大威脅。

## 6、加速水庫之老化：

藻類與浮游性生物大量繁殖，不僅會增加有機質數量及新陳代謝之排泄物，且未來其遺骸沉降到底部成為底泥，將加速水庫之老化。而沉降的底泥會消耗深水層溶氧，經細菌分解還原，釋出氮、磷、亞鐵鹽及硫化氫等物質溶於水中，形成惡性循環的內部污染源。

## 2.5 水庫優養化之評估方法

### 2.5.1 定性評估法

水質優養化之重要特徵為藻類等植物性浮游生物大量繁殖並快速分佈，而且伴隨著混濁變色的水體，而依據這些特徵來評估水體優養化程度者稱為定性評估法。一般而言，水體依優養化程度可概分為：

- 1、貧養性：水體養分含量低，水生植物產量低，各水層溶氧均高，水體透光性良好。
- 2、普養性：水體養分含量中等，具相當數量及種類的生物，溶氧及透光度位於中等範圍。
- 3、優養性：水體養分含量高，水生植物的產量亦高，溶氧可能在水層某深度甚至不存在，透光度低，浮游性植物的種類變少。

由於影響水庫水質之因素相當複雜，除了環境因素外，地理因素及氣候因素也是其中之影響因素，況且各個水庫的環境條件也不盡相同，若只以一單純之透明度或藻種進行定性評估，可能因個人主觀判斷而有不同結果，而且定性評估法欠缺理化和生物參數上之量化數據輔以佐證，因此容易引發爭議，不過定性評估法有簡單且容易運用之優點，對一般非專業人士仍有其適用性。

### 2.5.2 定量評估法

定量評估法是將各項優養化之理化參數加以量化，然後運用各種指標法來評定水體優養化之程度，是屬於較合理的優養化評估方法，其評估結果相對較客觀且爭議較小。各種指標法可依所用參數之多寡，而區分為單一指數指標法與多變數指標法，詳述如下：

#### 1、單一參數指標法：

單一參數指標可採用各種營養鹽濃度、水中物理參數及藻類或浮游動物，其評定基準係以該單項指標是否超過界限值為準，可單獨作為水質優養化程度

之判定標準。但由於單一參數指標法所使用之參數易受季節影響而有明顯的變動，在台灣常因暴雨或颱風而造成水庫水體濁度增高，使得透明度及總磷參數會有偏差，可能無法反映實際優養化程度。一般有三項標準值可作為水體優養化程度之判斷依據，包括聯合國經濟合作發展組織（OECD）調查檢定標準法、Carlson（1977）判定標準法及美國環境保護署（U.S. EPA, 1974）制定的單項營養鹽濃度優養判定標準法。所依據之水質參數為總磷、葉綠素-a 及透明度，水質參數與水體優養程度之關係如表 2.1 至表 2.3 所示。在國內，由環保署所制定之湖泊水質標準如表 2.4 所示。

表 2.1 OECD 單一參數判定優養化之標準

項目 等級	總磷 (µg/L)	葉綠素-a (µg/L)	透明度(m)
貧 養	< 7.9	< 2.0	> 4.6
貧養 ~ 普養	8 ~ 11	2.1 ~ 2.9	4.5 ~ 3.8
普 養	12 ~ 27	3.0 ~ 6.9	3.7 ~ 2.4
普養 ~ 優養	28 ~ 39	7.0 ~ 9.9	2.3 ~ 1.8
優 養	> 40	> 10	< 1.7

(資料來源：經濟部水利署)

表 2.2 Carlson 單一參數判定優養化之標準

項目 等級	總磷 (µg/L)	葉綠素-a (µg/L)	透明度(m)
貧 養	< 12	< 2.6	> 4
普 養	12 ~ 24	2.6 ~ 7.2	2 ~ 4
優 養	> 24	> 7.2	< 2

表 2.3 U.S. EPA 單一參數判定優養化之標準

等 級 \ 項 目	總磷 (µg/L)	葉綠素-a (µg/L)	透明度(m)
貧 養	< 10	< 4	> 3.7
普 養	10 ~ 20	4 ~ 10	2 ~ 3.7
優 養	> 20	> 10	< 2

表 2.4 環保署制定之湖泊水質標準

分級 \ 項目	溶氧量 (mg/L)	生化需氧量 (mg/L)	懸浮固體 (mg/L)	氨氮 (mg/L)	總磷 (mg/L)
甲	6.5 以上	1 以下	25 以下	0.1 以下	0.02 以下
乙	5.5 以上	2 以下	25 以下	0.3 以下	0.05 以下
丙	4.5 以上	4 以下	40 以下	0.3 以下	—
丁	3 以上	—	100 以下	—	—
戊	2 以上	—	無漂浮物 且無油污	—	—

## 2、多變數指標法：

以單一水質參數進行優養化程度判定時，雖較為簡易方便，但可能因為特殊環境狀況或測量誤差而影響判定結果，且易因所使用之參數不一，而產生結論差異，因此有多變數指標法之提出，多變數指標法為根據兩個以上的水質參數，依據公式分項計算後，再加以判別水質之優養化程度。水體優養化始因營養鹽增多，故判斷水體優養化程度，水中營養鹽之氮、磷即為重要指標；另由於營養鹽濃度增加，造成藻類大量繁殖，促使水中葉綠素-a 增加及透明度降低，故 1977 年 Carlson 以水中之透明度、葉綠素-a 及總磷為計算水體優養化之參數。以下列舉二個優養指數法：

### ① 卡爾森優養指數法 (Carlson trophic state index, CTSI)：

為國內研究水庫優養化狀態最常被採用的營養等級判定指標。Carlson 之指數代表水質優養化程度，數值愈低代表水質愈好，50 以上則表示優養化狀態。此法是根據水中之葉綠素-a 含量、透明度及總磷，分析其關係及分別加權處理，依下列公式計算：

$$TSI (SD) = 60 - 14.41 \ln (SD)$$

$$TSI(\text{Chl-a}) = 9.81 \ln(\text{Chl-a}) + 30.6$$

$$TSI(\text{TP}) = 14.42 \ln(\text{TP}) + 4.15$$

式中：

TP：總磷濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )

SD：透明度(m)

Chl-a：葉綠素-a 濃度( $\mu\text{g/L}$ )

卡爾森優養指數值(CTSI)為以上所得各值之平均值，亦即：

$$CTSI = [TSI(\text{Chl}) + TSI(\text{SD}) + TSI(\text{TP})] / 3$$

而指數值與水質營養程度的關係為：

CTSI < 40 代表貧養狀態

$40 \leq \text{CTSI} \leq 50$  代表普養狀態

$50 < \text{CTSI} \leq 60$  代表優養狀態

CTSI > 60 代表超優養狀態

#### ② 北卡水體優養指數法 (North Carolina Trophic State Index, NCTSI)：

此法是以總磷、總有機氮、透明度及葉綠素-a 四種複合參數，分別依下列公式計算：(王敏昭，2005)

$$TSI(\text{TP}) = [\log(\text{TP}) + 1.55] / 0.35 \times 0.92$$

$$TSI(\text{TON}) = [\log(\text{TON}) + 0.45] / 0.24 \times 0.92$$

$$TSI(\text{SD}) = [\log(\text{SD}) - 1.73] / 0.35 \times (-0.82)$$

$$TSI(\text{Chl-a}) = [\log(\text{Chl-a}) - 1.0] / 0.43 \times 0.83$$

式中：

TP：總磷濃度 ( $\mu\text{g/L}$ )

TON：總有機氮濃度 ( $\text{mg/L}$ )

SD：透明度(m)

Chl-a：葉綠素-a 濃度( $\mu\text{g/L}$ )

北卡水體優養指數值(NCTSI)為以上所得各值之平均值，亦即：

$$NCTSI = [TSI(\text{TP}) + TSI(\text{TON}) + TSI(\text{SD}) + TSI(\text{Chl-a})] / 4$$

而指數值與水質營養程度的關係為：

NCTSI < -3.0 代表貧養狀態

$-3.0 \leq \text{NCTSI} < -1.5$	代表次貧養狀態
$-1.5 \leq \text{NCTSI} < 0.5$	代表普養狀態
$0.5 \leq \text{NCTSI} \leq 5.0$	代表優養狀態
$\text{NCTSI} > 5.0$	代表超優養狀態

### 3、藻類生物指標

一般利用藻類作為水體優養化指標，係以水中出現之藻種為指標，此法不需仰賴精密儀器即可監測水質，能彌補物理化學分析方法之不足，因以藻類之生存反應水質之污染程度，比起物理化學分析方法更容易被大眾所了解與接受，藻類及浮游性動植物分佈廣泛且採集容易，並能迅速反應水質之改變，是監測水質污染之極佳指標，其中部分形態特徵明確之藻種，參考國內藻類文獻即可鑑定其屬或種，但當鑑定藻種名稱有困難時，此法將受到限制。在台灣嚴重污染水域中，常可以發現藍綠藻門的顫藻與集胞藻、綠藻門的柵藻與鼓藻、裸藻門的眼蟲與矽藻綱的菱形藻等藻類。而在未受污染的水域中，則有完全不同之藻類群聚結構，常見綠藻門的水棉與矽藻綱的橋彎藻，而少有藍綠藻之出現。表 2.5 整理出湖泊水庫在不同優養狀態下常見的藻類。

表 2.5 國內各種優養化程度水庫中常出現的主要藻種

貧養	普養	優養
<i>Aulacoseria distans</i>	<i>Fragilaria crotonensis</i>	<i>Microcystis flos-aquae</i>
<i>Tabellaria fenestrata</i>	<i>Aulacoseira granulate</i>	<i>Spiirulina div. sp.</i>
<i>Tabellaria flocculosa</i>	<i>Ceratium hirundinella</i>	<i>Cyptomonas div. sp.</i>
<i>Dinobryon divergens</i>	<i>Pediastrum div. sp.</i>	<i>Euglena div. sp.</i>
<i>Fragilaria capucina</i>	<i>Coelosphaerium sp.</i>	<i>Phacus div. sp.</i>
<i>Elaktothrix gelatinosa</i>	<i>Coelastrum div. sp.</i>	<i>Trachelomonas div. sp.</i>
<i>Staurastrum div.sp.</i>	<i>Kirchneriella ssp.</i>	<i>Lepocinclis div. sp.</i>
<i>Calothrix div.sp.</i>	<i>Monoraphidium ssp.</i>	<i>Carteria div. sp.</i>
<i>Gloeocapsa div.sp.</i>	<i>Tetraedron div. sp.</i>	<i>Chlamydomonas div. sp.</i>
<i>Mougeotia div.sp.</i>	<i>Anabaena div. sp.</i>	<i>Gonium div. sp.</i>
<i>Pleurotaenium div.sp.</i>	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Micractinium pusillum</i>
<i>Zygonema div.sp.</i>	<i>flos-aquae</i>	<i>Nitzschia palea</i>
<i>Thorea div.sp.</i>	<i>Microcapsa delicatissima</i>	<i>Scenedesmus div. sp.</i>
<i>Batrachospermum</i>	<i>Synura div. sp.</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>
<i>div.sp.</i>		
<i>Hildebrandia rivulare</i>		
<i>Rivularia div.sp.</i>		

資料來源：環保署(2005)以生態工法去除水庫集水區營養源研究計畫

目前國內較常採用的方法為藻類歧異度指數及藻類優養指標值 ATSI。

(1) 藻類歧異度指數：

其理論基礎在於低污染之水域環境中，藻類群落的種歧異度較高，水中生長之藻類種類較多，不易發生優勢種現象。藻類群落之歧異度數值在一般水庫中，與水質優養化程度呈負相關，亦即優養化程度愈高，則藻類群落之歧異度愈低，故可以藻類歧異度來計算優養化程度。其中以 Shannon 與 McIntosh 歧異度指數最能反映水質狀況。

① Shannon 藻種歧異度指數(H)：

$$H = -\sum_{i=1}^s P_i \cdot \log_2 P_i$$

式中， $P_i$  為  $i$  種藻類之存在率(又  $P_i = N_i/N$ ，為各藻類出現的頻度，其中  $N_i$  為  $i$  種藻類數量， $N$  為所有藻類總數量)， $s$  為藻類總數。

②McIntosh 歧異度指數(MCI)：

$$MCI=1-\left[\sum_{i=1}^s (P_i)^2\right]^{1/2}$$

Shannon 歧異度指數(H)及 McIntosh 歧異度指數(MCI) 複合計算，可得一數值(QI)作為優養化程度之判定。

$$QI = \frac{1}{2} \left( \frac{H}{5} + MCI \right) \times 100\%$$

對一般水庫而言：

$QI = 100$	代表水質最佳狀態
$QI > 75$	代表貧養狀態
$75 \geq QI \geq 50$	代表普養狀態
$QI < 50$	代表優養狀態

(2)藻類優養指數法 (Algal trophic state index, ATSI)：

藻類優養指數法不受季節影響，可以彌補卡爾森優養指數受季節及濁度影響之缺點。此法係利用水庫中出現之藻種，依貧養、普養和優養條件及其藻類群落中指標藻種(如表 2.5)出現之頻度的個別總和(分別為  $F_{oligo}$ 、 $F_{meso}$  和  $F_{eu}$ )，依下式計算藻類優養指數(ATSI)：(吳俊宗，1998)

$$ATSI = (F_{oligo} + F_{meso}) / (F_{eu} + F_{meso})$$

對一般水庫而言：

$ATSI > 1.5$	代表貧養狀態
$1.5 \geq ATSI \geq 0.5$	代表中養狀態
$ATSI < 0.5$	代表優養狀態

## 2.6 水庫藻華現象之探討

### 2.6.1 藻華 (Algal bloom) 之定義

台灣地區的水庫主要以呈綠色之藻類居多，若以藻類生長方式之差異性又可分為二類，即漂浮在水中之微小藻類稱為浮游藻 (Floating algal) 及附著在其他生物或無生物體上生活之藻類稱為固著藻 (Attached algal)。浮游藻大部分屬於單細胞藻類，通常肉眼較不易明視；固著藻雖有不同生長形態，但以絲狀藻佔絕大部份，且大多屬於多細胞藻類。水體優養化通常會造成藻類大量繁殖，而影響藻類生長之主要因素有營養鹽、日照、氣候及滯留時間等，其中最重者為營養鹽。藻類成長所需營養鹽有氮(N)、磷(P)、碳(C)、氫(H)、氧(O)及微量金屬等，但在自然界水體中限制藻類繁殖之營養鹽一般均以氮及磷為主。依 Leibig's Law of the minimum，若氮/磷(N/P)比值介於 5~10，則二者均不單獨為限制因子，若 N/P 小於 5 則氮為限制因子，若 N/P 大於 10 則磷為限制因子。

藻華 (Algal bloom) 之名稱最初是由德文 Algen Blüte 字眼來的，而利用藻類來評估水質的觀念，最初也是源自歐洲。藻華定義為水體一些浮游植物 (微細藻) 過度繁殖，在水體表面大量聚集到達一種極為顯著的現象，甚至形成團狀，且因藻類含有色素而使水體變色，其顏色視藻種之不同而呈現藍、綠、黃、褐等藻色，當一升的水量含藻類數目超過 50 萬以上表示有藻華現象。藻類會吸收水中的營養元素，如氮 (常以  $\text{NO}_3^-$  形式吸收)、磷 (常以磷酸鹽形式吸收)、硫 (常以  $\text{SO}_4^{2-}$  之形式吸收) 和一些微量元素如鈉、鉀、鈣、鎂、鐵、銅、鋁等而大量生長，最後形成藻華現象。台灣地區大部分水庫發現的藻華大多是由一些單細胞藻類大量繁殖所引起的，其藻種大多數為藍綠藻類

(*cyanobacteria*) 之微囊藻、魚腥藻、束絲藻、顫藻、綠藻類 (*green algae*)、渦鞭毛藻類 (*dinoflagellates*) 的多甲藻、裸藻類的眼蟲和金藻類 (*golden-brown algae*) 等。藻華常發生於流速緩慢的河川及水庫，因其上下移動性較差；反之，若水體混合情況良好，則藍綠細菌就不易聚集。故水體上下移動及混合情況是藍綠細菌藻華形成的最關鍵決定因子，其他營養源通常只是決定藻華形成程度大小之因子 (林財富，2006)。

### 2.6.2 藻華對水環境之危害性

在水環境中藻類生長大多數只需要無機營養鹽即可，其中又以氮及磷之化合物最為重要。在未受污染的水體中，氮及磷之化合物的含量通常很低，常因此而形成藻類生長之限制因子；但在受污染的水體中，氮及磷之化合物含量增加，若又有充足陽光及水中溶有足量二氧化碳等環境因子之配合，就會導致藻類大量繁殖，而且隨著環境因子條件之不同，水環境中生長之藻種也會因此而不同。在優養化之水環境中，通常會產生有利於某一些藻種生長及不利於另一些藻種生長的現象，亦即會有優勢藻種的出現，而水質優養化嚴重者則會發生藻華現象。

台灣地區水庫之優養化問題絕大部分是因人類於集水區的不當行為所致，使流入河川及水庫中之營養鹽（氮、磷）過多，刺激藻類大量繁殖，甚至形成更嚴重之藻華現象，導致水質變差、透明度降低、水體變色及產生異臭及異味，對於水質的後續處理與利用價值將有負面影響。而且水體中藻類過度繁殖，在夜間會消耗大量的氧氣，造成水體溶氧不足，當藻體死亡被微生物分解，也會造成水質惡化，這些因素都將直接對魚、貝類等水生生物的生存造成嚴重威脅甚至窒息死亡。

### 2.6.3 藻華對人體健康之危害性

水庫優養化主要是因水體含豐富的氮、磷等營養鹽，藻類細胞行光合作用不只會使藻類細胞大量增加，並伴隨著藻類細胞外代謝物(algal extracellular products, ECP)排出於水體中。藻類細胞外代謝物有主動和被動二種釋出方式，主動釋出係由於藻類代謝副產物自細胞膜滲透出來；而被動釋出係由於細胞老化或死亡，藻類細胞分解釋出於水體中。據研究報告指出，藻類細胞及藻類細胞外代謝物經淨水處理之加氯消毒程序後會產生有害物質或致癌性之副產物，例如三鹵甲烷、有機鹵化物等，顯示藻類細胞及藻類細胞外代謝物與飲用水安全有密切關係（Wachter & Andelman, 1984）。

當水庫優養化問題嚴重時，藻類數量會快速增加，其中一部份藻類就會產生藻毒素，目前已知有許多藻類是屬於自身會產生毒素之毒藻，其中又以藍綠藻（或稱藍綠細菌）最常形成藻華而造成生物毒害性。藍綠藻門五十多個屬中

會產生毒素的藻種，以微囊藻屬 (*Microcystis*)、浮絲藻屬 (*Planktothrix*)、顫藻屬 (*Oscillatoria*)、魚腥藻屬 (*Anabaena*) 等最為常見 (Berg et al., 1987; Carmichael et al., 1988; Haider et al., 2003)。藻類產生之毒素有許多種，例如屬於生物鹼類而具有神經毒性的沙西貝毒 (*saxitoxin*) 和屬於環狀胜肽類的肝毒-微囊藻毒 (*microcystins*)。沙西貝毒之致毒機制在於抑制鈉的傳導，造成神經細胞間的傳導失靈；微囊藻毒之致毒機制主要在於抑制蛋白磷酸酶 (protein phosphatase)，將會影響許多代謝生理，嚴重的甚至可能在短時間內致死。

在淡水水體中，微囊藻毒是最常被發現的藻類毒素，也因其具普遍性而更被重視。微囊藻是藍綠藻門中的一個屬，藍綠藻毒素可能引起神經毒性、急性腸胃炎 (gastroenteritis diseases)、過敏 (allergic reactions)、皮膚接觸性發炎紅腫、肝炎 (liver diseases)、癌症等人體疾病 (CRC, 2004)。而微囊藻毒素主要的作用在肝臟，尤其對於哺乳類、鳥類及魚類等脊椎動物而言，是一種很強烈的肝毒 (hepatotoxin)，且會造成腫瘤 (tumor promoter) 及誘發急性肝炎並導致肝癌。部分微囊藻毒素會在人類或動物體內逐漸累積，例如：在 2001 年澳洲政府從牛乳及相關食品中發現藻類毒素的存在 (Orr et al., 2001)；且從老鼠之致癌研究結果也顯示，微囊藻毒素可通過胎盤屏障而導致胎鼠畸形及肝腎受損，另外肝炎病毒、黃麴黴素和微囊藻毒素三者聯合作用可使老鼠肝癌發生率高達四成左右。流行病學調查也指出，微囊藻毒素能引起學齡兒童肝臟病害；而長期飲用含微囊藻毒素的飲用水，發生肝癌、腸胃道癌症的機率也會升高，原因可能是毒素能夠啟動人體內之致癌基因，同時抑制抗癌基因的作用，進而促進惡性腫瘤成長，造成癌症的發生。由此可見藻類的毒素不僅危害飲用水的安全性，也會因食用相關食品而間接受害。

不僅是台灣地區的水庫，世界各地都曾發生水源藻毒的問題，如表 4.1。1990 年加拿大檢測自來水時發現含藻毒濃度達 0.55 µg/L，美國於 1996 年 8 月至 1998 年 1 月的湖泊調查中亦顯示，八成的樣本驗出有藻毒，其中 4.3% 更驗出超過 WHO 的安全限值 (1.0 µg/L) (南區水資源局, 2006)。國內水庫最普遍分佈的藻毒是微囊藻毒，台灣地區就曾在全省一些重要水庫中檢測出微囊藻毒素的存在，以及在自來水中檢測出低濃度的微囊藻毒素 (Yen et al., 2004)。

微囊藻的數量與溫度呈正相關性，水體溫度愈高，愈有利於藻類的大量繁殖，由於台灣地區夏季炎熱高溫、日照強烈，加上水庫枯水期長，微囊藻毒素含量容易因此而明顯大幅提高。

表 2-6 曾發生藍綠藻華事件之國家 (Codd et. al., 2005)

歐 洲	美 洲	亞 洲	大洋洲	非 洲	海 洋	南極洲
捷克、丹麥、芬蘭、德國、希臘、匈牙利、義大利、愛爾蘭、挪威、比利時、葡萄牙、波蘭、荷蘭、西班牙、英國、俄羅斯、瑞士、烏克蘭、瑞典等國家	美國、墨西哥、加拿大、阿根廷、巴西、智利、委內瑞拉等國家	台灣、中國、菲律賓、日本、韓國、泰國、越南、馬來西亞、沙烏地阿拉伯、土耳其等國家	澳洲、紐西蘭、新加坡、多尼亞等國家	埃及、衣索比亞、南非、摩洛哥、肯亞、辛巴威等國家	大西洋、印度洋、波羅的海、加勒比海	McMurdo Ice Shelf

### 第三章 國內水庫優養化問題與水質影響因子

台灣本島地區共有八十餘座大小水庫與攔河堰，而較重要且環保署現行設有監測站之供水水庫約有二十座，如圖 3.1，因阿公店水庫於 1999 至 2005 年進行疏浚清淤之水庫更新計畫，故本章不納入優養討論。另外，澎湖縣、金門縣及連江縣等離島地區也有三十五座小型水庫，如圖 3.2 ~ 3.4。這些水庫的功能相當廣泛，除了提供公共給水、工業用水、防洪、灌溉外，部分水庫還兼具體閒遊憩及發電功能。水庫水質優養化重要因子包括總磷、透明度及葉綠素-a，藻類生長亦與總磷及氮氮息息相關，一般而言，影響水庫水質最主要因子為總磷。近年來國內大部分水庫因集水區的不當開發、家庭污水與農藥肥料污染的流入及氣候因素影響，使台灣本島及離島地區之水庫時常發生藻類過度生長的優養化現象。

分析台灣本島地區重要供水水庫及離島地區水庫近幾年之水質優養化概況，顯示約有四成以上之水庫，一年中有半年時間是處於優養化狀態，這些水庫出現優養化之藻類多以藍綠細菌為主，且水庫表層水中藍綠細菌數日常達世界衛生組織（WHO）對於飲用水中藍綠細菌管理之警戒值（林財富，2007）。藍綠細菌不僅是產臭藻類，亦是產毒藻類，且水庫藍綠細菌含量多寡也可以視為水質指標之一。藍綠細菌會產毒之藻種包括微囊藻（*Microcystis sp.*）、節球藻、顫藻、魚腥藻及束絲華藻等數種藻種，這些毒素不僅導致水質惡化，也會影響水源的安全性。目前台灣水庫中的微囊藻毒素檢測值尚低於 WHO 之標準值，而且添加液氯消毒是自來水淨化的必要程序，出廠的自來水均含有 0.2 至 1.0 mg/L 的餘氯，可以去除約 40 ~ 50% 微囊藻毒素。微囊藻毒素目前尚不至於構成台灣飲水系統中的危險因子，濃度範圍還在安全標準之內。（國家衛生研究院電子報，2004）。



圖 3.1 台灣本島地區重要水庫位置圖（資料來源：環保署）

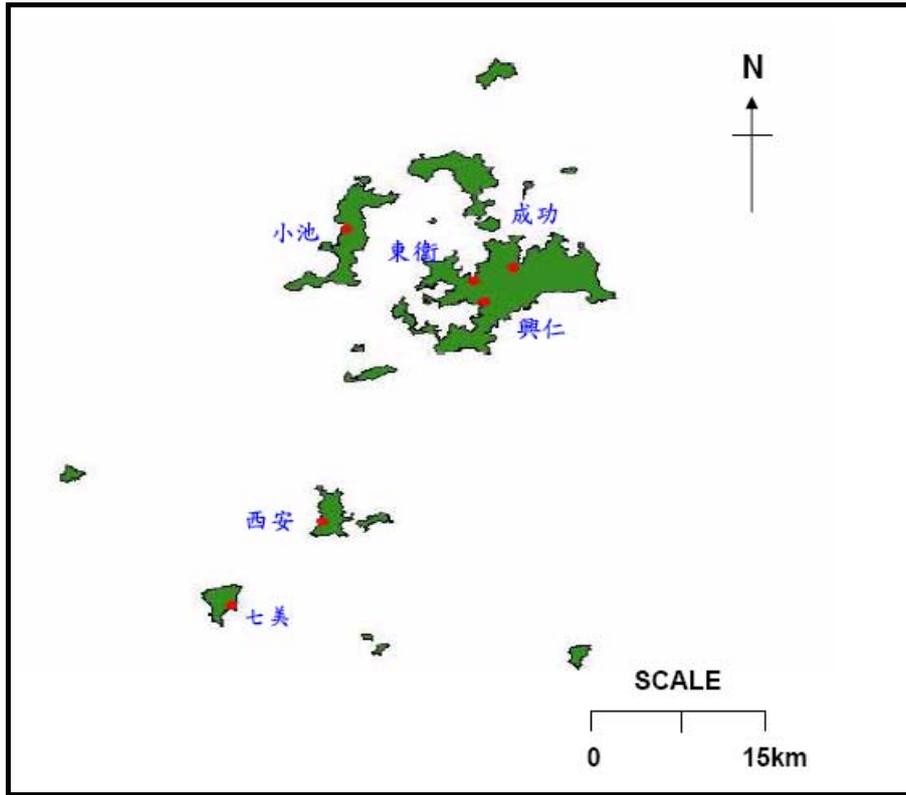


圖 3.2 澎湖縣水庫位置圖（資料來源：環保署）



圖 3.3 金門縣水庫位置圖（資料來源：環保署）

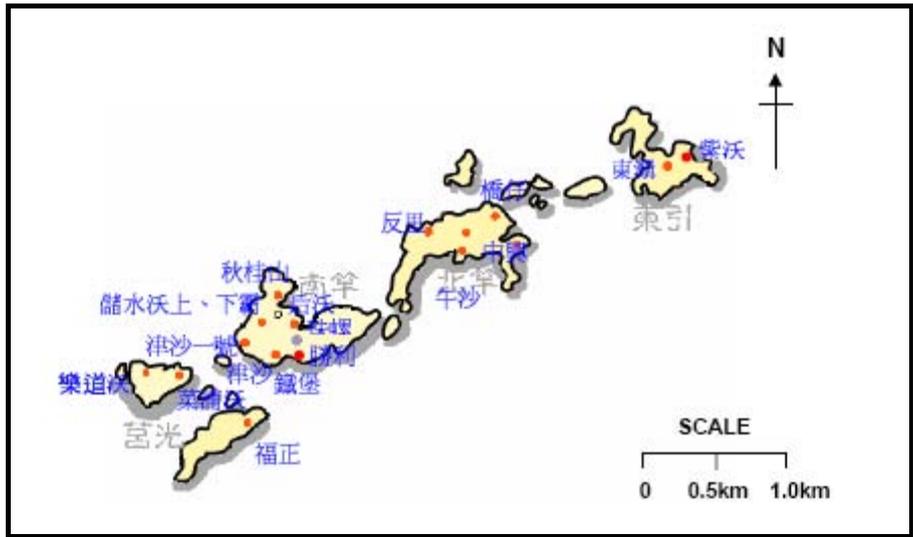


圖 3.4 連江縣水庫位置圖 (資料來源：環保署)

### 3.1 北區水庫

北部區域包括基隆市、台北市、台北縣、桃園縣、新竹市、新竹縣及宜蘭縣等七縣市，區域內重要之水庫包括新山、翡翠、石門、寶山等四座水庫，如表 3.1，這些水庫近十年來之水質優養化變化情形及優養程度分析，如表 3.2、表 3.3 及圖 3.5。

- 1、新山水庫：位於大武崙武嶺社區，係利用山脊狹谷興建而成，為了減少水源受污染情況，其原水係抽取自豐水期之基隆河水與雨季時豐沛雨水，經過水庫蓄存自淨後取水處理。新山水庫為一自來水單目標水庫，也是基隆市唯一具調節水源之水庫。
- 2、翡翠水庫：為臺灣地區第二大水庫，是目前台灣地區水質較佳之水庫，也是供應大台北地區之自來水水源之最主要標的，但前幾年來翡翠水庫因受到人為活動污染包括集水區內的茶園、果園及山坡地開發等所產生的非固定污染源的影響，水質逐年惡化而面臨優養化危機，為解決這些外部帶來的污染，水庫當局以生態工法即利用「人工溼地」和「人工浮島」過濾進入水庫的有機質，設置試驗性人工溼地（僅約 0.1 公頃），收集處理鄰近住家的生活污水及下雨時附近林地、茶園之表面逕流水，藉由植物的吸收與土壤細菌的消化作用，使污水淨化之後再流入水庫。除了人工溼地，也同時設置人工浮島設施，利用浮島上種植的水生植物及下方加掛繩狀濾材，除去水體中的營養鹽並攔阻懸浮物，以避免水體水質優養化的現象繼續惡化。
- 3、石門水庫：位於大漢溪上游，為台灣第三大水庫，具有灌溉、發電、公共給水、防洪、觀光等功能，為一多目標運用水庫。
- 4、寶山水庫：是供應新竹地區民生用水、科學園區工業用水及下游農田之重要水源。其集水區之土地利用型態以果園及一些闊葉林、竹林為主，由於果園土壤施肥、農藥噴灑，使得水質污染嚴重，近年來皆呈現優養化狀態。

表 3.1 北區主要水庫簡介

水庫名稱	水庫位置	水 源	供給地區
新山水庫	基隆市安樂區	主流：基隆河 支流：大武崙溪支流新山溪、 瑪鍊溪	基隆市 台北縣
翡翠水庫	台北縣新店市	主流：新店溪 支流：北勢溪	台北市 台北縣
石門水庫	桃園縣龍潭鄉	主流：淡水河 支流：大漢溪	桃園、台北、 新竹
寶山水庫	新竹縣寶山鄉	主流：頭前溪 支流：柴梳溪	新竹

表 3-2 北區主要水庫水質優養變化情況

年度 水庫別	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
新山水庫	46.2	—	45.0	43.4	48.8	45.7	50.9	45.8	45.5	40.2
翡翠水庫	44.7	44.6	45.2	39.2	48.0	45.2	42.8	35.3	38.2	42.0
石門水庫	49.3	50.3	42.0	43.4	49.4	50.0	47.5	52.2	48.4	51.6
寶山水庫	50.2	54.8	49.3	50.2	54.0	48.0	50.2	53.6	51.4	52.6

說明：1. 優養指數 (TSI, Trophic State Index) 係總磷、葉綠素-a 及透明度三項測值依卡爾森 (Carlson) 優養指數法計算。  
2. 「—」表示水庫未執行監測工作。

資料來源：環境水質監測年報 (行政院環境保護署, 2005)

表 3.3 北區主要水庫水質優養指數分佈

年 度	貧 養		普 養		優 養	
	水庫數	百分比	水庫數	百分比	水庫數	百分比
1997	0	0	3	75	1	25
1998	0	0	1	33	2	67
1999	0	0	4	100	0	0
2000	1	25	2	50	1	25

2001	0	0	3	75	1	25
2002	0	0	3	75	1	25
2003	0	0	2	50	2	50
2004	1	25	1	25	2	50
2005	1	25	2	50	1	25
2006	0	0	2	50	2	50

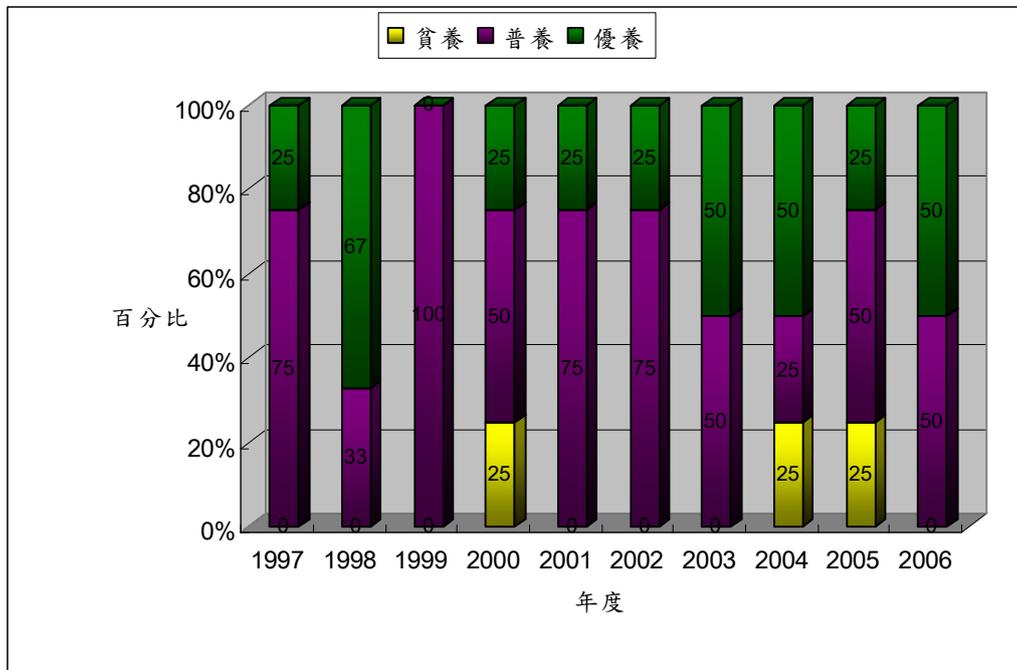


圖 3.5 台灣本島北區主要水庫水質優養程度分析圖

### 3.2 中區水庫

中部區域包括苗栗縣、台中縣、台中市、南投縣、彰化縣及雲林縣等六縣市，區域內之重要水庫有霧社、日月潭、永和山、明德、德基、鯉魚潭等六座水庫，如表 3.4，這些水庫近十年來之水質優養化變化情形及優養程度分析，如表 3.5、表 3.6 及圖 3.6。

- 1、霧社水庫：以發電為主要目標，並與日月潭水庫串聯運用，增加日月潭各廠之枯水流量及用水量。其集水區之土地利用主要為針葉林及闊葉林，少數地區為果園及草生地，人為性之污染源較少。
- 2、日月潭水庫：位於南投縣魚池鄉與水里鄉之間，是一座多目標用途之水庫，主要用於發電，其集水區土地型態相當多樣，包括竹林、闊葉林、果園、茶園、檳榔園及高爾夫球場等都在其中，但以闊葉林面積最大。日月潭猶如一座活水庫，水庫之水源每日透過台電抽蓄發電循環使用，除了本身之蓄水外，更引霧社水庫之蓄水以供發電。不僅可改善日月潭潭水溫度成層之現象，增加水中溶氧及提高水體透明度，並且可抑制水中藻類之生長，使藻類不易繁殖，對日月潭水質具有正面之影響。
- 3、永和山水庫：主要提供新竹、苗栗地區之民生及工業用水，屬典型的離槽水庫，其有減少砂石淤積與維護水質潔淨等優點。由於水庫集水區內有一些農牧事業等人為活動且水土保持措施不夠徹底，使泥沙、污染物質隨表面沖蝕流入水庫，使水質受到污染，但近年來水質已有好轉之趨勢。
- 4、明德水庫：主要供應苗栗地區農業、工業用水及部分民生用水，本水庫為一在槽水庫，其集水區上游多屬山區及丘陵地，農業較為發達，故部分農藥、肥料等污染沖刷進入水庫，造成水質一直處於優養化邊緣。
- 5、德基水庫：過去由於上游集水區大規模種植果樹及蔬菜，農民大量使用有機肥料，每當雨後地表逕流將土壤中殘餘的農藥、肥料及泥砂大量的沖入溪流，最後進入水庫，由於氮、磷的迅速增加，因此使多甲藻、矽藻和綠藻等藻類大量繁殖，造成水面呈紅褐色或暗黑色，且帶有異臭味，因而被稱為「醬油湖」。但近年度針對集水區的非點源污染及內部分支流加強整治，使水庫水質有逐漸好轉之趨勢。
- 6、鯉魚潭水庫：係一離槽水庫，為中部最大之人工湖，主要標的為供應大台中地區與濱海地區之公共給水、工業用水及下游地區之農業用水並兼具發電功能。水庫上游集水區為水果主要產地，區內土地利用以果園為主，農地之肥料及農藥隨著逕流沖蝕之表土進入水庫，其他污染源還有來自垂釣

活動所殘留的魚餌，使水庫水質呈現優養狀態。

表 3.4 中區主要水庫簡介

水庫名稱	水庫位置	水 源	供給地區
霧社水庫	南投縣仁愛鄉	主流：濁水溪 支流：霧社溪	主要用來發電
日月潭水庫	南投縣魚池鄉	主流：濁水溪	主要用來發電
永和山水庫	苗栗縣三灣鄉	主流：中港溪 支流：北坑溝	苗栗、新竹
明德水庫	苗栗縣頭屋鄉	後龍溪老田寮支流	苗栗縣
德基水庫	台中縣和平鄉	主流：大甲溪 支流：志樂溪、必坦溪。	主要用來發電
鯉魚潭水庫	苗栗縣大湖鄉	主流：大安溪 支流：景山溪	台中縣市 苗栗縣

表 3.5 中區主要水庫水質優養化程度

年度 水庫別	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
霧社水庫	50.9	46.2	42.8	41.7	45.9	47.2	49.2	36.9	40.3	40.3
日月潭水庫	42.5	47.1	43.0	37.2	44.9	40.1	34.1	33.9	39.4	31.7
永和山水庫	51.7	54.7	47.6	45.9	47.3	54.7	52.1	47.1	46.0	45.1
明德水庫	52.2	52.3	48.0	51.0	51.9	50.7	54.2	48.6	50.8	49.1
德基水庫	54.8	59.5	38.8	37.0	45.9	42.3	37.0	40.7	46.2	41.2
鯉魚潭水庫	54.3	54.0	51.1	57.2	50.2	48.0	49.6	46.2	51.0	50.6
說明：1.優養指數（TSI, Trophic State Index）係總磷、葉綠素-a及透明度三項測值依卡爾森（Carlson）優養指數法計算。										

資料來源：環境水質監測年報（行政院環境保護署，2005）

表 3.6 中區主要水庫水質優養指數分佈

年 度	貧 養		普 養		優 養	
	水庫數	百分比	水庫數	百分比	水庫數	百分比
1997	0	0	1	17	5	83
1998	0	0	2	33	4	67
1999	1	17	4	66	1	17
2000	2	33	2	34	2	33
2001	0	0	4	67	2	33
2002	0	0	4	67	2	33
2003	2	33	2	34	2	33
2004	2	33	4	67	0	0
2005	1	17	3	50	2	33
2006	1	17	4	66	1	17

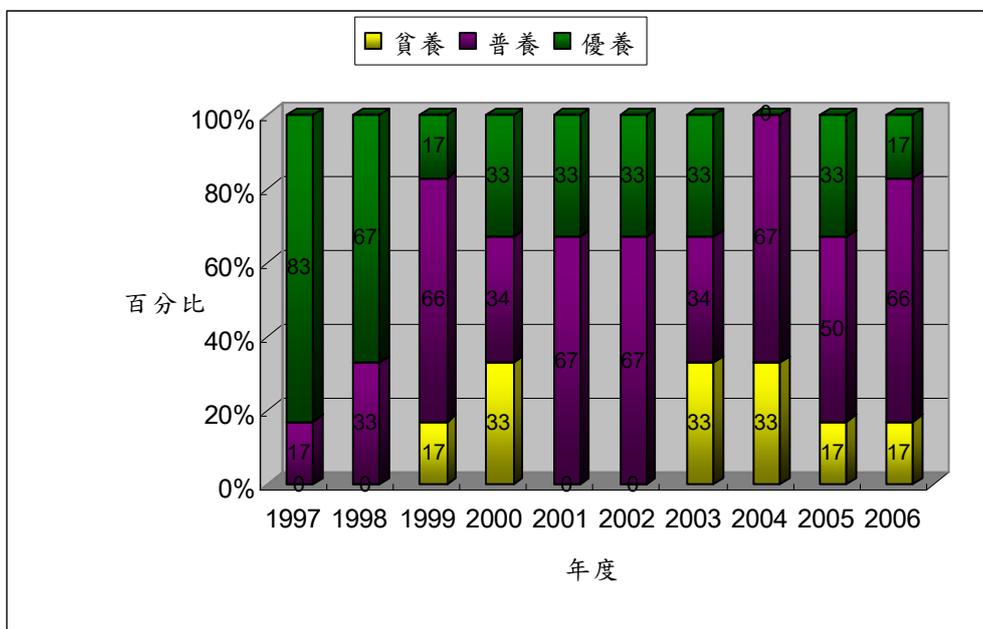


圖 3.6 台灣本島中區主要水庫水質優養程度分析圖

### 3.3 南區水庫

南部區域包括嘉義縣、嘉義市、台南縣、台南市、高雄縣、高雄市及屏東縣等七縣市，區域內重要之水庫有南化、白河、澄清湖、曾文、鳳山、烏山頭、牡丹、蘭潭、仁義潭、鏡面等十座水庫，如表 3.7，這些水庫近十年來之水質優養化變化情形及優養程度分析，如表 3.8、表 3.9 及圖 3.7。

- 1、蘭潭水庫：為一公共給水之單目標離槽水庫，引取八掌溪豐水期溪水至仁義潭水庫再輸水至蘭潭水庫，故蘭潭水庫集水區污染源很大部分是來自集水區外部。蘭潭水庫集水區外部之污染源主要為八掌溪沿岸工業和市鎮污水，因導水路流經市鎮和附近山坡地，部分社區污水、山坡地開發泥砂沖蝕將污染物流入導水路而帶進仁義潭水庫，再流入蘭潭水庫，而蘭潭水庫集水區內垂釣行為、果園農藥及肥料之過度使用也對水質造成污染。
- 2、曾文水庫：為台灣地區第一大水庫，其功能為灌溉、發電、給水及防洪等多目標營運，並與烏山頭水庫串聯運用。由於上游集水區遍佈檳榔、高山茶及山葵等農田，再加上水庫周邊的釣魚等人為活動日漸增加，對水庫營養鹽注入量也與日俱增，使水質逐漸惡化。
- 3、仁義潭水庫：為一離槽水庫，是嘉義、民雄地區公共給水及工業用水的主要來源，並與蘭潭水庫串聯運用，具有調節蘭潭水庫貯水量的功能。仁義潭水庫主要污染源是集水區之社區開發污水流入及上游集水區之肥料污染，使水質一直處於優養化狀態。
- 4、鏡面水庫：位於菜寮溪上游之小型水庫，原為供應偏遠地區之民生用水，但在南化水庫完工供水後，本水庫重要性已逐漸被蓄水量更大的南化水庫所取代，而扮演輔助水源之角色。本水庫最主要的污染源是來自水庫內部的營養鹽，所以 2006 年曾進行水庫疏浚，挖除淤積的泥沙。
- 5、牡丹水庫：係集取四重溪上游之支流—汝仍溪與牡丹河流域之水量而成，屬一提供公共給水及灌溉功能之多目標水庫，亦是屏東地區之最大水庫。水庫水質不佳之原因除了上游果園、蔬菜施肥的污染外，最主要是來自上游山坡地及產業道路開闢所引起之崩坍沖刷流進水庫之大量含磷泥砂所形之污染源影響最大。
- 6、南化水庫：為單一標的之水庫，主要供給嘉義、台南及高雄等地區民生

用水，由於集水區內人為開發程度不大，也無工廠設置，其主要污染源為來自上游集水區農地施肥、農藥等非點源之污染。

7、澄清湖水庫：具有提供工業、民生用水及觀光遊憩等功能，水源引自高屏溪地下伏流水，由於高屏溪受居民工業、畜牧、垃圾廢水及家庭污水任意排放嚴重污染，農民溪床爭地及採砂業者的破壞，且加上水庫位於市區，被住宅區圍繞並開放為風景區，湖畔並有環湖道路，人為污染物很容易進入水體，水質改善相當困難。

8、鳳山水庫：是一座屬於單目標自來水調配水量的離槽水庫，主要功能是負責供應林園、大發、臨海等工業區及中鋼、中船等用戶之工業用水，另外亦供應部分民生用水。水源是取自高屏溪及東港溪，東港溪的污染源和高屏溪類似，但污染程度比高屏溪更嚴重，因養豬戶大量排放未經處理的豬糞尿廢水進入東港溪，致大量硝酸鹽進入水庫，對水庫水質帶來嚴重污染，使其優養化程度一直都是台灣地區最為嚴重的水庫，鳳山水庫計畫目標雖為公共給水及工業用水，但由於水庫水質不佳，目前只供給工業用水。

表 3.7 南區主要水庫簡介

水庫名稱	水庫位置	水 源	供給地區
蘭潭水庫	嘉義市東區	主流：八掌溪	嘉義
曾文水庫	嘉義縣大埔鄉	主流：曾文溪	台南、嘉義
仁義潭水庫	嘉義縣番路鄉	主流：八掌溪 支流：無名溪	嘉義
白河水庫	台南縣白河鎮	主流：白水溪 支流：內坑、外坑、竹坑、 兩坑	白河
烏山頭水庫	台南縣官田鄉	主流：曾文溪 支流：官田溪	台南、嘉義
鏡面水庫	台南縣南化鄉	主流：曾文溪 支流：菜寮溪	台南

牡丹水庫	屏東縣牡丹鄉	主流：四重溪 支流：汝仍溪、牡丹溪	屏東
南化水庫	台南縣南化鄉	主流：曾文溪 支流：後掘溪	台南、高雄
澄清湖水庫	高雄縣烏松鄉	主流：高屏溪	高雄
鳳山水庫	高雄縣林園鄉	主流：高屏溪、東港溪	高雄

表 3.8 南區主要水庫水質優養變化情況

年度 水庫別	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
蘭潭水庫	57.4	—	53.9	51.8	51.4	49.5	52.8	52.0	48.9	49.3
曾文水庫	51.6	50.3	44.5	44.8	46.9	47.8	48.1	50.1	48.5	48.4
仁義潭水庫	55.6	57.8	50.6	52.6	55.6	54.0	53.2	52.0	49.1	48.6
白河水庫	55.2	56.0	53.6	52.4	57.9	54.0	55.0	52.4	49.6	52.3
烏山頭水庫	47.6	47.2	43.0	42.8	47.6	47.3	45.1	48.4	45.3	44.4
鏡面水庫	60.0	51.6	55.2	50.3	57.6	54.8	51.7	55.8	53.1	53.7
牡丹水庫	—	—	48.3	48.5	49.8	47.7	52.1	49.6	48.4	48.1
南化水庫	53.7	51.5	44.1	45.7	52.3	47.8	44.1	44.5	48.7	50.3
澄清湖水庫	74.6	69.4	66.6	66.7	67.7	61.3	59.7	51.5	56.7	55.6
鳳山水庫	75.5	78.3	74.7	74.3	80.5	73.8	75.7	73.8	72.4	73.1

說明：1. 優養指數 (TSI, Trophic State Index) 係總磷、葉綠素-a 及透明度三項測值依卡爾森 (Carlson) 優養指數法計算。  
2. 「—」表示水庫因執行疏濬等整治工程而未執行監測工作。

資料來源：環境水質監測年報 (行政院環境保護署, 2005)

表 3.9 南區主要水庫水質優養指數分佈

年度	貧 養		普 養		優 養	
	水庫數	百分比	水庫數	百分比	水庫數	百分比
1997	0	0	1	11	8	89

1998	0	0	1	13	7	87
1999	0	0	4	40	6	60
2000	0	0	4	40	6	60
2001	0	0	3	30	7	70
2002	0	0	5	50	5	50
2003	0	0	3	30	7	70
2004	0	0	3	30	7	70
2005	0	0	7	70	3	30
2006	0	0	5	50	5	50

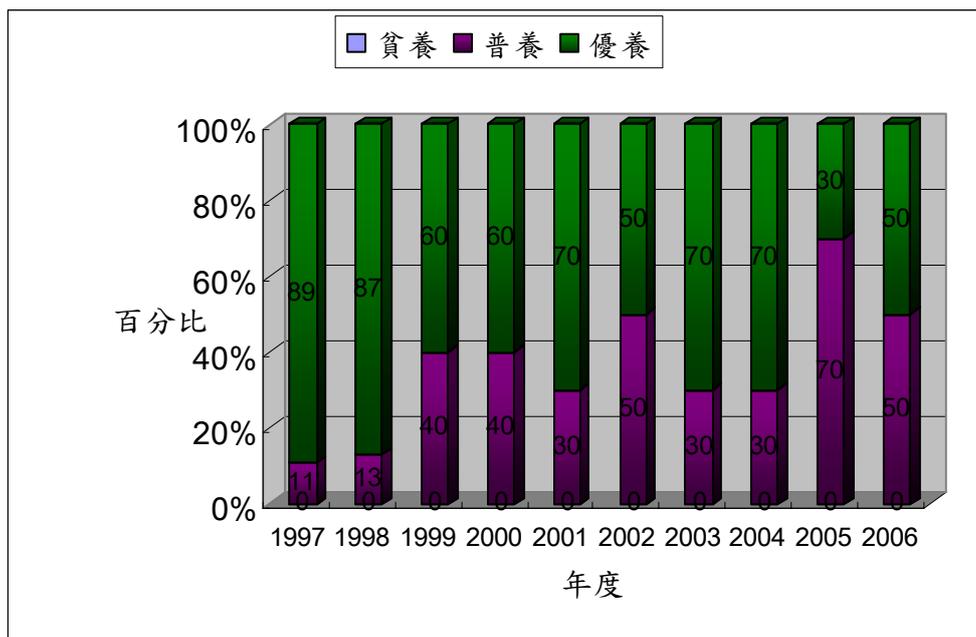


圖 3.7 台灣本島南區主要水庫水質優養程度分析圖

綜合台灣北、中、南三區水庫水質優養化趨勢變化情形，將其統合整理如表 3.10、圖 3.8 至圖 3.10 及表 3.11。

表 3.10 台灣本島主要水庫水質優養指數分佈彙整表

年 度	貧 養		普 養		優 養	
	水庫數	百分比	水庫數	百分比	水庫數	百分比
1997	0	0	5	26	14	74
1998	0	0	4	24	13	76
1999	1	5	12	60	7	35
2000	3	15	8	40	9	45
2001	0	0	10	50	10	50
2002	0	0	12	60	8	40
2003	2	10	7	35	11	55
2004	3	15	8	40	9	45
2005	2	10	12	60	6	30
2006	1	5	11	55	8	40
累計百分比	6%		45%		49%	

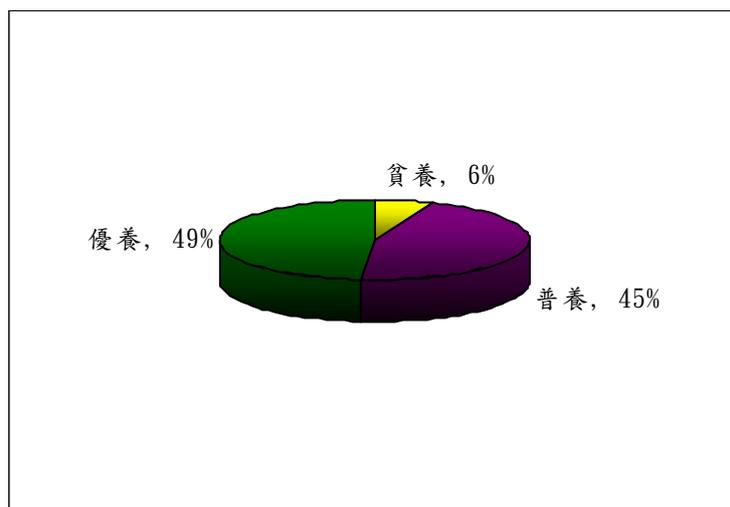


圖 3.8 台灣本島近 10 年主要水庫水質平均優養程度

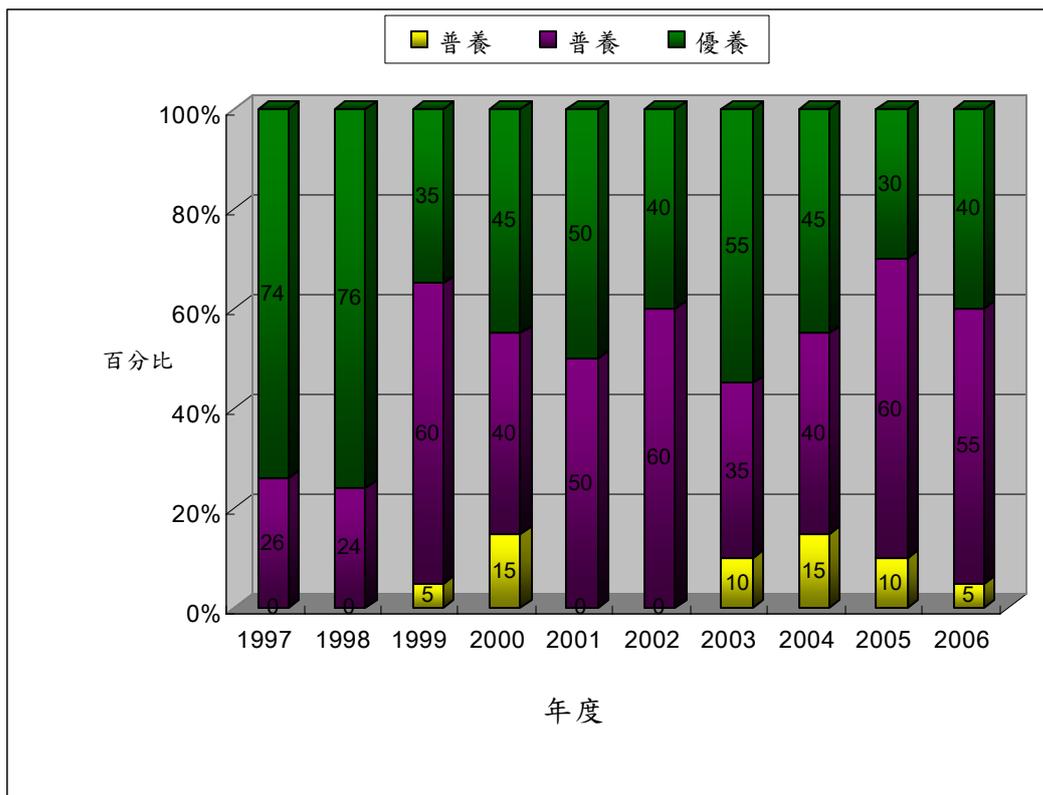


圖 3.9 台灣本島主要水庫水質營養狀態

由圖 3.9 可知：

- 1、比較近十年台灣本島水庫優養化程度，以 1997 年及 1998 年度最為嚴重，超過七成水庫呈現優養化；而 2001 年及 2003 年也超過五成水庫呈現優養化，在 2005 年水庫水質優養程度比率為近幾年最低。
- 2、近幾年台灣地區受旱象影響造成水庫水位普遍下降，同時引起懸浮固體物升高，使得透明度降低而影響水質變差，尤其 2003 年全台因旱象而休耕，優養化程度之水庫數百分比為近五年最高。

表 3.11 台灣本島主要水庫優養數各區分佈百分比

年 度	全 台 重要水 庫優養 數目	南 區		中 區		北 區	
		優養數	百分比	優養數	百分比	優養數	百分比
1997	14	8	57	5	36	1	7
1998	13	7	54	4	31	2	15
1999	7	6	86	1	14	0	0
2000	9	6	67	2	22	1	11
2001	10	7	70	2	20	1	10
2002	8	5	63	2	25	1	13
2003	11	7	64	2	18	2	18
2004	9	7	78	0	0	2	22
2005	6	3	50	2	33	1	17
2006	8	5	63	1	13	2	25

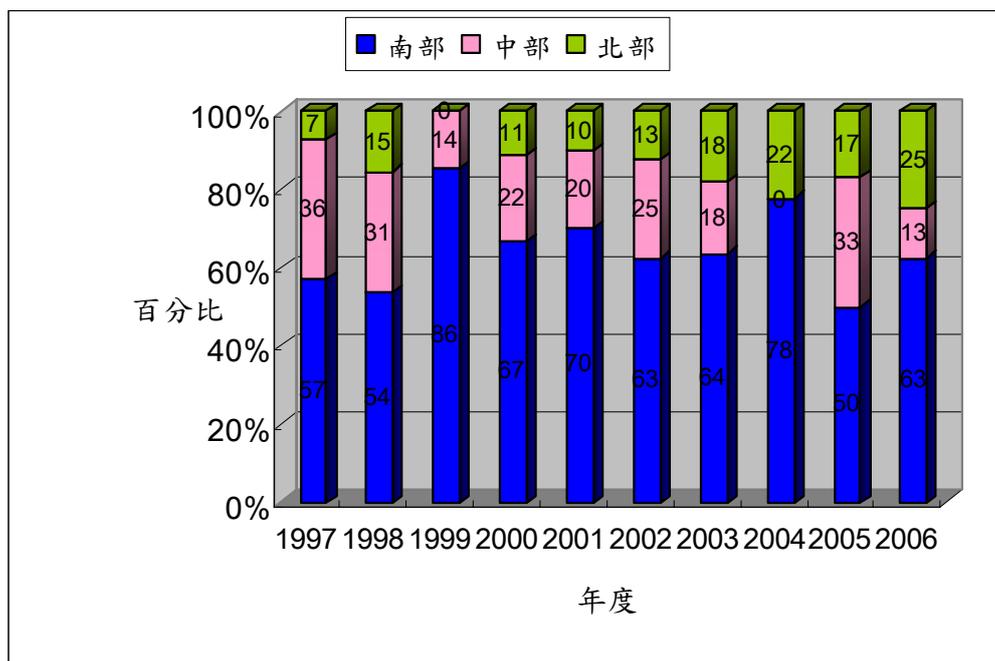


圖 3.10 台灣本島主要水庫北、中、南三區優養化水庫數目百分比

由圖 3.10 可知：

近十年國內優養化水庫數目南部至少都佔一半以上，其中 1999 年甚至將近九成比例優養化水庫出現在南部，而北部並未出優養情形嚴重之水庫。

### 3.4 離島水庫

離島地區不僅缺水，也缺乏大型蓄水水庫，由於水庫與社區緊鄰，許多水庫集水區未能有效管理，周遭受到家庭污水等污染源之污染，造成水質狀況一直不佳。這些水庫之水質優養化變化情形及優養程度分析，如表 3.11 及表 3.12。

表 3.12 離島地區 23 座水庫卡爾森指數之比較

水庫名稱	水庫位置	2003	2004	2005	2006
東衛水庫	澎湖縣	66.6	56.0	55.8	62.8
興仁水庫	澎湖縣	60.5	52.9	53.5	53.7
成功水庫	澎湖縣	56.7	52.7	51.0	56.1
小池水庫	澎湖縣	60.3	55.6	51.4	54.9
七美水庫	澎湖縣	58.5	60.5	61.9	62.1
西安水庫	澎湖縣	53.4	49.8	44.8	48.0
山西水庫	金門縣	57.0	64.8	60.3	53.4
田浦水庫	金門縣	64.4	66.1	67.8	65.7
金沙水庫	金門縣	66.6	74.7	69.6	65.5
榮湖水庫	金門縣	65.5	76.4	65.6	64.7
陽明水庫	金門縣	64.3	68.0	67.3	62.1
太湖水庫	金門縣	67.7	73.8	70.7	70.7
擎天水庫	金門縣	-	62.5	60.0	58.4
瓊林水庫	金門縣	72.3	78.1	68.0	61.6
蓮湖水庫	金門縣	63.7	68.6	62.2	58.4
菱湖水庫	金門縣	55.6	64.0	61.3	57.5
西湖水庫	金門縣	75.6	70.7	64.3	70.9
后沃水庫	連江縣	-	-	55.0	61.3
勝利水庫	連江縣	57.2	57.8	63.3	63.1

津沙水庫	連江縣	63.5	58.1	61.9	67.3
儲水沃水庫	連江縣	62.6	54.2	56.3	62.5
秋桂山水庫	連江縣	56.5	57.0	56.9	59.2
珠螺水庫	連江縣	60.1	65.9	57.3	63.4

說明：1.優養指數（TSI, Trophic State Index）係總磷、葉綠素-a 及透明度三項測值依卡爾森（Carlson）優養指數法計算。  
2.「—」表示水庫因工程施工未執行監測工作。

表 3.13 離島地區水庫近四年水質優養指數分佈百分比

年 度	貧 養		普 養		優 養	
	水庫數	百分比	水庫數	百分比	水庫數	百分比
2003	0	0	0	0	21	100
2004	0	0	1	5	21	95
2005	0	0	1	4	22	96
2006	0	0	1	4	22	96

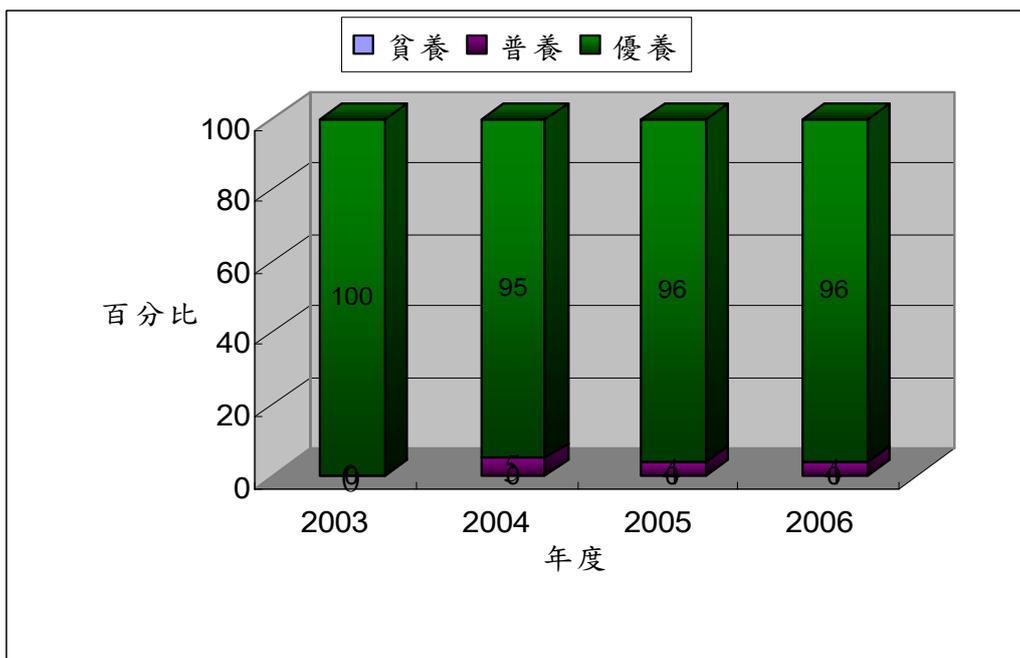


圖 3.11 離島地區水庫水質優養程度分析

由圖 3.11 可知：

由離島 23 座水庫所顯示之卡爾森優養指數可知，幾乎所有水庫皆呈現優養狀態，水質污染相當嚴重。

## 第四章 水庫優養化防治策略

由於台灣地區大部分水庫集水區之林地都受到農業的過度開發，如栽植果樹、檳榔、茶樹及高山蔬菜等農作物，過度的使用化學肥料及農藥，已使得各個主要水庫都呈現程度不一的優氧化現象。而且林地被過度開墾成農地的結果，亦造成各水庫的泥砂淤積問題日益嚴重。此外，集水區內社區部落之開發，也導致水庫水質更加惡化。水庫是台灣地區飲用水最主要之來源，因此水質優養化問題日漸顯示出其嚴重性，水庫與河川不同之處是這些污染物、營養鹽及泥沙等會累積在水庫中，不易隨水體排除，甚至當外部的污染負荷停止後，水庫內部循環所造成之回饋負荷，仍會引發水質持續之優養問題。

水庫水質優養防治策略可由幾方面考慮，包括水庫集水區外部營養鹽負荷量削減、水庫內部營養鹽負荷量控制、水庫內抑制藻類生長及底部供氧曝氣等措施。

### 4.1 水庫集水區外部營養鹽負荷量削減

台灣地區的水庫大部分位於山區，水庫水質中之營養鹽主要來自非點源污染，除了林地外，農地施肥及農藥是氮、磷污染之最主要來源。在點源污染部分，污染負荷視不同集水區的實際情況而有差異，一般而言水源水質保護區內生活污水、遊憩污水及垂釣污染是主要之營養鹽來源，不過點源污染量較小，且比較容易著手進行控制。垂釣污染可利用取締及管制方法削減產生量；生活污水及遊憩污水可利用收集處理或人工濕地等自然淨化方式處理，而點源污染及非點源污染之控制方法如下：

#### (一) 點源污染控制

##### 1. 建設污水下水道

直接杜絕集水區人為所產生之污染源進入水體，是控制優養化之治本方法。建設污水下水道系統將家庭、社區、工業區及畜牧等廢水污染源收集，送至污水處理廠處理後，經由排放管在一定之地點進入

承受水體，如海洋放流或排放於水庫下游水體，將可有效減少流入水庫之污染物，亦能降低水體之污染負荷。

## 2. 污水截流

在集水區內污染嚴重之排放溝渠，利用設置截流站將污水導引至污水處理廠或處理設施，污水經處理後再海洋放或是排放於水庫下游水體。此方式可直接防止污染物進入水體，達到減少污染物之效果。

## 3. 人工濕地 (Constructed Wetland)

在集水區內，若人口居住集中但群落較為分散或在污水處理設施及下水道系統尚未普及之地區，可藉由人工濕地協助解決部分生活污水水質問題，將有助於河川、水庫水質之改善。人工濕地係以工程方式構築池塘或溝渠，內部經常保持濕潤或淺層積水，濕地底部可為不透水土壤層或其他介質 20~30 公分，供所種植之水生植物著根，再導入廢污水進行處理之自然淨化技術。在一個種植水生植物之濕地環境中，水中之有機或無機固體可藉由植物體的過濾、固體的沉降及由附著在地下莖及根部區的微生物進行生物分解等機制而被除去，達到水質淨化之目的。污水中所含的氮可分成有機氮及無機氮兩種形式，其中無機氮可藉由硝化-脫硝作用、植物吸收作用及離子交換作用而自污水中去除；有機氮經過生物作用，可形成底泥中腐植質、水解成氨基酸，再進一步分解成無機氮。磷在濕地土壤中主要是以溶解性和不溶解性的有機及無機物型式存在。其中可溶性的無機磷是濕地中藻類與植物生長所需的營養物質，因此對植物的生長有很大的影響。濕地中磷的去除機制主要是靠化學沉澱、吸附作用、植物吸收及微生物代謝作用而達到去除目的。另外，人工濕地運用於暴雨逕流及非點源污染控制亦有許多成功案例。

## 4. 法令規範或經濟誘因手段

對於集水區中之工廠、畜牧場等污染源，可利用法令規範或經濟誘因，促使其減少污染排放或遷離集水區。

### (二) 非點源污染之控制

水庫受非點源污染之衝擊，一般而言比河川要嚴重，因為水庫體積大，流速低，對污染物之攜帶傳輸非常慢。集水區非點源污染可藉

由集水區治理與保育及以最佳管理作業(BMPs, Best Management Practices)措施進行控制。

#### 1. 執行集水區治理及保育

造成水庫水質優養化之三大因素：(1)坡地造林未做水土保持處理；(2)高山農業擴增；(3)高山道路的闢建。「土壤沖蝕」是一些高山水庫最主要的營養來源之一，水庫上游若水土保持不佳，雨水就會將沙礫、土石帶進水庫，隨著歲月增長，不只水庫蓄水量降低，淤泥也會造成水庫優養化，因此須加強山坡地之管理，做好「水土保持」以增進水土資源之涵養，延長水庫壽命。

#### 2. 最佳管理作業(BMPs)

BMPs 是指採取最經濟且有效之去除、削減、防止或控制非點源污染之技術方法，可分成非結構性方法與結構性方法，前者如減少施肥量、農藥使用管制及山坡地茶園以梯田方式平台等高種植都是減少土壤及肥料流失相當有效的方法；後者如濕地、入滲溝、滯留池、草溝排水路之植生綠帶設置等。結構性 BMPs 去除能力比較彙整如表

4.1。結構性 BMPs 可分成源頭控制(source control)與逕流處理(run-off treatment)兩類。源頭控制指的是在可能發生非點源污染的地區實施各種污染防治措施，因非點源污染通常是全面性產生，這些措施必需在集水區全面實施，其主要內容為集水區管理以及污染行為的管制。逕流處理指的是以硬體的結構物將逕流加以處理，其基本原理是利用管理作業或結構體達成降低流速、減少沖刷、增加入滲以及利用植生控制等方式減少非點源污染量。但因台灣地區水庫多位於山區，地形坡度大，結構性之 BMPs 如草溝、植物緩衝帶、滯留池等方法不易推行是其缺點。

表 4.1 結構性 BMPs 去除能力比較

BMPs	污 染 物 種 類					
	總固 體物	總磷	總氮	生化 需氧量	重金屬	微生物
入滲溝	40-60%	40-65%	20-60%	40-60%	60-80%	40-60%
草溝	60-80%	20-45%	20-40%	20-40%	0-20%	20-40%
植物緩衝帶	60-80	0-20%	0-20%	0-20%	20-40%	0-20%
透水性鋪面	0-20%	60-80%	40-60%	60-80%	40-60%	20-40%
入滲設施	40-60%	40-60%	20-40%	40-60%	60-80%	40-60%
植物性渠道	20-40%	20-40%	0-20%	20-40%	0-20%	20-40%
入流口控制	20-40%	0-20%	0-20%	20-40%	0-20%	0-20%
濕式滯留池	60-100%	40-60%	40-60%	40-60%	60-80%	40-100%
乾式滯留池	40-60%	--	20-40%	--	--	--
人工濕地	60-80%	20-60%	20-60%	20-60%	60-80%	40-100%
街道清洗	20-60%	0-20%	0-20%	0-20%	0-20%	0-20%

資料來源：Lawsence et al., 2000;楊州斌, 2005

### (1) 源頭控制

研擬適合之 BMPs 方案時，通常以考慮源頭控制為優先，因為源頭控制花費通常較低，且做得好甚至可達到 100% 的污染防治效果。由於集水區的人為營養鹽最主要來自農藥肥料，在氮的部分，有鑑於化學肥料的移動力大、容易流失特性，應加強推廣有機肥料的使用，將集水區中產生之農牧業廢棄物，處理後回歸集水區使用；在磷的部分，造成過量施肥的原因通常為複合肥料的使用及無效的施肥，植體內含磷量不高，使用複合肥料平衡植體三要素需求時往往造成磷的過量，再者，磷肥與土壤的結合力強，植物是否能有效吸收與施肥部位有密切的關係，因此單質肥料的使用及有效施肥的推廣，可有效降低磷肥的浪費。

### (2) 逕流處理

由於水庫集水區內地形坡度較大，提高了結構性 BMPs 設置之困難度，因此現今生態工法大多利用農地下游或水庫周遭較為平緩的濱水區進行逕流之處理，亦即藉著緩衝性之生態系統以減緩負荷，例如緩衝帶(buffer strips)、緩衝區(buffer zone)、天然及人工濕地(wetland)、灌木樹籬(hedgerows)及遮蔽帶(shelterbelts)等(Kuusemets and Mander, 1999)。就營養鹽而言，在氮的部分，流達濱水區的氮以硝酸鹽為主，主要去除機制為植物攝取及脫硝作用，其中植物攝取的營養鹽儲存於植體內是減緩負荷而非移除的方法，脫硝作用移除硝酸鹽產生  $N_2O$ 、 $N_2$  逸散於大氣是去除氮的根本方法；在磷的部分，流達濱水區的總磷主要去除機制為植物攝取無機性的磷酸鹽或吸附於土壤而沈降，因為磷與土壤的吸附力大，伴隨被沖刷之土壤而流出的磷佔大部分，故利用水土保持方法減少泥沙沖刷、降低流速或增加入滲就可減低總磷之輸出量。

去除水庫集水區內之營養鹽以改善水庫優養化現象，應先統計水庫水質資料以瞭解藻類生長之限制因子，並調查集水區內之營養來源，再由其源頭或逕流選擇適當之處理方式。

## 4.2 水庫內部營養鹽負荷量控制

### (一) 底泥穩定化

底泥磷所造成的內部負荷是相當重要的因素之一，尤其是沉積量大且水淺之水庫，甚至是最重要之磷來源。在水中施用鋁鹽，使其生成之氫氧化鋁膠羽沉降覆蓋於底泥表面，形成如毯子般的阻絕層，可以有效阻止磷的釋出，此法相當有效且常被採用，甚至下層水是處於缺氧(anoxia)的狀態也可應用。將底泥氧化，使其生成之鐵離子與磷酸形成穩定之化合物也屬此法。

### (二) 隔絕底泥

以不透水材料，例如聚乙烯膜、聚丙烯膜、玻璃纖維幕、生灰、碎磚瓦、粗麻布或黏土，覆蓋底泥可以阻絕營養鹽進入水體。此方法之限制是成本高，且僅是治標而非治本之道。應用此方法之例子很少，較常用在控制大型水生植物。

### (三) 抽排底層水

利用虹吸、抽水或選擇適當之取水口，將底層富含營養或缺氧的水抽除，可以有效加速營養鹽之排除、降低表層水中之磷濃度及改善水庫底層溶氧狀況。底層水抽排是將一般在上層的取水口盡量移到最底部，如此便可將營養高之底層水排除，降低磷擴散至水體上層的數量；同時也可以縮短底層水的停留時間，減少溶氧的消耗。抽除底層水還可避免有分層現象的水庫因底部厭氧而釋放出磷、有毒金屬、氨及硫化氫。因此，此方法有排除磷及抑制磷釋出的雙重效益。

### (四) 底泥移除

底泥移除不僅可減少水中內部營養鹽之來源，也有助於提升水庫之蓄水量，甚至移除有毒之底泥，減少內部循環，且水庫的淤泥是來自山坡地所沖刷之大量有機物質，其中含營養鹽份相當肥沃，可運用淤沙再利用之技術，將其製成磁磚或充當有機肥料。

### (五) 人工浮島(Artificial floating island)

人工浮島為一漂浮在水面且可栽植水生植物之人工浮體結構，搭設在水庫庫區之上游或沿岸，植物最好選擇根系旺盛、具浮水能力之

出水性水生植物，如蘆葦。藉其根系吸取水中植物所需之氮、磷等對水質有害之營養鹽，並定期採收浮島上之植物。這類利用植物水耕自然淨化方式，將有助於水庫營養鹽之去除。

#### 4.3 水庫內抑制藻類生長

藻類的去除是當前國內外優養化水庫相當棘手的問題。綜合國內外相關學者之研究，就水庫水體之抑制藻類方法有下述方法：

##### (一) 生物控制法

此法是利用食物鏈的原理來抑制藻類之生長，即在水庫內放養一些藻食性之魚類（如鱧魚、草魚）、貝類及其他小型節肢動物（如蝦類）來捕食浮游性植物，只要定期捕撈這些投放之抑制性生物，便可間接去除水中之營養鹽，達到抑制藻類生長、淨化水質之效果。生物控制法是一種最自然但也最不易掌控的方法，雖然投資成本不高且理論簡單，但由於對生態系統所知仍有限，故此法之不確定性很高，且水域生態系統在人為強烈干擾下，可能造成系統不穩定，甚至難以控制，這些不屬於當地自然種群之外來生物可能留下長期隱患。因此，採用生物控制時必須考量所帶來的可能不利生態後果。

##### (二) 以水生植物抑制藻類

在水中種植布袋蓮，利用其遮斷藻類生長所需之光源及吸收水中之營養鹽，使得藻類不易繁殖生長。布袋蓮具有相當高的繁殖生長與適應能力，不僅可吸附水中之重金屬、氮及磷，且密生之布袋蓮可形成缺氧環境而抑制藻類生長，另外其根部還能降低水平流速，有利於水中顆粒之沉降。不過須定期採收布袋蓮，將已吸收大量營養鹽之布袋蓮移除，避免這些營養鹽藉由循環又釋回水中。

##### (三) 降低水位

降低水位對於去除高莖著生型藻類有效，可以使其根部暴露於空氣中因缺水、太熱或太冷而死亡。此法其他效益包括可以藉此挖除底泥或清除某些

魚類。許多水庫靠近大壩的水深及庫底之地形均不利於降低水位來暴露底部，但是水庫較上游的河段，或是在乾旱的季節，卻可以輕易的進行底泥的挖除或穩定化工作。

#### (四) 化學控制法

此法是一種最經濟有效但卻也是最不安全的方法，在藻類繁殖季節，加入硫酸銅等殺藻劑抑制水庫藻類之繁殖，硫酸銅方法常用於去除藍綠藻所造成之藻華現象及臭味問題。文獻指出對藻類產生毒性並非總銅的濃度，而是二價銅濃度的多寡。二價銅離子可抑制藻類的光合作用、細胞分裂作用與固氮作用，不同藻種對二價銅的敏感度不同，尤其是鞭毛蟲類及藍綠藻對二價銅非常敏感，因此常以此法去除之。但現階段的殺藻劑對藻類並無選擇性，在殺死微囊藻的同時，也可能會殺死其他藻類及水生生物並引起水體二次污染。而且硫酸銅的毒性與一些環境因子有關，其毒性隨水溫的提高而增加，在 35°C 以上之高溫易導致魚類死亡，故在使用上存在一定的安全隱憂。殺藻劑使用劑量也會直接影響其成效，劑量使用不足，將降低除藻之效果，但使用過量也可能間接對生物體造成傷害。例如，1979 年澳洲 Queensland Palm Island 水庫中大量藻類孳生、聚集及腐敗，水庫以硫酸銅處理，雖讓大量藻類死亡，但卻釋出更多之有毒物質，同一期間導致兒童生病數大增，包括肝腫大、嘔吐、頭痛等症狀。

#### (五) 物理控制法

物理控制法（或稱機械式控制法）是對水生生物最安全的方法。

- ① 撈除法：即以徒手或使用工具、濾網等設備將水中之藻類撈除。對於附著生長在岸邊之絲狀藻，使用本法具有良好效果，可以將大部份的絲狀藻從水中移除；但對單細胞等微細藻類之效果則不佳，能從水中撈取出之藻量則相當少。利用人工撈藻通常需耗費大量資金及人力物力，且可能出現撈藻速度跟不上藻類之繁殖速度。
- ② 超音波原理：超音波泛指頻率超過人所能聽到之最高頻 20kHz 的聲波，屬於一種彈性機械波。藻類細胞含有液胞，約占細胞體積之一半，液胞控制藻類細胞的升降運動，超音波能快速通過水和空氣到達水面時，水面會把超聲波彈回水中，所有單細胞生物隨著彈回水中之超音波頻率開始顫動，

其連續不斷的震動對藻類細胞產生強烈的衝擊，使其液泡破裂，並破壞其細胞壁、細胞膜，最後細胞向內破裂，藻類細胞的功能和結構受到破壞後，藻類也隨之死亡。超音波去除藻類之技術具有操作簡單、高效率、低能耗及無二次污染之特性，對於漂浮性藻類或生根性藻類能有效抑制，防止藻華的形成，且不會對藻類以外之其他生物，如魚類、水生植物等造成任何傷害。但其缺點是作用範圍僅約半徑 300 米左右，且需較長之作用時間，甚至長達幾個月，對於爆發性藻類污染除藻效果較不理想。

#### 4.4 曝氣及強制水體擾動等措施

在水庫岸邊設置曝氣筒，並將打氣管伸入水庫底層，以打氣方式混合水層，將下層水抬升至表層，而讓表層水沉入下層，如此便形成一個循環，以改善底層水的厭氧狀態，使底泥表層形成氧化層，以阻絕磷的釋出。而底層冷水抽到水面，經過曝氣後再送回底層，可以消除臭味產生的機會，提昇做為自來水之原水品質。當然如果底層水含有高濃度的磷、鐵或錳，也會因為溶氧增高而較容易沉澱下來，此項措施對於底棲生物或底棲魚類之維護有絕對的好處，且可將水庫表層藍綠藻等藻類混合到水庫底層，使其無法行光合作用而死亡。

利用深層曝氣可以達到強制混合的目的，但此法有諸多限制，例如，幫浦必須裝置在底層水深陽光無法到達之水庫才有效果（通常水深至少須 5 公尺以上），否則將因水庫底層營養鹽豐富加上陽光等適當條件，反而使藻類更加繁殖，加劇水質優養化程度。另外，幫浦必須連續不斷操作，否則一旦上下水層停止循環，若下層富營養的水停留在表層，反而提供藻類更多的營養鹽，將導致優養化問題更加嚴重（王冰潔等，1988）。據研究顯示，在水深大於 5 公尺之水庫，可裝置曝氣筒（或揚水筒），平均水深超過 10 公尺之水庫，控制藻類繁殖和臭味有良好效果；而平均水深為 5 至 10 公尺之水庫，藍綠藻繁殖及臭味可得到控制；但平均水深在 5 公尺以下之水庫則沒有控制效果。不過，此法仍無法從根本上排除營養成分對藻類之刺激作用，而且曝氣增氧設備所需動力大且耗能高，故只對小型水庫比較有效。（宋仁元等，2006）

水庫水體在夏季及冬季時會有明顯水溫分層之現象，夏季時表層水因日照溫度較高，水的重量較輕，無法將含氧水沈入底層以補充底層氧氣，因此須以人為方式，將氧氣直接打入水庫底層，如圖 4.1；而冬季時表層水溫度較低，不僅較富氧氣而且較重，因此可以補充底層水氧氣，此時只需注入壓縮空氣助其循環，如圖 4.2。（王冰潔等，1988）

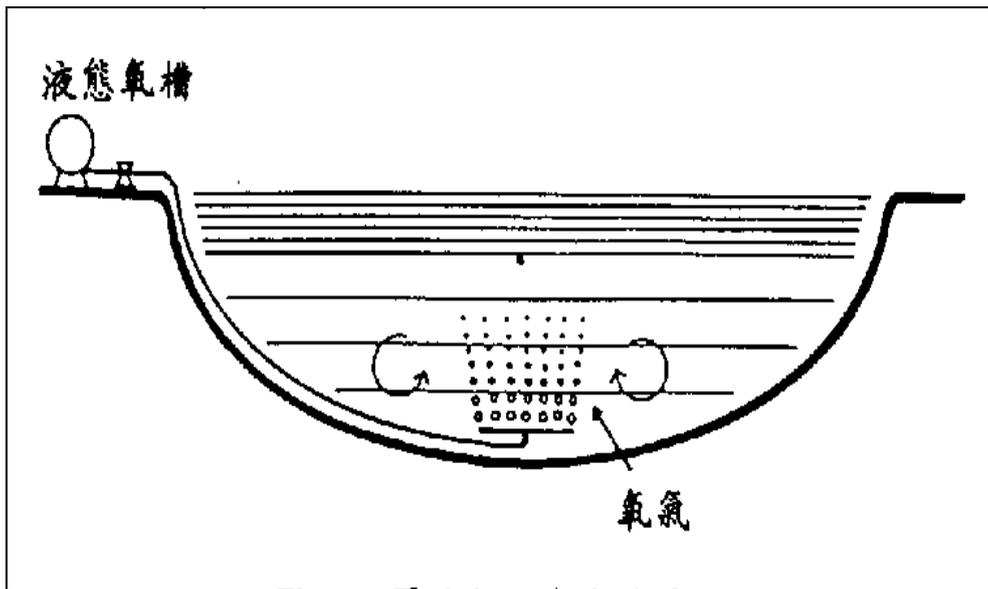


圖 4.1 夏季打入氧氣方式（資料來源：Science Monthly，1988）

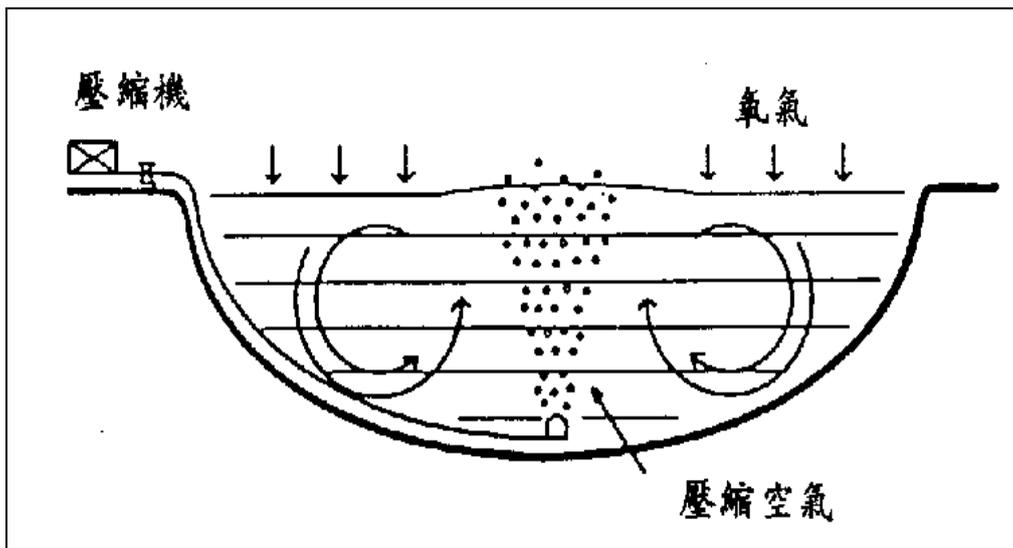


圖 4.2 冬季打入氣體方式（資料來源：Science Monthly，1988）

#### 4.5 優養化改善方法評估

對於一個水質有待改善之水庫，任何可能之改善方案都必須經過詳細的可行性分析，最後決定的因素當然是改善成本及改善效益，能以最低成本達到期望效益而又沒有負面效應之方法即為優先考量之改善方案。應用水質模式來分析水庫在各種污染狀況下之水質狀態，可提供水庫及集水區整治策略上之參考。評估流程大致包括下列七個步驟：

1. 蒐集水庫相關資料：水質問題、水質背景及影響因素等。
2. 訂定改善目標。
3. 建立水庫水質模式：需先考量水體特性、水質模擬項目及水質資料多寡。
4. 初步建立替選方案。
5. 替選方案功能設計與改善成效評估。
6. 替選方案成本及環境影響分析。
7. 替選方案評等。

## 第五章 實例探討

南部大高雄地區隨著工商業的發達、都市成長以及人口增加，對於用水需求也日益增加。大高雄地區有澄清湖、鳳山及阿公店三座水庫，阿公店水庫因長期淤積不堪使用，目前主要利用之水源為澄清湖及鳳山水庫，但這二個水庫歷年均是台灣地區水質最差、優養化最嚴重之水庫，如圖 5.1。以下針對澄清湖水庫之地理位置、人文背景、水源水質優養化現況進行分析探討：

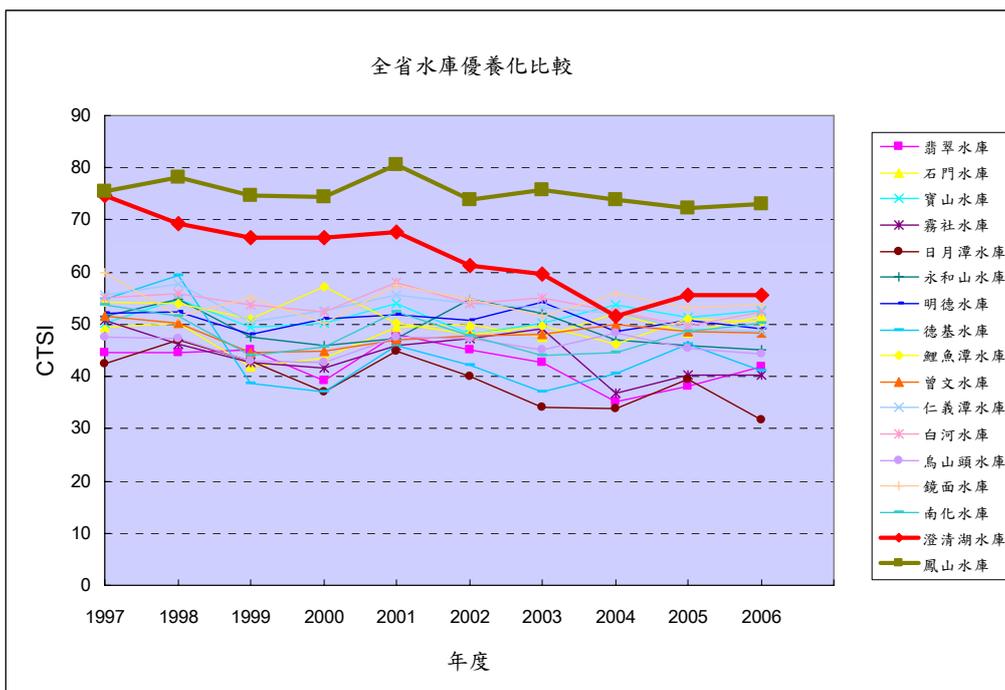


圖 5.1 全省水庫歷年優養化狀態

## 5.1 地理位置及人文背景

澄清湖水庫是高雄地區飲用水的主要水源之一，位於高雄市東北方 6 公里，東經 120°20'35"，北緯 22°39'40"，係一典型的熱帶人工湖泊特性，具有高度季節性變化之藻類相。水庫之集水區範圍在高雄縣烏松鄉烏松村內，依據 2005 年 2 月戶政事務所統計人數為 10,290 人，產業以工商服務為主。農業人口的空間分佈，集中於東側多山且人口稀少的夢裡村，平原部分則多已朝工商發展。鄉內從事服務業的人口比例佔 47.9%，製造業等二級產業居次，佔 34.9%，營造業人口佔 5.9%。水庫水源取自高屏溪大樹攔河堰，攔河堰以上之高屏溪流域所經過的鄉鎮為旗山鄉、美濃鄉、大樹鄉、六龜鄉、甲仙鄉、杉林鄉、內門鄉、茂林鄉、桃源鄉及三民鄉，總人口數為 196,760 人。這些鄉鎮的社經環境之特色均是農業及畜牧業人口偏高，加上一些規模小、產值低及就業機會有限的工商業，因此導致就業人口長期外流。水庫附近遊憩點人數概況如表 5.1，水庫集水區土地利用型態如表 5.2。

表 5.1 澄清湖水庫遊憩人數

統計年度	2001 年	2002 年	2003 年	2004 年	2005 年
總旅客人數(人次)	542,056	482,832	1,230,734	1,162,741	1,162,741
遊客人數成長率* (%)	-	-11	127	115	115

註：遊客人數成長率為各年度總人數比較 90 年度總人數之成長率。  
資料來源：經濟部觀光局。

表 5.2 澄清湖水庫集水區各土地利用類型統計表

土地利用類型	林地	果園及農地	社區	其他	總和
面積(ha)	121	105	18	28	272
百分比(%)	44	39	7	10	100

資料來源：行政院環保署(2005)以生態工法去除水庫集水區營養源研究計畫。

澄清湖水庫(如圖 5.2)為一離槽水庫，於 1953 年完工使用，由高屏溪曹公圳引水，目前已改為自大樹攔河堰引水，管理機關為台灣省自來水公司第七管理處。澄清湖水庫之湖面東西寬 1500 公尺，南北長 1700 公尺，平均水深 3 至 4 公尺；水庫集水面積為 2.88 平方公里；正常蓄水位標高為 18 公尺；滿水位面積 111 公頃；總蓄水量 436 萬立方公尺；計畫有效蓄水量 270 萬立方

公尺；現有效蓄水量 343 萬立方公尺；壩型為土壩；壩頂標高 19 公尺；最大壩深高度 6 公尺；壩頂長度 600 公尺；壩頂寬度 10 公尺，詳細彙整如表 5.3 所示。澄清湖水庫位於北迴歸線以南，屬於熱帶氣候區，全年溫差七月最高，一月最低，年平均溫度為 23℃，平均溫差約 10℃，年平均雨量為 2000 至 3000 公厘之間，冬季則是乾燥季節，雨量大多集中於五月至九月，佔全年降雨量 90% 以上。

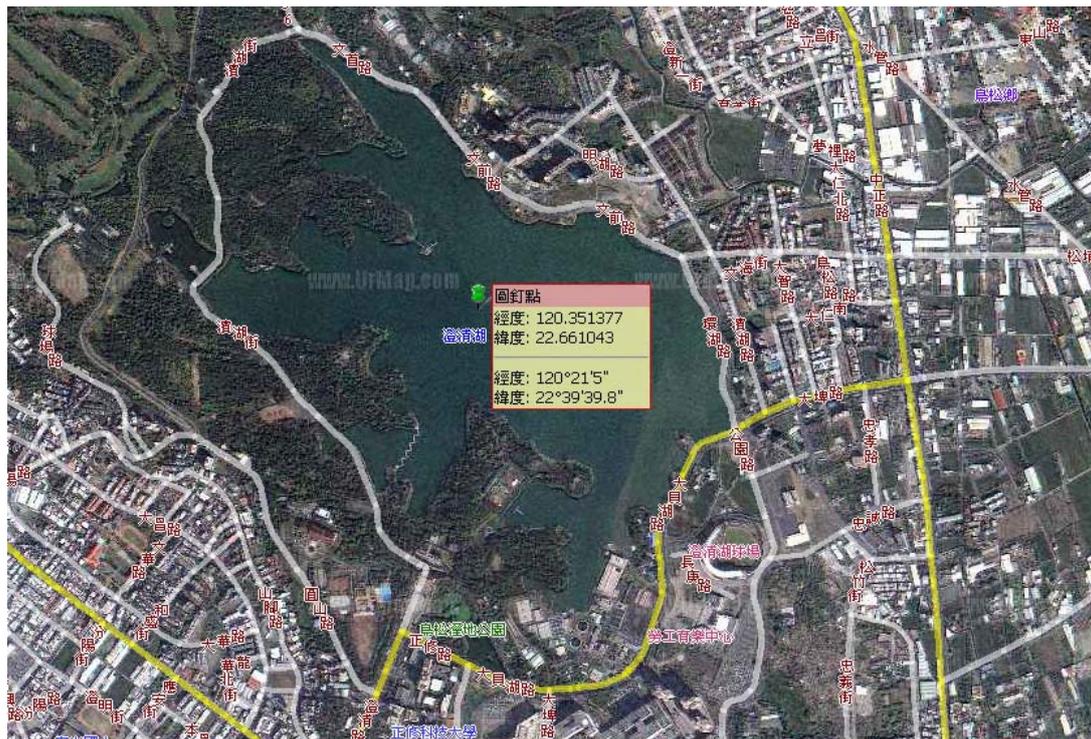


圖 5.2 澄清湖水庫地理位置圖(資料來源：Urmapp 網)

表 5.3 澄清湖水庫基本資料

項目	內容	項目	內容
管理單位	台灣省自來水公司第七管理處	集水水源	高屏溪(抽水)
水庫位置	高雄市鳥松鄉	水庫集水面積	2.88 平方公里
壩堰型式	土壩	滿水位面積	111 公頃
壩堰高	6 公尺	有效蓄水量	343 萬立方公尺
壩堰長	600 公尺	總蓄水量	436 萬立方公尺
壩堰寬	10 公尺	水庫功能	公共給水、觀光

資料來源：經濟部水利署。

## 5.2 水源水質現況

澄清湖水庫內設有四個水質監測站(編號 2181、2182、2183、2184)，如圖 5.3 所示。在編號 2182 站水質採樣位置包含表、底層，其餘三站只做表層採樣，每季採樣一次進行水質分析。在歷年水質監測結果中，水溫全年平均約在 25°C；酸鹼值 (pH) 在 6.8 至 8.5 之間；溶氧 (DO) 則大致介於 4 至 12 之間。澄清湖水庫水源引自高屏溪，由於高屏溪受工業、農畜業及民生廢水嚴重污染，且澄清湖水庫地近平地，又為遊樂景點，周遭商家、住宅及遊樂區所帶來的污染物很容易進入水體，使水質之總磷高達 600  $\mu\text{g/L}$ ，進而造成水中葉綠素-a 高達 90  $\mu\text{g/L}$ ；透明度約在 1.5 公尺以下；氨氮大致低於 2 mg/L；硝酸鹽氮及亞硝酸鹽氮均低於 4 mg/L。生化需氧量 (BOD) 濃度差異較大，但在 2002 年後之數據均低於 10 mg/L。總鹼度約在 100 至 200 mg/L 之間；總硬度平均約在 250 mg/L。



圖 5.3 環保署澄清湖水庫水質監測站(資料來源：環保署環境資料庫)

## 5.3 水質優養化之探討

### 5.3.1 優養化現況

澄清湖水庫於 1942 年完工並由高屏溪曹公圳引水，水質優養問題於 1977 至 1978 年開始引起台灣省自來水公司重視，當時澄清湖淨水場操作發生極大困擾，快濾池砂層常為浮游性生物所阻塞，使濾程大幅縮短，反沖洗頻繁，另水質也因湖水藻類及浮游性生物而引起異臭味問題。在 1998 至 2000 年針對澄清湖藻類曾進行近二年之研究調查 (Lai et.al., 2002)，如表 5.4；顯示澄清湖水中春季之優勢藻類為小環藻(*Cyclotella*)及直鏈藻(*Melosira*)等二種矽藻類，其適合生長之水溫約為 20°C 左右，夏季時當水溫達 30°C 時，水中藍綠藻便大量生長，此時則以微囊藻(*Microcystis*)之藍綠藻為優勢微生物。

表 5.4 澄清湖水中可能會引起臭味問題之藻類 (Lai et.al.,2002)

日期	優勢種	藻類數目 (counts/mL)
23/11/98	綠球藻( <i>Chlorella</i> )	16425
10/12/98	針桿藻( <i>Synedra</i> )及直鏈藻( <i>Melosira</i> )	7266
2/1/99	小環藻( <i>Cyclotella</i> )	2124
7/1/99	小環藻( <i>Cyclotella</i> )	3681
2/2/99	小環藻( <i>Cyclotella</i> )	3398
24/2/99	微囊藻( <i>Microcystis</i> )	7080
12/1/00	綠球藻( <i>Chlorella</i> )	4068
16/2/00	小環藻( <i>Cyclotella</i> )及直鏈藻( <i>Melosira</i> )	3744
22/3/00	綠球藻( <i>Chlorella</i> )	12607
15/5/00	直鏈藻( <i>Melosira</i> ) 及綠球藻( <i>Chlorella</i> )	3152
12/6/00	直鏈藻( <i>Melosira</i> )	9457
26/6/00	直鏈藻( <i>Melosira</i> )	5886
9/8/00	微囊藻( <i>Microcystis</i> )	8132
20/9/00	微囊藻( <i>Microcystis</i> )	3409

由澄清湖水庫每季一次之水質監測結果，取其總磷、透明度、葉綠素-a 及有機氮四項水質參數顯示如表 5.5。

表 5.5 澄清湖水庫每季之水質監測值

年度	季別	總磷 ( $\mu\text{g/l}$ )	透明度 (m)	葉綠素-a ( $\mu\text{g/l}$ )	有機氮 (mg/L)
2006	第二季	30.3	0.9	8.8	—
2005	第四季	42.5	0.8	6.3	0.21
2004	第一季	74.0	0.6	0.3	0.24
	第二季	38.5	0.8	11.7	0.19
	第三季	25.8	1.0	4.8	0.24
	第四季	22.5	0.8	4.1	0.28
2003	第一季	36.3	1.1	17.2	—
	第二季	70.0	0.8	29.2	—
	第三季	35.5	1.0	9.0	—
	第四季	86.5	0.8	8.6	—
2002	第一季	217.8	0.8	27.3	0.03
	第二季	140.0	1.2	7.0	0.58
	第三季	29.5	1.5	16.4	0.33
	第四季	75.8	0.9	10.7	0.50
2001	第一季	148.3	0.5	32.0	0.20
	第二季	101.3	0.6	47.3	0.08
	第三季	63.6	0.9	36.6	0.14
	第四季	204.0	1.0	27.5	1.84

(資料來源：環保署)

表 5.5 澄清湖水庫每季之水質監測值 (續)

年度	季別	總磷 ( $\mu\text{g/l}$ )	透明度 (m)	葉綠素-a ( $\mu\text{g/l}$ )	有機氮 (mg/l)
2000	第一季	250.0	1.0	44.2	0.49
	第二季	97.6	0.8	41.5	1.05
	第三季	88.7	0.8	29	0.09
	第四季	67.4	0.7	25.9	0.52
1999	第一季	—	—	—	—
	第二季	118.3	0.6	26.8	0.46
	第三季	73.8	0.5	28.2	0.07
	第四季	95.0	0.7	21.5	0.66
1998	第一季	149.5	0.5	43.9	0.27
	第二季	71.8	0.6	48.8	0.75
	第三季	—	—	—	—
	第四季	—	—	—	—
1997	第一季	529.0	0.5	87.9	1.30
	第二季	241.5	0.7	90.5	0.82
	第三季	120.5	0.5	58.8	0.82
	第四季	240.5	0.5	35.9	1.04

註：「—」表示水庫因工程施工而未監測水質

(資料來源：環保署)

分析近十年澄清湖水庫之 Carlson TSI 值、總磷、透明度及葉綠素-a 之變化，可發現透明度有逐年上升；CTSI 值、總磷及葉綠素-a 則呈現逐年下降趨勢，顯示水質漸漸好轉，應是澄清湖水庫自 2002 年至 2005 年進行底泥清除工

程等改善水質措施逐漸顯現效果，但目前水質仍屬於優養化程度，如圖 5.4。

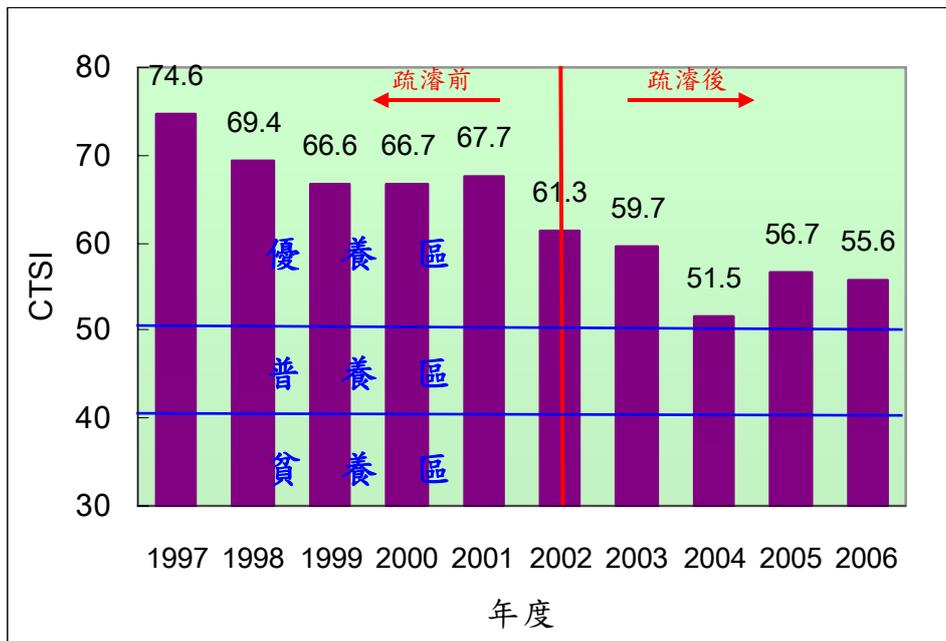


圖 5.4 澄清湖水庫卡爾森指數值變化

分析澄清湖水庫歷年水質之總磷、葉綠素-a、透明度及氮等因子，繪成如圖 5.5 至圖 5.12。

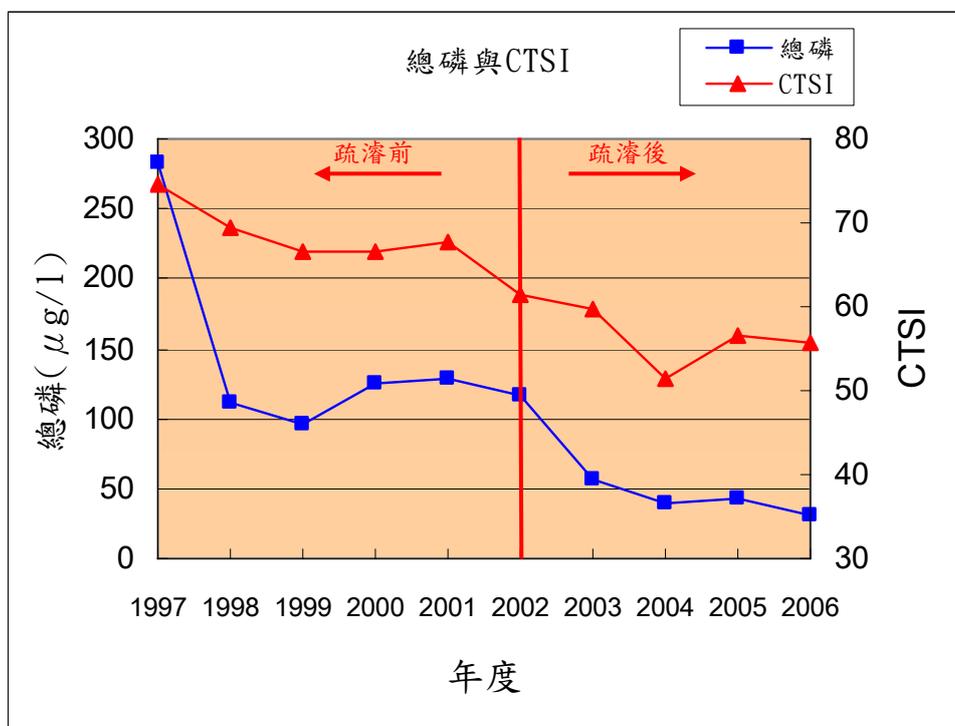


圖 5.5 澄清湖水庫總磷濃度變化

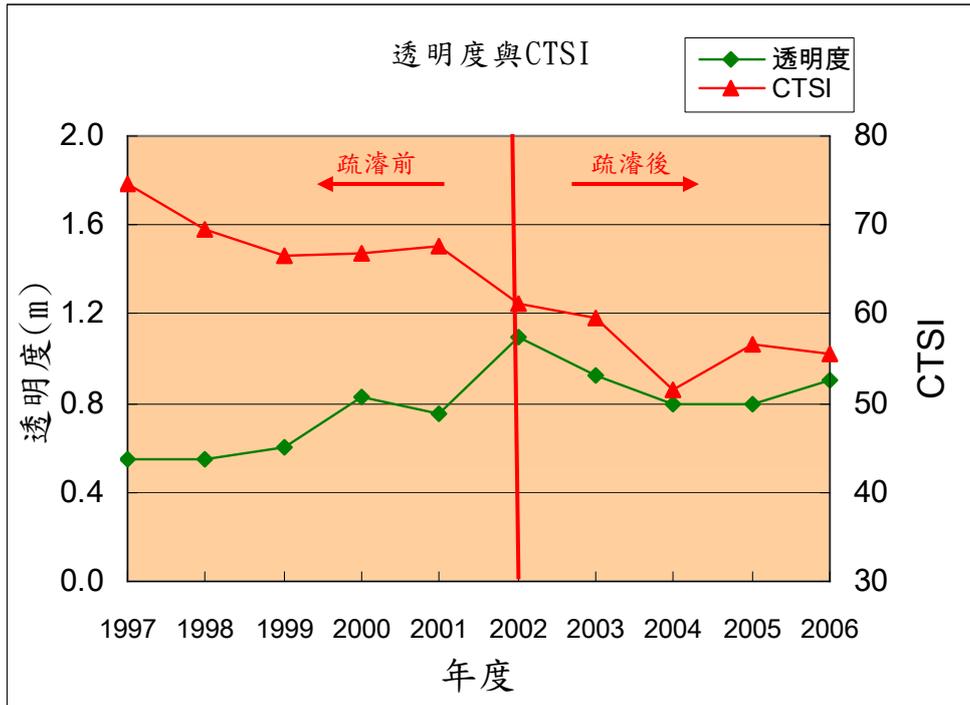


圖 5.6 澄清湖水庫透明度變化

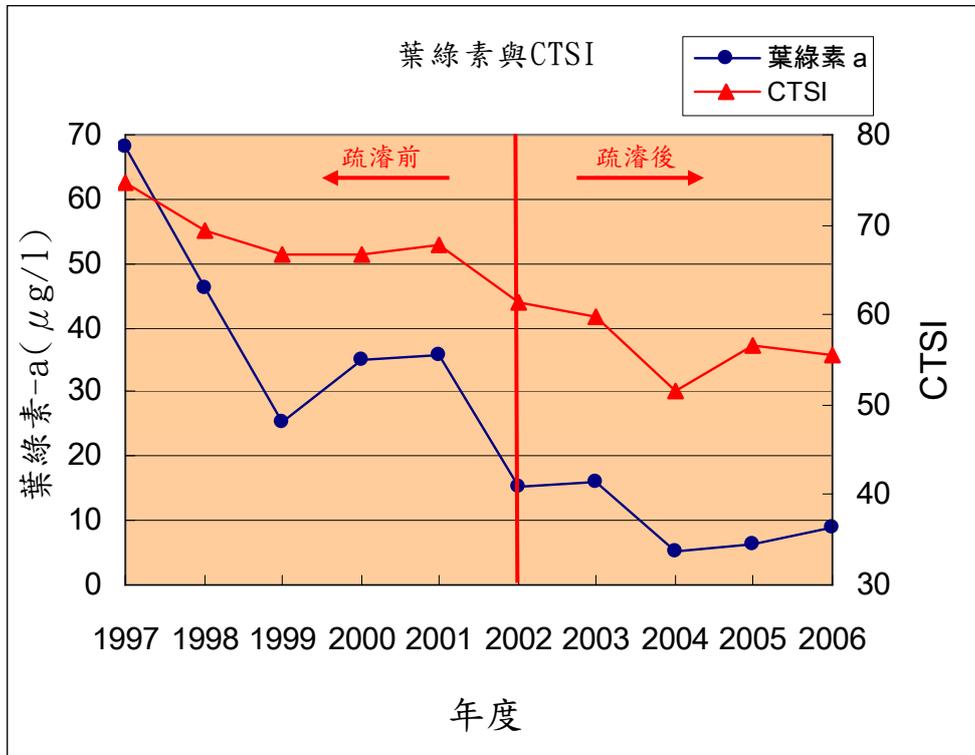


圖 5.7 澄清湖水庫葉綠素-a 濃度變化

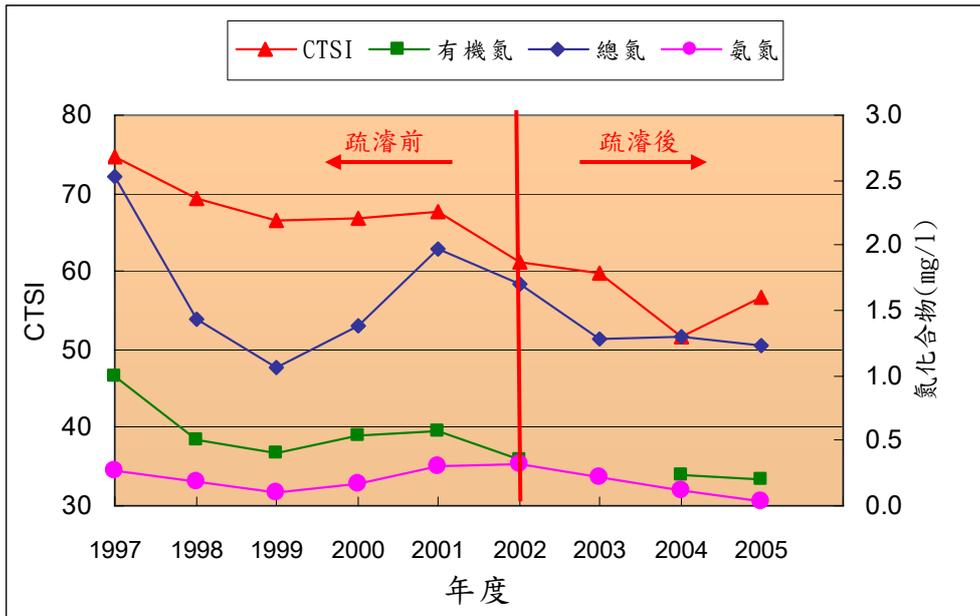


圖 5.8 澄清湖水庫氮化合物濃度變化

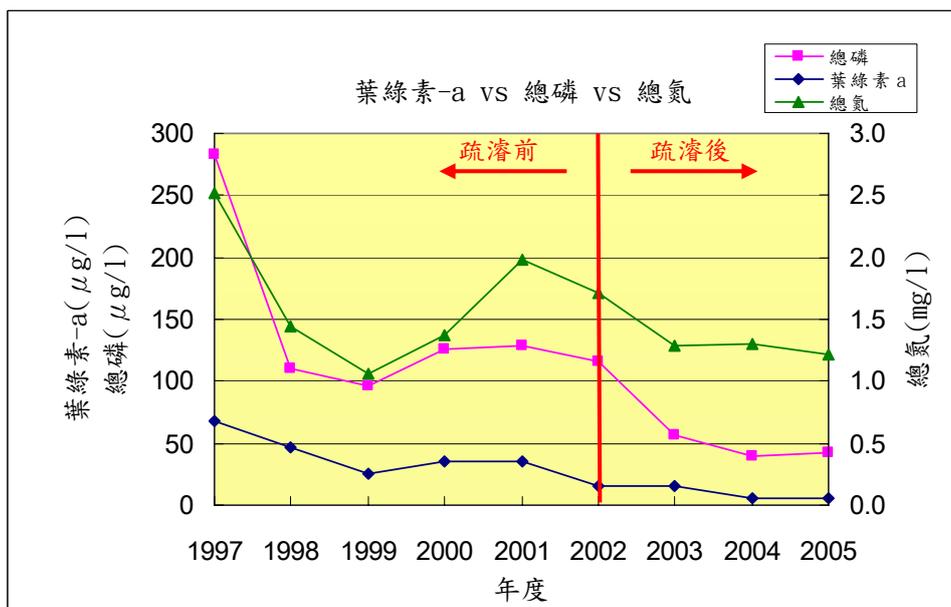


圖 5.9 澄清湖水庫之葉綠素-a、總磷及總氮變化趨勢

由圖 5.9 可知：

- 1、一般淡水水庫之營養鹽限制因子為磷（P），由圖可判斷澄清湖水庫之營養鹽限制因子應是磷（P）。
- 2、葉綠素-a 呈現逐年下降趨勢，顯示藻類數量已受到有效抑制。

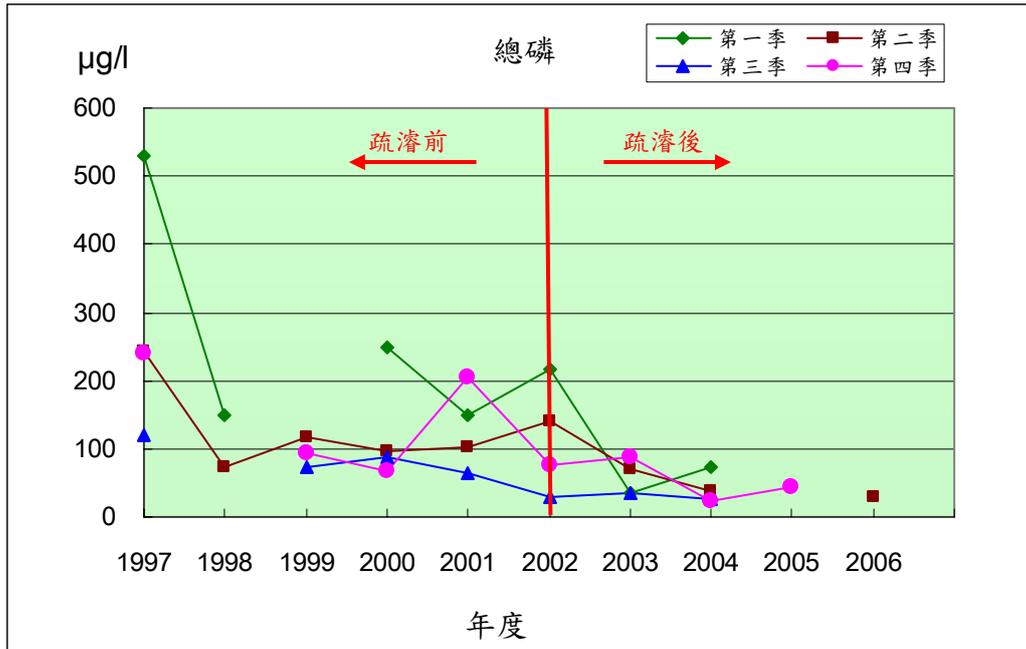


圖 5.10 澄清湖水庫之總磷變化趨勢

由圖 5.10 可知：

- 1、在總磷方面，顯示各季濃度值都有逐年下降之趨勢，其中又以第三季平均濃度值最低。
- 2、總磷濃度呈現季節變化，於第二季及第三季時顯然較其他季節低且變化幅度小，可能是因雨季來臨之雨水注入而呈現稀釋現象。

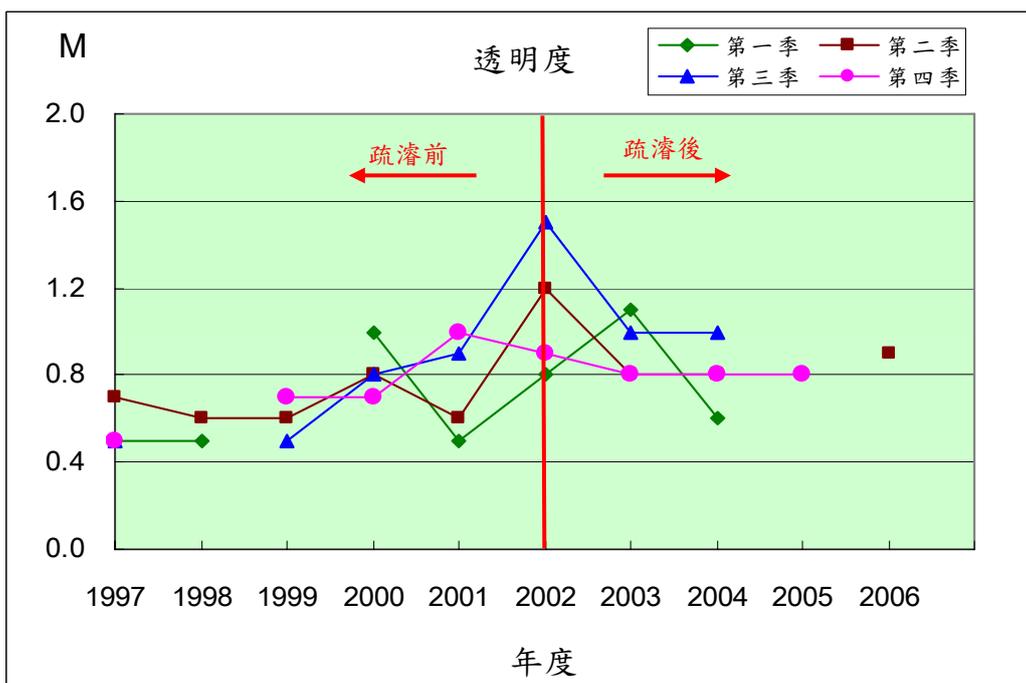


圖 5.11 澄清湖水庫之透明度變化趨勢

由圖 5.11 可知：

- 1、2002 年後透明度上升，可能因澄清湖水庫 2002 年進行水庫清淤工程之故。
- 2、2004 年因台灣地區上半年發生旱象休耕，水庫進水量少，濁度上昇，使水庫透明度在第一季降到最低。

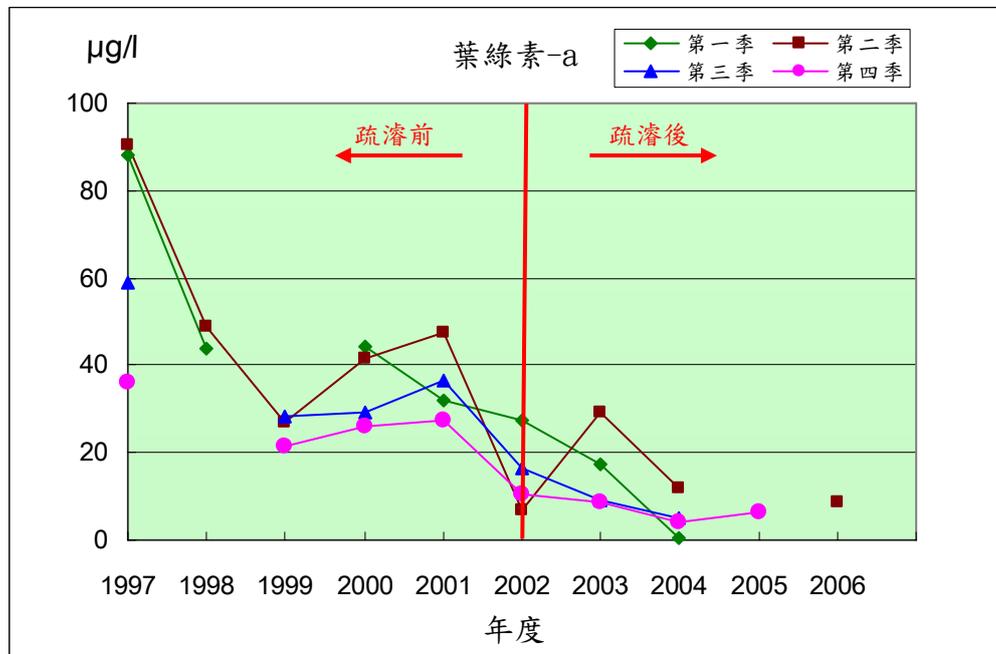


圖 5.12 澄清湖水庫之葉綠素-a 變化趨勢

由圖 5.12 可知：

- 1、每年第一季及第二季所測得葉綠素-a 濃度都較第三季及第四季來的高，顯然在不同的環境溫度下，可能造成藻類生長的情形有所不同，在第一季及第二季因為溫度較高，加上枯水期所引入之氮、磷等營養鹽，在水溫上升後，藻類生長之速度較快，使得藻類大量增長，造成水中之葉綠素-a 濃度較高。
- 2、由於澄清湖水庫自 2002 年開始進行底泥清除工程，可能因水庫進流量增大，水深變深也限制了藻類生長所需之陽光，造成 2002 年後藻類數量減少，使得葉綠素-a 濃度得以降低。

評估水庫水質優養化之物理指標，可依所用參數之多寡，區分為單一指數指標法與多變數指標法，下列運用這些指標法與環保署所採用之卡爾森優養指標法進行評估結果比較。

### (1) 單一參數指標法

表 5.6 分別以 OECD、Carlson 及 U.S. EPA 單一參數指標法進行水質營養狀態之比對，結果顯示：

1. 三個單一參數指標法之營養狀態在 2002 年以前評定結果幾乎一致呈現優養化狀態，顯示水庫各項水質污染因子皆相當嚴重。
2. 在 2002 年以後，以總磷而言，OECD 指標法顯示水質多次呈現普養狀態或介於普養至優養之間，代表水庫單項污染物因子近年來確有明顯改善，但也顯示只憑藉某單一參數指標進行水質優養化之評定，結果差異性會有較大落差。
3. 以透明度而言，三個單一參數指標法歷年皆呈現優養化狀態，但透明度似乎不適合作為單一指標法來評定澄清湖水庫之營養狀態，主要原因乃是南部枯水季長，以澄清湖水庫平均深度 3 至 4 公尺，在枯水季時水位甚至還會更低，透明度恐無足夠之深度量測，加上湖底之底泥厚度，沙奇盤 (Secchi disk) 所揚起之底泥可能會導致透明度不佳之情形。且在台灣常因暴雨或颱風而造成水庫水體濁度增高，使得透明度及總磷參數會有偏差，可能無法反映實際之優養化程度。
4. 由圖 5.7 及表 5.6 顯示，葉綠素-a 濃度在 2002 年以後明顯降低，水質多次呈現普養，甚至呈現貧養狀態，可能與高屏溪攔河堰沉砂池功能效益顯現及水庫自 2002 年起進行底泥清除工程，使氮、磷等營養來源減少及水庫進水量增加，造成水庫藻類數量減少，水體葉綠素-a 濃度逐漸降低。

### (2) 多變數指標法

有別於單一參數指標法易受季節影響而有明顯變動之缺點，多變數指標法受季節性的特徵影響較不明顯，以 Carlson Trophic State Index 及 North Carolina Trophic State Index 兩種指標比對 2001 至 2005 年度水質營養狀態，結果如表 5.9，顯示兩種指標營養狀態差異並不大，幾乎一致呈現優養狀態。

表 5.6 以單一參數指標法比較優養化情形

季別	總磷(µg/l)			透明度(m)			葉綠素-a (µg/l)		
	OECD	Carlson	US- EPA	OECD	Carlson	US- EPA	OECD	Carlson	US- EPA
2006	第二季	普養~優養	優養	優養	優養	優養	普養~優養	優養	普養



表 5.7 多變數指標法 CTSI 與 NCTSI 評定結果

年度	季別	Carlson TSI		North Carolina TSI	
		CTSI	評定結果	NCTSI	評定結果
2006	第二季	55.6	優養	—	—
2005	第四季	56.7	優養	0.7	優養
2004	第一季	50.8	優養	-0.1	普養
	第二季	58.2	優養	0.8	優養
	第三季	52.3	優養	0.9	優養
	第四季	52.2	優養	0.9	優養
2003	第一季	57.7	優養	—	—
	第二季	64.1	優養	—	—
	第三季	55.9	優養	—	—
	第四季	61.1	優養	—	—
2002	第一季	69.3	優養	-0.2	普養
	第二季	60.8	優養	1.0	優養
	第三季	55.1	優養	1.4	優養
	第四季	60.6	優養	1.1	優養
2001	第一季	70.3	優養	0.6	優養
	第二季	68.8	優養	0.4	普養
	第三季	63.8	優養	0.8	優養
	第四季	68.0	優養	1.6	優養
2000	第一季	70.5	優養	1.1	優養
	第二季	66.9	優養	1.6	優養
	第三季	65.2	優養	0.2	普養
	第四季	64.2	優養	1.2	優養
1999	第一季	—	—	—	—
	第二季	67.7	優養	1.0	優養
	第三季	66.5	優養	0.3	普養
	第四季	65.2	優養	1.2	優養
1998	第一季	71.3	優養	0.8	優養
	第二季	67.3	優養	1.4	優養
	第三季	—	—	—	—
	第四季	—	—	—	—
1997	第一季	79.7	優養	1.2	優養
	第二季	74.4	優養	1.3	優養
	第三季	71.3	優養	1.3	優養
	第四季	73.0	優養	1.2	優養

### 5.3.2 水質污染來源

根據台灣省自來水公司調查研究報告（1991 年）顯示，造成澄清湖優養化之污染源包括：(1)高屏溪本身污染；(2)曹公圳之沿途污染；(3)環湖觀光區污染；(4)水庫底泥溶出等污染源。其中「底泥」不斷釋出 N、P 是澄清湖優養化之主因，必須控制曹公圳進水含磷量及清除底泥二者同時進行才能使水庫水質恢復較佳狀態。至此之後，歷年主要之改善工程均朝此二方向進行。

#### (一)引水源高屏河流域污染

澄清湖水庫屬一離槽型水庫，優養化的改善控制對於其引用水源高屏河流域之污染，一直以來為整治方向之一。引用水源高屏溪為高雄、屏東地區主要之農業用水、工業用水及民生用水來源，如圖 5.13。但是由於高屏溪流經多達 24 個鄉鎮，各地之工業廢水、生活廢水、畜牧廢水及沿岸砂石場廢水排入，已造成高屏溪水質嚴重污染，影響各項用水品質。環保署有鑑於此，於 1993 年研擬完成「高屏河流域污染整治規劃」，整治規劃內容以建設下水道為主，對於污染實際削減量，在短期內尚無法有具體成效。由於養豬廢水為高屏溪最主要之污染源，因此環保署於 1997 年「事業水污染源管制計畫」中之「以流域為基礎之養豬廢水污染管制措施研訂」，研擬將高屏河流域水源區採禁養方式，以達到嚴格保護水源水質之目的。

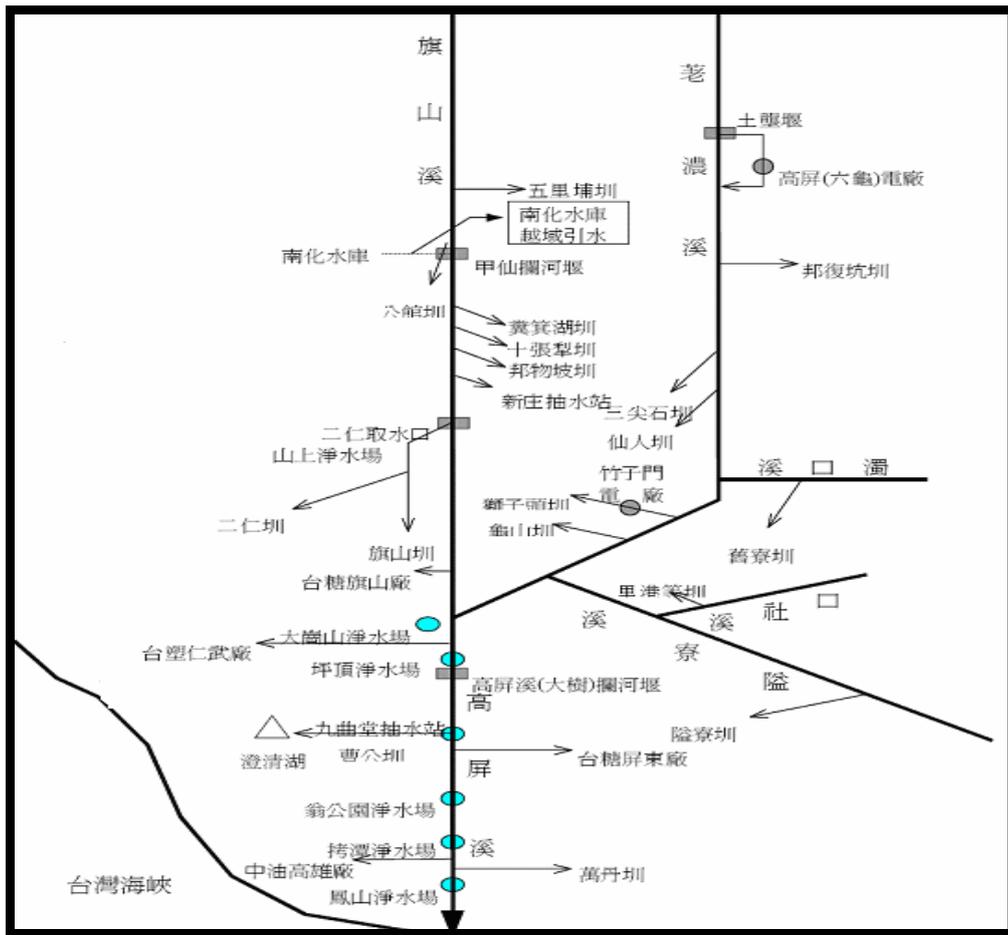


圖 5.13 高屏溪水資源利用情形

在 1998 年「飲用水水源水質保護綱要計畫—高屏溪、淡水河、大甲溪、曾文溪部分」水源保護區養豬戶依法拆遷補償工作，奉行政院核定，經中央及地方之努力，高屏溪內水源區之養豬戶已依法拆遷，全面停養。有效削減大樹攔河堰上游 56 萬頭的豬隻，高屏溪流域水質在計畫執行後，全流域未受污染河段已由 2000 年的 50.7 公里至 2003 年增長為 138.3 公里。

2004 年至 2006 年止為行政院環保署「三年行動計畫」之執行年，計畫主要內容為(1)第一年針對 13 條重點河川，加強稽查管制。並結合當地志工巡守，加強對非法廢水排放之稽查處分，完成查緝 60 處非法廢水排放；(2)第二年及第三年持續辦理查緝非法廢水排放管制計畫，每年完成查緝 60 處非法廢水排放，3 年內累計完成查緝 180 處非法廢水排放。以期削減各流域內 BOD 排放量，減少河川污染負荷及公害事件之發生。歷年高屏溪污染整治計畫如表 5.8 所示。

在氮、磷的整治成果，根據國立成功大學調查研究報告指出，在高屏溪攔河堰沉砂池 2000 至 2004 年的水質監測數據中，氨氮濃度於 2000 年最高 1.5 mg/L 下降至 2004 年 0.06 mg/L，總磷濃度由 2000 年最高 0.7 mg/L 下降至 2004 年 0.08 mg/L，對於減少輸入澄清湖水庫之營養鹽濃度有顯著的成效。

## (二)曹公圳沿途污染

澄清湖水庫於 1942 年完工後，湖水取自高屏溪高屏大橋地面水，經由九曲堂抽水站及曹公圳輸送到夢裡，再用抽水機抽入澄清湖。由於高雄地區用水量日增，高屏溪及曹公圳污染量亦增加，於 1987 年在高屏大橋附近埋設伏流管，抽取高屏溪伏流水，直接用長 1,650 公里之水管送至淨水場，以減少在輸送過程受污染。由於伏流水水質日漸惡化，影響加氯量，因此在 1993 年 6 月將伏流水全部引入湖水，再抽至淨水場處理。於 2003 年根據「飲用水水源水質保護綱要計劃」，將取水口由原先九曲堂抽水站上移至高屏溪攔河堰，並由攔河堰埋設管線直接輸水至澄清湖，有效避免在輸送過程受污染。

## (三)底泥溶出污染

澄清湖水庫由於引用水源為高屏溪，上游集水區山勢陡峻，豐水時溪流湍急，溪水除侵蝕邊坡外，也將大量土石運送到下游，造成水中濁度升高。且集水區中建築工事、農業活動及砂石業等工業活動，亦使水中濁度更加惡化。高屏溪水就挾帶大量泥沙，混濁的溪水經過輸水管線進入水庫後，囤積水庫。澄清湖水庫長期引用高濁度之水源，水庫泥沙負荷甚大，淤積嚴重，再加上水庫設計蓄水深度小，長期淤積使水深變淺，導致底泥污染再釋出，對於水質影響隨之增加。

澄清湖水庫的水質污染可分為外部來源及內部來源，前者所指的是來自工業廢水、畜牧廢水、家庭污水及遊憩污水等點源性與降雨逕流等非點源性之污染源；而後者則指水體中溶解性或非溶解性之污染物進入湖水中後，經物理作用（如沉降）、化學作用（氧化還原）及生物作用（如藻類及浮游生物の利用）後，吸附累積於淤泥內，形成所謂的「底泥」。底泥釋出之污染物中以氮、磷及有機物對水質影響較大，而影響這些營養鹽釋出之因素包括水中溶氧、PH 值、溫度、底棲生物及水流擾動等，例如：水之厭氧狀態促使底泥釋

出磷；PH 值增高會降低底泥吸附作用，使水層中磷量增高；溫度增加亦將減弱吸附作用而釋出磷。

### 5.3.3 水庫水質歷年整治成果

澄清湖水庫歷年相關水質改善及底泥性質調查、清除規劃成果整理如表 5.9。澄清湖水域內之水質改善設備主要有曝氣工程及導流幕，如圖 5.14 及圖 5.15。由於藻類的大量生長，自 1992 年 9 月，自來水公司在澄清湖進行曝氣工程，目前水庫設置曝氣系統五組，圖 5.16 為曝氣系統在湖中裝設位置，每一組均於岸上構築機房，內置 25 hp 之空壓機，利用管線將空氣沿湖底輸送，在銜接至 12 套散氣器，壓縮空氣則由散氣盤自然散逸。曝氣系統總計有 16 條輸氣管，各條輸氣管接 12 套散氣器，共計 192 個散氣口。此外，為使水庫發揮最高滯流效果以達淨水功能，遂於進水口附近設置一道塑膠布製成之導流幕，長約 530 公尺，直伸至湖面中央，水面以水桶支撐，深度直達湖底，下端則以混凝土錨座固定。

表 5.8 高屏河流域污染整治歷程及現階段計畫

階段	期程	計畫名稱	作業內容
調查 規劃 階段	1993	高屏河流域污染整治規劃	污染源調查掌握、模式建立、整治措施研擬。
	1997	以流域為基礎之養豬廢水污染管制措施研訂	分級分區管制方案、GIS 資料庫及應用系統建置。
	1998	訂定台灣省河川流域性飲用水水源水質保護實施計畫	飲用水水源水質保護區劃定、流域水質保護實施計畫研擬、九大流域 GIS 建置。
	1998-2006	飲用水水源水質保護綱要計畫	高屏溪等五流域水源區短、中、長程污染整治措施、組織、經費等。
推動 執行 階段	1999-2001	水源保護區養豬戶拆除補償計畫	綱要計畫短程階段優先措施，與養豬戶及執行單位研商協調。
	2000-2001	水源保護區養豬戶依法拆除補償基準	公告補償基準、對象、認定標準等，據以辦理拆除補償作業。
	2000-2001	水源保護區養豬戶依法拆除辦理補償注意事項	公告辦理拆除補償作業表單、申辦事項、作業流程、時程、疑問補充說明等，作為作業之依據。
	2001-2004	台灣地區河川流域及海洋經營管理方案第一期計畫	推動高屏溪等九大重點河川整治之措施、期程、組織、經費等。
	2001-2002	高屏溪等五流域水源區遙航測及養豬場地理資料建檔	由航空攝影測量 GIS 建立「水源區養豬戶航遙測影像應用系統」，防止養豬戶復養之監控。
	2002	高屏河流域非點源污染防治具體措施規劃	土地利用之判釋、非點源污染管制措施方案研擬、結構性 BMP 實作規劃。
	2002	水源區養豬戶拆除補償後續稽查管制計畫	對已拆遷補償之養豬場進行複查，避免業者復養。
	2002-2004	屏東縣砂石場管制稽查計畫	管制流域內砂石場的廢水產生量，輔導業者進行廢水削減改善。
	2003	屏東縣飲用水業之查驗及水質抽驗計畫	檢測包裝飲用水、自來水、簡易自來水系統水質是否符合飲用水標準。
	2004	屏東縣辦理畜牧業水污染管制計畫	稽查管制畜牧業排放，建立養豬場污染排放量。
	2004-2006	河川流域污染減量計畫	1.查緝非法廢水排放管制計畫。 2.生態治河計畫。 3.水污染重點稽查行動計畫。

資料來源：高雄縣環保局，高屏溪水污染稽查管制暨重要河川水質監測計畫。

表 5.9 澄清湖歷年水質改善及底泥性質調查、清除規劃成果

期程	單位	相關成果
1983	台灣省自來水公司	「澄清湖浮游生物與放線菌繁殖對水源臭味之影響(二)」。
1983/4-1983/6	台灣省自來水公司	於湖中施灑殺藻劑(硫酸銅)，控制浮游植物繁殖。
1987	行政院衛生署環保局	「以指標生物方法對台灣地區重要水庫優養化情形之初步評鑑」結果報告。
1988/7、1988/11	台灣省自來水公司	於湖中施灑殺藻劑(硫酸銅)。
1989	行政院環保署	「後勁地區水源改善—澄清湖、鳳山水庫水質及底泥改善計畫」調查報告兼評估工程及經濟可行性並研擬最佳方案。
1989/3、1989/4	台灣省自來水公司	於湖中施灑殺藻劑(硫酸銅)。
1990	台灣省自來水公司	「澄清湖湖底淤泥清除研究」。
1991	台灣省自來水公司	「澄清湖與蘭潭水庫水質改善規劃」報告。
1991/1	台灣省自來水公司	湖內放養鱧魚。
1995	台灣省自來水公司	「澄清湖曝氣工程效益評估」。
1995	台灣省自來水公司	「澄清湖及鳳山水庫淤泥清除規劃」。
2000	行政院環保署	「河川環境水體底泥整體調查監測計畫」。
2000	台灣省自來水公司	「大高雄地區自來水後續改善工程規劃」第三篇澄清湖底泥處理。
2004/2-2004/10	台灣省自來水公司	「澄清湖底泥挖除工程第一期」，進行底泥挖除 30 公分，總共挖除 230,000 立方公尺。
2004/12-2005/08	台灣省自來水公司	「澄清湖底泥挖除工程第二期」，進行挖除底泥 40 公分。
2005/5-2005/11	台灣省自來水公司	「澄清湖導流幕工程」，新設導流幕約 2.2 公里。
2005/8-迄今	台灣省自來水公司	「澄清湖水庫緊急抽沙工程」，進行抽沙工程，全部浚挖至高程 13.5 公尺外，其餘浚挖平均厚度 1 公尺。



圖 5.14 進水前之曝氣循環系統



圖 5.15 澄清湖導流幕圖

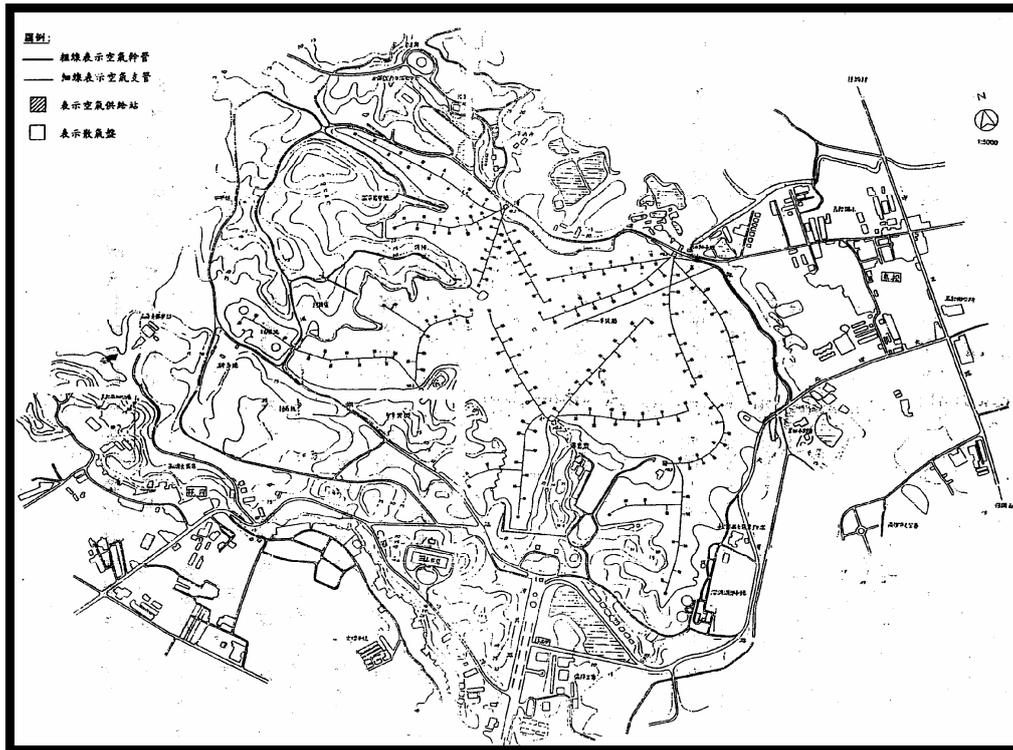


圖 5.16 澄清湖曝氣區及空壓機站配置圖  
(資料來源：台灣省自來水公司，澄清湖曝氣工程效益評估計畫)

在 1995 年台灣省自來水公司委託國立成功大學研究團隊進行「澄清湖曝氣工程效益評估」，評估結果顯示：

1. 曝氣工程實施後，發現水庫中藻類數量仍相當高，藻類數呈現明顯季節性變化，卡爾森優養指數評估法顯示目前澄清湖仍屬於優養水域。
2. 曝氣對水庫之臭度、三鹵甲烷生成潛能、葉綠素-a 等沒有影響。
3. 曝氣對湖水之有機物、氨氮及藻類稍有降低作用，對底泥的安定也稍有幫助。
4. 曝氣對改善水庫優養化和減少氨氮效果有限，無法減少淨水場的加氯量及加藥量。
5. 澄清湖營養鹽的負荷主要來自外部負荷，包括水庫進流水及集水區的非點源污染。因此若要改善水庫水質，應改進水庫進流水水質。

近年來，台灣省自來水公司投入大量經費對澄清湖進行底泥疏浚。於 2004 年正式施工「澄清湖底泥挖除工程」，分為兩期，第一期在水庫

中間一條長約 1,000 公尺的土堤，放乾一邊的水後，將另一邊的底泥抽入，再挖除所有底泥 30 公分，清淤量 230,000 立方公尺；第二期在 2004 年底施工，再挖除 40 公分底泥。2005 年再進行「緊急抽沙工程」，如圖 5.17。除導水管進水口至進水場取水口段之區域（面積約 6.7 公頃）全部浚挖至高程 13.5 公尺外，其餘浚挖平均厚度 1 公尺。清除淤泥沙 31,962 立方公尺，配合「導流幕新建工程」，有效降低底泥營養鹽釋出，改善水庫水質，同時也能活化水庫，增加水庫壽命及蓄水量。



圖 5.17 澄清湖浚泥抽沙作業

## 第六章 結論與建議

### 6.1 結論

- 1、台灣地區水庫之優養化程度呈現愈往南部愈嚴重之趨勢，究其原因，應與降雨量分佈有關。台灣地區降雨量及降雨日數之趨勢明顯由北往南逐漸遞減，南部枯水期長，造成水庫之補注量少，因此水質較差。
- 2、離島地區由於天候及地形等因素影響，使水庫進水量不穩定，甚至呈現乾涸狀態，造成水質長期不佳。
- 3、由於台灣地區水庫大多位於山區，優養化主因為山坡地造林設計不良、高山農業（果園、茶園及蔬菜園）及高山道路等人為因素，因上游集水區土地超限利用造成水庫上游嚴重坍塌，使得暴雨後將磷、氮沖流至水庫內。

### 6.2 建議

- 1、台灣地區現階段除了以水庫做為淡水供應主要來源外，也應積極開發海水淡化處理，尤其以離島地區更具開發迫切性，海水淡化廠應可解決離島地區未來之供水問題。
- 2、離島地區之水庫周圍可設立自然處理系統來淨化懸浮固體和有機成分為主之污染物質，減少流入水庫中之營養鹽等污染物質，達到淨化水質的目的。且自然處理系統若設計操作得宜，還可提供水資源回收再利用之可能性，有利於離島地區水資源短缺之自然環境。
- 3、灌輸民眾水源集水區環境保育之重要性，讓民眾了解不當開發山坡地和水源區可能造成集水區之破壞及水質優氧化，甚至發生危害民眾健康之飲用水藻毒問題。
- 4、水庫水質優養化會引起藻類大量繁殖，這現象很難避免，因此須加強水質監控及採取分層取水，因改變取水口之取水深度能有效降低自來水中之微囊藻濃度，由於微囊藻為浮游性微生物，通常會浮於表面數公尺區域而不會均勻分布於水體中，其含量與水深呈反比，因此將取水口設在較深處，避免抽取水庫表層、藻類密度較高之原水，可改抽中層或底層等位置之水源。
- 5、對於集水區內之違法開發活動，可透過「衛星遙測」，觀察土地是否遭非法

濫墾，並做為取締、管制的依據。

- 6、在評定水庫水質營養狀態時，若採用生物指標法，可能須具備較高之專業知識與經驗，且分析上也較費時費力；而物化指標法雖較為簡易方便，但這些指標大多係以國外之環境條件所推演出之經驗模式，其適用性有地域上之限制，直接用來判定國內水庫之優養化程度可能造成各指標優評估結果有所差異。
- 7、當進行某一水庫水質之優養化評估時，應依據該水庫水質之調查結果，建立環境參數間之相互關係，修正卡爾森優養化指標（CTSI）使符合該水庫當地之特性，亦即建立適合該水庫之優養化指標（TSI），以反映水庫優養狀態之真實情況，避免發生不同參數評估同一水體卻結果互異之情形。

## 參考文獻

- Lee and Jones, OECD, 2006, A Brief Treatise on Eutrophication, Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.
- Advanced Treatment for Eutrophic Source Water, Jour.AWWA,94:12:96-108(2002).
- Carmichael W. W., 2001, Assessment of Blue-Green algal Toxins in Raw and Finished Drinking Water, AWWA Research Foundation.
- Cloern, J.E.,2001, Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem.
- Woliver, Joe., 2002, Groundwater Pollution Primer.
- Lee, G. F. and Jones-Lee, A., 2004, "Assessing the Water Quality Impacts of Phosphorus in Runoff from Agricultural Lands,"In: Hall, W. L. and Robarge, W. P. (eds),*Environmental Impact of Fertilizer on Soil and Water*. American Chemical Society Symposium Series 872. Oxford University Press, Cary, NC, pp.207-219.
- Eutrophication,2006/12/28, <http://www.btnep.org/pages/eutrophication1.html>
- Kapitain, J. 2002. Ontario's Sewage Treatment Plants and their effect on the Environment
- Klaff, J. 2002. Limnology. Prentice-Hall, Inc. New Jersey
- Kumazawa K. 2002. Nitrogen fertilization and nitrate pollution in groundwater in Japan: Present status and measures for sustainable agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 63:129-137.
- Kuusemets, V. and Mander, Ü., 1999, Ecotechnological measures to control nutrient losses from catchments. *Wat. Sci. Tech.* 40 (10), 195 – 202.
- Lai,W.L., Yeh, H.H., Tseng, I.C., Lin, T.F., Chen, J.J., Wang, C.T.,2002, "Conventional versus Advanced Treatment for Eutrophic Source Water", Jour.AWWA,94:12:96-108.
- Microsoft Encarta, 2001. "Water Pollution."
- Mitsch W. J. and Jørgensen S. E., 2004, *Ecological engineering and Ecosystem Restoration*, John Wiley & Sons, Inc.
- Muir, Patricia. 2001." Eutrophication."
- Ohionline. 2002/10/15, "How can Nitrates be reduced or removed from our water?" [http://ohionline.osu.edu/b744/b744\\_effects.html](http://ohionline.osu.edu/b744/b744_effects.html).

- Paul Tett, 2002, "Eutrophication and Harmful Algal Blooms. "
- Raike A., O.P. Pietilainen, S. Rekolainen, P. Kauppila, H. Pitkanen, J. Niemi, A. Raateland, J. Vuorenmaa. 2003. Trends of phosphorus, nitrogen, and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000. *The Science of the Total Environment* 310:47-59.
- Smith, V.H., G.D. Tilman, and J.C. Nekola , 1999, "Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems". *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- Chart courtesy Pew Trusts, 2006, *The Eutrophication Process*.
- Coastal Environmental/PBS&J, Inc., 1998, *The Lake Tarpon Drainage Basin Management Plan*.
- United Nations Environment Programme, 2006/12/28, <http://www.grida.no/>
- Woliver, Joe. 2002, "Groundwater Pollution Primer."  
[http://www.cee.vt.edu/program\\_areas/environmental/teach/gwprimer/swine/swine.html](http://www.cee.vt.edu/program_areas/environmental/teach/gwprimer/swine/swine.html) .
- Yen, H.K., Lin, T.F., Tseng, I.C., Tung, S.C., Hsu, P.C., 2004, Occurrence of Algal Toxins and Odorants in Two Reservoirs in South Taiwan, *The 10th International Drinking Water Quality Management and Treatment Technology*, Taipei, Taiwan.
- Urmap 你的地圖網, 2007/04/18, <http://www.urmap.com/>
- 丁昭義、陳信雄, 1981, 梨山果園施用之農藥對德基水庫下游水質之影響, *中華林學季刊* 12 (2) , 1 – 9 頁。
- 中華日報社論, 2006, 正視水庫快速優養化危機。
- 中華民國環境工程學會, 2000, 環境微生物。
- 王冰潔、陳鎮東, 1988, 水庫優養化, 中山大學海洋地質所。
- 王怡諭、陳奕宏, 2004, 水庫優養化, 台灣大學。
- 王素蘭, 2004, 溼地植物淨化污水效能之研究。
- 王敏昭, 2005, 台灣水資源與議題分析。
- 台北翡翠水庫管理局, 2005, 水資源保育。
- 台灣省自來水公司, 1995, 澄清湖曝氣工程效益評估。
- 台灣省自來水公司, 1999, 澄清湖高級淨水處理模型廠試驗研究 (第一年)。
- 台灣省自來水公司, 2001, 澄清湖高級淨水處理模型廠試驗研究 (第二年)。
- 台灣省自來水公司, 2002, 高雄地區給水系統水質惡化原因之探討。

台灣省自來水公司，2005，大高雄地區來水水質提升之調查研究（第二年）。

台灣省自來水公司，2007/2/2，<http://www.water.gov.tw/00home/home.asp>

台灣環境資訊協會，2005，我們的島-拯救台灣。

國立臺灣海洋大學河海工程研究所，2002，中華民國台灣地區水庫水壩資料集。

交通部觀光局，2007/2/2，<http://taiwan.net.tw/lan/Cht/search/index.asp>

地球環境概論—4.3 水污染，2006/11/11，  
<http://ceiba.cc.ntu.edu.tw/earth/ch4/sec4-3.htm>

行政院環保署，1991，環境保護彙編四版。

行政院環保署，1998，飲用水水源與水質標準之綜合檢討及澄清湖給水場水質改善評估，EPA-87-J1-02-03-07。

行政院環保署，2005，以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫，EPA-94-U1G1-02-102。

行政院環保署，2005，以生態工法去除水庫集水區營養鹽研究計畫，EPA-94-U1G1-02-103。

行政院環保署，2006，高屏溪集水區土壤侵蝕對水質影響分析與濁度控制策略研擬，EPA-95-G103-02-230。

行政院環保署，2006，環境水質監測年報(民國 94 年 1 至 12 月)水庫水質篇。

行政院環保署，<http://www.epa.gov.tw/main/index.asp>

行政院環境保護署，2003，台灣地區水庫浮游藻類。

行政院環境保護署，2005，環境水質監測年報。

吳亞行，2005，澄清湖高級淨水場第一年操作成果介紹，環保雙月刊，第 29 期。

吳先琪，1991，水庫污染的禍首—優養對水質的影響，科學月刊第 22 卷第 8 期。

吳俊宗，2005，藻類與水質。

吳俊宗，2006，藻毒與飲用水，中央研究院週報，第 1068 期。

吳俊宗，2006/12/28，海洋初級生產力，  
<http://www.sinica.edu.tw/as/weekly/87/693/09.txt>

- 吳俊宗、高麗珠、黃文亞，2000，翡翠水庫浮游藻與水質關係之研究（V）。台北翡翠水庫管理局研究報告，第 139 頁。
- 宋仁元、沈大年，2006，提高供水水質保障供水安全（北京）。
- 李建中、胡思聰、李至倫，2003，水資源保育政策之研究，財團法人國家政策研究基金會
- 沈兆祥，2006，常見除藻方法的比較，中國水星。
- 林財富，2007，飲用水水源及水質中產毒藻種及藻類毒素研究。
- 林新沛，2006，當代台灣水資源問題，國立中山大學公共事務研究所教授。
- 屏東縣政府，2006，屏東縣統計要覽（2005），第十章，第 56 期。
- 洪慧鈞、陳秀卿、曾昭桓，2002，水庫優養化評估指標與優養化水體三鹵甲烷生成潛勢之探討，2002 年環境分析化學研討會論文摘要第 47 頁。
- 洗衣粉與優養化，2006/3/16，<http://gaia.org.tw/main/life/c991002.htm>
- 荊樹人，2000，水壩與水庫中顆粒的去除，嘉南藥理學院環境工程衛生系。
- 高雄縣政府，2006，高雄縣統計要覽（2005），第十章，第 56 期。
- 高雄縣環保局，1999，高屏溪飲用水水質保護計畫。
- 高雄縣環保局，2006，高屏溪水污染稽查管制暨重要河川水質監測計畫。
- 陳韻如，2006/12/28，自然危機-水質優養化，[bc.zo.ntu.edu.tw/article/004.pdf](http://bc.zo.ntu.edu.tw/article/004.pdf)
- 陳鎮東，1998，水庫持續優養化，海洋台灣雙月刊，第 10 期。
- 曾四恭、吳先琪，1988，德基水庫水質優養化改善對策研究，《環境工程研究報告》No.191，國立台灣大學環境工程學研究所。
- 楊州斌，2005，台灣水資源利用與水庫水質。
- 詹智全、陳秀卿、曾昭桓(2001)，國內水庫、湖泊優養化評估因子及其相關性之分析研究，2001 年環境分析化學研討會論文摘要第 26 頁。
- 溫清光，2000，高雄地區水源水質改善對策，國立成功大學環境工程學研究所。
- 溫清光，2005，台灣飲用水水源水質評估，國立成功大學環境工程學研究所。
- 經濟部，2001，水庫集水區保育整體計畫。
- 經濟部水資源局，1997，水資源政策白皮書。
- 經濟部水利署，2003，水庫集水區水質調查及改善策略之研擬。
- 經濟部水利署，2007/2/12，<http://www.wra.gov.tw/default.asp>

賴文亮，2003，環境保護概論-高雄地區本土性環境議題，大仁技術學院。

優養化，2006/9/2，<http://contest.ks.edu.tw/~river/know/know23.htm>

優養化，2006/9/2，<http://contest.ks.edu.tw/~river/know23.htm>

謝顯堂，2004，微囊藻毒素不構成台灣飲水系統的危險因子，國家衛生研究院  
電子報第65期。

蘇郁婷，2006，微囊藻毒素在淨水處理程序流佈之研究，國立成功大學環境工  
程學系碩士論文。

龔招健，2006/12/28，藻類繁殖-翡翠水庫水質惡化，  
<http://tw.news.yahoo.com/2002/06/26/leisure/ctnews/3330971.html>