

# 以生態工法淨化水庫水質 控制優養化研究計畫

委辦機關：行政院環境保護署

執行機關：國立台灣大學

計畫主持人：郭振泰

共同主持人：吳俊宗、吳先琪

顧問：林正芳、龍梧生

研究人員：吳銘圳、陳怡靜、楊州斌、仇士愷、  
簡鈺晴、葉齡云、許嘉珍

執行期間：94年1月20日~94年12月31日

中華民國 94 年 12 月

「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫」期末報告基本資料表

甲、委辦單位	行政院環境保護署			
乙、執行單位	國立台灣大學			
丙、年 度	94 年度	計畫編號	EPA-94-U1G1-02-102	
丁、研究性質	<input type="checkbox"/> 基礎研究	<input checked="" type="checkbox"/> 應用研究	<input type="checkbox"/> 技術發展	
戊、研究領域	水庫水質優養化控制			
己、計畫屬性	<input checked="" type="checkbox"/> 科技類		<input type="checkbox"/> 非科技類	
庚、全程期間	94 年 1 月 20 日~94 年 12 月 31 日			
辛、本期期間	94 年 1 月 20 日~94 年 12 月 31 日			
壬、本期經費	0 億 4,700 千元			
	資本支出		經常支出	
	土地建築	千元	人事費	2,000 千元
	儀器設備	千元	業務費	1,650 千元
	其 他	千元	材料費	千元
			其 他	1,050 千元
癸、摘要關鍵詞 (中英文各三則)	生態工法、水庫水質、優養化 Ecological Engineering, Reservoir Water Quality, Eutrophication			
<b>參與計畫人力資料：</b>				
參與計畫人員姓名	工作要項或撰稿章節	現職與簡要學經歷	參與時間(人月)	聯絡電話及 e-mail 帳號
郭振泰	計畫進度控管及生態工法可行性評估	台灣大學土木系教授、博士	12	(02)33664243 kuoj@ntu.edu.tw
吳俊宗	藻類相採樣、分析及生態工法可行性評估	中研院生物多樣性研究中心暨台灣大學生態與演化生物研究所教授、博士	12	(02)27899590-451 jtwu@gate.sinica.edu.tw
吳先琪	庫區優養化治理、內外部負荷推估及生態工法可行性評估	台灣大學環工所教授、博士	12	(02)23629435 scwu@ntu.edu.tw
林正芳	監測數據統計分析及生態工法可行性評估	台灣大學環工所教授、博士	12	(02)23627427 cflin@ntu.edu.tw
龍梧生	提供國外水庫治理經驗及生態工法可行性評估	美國 University of Virginia 土木系教授、博士	12	WL@virginia.edu
吳銘圳	監測數據統計分析及生態工法可行性評估	蘭陽技術學院環安系助理教授、博士	12	(03)9771997-206 puba.wu@msa.hinet.net
陳怡靜	水庫底泥對優養化之影響及計畫內容撰寫、彙整	台灣大學環工所博士後研究員、博士	12	(02)23629435 d87541003@ntu.edu.tw
楊州斌	水質資料分析、研討會辦理及計畫內容撰寫、彙整	台灣大學土木系博士後研究員、博士	12	(02)33664274-29 d88521002@ntu.edu.tw

## 計畫成果中英文摘要(簡要版)

- 一、中文計畫名稱：以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫
- 二、英文計畫名稱：Eutrophication control for reservoir water quality by ecological engineering
- 三、計畫編號：EPA-94-U1G1-02-102
- 四、執行單位：國立台灣大學
- 五、計畫主持人(包括共同主持人)：郭振泰教授、吳俊宗教授、吳先琪教授
- 六、執行開始時間：94年1月20日
- 七、執行結束時間：94年12月31日
- 八、報告完成日期：94年12月31日
- 九、報告總頁數：294頁
- 十、使用語文：中文、英文
- 十一、報告電子檔名稱：EPA94U1G102102.DOC
- 十二、報告電子檔格式：WORD 2000
- 十三、中文摘要關鍵詞：生態工法、水庫水質、優養化
- 十四、英文摘要關鍵詞：Ecological Engineering, Reservoir Water Quality, Eutrophication
- 十五、中文摘要：

本計畫重要成果摘要如下：

- (一)蒐提國內水庫歷年報告及基本資料，顯現多為逐漸加重優養化之趨勢，內部氮磷污染來源則為水庫集水區等外部而來，去除方法建議以曝氣之方式來去除氮磷等污染物。另外優養化之改善亦可以：
  1. 物理方式：攪動水體、放流中底層水、遮光等方法。
  2. 化學方法：硫酸銅等殺藻劑，改變水中營養鹽組成。
  3. 生物方法：放養魚類或抑制藻類生物與人工溼地等。
- (二)本計畫同時收集美國、日本、歐洲及中國大陸湖泊水庫營養鹽控制策略及案例分析，國外有使用蘆葦、菱角與布袋蓮等方式控制優養化之案例，並以曝氣方式控制與打破分層，來抑制優養化。其曝氣之動力來源則以風力與太陽能，以節省能源。

(三)本計畫並完成邀請相關機關團體、專家學者辦理北、中、南部共 9 場座談會及 1 場全國水庫庫區控制優養化技術研討會；最後選定蘭潭水庫及新山水庫列為最優先整治之水庫：

1. 蘭潭水庫：入流口設置一處人工溼地，經費約 5000 萬元，每年操作維修費 200 萬元。增設及維修曝氣設備 2066 萬元，每年操作維修費 100 萬元。
2. 新山水庫：增設 2 座曝氣設備經費 3000 萬元，每年操作維修費 500 萬元。進水沉澱池 5000 萬元，每年操作維修費 500 萬元。水質自動監測設備 300 萬元，每年操作維修費 50 萬元。

#### 十六、英文摘要：

The accomplishment of this study is summarized as follows:

1. Following a review of the gathered study reports, data, and information, excessive nitrogen and phosphorus loads from the watershed are identified as the main cause of increasing eutrophication in Taiwan's reservoirs. Reaeration is recommended to be the main practice to control reservoir eutrophication. In addition, the following mitigative measures are also recommended:
  - (a) Physical processes: water column destratification, selective withdrawal, and shading
  - (b) Chemical processes: using copper sulfate to kill algae and changing the nutrient composition in the water column
  - (c) Biological processes: fish farming, algal growth control, and man-made wetland construction
2. Other practices for lake and reservoir eutrophication control are also identified from a number of case studies in US, Japan, Europe, and China. They include growth aquatic species such as *Phragmites communis* L., *Trapa natans* L. var. *bicornis* Mak., and *Eichhornia crassipes* Solms to control eutrophication. In addition, reaeration and destratification are used to reduce reservoir eutrophication, with wind power and solar energy as the main power source to save energy.
3. Data and information analyzed were presented at 9 regional technical workshops in northern, central, and southern Taiwan and one national workshop. Experts from academia, research institutions, regulatory agencies, and stake holders were invited to attend and to critique the results. Shinsan and Lantan Reservoirs have been identified as the first sites for implementing eutrophication control.
  - (a) Lantan Reservoir: a man-made wetland (NT\$50M as the construction cost; NT\$2M as annual operating cost. Additional reaeration equipment (NT\$20.66 as construction cost and NT\$1M as annual operation and maintenance cost)

(b) Shinsan Reservoir: 2 reaeration facility (NT\$30M for construction and NT\$ 5M as annual operation and maintenance cost); Sedimentation Pond (NT\$50M as construction cost and NT\$5M as annual maintenance cost); and automatic water quality monitoring facility (NT\$3M and NT\$0.5M for construction and annual operation and maintenance)

## 計畫成果摘要(詳細版)

計畫名稱：以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫

計畫編號：EPA-94-U1G1-02-102

計畫執行單位：國立台灣大學

計畫主持人(包括協同主持人)：郭振泰教授、吳俊宗教授、吳先琪教授

計畫期程：94 年 1 月 20 日起 94 年 12 月 31 日止

計畫經費：4,700 千元

### 摘要

本計畫重要成果摘要如下：

(一)蒐提國內水庫歷年報告及基本資料，顯現多為逐漸加重優養化之趨勢，內部氮磷污染來源則為水庫集水區等外部而來，去除方法建議以曝氣之方式來去除氮磷等污染物。另外優養化之改善亦可以：

1. 物理方式：攪動水體、放流中底層水、遮光等方法。
2. 化學方法：硫酸銅等殺藻劑，改變水中營養鹽組成。
3. 生物方法：放養魚類或抑制藻類生物與人工溼地等。

(二)本計畫同時收集美國、日本、歐洲及中國大陸湖泊水庫營養鹽控制策略及案例分析，國外有使用蘆葦、菱角與布袋蓮等方式控制優養化之案例，並以曝氣方式控制與打破分層，來抑制優養化。其曝氣之動力來源則以風力與太陽能，以節省能源。

(三)本計畫並完成邀請相關機關團體、專家學者辦理北、中、南部共 9 場座談會及 1 場全國水庫庫區控制優養化技術研討會；最後選定蘭潭水庫及新山水庫列為最優先整治之水庫：

1. 蘭潭水庫：入流口設置一處人工溼地，經費約 5000 萬元，每年操作維修費 200 萬元。增設及維修曝氣設備 2066 萬元，每年操作維修費 100 萬元。

2. 新山水庫：增設 2 座曝氣設備經費 3000 萬元，每年操作維修費 500 萬元。進水沉澱池 5000 萬元，每年操作維修費 500 萬元。水質自動監測設備 300 萬元，每年操作維修費 50 萬元。

## 英文摘要

The accomplishment of this study is summarized as follows:

1. Following a review of the gathered study reports, data, and information, excessive nitrogen and phosphorus loads from the watershed are identified as the main cause of increasing eutrophication in Taiwan's reservoirs. Reaeration is recommended to be the main practice to control reservoir eutrophication. In addition, the following mitigative measures are also recommended:
  - (a) Physical processes: water column destratification, selective withdrawal, and shading
  - (b) Chemical processes: using copper sulfate to kill algae and changing the nutrient composition in the water column
  - (c) Biological processes: fish farming, algal growth control, and man-made wetland construction
2. Other practices for lake and reservoir eutrophication control are also identified from a number of case studies in US, Japan, Europe, and China. They include growth aquatic species such as *Phragmites communis* L., *Trapa natans* L. var. *bicornis* Mak., and *Eichhornia crassipes* Solms to control eutrophication. In addition, reaeration and destratification are used to reduce reservoir eutrophication, with wind power and solar energy as the main power source to save energy.
3. Data and information analyzed were presented at 9 regional technical workshops in northern, central, and southern Taiwan and one national workshop. Experts from academia, research institutions, regulatory agencies, and stake holders were invited to attend and to critique the results. Shinsan and Lantan Reservoirs have been identified as the first sites for implementing eutrophication control.
  - (a) Lantan Reservoir: a man-made wetland (NT\$50M as the construction cost; NT\$2M as annual operating cost. Additional reaeration equipment (NT\$20.66 as construction cost and NT\$1M as annual operation and maintenance cost)
  - (b) Shinsan Reservoir: 2 reaeration facility (NT\$30M for construction and NT\$ 5M as annual operation and maintenance cost); Sedimentation Pond (NT\$50M as construction cost and NT\$5M as annual maintenance cost); and automatic water

quality monitoring facility (NT\$3M and NT\$0.5M for construction and annual operation and maintenance)

## 前言

根據行政院「挑戰 2008」國家發展重點計畫—水與綠建設計畫內容，近年來由於集水區的過度開發使用，造成水庫水質有優養化的趨勢。因此，如何加強水庫水質的監測並延長水庫的使用壽命，確保水庫安全及永續經營，為未來水資源保育及集水區污染防治工作之重大課題。

生態工程是以近自然的方法，為傳統工程注入新的力量與重新發展的契機。本研究力期以近自然的工法整治湖泊水庫，達到降低營養鹽及維持生態的平衡。國內首次以生態工法整治湖泊案例為拐子湖(又稱青蛙湖)。

## 研究方法

圖 1 為本計畫之工作流程圖。

本研究以去除水庫庫區內部營養鹽，降低水庫優養化程度為目標。

- 一、蒐集國內 10 座優養化水庫庫區 10 年以上研究、調查報告及論文，完成水庫庫區基本資料建檔，並分析提出各座水庫庫區歷年優養化趨勢、各座水庫內部氮磷污染來源、去除水庫內部氮磷方法、去除方法施作結果之工法(生態工法、現地處理工法)類別及適用條件、去除效率及建設、維護操作成本等分析。
- 二、蒐集 10 年以上美國、日本等國家去除水庫庫區營養鹽現地處理、生態工法報告及研究資料，分析提出：
  - (一) 各現地處理、生態工法去除水庫內氮磷之案例分析、工法類別、反應機制、適用條件、去除效率、操作維護成本等。
  - (二) 去除水庫庫區內部氮磷及控制藻類過度繁殖之策略。
- 三、邀相關機關團體、專家學者辦理十場座談會，並提出可行的分年持續研究的方向、計畫內容及行動計畫。

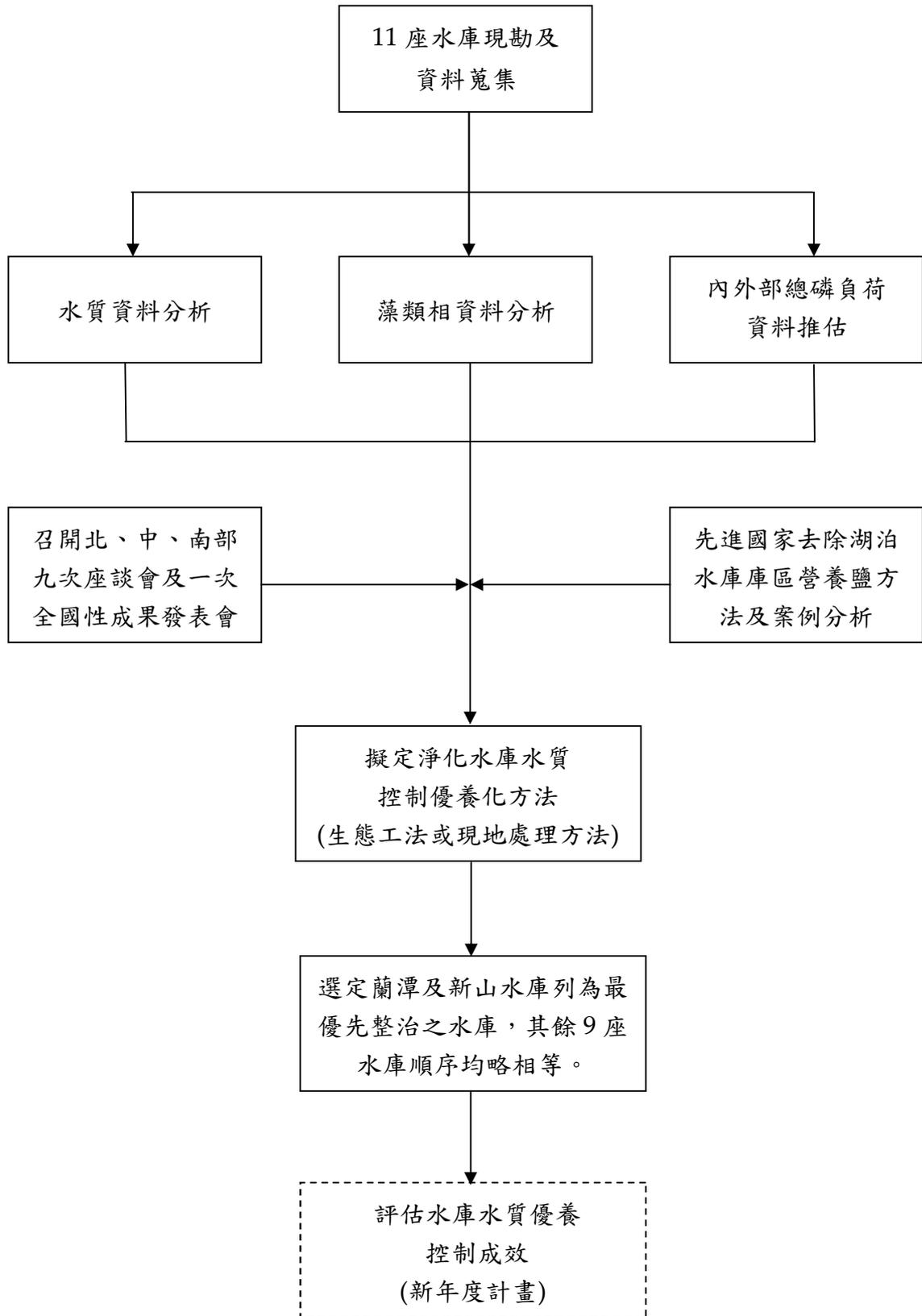


圖 1 計畫工作流程圖

## 結果

本研究首先對國內 11 座優養化水庫近十年來之水質資料整理歸納、分析。特別是水庫藻類相及內外部總磷負荷推估。

經由藻類相分析顯示，微囊藻(*Microcystis*)在全台多數的水庫都有出現，並經常形成藻華現象。其大量滋長的主因是有機污染所造成，因此藻種喜好有機污染物作為其碳源，尤其當水中有適量的氨氮和有機氮污染物時，更有利於其大量滋長。其形成之藻華有以下特性：

1. 在有有機污染的水域易大量滋長。
2. 季節性出現：微囊藻喜好高溫，即在水溫較高的月份有利於其大量滋長，因此，其出現有季節性，多在春末到秋初之期間，以夏季為滋長最旺盛期。
3. 微囊藻細胞內具有氣泡，多浮游於約 3 公尺以上之表水水域，尤其在表水一公尺以上其密度最高。

由於微囊藻大量滋長有前述之特性，要削減其數量或防止其滋長可用下列數種方法：

### 1. 物理工法

- (1) 曝氣—增加底層溶氧，避免底層變成還原態，以減少氨氮和溶解磷的產生。
- (2) 攪動水體—破壞水體之分層現象，使藻體被帶到水體之下層(hypolimnion)而逐漸死亡。
- (3) 中、底層水放流—排除污染物，減少營養鹽負荷。
- (4) 遮光—水表遮光，減少微囊藻類行光合作用的機率。

### 2. 化學工法

- (1) 施用硫酸銅等殺藻劑，但有後遺，需嚴格控制劑量和使用時機。
- (2) 改變水中營養鹽組成，如添加特定營養鹽類，改變 N/P 比值等，以改變水中藻類相的組成。
- (3) 施用其他之微囊藻生長抑制劑。

### 3. 生物工法

- (1) 放養可攝食微囊藻之魚類，如草鯉魚等。但須控制放養之魚類數量，不使其造成水質惡化現象。

(2) 施放可抑制微囊藻之微生物，利用生物相剋之原理，抑制微囊藻之滋長和減少其數量。

(3) 用人工濕地等工法，去除入流水之有機污染物，可有效防止微囊藻之滋長。

由水庫內外部總磷負荷推估，顯示由底泥釋放之總磷為造成水庫水質變差重要因素之一。內部營養源比例較高之水庫有新山、明德、鯉魚潭、仁義潭、蘭潭、鏡面及牡丹水庫。降低內部營養源可在庫內，

1. 保持底層有氧狀態
2. 遮斷庫底與水體間之傳輸
3. 維持上層水穩定之分層
4. 提高生物質之沉降率

由國外湖泊水庫整治經驗顯示，要控制湖泊水庫之水質需長期的努力。同時根據營養鹽去除案例之結果，

1. 打破分層及曝氣法在某些水庫內確實可以發揮降低優養化的功能。
2. 控制分層方法之實施，需要對水庫水文及水質有相當之了解與及時監控之能力。
3. 以風力與太陽能做為動力來源，可以在較廣闊的水庫內設置機具，且節省能源，是可以選擇的方案。
4. 攪拌機在水庫中造成某種景觀上之破壞，為其缺點。

本計畫執行期間，同時邀請相關機關團體、專家學者辦理北、中、南部共 9 場座談會及 1 場全國水庫庫區控制優養化技術研討會。最後選定蘭潭水庫及新山水庫列為最優先整治之水庫，並對工程部份提出整治建議。其餘 9 座優養化水庫為避免資訊不足，造成判斷誤差，所以整治之優先均概略相等。

## 結論

本計畫經一年來對環保署指定之國內 11 座優養化水庫(新山水庫、明德水庫、永和山水庫、仁義潭水庫、蘭潭水庫、鯉魚潭水庫、白河水庫、鏡面水庫、澄清湖水庫、鳳山水庫及牡丹水庫等)進行調查研究，可得到下列之結論：

1. 在環保署指定之 11 座優養水庫中，由藻類相分析結果顯示，多是已有若干程度優養

化的水庫，其藻類相常由少數種類形成優勢。其中有許多藻種會形成藻華現象，如微囊藻(*Microcystis*)、葡萄藻(*Botryococcus*)和甲藻(*Peridinium*)等；有些會產生臭土味、霉味等異味，如顫藻(*Oscillatoria*)、魚腥藻(*Anabaena*)、尖頭藻(*Raphidiopsis*)；有的體型較大，常造成自來水廠的濾床阻塞。

2. 微囊藻是目前水庫中較嚴重影響水質的藻種，它會產生毒素，且在所研究的 11 座水庫都有它，因此是最優先要設法控制的藻類。其他藻類縱使滋長，對水質影響也較小。而且，微囊藻是優養化的指標種，若能控制它的滋長，也就是控制了優養化。其大量滋長的主因是有機污染所造成，因此藻種喜好有機污染物作為其碳源，尤其當水中有適量的氮氮和有機氮污染物時，更有利於其大量滋長。可用物理、化學或生物工法來削減微囊藻數量或防止其滋長。
3. 根據水庫內外部總磷負荷推估，顯示由底泥釋放之總磷為造成水庫水質變差重要因素之一。內部營養源比例較高之水庫有新山、明德、鯉魚潭、仁義潭、蘭潭、鏡面及牡丹水庫。降低內部營養源可在庫內保持底層有氧狀態，遮斷庫底與水體間之傳輸，維持上層水穩定之分層，及提高生物質之沉降率。
4. 由國外湖泊水庫整治經驗顯示，要控制湖泊水庫之水質需長期的努力。打破分層及曝氣法在某些水庫內確實可以發揮降低優養化的功能。而控制分層方法之實施，需要對水庫水文及水質有相當之了解與及時監控之能力。以風力與太陽能做為動力來源，可以在較廣闊的水庫內設置機具，且節省能源，是可以選擇的方案。然而攪拌機在水庫中造成某種景觀上之破壞，為其缺點。
5. 選定蘭潭水庫及新山水庫列為最優先整治之水庫，工程部份建議如下：

#### A、蘭潭水庫

- (1) 在入流口建置一處人工濕地，經費概估新台幣 5,000 萬元整。維修操作費每年概估 200 萬元整。預期效益為水庫中總磷濃度由 66  $\mu\text{g/L}$  降為 50  $\mu\text{g/L}$ 。
- (2) 水庫增設及維修既有曝氣設備，經費概估新台幣 2,600 萬元整。維修操作費每年概估 100 萬元整。預期效益為水庫內部總磷負荷由 669 kg/yr 降為 435-535 kg/yr。

#### B、新山水庫

- (1) 水庫設置二組曝氣設備，經費概估新台幣 3,000 萬元整。維修操作費每年概估 500

萬元整。預期效益為可降低底泥營養鹽磷釋出率。

(2) 設置進水沉澱池，經費概估新台幣 5,000 萬元整。維修操作費每年概估 500 萬元整。

預期效益為改善新山淨水廠進入新山水庫之水質。

(3) 建議設置新山水庫水質自動監測系統工程，經費約新台幣 300 萬元整。維修操作費每年概估 50 萬元整。預期效益可將水庫不同深度之水質變化狀況，即時傳送至控制中心研判，有助於淨水處理與原水調配作業之時機掌握。

## 建議事項

對本研究計畫之建議為：

1. 在環保署指定之 11 座優養水庫中，除了澄清湖、鳳山、蘭潭及牡丹水庫曾做過底泥調查外，其餘水庫皆無底泥調查資料。而澄清湖及鳳山水庫之數據又稍嫌老舊(民國 79、80 年甘泉計畫期間實測數據)，因此建議對這些水庫進行底泥採樣，以了解各水庫之底泥營養鹽及重金屬成分。
2. 持續對環保署指定之 11 座優養水庫進行較詳細之藻種採樣，以建立各水庫之藻種資料庫。
3. 目前環保署對水庫水質之採樣為每季一次，為更進一步了解水庫水質變化及提高水質模式之模擬準確度，建議修改為每月一次。同時，水溫及水質資料需有隨不同深度之監測資料，而不是只有水庫表面、中、庫底三層。
4. 可利用衛星技術於水庫優養化預測，並結合水庫水質模式，進一步預測水庫未來水質。
5. 參考美、日國家控制湖泊水庫優養化方法，將之應用於國內優養化水庫，並觀察其整治成效。
6. 蘭潭及新山水庫列為優先整治之水庫，故需有更詳細之採樣資料來做為效益評估之依據。同時需有一新的計畫案，來評估這二座水庫整治前與整治後之工程效益。
7. 加強對水庫污染整治之民眾參與與宣導。

# 目 錄

期末報告基本資料表	
計畫成果中英文摘要(簡要版)	
計畫成果摘要(詳細版)	
目錄-----	i
表目錄-----	viii
圖目錄-----	x
第一章 前言 -----	1-1
1.1 計畫緣起及背景-----	1-1
1.2 計畫工作內容-----	1-2
1.3 報告內容-----	1-3
參考文獻 -----	1-4
第二章 水庫內優養化趨勢分析方法 -----	2-1
2.1 水庫內優養化趨勢分析-----	2-1
2.1.1 水質優養化評估方法-----	2-1
2.1.2 衛星技術應用於水庫優養化之預測-----	2-5
2.1.3 監測數據統計分析-----	2-9
2.2 水庫內造成優養化、藻華現象之關鍵污染物及污染型態-----	2-20
2.2.1 磷為關鍵污染物-----	2-21
2.2.2 氮為關鍵污染物-----	2-21
2.2.3 有機物為關鍵污染物-----	2-21
2.2.4 污染型態-----	2-22
2.3 水庫內藻類、營養鹽及代謝污染物間之問題、關係-----	2-23
2.3.1 藻毒-----	2-23
2.3.2 異味與臭味-----	2-23
2.3.3 胞外有機代謝物-----	2-26
2.3.4 營養鹽減量後，主要藻類及代謝污染物之變化情形 -----	2-26

2.3.5 水庫藻類資料庫與生態工法-----	2-26
2.4 水庫底泥對優養化之影響-----	2-30
2.4.1 水庫底泥來源及組成-----	2-30
2.4.2 影響底泥營養鹽釋出之重要參數-----	2-31
2.4.3 底泥模式應用-----	2-32
2.4.4 底泥調查與治理-----	2-34
2.5 水庫水質模擬-----	2-38
2.5.1 水庫水質模式-----	2-38
2.5.2 集水區非點源污染模式連接水庫水質模式之模擬-----	2-41
參考文獻-----	2-43
第三章 國內優養化水庫資料調查-----	3-1
3.1 國內水庫水質現況-----	3-1
3.2 新山水庫-----	3-8
3.2.1 水庫基本資料-----	3-8
3.2.2 水庫之入流量-----	3-9
3.2.3 水質監測結果-----	3-10
3.2.4 水庫之藻類相-----	3-13
3.2.5 水庫內外部總磷負荷推估-----	3-15
3.3 永和山水庫-----	3-17
3.3.1 水庫基本資料-----	3-17
3.3.2 水庫之入流量-----	3-18
3.3.3 水質監測結果-----	3-19
3.3.4 水庫之藻類相-----	3-23
3.3.5 水庫內外部總磷負荷推估-----	3-23
3.4 明德水庫-----	3-24
3.4.1 水庫基本資料-----	3-24
3.4.2 水庫之入流量-----	3-25
3.4.3 水質監測結果-----	3-26
3.4.4 水庫之藻類相-----	3-30

3.4.5 水庫內外部總磷負荷推估-----	3-30
3.5 鯉魚潭水庫-----	3-32
3.5.1 水庫基本資料-----	3-32
3.5.2 水庫之入流量-----	3-33
3.5.3 水質監測結果-----	3-34
3.5.4 水庫之藻類相-----	3-38
3.5.5 水庫內外部總磷負荷推估-----	3-38
3.6 仁義潭水庫-----	3-40
3.6.1 水庫基本資料-----	3-40
3.6.2 水庫之入流量-----	3-41
3.6.3 水質監測結果-----	3-42
3.6.4 水庫之藻類相-----	3-48
3.6.5 水庫內外部總磷負荷推估-----	3-48
3.7 蘭潭水庫-----	3-49
3.7.1 水庫基本資料-----	3-49
3.7.2 水庫之入流量-----	3-50
3.7.3 水質監測結果-----	3-51
3.7.4 水庫之藻類相-----	3-58
3.7.5 水庫內外部總磷負荷推估-----	3-59
3.8 白河水庫-----	3-60
3.8.1 水庫基本資料-----	3-60
3.8.2 水庫之入流量-----	3-61
3.8.3 水質監測結果-----	3-62
3.8.4 水庫內外部總磷負荷推估-----	3-66
3.9 鏡面水庫-----	3-67
3.9.1 水庫基本資料-----	3-67
3.9.2 水庫之入流量-----	3-68
3.9.3 水質監測結果-----	3-69
3.9.4 水庫內外部總磷負荷推估-----	3-72

3.10 鳳山水庫 -----	3-74
3.10.1 水庫基本資料 -----	3-74
3.10.2 水庫之入流量 -----	3-75
3.10.3 水質監測結果 -----	3-76
3.10.4 水庫之藻類相 -----	3-79
3.10.5 水庫內外部總磷負荷推估 -----	3-79
3.11 澄清湖水庫 -----	3-81
3.11.1 水庫基本資料 -----	3-81
3.11.2 水庫之入流量 -----	3-82
3.11.3 水質監測結果 -----	3-82
3.11.4 水庫之藻類相 -----	3-86
3.11.5 水庫內外部總磷負荷推估 -----	3-86
3.12 牡丹水庫 -----	3-88
3.12.1 水庫基本資料 -----	3-88
3.12.2 水庫之入流量 -----	3-89
3.12.3 水質監測結果 -----	3-90
3.12.4 水庫之藻類相 -----	3-93
3.12.5 水庫內外部總磷負荷推估 -----	3-93
3.13 11 座水庫優養限制因子及底泥調查概況 -----	3-95
3.13.1 11 座水庫優養限制因子 -----	3-95
3.13.2 11 座水庫底泥調查概況 -----	3-96
參考文獻 -----	3-98
第四章 水庫庫區優養化治理 -----	4-1
4.1 水庫庫區營養鹽去除策略 -----	4-3
4.1.1 水庫營養鹽狀況之診斷 -----	4-3
4.1.2 截斷外部營養來源 -----	4-3
4.1.3 底泥磷的穩定化 -----	4-3
4.1.4 隔絕底泥 -----	4-3
4.1.5 用水稀釋 -----	4-4

4.1.6 抽排下層水-----	4-5
4.1.7 調控取水深度-----	4-7
4.1.8 強制循環-----	4-7
4.1.9 利用食物鏈控制藻類-----	4-8
4.1.10 生態系統控制-----	4-8
4.1.11 收穫藻類-----	4-8
4.1.12 降低水位-----	4-9
4.1.13 底泥移除-----	4-9
4.1.14 底層水曝氣-----	4-9
4.1.15 化學藥劑除藻法原理-----	4-12
4.2 優養改善方法評估-----	4-14
4.2.1 建立替選方案-----	4-14
4.2.2 各種方案的限制因子及基準-----	4-15
參考文獻-----	4-18
第五章 先進國家去除水庫庫區營養鹽之案例分析-----	5-1
5.1 美國湖泊水庫營養鹽控制策略及案例分析-----	5-1
5.1.1 美國湖泊水庫營養鹽控制策略-----	5-1
5.1.2 美國湖泊水庫營養鹽案例分析-----	5-2
5.2 日本湖泊水庫營養鹽控制策略及案例分析-----	5-15
5.2.1 日本湖泊水庫營養鹽控制策略-----	5-15
5.2.2 日本湖泊水庫營養鹽案例分析-----	5-34
5.3 歐洲及中國大陸湖泊水庫營養鹽控制策略-----	5-41
參考文獻-----	5-44
第六章 國內水庫問題及診斷方法-----	6-1
6.1 國內水庫藻類現況與問題-----	6-1
6.1.1 國內水庫藻類診斷方法-----	6-2
6.1.2 微囊藻形成藻華的主因和特性-----	6-6
6.1.3 防除微囊藻之工法-----	6-6
6.2 水庫底泥國內案例分析-----	6-7

6.2.1 澄清湖水庫-----	6-7
6.2.2 蘭潭水庫-----	6-8
6.2.3 鳳山水庫-----	6-9
6.3 水質模式預測水庫污染物削減量-----	6-9
參考文獻-----	6-11
第七章 國內優養化水庫優先整治計畫-----	7-1
7.1 蘭潭水庫-----	7-1
7.1.1 蘭潭水庫近十年水庫藻種變化-----	7-1
7.1.2 蘭潭水庫既有曝氣工程效益評估-----	7-2
7.1.3 水庫水質模式優養預測分析-----	7-6
7.1.4 微囊藻藻華之治理對策-----	7-7
7.1.5 去除污染物之生態工法-----	7-8
7.1.6 評估工法對水質改善效益-----	7-8
7.2 新山水庫-----	7-11
7.2.1 新山水庫近十年水庫藻種變化-----	7-11
7.2.2 評估工法對水質改善效益-----	7-12
7.2.3 新山水庫採樣結果討論-----	7-13
7.3 澄清湖水庫-----	7-21
7.3.1 澄清湖歷年來之改善規劃工作-----	7-21
7.3.2 澄清湖底泥清除-----	7-23
7.3.3 澄清湖既有曝氣工程效益評估-----	7-24
7.3.4 評估工法對水質改善效益-----	7-25
7.4 鳳山水庫-----	7-26
7.4.1 鳳山水庫歷年來之改善規劃工作-----	7-26
7.4.2 鳳山水庫既有曝氣工程效益評估-----	7-27
7.4.3 評估工法對水質改善效益-----	7-29
7.5 白河水庫-----	7-29
7.5.1 白河水庫歷年來之改善規劃工作-----	7-29
7.5.2 評估工法對水質改善效益-----	7-31

7.6 鏡面水庫 -----	7-32
7.7 牡丹水庫 -----	7-32
7.8 明德水庫 -----	7-32
7.9 永和山水庫 -----	7-32
7.10 仁義潭水庫 -----	7-33
參考文獻 -----	7-34
第八章 結論與建議 -----	8-1
8.1 結論 -----	8-1
8.2 建議 -----	8-2
附表 1 11 座水庫基本資料	
附錄一 執行計畫經費表	
附錄二 94 年度「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫」 第一次工作進度報告、期中報告及期末報告會議紀錄	
附錄三 94 年度「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫」 第一次至第十次座談會會議紀錄	

## 表目錄

表 2.1.1-1 OECD 單一參數判定優養化之標準	2-2
表 2.1.1-2 Carlson 單一參數判定優養化之標準	2-2
表 2.1.1-3 美國環境保護署單一參數判定優養化之標準	2-2
表 2.1.1-4 環保署制定之湖泊水質標準	2-2
表 2.1.3-1 常態與對數常態分布之參數特性	2-11
表 2.1.3-2 各種分布之機率密度函數以模擬環境污染物濃度之變異性	2-12
表 2.1.3-3 常態分布的檢測方法	2-14
表 2.1.3-4 美國環保署建議之異常值統計測試方法	2-18
表 2.4.4-1 國內外底泥孔隙水磷濃度範圍	2-36
表 2.5.1-1 評估湖泊水庫的優養化模式	2-39
表 3.2.5-1 國內水庫底泥總磷釋出通量比較	3-15
表 3.2.5-2 新山水庫總磷之內外部總磷負荷比例推估	3-16
表 3.3.5-1 永和山水庫總磷之內外部總磷負荷比例推估	3-23
表 3.4.5-1 明德水庫總磷之內外部總磷負荷比例推估	3-31
表 3.5.5-1 鯉魚潭水庫總磷之內外部總磷負荷比例推估	3-39
表 3.6.5-1 仁義潭水庫總磷之內外部總磷負荷比例推估	3-48
表 3.7.5-1 蘭潭水庫總磷之內外部總磷負荷比例推估	3-59
表 3.8.4-1 白河水庫總磷之內外部總磷負荷比例推估	3-66
表 3.9.4-1 鏡面水庫總磷之內外部總磷負荷比例推估	3-73
表 3.10.5-1 鳳山水庫總磷之內外部總磷負荷比例推估	3-80
表 3.11.5-1 澄清湖水庫總磷之內外部總磷部負荷比例推估	3-87
表 3.12.5-1 牡丹水庫總磷之內外部總磷負荷比例推估	3-94
表 3.13.1-1 11 座水庫優養限制因子	3-95
表 3.13.2-1 11 座水庫底泥調查概況	3-96
表 4-1 各種水庫湖泊治理方案	4-2
表 4.1.4-1 加拿大英屬哥倫比亞幾個湖底隔絕處理的例子	4-4
表 4.1.5-1 Moses 湖中各部分 4 月至 9 月的稀釋率變化及 5 月至 9 月平均	

水質之變化-----	4-5
表 4.1.6-1 湖泊以底層抽水改善水質的案例-----	4-6
表 4.1.14-1 湖泊以底層曝氣改善水質的案例-----	4-11
表 4.1.15-1 硫酸銅除藻法處理成本一覽表-----	4-14
表 4.2.2-1 優養改善方法之限制因子及篩除基準-----	4-16
表 5.1.2-1 美國環保署清淨湖泊計畫若干湖泊水庫的優養治理措施-----	5-4
表 5.1.2-2 美國田納西流域管理局水庫(以庫內曝氣方法治理)-----	5-5
表 5.2.1-1 日本環境省指定 10 個整治湖泊水庫之污染負荷與水質濃度結果 -----	5-16
表 5.2.1-2 日本環境省指定 10 個整治湖泊水庫的水質變化(TP)-----	5-16
表 5.2.1-3 日本環境省指定 10 個整治湖泊水庫的水質變化(TN)-----	5-17
表 5.2.1-4 日本環境省指定 10 個整治湖泊水庫的水質變化(COD)-----	5-17
表 5.2.1-5 日本湖泊水庫水質改善方法-----	5-18
表 5.2.1-5 底泥浚渫法之效果-----	5-20
表 5.2.1-6 日本優養湖泊底泥浚渫實例-----	5-21
表 5.2.1-7 底泥覆蓋或固定法之去除效果-----	5-22
表 5.2.1-8 強迫循環法之特性及效果-----	5-23
表 5.2.2-1 日本霞浦湖淨化設施之設計資料-----	5-38
表 6.1.1-1 國內各種優養化程度水庫中常出現的主要藻種-----	6-3
表 6.1.1-2 國內水庫產生土臭味(geosmin)和霉臭味(MIB)之藻類-----	6-6
表 7.1.6-1 蘭潭水庫設置工法預期效益-----	7-10
表 7.5.1-1 白河水庫歷年淤積統計表-----	7-30
表 7.5.1-2 白河水庫歷年相關清淤數量概況-----	7-31

## 圖目錄

圖 1.3-1 計畫工作流程圖 -----	1-4
圖 2.1.2-1 OECD 之葉綠素為分類標準判斷翡翠水庫水質優養化狀況--	2-7
圖 2.1.2-2 OECD 之透明度為分類標準判斷翡翠水庫水質優養化狀況--	2-7
圖 2.1.2-3 OECD 之葉綠素為分類標準判斷曾文水庫水質優養化狀況--	2-8
圖 2.1.2-4 OECD 之透明度為分類標準判斷曾文水庫水質優養化狀況--	2-8
圖 2.2-1 水庫之藻華現象 -----	2-20
圖 2.2.4-1 水庫之藻類採樣-----	2-22
圖 2.3.2-1 國內水庫會產生微囊藻毒的銅綠微囊藻( <i>Microcystis aeruginosa</i> ) -----	2-24
圖 2.3.2-2 國內水庫常發現之微囊藻毒-----	2-24
圖 2.3.2-3 水庫產生臭土味的魚腥藻( <i>Anabaena vulguire</i> ) -----	2-25
圖 2.3.2-4 水庫產生霉臭味的顫藻( <i>Oscillatoria tenue</i> ) -----	2-25
圖 2.3.5-1 翡翠水庫藻類資料庫網站-----	2-27
圖 2.3.5-2 曝氣機運抵青蛙湖開始進行安裝-----	2-28
圖 2.3.5-3 機運作時之情形，此機型自水中曝氣，其曝氣量大，但噪音低， 是德國新科技產品。-----	2-28
圖 2.3.5-4 整治前的拐子湖水滋長許多福壽螺，岸邊長滿螺卵，許多水生植 物難以成長，水生態遭破壞。-----	2-29
圖 2.3.5-5 施行生態改善法後，水不再發臭，提供居民一個休憩場所。 -----	2-29
圖 2.4-1 磷於水庫集水區之流佈與循環-----	2-30
圖 2.4.2-1 應用深水攝影技術於翡翠水庫大壩水下 85 米處示蹤劑實驗	2-33
圖 2.4.3-1 底泥磷傳輸概念模式-----	2-34
圖 2.4.4-1 翡翠水庫現場底泥採樣照片-----	2-37
圖 2.4.4-2 翡翠水庫底泥分層含水量、有機質、總磷及總氮變化-----	2-37
圖 2.5.1-1 W2 格網示意圖-----	2-39
圖 2.5.1-2 德基水庫 88 年水質模擬與實測結果 -----	2-40

圖 2.5.1-3 曾文水庫 89 年水質模擬與實測結果	2-40
圖 2.5.1-4 翡翠水庫 85 年大壩站垂向葉綠素 a 模擬與實測結果	2-41
圖 2.5.2-1 曾文水庫 88 至 90 年集水區入流量之模擬與實測結果	2-42
圖 2.5.2-2 曾文水庫 88 至 91 年表水層溶氧之模擬與實測結果	2-42
圖 3.1-1 92 年度台灣地區主要水庫卡爾森優養指數比較圖	3-2
圖 3.1-2 92 年度台灣地區主要水庫優養現況	3-3
圖 3.1-3 82 至 93 年台灣地區 12 座主要水庫卡爾森優養指數比較圖	3-4
圖 3.1-3 82 至 93 年台灣地區 12 座主要水庫卡爾森優養指數比較圖(續)	3-5
圖 3.1-4 展示環境資訊系統水庫水質網頁之內容	3-6
圖 3.1-4 展示環境資訊系統水庫水質網頁之內容(續)	3-7
圖 3.2.1-1 新山水庫	3-8
圖 3.2.1-2 新山水庫集水區土地利用型態分佈	3-9
圖 3.2.2-1 新山水庫 92~93 年水庫之入流量	3-9
圖 3.2.3-1 新山水庫水質監測站	3-10
圖 3.2.3-2 新山水庫 82~93 年卡爾森優養指數	3-10
圖 3.2.3-3 新山水庫 82~93 年表水域水質監測結果	3-11
圖 3.2.3-3 新山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)	3-12
圖 3.2.3-3 新山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)	3-13
圖 3.2.4-1 微囊藻形成的藻華現象(新山水庫)	3-14
圖 3.2.4-2 形成藻華的微囊藻經常會產生微囊藻毒(microcystins)	3-14
圖 3.3.1-1 永和山水庫	3-17
圖 3.3.1-2 永和山水庫集水區土地利用型態分佈	3-18
圖 3.3.2-1 永和山水庫 92~93 年水庫之入流量	3-18
圖 3.3.3-1 永和山水庫水質監測站	3-19
圖 3.3.3-2 永和山水庫 82~93 年卡爾森優養指數	3-19
圖 3.3.3-3 永和山水庫 82~93 年表水域水質監測結果	3-20
圖 3.3.3-3 永和山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)	3-21
圖 3.3.3-3 永和山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)	3-22
圖 3.4.1-1 明德水庫	3-24

圖 3.4.1-2 明德水庫集水區土地利用型態分佈-----	3-25
圖 3.4.2-1 明德水庫 92~93 年水庫之入流量-----	3-25
圖 3.4.3-1 明德水庫水質監測站-----	3-26
圖 3.4.3-2 明德水庫 82~93 年卡爾森優養指數-----	3-26
圖 3.4.3-3 明德水庫 82~93 年表水域水質監測結果-----	3-27
圖 3.4.3-3 明德水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-28
圖 3.4.3-3 明德水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-29
圖 3.5.1-1 鯉魚潭水庫-----	3-32
圖 3.5.1-2 鯉魚潭水庫集水區土地利用型態分佈-----	3-33
圖 3.5.2-1 鯉魚潭水庫 92~93 年水庫之入流量-----	3-33
圖 3.5.3-1 鯉魚潭水庫水質監測站-----	3-34
圖 3.5.3-2 鯉魚潭水庫 82~93 年卡爾森優養指數-----	3-34
圖 3.5.3-3 鯉魚潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果-----	3-35
圖 3.5.3-3 鯉魚潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-36
圖 3.5.3-3 鯉魚潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-37
圖 3.5.4-1 在優養化的水庫常出現顫藻( <i>Oscillatoria</i> sp.)，顯示有機污染。 -----	3-38
圖 3.6.1-1 仁義潭水庫-----	3-40
圖 3.6.1-2 仁義潭水庫集水區土地利用型態分佈-----	3-41
圖 3.6.2-1 仁義潭水庫 92~93 年水庫之入流量-----	3-41
圖 3.6.3-1 仁義潭水庫水質監測站-----	3-42
圖 3.6.3-2 仁義潭水庫 82~93 年卡爾森優養指數-----	3-42
圖 3.6.3-3 仁義潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果-----	3-43
圖 3.6.3-3 仁義潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-44
圖 3.6.3-3 仁義潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-45
圖 3.6.3-4 仁義潭水庫取水口附近水溫、總磷及總氮之分層變化-----	3-47
圖 3.7.1-1 蘭潭水庫-----	3-49
圖 3.7.1-2 蘭潭水庫集水區土地利用型態分佈-----	3-50
圖 3.7.2-1 蘭潭水庫 92~93 年水庫之入流量-----	3-50

圖 3.7.3-1 蘭潭水庫水質監測站-----	3-52
圖 3.7.3-2 蘭潭水庫 82~93 年卡爾森優養指數-----	3-52
圖 3.7.3-3 蘭潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果-----	3-53
圖 3.7.3-3 蘭潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-54
圖 3.7.3-3 蘭潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-55
圖 3.7.3-4 蘭潭水庫取水口附近水溫、總磷及總氮之分層變化-----	3-57
圖 3.7.4-1 柱孢藻( <i>Cylindrospermopsis raboriski</i> )在有機污染時優勢滋長， 可能有毒。-----	3-58
圖 3.8.1-1 白河水庫-----	3-60
圖 3.8.1-2 白河水庫集水區土地利用型態分佈-----	3-61
圖 3.8.2-1 白河水庫 92~93 年水庫之入流量-----	3-61
圖 3.8.3-1 白河水庫水質監測站-----	3-62
圖 3.8.3-2 白河水庫 82~93 年卡爾森優養指數-----	3-62
圖 3.8.3-3 白河水庫 82~93 年表水域水質監測結果-----	3-63
圖 3.8.3-3 白河水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-64
圖 3.8.3-3 白河水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-65
圖 3.9.1-1 鏡面水庫-----	3-67
圖 3.9.1-2 鏡面水庫集水區土地利用型態分佈-----	3-68
圖 3.9.2-1 鏡面水庫 92~93 年水庫之入流量-----	3-68
圖 3.9.3-1 鏡面水庫水質監測站-----	3-69
圖 3.9.3-2 鏡面水庫 82~93 年卡爾森優養指數-----	3-69
圖 3.9.3-3 鏡面水庫 82~93 年表水域水質監測結果-----	3-70
圖 3.9.3-3 鏡面水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-71
圖 3.9.3-3 鏡面水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)-----	3-72
圖 3.10.1-1 鳳山水庫-----	3-74
圖 3.10.1-2 鳳山水庫集水區土地利用型態分佈-----	3-75
圖 3.10.2-1 鳳山水庫 92~93 年水庫之入流量-----	3-75
圖 3.10.3-1 鳳山水庫水質監測站-----	3-76
圖 3.10.3-2 鳳山水庫 82~93 年卡爾森優養指數-----	3-76

圖 3.10.3-3 鳳山水庫 82~93 年表水域水質監測結果	3-77
圖 3.10.3-3 鳳山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)	3-78
圖 3.10.3-3 鳳山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)	3-79
圖 3.10.4-1 角星鼓藻( <i>Staurastrum</i> sp.)在優養化的水庫出現，是指標藻種。	3-80
圖 3.11.1-1 澄清湖水庫	3-81
圖 3.11.2-1 澄清湖水庫 92~93 年水庫之入流量	3-82
圖 3.11.3-1 澄清湖水庫水質監測站	3-83
圖 3.11.3-2 澄清湖水庫 82~93 年卡爾森優養指數	3-83
圖 3.11.3-3 澄清湖水庫 82~93 年表水域水質監測結果	3-84
圖 3.11.3-3 澄清湖水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)	3-85
圖 3.11.3-3 澄清湖水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)	3-86
圖 3.12.1-1 牡丹水庫	3-88
圖 3.12.1-2 牡丹水庫集水區土地利用型態分佈	3-89
圖 3.12.2-1 牡丹水庫 92~93 年水庫之入流量	3-89
圖 3.12.3-1 牡丹水庫水質監測站	3-90
圖 3.12.3-2 牡丹水庫 89~93 年卡爾森優養指數	3-90
圖 3.12.3-3 牡丹水庫 88~93 年表水域水質監測結果	3-91
圖 3.12.3-3 牡丹水庫 88~93 年表水域水質監測結果(續)	3-92
圖 3.12.3-3 牡丹水庫 88~93 年表水域水質監測結果(續)	3-93
圖 3.12.4-1 有機污染的超優養化水庫常出現螺旋藻( <i>Spirulina platensis</i> )	3-94
圖 4.1.6-1 水庫抽排下層水之裝置圖	4-6
圖 4.1.8-1 四種深層水強制混合的方法	4-8
圖 4.1.14-1 底層曝氣的裝置之一	4-10
圖 4.1.14-2 底層曝氣的裝置之二	4-10
圖 4.1.15-1 在高鹼度水體下 pH 與銅濃度及銅的物種之關係圖	4-13
圖 4.1.15-2 在低鹼度水體下 pH 與銅濃度及銅的物種之關係圖	4-13
圖 4.2.2-1 選擇改善措施簡單的決策樹	4-17

圖 5.1.2-1 北美五大湖位置圖-----	5-3
圖 5.1.2-2 太陽能曝氣機接上較短的水管所造成的水體循環現象示意圖。此方法將汲水端設於變溫層，只循環上層水。-----	5-6
圖 5.1.2-3 太陽能曝氣機接上較長的水管所造成的水體循環現象示意圖。此方法將汲水端設於接近底部，將遠達數哩外底部水循環至上層-----	5-6
圖 5.1.2-4 風力曝氣機所造成的水體循環現象示意圖(案例一)-----	5-7
圖 5.1.2-5 風力曝氣機所造成的水體循環現象示意圖(案例二)-----	5-8
圖 5.1.2-6 1988 年至 1990 年 1 號水庫出流水之錳濃度的變化圖 -----	5-9
圖 5.1.2-7 1 號水庫在 1990 年夏季其溫度與溶氧隨深度之分佈圖 -----	5-9
圖 5.1.2-8 裝置了曝氣機 5 週後其溫度與溶氧隨深度之分佈圖-----	5-10
圖 5.1.2-9 在 1990 年夏季 1 號水庫與來 2 號水庫其溫度與溶氧隨深度之分佈圖-----	5-10
圖 5.1.2-10 佛羅里達州 Apopka 湖沼澤流道-----	5-12
圖 5.1.2-11 Hillsdale 湖泊位置圖-----	5-13
圖 5.2.1-1 連續揚水裝置-----	5-24
圖 5.2.1-2 間歇式空氣揚水筒-----	5-25
圖 5.2.1-3 深層曝氣循環機-----	5-26
圖 5.2.1-4 純氧式陸上吹入型系統-----	5-26
圖 5.2.1-5 純氧式水中吹入型系統之提案圖-----	5-27
圖 5.2.1-6 人工浮島(乾式)-----	5-33
圖 5.2.1-7 人工浮島(濕式)，霞浦湖土浦湖-----	5-33
圖 5.2.2-1 日本琵琶湖及水質監測站位置-----	5-34
圖 5.2.2-2 日本琵琶湖 1996 年水溫變化圖 -----	5-35
圖 5.2.2-3 日本琵琶湖 1979 至 1996 年 BOD、TP 及 TN 變化情形 ---	5-36
圖 5.2.2-4 日本霞浦湖及水質監測站位置-----	5-37
圖 5.2.2-5 Nakamura 與 Shimatani 所設計的人工浮島-----	5-39
圖 5.3-1 義大利的 Lake Annone-----	5-41
圖 5.3-2 中國大陸的太湖種植菱角 -----	5-42
圖 5.3-3 雲南滇池觀鷗渡輪-----	5-43

圖 6.3-1 牡丹水庫 89-90 年遞減率與最大葉綠素 a 之關係圖(預測) ----	6-10
圖 6.3-2 牡丹水庫 91-92 年遞減率與最大葉綠素 a 之關係圖(預測) ----	6-10
圖 7.1.2-1 庫內架設原有曝氣系統位置-----	7-3
圖 7.1.2-2 原有曝氣系統曝氣管組成-----	7-3
圖 7.1.2-3 曝氣前後蘭潭水質氨氮(a)、總磷(b)及葉綠素 a (c)濃度變化-	7-5
圖 7.1.3-1 總磷在一完全混合水體之平衡示意圖-----	7-6
圖 7.1.6-1 擬規劃之蘭潭水庫生態工法場址-----	7-9
圖 7.2.3-1 新山水庫水溫實測結果(94 年 6 月 2 日)-----	7-14
圖 7.2.3-2 新山水庫溶氧實測結果(94 年 6 月 2 日)-----	7-14
圖 7.2.3-3 新山水庫 pH 實測結果(94 年 6 月 2 日)-----	7-15
圖 7.2.3-4 新山水庫採樣平面圖(94 年 8 月 22 日) -----	7-15
圖 7.2.3-5 新山水庫水溫實測結果(94 年 8 月 22 日) -----	7-16
圖 7.2.3-6 新山水庫溶氧實測結果(94 年 8 月 22 日) -----	7-17
圖 7.2.3-7 新山水庫 pH 實測結果(94 年 8 月 22 日)-----	7-17
圖 7.2.3-8 新山水庫藻類數量分佈結果(94 年 8 月 22 日) -----	7-18
圖 7.2.3-9 新山水庫浮游動物數量分佈結果(94 年 8 月 22 日) -----	7-18
圖 7.2.3-10 新山水庫水溫實測結果(94 年 10 月 20 日) -----	7-19
圖 7.2.3-11 新山水庫溶氧實測結果(94 年 10 月 20 日) -----	7-19
圖 7.2.3-12 新山水庫 pH 實測結果(94 年 10 月 20 日)-----	7-20
圖 7.2.3-13 新山水庫溶解性反應磷實測結果(94 年 10 月 20 日) -----	7-21
圖 7.2.3-14 新山水庫藻類數量實測結果(94 年 10 月 20 日) -----	7-21
圖 7.3.1-1 澄清湖底泥浚渫清除(抽送至放乾區運離)(940426 拍攝)----	7-23
圖 7.3.1-2 澄清湖底泥放乾清除(曬乾運離)(940426 拍攝)-----	7-23
圖 7.3.3-1 澄清湖曝氣區及空壓機站配置圖-----	7-24
圖 7.3.3-2 澄清湖導流幕安裝示意圖-----	7-25
圖 7.4.2-1 鳳山水庫曝氣區及空壓機站配置圖-----	7-28
圖 7.4.2-2 鳳山水庫導流幕及生物介質濾材安裝配置圖-----	7-29

---

# 第一章 前言

## 1.1 計畫緣起及背景

根據行政院「挑戰 2008」國家發展重點計畫—水與綠建設計畫內容(行政院, 2002), 近年來由於集水區的過度開發使用, 造成水庫水質有優養化的趨勢。因此, 如何加強水庫水質的監測並延長水庫的使用壽命, 確保水庫安全及永續經營, 為未來水資源保育及集水區污染防治工作之重大課題。

「生態工程(Ecological Engineering)」這一個名詞是由佛羅里達大學教授 H. T. Odum 於 1962 年首先提出, 因此被稱為「生態工程學之父」(張, 民國 93 年)。Mitsch 及 Jorgensen 於 1989 年彙整具有共同特質與原則之各類型工程技術並賦予定義, 明確界定「生態工程」的觀念及適用範疇(林與邱, 民國 92 年)。在 1980 年代, 台灣已有類似的生態工程在推動, 其中最著名的是宜蘭五結鄉冬山河的親水公園。近幾年, 生態工法大量被利用在結合河溪流域生態規劃、復育、植生及景觀設計。

生態工程是以近自然的方法, 為傳統工程注入新的力量與重新發展的契機。本研究力期以近自然的工法整治湖泊水庫, 達到降低營養鹽及維持生態的平衡。國內首次以生態工法整治湖泊案例為拐子湖(又稱青蛙湖)(吳, 民國 89 年)。楊(民國 93 年)利用生態工法整治美濃中正湖, 使用人工湖內湖(artificial lagoon) 及人工浮島(artificial floating islands)改善湖體的水質。

環保署水保處在甘泉計畫執行期間(民國 79 至 82 年)(郭等, 民國 79、80 年; 駱等, 民國 81、82 年), 曾發展出台灣湖泊水庫優養化的各種評估方法及改善水質的策略。最近幾年, 經濟部水利署為配合國土綜合開發計畫、合理調配運用水資源、促進經濟產業繁榮發展, 以奠定國家長期發展之基礎, 並兼顧維護自然環境生態、提升國民生活品質及落實水資源永續利用, 不斷推動台灣地區中小型水庫的整治規劃研究計畫及水庫保育技術與推廣計畫之編擬(賴等, 民國 91、92 年)。而環保署監資處之環境水質監測評核計畫(吳等, 民國 91 年; 林等, 民國 92 年; 王等, 民國 93 年)亦對台灣主要水庫水質做持續性的監測。這些資料均可提供做為本研究計畫之參考文獻。

## 1.2 計畫工作內容

依照合約內容，本計畫之工作內容敘述如下：

一、蒐集國內 10 座優養化水庫庫區淨化水質、控制優養化 10 年以上研究、調查報告及論文：

(一) 國內優養化水庫，為新山水庫、明德水庫、永和山水庫、仁義潭水庫、蘭潭水庫、鯉魚潭水庫、白河水庫、鏡面水庫、澄清湖水庫、鳳山水庫及牡丹水庫等。

(二) 按各座水庫完成建立水庫總蓄水量、水庫管理機關、水庫特性、水庫用途、10 年以上水庫水質等之基本資料。

(三) 分析並至少提出下列分析結果：

1. 歷年水庫內優養化趨勢分析。
2. 水庫內造成優養化、藻華現象之關鍵污染物及污染型態。
3. 水庫內藻類、營養鹽及代謝污染物間之問題、關係，及營養鹽減量後，主要藻類及代謝污染物之變化情形。
4. 水庫底泥對優養化之影響。
5. 各座水庫去除水庫庫區氮磷方法、去除方法施作結果之工法(生態工法、現地處理工法)類別及適用條件、去除效率及建設、維護操作成本等分析。

二、蒐集 10 年以上美國、日本等國家去除水庫庫區營養鹽現地處理、生態工法報告及研究資料至少 40 份報告，至少分析提出：

(一) 各現地處理、生態工法去除水庫內氮磷之案例分析、工法類別、去除反應機制、適用條件、設計條件、操作條件、去除效率、操作維護成本及應注意事項等。成果應至少有比較分析表。

1. 案例分析應至少依水庫特性、現地處理或生態工法、國別之不同，至少有 6 個分析案例，並提出案例之特點及注意事項。
2. 工法類別分析方向有人工浮島、底泥清除或其他處理方式等。
3. 適用條件應至少包含原水濃度、地理條件、水理條件等。
4. 設計條件應至少包含除污原理、污染負荷、水力負荷、去除率等。

5. 操作條件應至少包含維護頻率、維護人力、如何執行等。

(二) 去除水庫庫區內部氮磷之策略。應至少含各國管制策略、輔導措施及適用我國水庫管理之適用性分析。

三、邀相關機關團體、專家學者辦理十場座談會，並提出可行分年持續研究的方向、計畫內容或行動計畫：

(一) 應就目前國內各水庫研究報告，依各水庫為整治水庫優養化，建議 10 座水庫整治之優先序、尚需調查之計畫內容及執行經費，並分三年提出。對於可立即執行整治之水庫，應提出行動計畫內容及執行預估經費。

(二) 應至少現勘 10 座水庫庫區各 1 次，確認各水庫的基本資料及分析資料，並建議庫區內部以水文、水力、生態、生物、物理等方法以控制藻類生長及降低營養源濃度之方法，並建議可施作現地處理或生態工法之地點及方式。

(三) 邀相關機關團體、專家學者至少完成 10 場次座談會(至少 170 人次)，出席費及差旅費由本計畫支應。座談對象含各水庫管理機關、集水區管理機關、曾研究水庫之專家學者等。辦理時機如下：

1. 完成各水庫基本資料及分析資料後，應至少完成北中南各 1 次諮詢座談會議。
2. 完成國外資料蒐集後，應至少完成北中南各 1 次諮詢會議。
3. 分年研究方向初稿完成後，應至少完成北中南各 1 次諮詢會議。
4. 辦理全國水庫庫區控制優養化技術研討會一場。

### 1.3 報告內容

本報告內容共分成八章。第一章為前言；第二章為水庫內優養化趨勢分析方法；第三章為國內優養化水庫資料調查；第四章為水庫庫區優養化治理；第五章為先進國家去除水庫庫區營養鹽之案例分析；第六章為國內水庫問題及診斷方法；第七章為國內優養化水庫優先整治計畫；第八章為結論與未來工作。圖 1.3-1 為本計畫工作流程圖。本執行計畫經費表詳見附錄一。

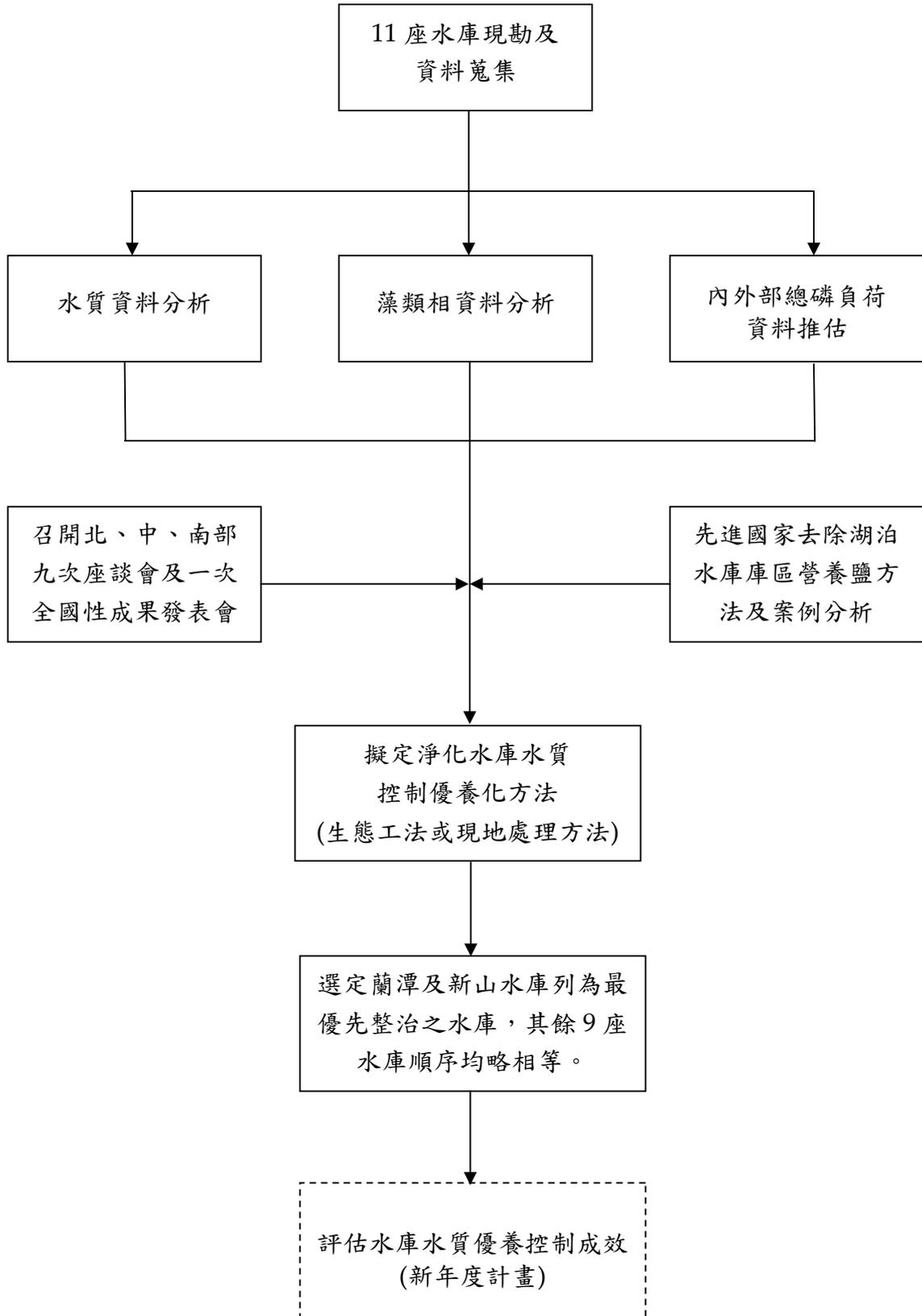


圖 1.3-1 計畫工作流程圖

## 參考文獻

1. 行政院，「挑戰 2008」國家發展重點計畫，2002 年 5 月。
2. 張文亮，生態工程的發展史(專題演講)，第一屆生態工程學術研討會，台灣大學生物環境系統工程學系主辦，台北，民國 93 年 11 月。
3. 林鎮洋、邱逸文，生態工法概論，明文書局印行，民國 92 年。
4. 吳俊宗(報告撰寫)，西湖村拐子湖水質改善系統維護，財團法人新環境基金會執行，經濟部水資源局委託，民國 89 年 12 月。
5. 楊磊，以生態工法技術整治污染埤塘及湖泊之研究，國科會專題研究計畫成果報告，NSC92-2211-E-110-010，中山大學海洋環境及工程學系，民國 93 年 8 月。
6. 郭振泰、吳俊宗、吳建鎡、馬培穎，台灣地區給水水源優養化評估法之建立及其優養程度調查(一)，台灣大學土木工程學研究所執行，環保署委託，民國 79 年 9 月。
7. 郭振泰、吳俊宗、楊明德、劉先仁，台灣地區給水水源優養評估法之建立及其優養程度調查(二)，台灣大學土木工程學研究所執行，環保署委託，民國 80 年 6 月。
8. 駱尚廉、楊萬發、於幼華、曾四恭、郭振泰、張尊國、許銘熙、范正成、吳先琪、吳俊宗，湖泊水庫水質改善及優養化評估法之建立和調查(三)，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 81 年 6 月。
9. 駱尚廉、曾四恭、張尊國、楊萬發、吳先琪、林正芳、鄭克聲、范正成、郭振泰、吳俊宗，湖泊水庫水質改善及優養化評估法之建立和調查(四)－技術手冊，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 82 年 6 月。
10. 賴進松、郭振泰、黃宏斌、吳俊宗、龍梧生、胡弘道，水庫整體保育計畫規範編擬，台灣大學水工試驗所執行，經濟部水利署委託，民國 91 年 12 月。
11. 賴進松、郭振泰、吳俊宗、龍梧生、胡弘道，水庫整體保育技術與推廣計畫，台灣大學水工試驗所執行，經濟部水利署委託，民國 92 年 12 月。
12. 吳俊哲、胡苔莉、郭鍾秀、吳志超，九十年度臺灣地區主要水庫水質監測計畫，逢甲大學環境工程與科學學系暨研究所執行，環保署委託，民國 91 年 2 月。
13. 林正芳、郭振泰、李錦地、李宗霖、郝晶瑾、黃慧芬、楊州斌等，環境水質監測評核計畫第一年度成果報告，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 92 年 6 月。
14. 王俊傑、崔天佑、李漢鏗、胡惠宇等，環境水質監測評核計畫，財團法人中技社環境技術發展中心執行，環保署委託，民國 93 年 12 月。

## 其它參考文獻

1. 郭振泰、邱照淋、顏本琦、洪鼎侃、林晉祥、徐年盛，台灣地區水庫入流泥砂、水質觀測方法及水壩安全評估風險分析(一)，台灣大學土木工程學研究所、美國匹茲堡大學土木及環境工程系、伊利諾大學土木工程系執行，經濟部水資源局委託，民國 87 年 6 月。
2. 郭振泰、吳先琪、邱照淋、顏本琦、洪鼎侃、林晉祥、徐年盛，台灣地區水庫入流泥砂、水質觀測方法及水壩安全評估風險分析(二)，台灣大學土木工程學研究所、美國匹茲堡大學土木及環境工程系、伊利諾大學土木工程系執行，經濟部水資源局委託，民國 88 年 6 月。
3. 郭振泰、吳先琪、邱照淋、顏本琦、洪鼎侃、林晉祥、徐年盛，台灣地區水庫入流泥砂、水質觀測方法及水壩安全評估風險分析(三)，台灣大學土木工程學研究所、美國匹茲堡大學土木及環境工程系、伊利諾大學土木工程系執行，經濟部水資源局委託，民國 89 年 6 月。
4. 陳樹群、沈學汶，土地利用對水庫淤砂之影響(一)，中興大學水土保持學系執行，經濟部水利司委託，民國 85 年 7 月。
5. 陳樹群、沈學汶，土地利用對水庫淤砂之影響(二)，中興大學水土保持學系執行，經濟部水資源局委託，民國 86 年 6 月。
6. 陳樹群、沈學汶、何智武，土地利用對水庫淤砂之影響(三)，中興大學水土保持學系執行，經濟部水資源局委託，民國 87 年 6 月。
7. 陳樹群、沈學汶、何智武，水庫合理之入流水質及泥砂評估方法(一)，中興大學水土保持學系執行，經濟部水資源局委託，民國 88 年 6 月。
8. 陳樹群、沈學汶、何智武，水庫合理之入流水質及泥砂評估方法(二)，中興大學水土保持學系執行，經濟部水資源局委託，民國 89 年 12 月。
9. 何智武、陳樹群、王文江，中小型水庫集水區治理規劃及成效評估研究，中興大學水土保持學系執行，經濟部水資源局委託，民國 89 年 12 月。
10. 陳樹群、何智武、沈學汶，水庫集水區土砂整治成效評估(1/2)，中興大學水土保持學系執行，經濟部水利署委託，民國 91 年 12 月。
11. 陳樹群、何智武、沈學汶，水庫集水區土砂整治成效評估(2/2)，中興大學水土保持學系執行，經濟部水利署委託，民國 92 年 12 月。
12. 童翔新、吳俊哲、李漢鏗、李瑞陽、郭鍾秀，水庫集水區污染源之調查評估，逢甲大學環境工程與科學系執行，經濟部水資源局委託，民國 90 年 12 月。
13. 游以德、高思懷、許道平、李健夫、胡思聰，水庫集水區水質調查及改善策略之研擬，財團法人台灣環保文教基金會執行，經濟部水利署委託，民國 92 年 3 月。
14. 高思懷、游以德，水庫集水區水質污染防制策略計畫，財團法人台灣環保文教基金

- 會執行，經濟部水利署委託，民國 92 年 11 月。
15. 南化、仁義潭水庫集水區整體治理規劃，巨廷工程顧問股份有限公司執行，經濟部水利署委託，民國 93 年 12 月。
  16. 白河、烏山頭水庫集水區整體治理規劃，能邦科技顧問股份有限公司執行，經濟部水利署委託，民國 93 年 12 月。
  17. 新山及西勢水庫集水區保育計畫(期末報告初稿)，能邦科技顧問股份有限公司執行，經台灣省自來水公司第一區管理處委託，民國 94 年 9 月。
  18. 澄清湖、鳳山、成功、興仁及東衛水庫集水區保育計畫(期末報告初稿)，巨廷工程顧問股份有限公司執行，經台灣省自來水公司第七區管理處委託，民國 94 年 9 月。

## 第二章 水庫內優養化趨勢分析方法

### 2.1 水庫內優養化趨勢分析

目前國內用來評估水庫水質優養化的方法，是採用民國 79-82 年環保署甘泉計畫執行期間，由郭振泰、駱尚廉、吳先琪、吳俊宗及林正芳等教授參考國外文獻及本土案例所制定的「湖泊水庫水質改善及優養化評估法之建立和調查－技術手冊」迄今(郭等，民國 79、80 年；駱等，民國 81、82 年)。張穗蘋、吳俊宗及陳伯中等教授(民國 87、88 年)曾針對環保署所委託監測的台灣地區二十座水庫水質，進行數據分析、查核與研判並提出整治規劃策略。除使用卡爾森優養指數來評判水庫之優養程度外，並使用雷達圖表示法判析水庫之優養程度，初步認為可行，同時採用水體水質標準比值呈現各污染物之污染情形。

由於時空的變遷，目前台灣地區主要水庫水質有一半達優養化狀態，為有效控制各類污染源對水庫之影響，改善水庫水質優養化現象，故需有一套完善的監測數據統計分析及評估水庫水質優養化的方法。以下說明各種評估水庫水質優養化之方法。

#### 2.1.1 水質優養化評估方法

當大量的污染物質排入水庫中，在適當的水溫、酸鹼度、日照及水位等環境因素下，將導致水庫中藻類大量異常繁殖、死亡，消耗水中溶氧，造成優養化。其優養程度依所含營養物質多寡，分為優養、普養及貧養三類。一般評判水庫水質的優養指標，可分為單一參數指標法及多變數指標法等，說明如下：

##### 一、單一參數指標法

單一參數指標法包括世界經濟合作發展組織(OECD)的判定標準、Carlson (1977)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(駱等，民國 82 年)。水質參數為總磷、葉綠素 **a** 及透明度(或沙奇盤深度)，水質參數與水體優養程度之關係如表 2.1.1-1 至表 2.1.1-3 所示。在國內，由環保署所制定之湖泊水質標準如表 2.1.1-4 所示。

表 2.1.1-1 OECD 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	<7.9	<2	>4.6
貧養—普養	8—11	2.1—2.9	4.5—3.8
普養	12—27	3—6.9	3.7—2.4
普養—優養	28—39	7—9.9	2.3—1.8
優養	>40	>10	<1.7

表 2.1.1-2 Carlson 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	<12	<2.6	>4
普養	12—24	2.6—7.2	2—4
優養	>24	>7.2	<2

表 2.1.1-3 美國環境保護署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 2.1.1-4 環保署制定之湖泊水質標準

項 目 \ 分 級	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	—	—

## 二、多變數指標法

多變數指標法為根據兩個以上之水質參數，分項計算後，合併為卡爾森優養指數(Carlson trophic state index, CTSI)。此法為根據水中透明度、葉綠素 a 及總磷，分別依下列公式計算：

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

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

$$TSI(TP) = 14.42 \ln TP + 4.15$$

式中：

SD = 透明度(m)

Chl-a = 葉綠素 a 濃度( $\mu\text{g/L}$ )

TP = 總磷濃度( $\mu\text{g/L}$ )

$$\text{卡爾森優養指數(CTSI)} = \frac{TSI(SD) + TSI(Chl - a) + TSI(TP)}{3}$$

所得結果：	CTSI < 40	為貧養狀態
	$40 \leq \text{CTSI} \leq 50$	為普養狀態
	CTSI > 50	為優養狀態

由於卡爾森優養指數評估法所使用之參數易受季節的影響，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偏高，使得卡爾森優養指數評估法中的透明度及總磷參數會有偏差，無法反映實際優養化程度。

## 三、藻類指標法

除了水中的污染物濃度可以作為評判水質優養化的指標外，生長在水庫中的藻類，是反映水質狀況最好的生物指標。目前國內較常採用的方法為藻類優養指數法及歧異度指標法。

### (一) 藻類優養指數法

利用水庫中出現的貧養、普養和優養條件及其出現的頻度的各別總和(分別為  $F_{\text{oligo}}$ 、 $F_{\text{meso}}$  和  $F_{\text{eu}}$ )，依下式計算藻類優養指數(ATSI)：

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

所得之 ATSI >1.5 為貧養水質，0.5 < ATSI < 1.5 為普養水質，ATSI < 0.5 為優養水質。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。

## (二) 歧異度指標法

藻類群落之種歧異度值會隨水質之優養化情形產生變化，在一般水庫中，其數值之大小和水質之優養化程度成負相關，即優養化程度愈厲害，藻類群落之種歧異度值愈低。其中以 Shannon 與 McIntosh 歧異度指數最能反映水質狀況。

(1) Shannon 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  $P_i = N_i/N$ ，其中  $N_i$  為  $i$  種藻類數量， $N$  為所有藻類數量)， $s$  為藻類種數。

(2) McIntosh 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)，可求其平均綜合值，以作為水質指數(QI)。

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

對一般水庫而言，當  $QI > 75$  時為優良水質，約相當於貧養水質；當  $50 < QI < 75$  時，則屬中等水質；當  $QI < 50$  則為不良水質，即相當於優養化水質。

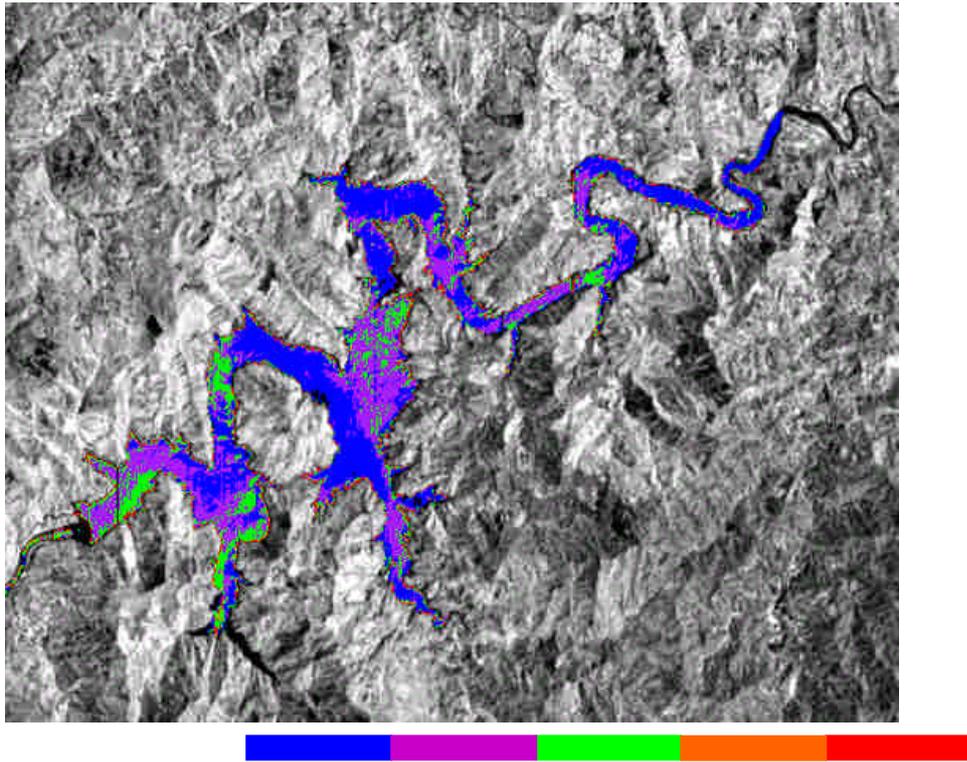
### 2.1.2 衛星技術應用於水庫優養化之預測

以傳統之水庫水質監測方法，常受限於採樣位置點及時間點的問題，在進行水體大面積長期之監測上，有其困難性。目前地理資訊系統(geographic information system, GIS)與衛星遙測之技術(remote sensing, RS)已漸成熟，並具有資料收集迅速、監測頻率高、可同時探測不同物質及大範圍監測等優點，以遙測技術集合地理資訊系統，應用在水質監測方面除可降低成本外，還可有效掌握影響水庫水質的參數，並由以往的點資料，推估至面狀資料，以進行水庫全區域的水質監測與評估，可廣泛且迅速監測水庫集水區及水庫水質，另結合衛星影像水質分析與水庫水質模式，進而預測水庫未來之水質。在國內，應用衛星技術於水庫優養化的研究大致整理如下：

1. 鄭與葉(民國 87 年)，以德基水庫為示範區域，利用人工採樣之水質資料及迴歸內插資料配合一般克利金法，建立水質空間的變異特性，並比較以 Carlson 優養化程度指標判釋美國大地衛星多光譜影像資料。
2. 楊等人(民國 88 年)，以翡翠水庫為研究區域，採多元迴歸模式分析遙測資料，以較佳迴歸公式轉換水庫水質優養化判斷參數，最後再配合模糊綜合評價法及單一參數 OECD 及多變數 Carlson 指標判釋水質優養化狀況，並結合 GIS 系統處理、展示圖形化之結果。其迴歸公式之精度以  $R^2$  及 P-value 來評估，而  $R^2$  皆大於 0.9，P-value 皆小於 0.05，可見其迴歸模式是非常可靠的。
3. 雷與鄭(民國 88 年)以德基水庫為示範區域，配合水質採樣紀錄，利用美國大地衛星之多光譜影像，建立德基水庫水質污染空間分布之情形，並經迴歸分析及 HYDRO\_GEN 隨機變域模擬，合理地評判各種營養狀況發生之機率，並針對 Carlson 模式之主要因子，最大透明度及透明度倍率因子予以改正，將 CTSI 修訂成更為符合德基水庫現地情形之營養狀況指標 TTSI。其研究中各種模式之相關係數接近 0.9，亦證明其參數轉換的精確度。
4. 陳等人(民國 91 年)以永和山水庫為研究區域，使用法國 SPOT 衛星像之監測永和山水庫水質資料，建構衛星各波段組合之影像因子與各項水質參數間的模型關係，做統計迴歸分析以尋求最佳迴歸公式，最後再採類神經網路模

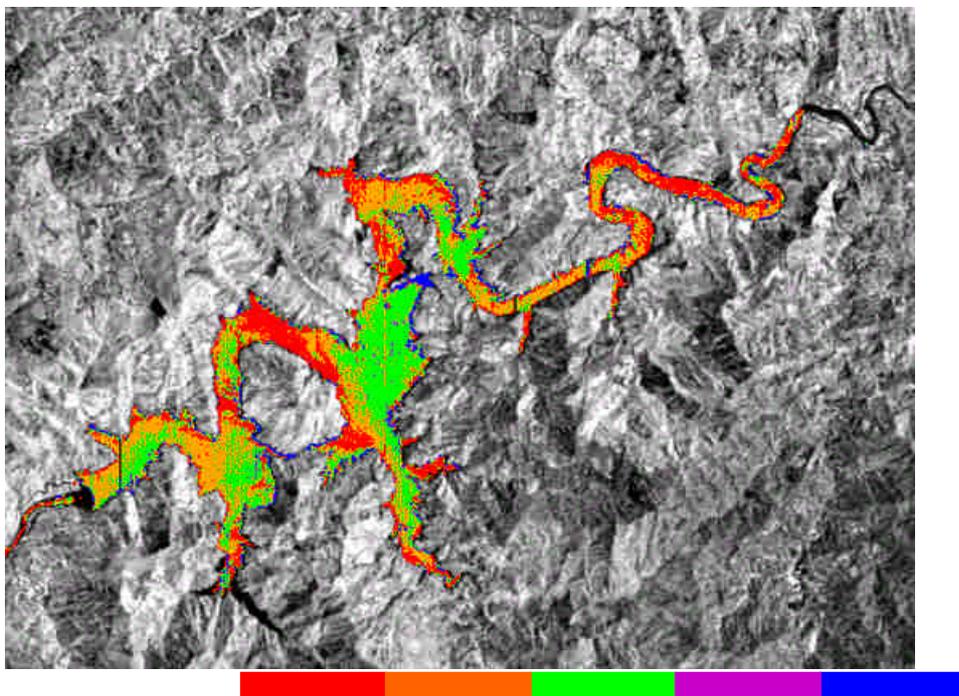
- 式試驗做一比較。
5. Yang 等人(1999)利用衛星遙測影像資料，進行德基水庫水質狀況之監測，並透過 QUAL2E 對其水質情況做一短期預測，最後再利用 GIS ERDAS IMAGIN 軟體展示推估結果之影像。
  6. Yang 等人(2000)透過衛星影像資料轉換現地水質參數，再以 QUAL2E 分析並模擬水質污染模式，透過 GIS 相關處理軟體進行展示。
  7. Cheng 與 Lei (2001)以 Landsat TM 影像及多變數 Carlson 指標判釋德基水庫優養化情形。
  8. 本研究團隊主持人郭振泰教授與中興大學土木系楊明德教授(民國 93 年)，利用法國史波特(SPOT)衛星系列，預測翡翠及曾文水庫的水質狀況。圖 2.1.2-1 與 2.1.2-2 為利用 SPOT 衛星預測翡翠水庫水質優養結果，圖 2.1.2-3 與 2.1.2-4 則為曾文水庫水質優養預測結果。

目前利用遙測技術轉換水質參數之困難大多在於現地資料的數目及分布，如能增加參考資料將更能增進迴歸公式的精度以及推估大範圍水體的可靠度。同時，衛星拍攝時間與採樣日期的配合亦是國內學者研究的限制，因為國內的衛星影像取得，常受制於國外的資源衛星影像提供者，不容易找到理想中的影像，以及預約或訂購的程序繁瑣，除了能經由中央太遙接收站取得的影像之外，其他的資源衛星影像對於需要長期追蹤監測的研究是最大的限制，但是未來如能採用華衛二號的影像此一窘境將能獲得改善。



OECD-CHLA：貧 養 貧養~普養 普養 普養~優養 優養

圖 2.1.2-1 OECD 之葉綠素為分類標準判斷翡翠水庫水質優養化狀況(1999/4/15)



OECD-SD：優 養 優養~普養 普養 普養~貧養 貧養

圖 2.1.2-2 OECD 之透明度為分類標準判斷翡翠水庫水質優養化狀況(1999/4/15)

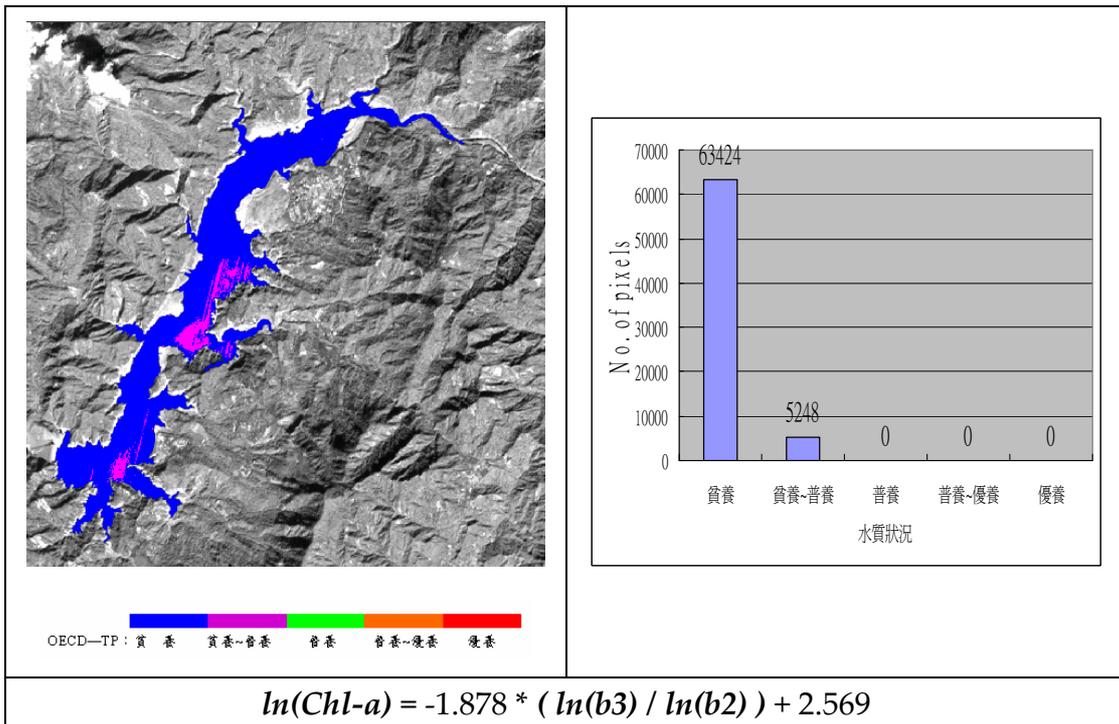


圖 2.1.2-3 OECD 之葉綠素為分類標準判斷曾文水庫水質優養化狀況(2002/11/26)

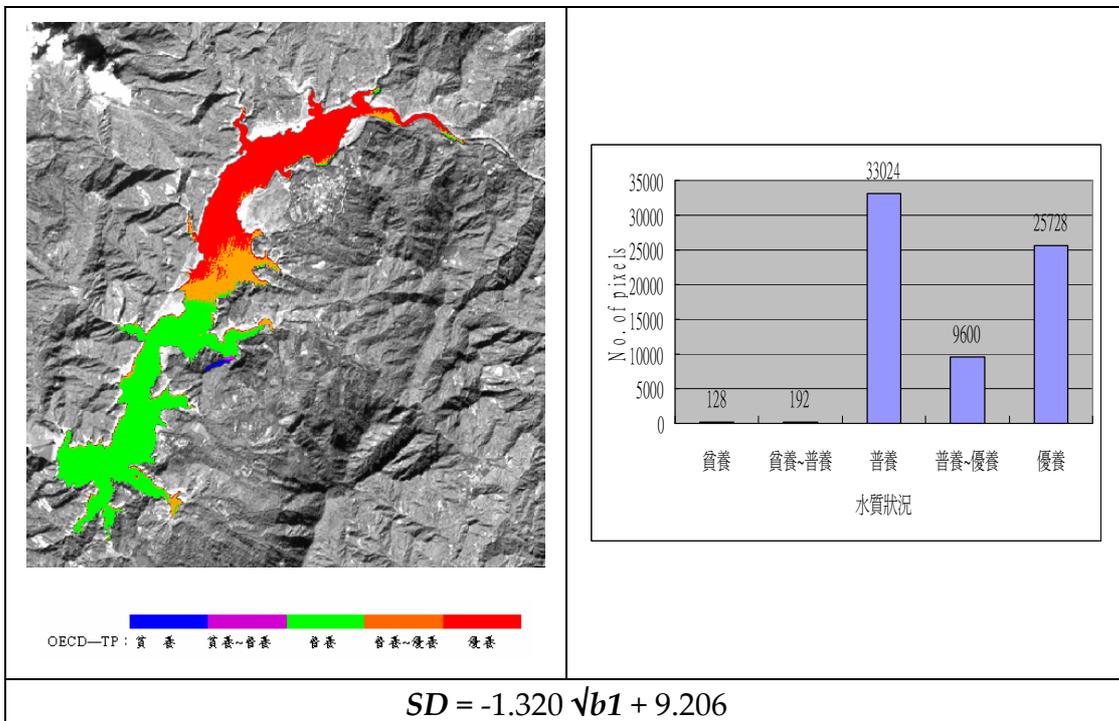


圖 2.1.2-4 OECD 之透明度為分類標準判斷曾文水庫水質優養化狀況(2002/11/26)

### 2.1.3 監測數據統計分析

環境監測檢驗數據在統計學上有其獨有之特性，下面說明其特性要項：

1. 第一項特性是環境樣品為具空間與時間變異特性，就環境水體而言，同一採樣點的樣本變數(variable)隨時間不同而有差異，這種現象普遍在平流運動(advection)較為激烈的水體如河川，但傳導係數(Darcy conductivity coefficient)較高的地下水體亦為如此，而水庫水體因具較長的水力停留時間，是故其水體水質之時間變異不若河川水體。而就空間變異特性而言，幾乎所有之環境水體都不是學理上的完全混合體，是故水體水質有其空間分布差異性。
2. 第二項特性是異常值，即分析數據偏離常態值，原因可能是採樣方式或分析檢測失誤或是在記錄過程之錯誤。異常數據的再確認是一項很重要的工作，若是因為採樣分析過程所造成之錯誤，得以因而加以改正，倘若是確實真值無誤，也可因此發現異常之環境問題。
3. 第三項特性是可能含有大量低於偵測極限之數據，統計學上稱之為“censored data”，當環境品質特別是背景狀態無污染時，良多之環境檢測結果可能因指標項目之濃度太低，甚至低於偵測極限無法檢出，此部份結果通常會造成數據統計分析上之困擾。
4. 第四項特性是環境品質檢測數據之數量龐大，然而這些數據大都是隨機採樣的結果(happenstance data)，除非在特定目的下的採樣分析或是由連續監測所得之結果，大部分環境水體水質資料均是隨機採樣的結果，是故數據資料間的時空關連特性較小，單一資料之獨立性高。其都僅僅代表某一時間和某一空間的結果，如此，經年累月下來，龐大的數據資料仍須運用統計方法分析其背景分布和趨勢。
5. 第五項特性是非常態分布型態，環境品質之分布型態並非對稱於平均值之鐘型分布，而是具有偏斜特性(skewness)，因此利用環境資料建立特有之分布型態是環境資料統計分析處理上很重要的一項工作。

環境品質資料的複雜性和特異性非常高，同時又涉及在採樣分析階段之可能誤差，因此在環境統計學上亦發展一些方法來進行資料處理確認和分析展現，得使環境數據具有正確性、合理性、完整性和代表性，因此檢視數據，特別是原始數據之查核確認步驟是環境水質系統工作中很重要的一環，嚴格而言，檢測結果須通過數據檢定後始可納入水質資料庫，以作為展現、說明、分析環境水體水質之正式結果。由檢測單位所提交之環境水質數據(即採樣分析結果)在程序控管上是劃歸為原始資料(raw data)，該資料必須先經檢定確認符合正確性、合理性與代表性之準則後，使得正式做為環境水質資料，為監測資料系統接受，並可執行後續之統計處理，資料展現與環境分析。

1990 年開始美國環保署彙編一批有關環境資料分析之準則與手冊，主要包括 "Statistical Methods for the Analysis of Lake water Quality Trends (EPA/841-R-93-003)"、"Statistical Training Course for Groundwater Monitoring Data Analysis (EPA/530-93-003)"、"Guidance for Data Quality Objectives Process, QA/G-4 (EPA/600/R-96/055)" 和 "Guidance for Data Quality Assessment: Practical Methods for Data Analysis, QA/G-9, QA 96 Version (EPA-600/R-96-084)"，其中 Data Quality Assessment 這本指導手冊更是將相關可茲應用之統計方法作系統化的整理說明。此外美國環保署亦在同時應用源於探礦之地理統計學(Geostatistics)於環境科學特別在土壤污染和地下水污染，其主要之報告為：Geostatistics for the Environmental sciences 和 GEO-EAS 1.2.1 (EPA600/8-91/008)。在相關書籍方面，美國化學學會曾出現 Principles of environmental sampling，書中就環境樣品之採樣規劃，QA/QC 與資料分析均有詳細之討論。最近幾年來，環境統計方法逐漸受到環境科學與環境工程學門之重視，在學門領域較為常用之書籍有：Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring (Gilbert, 1987)和 Statistics for Environmental Engineers (Berthouex and Brown, 1994)。

統計方法具有描述、推論和預測三項主要功能，以下茲就數據描述、處理與檢定確認常用及數據表示之統計方法說明。

#### 一、資料數據之分布型態

資料處理的第一項工作是分析資料之分布型態(當然環境水質數據必須先予檢定確認)，一個常數的分布可以告知該變數的可能值，有哪些及其發生的頻繁程度，表達一變數的分布，最常用的方法是繪製直方圖(Histogram)，直方圖由分組數據組成，橫軸表示變數的組區間，縱軸表示該變數分組的發生頻率，由變數的分布可以審視其一般型態，以及有異於一般型態的顯著偏差或是落在圖形一般型態之外的離群值。在統計學上由真實世界觀測結果所發展分布模式良多，其中以常態分布(Normal distribution)和統計常態分布(Lognormal distribution)、Weibull 分布、Gamma 分布和 Beta 分布較為環境學門所討論與應用。常態分布屬對稱型態又稱之為高斯分布，其餘則性屬偏斜非對稱性分布。

常態分布的定義較為簡單，由母體(population)之參數(parameters)平均值(mean)和變異數(variance)即可決定一常態分布模式，至於其他三種分布型態之參數，則分別在表 2.1.3-1 與表 2.1.3-2 予以說明。

通常母體分布的參數是無法獲得，是故利用樣本空間之統計量(Statistics)估計平均值(Sample average)和變異數(Sample variance)。在應用上由實際觀測資料來推估參數和選擇分布型態，再利用該參數和分布模式做推論和計算以為決策之依據。

表 2.1.3-1 常態與對數常態分布之參數特性

參數	$X$ 為常態分布之變數具參數 $\mu$ 及 $\sigma^2$	$X$ 為對稱常態分布之變數具參數 $\mu_y$ 、 $\sigma_y^2$ 及 $\gamma$
	$\mu = N^{-1} \sum_{i=1}^N x_i$ $\sigma^2 = N^{-1} \sum_{i=1}^N (x_i - \mu)^2$	$\mu_y = N^{-1} \sum_{i=1}^N \ln(x_i - \gamma)$ $\sigma_y^2 = N^{-1} \sum_{i=1}^N [\ln(x_i - \gamma) - \mu_y]^2$
平均	$\mu$	$\mu = \exp(\mu_y + \sigma_y^2/2) + \gamma$
幾何平均	—	$\mu_g = \exp(\mu_y) + \gamma$
中位數	$\mu$	$\mu_g = \exp(\mu_y) + \gamma$
眾數	$\mu$	$\exp(\mu_y + \sigma_y^2) + \gamma$
標準差	$\sigma$	$\sigma = \sqrt{\exp(2\mu_y + \sigma_y^2) [\exp(\sigma_y^2) - 1]}$
幾何標準差	—	$\sigma_g = \exp(\sigma_y)$
變異係數	$\sigma / \mu$	$\eta = \sqrt{\exp(\sigma_y^2) - 1} \left[ 1 + \frac{\gamma}{\exp(\mu_y + \sigma_y^2/2)} \right]^{-1}$
偏斜係數	0	$\eta_1^3 + 3\eta_1$
峰度係數	0	$\eta_1^8 + 6\eta_1^6 + 15\eta_1^4 + 16\eta_1^2$

表 2.1.3-2 各種分布之機率密度函數以模擬環境污染物濃度之變異性

分 布	機 率 密 度 函 數
二參數對數常態	$\frac{1}{\chi\sigma_y\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{(\ln \chi - \mu_y)^2}{2\sigma_y^2}\right]$ $\chi > 0, -\infty < \mu_y < \infty, \sigma_y > 0$
三參數對數常態	$\frac{1}{(\chi - \gamma)\sigma_y\sqrt{2\pi}} \exp\left\{-\frac{[\ln(\chi - \gamma) - \mu_y]^2}{2\sigma_y^2}\right\}$ $\chi > \gamma, -\infty < \gamma < \infty, -\infty < \mu_y < \infty, \sigma_y > 0$
三參數 Weibull	$\frac{\alpha}{\beta} \left(\frac{\chi - \gamma}{\beta}\right)^{\alpha-1} \exp\left[-\left(\frac{\chi - \gamma}{\beta}\right)^\alpha\right]$ $-\infty < \gamma < \infty, \chi > \gamma, \beta > 0, \alpha > 0$
三參數 Gamma	$\frac{1}{\beta\Gamma(\alpha)} \left(\frac{\chi - \gamma}{\beta}\right)^{\alpha-1} \exp\left[-\frac{\chi - \gamma}{\beta}\right]$ $-\infty < \gamma < \infty, \chi > \gamma, \alpha > 0, \beta > 0$
四參數 Beta	$\frac{\Gamma(\alpha + \beta)}{\Gamma(\alpha)\Gamma(\beta)} (\theta - \gamma)^{1-\alpha-\beta} (\chi - \gamma)^{\alpha-1} (\theta - \chi)^{\beta-1}$ $\gamma < \chi < \theta, \alpha > 0, \beta > 0$

## 二、常態分布型態之檢測

常態(高斯)分布是統計學上最為普遍廣用之分布模式，假若資料是趨向常態分布，則該資料之描述、推論與預測都可以轉換成制式處理。檢測資料是否屬高斯分布的方法良多，美國環保署之建議方法與應用條件如表 2.1.3-3。表 2.1.3-3 中之 Shapiro Wilk W 測試法是 EPA 建議使用方法之一，其為檢測資料與常態分布機率圖間的線性關係，若線性程度愈高則常態分布屬性愈高，該方法近似“常態機率圖法(Normal Probability Plot)”，又可稱之為 Q-Q 圖法(quantile quantile plot)。其步驟為：

- 將觀測值依序由小自大排列
- 設定其秩值(Rank, I)由 1 至 n, n 為總樣本數
- 計算各觀測值之統計機率,  $P_i = \frac{i-0.5}{n}$
- 計算相對應  $P_i$  之常態分數 (Normal Score)
- 繪在常態機率紙上, 以  $x_i$  值作 y 軸,  $P_i$  值或 normal score 值作 x 軸
- 檢視其線性程度

此外亦可利用直方圖(Histogram)與繪製累積機率分布圖來判定, 前者呈鐘型對稱分布, 而後者呈 S 型之曲線才是趨向常態分布。

環境數據資料大都呈非常態之偏斜分布, 某些可劃歸為對數常態分布, 雖可經對數轉換成常態分布, 然已盡失環境之物理真實意義, 因此常態分布構成之理論較不適用在環境資料, 惟有建立所謂之特定“背景分布(background distribution)”, 才能建立數據處理、檢定與推論之基礎。

表 2.1.3-3 常態分布的檢測方法

檢測方法	數據數量	備 註
Shapiro Wilk W test	$\leq 50$	
Filliben's Statistic	$\leq 100$	
Coefficient of Variation Test	不限	僅限用於快速判斷常態分佈
Skewness and Kurtosis Tests	$> 50$	對數據量大的較為實用
Geary's Test	$> 50$	當其他方法不適用時建議使用
Studentized Range Test	$\leq 100$	
Chi-Square Test	大量數據	
Lilliefors Kolmogorov-Smirnoff test	$> 50$	

資料來源：

1. U.S EPA, Guidance for Data Quality Assessment ; Practical Methods for Data Analysis, QA96 Version, 1996。
2. 環保署水質監測整合應用計畫，子題(一)監測數據處理技術手冊，EPA-86-L104-09-08。

## 三、數據小於偵測極限之分析

統計學上嚴重偏離中位的數據，稱之為離群值或異常值，在資料處理上都是需要較審慎。如果檢測數值很低，小於偵測極限(Limit of Detection) (美國 EPA 及環檢所均有規範之 MDL)，此種狀況稱之為 censored data。數據報告上如以 ND 表示皆會造成後續數據處理之困擾，針對該一問題，美國 EPA 建議的方法有：Substitution method、Cohen's adjustment、Trimmed mean 及 Winsorization。

- (1) 取代法之方式為將小於 MDL 者以 MDL 取代，將小於 MDL 者用 0 取代，將小於 MDL 者以 0.5MDL 取代及僅處理大於 MDL 者。這四種方式都產生有偏估真值之問題。如以 MDL 取代小於 MDL 者，其平均值會高估，而變異數會低估，以 0 取代 MDL 會低估平均值和高估變異數。
- (2) Cohen's 調整方法考量小於 MDL 之數據量，並將之作一調整，使平均值和變異數兩者不致造成與真值有太大之差異。其方法為：

- 令  $k = n - n_c$ ， $n$  為總樣本數， $n_c$  為小於 MDL 量
- 計算  $\bar{y} = \frac{\sum y_i}{k}$ ， $y_i > y_c$ ， $y_c$  為 MDL 值
- 計算  $S^2 = \sum (y_i - \bar{y})^2 / k$
- 調整之平均值  $\hat{\eta} = \bar{y} - \gamma(\bar{y} - y_c)$

$$\text{調整之變異數 } \hat{\sigma}^2 = S^2 + \hat{\lambda}(\bar{y} - y_c)^2$$

$$\text{調整係數 } \hat{\lambda} \text{ 依 } n = n_c / n \text{ 及 } \gamma = \frac{S^2}{(\bar{y} - y_c)^2} \text{ 而定}$$

- (3) Winsorized mean 為使用次一位極值來取代觀測數據之兩端數值。例如共有 20 個觀測值，其中有 4 個小於 MDL，今將之依小而大排列，將 4 個小於 MDL 觀測值以第五順位之觀測值取代，將第 17 至 20 個觀測值(即 4 個最大值) 以第 16 順位觀測值取代。其後計算平均值和  $S_w = S(n-1)/(v-1)$ ， $n$  為總

樣本數， $v$  為未被取代之觀測數，在此例中為  $20 - 4 - 4 = 12$ 。Winsorized 值會較接近真值。

(4) Trimmed mean 實值是刪除小於 MDL 與相對數量最大觀測值的方法，以數學式表示為：

$$\bar{y}_i = \frac{\sum y_i}{n - 2np}, \quad 0 < p < 0.5$$

如上述案例， $n=20$  時，有 4 個小於 MDL 觀測值後刪除，此時  $p$  為  $4/20 = 20\%$ ， $n - 2np = 20 - 20 \times 2 \times 0.2 = 12$ ，Trimmed mean 會降低平均值之偏差，但亦會低估變異數。

#### 四、四分位數(quantile)、百分位數(percentile)及無參數分析(nonparametric analysis)

四分位數指一個變數值，比他小的數據占整個分配之四分之一(第一四分位數) 或占四分之三(第三四分位數)。百分位數只用一個變數的 99 個值，將該變數的次數分配分割成 100 個次數相等的組，此時這 99 個變數值中的每一個數皆稱為這一個次數分配的百分位數。百分位數與四分位數的觀念可以用中位數來說明，中位數實際是第二四分位數，也是 50th 百分位數，而第  $p$  th 百分位數可由  $p(n+1)$  計算，若  $n=150$  個樣本，第 75th 百分位數為介於第 113 和 114 最大順位之變數值。環境資料大都屬偏斜之非常態分布，無法應用參數檢定分析，此時無參數分析相較有其特點，例如要建立顯著水準為 95% 之 99th 百分位數值，其上下限信賴區間為：

$$\text{秩}(\text{rank})(LCL) = p(n+1) - Z_{\alpha/2} [np(1-p)]^{1/2}$$

$$\text{秩}(\text{rank})(UCL) = p(n+1) + Z_{\alpha/2} [np(1-p)]^{1/2}$$

以  $n=575$ ，95% 之信賴區間，就 99th 百分位數之上下限為：

$$\text{Rank}(LCL) = 0.99(575+1) - 1.96[575 \times 0.99 \times (0.01)]^{1/2} = 565.5$$

$$\text{Rank}(UCL) = 0.99(575+1) + 1.96[575 \times 0.99 \times (0.01)]^{1/2} = 574.9$$

由此秩序找出相對應之變數值即為 99th 百分位數之信賴區間。

## 五、數據篩檢－異常值分析(outlier test)

異常值或稱為離群值(outliner)指樣本空間中，某些數據與其他數據遠離之觀測值，異常值可能是採樣分析與登錄過程出錯的結果，也許是真實的結果，反應環境污染的事實。由於異常值可能對檢定統計量產生重大的影響，是故在正式接受之前必須進行資料確認。在回歸分析上，異常值乃指該數據之存在會造成回歸參數值之顯著差異，而產生不同之模式，在測試方法上有：內 Studentized 殘差法、外 Studentized 殘差法、Cook's 距離法及修正 Cook's 距離法(DFFITS)。

美國 EPA 曾建議異常值之處理原則：定出可能之差異值，應用統計方法再以測試(test)，以科學觀點統計分析異常值，分析測試統計異常值與不具統計異常值。異常值的處理的確有其效益，可能找出系統錯誤，特別在採樣與分析方法的問題，或者確認無誤，它是一件獨立之污染問題。要由原始數據標定出異常值，可以利用 Box and Whisker plot (長鬚圖)、秩資料圖(ranked data plot)、常態機率圖或時間序列圖，及無參數檢定方法，此外，亦可利用水化學理論法則作篩檢。至於在認定之統計測試方法上，美國環保署建議方法如表 2.1.3-4。

由於環境資料大都為非常態分布，因此表 2.1.3-4 中似乎僅有 Walsh's test 才得符合架設條件之要求。事實上，利用背景分布、建立時間與空間的分布型態，再應用無參數分析法則以建立 LCL 及 UCL 的控制區間(control interval)，或許是另一種可以在國內推廣應用之資料篩檢與確認的方法。

表 2.1.3-4 美國環保署建議之異常值統計測試方法

樣本數	統計測試方法	分布型態	異常值數量
$N \leq 25$	Extreme Value Test	常態分布	不限
$N \leq 50$	Discordance Test	常態分布	單一
$n \geq 25$	Rosner's Test	常態分布	不限
$n \geq 50$	Walsh's Test	非常態分布	不限

資料來源：

1. U.S EPA, Guidance for Data Quality Assessment ; Practical Methods for Data Analysis, QA96 Version, 1996。
2. 環保署水質監測整合應用計畫，子題(一)監測數據處理技術手冊，EPA-86-L104-09-08。

## 六、平均值、中位數與長鬚圖

平均值的計算很單純，將數據相加再除以樣本數即得，然而對具有時間和空間變異特性之環境水質資料，樣本間的時間關連性很低時，平均值實際上是較不具有環境物理意義。試想在一河川的某一採樣點，假若每月採樣一次，河川每日流量與狀況不同時，水質之平均值是無法顯示水質隨外部因素的變異性，因此應用中位數和長鬚圖反而更能確實且完整的展現水體水質的代表性。長鬚圖又可稱之為箱型圖(Box plot)，圖形上顯示極小值、極大值、第一和第三四分位數和中位數。目前國際上亦漸漸有趨勢推廣以 Box plot 為主要表示方式。

## 七、水庫湖泊監測數據之表示方法

監測數據通常可以表達幾種意義：表現趨勢、顯現季節性的變遷或是水質隨深度的變化及標定出問題地點，監測數據一定要在季節變動之前分析呈現，運用統計方法及圖形相較以表之方式更能詮釋監測數據的趨勢和環境意義，常用以表示數據的圖形有直條圖(bar graph)、圓派圖(pie graph)及線形圖(line graph)，直條圖可以用來顯現個別水質參數數值而非整體趨勢，圓派圖則是比較個別數值所佔整體之比例，線形圖是可以顯示水質之時間或空間的變化趨勢，此外監測數據之基本統計摘要包括平均值、中位數及標準差等。理論上高斯函數是代表大多數的數據分布，然實際上環境數據大都為偏斜分布，例如藻類狀況 Secchi disk 透視度、總磷、葉綠素 a，其中葉綠素 a 更會有季節性變異之現象發生，為了要完整呈現數據之時間變異分布，統計上的箱型圖(box plot) 得以告知中位數、數值分布、資料偏斜及數據變異。

## 2.2 水庫內造成優養化、藻華現象之關鍵污染物及污染型態

藻華現象(圖 2.2-1)是水質優養化現象之一，它是嚴重的水質優養化而表現在特定水域的一種現象。因此，探討藻華現象即須從水質優養化著手。

造成一般水庫之水質優養化現象的原因有許多，往往是物理因子、化學因子、和生物因子等一起作用的產物。水質優養化現象的前因主要是營養鹽(化學因子)等污染物的流入水庫，這些污染物在水庫經由溫度、光度、水體水文等的交互作用，再加上各種生物的參與，因而造就有利於某些藻類大量滋長的環境，再透過食物網關係，水中生物質量於是增加。

雖然廣義上，水質優養化現象並不限於藻類的滋長，有些較淺的水域，在水質優養化現象時所滋長的是水生植物，但是在國內的一般水庫水較深，尤其是前述指定的十個水庫，其水質優養化現象所滋生的問題主要是浮游藻類的滋長，因此問題的探討須從造成浮游藻類滋長的因素著手。

從文獻上了解，造成水庫水質優養化現象的最主要營養鹽(化學因子)因子有磷、氮、矽鹽等污染物質，而以磷鹽所佔機率最高，氮鹽次之。但是要形成藻華現象的因子除足夠高的磷鹽或氮鹽污染外，有些藻種的大量滋長需有特定的有機污染物，因此，此時促成藻華現象的關鍵污染物是這些有機污染物。



圖 2.2-1 水庫之藻華現象

### 2.2.1 磷為關鍵污染物

發生磷鹽為關鍵污染物的情形機會比其他營養鹽高，主要原因係因在淡水環境下，磷鹽含量相較於氮鹽常有偏低的情形。依 Redfield 比值原理，生物之平均氮/磷分子比例為 16:1，在水庫之氮/磷比值大於此數值時，即會發生磷為關鍵污染物的情形。

此外，磷的化學特性易使得水中的磷含量偏低。磷極易與一些化學物質形成低溶解性的物質而沈澱於水體底部，與發生磷為關鍵污染物的情形與地質、水質污染形態等有關，國外水庫有許多以磷為關鍵污染物的情形，所佔比率高於二分之一。國內的水庫據質量平衡模式(Dillon and Rigler, 1974; Vollenweider, 1975)推估，應多數以磷為關鍵的污染物居多，但是，許多水庫尚欠缺實際之驗證，有待進一步分析予以確認。

### 2.2.2 氮為關鍵污染物

依前述氮/磷分子比例 16:1 之原則，水庫中氮鹽之含量若與磷之比例小於此數值，則有氮為限制因子之可能。氮在水中有多種型態，一般常見者有硝酸氮、亞硝酸氮、氨氮、有機氮等，由於這些不同型態之氮鹽係與水中污染程度以及氧化還原狀態等有關，而與水中溶氧量及其在水體之分布有關，而有些藻類有偏嗜某種特定型態之氮鹽的情形，使得氮為關鍵污染物之情況要比實際上之理論推想要複雜許多。氨氮經硝化作用會減少水中之溶氧量，使得水體呈厭氧狀態，藻類大量繁殖，造成優養現象。

國內雖然多數水庫之氮/磷分子比例低於 16:1，但是沒有實際之驗證並無法確知氮非為關鍵污染物。而且，有些水庫水域在離污染較近之處，其磷污染物濃度甚高，在此情形下，氮成為關鍵污染物的可能性即大增。

### 2.2.3 有機物為關鍵污染物

雖然依學理上磷和氮是藻類生長最主要的營養之一，但是有些藻類喜好有機物作為營養源，它們直接吸收和利用有機物，因此，當水庫受有機物污染時，

有利於這些藻類之快速滋長。

有些藻類自身無法合成生長所需的維他命和一些有機酸等物質，它們需要自外界吸收這些有機物作為其營養才能快速滋長。而這些有機物大多數由水中微生物供應，藻類經由與微生物共生而得到這些營養物質。因此，當有有機污染提供微生物之營養時，容易造成這些藻類的大量滋長，甚至形成藻華現象。據此，這些有機物即成為造成藻華現象的關鍵污染物。此情形常見諸於有些矽藻、金黃藻、甲藻、鞭毛藻等所形成之藻華現象。

#### 2.2.4 污染型態

磷雖被一般國人認為係國內水庫水質優養化所受污染之主要污染型態，但是否為藻類形成藻華現象之關鍵污染物則有待確定。不論磷、氮、或是有機物為關鍵之污染物，其污染型態應係隨水庫之不同而有些差異。國內主要水庫所受污染之型態尚需就收集過去之文獻及調查資料，經過進行分析後才能予以確定。圖 2.2.4-1 為水庫之藻類採樣情形。



圖 2.2.4-1 水庫之藻類採樣(940406 拍攝)

## 2.3 水庫內藻類、營養鹽及代謝污染物間之問題、關係

藻類許多代謝污染物會造成水質和環境的問題，例如有些藻類產生藻毒、異味與臭味直接影響自來水之供水品質，有的藻類和微生物產生之胞外有機代謝物等，也間接造成藻類代謝污染物之問題。

### 2.3.1 藻毒

水質優養化造成藻類滋長，而有些藻種如藍綠藻、甲藻、綠藻、矽藻、金黃藻等(Chorus and Bartram, 1999)會產生藻毒，這些藻毒有肝毒(如微囊藻毒 microcystin(圖 2.3.2-1 & 2.3.2-2)、nodularin、cylindrospermopsin 等)、神經毒(如 anatoxin、saxitoxin 等)、過敏原(如 lyngbyatoxin、lipopolysaccharide (LPS))等。國外有關水中藻毒的問題已受到相當重視，世界衛生組織並予以規範。有些國家已有明定水中所含藻毒最高限量的規定。國內首由吳俊宗博士(Wu, 1988)開始著手微囊藻毒之研究，後來雖陸續有人從事研究，但是直到近年才漸受國人重視。

### 2.3.2 異味與臭味

有些藻類和真菌類會產生異味與臭味，此主要係有一些藍綠藻和放線菌等產生之 geosmin、methylisoborneol(MIB)等物質(圖 2.3.2-3 & 2.3.2-4)，它們具有臭土味或霉臭味，使飲用水及水中魚、蝦類帶這些臭味。有些綠藻、甲藻、鞭毛藻等會產生帶腥臭味之化學物質，也影響自來水水質，常在優養化之水庫可聞到此異味。有的藻類產生草味物質，飲用水時造成令人不悅的感覺。國外早在七十年代即有對資源之之異味問題作探討。國內由 Wu and Jüttner(1988)首先對水中產生前述臭土味或霉臭味之藻類進行分離、培養及定量分析，近年才有環工專家從事研究，文獻仍十分有限。

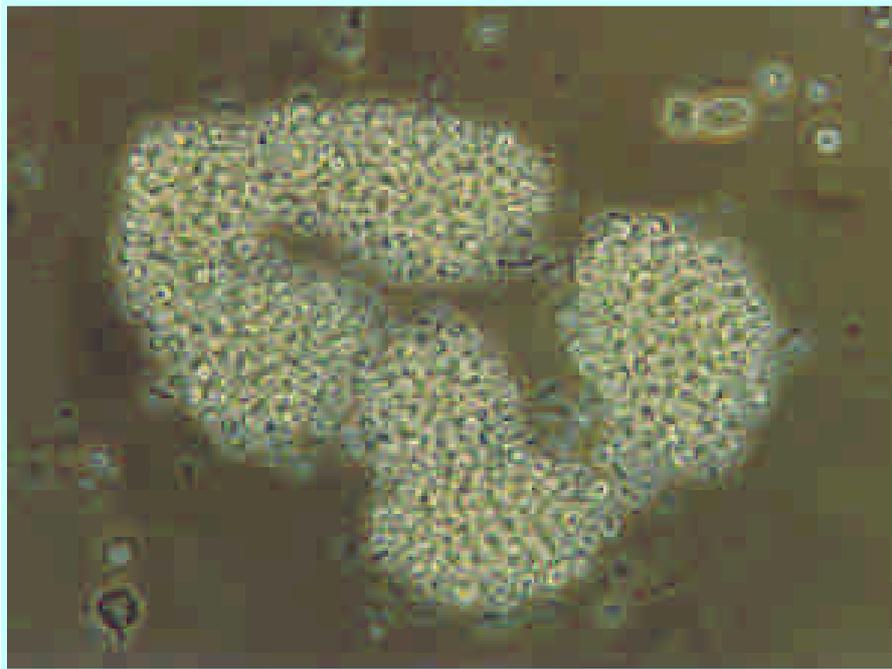


圖 2.3.2-1 國內水庫會產生微囊藻毒的銅綠微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*)

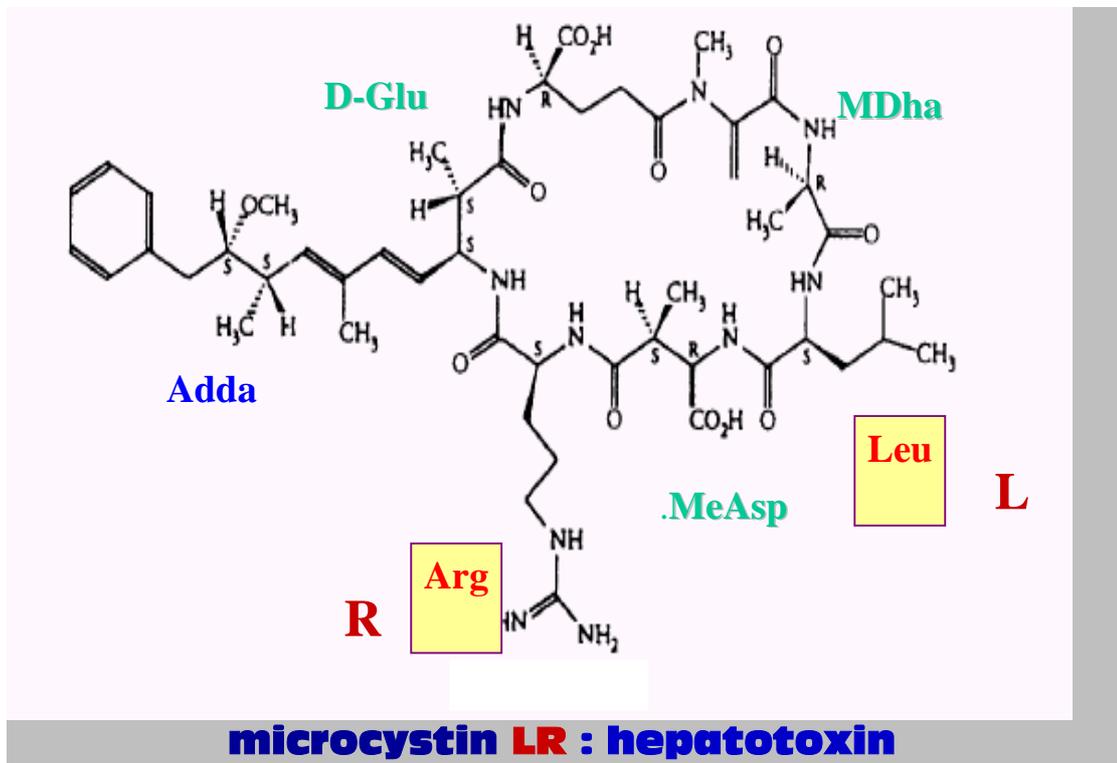


圖 2.3.2-2 國內水庫常發現之微囊藻毒

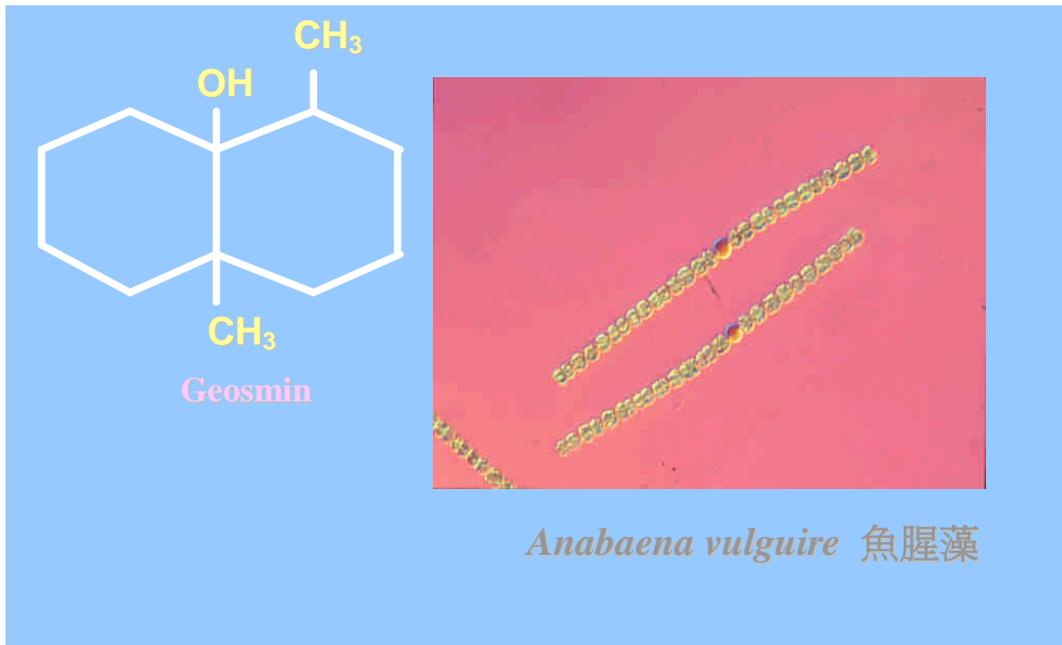


圖 2.3.2-3 水庫產生臭土味的魚腥藻(*Anabaena vulguire*)

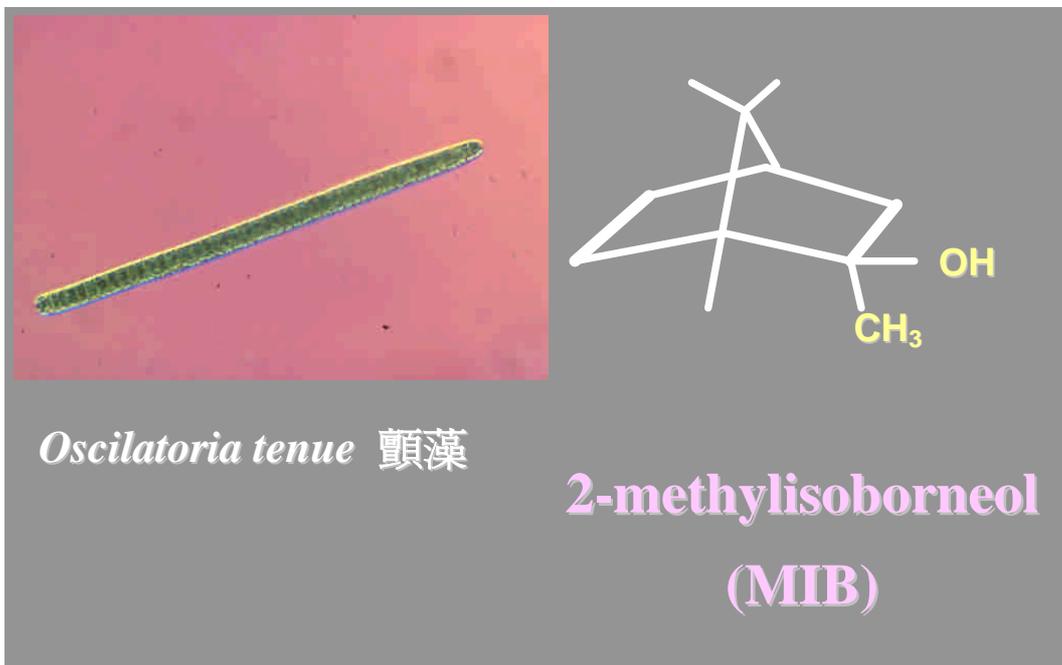


圖 2.3.2-4 水庫產生霉臭味的顫藻(*Oscillatoria tenue*)

### 2.3.3 胞外有機代謝物

有的藻類和微生物在生長時會產生一些胞外有機代謝物，這些胞外有機物多為小分子，屬於有機酸、酚類、酮類和醛、烷類等，用一般傳統之自來水淨水過程並不易予以去除，而這些物質在加氯滅菌過程中易與氯或其它鹵素形成三氯(或三鹵)甲烷等有毒物質。水庫因優養化而滋長之藻類愈多，產生此種胞外有機代謝物及三氯(或三鹵)甲烷等有毒物質的機會就愈高。國外有關的研究較多，國內僅少數人曾作過研究，文獻甚為有限。

### 2.3.4 營養鹽減量後，主要藻類及代謝污染物之變化情形

削減營養鹽為控制水質優養化直接有效的策略，也是防除藻類及其代謝污染物產生的主要策略。國外有許多範例可供參考，惟國內過去對於藻類及其代謝污染物之減量所作的探討並不多，Wu(1988)曾有對水中營養鹽型態(特別是氮鹽型態)對前述異味物質產生之影響進行過研究；此外，也有一些學位論文，不過真正現場之實作範例不多。

國人過去在澄清湖水庫曾針對營養鹽減量作過一系列探討，收集此經驗之資料可供其他水庫之參考。

### 2.3.5 水庫藻類資料庫與生態工法

本研究團隊協同主持人吳俊宗教授，從民 76 年起便開始對翡翠水庫藻類與水質關係進行研究，迄今未曾間斷。同時，建立翡翠水庫藻類資料庫網站，如圖 2.3.5-1 所示。

吳教授也曾利用自德國引進的曝氣機(圖 2.3.5-2 及圖 2.3.5-3)及生物製劑，對苗栗縣之拐子湖(又稱青蛙湖)進行生態復育的工作，成效良好，圖 2.3.5-4 及圖 2.3.5-5 為整治前與整治後之生態環境。

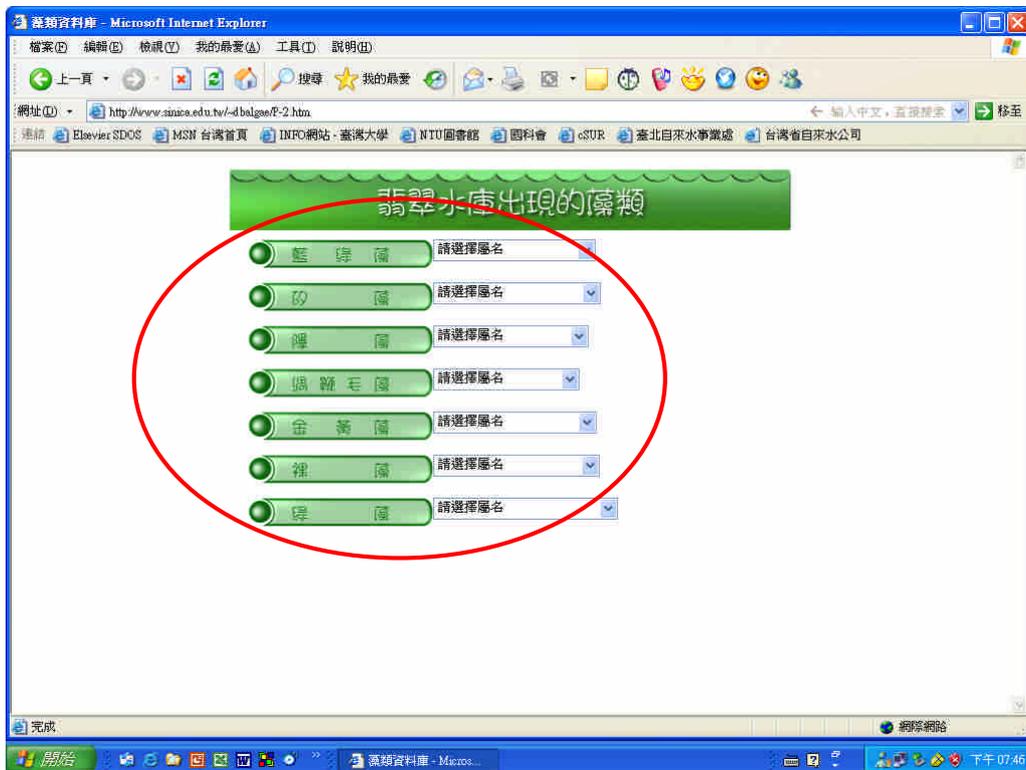


圖 2.3.5-1 翡翠水庫藻類資料庫網站



圖 2.3.5-2 曝氣機運抵青蛙湖開始進行安裝

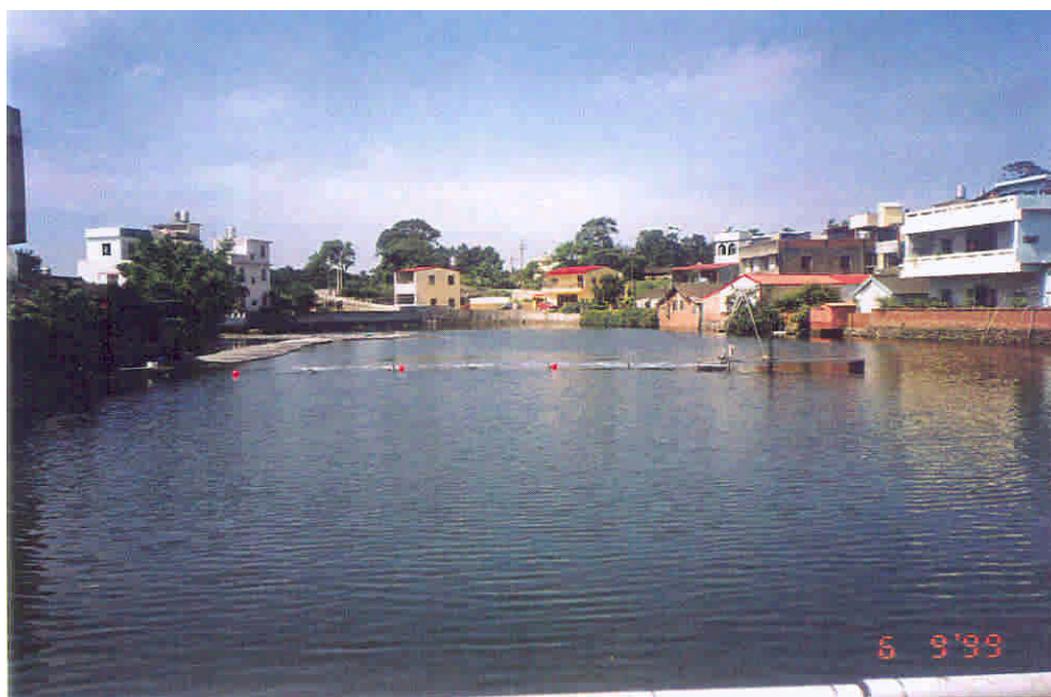


圖 2.3.5-3 機運作時之情形，此機型自水中曝氣，其曝氣量大，  
但噪音低，是德國新科技產品。



圖 2.3.5-4 整治前的拐子湖水滋長許多福壽螺，岸邊長滿螺卵，許多水生植物難以成長，水生態遭破壞。



圖 2.3.5-5 施行生態改善法後，水不再發臭，提供居民一個休憩場所。

## 2.4 水庫底泥對優養化之影響

水庫水質發生優養化與過量輸入的營養鹽有關，除了從集水區進入的外部負荷，氮、磷也會自水庫底泥釋出，成為藻類生長來源。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。事實上以磷的循環觀點為例(圖 2.4-1)，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到上層水中，對水質產生影響。此種正向的回饋機制需要被打破，才能淨化水質。

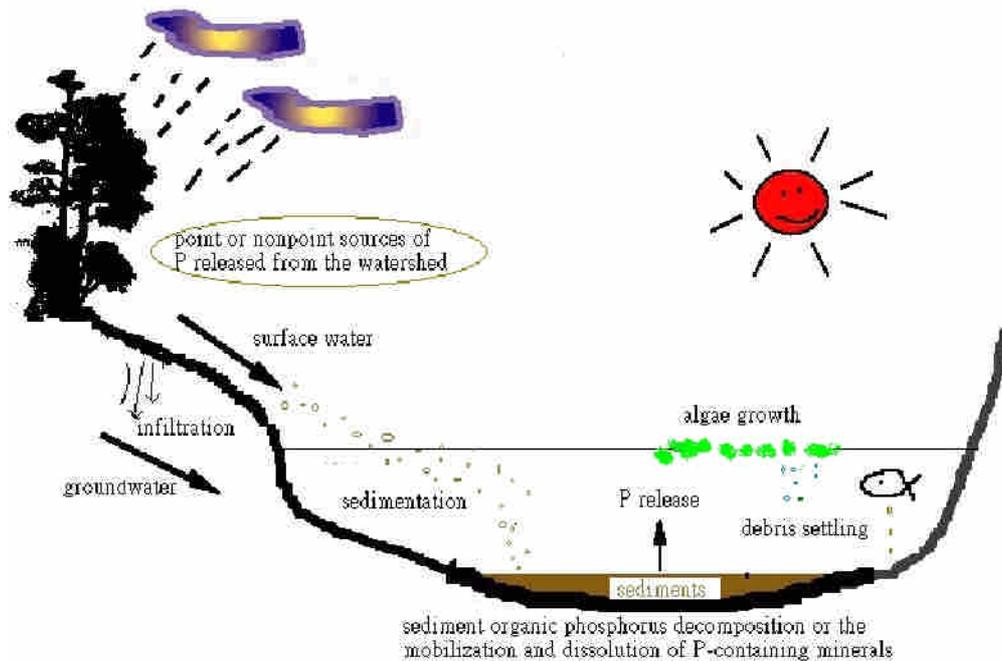


圖 2.4-1 磷於水庫集水區之流佈與循環

### 2.4.1 水庫底泥來源及組成

水庫底泥來源可概分為岩生性底泥(lithogenous sediment)、水生性底泥(hydrogenous sediment)及生物性底泥(biogenous sediment)三類。以磷為例，可經由下列五種主要機制進入底泥：(1)隨著集水區含磷礦物沉降(sedimentation)進入，亦即岩生性或陸生性(terrestrial)底泥；(2)和若干礦物發生沉澱或吸附，亦

即水生性底泥，例如和鐵錳礦物共沉澱、與黏土或過氧氫氧化物(oxyhydroxides)發生吸附及和碳酸鈣作用；(3)和異生性(allochthonous)有機物一起沉澱；(4)和湖庫內自生性(autochthonous)有機物一起沉澱；及(5)和水生物死亡殘屑一起進入底泥。大多數磷會隨著底泥的沉積被掩埋。一部份固相磷則可能在底泥中因生物化學作用被轉化為移動相的溶解磷，而釋放回水中。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。底泥含水率約為 40 至 60%，淤泥平均比重約為 2.3 至 2.5 之間，粒徑組成以細裸粒坩壤土居多，澄清湖底泥坩粒佔 51.75%，翡翠水庫上游底泥坩壤土也接近 80%。

#### 2.4.2 影響底泥營養鹽釋出之重要參數

底泥釋出的污染物包括溶解及非溶解性的懸浮物，底泥釋出污染物以氮、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)底泥釋出營養鹽增加，使藻類大量繁殖，產生藻毒、異味與臭味直接影響自來水之供水品質(見第 2.3 節)；(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。此外大陸淺水湖泊常發生一夜之間水質迅速惡化，水生魚蝦大量死亡的原因也與底泥有關。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。

底泥營養鹽釋出受到底泥—水邊界系統的影響很大，重要影響因子包括底層水溶氧、底泥酸鹼值與氧化還原電位、底泥表層有機質含量、孔隙水重要離子濃度及邊界處垂直混合紊流擴散(vertical turbulent mixing)等。過去水庫內對底泥控制多以增加底層曝氣為主，因底層水好氧時，底泥氧化還原電位的變化，會促使孔隙水許多離子狀態改變，例如還原態的二價鐵( $\text{Fe}^{2+}$ )在好氧態下會迅速氧化為三價鐵離子( $\text{Fe}^{3+}$ )，或成為膠羽狀的過氧氫氧化鐵 Goethite ( $\alpha\text{-FeOOH}$ )，遂與磷酸根發生沉澱或吸附，形成  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$  及  $\text{Fe}(\text{OH})_2\text{-PO}_4$ ，而阻攔磷進入上層水。但近來研究認為，從整個營養鹽的生物地質化學作用(biogeochemical processes)來看，孔隙水鐵、錳、鋁、鈣離子濃度及底泥酸鹼值對底泥孔隙水磷濃度的影響也很重要，這些離子與磷酸根發生化學沉澱與錯合反應，形成磷礦物能力(成岩

反應)會顯著影響自由磷酸根比例。因此國外曾有若干水庫採用加鋁(aluminium sulfate,  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 12H_2O$ )、鈣鹽(calcite,  $CaCO_3$  或  $CaO$ )甚至硫酸鈣( $CaSO_4$ ) 化學方法抑制底泥磷溶出案例(Hupfer et al., 2000; Dittrich et al., 1997; Kopacek et al., 2001; Lewandowski et al., 2003; Rydin and Welch, 1998; Varjot et al., 2003)。施用藥劑時須考慮水庫水質差別(硬水或軟水)，受到費用及反應效率限制，這種方法多用於小型水庫。

除了溶解態營養鹽，水面風形成的風剪力或水體流場引起底床邊界層紊流剪力對底泥沖刷(erosion)及沉積(deposition)，也會使底泥發生再懸浮(resuspension)，不僅破壞底泥穩定性，使懸浮態營養鹽回到水中，還增加水質濁度困擾。除了營養鹽可能伴隨懸浮固體進入上層水中，某些研究甚至發現底泥大量蓄積藻類種子(seed bank)，受到底泥底棲生物擾動(bioturbation)影響，這些藻類種子可能再度被釋放到水中生長，而影響水質。過去許多大陸湖泊如太湖等，常發生一夜之間爆發藻華的問題，很可能就是受到存在此種底泥再懸浮，使有利藻類生長物質進入水體的影響。然而模擬底泥再懸浮行為不易，基於底床變化複雜性及底泥的凝聚性，其中還存在許多問題要克服。

為掌握底層水流況對底泥污染物釋出影響，本研究團隊研究員陳怡靜博士曾發展深水攝影暨示蹤劑實驗技術，於翡翠水庫 85m 深度進行實驗(見圖 2.4.2-1)。這項技術可協助增進對底泥-水邊界處傳輸污染物機制瞭解。

### 2.4.3 底泥模式應用

數學模式能整合底泥磷受到生物地質化學作用的影響，及預測底泥磷的釋出行為，是相當有用的管理工具。圖 2.4.3-1 為底泥營養鹽傳輸概念模式，受溶氧影響，底泥磷的反應包括生物分解，礦化，無機磷溶解沉澱動力，沉降及掩埋，以及界面的混合作用等。底泥氮經微生物分解後則分別可能進行好氧硝化或無養脫硝反應。許多早期研究探討磷在底泥與上層水之間進行交換的經典模式主要是建立在鐵與磷反應，於底泥有氧及無氧條件下相互作用的基礎上，之後陸續有學者發展出考慮溶氧影響底泥磷釋出的分層模式。大多數人已同意，影響底泥磷釋出的活動層(active layer)主要是表層 10 公分以內底泥，若干水質模式如 WASP



(1)時間  $t_0$



(2)時間  $t_1$



(3)時間  $t_2$

圖 2.4.2-1 應用深水攝影技術於翡翠水庫大壩水下 85 米處示蹤劑實驗  
(陳，民 93 年)

(Water Quality Analysis Simulation Program) 及 CE-QUAL-W2 (a Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 2.0) 模式等，也納入模擬底泥氮磷模組，可模擬水庫內部營養鹽對水質的影響。陳(民 93 年)曾利用自行發展底泥磷模式 2B-SEPF 及 W2 模式於翡翠水庫水質模擬應用，以區分磷的內部負荷及外部負荷對水質的影響，初步評估可作為水質治理策略管理之有用工具。

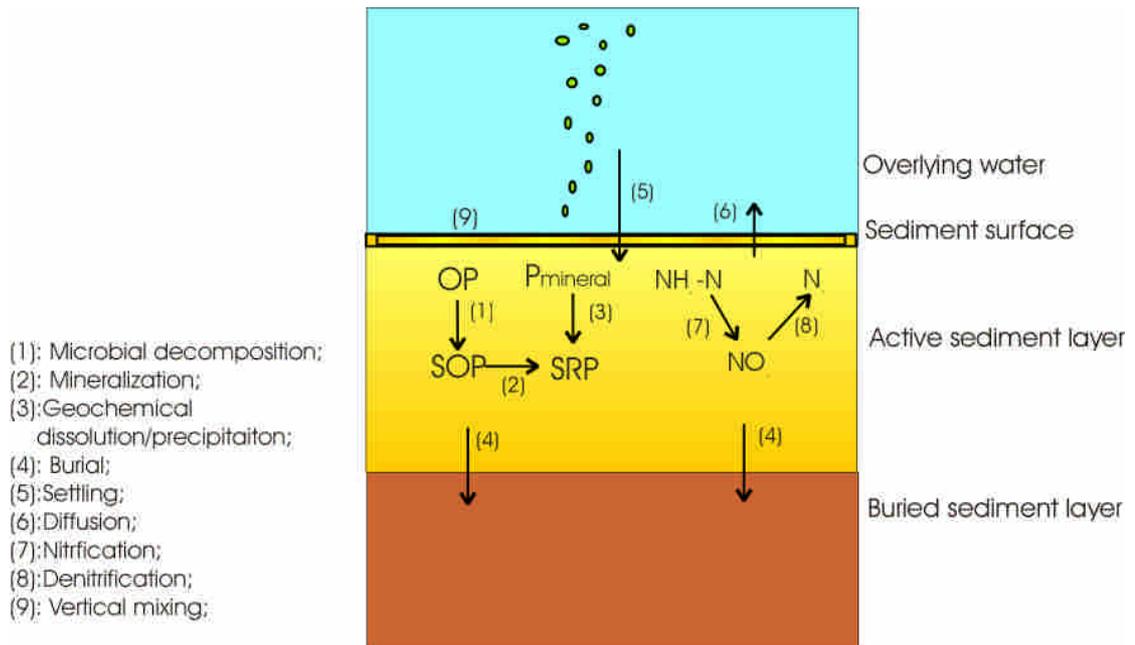


圖 2.4.3-1 底泥營養鹽傳輸概念模式

#### 2.4.4 底泥調查與治理

本計畫重要工作之一為分析提出各座水庫內部氮磷污染來源、去除水庫內部氮磷方法之建議。惟目前國內對底泥調查研究並不多，本研究團隊協同主持人吳先琪教授早期曾於環保署甘泉計畫(民 79 及 80 年)在翡翠、德基及澄清湖等水庫做過底泥營養鹽、有機物等採樣分析及底泥模式研究，調查結果顯示，具嚴重優養化之澄清湖底泥溶解磷濃度最高，與水質的關係密切。之後陸續有陳(民 79 年)，李(民 83 年)，林(民 83 年)及陳(民 93 年)以底泥實驗或模式模擬推估過底泥磷的釋出通量或內部負荷，丁(民 78 年)曾以實驗及模式推估河川底泥耗氧速率，

可供做底泥調查管制之參考。表 2.4.4-1 列出國內外底泥孔隙水磷濃度範圍，以茲比較。國內水庫底泥溶解性磷監測濃度和國外優養化湖泊底泥磷濃度相當，顯示水庫底泥的內部負荷不容忽視。陳(民 93 年)發現水庫底泥磷含量存在呈現類似湖泊的季節變化循環特性，後半年夏、秋季底泥總磷均較冬、春季時要高，所增加的磷量應是夏季藻類光合作用旺盛，藻體量死亡沉降累積於底泥。

國內目前德基水庫及翡翠水庫有長期底泥聯合水質監測資料，行政院環保署委託清大原科所執行底泥監測計畫曾採集過澄清湖及鳳山水庫底泥。圖 2.4.4-1 為翡翠水庫現場底泥採樣照片，圖 2.4.4-2 為翡翠水庫底泥計畫所做之底泥分層污染物濃度變化。國內曾執行過底泥治理案例包括蘭潭水庫、澄清湖水庫、阿公店水庫等。蘭潭水庫水深約 20 公尺。過去常發生冬季翻轉，使水質在一夜之間惡化。經過底部曝氣增加內部水循環能力後，水質已有明顯改善。澄清湖水庫較淺，因底泥淤積及釋放營養鹽量較多，外部污染也不易控制，故曝氣效果不甚理想，早期本計畫主持人郭振泰教授曾提出澄清湖底淤泥清除研究報告，以及在執行鳳山水庫優養研究中提出底泥清淤構想，近年台灣自來水公司已決定執行底泥清除計畫，其設計底泥清除深度為 30 公分，刻正發包執行中，其對水質改善程度有待評估。

表 2.4.4-1 國內外底泥孔隙水磷濃度範圍

地點	國別	孔隙水磷濃度 (mg/L)	出處
澄清湖	台灣	0.95-2.63	吳等人(民 79 年)
德基水庫	台灣	0.17-0.58	吳等人(民 79 年)
翡翠水庫	台灣	0.2-2.3	吳等人(民 92 年)
Lake Biwa 琵琶湖	日本	1.5-3.0	
Lake Ilite	加拿大	0.32(0.012-1.64)	Bostrom et al. (1982)
Lake Oxundasjón	瑞典	2.25	Bostrom et al. (1982)
Lake Mendota	美國	0.2-5.0	Holdren and Armstrong (1980)
Lake Minicqua	美國	0.1-0.7	Holdren and Armstrong (1980)
東湖	中國 大陸	0.07-0.65	周等人(民 90 年)
Lake Sempach	瑞士	2.4	Furrer and Wehrli (1996)
Neunzehnhain Reservoir	德國	0.006-0.06	Ulrich (1997)
Saidenbach Reservoir	德國	0.016-0.87	Ulrich (1997)
Lake Baikal	蘇俄	0.1-1.4	Callender and Granina (1997)



圖 2.4.4-1 翡翠水庫現場底泥採樣照片

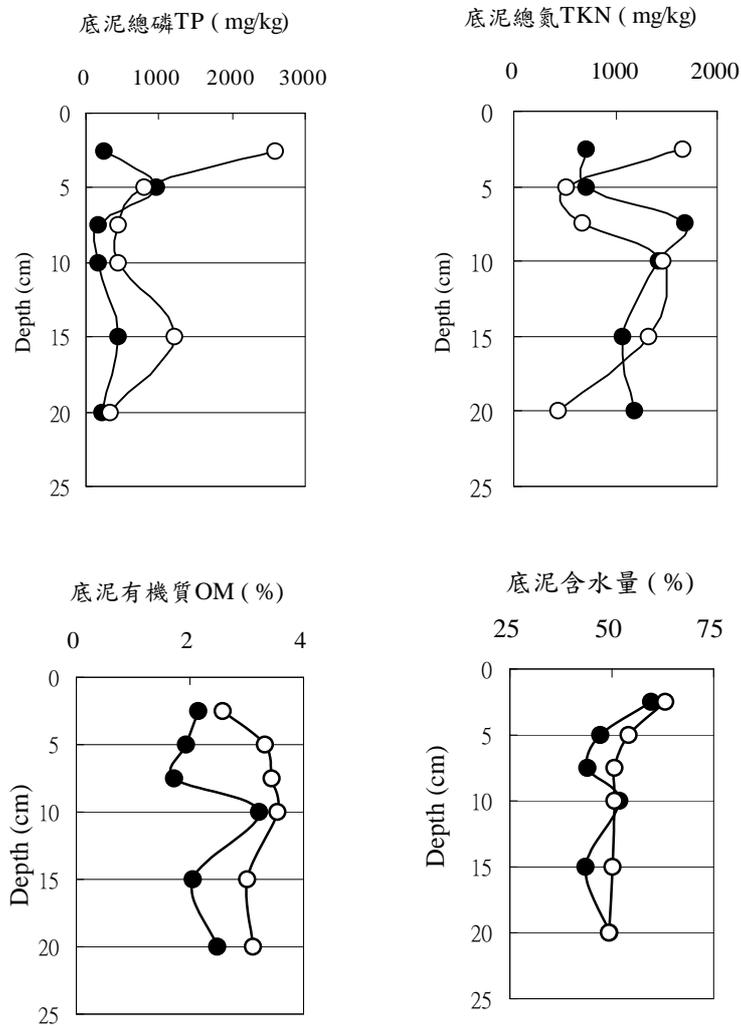


圖 2.4.4-2 翡翠水庫底泥分層含水量、有機質、總磷及總氮變化  
(大壩：—○— 後坑子：—●—)

## 2.5 水庫水質模擬

湖泊水庫之水質模式主要依據質量平衡原理(principle of mass balance)。在自然水體中，影響水質參數濃度變化的關鍵因素包括物理輸送程序(physical transport processes)及生物化學反應(biochemical kinetic processes)。物理輸送程序包含延散(dispersion/advection)與擴散(diffusion)的作用；生物化學反應包括外部來源(external source/sink)及內部來源(internal source/sink)，內部來源主要導源於生化過程，每一種水質污染物的生化反應皆不同。

目前國際上對於水理與水質之模擬，一般有兩種途徑。其一為先作水理模擬，將其結果儲存，再用於下一步之水質模擬。第二種方法為水理與水質模擬模式均採用相同的網格及計算間距(time step)。第一種途徑雖可節省電腦之工作量，然連接水理與水質模式時生問題。近年電腦技術進步，可採用第二種方法，將水理與水質運算連在一個模式中，免去不少數值計算的問題。

### 2.5.1 水庫水質模式

一般常用於評估湖泊水庫之水質模式整理於表 2.5.1-1 (賴等，民國 92 年)，茲介紹幾種國內常用之水庫水質模式。

Vollenweider 模式為一零維總磷質量平衡模式，此模式通常以模擬總磷為主，利用質量平衡之原理，假設：(1)湖泊水庫為完全混合水體，(2)穩定狀態(steady state conditions)，代表年或季節平均情況，(3)水體之限制營養源為總磷，並以總磷來判定水體之優養等級。Vollenweider 模式應用於國內水庫之實例有：翡翠、德基、霧社、曾文及鳳山水庫等。

CE-QUAL-W2(簡稱 W2)為美國陸軍工程師團水道試驗所發展，可適用於河川、湖泊、水庫、感潮河段的水理及水質模擬，更可以模擬水庫分層及優養現象，特別適合庫底深且狹長的水體，例如翡翠、德基及曾文水庫。W2 是由 LARM(Laterally Averaged Reservoir Model)改良配合 CE-QUAL-R1 所衍生的二維水理、水質模式。圖 2.5.1-1 為 W2 格網示意圖。在國內，W2 模式已成功地為翡翠、德基與曾文水庫建立了水理、水質模式。圖 2.5.1-2 及 2.5.1-3 為德基水庫(88 年)與曾文水庫(89 年)營養鹽(總磷、氨氮)、葉綠素 a 及溶氧之模擬與實

測結果(Kuo et al., 2004)。

表 2.5.1-1 評估湖泊水庫的優養化模式(賴等，民國 92 年)

模式	簡介	所需資料
Vollenweider	根據總磷 vs. 平均深度繪圖	總磷負荷量與平均深度
EUTROMOD	溶氧與總磷之迴歸模式	天氣、流域與湖泊形態
BATHTUB	計算溶氧、氮、磷與葉綠素之經驗模式	流域性質，逕流與營養鹽負荷量，與水庫形態
PHOSMOD	水層中總磷的時變模擬	分層時間間距，湖中磷與均溫溶氧的起始狀況
Sediment-Water Interaction Model	水層沈降物中泥砂與磷的時變模擬	相似於 PHOSMOD 中所需資料與沈降物資料
WQRRS	一維垂向的水質優養模式	水利幾何學，流體動力學與水質資料
CE-QUAL-W2	水庫中二維，橫向的水質優養模式	水利幾何學，流體動力學，與水質資料
WASP/EUTRO	河流，湖泊與河口的三維優養模式	與 CE-QUAL-W2 所需資料相似
CE-QUAL-ICM	河流，湖泊與河口的三維優養模式	與 WASP/EUTRO 所需資料相似
EFDC	三維之流體動力學與水質模式	需要相當廣泛完整之資料

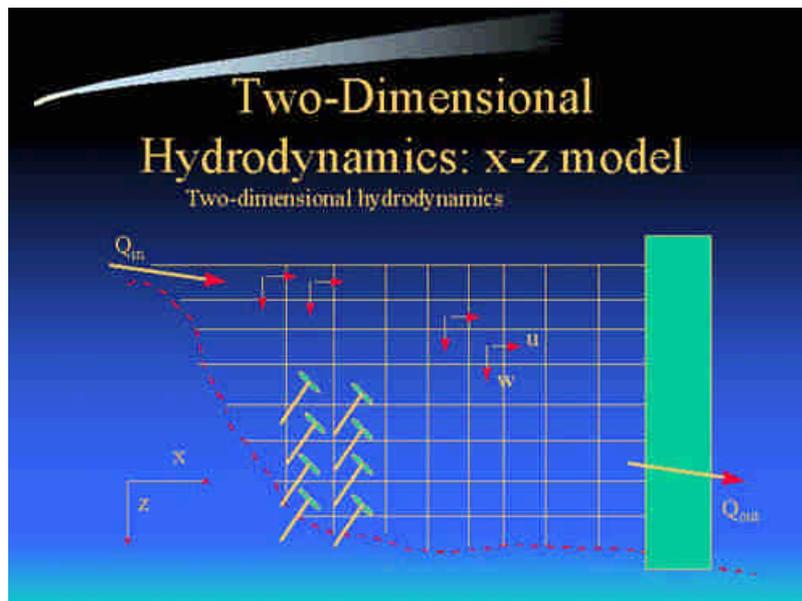


圖 2.5.1-1 W2 格網示意圖

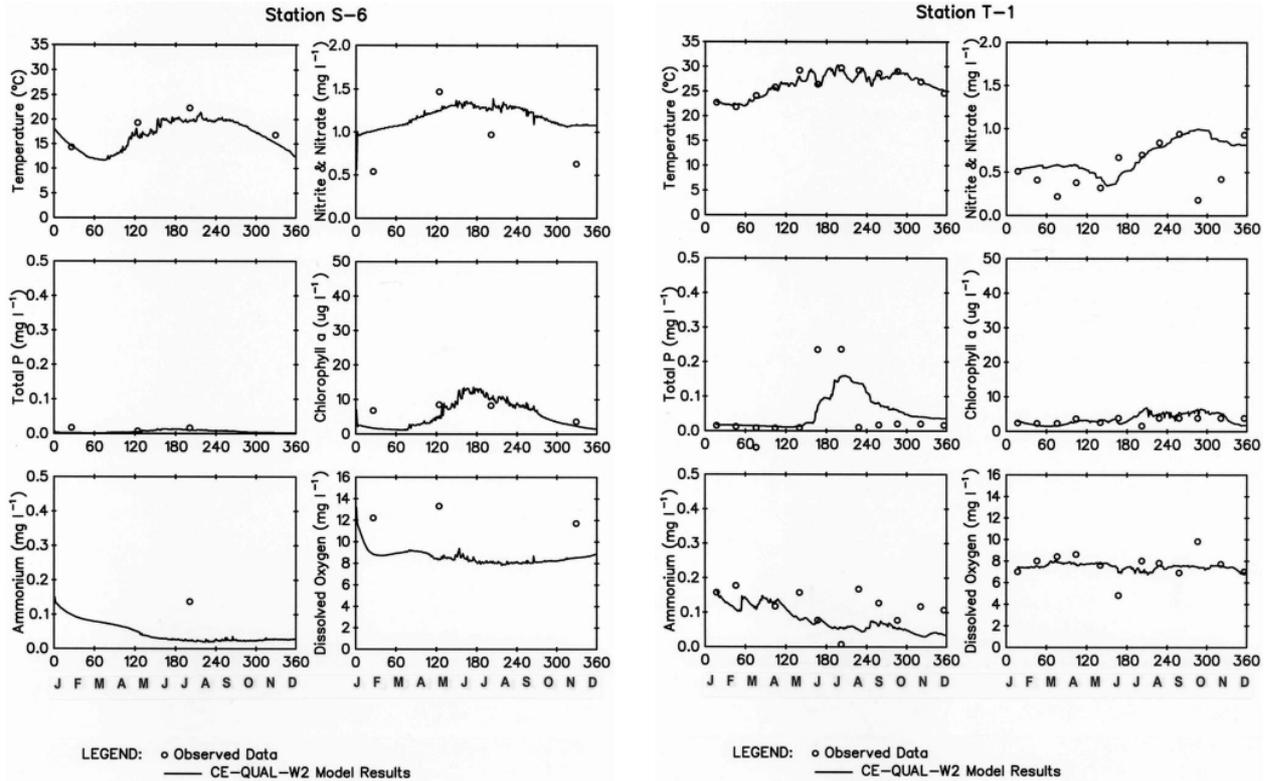


圖 2.5.1-2 德基水庫 88 年水質模擬與實測結果

圖 2.5.1-3 曾文水庫 89 年水質模擬與實測結果

WASP(Water Quality Analysis Simulation Program)模式首先由美國曼哈頓學院(Manhattan College)發展，再經美國環保署加以修正。WASP 雖為三維水質模式，但只能模擬一維的水理，所以其水理功能遠遜於 W2 模式。其適用於河川、湖泊、水庫、感潮河川及海岸等水體，可模擬的項目包括傳統性污染物及毒性物質等。在國內 WASP 模式已成功地被應用至一些水庫之優養分析，包括翡翠、寶山、德基、永和山、鳳山及曾文水庫等。圖 2.5.1-4 為翡翠水庫 85 年大壩站垂向(上、中及底層)葉綠素 a 之模擬與實測結果(Kuo et al., 2003)。

EFDC(Environmental Fluid Dynamics Code)為三維流體動力學與水質模式，由 John Hamrick 所發展。在國內，本研究團隊主持人郭振泰教授率先利用此模式對牡丹水庫進行水理模擬(郭等，民國 92 年)，結果顯示此模式適用於牡丹水庫。

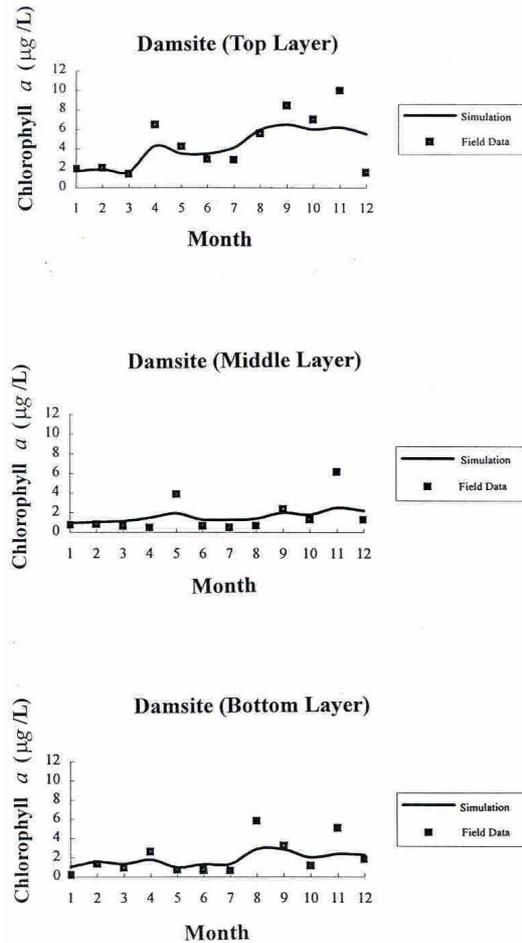


圖 2.5.1-4 翡翠水庫 85 年大壩站垂向葉綠素 a 模擬與實測結果

### 2.5.2 集水區非點源污染模式連接水庫水質模式之模擬

影響水庫水質主要的因素為從集水區流入水庫之污染源，包括點源與非點源污染，尤其暴雨期過後，非點源污染特別明顯。目前國際上最常用之集水區非點源污染模式為 BASINS(Better Assessment Science Integration Point and Non-point Sources)，BASINS 是由美國環保署所發展。集水區非點源污染模式先對於集水區進行水量、水質模擬與分析，再連結水庫水質模式以模擬水庫水質、優養程度。由 BASINS 非點源污染模式結合 CE-QUAL-W2 二維水理、水質模式應用於霧社與曾文水庫集水區及其水庫，結果顯示能有效的模擬長時期水庫水質之變化，其貢獻為經由氣象及水文等資料的收集即可模擬水庫水質的變化情形，可減少於暴雨時期採樣的危險性。圖 2.5.2-1 為曾文水庫 88 至 90 年集水區入流量之模擬與實測結果，圖 2.5.2-2 為曾文水庫 88 至 91 年表水層溶氧之模擬

與實測結果(陳，民國 92 年)。

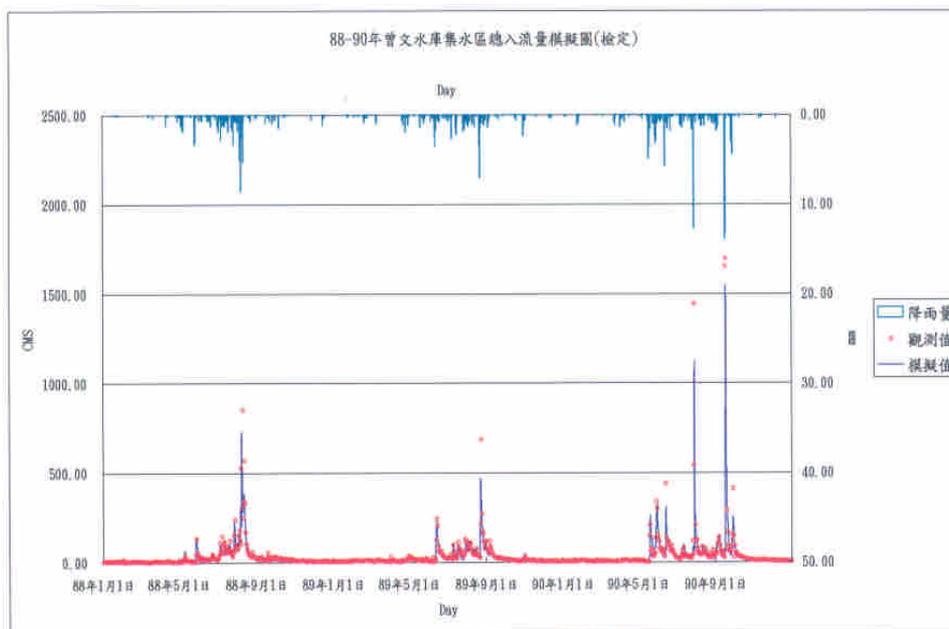


圖 2.5.2-1 曾文水庫 88 至 90 年集水區入流量之模擬與實測結果

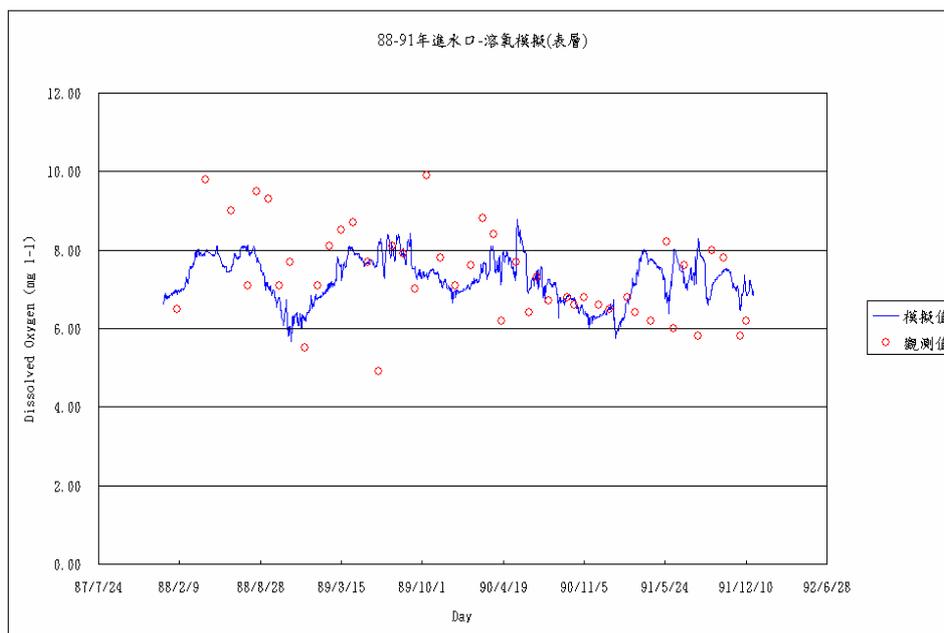


圖 2.5.2-2 曾文水庫 88 至 91 年表水層溶氧之模擬與實測結果

## 參考文獻

1. 郭振泰、吳俊宗、吳建鎡、馬培穎，台灣地區給水水源優養化評估法之建立及其優養程度調查(一)，台灣大學土木工程學研究所執行，環保署委託，民國 79 年 9 月。
2. 郭振泰、吳俊宗、楊明德、劉先仁，台灣地區給水水源優養評估法之建立及其優養程度調查(二)，台灣大學土木工程學研究所執行，環保署委託，民國 80 年 6 月。
3. 駱尚廉、楊萬發、於幼華、曾四恭、郭振泰、張尊國、許銘熙、范正成、吳先琪、吳俊宗，湖泊水庫水質改善及優養化評估法之建立和調查(三)，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 81 年 6 月。
4. 駱尚廉、曾四恭、張尊國、楊萬發、吳先琪、林正芳、鄭克聲、范正成、郭振泰、吳俊宗，湖泊水庫水質改善及優養化評估法之建立和調查(四)－技術手冊，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 82 年 6 月。
5. 張穗蘋、吳俊宗、陳伯中、周信賢、莊淑滿，水庫監測與集水區污染防治規劃，崑山技術學院環境工程技術系執行，環保署委託，民國 87 年 6 月。
6. 張穗蘋、周信賢、莊淑滿，水庫監測與集水區污染防治規劃－台灣地區水庫水質評析與水質管理規劃，崑山技術學院環境工程技術系執行，環保署委託，民國 88 年 8 月。
7. 鄭克聲、葉慧中，克利金空間推估與複迴歸之關係及半變異元函數特性之探討，台灣水利，第 47 卷，第 1 期，p.75~80，民國 87 年。
8. 楊明德、楊擘芬、郭振泰，SPOT4 衛星影像監測翡翠水庫水質優養化之應用，第五屆地理資訊系統學術研討會，台中，民國 88 年。
9. 雷祖強、鄭克聲，德基水庫水質營養狀況判別指標，中國農業工程學報，第 45 卷，第 4 期，p.61~72，民國 88 年。
10. 陳莉、吳俊穎、梁訓源，以類神經網路評估永和山水庫水質優養化之研究－使用 SPOT 衛星影像，農業工程學報，第 48 卷，第 2 期，p.59~70，民國 91 年。
11. Yang, M. D., J. M. Carolyn, and M. S. Robert. (1999). "Integration of water quality modeling remote sensing and GIS," *Journal of American Water Resources Association*, Vol. 35, No. 2, pp. 253-263.
12. Yang, M. D., J. T. Kuo, and Y. F. Yang. (2000). "Application of remote sensing and GIS in water quality simulation and calibration," *The 4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EM4): Problem, Prospects and Research Needs*, Banff, Alberta, Canada.
13. Cheng, K. S., and T. C. Lei. (2001). "Reservoir trophic state evaluation using Landsat TM images," *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 37, No. 5, pp. 1321-1334.

14. 郭振泰、謝尚賢、鄭克聲、楊明德，衛星技術應用於水庫優養化預測與防治(1/2)，台灣大學土木工程學研究所執行，經濟部水利署委託，93年11月。
15. Gilbert R. O. (1987). *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*, Van Nostrand Reinhold, New York.
16. Berthouex P. M., and L. C. Brown. (1994). *Statistics for Environmental Engineers*, Lewis Publishers.
17. U.S. EPA. (1996). "Guidance for Data Quality Assessment ; Practical Methods for Data Analysis", QA96 Version。
18. 環保署，水質監測整合應用計算，子題(一)監測數據處理手冊，EPA-86-L104-09-08。
19. Dillon, P. J., and F. H. Rigler. (1974). "The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes", *Limnol. Oceanogr.* 19: 767-773.
20. Vollenweider, R. A. (1975). "Input-output models with special reference to the phosphorous loading concept in limnology," *Schweiz. Zeitschrift Hydrol.* 37: 53-84.
21. Chorus, I., and J. Bartram. (1999). *Toxic cyanobacteria in water. E & FN Spon*, London, New York.
22. Wu, J. T., and Y. M. Sheu. (1988). "Relation of algae to earthy odors of fish in Taiwan," *Bot. Bull. Acad. Sin.* 29: 183-188.
23. Wu, J. T., and F. Jüttner. (1988). "Effect of Environmental factors on geosmin production by *Fischerella muscicola*," *Wat. Sci. Technol.* 20: 143-148.
24. Wu, J. T., and F. Jüttner. (1988). "Differential partitioning of geosmin and 2-methylisoborneol between cellular constituents in *Oscillatoria tenuis*," *Arch. Microbiol.* 150: 580-583.
25. 吳俊宗、黃蓀菡，翡翠水庫藻類相調查及水質指標之建立，中研院植物所執行，台北翡翠水庫建設委員會委託，民國76年9月。
26. 吳俊宗、王怡文，翡翠水庫藻類相調查及水質優養檢測系統之建立，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國77年9月。
27. 吳俊宗、王怡文，翡翠水庫藻類相調查及水質優養檢測系統之建立，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國78年9月。
28. 吳俊宗、張慧玲、吳雅昭，翡翠水庫藻類與水質關係研究(I)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國79年6月。
29. 吳俊宗、張慧玲，翡翠水庫藻類與水質關係研究(II)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國80年6月。
30. 吳俊宗、萬淑惠，翡翠水庫藻類與水質關係研究(III)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國81年6月。

31. 吳俊宗、歐淑蘭，翡翠水庫藻類與水質關係研究(IV)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 82 年 6 月。
32. 吳俊宗、李美枝，翡翠水庫藻類與水質關係研究(V)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 83 年 6 月。
33. 吳俊宗、周晉文，翡翠水庫浮游藻與水質關係(I)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 85 年 6 月。
34. 吳俊宗、周晉文，翡翠水庫浮游藻與水質關係(II)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 86 年 6 月。
35. 吳俊宗、高麗珠、周晉文，翡翠水庫浮游藻與水質關係(III)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 87 年 6 月。
36. 吳俊宗、高麗珠，翡翠水庫浮游藻與水質關係(IV)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 88 年 6 月。
37. 吳俊宗、高麗珠、陳秀如，翡翠水庫浮游藻與水質關係(V)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 89 年 10 月。
38. 吳俊宗、高麗珠、黃文亞，翡翠水庫藻類與水質關係之長期監測(I)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 90 年 12 月。
39. 吳俊宗、高麗珠、黃文亞，翡翠水庫藻類與水質關係之長期監測(II)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 91 年 12 月。
40. 吳俊宗、高麗珠、王永昇，翡翠水庫藻類與水質關係之長期監測(III)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 92 年 12 月。
41. 吳俊宗、高麗珠、藍秋月、林宜孜，翡翠水庫藻類與水質關係之長期監測(IV)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 93 年 12 月。
42. 翡翠水庫藻類資料庫網站，<http://www.sinica.edu.tw/~dbalgae/>
43. 吳俊宗(報告撰寫)，西湖村拐子湖水質改善系統維護，財團法人新環境基金會執行，經濟部水資源局委託，民國 89 年 12 月。
44. 周美惠、吳俊宗、巫紅霏，利用生態法則改善水塘水質以提升社區灌溉功能，財團法人新環境基金會執行，經濟部水資源局委託，民國 88 年 6 月。
45. Hupfer, M., R. Pthig, R. Bruggemann, and W. Geller. (2000). "Mechanical resuspension of autochthonous calcite (seekreide) failed to control internal phosphorus cycle in a eutrophic lake," *Water Res.*, 34(3), 859-867.
46. Dittrich, M., T. Dittrich, I. Sieber, and R. Koschel. (1997). "A balance analysis of phosphorus elimination by artificial calcite precipitation in a stratified hardwater lake," *Water Res.*, 31(2): 237-248.
47. Kopacek, J, K. U. Ulrich, J. Hejzlar, J. Borovec, and E. Stuchlik. (2001). "Natural

- inactivation of phosphorus by aluminum in atmospherically acidified water bodies," *Water Res.*, 35(16), 3783-3790.
48. Lewandowski, J., I. Schauser, and M. Hupfer. (2003). "Long term effects of phosphorus precipitations with alum in hypereutrophic Lake Susser See (Germany)," *Water Res.*, 37, 3194-3204.
49. Rydin, E., and E. B. Welch. (1998). "Aluminum dose required to inactivate phosphate in lake sediments," *Water Res.*, 32(10), 2969-2976.
50. Varjo, E., A. Liikanen, V. P. Salonen, and P. J. Martikainen. (2003). "A new gypsum-based technique to reduce methane and phosphorus release from sediments of eutrophied lakes: (Gypsum treatment to reduce internal loading)," *Water Res.*, 37, 1-10.
51. 陳怡靜，水文變化、生物地質化學作用及集水區人為活動對水庫磷質量平衡及藻類消長之影響—以台灣亞熱帶深水水庫為例，台灣大學環境工程學研究所博士論文，民國 93 年 10 月。
52. Ambrose, R. B., T. A. Wool, J. L. Martin, J. P. Connolly, and R. W. Schanz. (1991). WASP5, A hydrodynamic and water quality model- model theory, user's manual, and programmer's guide. Environmental Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. EPA, Athens, Georgia.
53. Ambrose, R. B., T. A. Wool, and J. L. Martin. (1993). "The water quality analysis simulation program, WASP5, Part A: model documentation," U.S. EPA Center for Exposure Assessment Modeling, Athens, GA.
54. Cole, T. M., and E. M. Buchak. (1993). CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, User Manual. Waterways Experiment Station, U.S. Army Corps of Engineers.
55. Cole, T. M., and S. A. Wells. (2003). "CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.2," Instruction Report EL-03-1, U.S. Army Engineering and Research Development Center, Vicksburg, MS, 2003.
56. 吳先琪、王美雪、陳世裕，甘泉計畫(I)水庫水質維護大型計畫—子計畫(三)：水庫中磷的質量平衡及控制策略研究(第一年)，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 79 年 6 月。
57. 吳先琪、朱惟君、陳世裕，甘泉計畫(I)水庫水質維護大型計畫—子計畫(三)：水庫中磷的質量平衡及控制策略研究(第二年)，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 80 年 6 月。

58. 陳世裕，水庫中底泥磷釋出模式之研究，台灣大學環境工程學研究所碩士論文，民國 79 年 6 月。
59. 李佳芳，水庫水體中磷濃度的一維模式，台灣大學環境工程學研究所碩士論文，民國 83 年 6 月。
60. 林文隆，水庫湖泊磷內部負荷模式推估程序之建立，交通大學環境工程學研究所碩士論文，民國 83 年 6 月。
61. 丁啟東，河川底泥耗氧速率之研究，國立成功大學環境工程學研究所碩士論文，民國 78 年。
62. 賴進松、郭振泰、吳俊宗、龍梧生、胡弘道，水庫整體保育技術與推廣計畫，台灣大學水工試驗所執行，經濟部水利署委託，民國 92 年 12 月。
63. Kuo, J. T., W. S. Lung, C. P. Yang, W. C. Liu, M. D. Yang, and T. S. Tang. (2006). "Eutrophication Modelling of Reservoirs in Taiwan," *Environmental Modelling & Software*, To appear in 2006.
64. Kuo, J. T., W. C. Liu, R. T. Lin, W. S. Lung, M. D. Yang, C. P. Yang, and S. C. Chu. (2003). "Water Quality Modeling for the Feitsui Reservoir in Northern Taiwan," *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 39, No. 3, pp. 671-687.
65. 郭振泰、郭文健、吳俊宗、張穗蘋、黃益助，龍梧生、柳文成，牡丹水庫水質調查及改善計畫，財團法人新環境基金會執行，經濟部南區水資源局委託，民國 92 年 12 月。
66. 陳鴻傑，曾文水庫集水區污染物傳輸及水庫水質模擬，台灣大學土木工程學研究所碩士論文，民國 92 年 6 月。

## 第三章 國內優養化水庫資料調查

### 3.1 國內水庫水質現況

根據環保署 92 年度台灣地區主要水庫之水質監測資料分析結果顯示(見圖 3.1-1)(環保署，民國 93 年)，已有超過一半的水庫呈現優養化現象(季平均)，包括新山水庫、明德水庫、永和山水庫、仁義潭水庫、蘭潭水庫、鯉魚潭水庫、白河水庫、鏡面水庫、澄清湖、鳳山水庫及牡丹水庫等(見圖 3.1-2)。其中澄清湖與鳳山水庫之水質最差，呈現嚴重優養化現象(卡爾森優養指數 $>60$ )。上述 11 座水庫亦即環保署在本計畫所指定之水庫。

由環保署 91 年台灣地區環境水質監測年報(水庫水質篇)資料(環保署，民國 92 年)顯示，91 年第二季由於受旱象影響造成水庫水位普遍下降，懸浮固體物偏高，使得透明度偏低，為造成水庫水質變差原因之一。

水庫優養化的原因乃由於水庫承受過量的磷、氮等營養鹽，使得藻類有足夠的養份，因而大量繁殖。而這些營養鹽的主要來源乃由於集水區內的農業(例如果園、茶園、檳榔樹之種植)、社區及居民活動(例如家庭污水及街道累積之污染物)、觀光遊憩(例如露營區廢水、垃圾)等各種污染。以上這些污染源，大部份屬於非點源污染物(nonpoint source pollution, NPS)，最顯著的非點源污染負荷，乃為暴雨初期的沖刷(first flush)。這些污染物平日累積於集水區，當暴雨發生後的初期逕流及沖蝕，將使得大量污染物被帶入承受水體，對水庫造成相當大的衝擊。其中沖蝕的泥砂造成淤積、濁度、懸浮固體及磷、氮濃度的增加，造成水庫優養化，進而影響水資源的分配與利用。

圖 3.1-3 為 82 至 93 年台灣地區 12 座主要水庫卡爾森優養指數比較圖(環保署環境資料庫網站，民國 94 年)。分析歷年台灣地區水庫優養程度，仍是以澄清湖與鳳山水庫之水質最差(卡爾森優養指數 $>60$ )，但澄清湖自 87 年以後其卡爾森優養指數有下降趨勢。白河水庫歷年卡爾森優養指數也都在 50 以上。牡丹水庫為一較新之水庫，從民國 84 年底水庫開始蓄水，但環保署自 88 年才開始對牡丹水庫進行水質採樣監測，因此從 88 年起才有卡爾森優養指數資料。

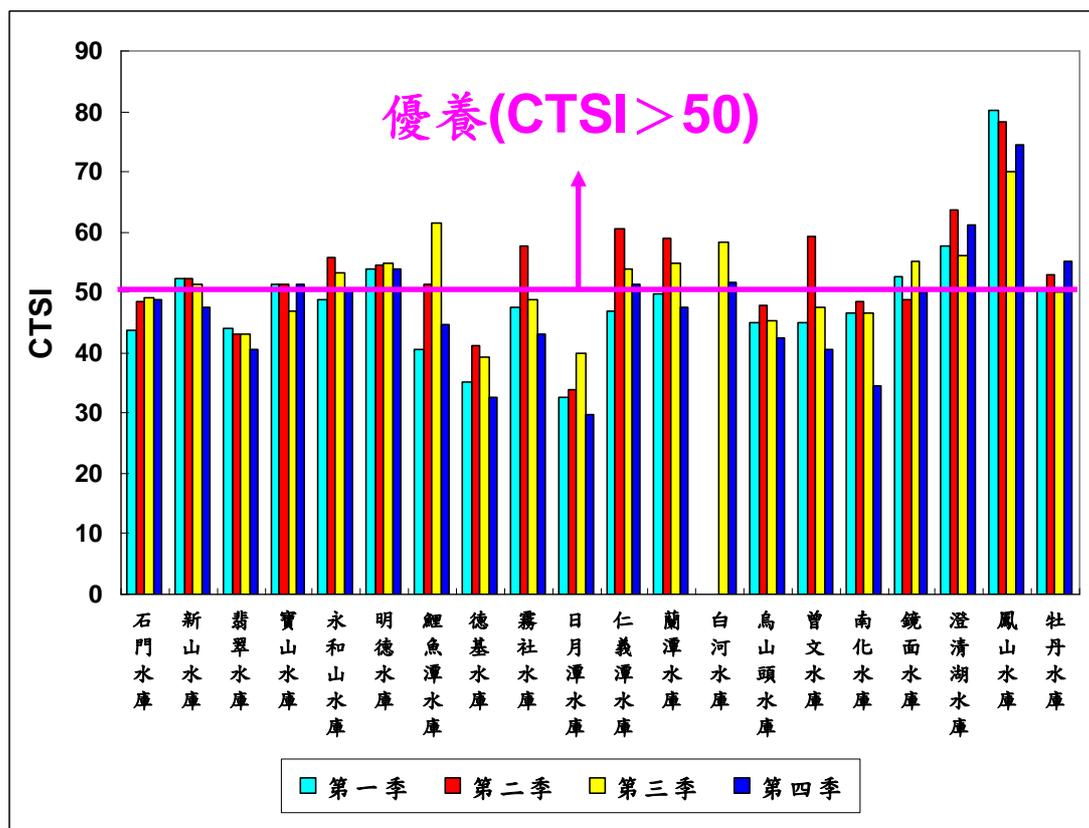


圖 3.1-1 92 年度台灣地區主要水庫卡爾森優養指數比較圖  
 (資料來源：環保署環境資料庫，<http://edb.epa.gov.tw/>)

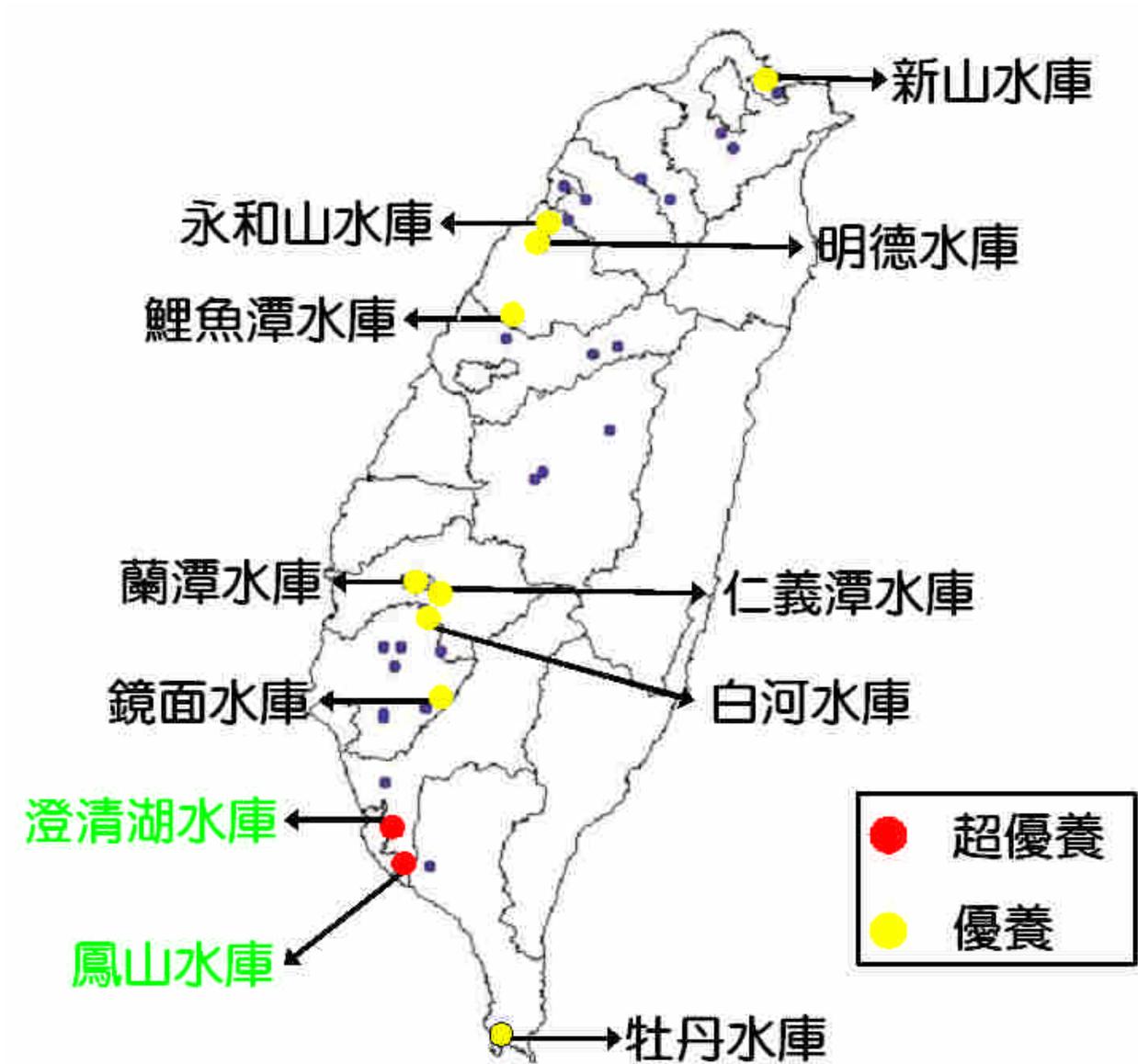


圖 3.1-2 92 年度台灣地區主要水庫優養現況

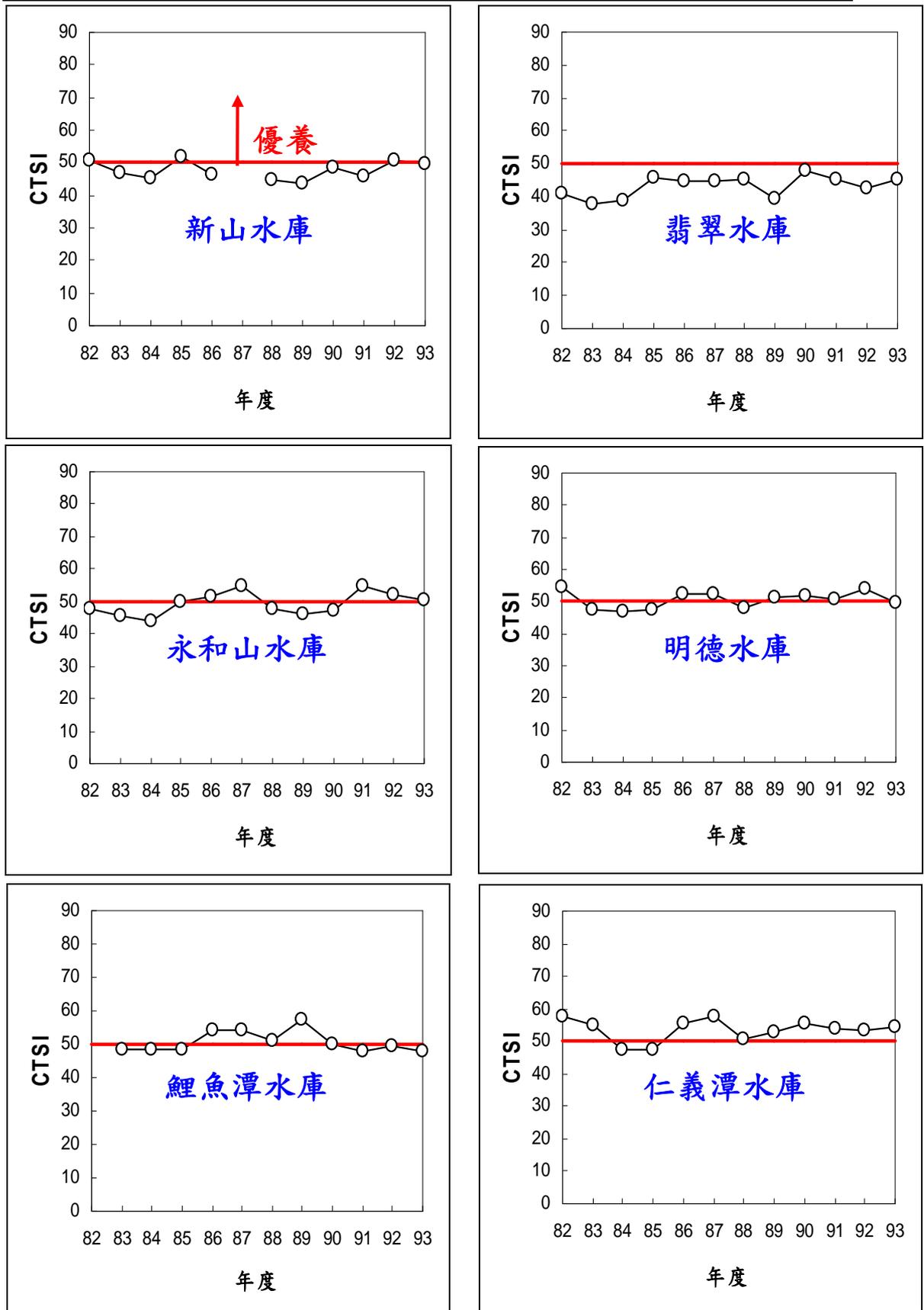


圖 3.1-3 82 至 93 年台灣地區 12 座主要水庫卡爾森優養指數比較圖  
 (資料來源：環保署環境資料庫，<http://edb.epa.gov.tw/>)

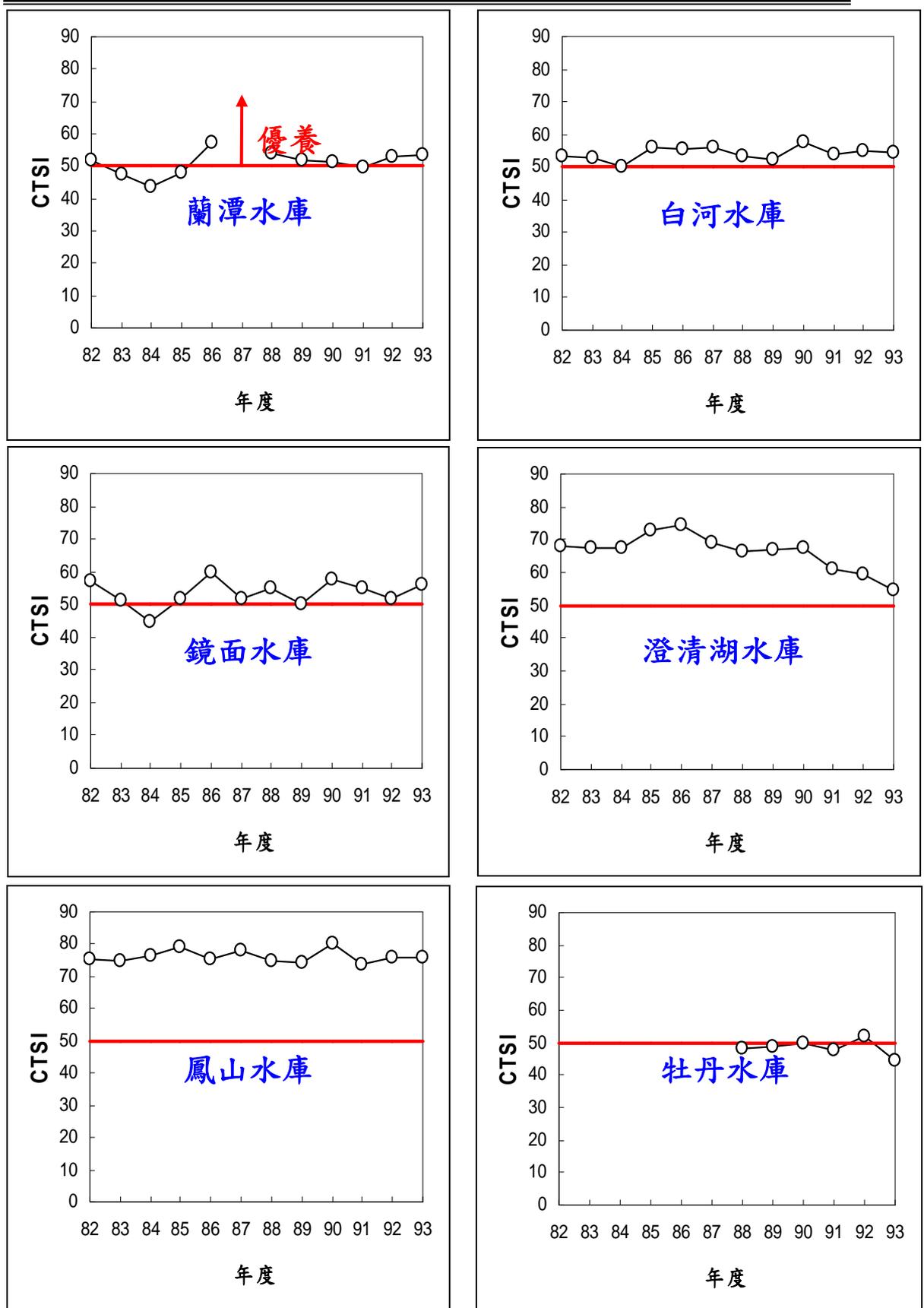


圖 3.1-3 82 至 93 年台灣地區 12 座主要水庫卡爾森優養指數比較圖(續)  
 (資料來源：環保署環境資料庫，<http://edb.epa.gov.tw/>)

環保署已於 92 年完成建置台灣地區及離島(包含金門縣、連江縣及，澎湖縣)共 56 座水庫之水質監測資料庫，執行此計畫之主持人及共同主持人即為本研究團隊之林正芳與郭振泰教授。此資料庫可及時提供產官學研及民眾有效、正確及完整的水庫資料與資訊，其目標主要包括：(1)使用者可及時獲得符合需求的環境資料與資訊，(2)管理者可提供正確的完整的環境資料與資訊，(3)生產者可生產低成本與高品質的環境資料與資訊。圖 3.1-4 展示環境資訊系統水庫水質網頁之內容。另外，經濟部水利署網站則可查詢最新水情資訊。

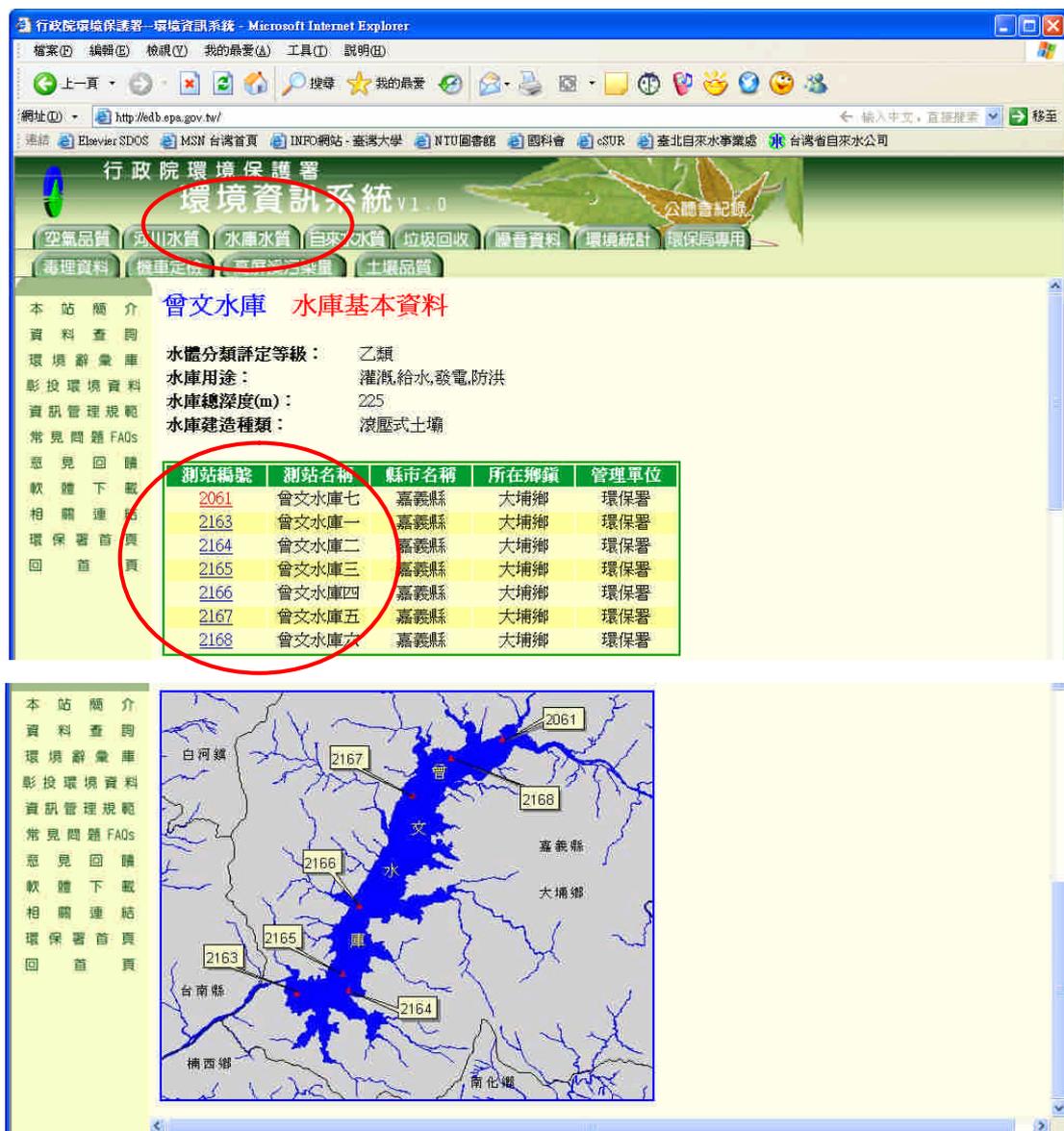


圖 3.1-4 展示環境資訊系統水庫水質網頁之內容  
(資料來源：環保署環境資料庫，<http://edb.epa.gov.tw/>)



採樣日期	採樣深度 (m)	監測項目							監測項目									
		溶氧 (mg/L)	生化需氧量 (mg/L)	化學需氧量 (mg/L)	懸浮固體 (mg/L)	氨氮 (mg/L)	總氮 (mg/L)	總磷 (µg/L)	水溫 (°C)	酸鹼值	導電度 (µS/cm)	透明度 (m)	濁度 (NTU)	鹼度 (mg/L)	亞硝酸鹽 (mg/L)	硝酸鹽 (mg/L)	磷酸根 (µg/L)	葉綠素A (µg/L)
93/06/02	0.5	7.3		8.9	8.1	<0.03		232	29.8	7.7	406	0.9	4.6	146	0.065	1.06	37	4.3
93/06/02	13	4.2		11.3	11	<0.03		226	28.6	7.3	405		12	146	0.075	1.26	46	1.3
93/02/16	0.5	7.3		4.6	5.6	0.03	0.17	20	20.7	8.1	359	1.4	3.9	141	0.004	0.55	30	0.5
93/02/16	36	7		<4	5.1	0.04	0.15	20	20	8.1	359		3.6	140	0.002	0.52	<25	1.3
92/11/17	0.5	6		13.3	<3	0.16	0.17	12	26.3	8	327	2.5	2.1	121	0.003	0.78	<25	1
92/11/17	36	5.8		12.3	6.3	0.08	0.21	17	25.9	7.9	331		4	123	0.002	0.26	<25	1.3
92/08/18	0.5	8.6		14	4.2			23	31.3	7.9	282	2.2	2.6	97.4			<25	1.9
92/08/18	36	2.1		5	5.6			29	25.1	7.1	301		1.6	111			37	1.2
92/05/19	0.5	5.1		5.5	<3			49	26.9	7.9	378	0.8	9.4	144			46	5.4
92/05/19	36	2.5		4.5	6			42	25.4	7.3	365		16	139			74	5.8
92/02/17	0.5	6.4		<4	<3			19	22.1	8	322	2.2	2.2	121			<25	3.6
92/02/17	36	7.6		<4	<3			17	21.2	7.9	322		1.7	122			<25	3.6
91/11/27	0.5	5.8		6	<3	<0.03	0.94	<8	25.3	7.4	311	2.4	1.6	102	1	0.71	<25	3.2
91/11/27	39.1	5.5		5	11.6	0.04	1	<8	25.1	7.5	311		6.8	102	1	0.75	<25	3.1

圖 3.1-4 展示環境資訊系統水庫水質網頁之內容(續)  
 (資料來源：環保署環境資料庫，http://edb.epa.gov.tw/)

## 3.2 新山水庫

### 3.2.1 水庫基本資料

新山水庫(見圖 3.2.1-1)位於基隆市安樂區南側、基隆河支流大武崙溪中游新山溪上，為公共給水單一標的離槽水庫，主要水源來自八堵抽水站，所抽基隆河水經 3.2 公里導管送新山淨水場處理運用，餘水再經 0.9 公里導管送水庫儲存；水庫供水則反向由該導管送新山淨水場。新山水庫原於民國 69 年完工，蓄水容量約 400 萬立方公尺。主壩於 82 年起辦理加高，於 88 年 12 月完成，壩頂標高加高 15 公尺成為 90 公尺，蓄水容量同時增加到 1,000 萬立方公尺，為台灣地區繼蘭潭水庫加高完成之大型土石壩。管理單位為台灣省自來水公司第一區管理處。水庫取水口位在標高 45 及 72 公尺兩處，通常是以標高 45 公尺處做為水庫取水口。新山水庫基本資料概況見附表 1。

圖 3.2.1-2 為新山水庫集水區土地利用型態分佈圖，闊葉林約佔全部集水區面積之 63%，其次為竹林及草生地，少有建築開發之土地。



圖 3.2.1-1 新山水庫(940401 拍攝)

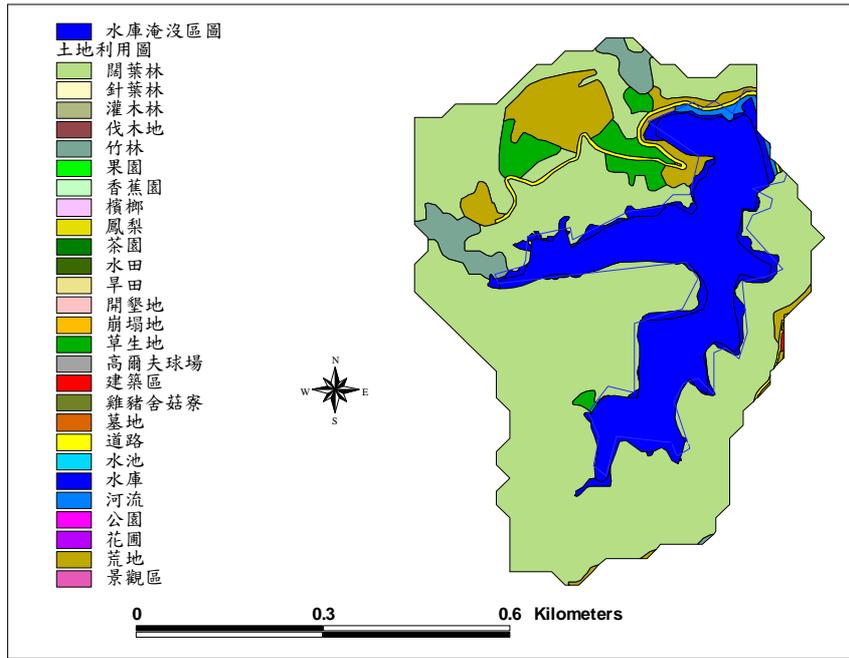


圖 3.2.1-2 新山水庫集水區土地利用型態分佈

### 3.2.2 水庫之入流量

圖 3.2.2-1 為新山水庫 92~93 年水庫之入流量，由圖中可發現，其日入流量均低於  $4 \text{ m}^3/\text{s}$ ，93 年內由於發生多次颱風/暴雨事件，其高流量情形較 92 年明顯。

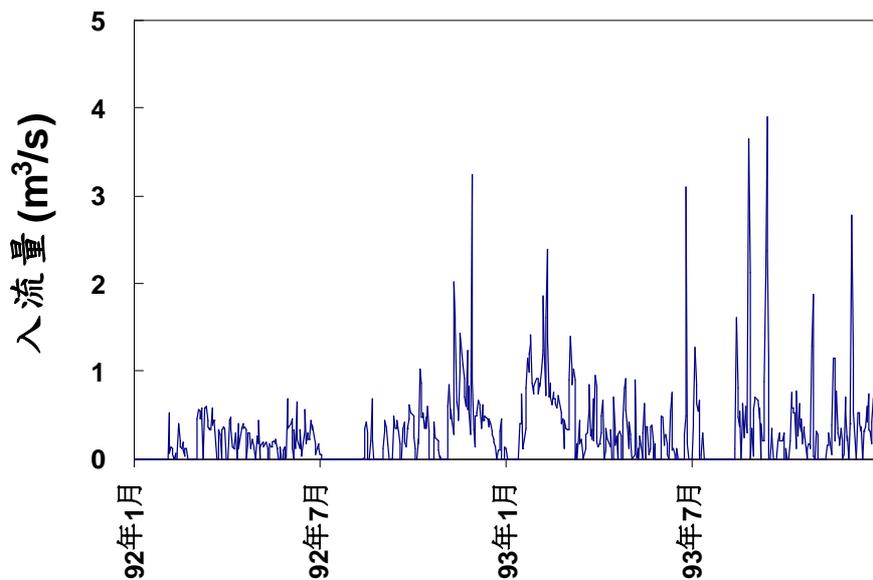


圖 3.2.2-1 新山水庫 92~93 年水庫之入流量

### 3.2.3 水質監測結果

環保署於新山水庫內設置二個水質監測站(編號 2087、2088 站)，如圖 3.2.3-1 所示。二個水質監測站之採樣位置皆為表水層採樣，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.2.3-2 為新山水庫 82~93 年卡爾森優養指數(CTSI)，歷年的 CTSI 值介於 45 至 52，近二年水質有變差趨勢。圖 3.2.3-3 為新山水庫 82~93 年表水域水質監測結果。國內環保署所制定之湖泊水質標準請參見表 2.1.1-4。

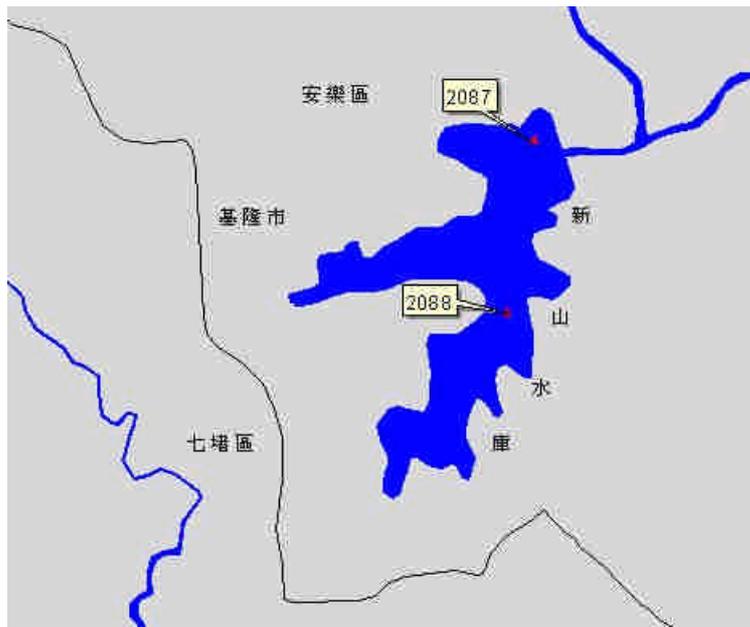


圖 3.2.3-1 新山水庫水質監測站

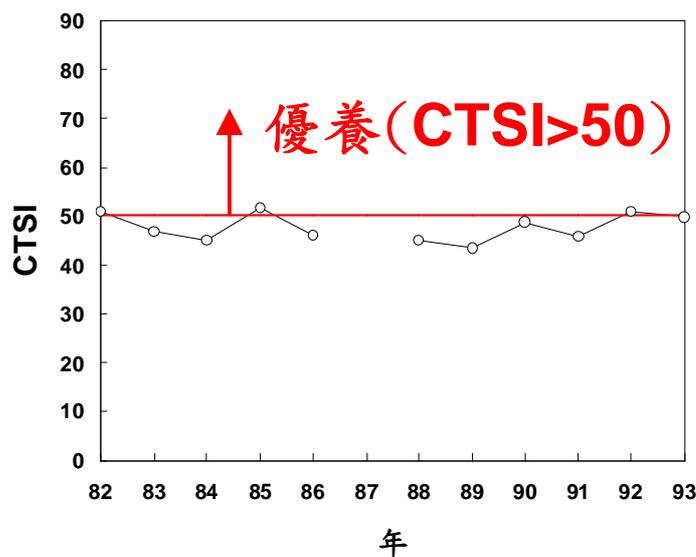


圖 3.2.3-2 新山水庫 82~93 年卡爾森優養指數

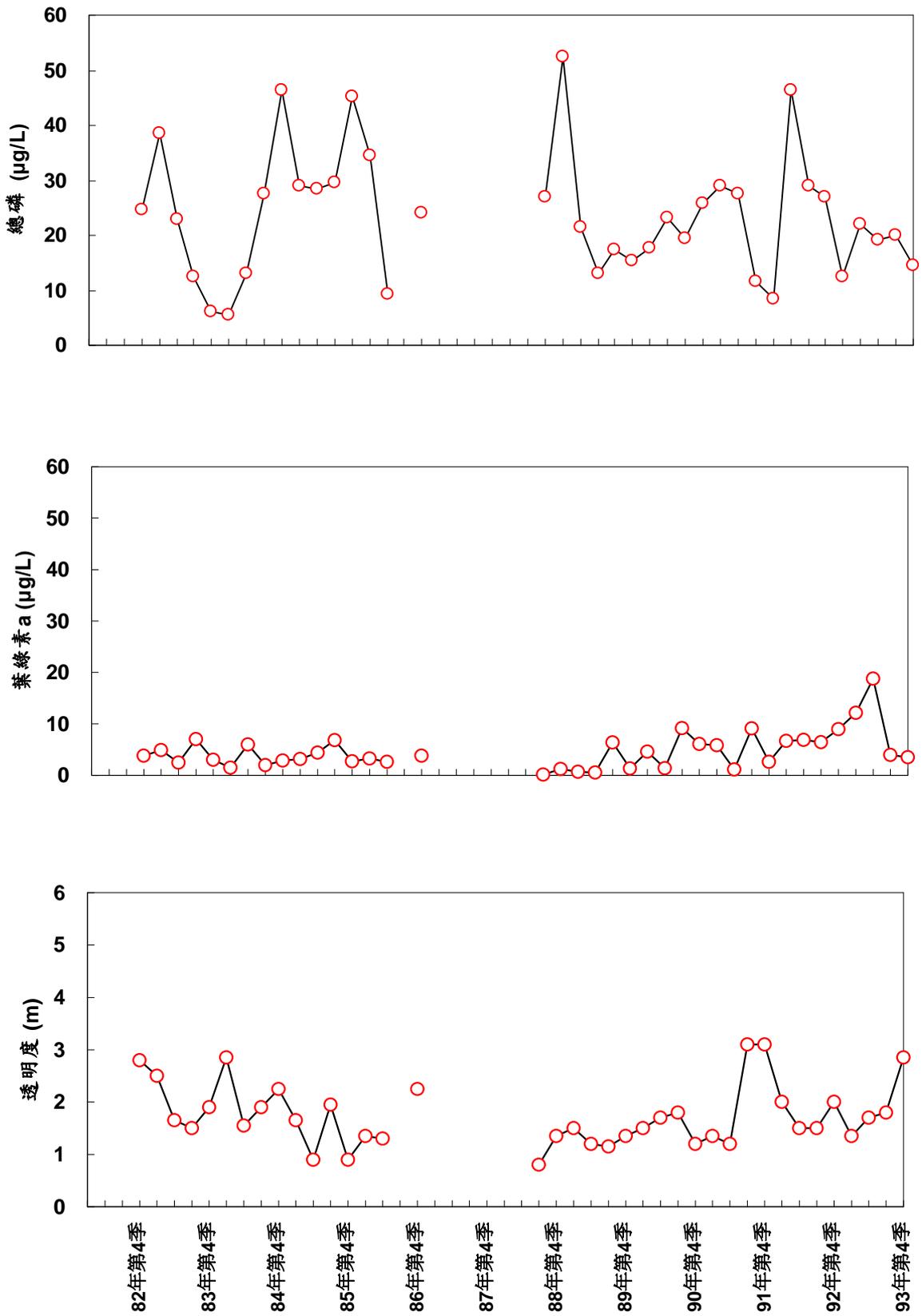


圖 3.2.3-3 新山水庫 82~93 年表水域水質監測結果

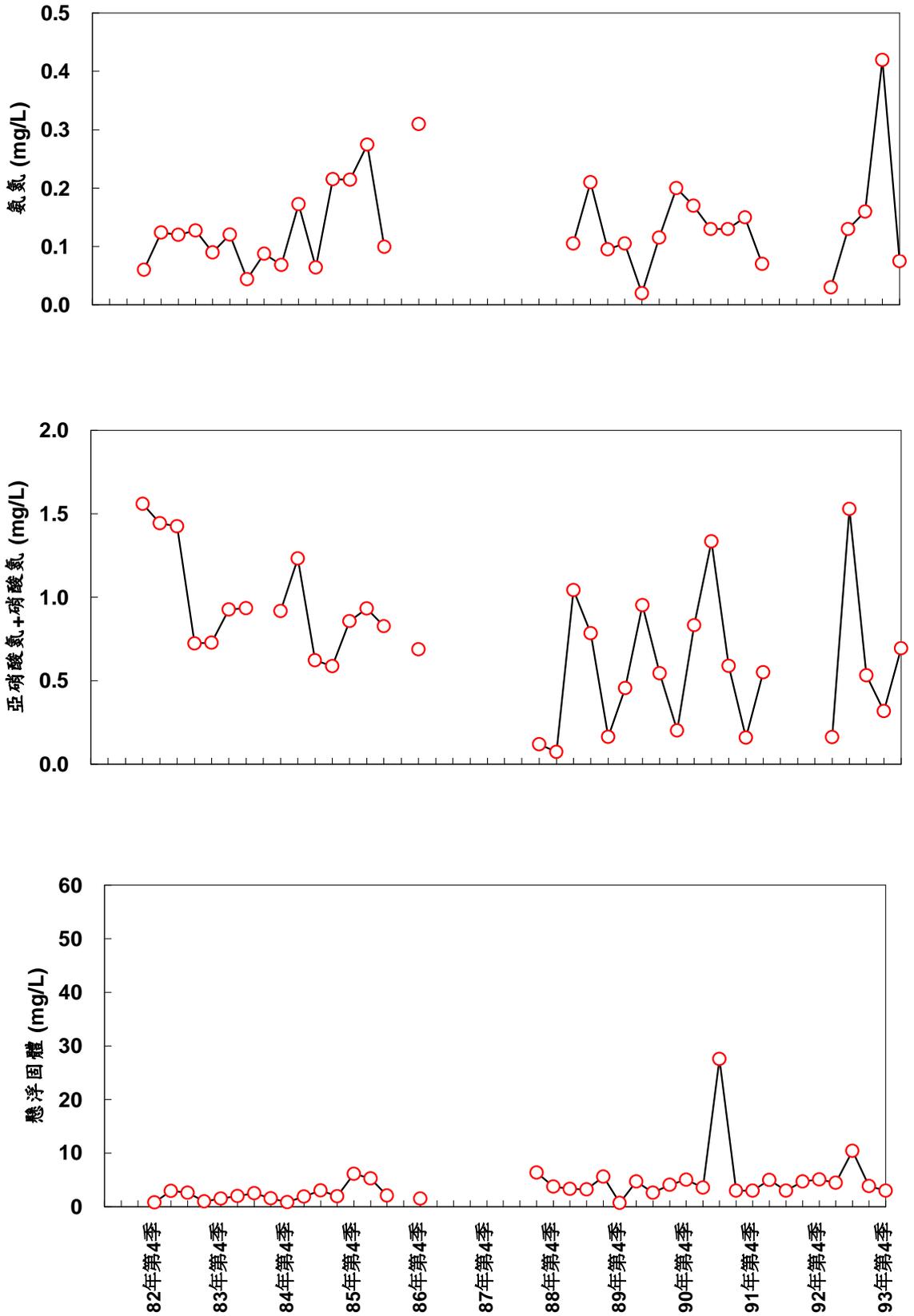


圖 3.2.3-3 新山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

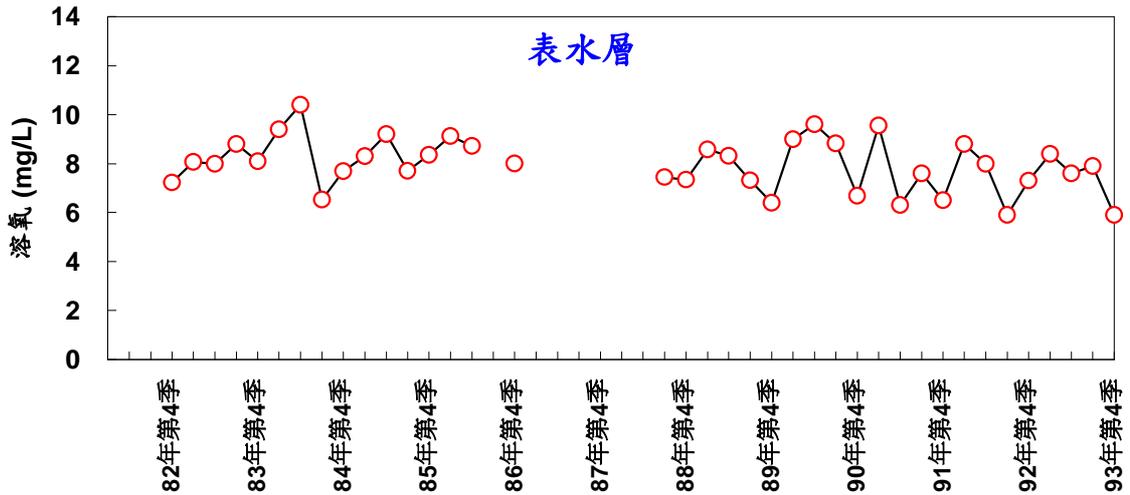


圖 3.2.3-3 新山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

### 3.2.4 水庫之藻類相

新山水庫之藻類相資料並不多，由環保署於 79 年進行之全國水庫之藻類普查資料及隨後郭&吳(1990)所調查之結果，均呈相似的情形，即水庫之藻類係以綠藻類為優勢，如 *Sphaerocystis*、*Gloeocystis*、*Staurastrum*、*Tetraedron* 等屬；金黃藻次之，如 *Dinobryon* 屬。藍綠藻類並不多，雖然曾有微囊藻(*Microcystis*)的出現記錄，但是出現數量很低。

由自來水公司第一區管理處之記錄資料看，近二年來新山水庫內之微囊藻數量比以往多很多，並常於氣溫較高的季節其數量驟增，而形成藻華現象。本年度於四月所進行之現地勘查時所採得之藻類樣品，同樣發現有相當多的微囊藻。經分析發現，所出現之微囊藻至少有四種，經初步培養分析顯示含有微囊藻毒(microcystins) (圖 3.2.4-1)。四月勘查時氣溫仍低，但是水庫已出現輕微的藻華現象，到五月底時藻華現象已趨於明顯，六月初時曾於岸邊形成黃色帶狀的藻華(圖 3.2.4-2)。經採樣鑑定，主要的藻華藻種為微囊藻(*Microcystis* spp.)，並混有一些葡萄藻(*Botryococcus braunii*)。此藻華現象已嚴重影響水庫水質。

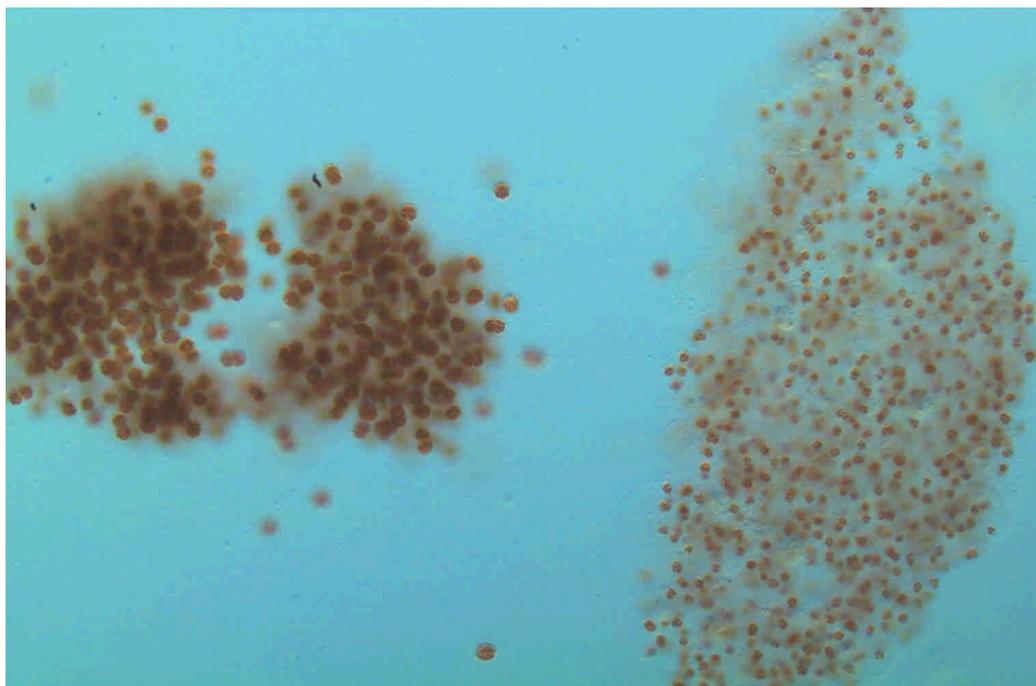


圖 3.2.4-1 形成藻華的微囊藻經常會產生微囊藻毒(microcystins)  
(940401 水質採樣分析)



圖 3.2.4-2 微囊藻形成的藻華現象(新山水庫)(940601 拍攝)

### 3.2.5 水庫內外部總磷負荷推估

參考吳(民 80 年)、陳(民 93 年)及溫(民 91 年)等人在國內翡翠、澄清湖、鳳山、德基、牡丹水庫採集底泥所做之底泥釋出磷通量實驗數據，見表 3.2.5-1，可歸納底泥在好氧態時的磷的釋出通量約為 0.08-0.25  $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$ ，於厭氧態下的磷的釋出通量約為 0.18-1.9  $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$ 。茲假設新山水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(<2 mg/L)接近無氧狀態，推算磷內部負荷如表 3.2.5-2，約為 180-792 kg/yr。

外部負荷包含集水區點源和非點源部分，點源部分主要為家庭污水，藉由水庫所在行政區人口數乘上 0.73 kg TP/c-yr，流達率以 0.1 計算。至於非點源則由集水區土地利用乘上輸出係數。此處之集水區外部負荷總和為 433 kg/yr。

由於新山水庫是離槽水庫，主要引基隆河之水，因此基隆河的水質佔外部負荷之一大部分，此處利用距離新山水庫八堵抽水站最近之基隆河測站(暖江橋)水質資料，乘上水庫入流水量，計算出外部負荷。由水文水資源資料管理供應系統提供之民國 93 年水庫入流水量及環保署環境資料庫提供之基隆河暖江橋測站之 93 年水質資料，得到基隆河外部負荷為 1,573 kg/yr。將集水區與基隆河之外部負荷相加，最後可得外部負荷之總和為 2,006 kg/yr。

表 3.2.5-1 國內水庫底泥總磷釋出通量比較

底泥狀態	總磷釋出量 ( $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$ )
<b>好氧(aerobic)</b>	
吳(民 80)	0.08-0.18
溫(民 91)	0.13-0.16
陳(民 93)	0.14-0.25
<b>厭氧(anaerobic)</b>	
吳(民 80)	1.9
溫(民 91)	0.18-0.73

註：取自翡翠、澄清湖、鳳山、德基、牡丹水庫底泥所做之底泥釋出磷通量實驗

表 3.2.5-2 新山水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋出量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			2,006	71.7-91.8
內部負荷	好氧態：0.08-0.25 厭氧態：0.18-1.9	56	180-792	8.2-28.3
合計			2,186-2,798	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

### 3.3 永和山水庫

#### 3.3.1 水庫基本資料

永和山水庫(又名東興水庫)位於苗栗縣頭份鎮與三灣鄉永和村間中港溪支流北坑溝上游，本水庫主壩為土石壩，管理單位為台灣省自來水公司第三區管理處，為供應新竹、苗栗地區重要之民生及工業用水水源。水庫水源主要為中港溪支流南庄溪(見圖 3.3.1-1)，由田美攔河堰攔水經 11 公里導水路引入，為典型之離槽水庫。永和山水庫基本資料概況見附表 1。

圖 3.3.1-2 為永和山水庫集水區土地利用型態分佈圖，由圖中顯示，永和山水庫其地表覆被良好，且集水區內主要之土地利用方式以林地及果園為主(高等，民國 92 年)。



圖 3.3.1-1 永和山水庫(940406 拍攝)

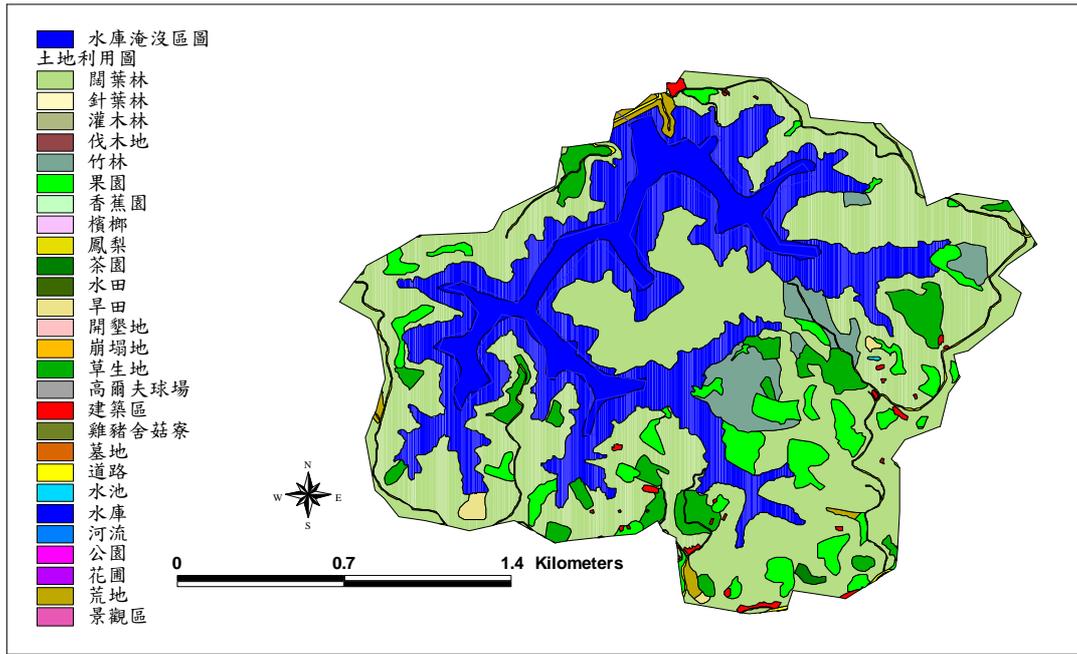


圖 3.3.1-2 永和山水庫集水區土地利用型態分佈

### 3.3.2 水庫之入流量

圖 3.3.2-1 永和山水庫 92~93 年水庫之入流量。其日入流量均低於  $10 \text{ m}^3/\text{s}$ ，惟 92 年 9 月有一較高流量(約  $18 \text{ m}^3/\text{s}$ )，推測可能發生暴雨事件才有此情形。

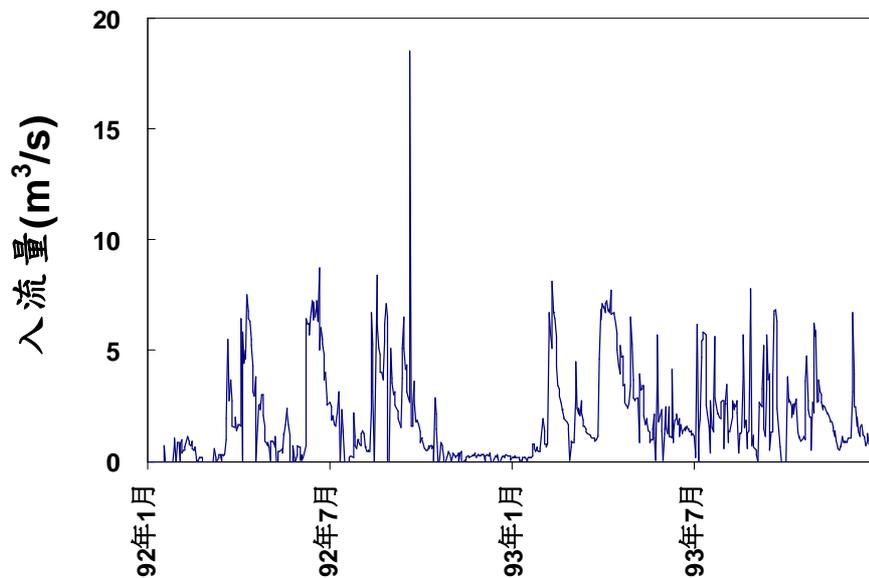


圖 3.3.2-1 永和山水庫 92~93 年水庫之入流量

### 3.3.3 水質監測結果

環保署於永和山水庫內設置三個水質監測站(編號 2153、2154、2155 站)，如圖 3.3.3-1 所示。在編號 2153 站水質採樣位置包括表、中、底層，其餘兩站只做表層採樣，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.3.3-2 為永和山水庫 82~93 年卡爾森優養指數，歷年的 CTSI 值介於 44 至 55，近三年 CTSI 值均大於 50。圖 3.3.3-3 為永和山水庫 82~93 年表水域水質監測結果。



圖 3.3.3-1 永和山水庫水質監測站

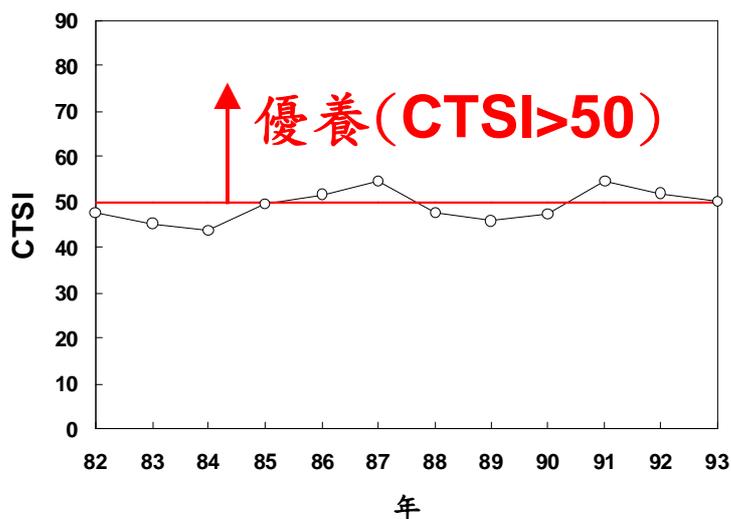


圖 3.3.3-2 永和山水庫 82~93 年卡爾森優養指數

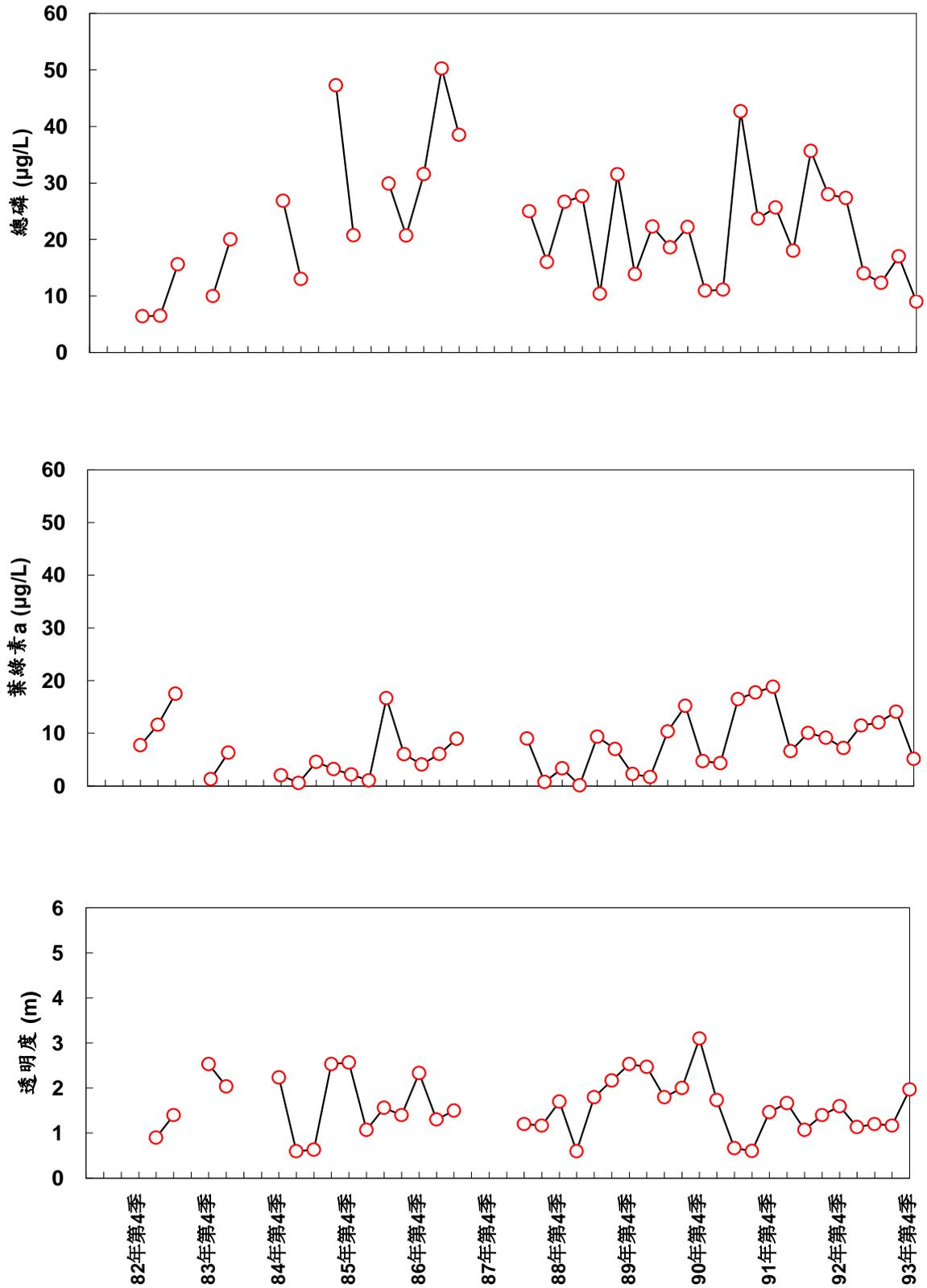


圖 3.3.3-3 永和山水庫 82~93 年表水域水質監測結果

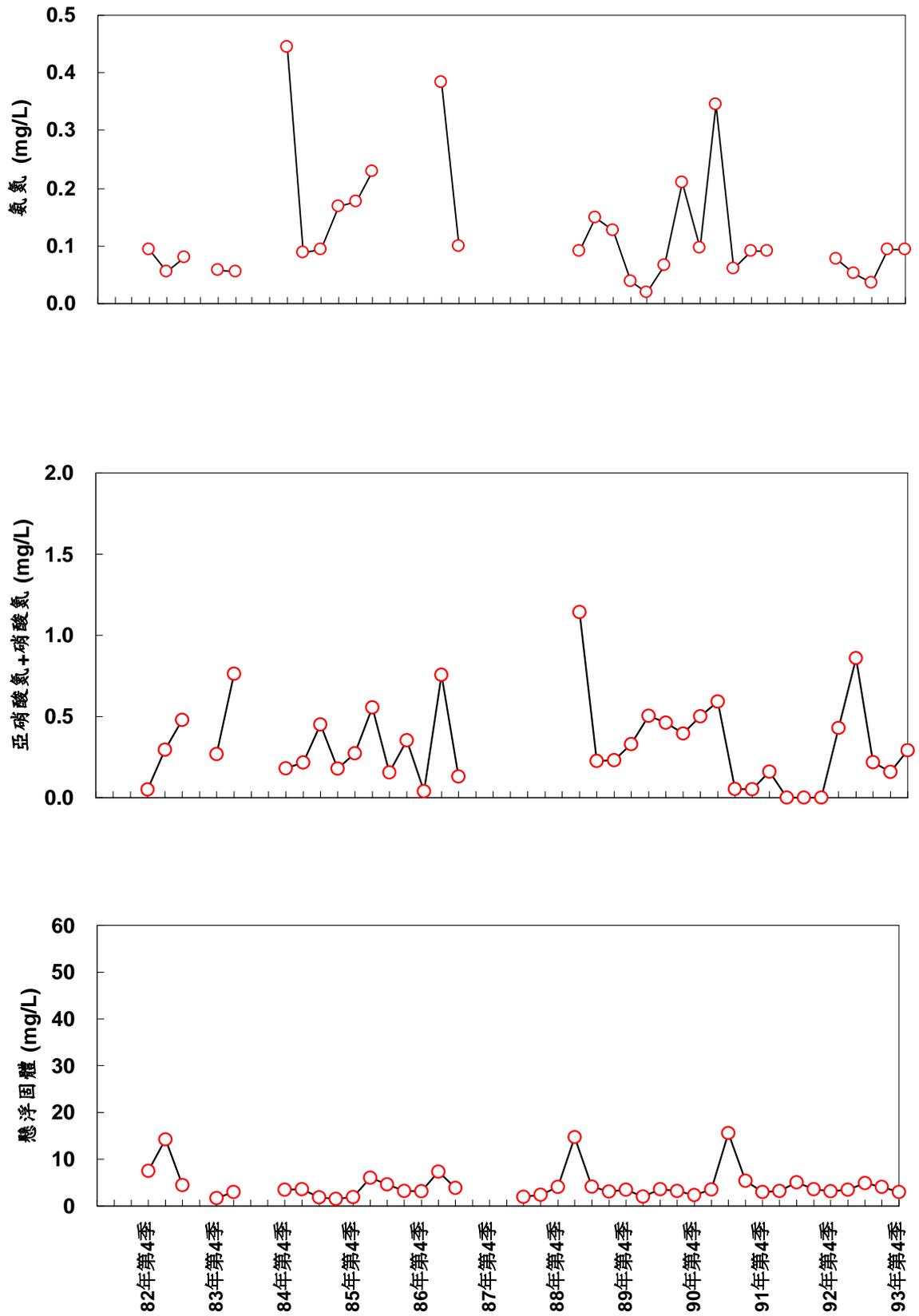


圖 3.3.3-3 永和山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

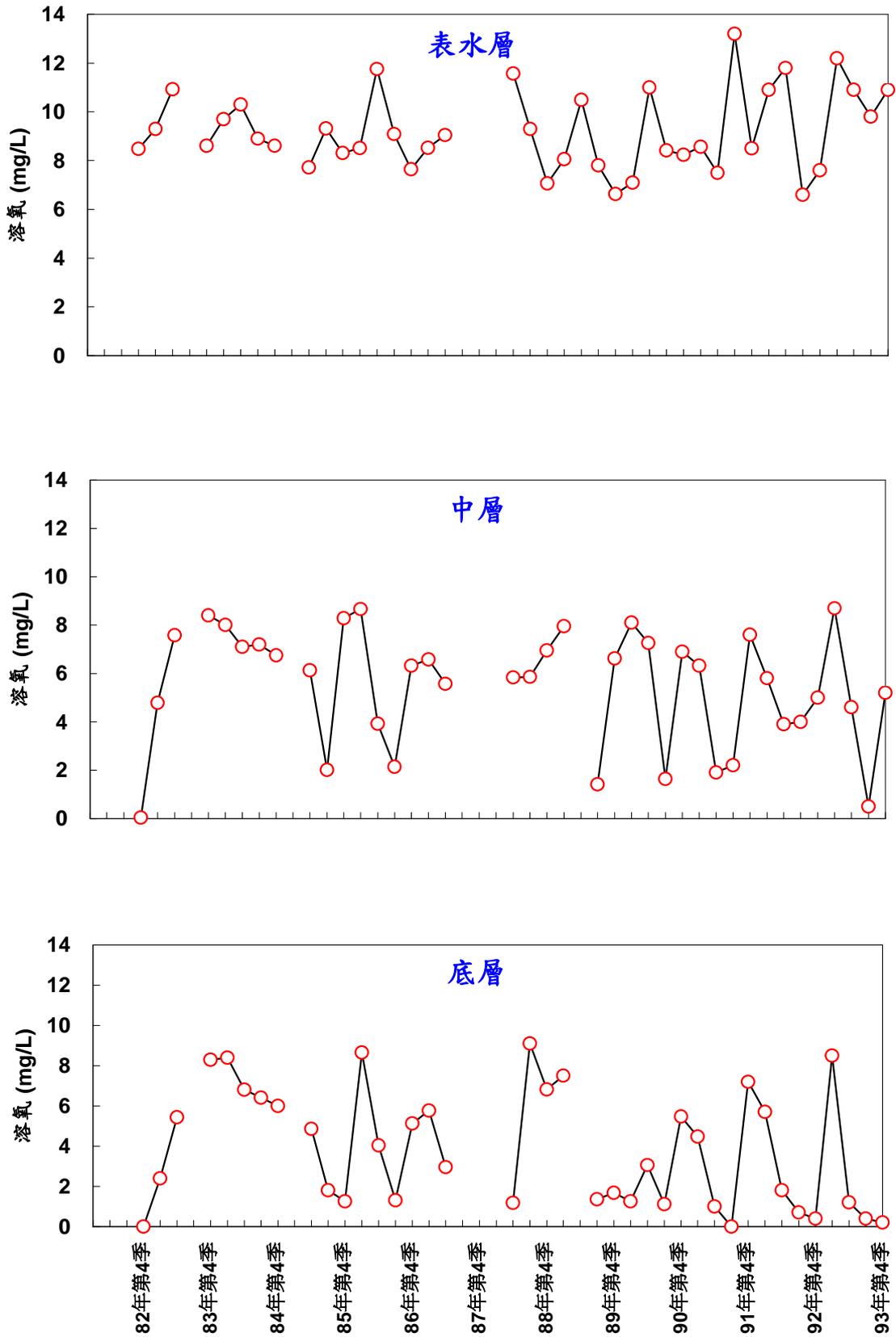


圖 3.3.3-3 永和山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

### 3.3.4 水庫之藻類相

過去有關永和山水庫藻類之資料十分欠缺。本計畫於四月間勘查時所採之藻樣，顯示水中由少數藻種優勢的情形甚為嚴重，平均之藻群落種歧異度值僅為 2.15。所出現之藻種以椎囊藻(*Dinobryon sociale*)為最優勢，角甲藻(*Peridinium umbolatum*)次之，二者合計超過 80%。其它出現之藻種如 *Ceratium hirundiella*、*Pediastrum asymmetricum*、*Pediastrum simplex*、*Cyclotella stelligera*、*Synedra acus*、*Euglena* sp.等，多為中度優養化水域環境的值標種，顯示此水庫之水質為輕度污染，屬於中養到輕度優養之水質。

此水庫所出現之藻種多為β-中腐水度之指標藻種，四月間所採集之藻樣之腐水度指數為 1.95，顯示有輕度～中度的有機污染，此污染應主要源自其水源之中港溪。

### 3.3.5 水庫內外部總磷負荷推估

同 3.2.5 節所敘述估計底泥釋出量之方法，假設永和山水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(<2 mg/L)接近無氧狀態，推算磷內部負荷如表 3.3.5-1，約為 531-2,333 kg/yr。外部負荷包含點源及非點源部分，點源部分主要為家庭污水，藉由水庫所在行政區人口數乘上 0.73 kg TP/c-yr，流達率以 0.1 計算。至於非點源則由集水區土地利用乘上輸出係數，最後可得外部負荷之總和。因此由以上計算可得外部負荷佔總量之極大部分，約為 97.5-99.4%。

表 3.3.5-1 永和山水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋出量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			92,038	97.5-99.4
內部負荷	好氧態：0.08-0.25	165	531-2,333	0.6-2.5
	厭氧態：0.18-1.9			
合計			92,569-94,371	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

### 3.4 明德水庫

#### 3.4.1 水庫基本資料

明德水庫(見圖 3.4.1-1)原名後龍水庫，位於苗栗縣頭屋鄉明德村後龍溪支流老田寮溪上，主壩為土壩。管理單位為苗栗農田水利會，主要供應苗栗地區農業、工業用水及部分民生用水。由「明德水庫集水區治理規劃計畫報告」(黎明工程顧問公司，民國 92 年)顯示，明德水庫底泥淤積情形相當嚴重，其清淤之方式可包括陸面機械開挖與水力抽泥，陸面開挖以 11 月至隔年 3 月為最佳時機。明德水庫基本資料概況見附表 1。

圖 3.4.1-2 為明德水庫集水區土地利用型態分佈圖，由圖中顯示，明德水庫土地利用方式以林地為主。林地、果園與茶園為總磷污染量主要來源(高等，民國 92 年)。



圖 3.4.1-1 明德水庫(940406 拍攝)

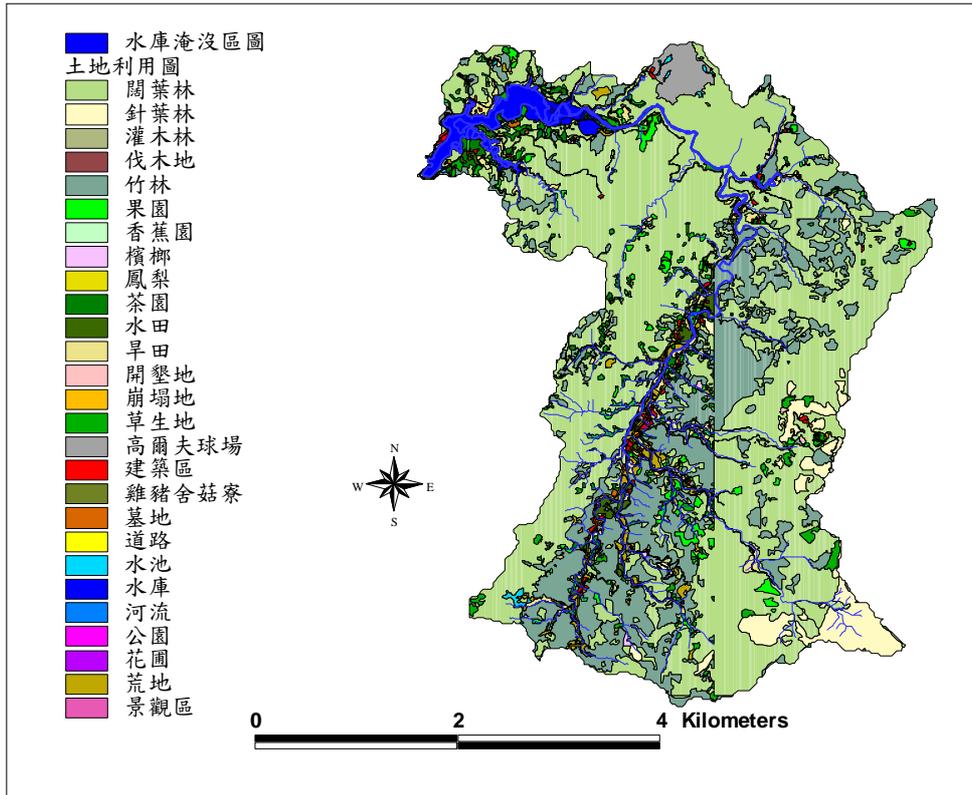


圖 3.4.1-2 明德水庫集水區土地利用型態分佈

### 3.4.2 水庫之入流量

圖 3.4.2-1 為明德水庫 92~93 年水庫之入流量。93 年有明顯較大入流量，可能發生暴雨或颱風事件才有此情形。

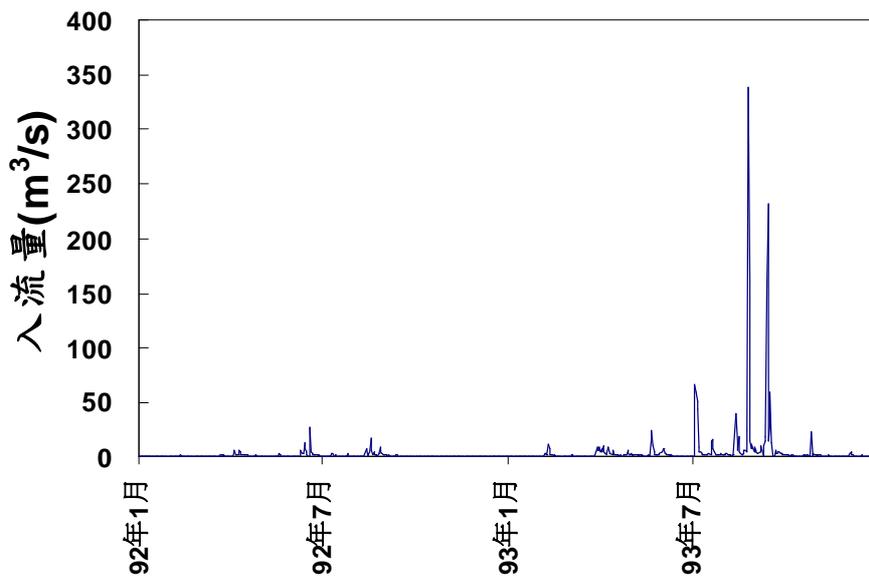


圖 3.4.2-1 明德水庫 92~93 年水庫之入流量

### 3.4.3 水質監測結果

環保署於明德水庫內設置三個水質監測站(編號 2150、2151、2152 站)，如圖 3.4.3-1 所示。三個水質監測站之採樣位置皆為表水層採樣，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.4.3-2 為明德水庫 82~93 年卡爾森優養指數，歷年的 CTSI 值介於 47 至 55，近五年 CTSI 值皆大於 50。圖 3.4.3-3 為明德水庫 82~93 年表水域水質監測結果。



圖 3.4.3-1 明德水庫水質監測站

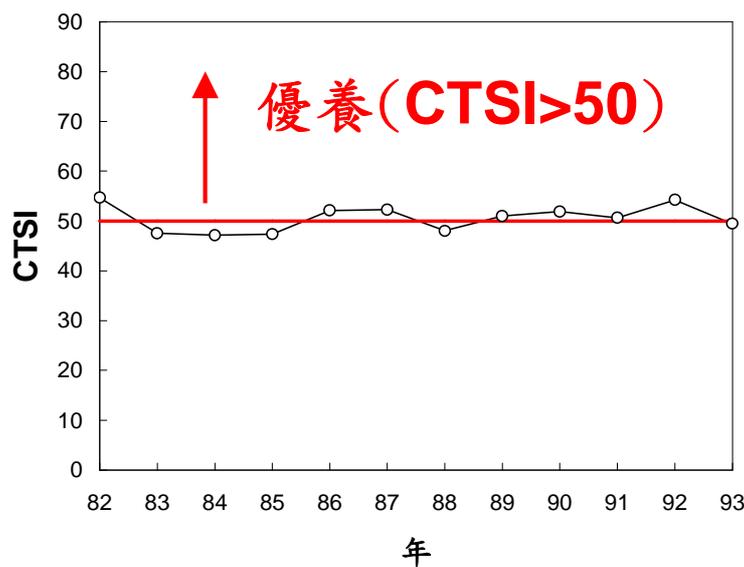


圖 3.4.3-2 明德水庫 82~93 年卡爾森優養指數

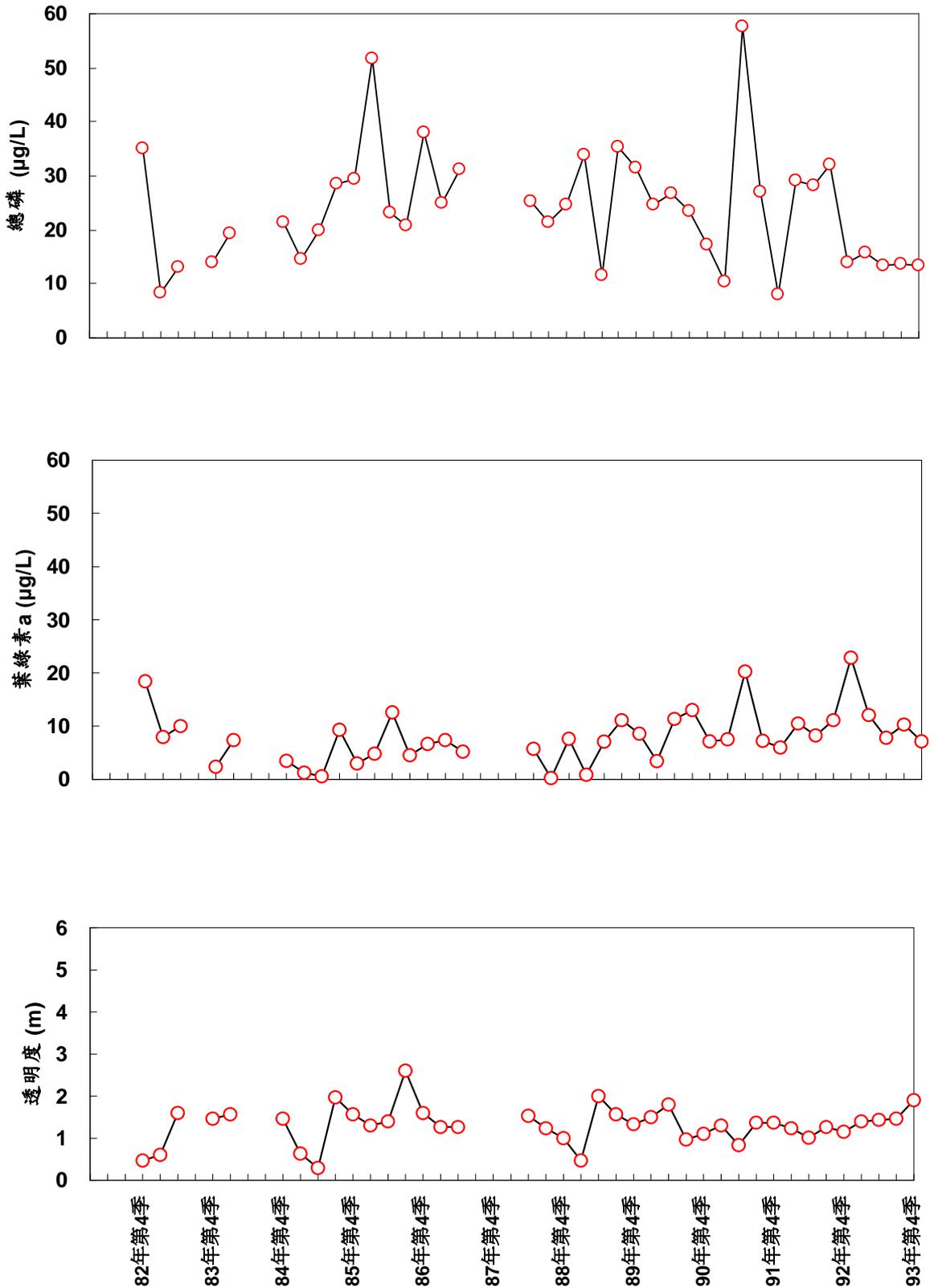


圖 3.4.3-3 明德水庫 82~93 年表水域水質監測結果

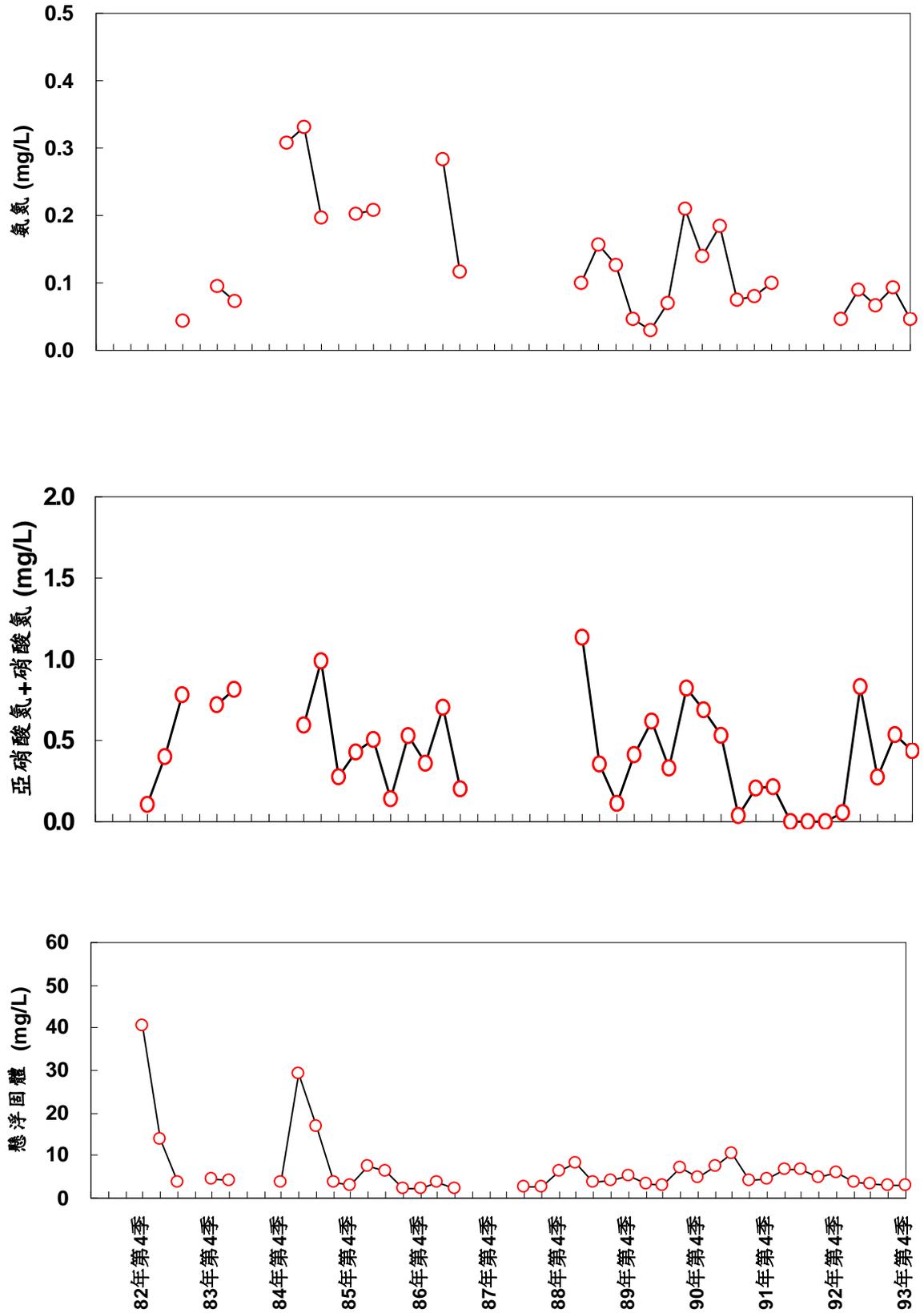


圖 3.4.3-3 明德水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

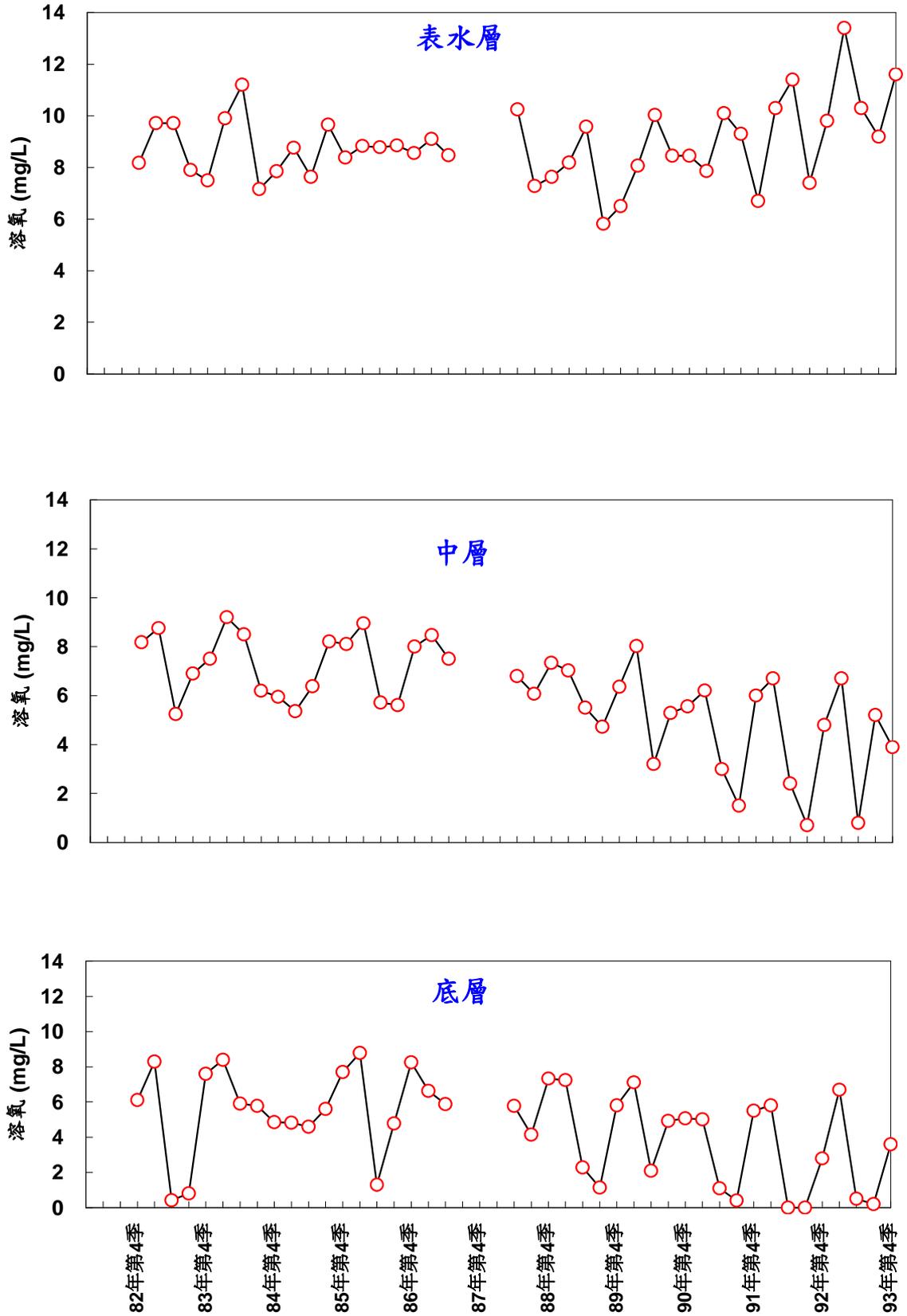


圖 3.4.3-3 明德水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

#### 3.4.4 水庫之藻華相

吳(1999)曾對明德水庫之藻類進行過為期三年的調查，對水庫之藻類種類組成及分佈曾有詳細的記錄，在本計畫四月進行勘查時同時採集藻類樣品，發現其組成藻種基本上與當時相似，但是優勢的情形更形嚴重，此現象顯示水質比當時略差。主要優勢種類為屬於綠藻的 *Pediastrum asymmetricum* 和 *Coelastrum reticulatum*，並有甲藻 *Peridinium umbolatum* 以次優勢出現。其它藻種如 *Pediastrum simplex*、*Cyclotella meneghiniana*、*Nitzschia palea*、*Mallomonas sp.*、*Eutetramorus fottii*、*Synedra acus*、*Dinobryon sociale* 等，顯示水中有有機污染。此外，水庫中也有微囊藻(*Microcystis*)出現，在春季時其數量仍低，但是夏季易大量滋長而時常形成藻華。

由指標藻種顯示，此水庫之優勢藻類係源自上游獅潭川流入之有機污染。水庫已呈優養化，因有易形成藻華的微囊藻出現，會有藻毒問題，值得特別留意。

#### 3.4.5 水庫內外部總磷負荷推估

同 3.2.5 節所敘述估計底泥釋出量之方法，假設明德水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(<2 mg/L)接近無氧狀態，推算磷內部負荷如表 3.4.5-1，約為 522-2,291 kg/yr。外部負荷包含點源及非點源部分，點源部分主要為家庭污水，藉由水庫所在行政區人口數乘上 0.73 kg TP/c-yr，流達率以 0.1 計算。至於非點源則由集水區土地利用乘上輸出係數，最後可得外部負荷之總和。因此由以上計算可得外部負荷佔總量之 81.1-85.0%。

表 3.4.5-1 明德水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋出量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			9,839	81.1-85.0
內部負荷	好氧態：0.08-0.25	162	522-2,291	5.0-18.9
	厭氧態：0.18-1.9			
合計			10,361-12,130	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

### 3.5 鯉魚潭水庫

#### 3.5.1 水庫基本資料

鯉魚潭水庫(見圖 3.5.1-1)位於苗栗縣三義鄉大安溪支流景山溪上游，是一座離槽水庫。庫區涵蓋三義、卓蘭及大湖三鄉鎮，水源除景山溪外，並由大安溪主流士林攔河堰越域引水，除供應苗栗地區用水外，並與大甲溪的石岡壩同為大台中地區之主要水源。在民國 89 年 921 地震後石岡壩復建期間，大量支援供應大台中地區公共用水解除缺水危機，充分發揮鯉魚潭水庫及石岡壩水源聯合運用之最高效益。管理單位為經濟部水利署中區水資源局。本水庫具有全省唯一的鉅齒堰溢洪道，下游並設有景山溪攔河堰(後池堰)。鯉魚潭水庫基本資料概況見附表 1。

圖 3.5.1-2 為鯉魚潭水庫集水區土地利用型態分佈圖，由圖中顯示，闊葉林及果園為其主要土地利用型態。同時根據 94 年 4 月水庫現勘結果發現，在水庫保護帶之周圍亦有一些顯著裸露之崩塌地，此情形將可能對水庫產生較多的泥沙污染負荷。



圖 3.5.1-1 鯉魚潭水庫(940406 拍攝)

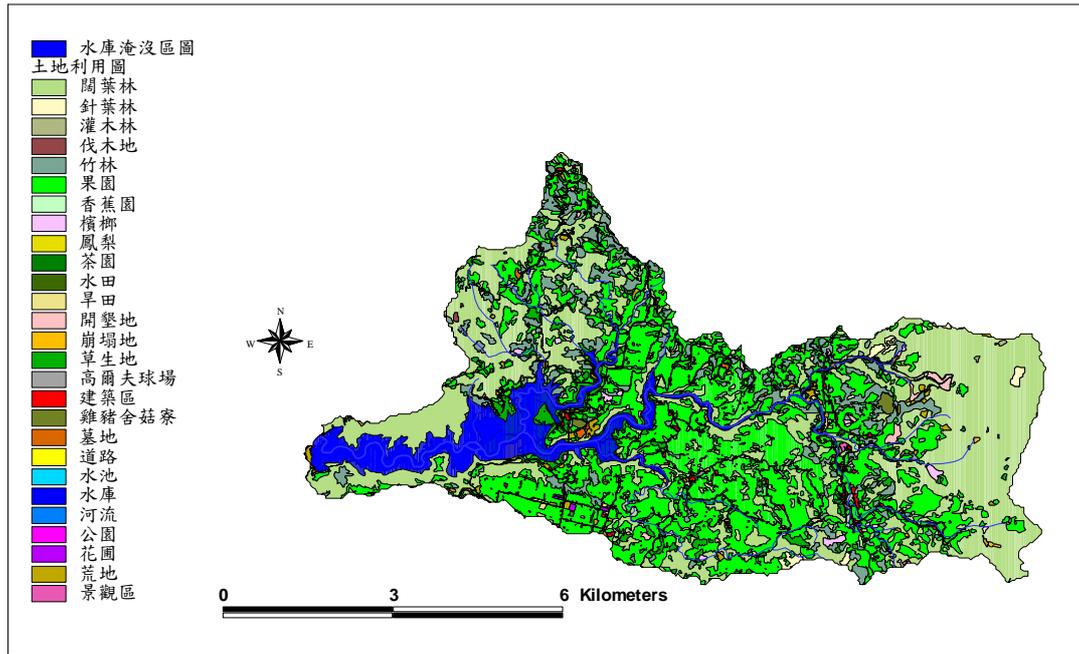


圖 3.5.1-2 鯉魚潭水庫集水區土地利用型態分佈

### 3.5.2 水庫之入流量

圖 3.5.2-1 為鯉魚潭水庫 91~93 年水庫之入流量。93 年有明顯較大入流量，推測可能為暴雨或颱風事件影響之故。

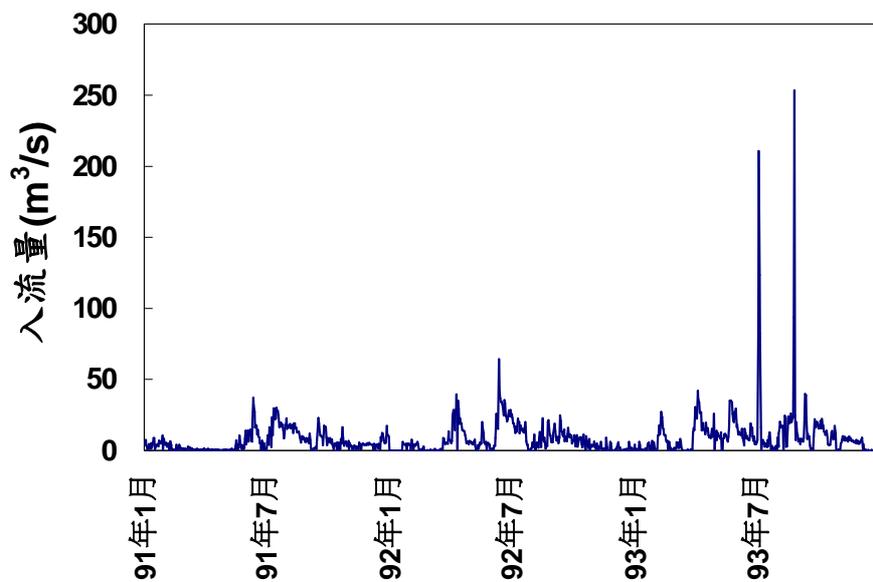


圖 3.5.2-1 鯉魚潭水庫 91~93 年水庫之入流量

### 3.5.3 水質監測結果

環保署於鯉魚潭水庫內設置三個水質監測站(編號 2147、2148、2149 站)，如圖 3.5.3-1 所示。三個水質監測站之水質採樣位置包括表、底層，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.5.3-2 為鯉魚潭水庫 82~93 年卡爾森優養指數，歷年的 CTSI 值介於 48 至 57。圖 3.5.3-3 為鯉魚潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果。

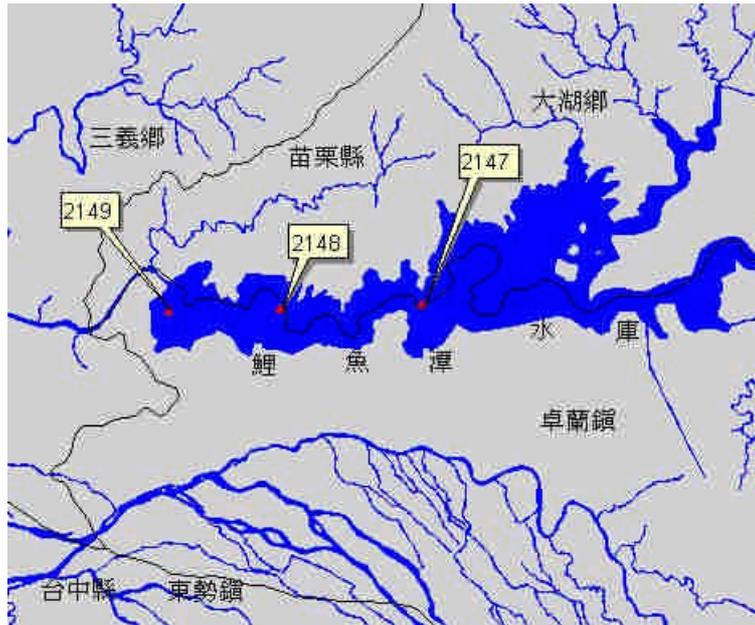


圖 3.5.3-1 鯉魚潭水庫水質監測站

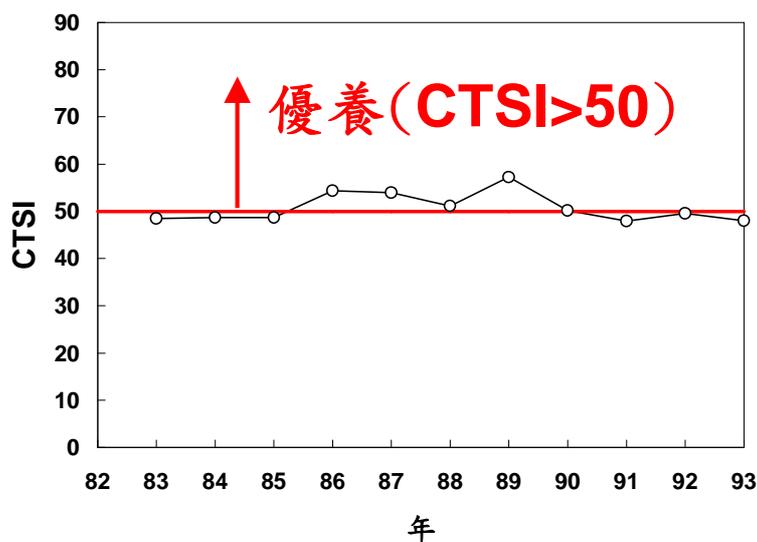


圖 3.5.3-2 鯉魚潭水庫 82~93 年卡爾森優養指數

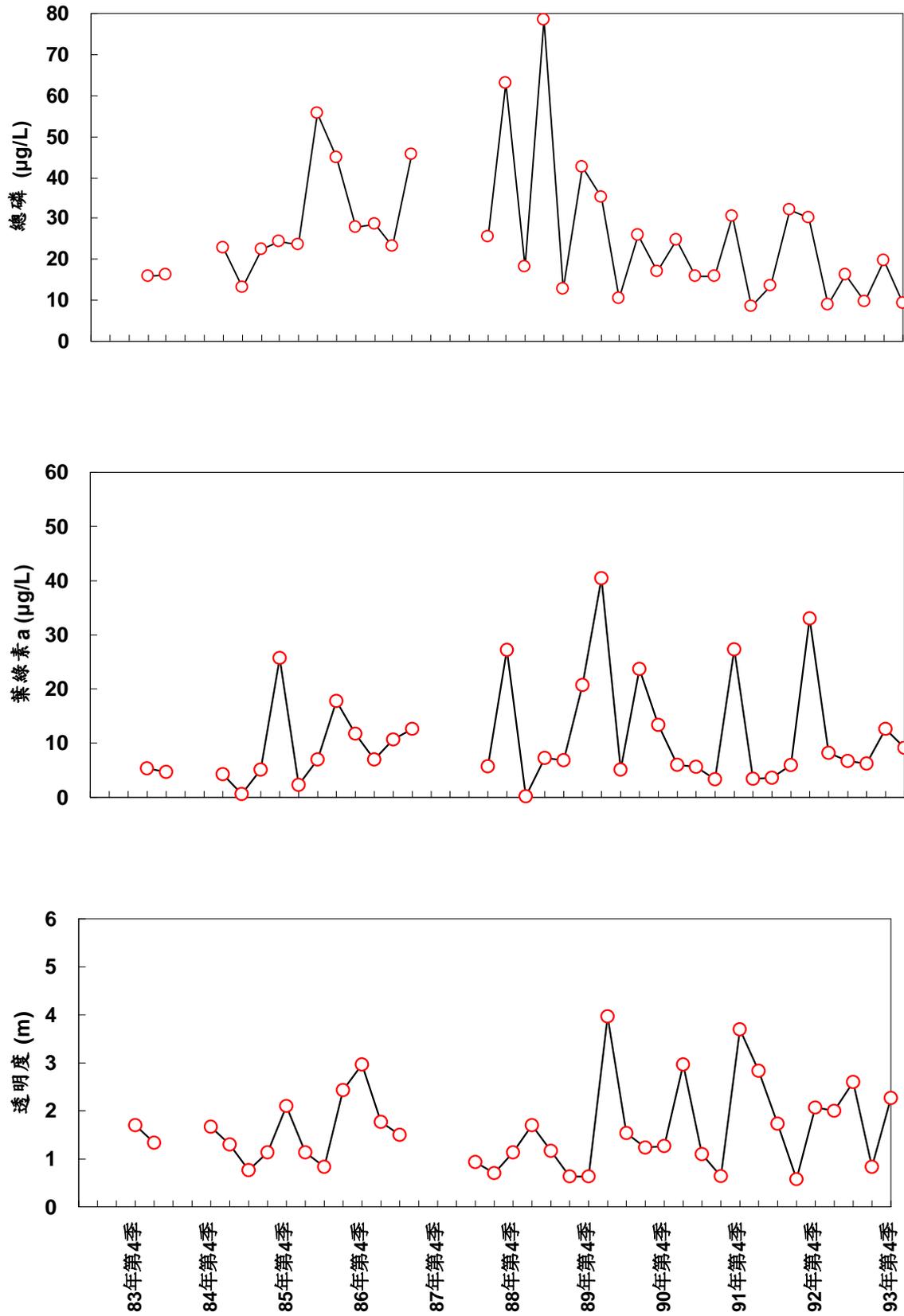


圖 3.5.3-3 鯉魚潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果

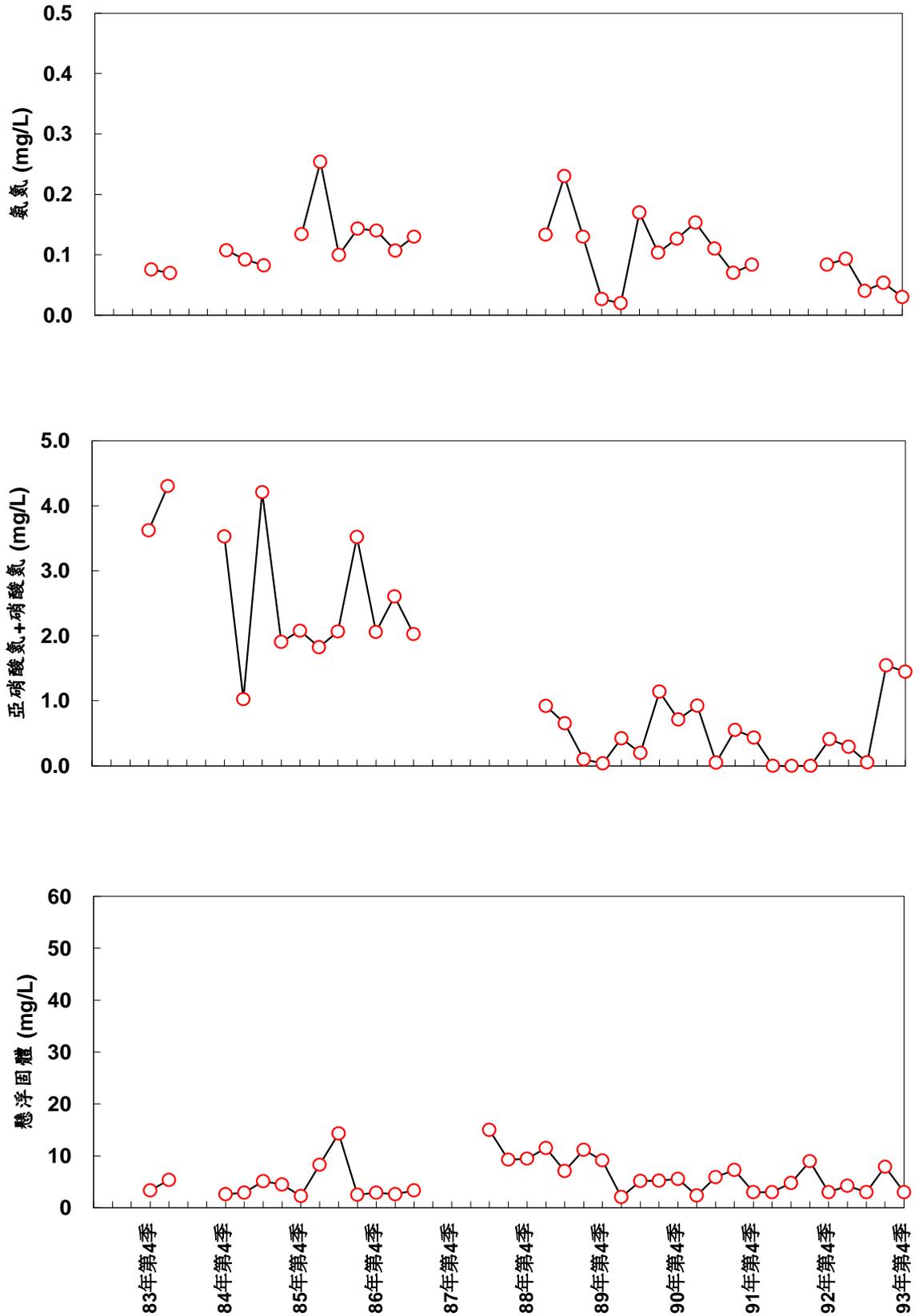


圖 3.5.3-3 鯉魚潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

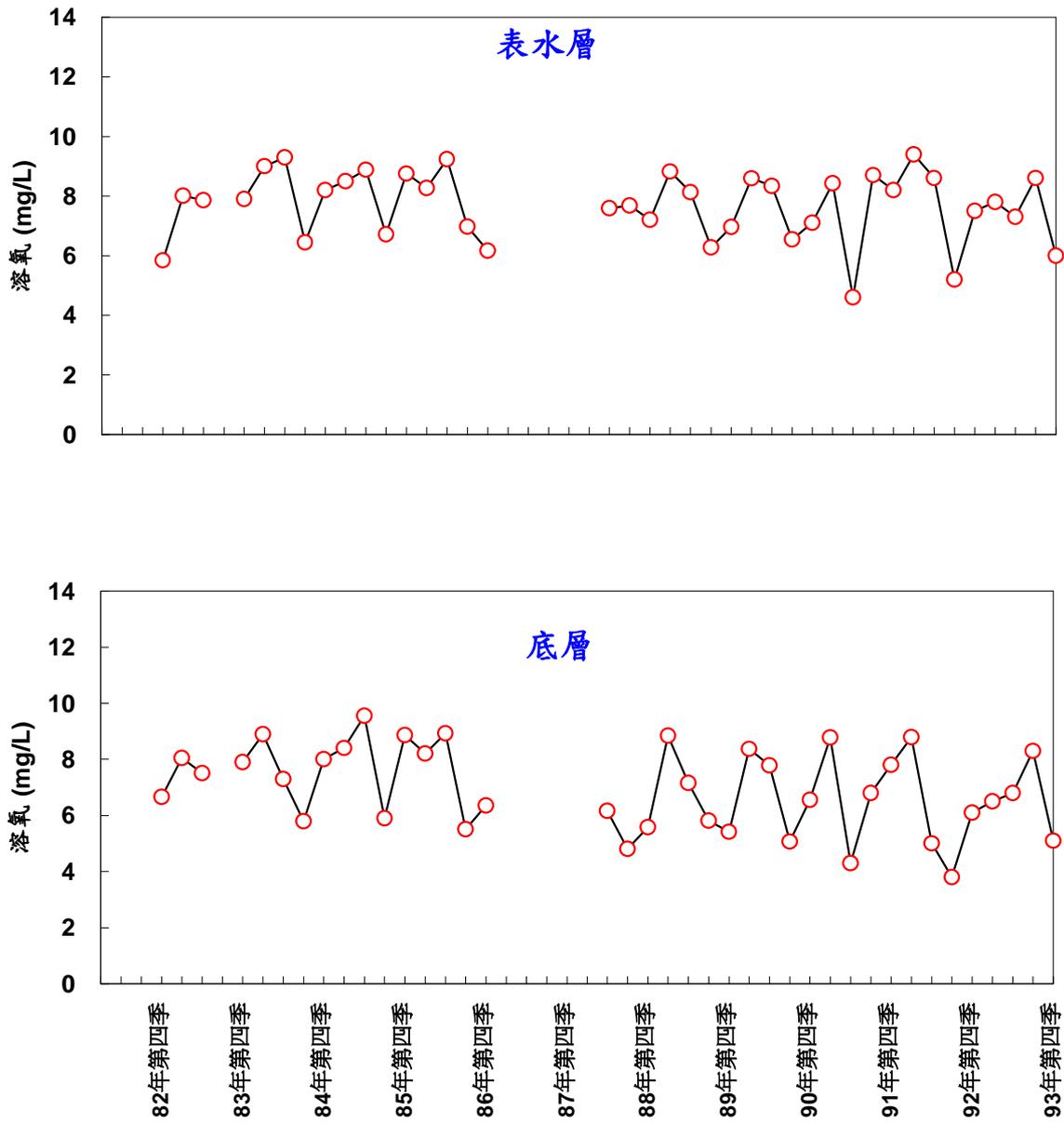


圖 3.5.3-3 鯉魚潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

### 3.5.4 水庫之藻類相

鯉魚潭水庫過去並未降行進行過藻類相調查，故無資料可供參考。本計畫四月間勘查時所進行之採樣調查發現，此水庫主要以綠藻為優勢藻類，主要優勢種為 *Coelastrum reticulatum* 和 *Pediastrum asymmetricum*，次為聯營藻 (*Scenedesmus*)、*Oocystis parva*、*Rhizosolenia longiseta*、*Pediastrum simplex*、*Eutetramorus fottii*、*Synedra acus* 等，並有多甲藻 (*Peridinium umbolatum*) 和顫藻 (*Oscillatoria* sp.) (圖 3.5.4-1) 等出現，顯示水中也有有機污染。此外，水庫中也有少量微囊藻 (*Microcystis*)。所受污染較同屬中部的明德、永和山水庫略低。

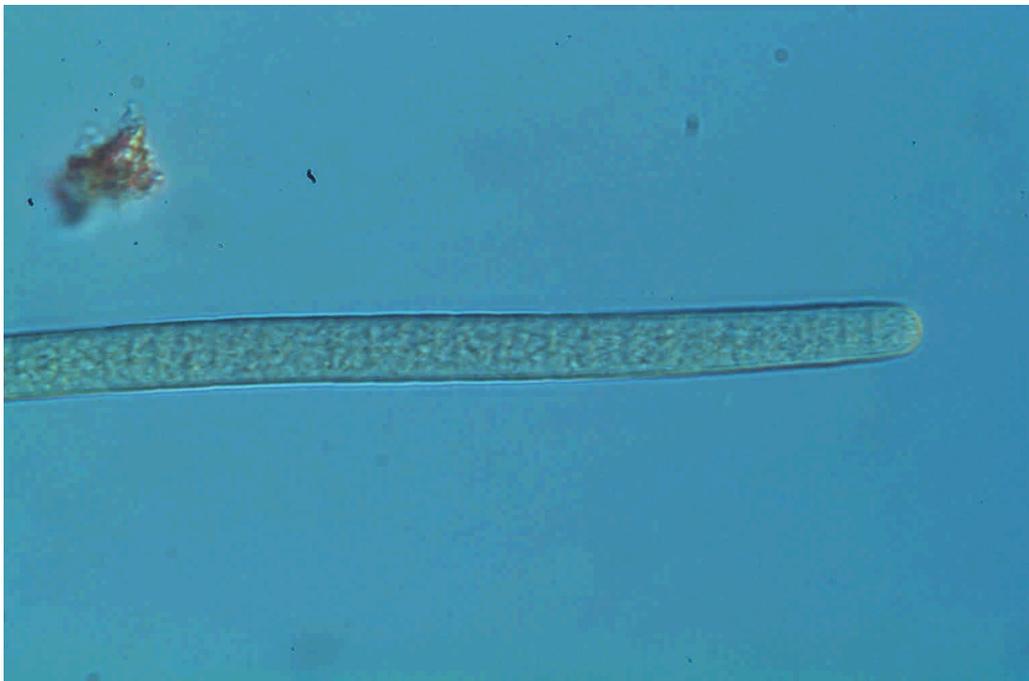


圖 3.5.4-1 在優養化的水庫常出現顫藻 (*Oscillatoria* sp.)，顯示有機污染。  
(940406 水質採樣分析)

### 3.5.5 水庫內外部總磷負荷推估

評估鯉魚潭之歷年水質上中下層溶氧濃度發現，在測站一每年 5 月及 10 月測到底層水溶氧偏低，顯示靠近底泥之底層水有缺氧的趨勢。當底層水缺氧可能來自底泥厭氧消耗溶氧造成，同時持續的厭氧也會增加底泥釋出過量營養鹽及還原性氣體，而影響水質。以同於 3.2.5 節所敘述估計底泥釋放量之方法，假設鯉

魚潭水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(<2 mg/L)接近無氧狀態，推算磷內部負荷如表 3.5.5-1，約為 1,392-6,110 kg/yr。外部負荷包含點源及非點源部分，點源部分主要為家庭污水，藉由水庫所在行政區人口數乘上 0.73 kg TP/c-yr，流達率以 0.1 計算。至於非點源則由集水區土地利用乘上輸出係數，最後可得外部負荷之總和。因此由以上計算可得內部負荷佔總量之 69.9-91.1%。

表 3.5.5-1 鯉魚潭水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋放量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			14,210	69.9-91.1
內部負荷	好氧態：0.08-0.25	432	1,392-6,110	8.9-30.1
	厭氧態：0.18-1.9			
合計			15,602-20,320	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

## 3.6 仁義潭水庫

### 3.6.1 水庫基本資料

仁義潭水庫(見圖 3.6.1-1)位於八掌溪北岸嘉義縣番路鄉，距離蘭潭水庫約 2 公里，水源來自八掌溪吳鳳橋下游之攔河堰，為一離槽水庫。仁義潭水庫與蘭潭水庫為全省唯一直接以隧道及管路串聯運用之水庫，水庫蓄水容量約 3,000 萬立方公尺，除供應自來水公司公園淨水場外，餘水送往蘭潭水庫調蓄。管理單位為台灣省自來水公司第五區管理處。仁義潭水庫基本資料概況見附表 1。

圖 3.6.1-2 為仁義潭水庫集水區土地利用型態分佈圖，由圖中顯示，果園、闊葉林與檳榔為其主要土地利用型態。其中果園使用面積約 63 公頃，佔集水區面積之 18.57%，主要分佈於上游處；其次為闊葉林，主要分佈於蓄水區中游兩岸山地附近，約佔集水區面積之 11.49%；另外山坡地上種植之檳榔，約佔集水區面積之 7.1%。



圖 3.6.1-1 仁義潭水庫(940408 拍攝)

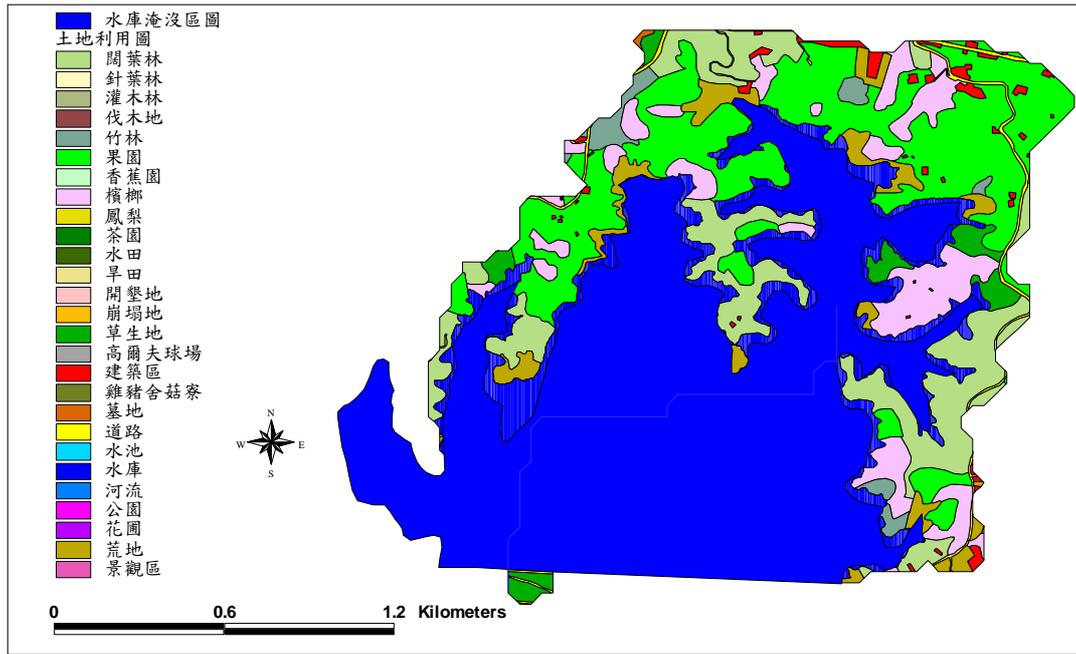


圖 3.6.1-2 仁義潭水庫集水區土地利用型態分佈

### 3.6.2 水庫之入流量

圖 3.6.2-1 為仁義潭水庫 92~93 年水庫之入流量。於 5 月至 10 月間有幾次較大之流量，推測應為暴雨或颱風所帶來之雨量。

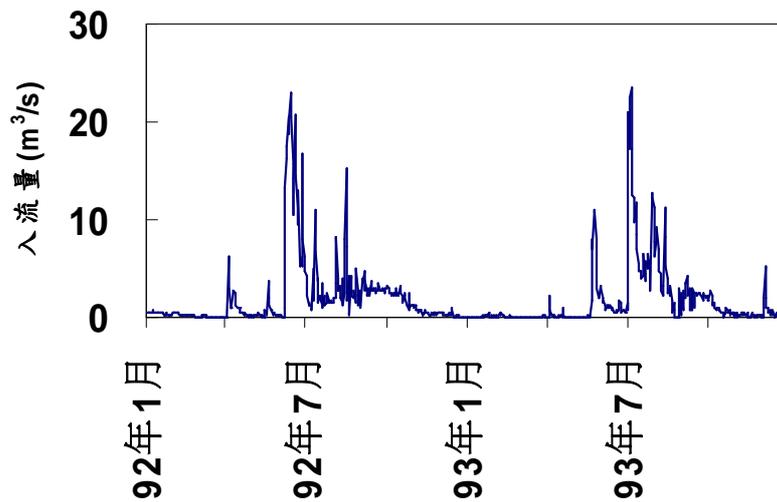


圖 3.6.2-1 仁義潭水庫 92~93 年水庫之入流量

### 3.6.3 水質監測結果

環保署於仁義潭水庫內設置四個水質監測站(編號 2159、2160、2161、2162 站)，如圖 3.6.3-1 所示。在編號 2159 站水質採樣位置包括表、底層，其餘三站只做表層採樣，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.6.3-2 為仁義潭水庫 82~93 年卡爾森優養指數，歷年的 CTSI 值除 84 及 85 年低於 50，其餘時間皆高於 50。圖 3.6.3-3 為仁義潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果。



圖 3.6.3-1 仁義潭水庫水質監測站

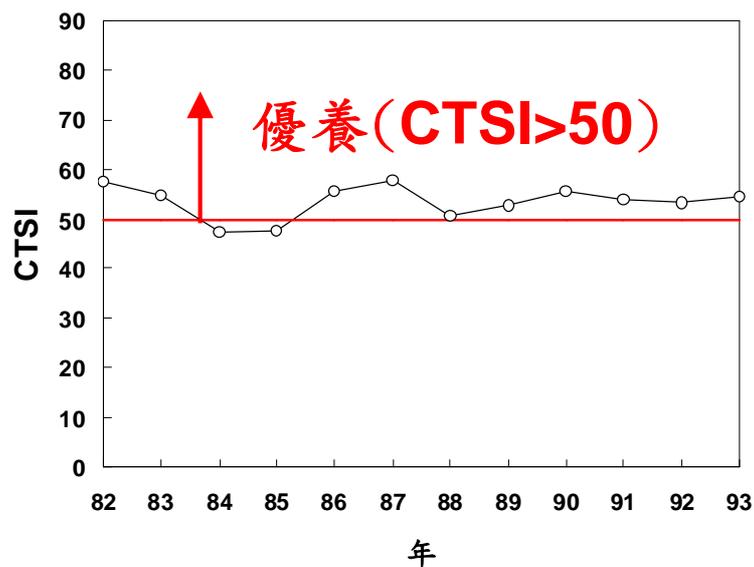


圖 3.6.3-2 仁義潭水庫 82~93 年卡爾森優養指數

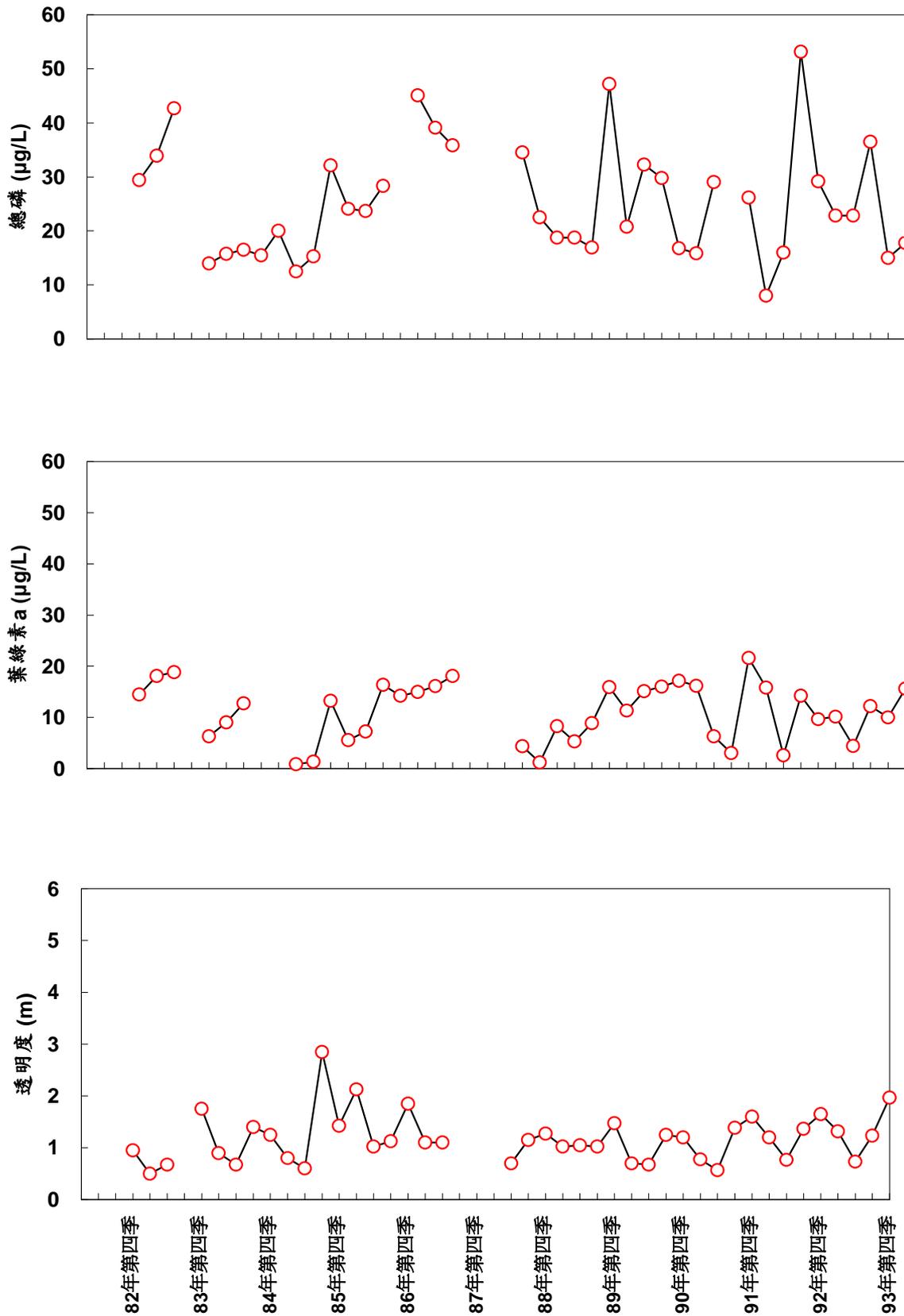


圖 3.6.3-3 仁義潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果

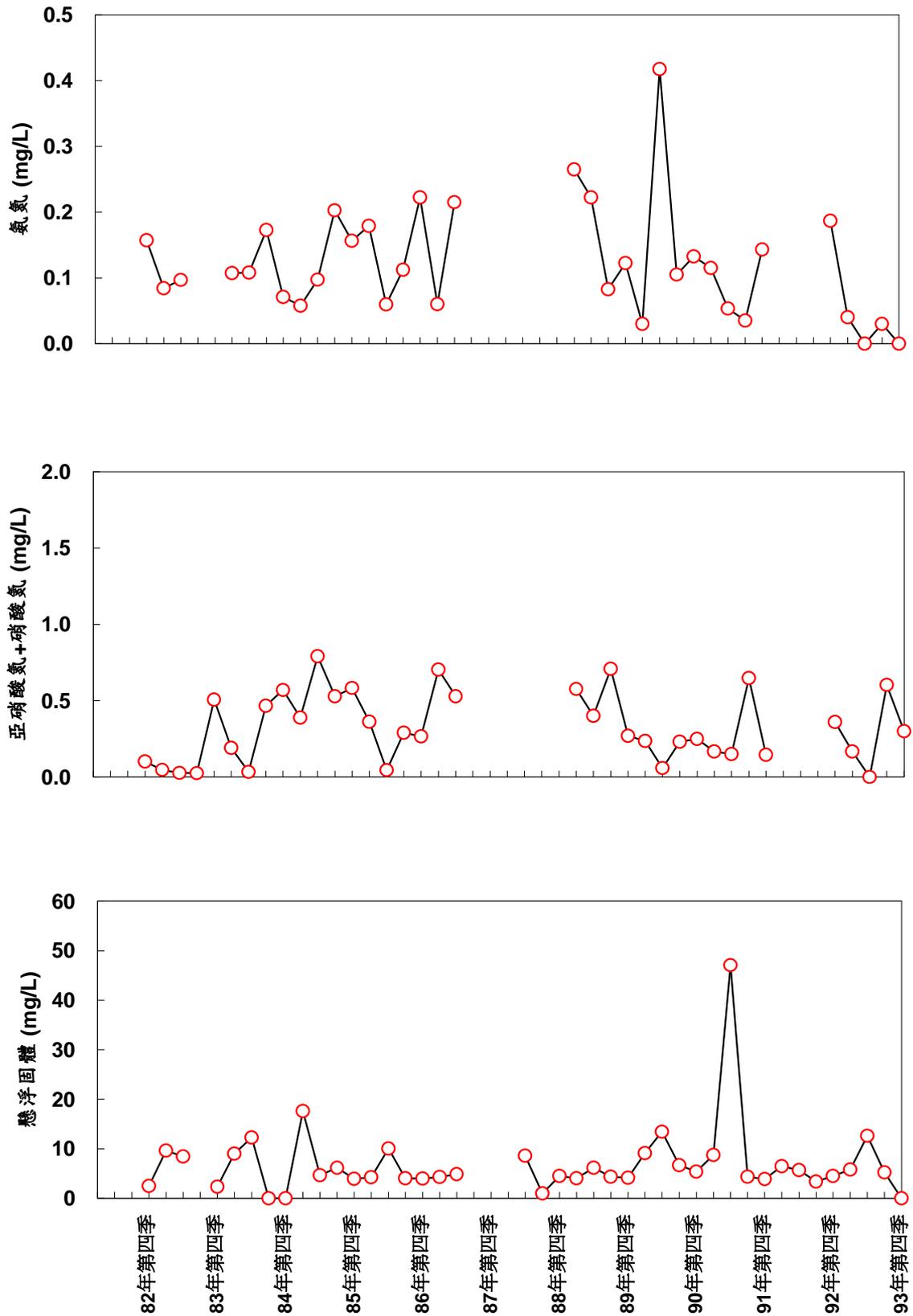


圖 3.6.3-3 仁義潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

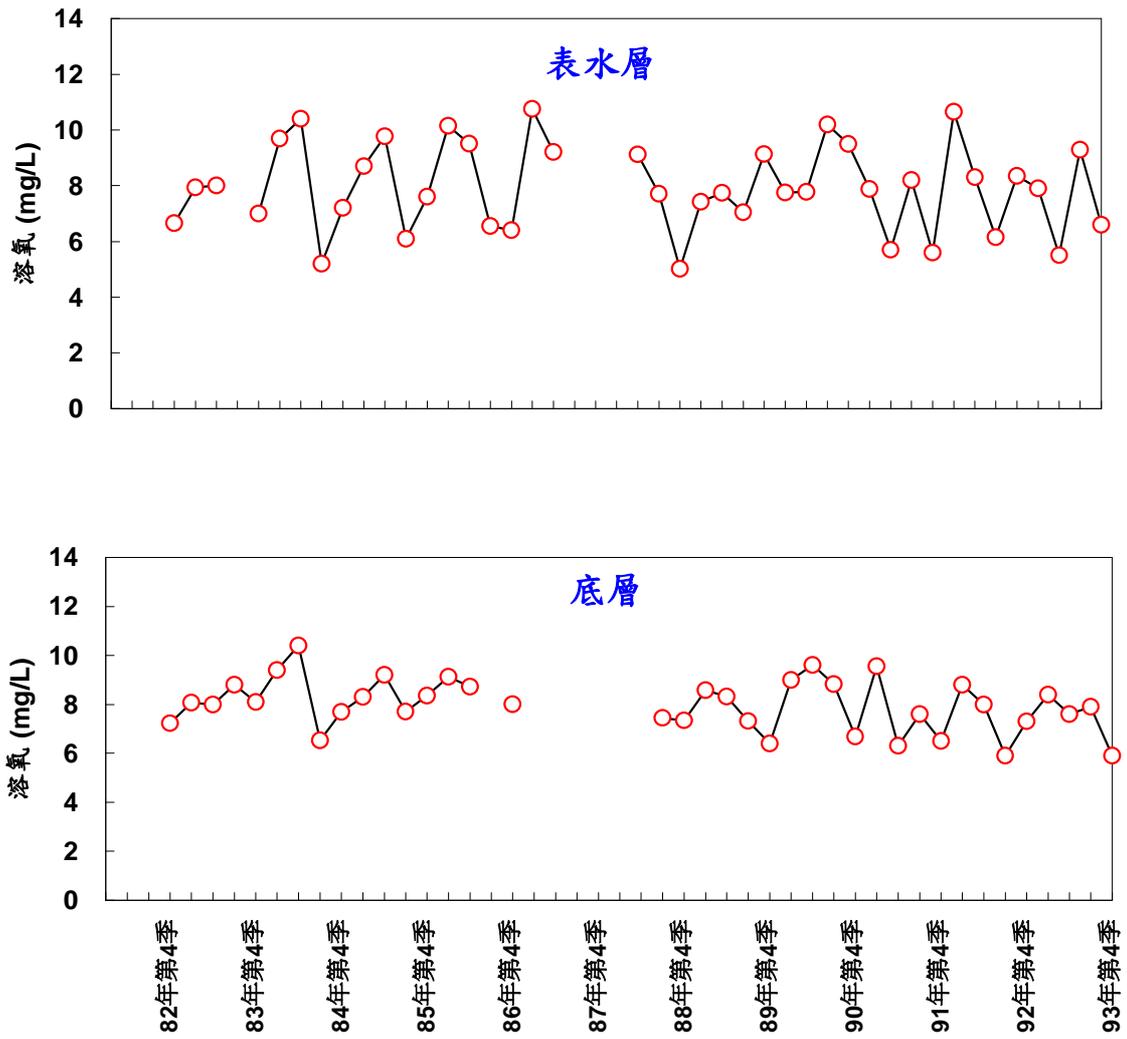


圖 3.6.3-3 仁義潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

仁義潭水庫之水質監測除環保署每季採樣分析，省自來水公司每月亦會在水庫取水口定期水質監測採樣分析之。

省自來水公司於仁義潭水庫取水口之定期水質監測結果，茲整理水溫、總磷、總氮於表水(上層)、中層及下層濃度變化於圖 3.6.3-4 所示。由圖可知，水庫有年為週期的水溫變化，民 90 年之前熱分層垂直水溫變化並不明顯，顯示水庫水體極容易受水溫變動而混合。民國 90 至 92 年期間，出現較明顯的熱分層，也使得上下層營養鹽較不易被交換。但民 93 年垂直水溫又趨於接近。監測之底層營養鹽總磷濃度多較上層較高，而民國 90 至 92 年上下層磷濃度均升高超過 60 g/L，水質惡化。比對熱分層變化推測，可能同時出現外部負荷及內部負荷均有增加現象。總氮濃度分布介於 0.5-2.5mg/L 之間。下層總氮濃度亦較中上層濃度為高，顯示內部負荷是一個不可忽視的來源。根據環保署長期的上中下層溶氧濃度變化，仁義潭水庫在每年 4-5 月期間於測站一的底層溶氧濃度有明顯的下降，甚至低於 2 mg/L。

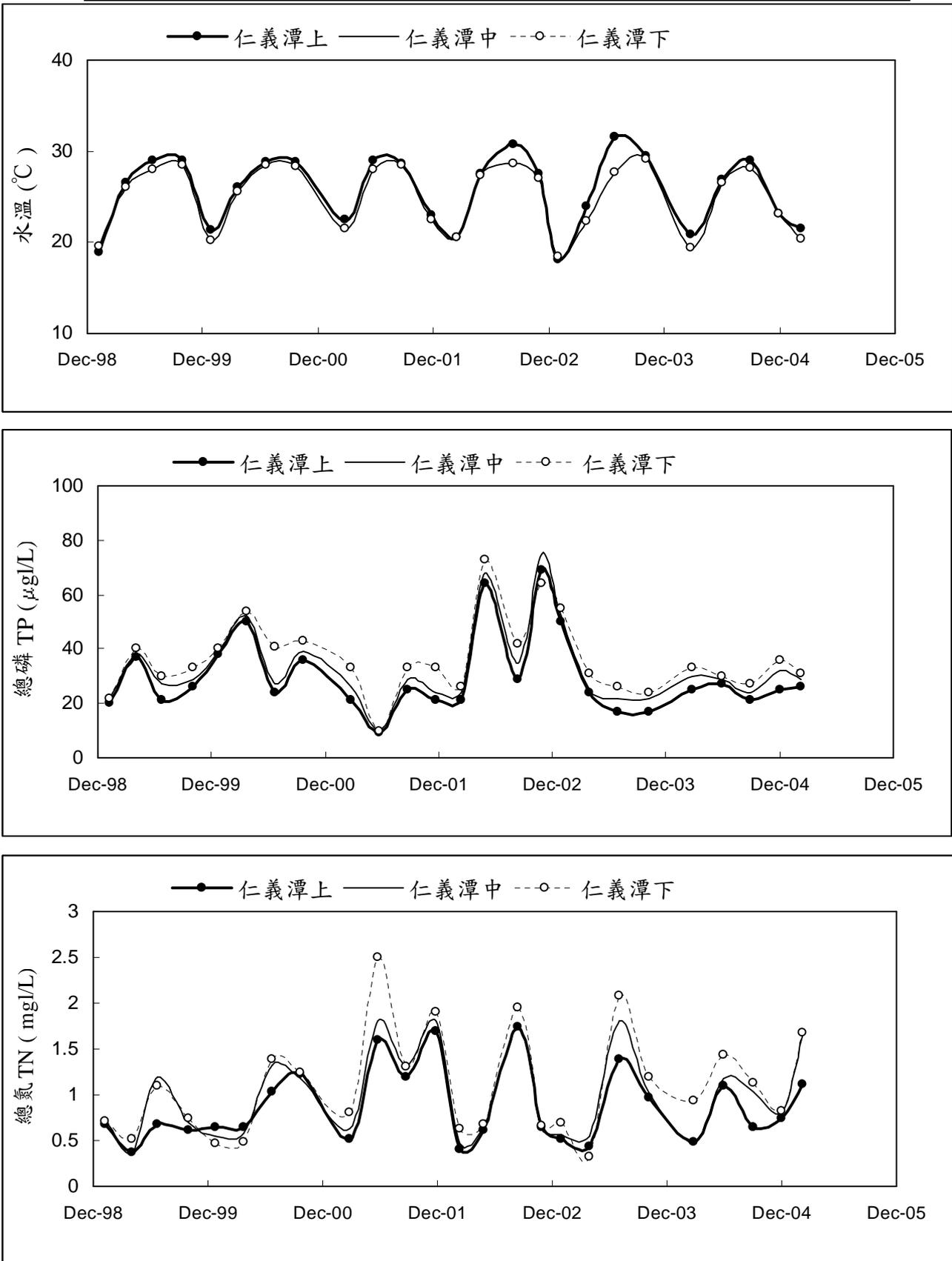


圖 3.6.3-4 仁義潭水庫取水口附近水溫、總磷及總氮之分層變化

### 3.6.4 水庫之藻類相

仁義潭水庫可供參考的藻類相資料不多，四月間勘查時水庫出現的藻類以藍綠藻的柱孢藻(*Cyclindrospermopsis raciborski*)為最優勢，超過 70%，次為帶異味的金黃藻錐囊藻 (*Dinobryon sociale*)。其它藻類如 *Peridinium umbolatum*、*Pediasrum simplex*、*Oocystis parva*、*Tetraedron minimum* 等少量出現。從出現之指標藻種看，此水庫已受若干程度的有機污染，是造成藍綠藻類的柱孢藻和金黃藻類錐囊藻的優勢原因。

### 3.6.5 水庫內外部總磷負荷推估

由於仁義潭底層水一年有 1 個月處於低溶氧(<2 mg/L)接近無氧狀態，茲推算總磷內外部負荷如表 3.6.5-1，約為 748-3,281 kg/yr。

外部負荷集水區部份所得結果為 1,468 kg/yr，並利用與八掌溪攔河堰接近之五虎寮橋測站及仁義潭入流量計算另一部份之外部負荷。計算方法同 3.2.5，所得結果為 3,572 kg/yr。將集水區與八掌溪造成之外部負荷相加，最後可得外部負荷之總和為 5,040 kg/yr。

表 3.6.5-1 仁義潭水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋放量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			5,040	60.6-87.1
內部負荷	好氧態：0.08-0.25	232	748-3,281	12.9-39.4
	厭氧態：0.18-1.9			
合計			5,788-8,321	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

## 3.7 蘭潭水庫

### 3.7.1 水庫基本資料

蘭潭水庫古稱紅毛埤，與仁義潭水庫相串聯，由仁義潭水庫經出水隧道接上原導水路放入水庫(見圖 3.7.1-1)，主要水源來自八掌溪，為一離槽水庫。蘭潭水庫於民國 61 年加高壩體 3 公尺(為本省首座加高土石壩壩體之水庫)，給水功能大為提升，蓄水量由原容量 640 萬立方公尺增加至約 940 萬立方公尺。管理單位為台灣省自來水公司第五區管理處。蘭潭水庫基本資料概況見附表 1。

圖 3.7.1-2 為蘭潭水庫集水區土地利用型態分佈圖，本集水區土地利用扣除蓄水範圍外，其餘區域大致分為竹木地及農牧地，其中竹木地面積 95.1546 公頃，佔整個集水區之 45.615%，本區私有地大部分開闢為果園及種植經濟作物，果園主要為柑桔、龍眼、木瓜、香蕉、石榴、柚等，經濟作物為檳榔及甘蔗。



圖 3.7.1-1 蘭潭水庫(940408 拍攝)

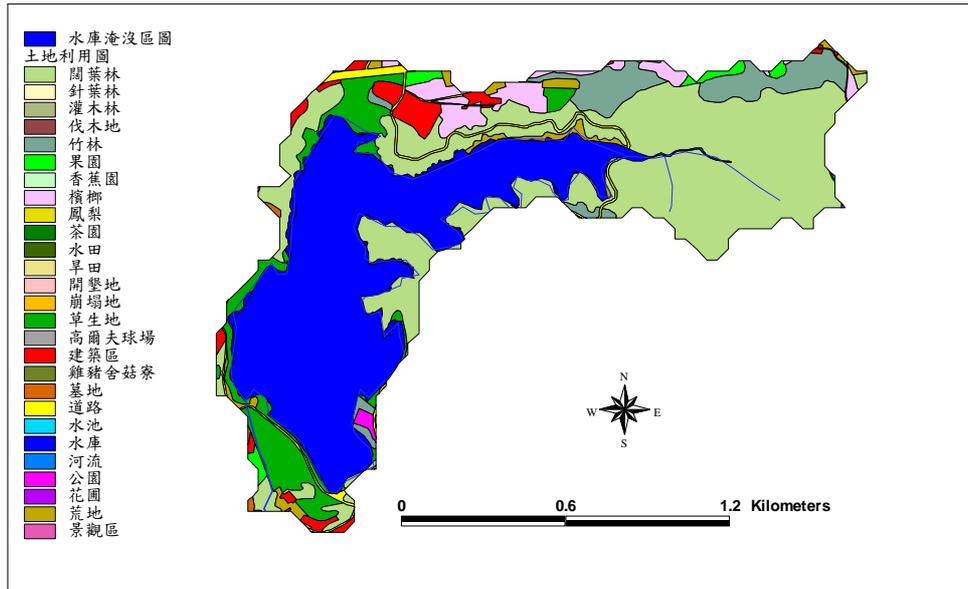


圖 3.7.1-2 蘭潭水庫集水區土地利用型態分佈

### 3.7.2 水庫之入流量

圖 3.7.2-1 為蘭潭水庫 92~93 年水庫之入流量，入流量之日平均均低於 5  $m^3/s$ ，由圖中顯示，其高流量產生於 7 至 9 月期間，同時可發現該水庫於枯水季甚至連續長達 1 至 2 月水庫入流量為零。

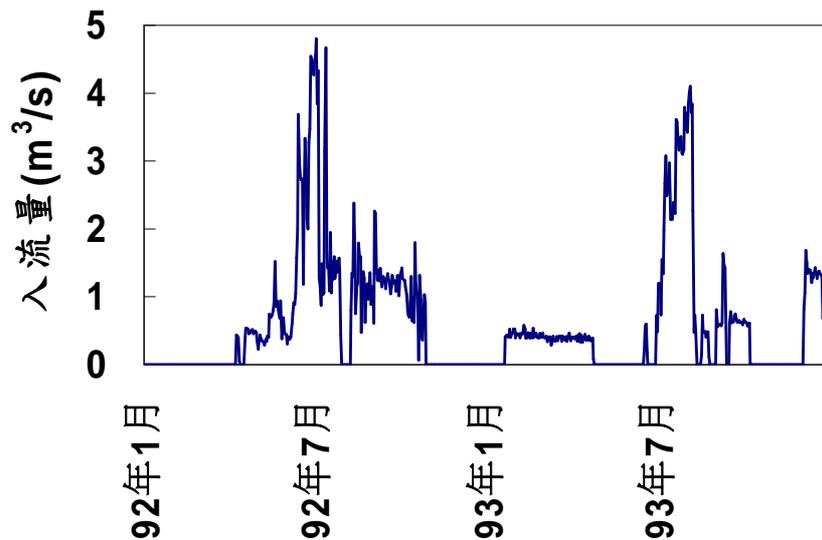


圖 3.7.2-1 蘭潭水庫 92~93 年水庫之入流量

### 3.7.3 水質監測結果

根據環保署於蘭潭水庫內設置三個水質監測站(編號 2156、2157、2158 站)，如圖 3.7.3-1 所示。在編號 2156、2157 站水質採樣位置包括表、底層，在編號 2158 站水質採樣只做表層採樣，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.7.3-2 為蘭潭水庫 82~93 年卡爾森優養指數，歷年的 CTSI 值介於 44 至 57。在民國 83-85 年期間，蘭潭水庫水質確曾因曝氣工程有所改善，但其後仍維持在優養邊緣，近三年(民國 91-93 年)，水質有變差趨勢。圖 3.7.3-3 為蘭潭水庫三個水質監測站 82~93 年表水水質平均監測結果，總磷濃度 10-50 ug/L 之間(平均 23.9 ug/L)；氨氮 0.03-0.30 mg/L 之間(平均 0.12 mg/L)；硝酸氮及亞硝酸氮 0.25-0.97 mg/L 之間(平均 0.41 mg/L)；葉綠素 a 0.6-27.3 ug/L 之間(平均 9.58 ug/L)。其中靠近大壩之 2156 測站水質明顯較差，推測可能是這區塊水體流動性較差造成，因為原先設置的曝氣設備比較靠近淨水場取水口處(靠近 2157 測站處)。

其次分析圖 3.7.3-3 測站 2156 及 2157 表、底層水溶氧濃度變化，平均深度為 16.3m 較深的測站 2156，在分層較明顯的 8 月夏季，底層水溶氧曾低至 3.8 mg/L，而 2157 測站在夏季時也有曾低至 3.1 mg/L 紀錄。這和民國 83 年所觀測溶氧濃度曾回升到 6-7 mg/L 時期相較，顯示原先設置的曝氣設備能力已有不足現象，推測原因可能包括(1)既有空壓機及曝氣管老化，需要維修；(2)入流水質惡化，增加有機物分解溶氧量，遂降低水中溶氧濃度。

蘭潭水庫之水質監測除環保署每季採樣分析，台灣省自來水公司每月亦會在水庫取水口定期水質監測採樣分析之。根據自來水公司提供蘭潭水庫取水口附近之定期水質監測結果，茲整理水溫、總磷、總氮於表水(上層)、中層及下層濃度變化於圖 1.3-5 所示。由圖可知，水庫有年為週期的水溫變化，但熱分層垂直水溫變化並不明顯，顯示水庫水體極容易受水溫變動而混合。也使得營養鹽總磷、總氮濃度分層變化並不明顯。不過在某些時候還是可以看到下層營養鹽濃度較上層水較高的情形。顯示底泥內部的貢獻仍存在，不可忽視。



圖 3.7.3-1 蘭潭水庫水質監測站

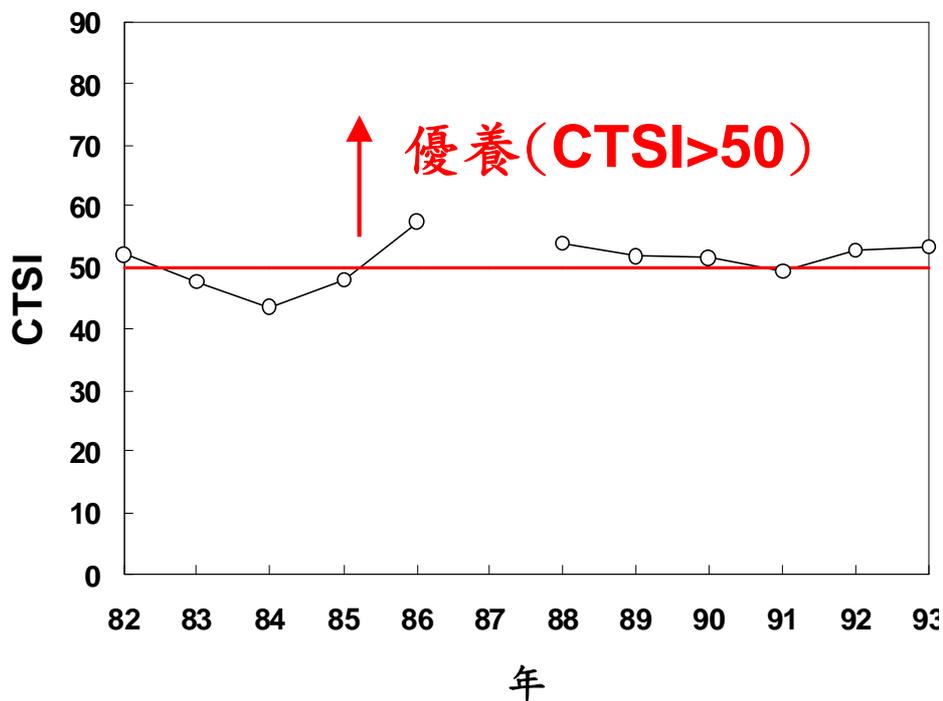


圖 3.7.3-2 蘭潭水庫 82~93 年卡爾森優養指數

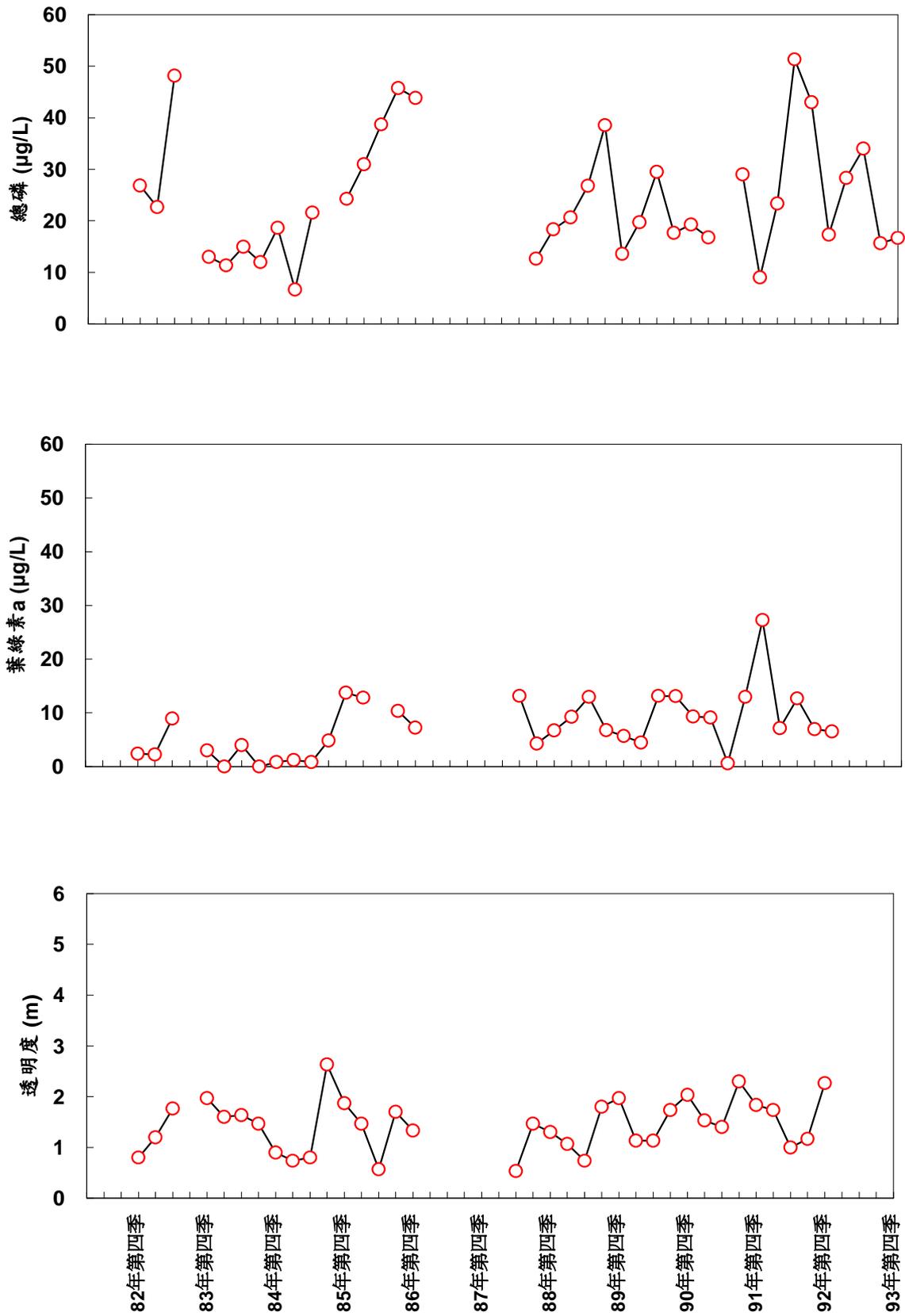


圖 3.7.3-3 蘭潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果

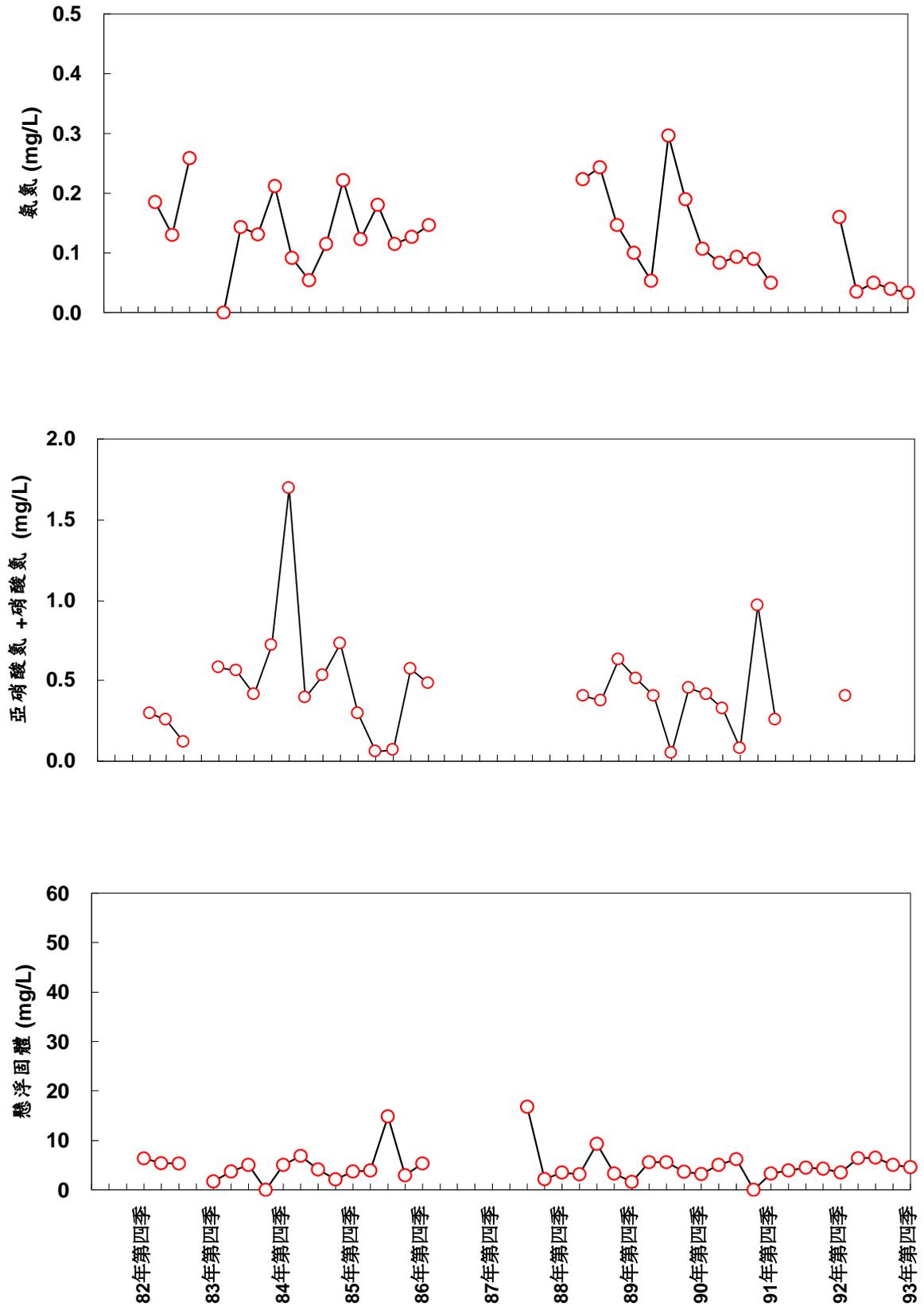


圖 3.7.3-3 蘭潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

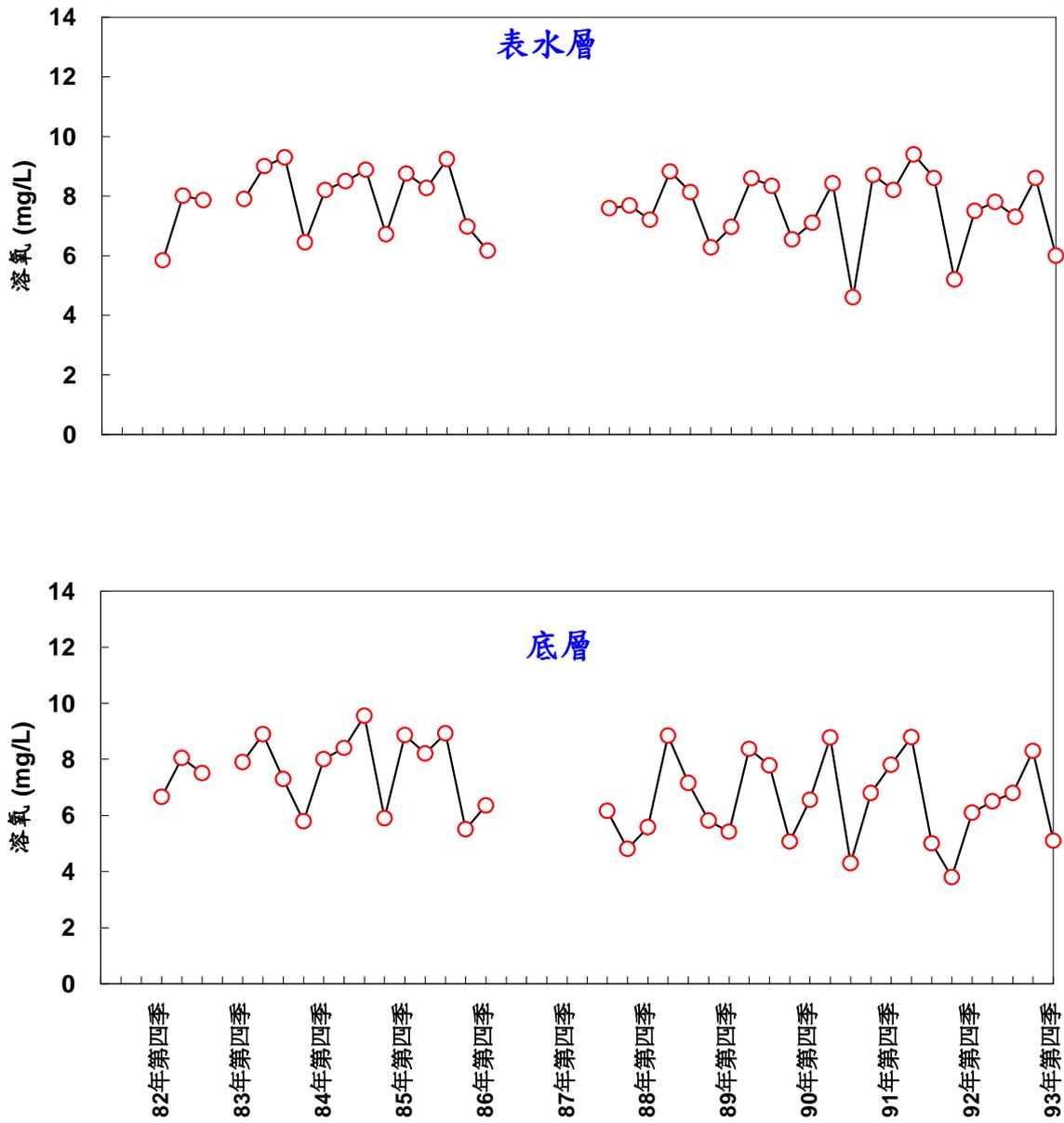


圖 3.7.3-3 蘭潭水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

蘭潭水庫之水質監測除環保署每季採樣分析，省自來水公司每月亦會在水庫取水口定期水質監測採樣分析之。

省自來水公司於蘭潭水庫取水口附近之定期水質監測結果，茲整理水溫、總磷、總氮於表水(上層)、中層及下層濃度變化於圖 3.7.3-4 所示。由圖可知，水庫有年為週期的水溫變化，但熱分層垂直水溫變化並不明顯，顯示水庫水體極容易受水溫變動而混合。也使得營養鹽總磷、總氮濃度分層變化並不明顯。不過在某些時候還是可以看到下層營養鹽濃度較上層水較高的情形。顯示底泥內部的貢獻仍存在，不可忽視。

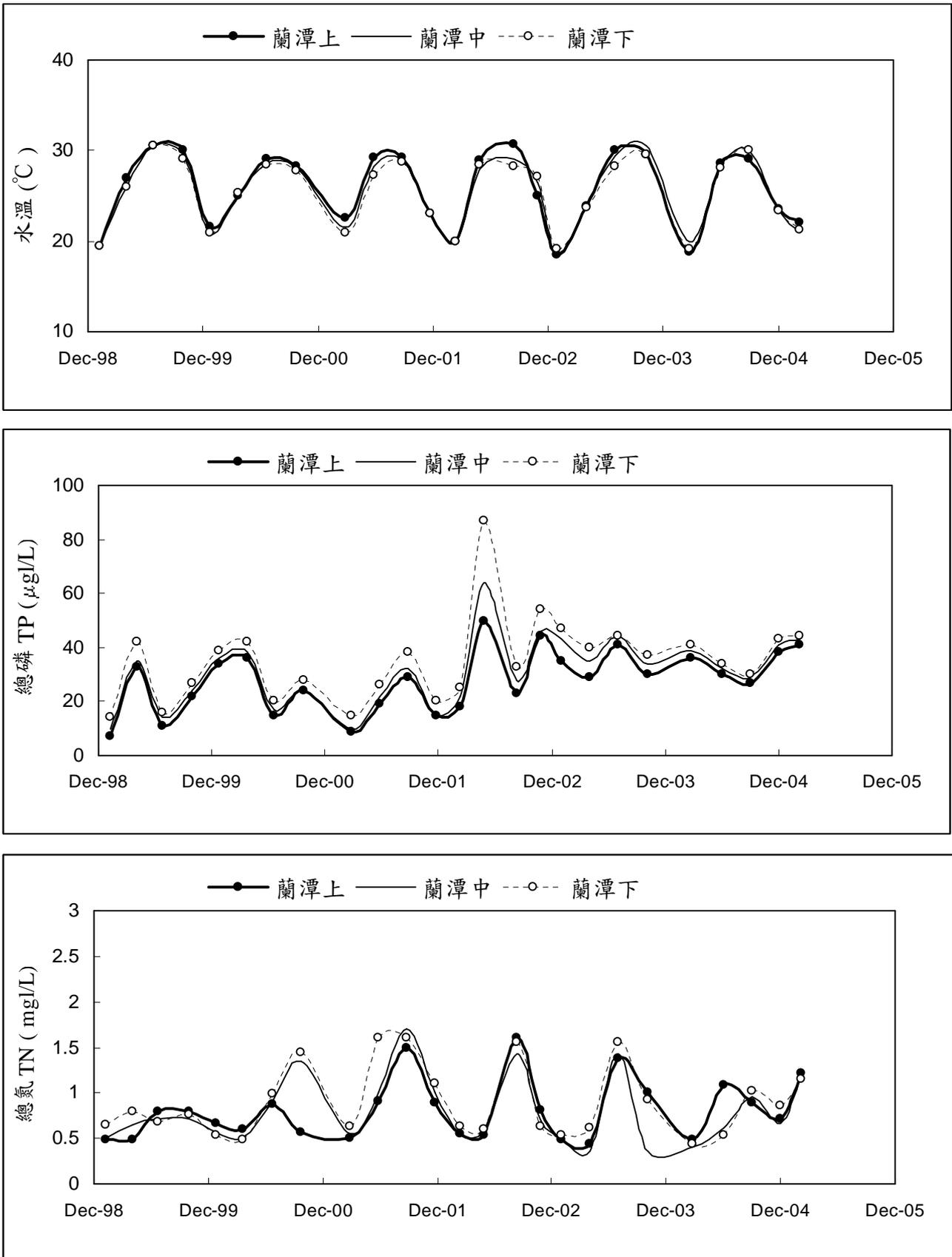


圖 3.7.3-4 蘭潭水庫取水口附近水溫、總磷及總氮之分層變化

### 3.7.4 水庫之藻類相

蘭潭水庫之藻類相資料比新山水庫稍多，但是並無較新近的調查資料可供參考。在 79 年環保署所進行之全國水庫之藻類普查資料中，蘭潭水庫係由藍綠藻佔最優勢。其優勢種為顫藻屬(*Oscillatoria*)和林比藻屬(*Lyngbya*)。在 1994 年為曝氣工程所進行之藻類調查顯示，曝氣前顫藻屬(*Oscillatoria*)仍是優勢的藻類，矽藻類的小環藻屬(*Cyclotella*)次之。在曝氣後綠藻類增多，而藍綠藻類明顯減少。在本年度四月所進行之水庫現勘時所採得之藻類樣品，發現與前述之藻類明顯不同，雖然水中仍有一些顫藻，但是數量不多，反而其他一些藍綠藻如微囊藻(*Microcystis*)、柱孢藻(*Cylindrospermopsis raciborski*) (圖 3.7.4-1) 等，及帶異味的金黃藻錐囊藻屬 (*Dinobryon*) 明顯增加。而微囊藻類也至少出現有三種，環保署檢驗所分析結果證實此水庫有微囊藻毒之問題。而 *C. raciborski* 是另一種有毒的藻類，也會嚴重影響水質，值得予以留意。

從研究發現 (張,2005)，柱孢藻(*C. raciborski*) 喜好有機污染，因此推論其之所以在蘭潭水庫優勢滋長應是水中含有有機污染所引起。

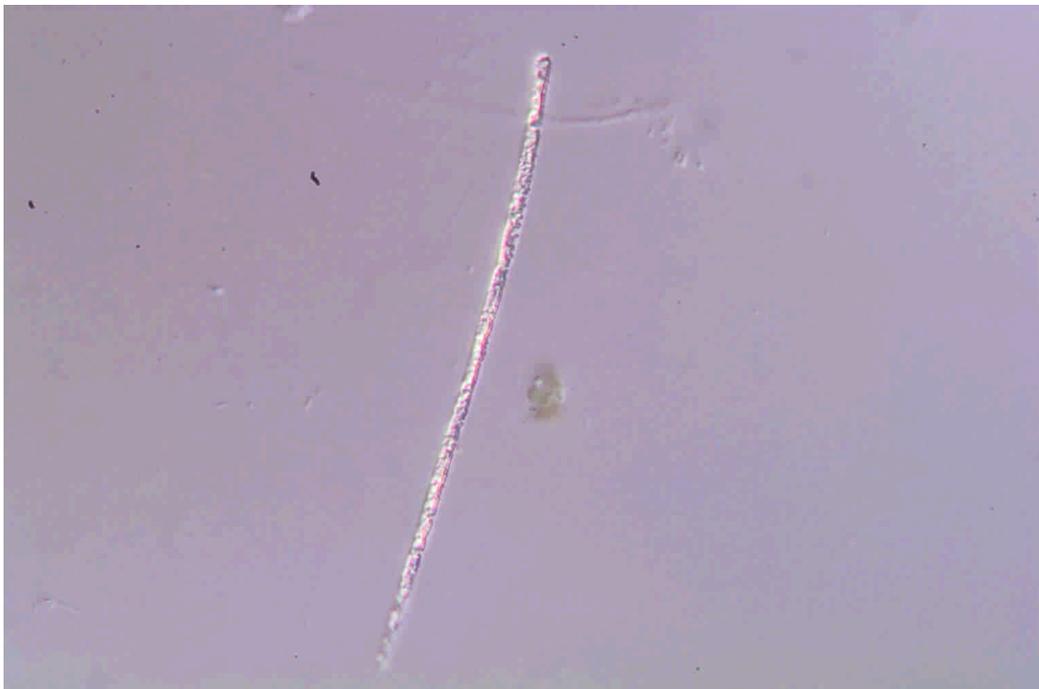


圖 3.7.4-1 柱孢藻(*Cylindrospermopsis raciborski*)在有機污染時優勢滋長，可能有毒。  
(940408 水質採樣分析)

## 3.7.5 水庫內外部總磷負荷推估

評估蘭潭水質仍受到內部底泥營養鹽影響，茲假設蘭潭底層水一年有 1 個月處於低溶氧(<2 mg/L)接近無氧狀態，推算總磷內部負荷如表 3.7.5-1，約有 248-1,089 kg/yr。

外部負荷集水區部份所得結果為 724 kg/yr，且由於蘭潭水庫主要由仁義潭引水，因此外部負荷尚須計算仁義潭水質對其造成的影響。計算方法同 3.2.5，由仁義潭之水質資料及蘭潭入流量計算，所得結果為 373 kg/yr。將集水區與仁義潭造成之外部負荷相加，最後可得外部負荷之總和為 1,097 kg/yr。

表 3.7.5-1 蘭潭水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋出量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			1,097	50.2-81.6
內部負荷	好氧態：0.08-0.25	77	248-1,089	18.4-49.8
	厭氧態：0.18-1.9			
合計			1,345-2,186	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

### 3.8 白河水庫

#### 3.8.1 水庫基本資料

白河水庫(見圖 3.8.1-1)位於台南縣白河鎮急水溪支流白水溪木屐寮河谷上，距白水溪源頭約 10.3 公里，是一座在槽水庫。功能以灌溉為主，並兼給水及防洪。水庫之運用將六重溪攔河堰及屬八掌溪水系的頭前溪進水口與台糖公司的尖山埤水庫均納入，俾以發揮最大效益。目前因淤積情況嚴重，水庫功能受相當大影響。管理單位為嘉南農田水利會。白河水庫基本資料概況見附表 1。

圖 3.8.1-2 為白河潭水庫集水區土地利用型態分佈圖。白河水庫集水區之土地權屬，除水庫淹沒區，林班地及溪流外，公有面積只佔全區之 13.72%，私有地面積則佔全區之 44.11%。本集水區之土地可利用狀況可依臺灣省山坡地可利用限度分類標準，分為 I ~IV 級宜農牧地及 V 級宜林地。除林班地及溪流外，I ~IV 級宜農牧地計 440 公頃，佔總集水區面積之 16.57%，V 級宜林地計 1,056 公頃，佔總集水區面積之 39.76%。



圖 3.8.1-1 白河水庫(940321 拍攝)

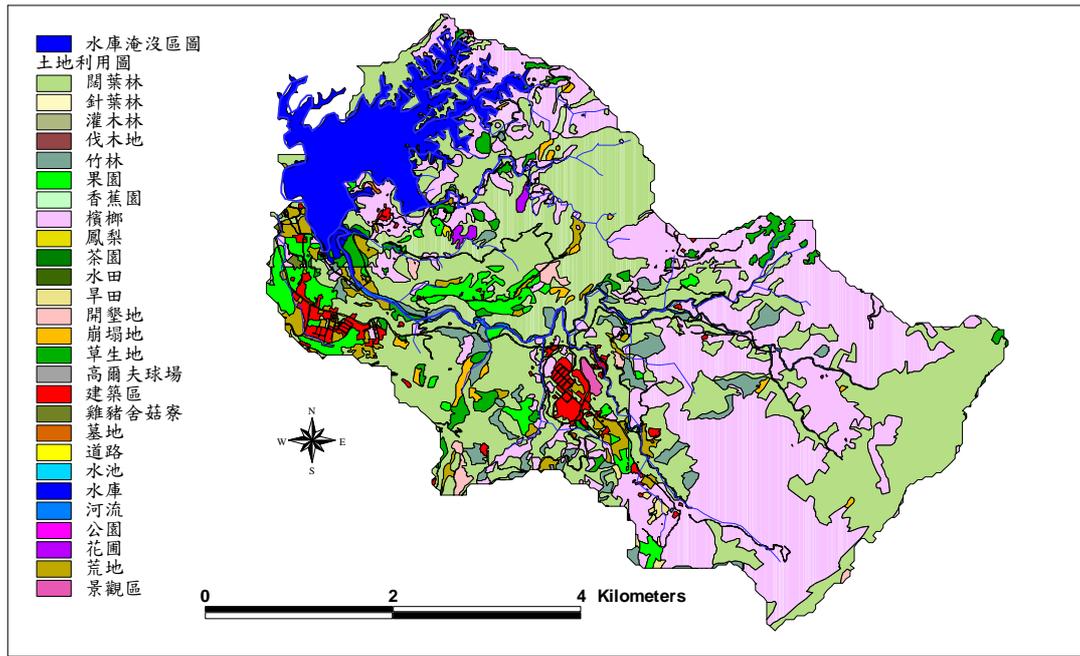


圖 3.8.1-2 白河水庫集水區土地利用型態分佈

### 3.8.2 水庫之入流量

圖 3.8.2-1 為白河水庫 91~93 年水庫之入流量，由圖中可發現，其日入流量均低於 20 cms，除 93 年 7 月間之極端暴雨事件出現高達 120 cms 之入流量，同時可發現該水庫於枯水季甚至連續長達多月水庫入流量為零。

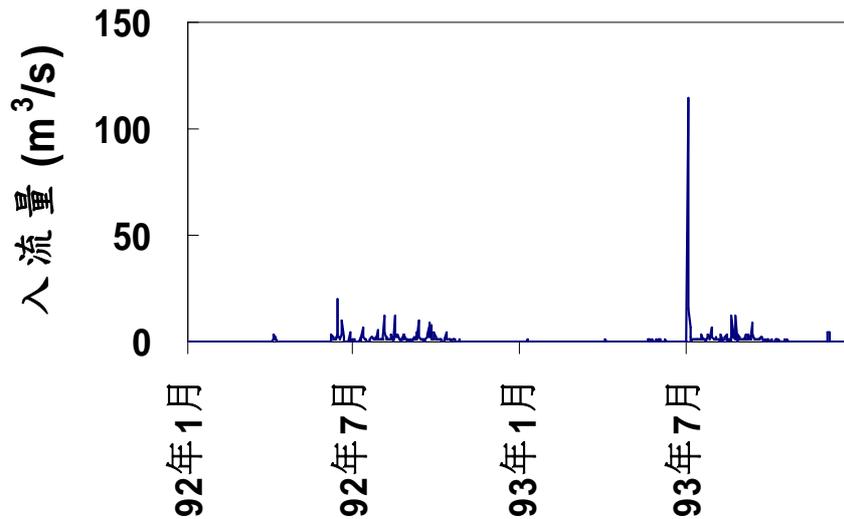


圖 3.8.2-1 白河水庫 91~93 年水庫之入流量

### 3.8.3 水質監測結果

環保署於白河水庫內設置 2 個水質監測站(編號 2174、2175 站)，如圖 3.8.3-1 所示。2 個水質監測站之水質採樣位置採測表層水質，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.8.3-2 為白河水庫 82~93 年卡爾森優養指數，歷年的 CTSI 值均大於 50。圖 3.8.3-3 為白河水庫 82~93 年表水域水質監測結果。總磷大約介於 10 至 50  $\mu\text{g/L}$  之間；葉綠素 a 大致低於 25  $\mu\text{g/L}$ ；透明度大約在 0.5 至 3 公尺之間；氨氮均低於 0.5 mg/L；亞硝酸氮和硝酸氮介於 0.1 至 1 mg/L 之間；懸浮固體大致低於 20 mg/L，符合甲類水體之標準；表、中及底層溶氧則大致維持於 4 至 10 mg/L 之間。



圖 3.8.3-1 白河水庫水質監測站

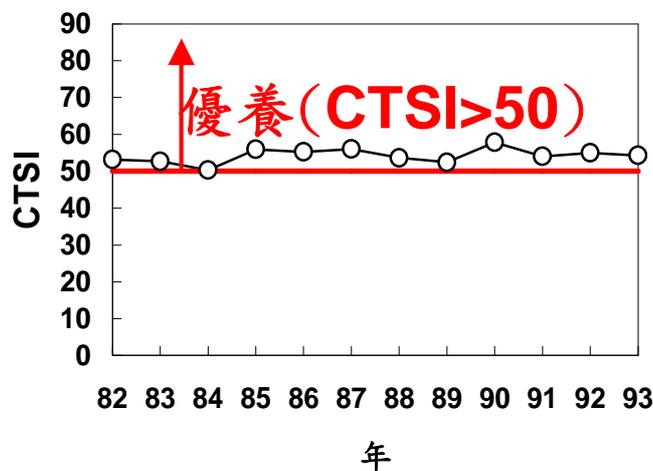


圖 3.8.3-2 白河水庫 82~93 年卡爾森優養指數

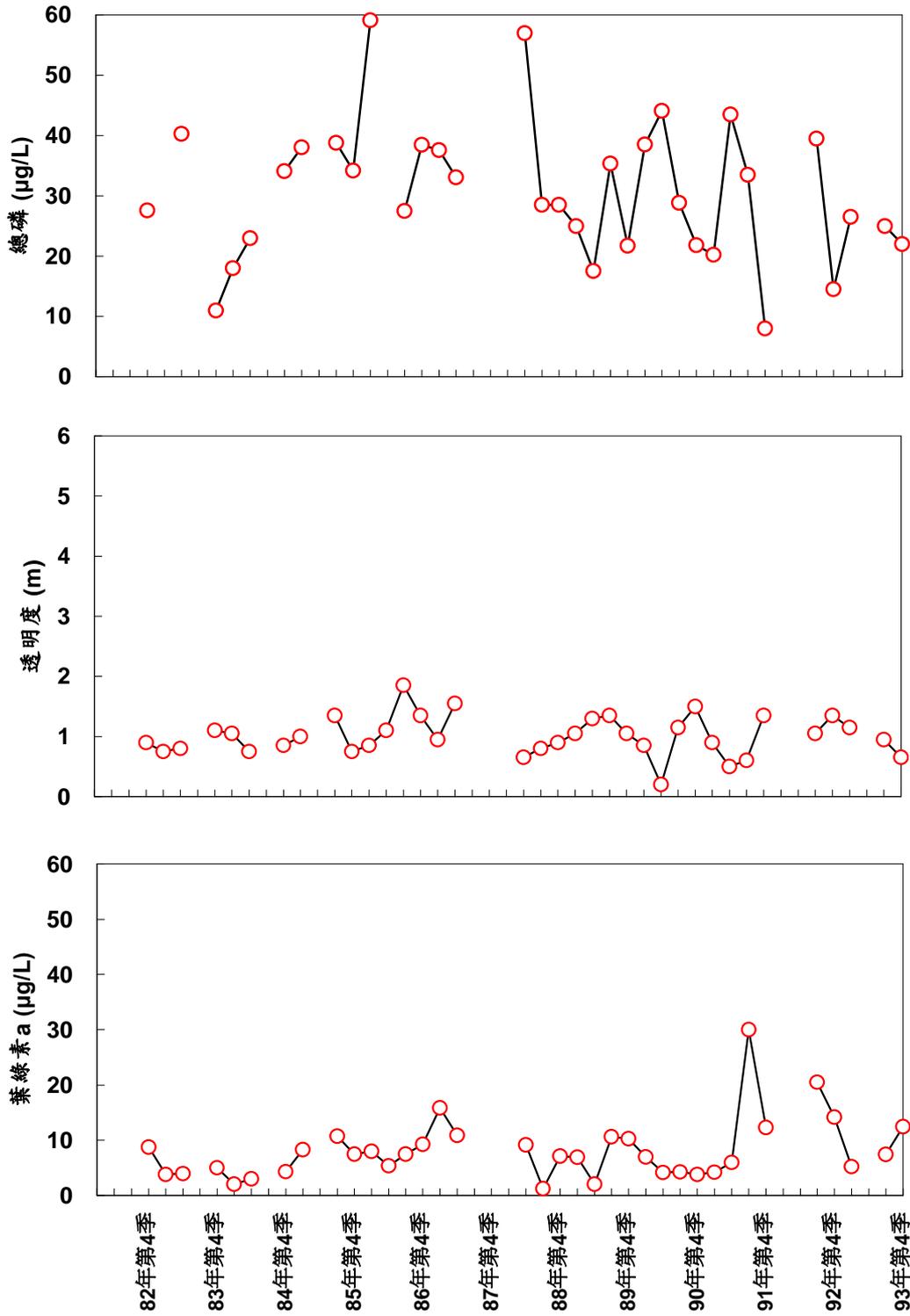


圖 3.8.3-3 白河水庫 82~93 年表水域水質監測結果

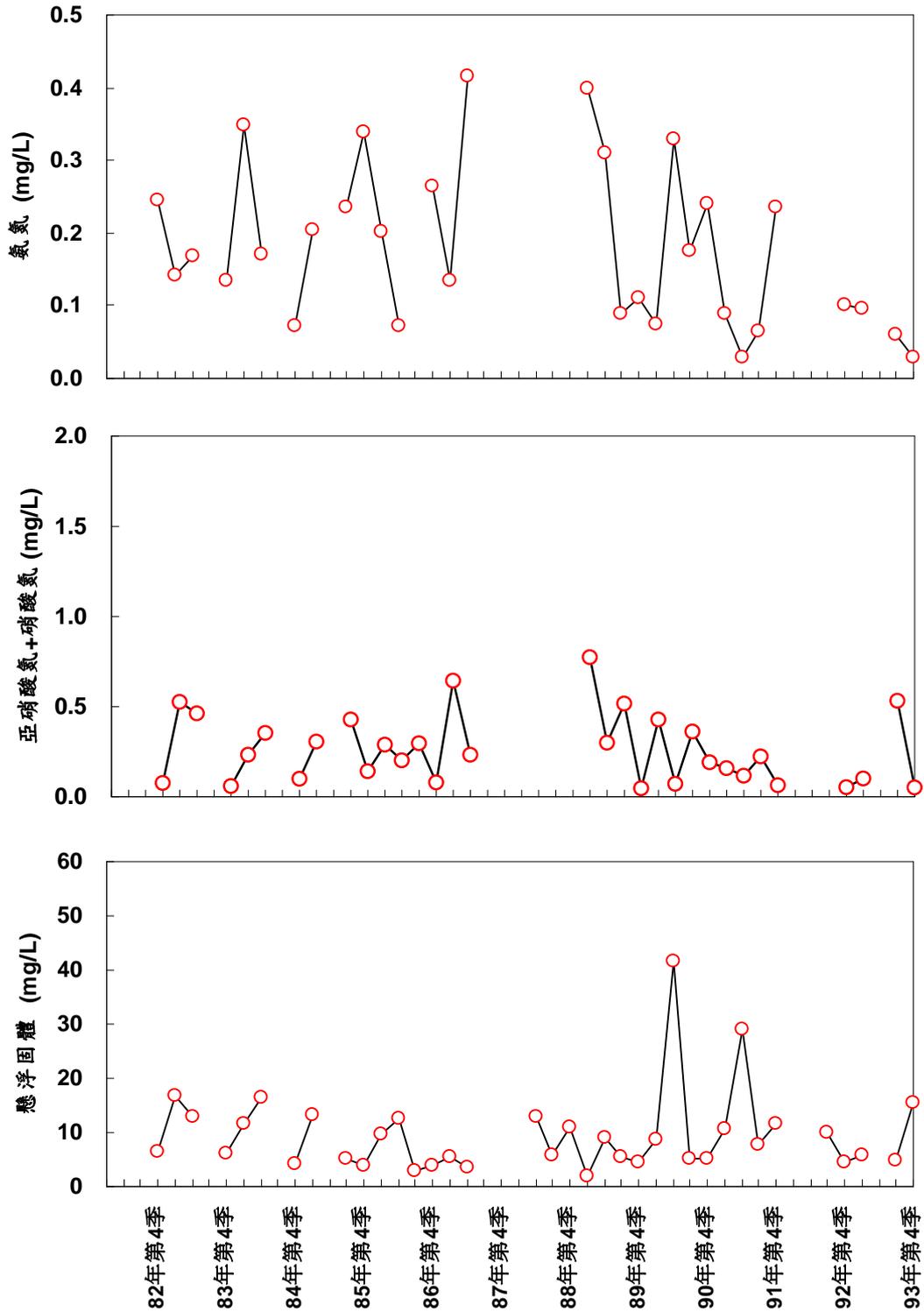


圖 3.8.3-3 白河水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

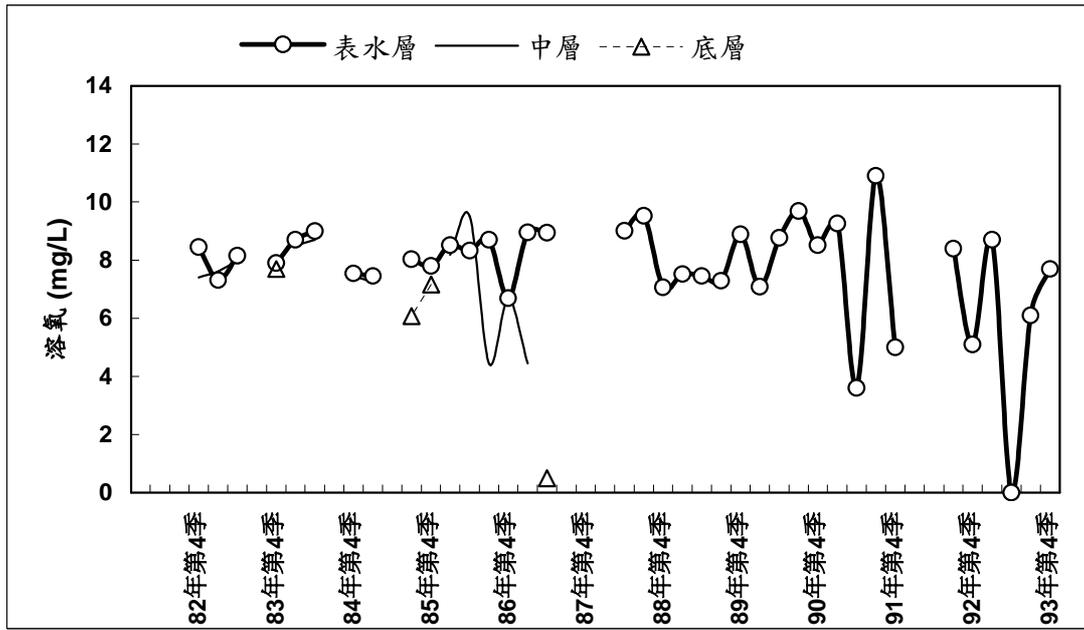


圖 3.8.3-3 白河水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

### 3.8.4 水庫內外部負荷推估

同 3.2.5 節所敘述估計底泥釋出量之方法，假設白河水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(<2 mg/L)接近無氧狀態，推算磷內部負荷如表 3.8.4-1，約為 635-2,786 kg/yr，並參考成大之本計畫南區座談會會議資料提供之數據計算外部負荷。外部負荷包含點源及非點源部分，點源部分主要為家庭污水，藉由水庫所在行政區人口數乘上 0.73 kg TP/c-yr，流達率以 0.1 計算。至於非點源則由集水區土地利用乘上輸出係數，最後可得外部負荷之總和。因此由以上計算可得內部負荷佔總量之 96.0-99.1%。

表 3.8.4-1 白河水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋出量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			66,435	96.0-99.1
內部負荷	好氧態：0.08-0.25 厭氧態：0.18-1.9	197	635-2,786	0.9-4.0
合計			67,070-69,221	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

### 3.9 鏡面水庫

#### 3.9.1 水庫基本資料

鏡面水庫(見圖 3.9.1-1)位於台南縣南化鄉曾文支流菜寮溪上游。鏡面水庫規模不大，容量約 100 萬立方公尺，主要功能為南化鄉民生用水。管理單位為台灣省自來水公司第六區管理處。附表 1 為鏡面水庫基本資料概況。

圖 3.9.1-2 為鏡面水庫集水區土地利用型態分佈圖，本集水區內土地之地段為南化段，屬玉井地政事務所管轄，其土地權屬分別為國有地 165.8635 公頃、省有地 42.7120 公頃、水庫用地 11.0043 公頃、私有地 44.5679 公頃及其他除地 8.8523 公頃，合計 273 公頃。其中標高 150 公尺以下之地區登錄面積為 11.0043 公頃，均已由自來水公司收購為水庫用地。另集水區東部內烏山地區屬省林務局嘉義林區管理處玉井事業區第八十林班之林班地，其面積為 42.4618 公頃。



圖 3.9.1-1 鏡面水庫(940321 拍攝)

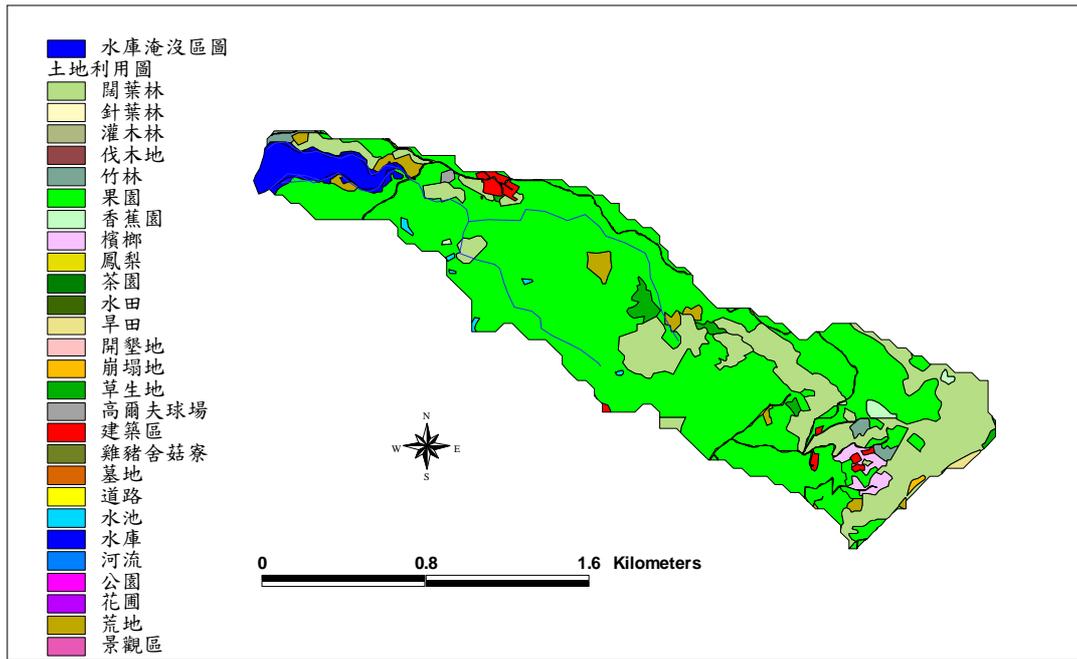


圖 3.9.1-2 鏡面水庫集水區土地利用型態分佈

### 3.9.2 水庫之入流量

圖 3.9.2-1 為鏡面水庫 92~93 年水庫之入流量，由圖中可發現，其日入流量均低於 4 cms，除 93 年 7 月間之極端暴雨事件出現高達 9 cms 之入流量，同時可發現該水庫於枯水季甚至連續長達多月水庫入流量為零。

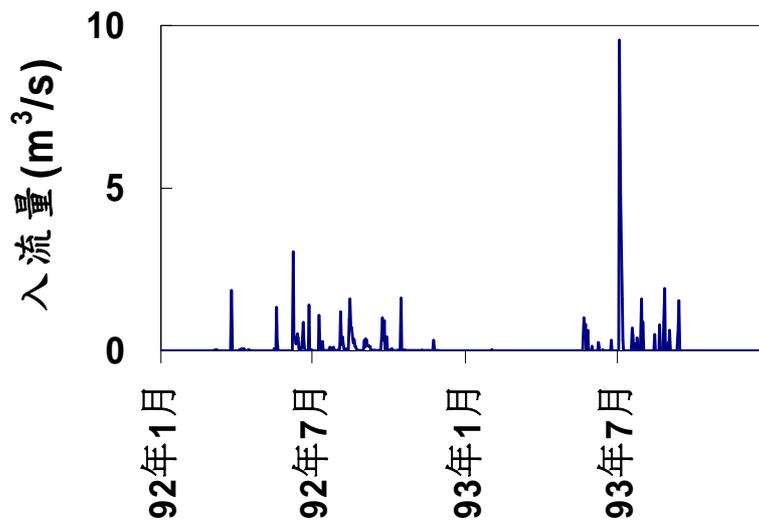


圖 3.9.2-1 鏡面水庫 92~93 年水庫之入流量

### 3.9.3 水質監測結果

環保署於鏡面水庫內設置 2 個水質監測站(編號 2176、2177 站)，如圖 3.9.3-1 所示。2 站水質採樣位置採測表層之水質，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.9.3-2 為鏡面水庫 82~93 年卡爾森優養指數，歷年的 CTSI 值除 84 年低於 50，其餘時間皆高於 50。圖 3.9.3-3 為鏡面水庫 82~93 年表水域水質監測結果。總磷大約介於 10 至 50  $\mu\text{g/L}$  之間；葉綠素 a 大致低於 15  $\mu\text{g/L}$ ；透明度大約在 0.2 至 3 公尺之間；氨氮大致低於 0.3  $\text{mg/L}$ ；亞硝酸氮和硝酸氮均低於 1 $\text{mg/L}$ ；懸浮固體大致低於 25  $\text{mg/L}$ ，符合甲類水體之標準；表層溶氧則大致維持於 4 至 10  $\text{mg/L}$  之間，底層溶氧則大致維持於 2 至 8  $\text{mg/L}$  之間。



圖 3.9.3-1 鏡面水庫水質監測站

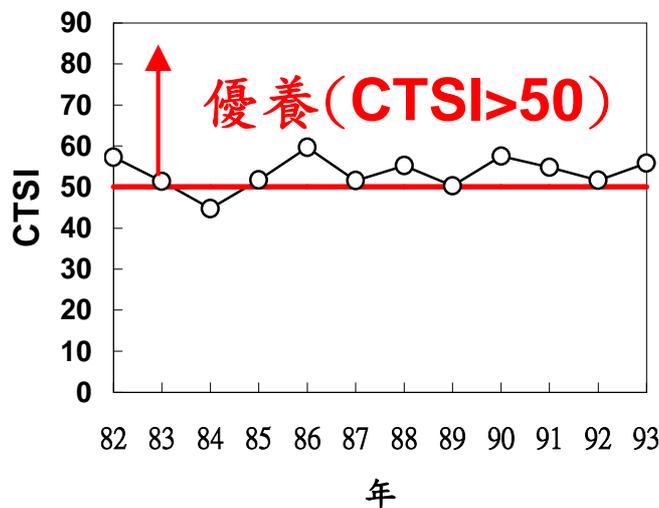


圖 3.9.3-2 鏡面水庫 82~93 年卡爾森優養指數

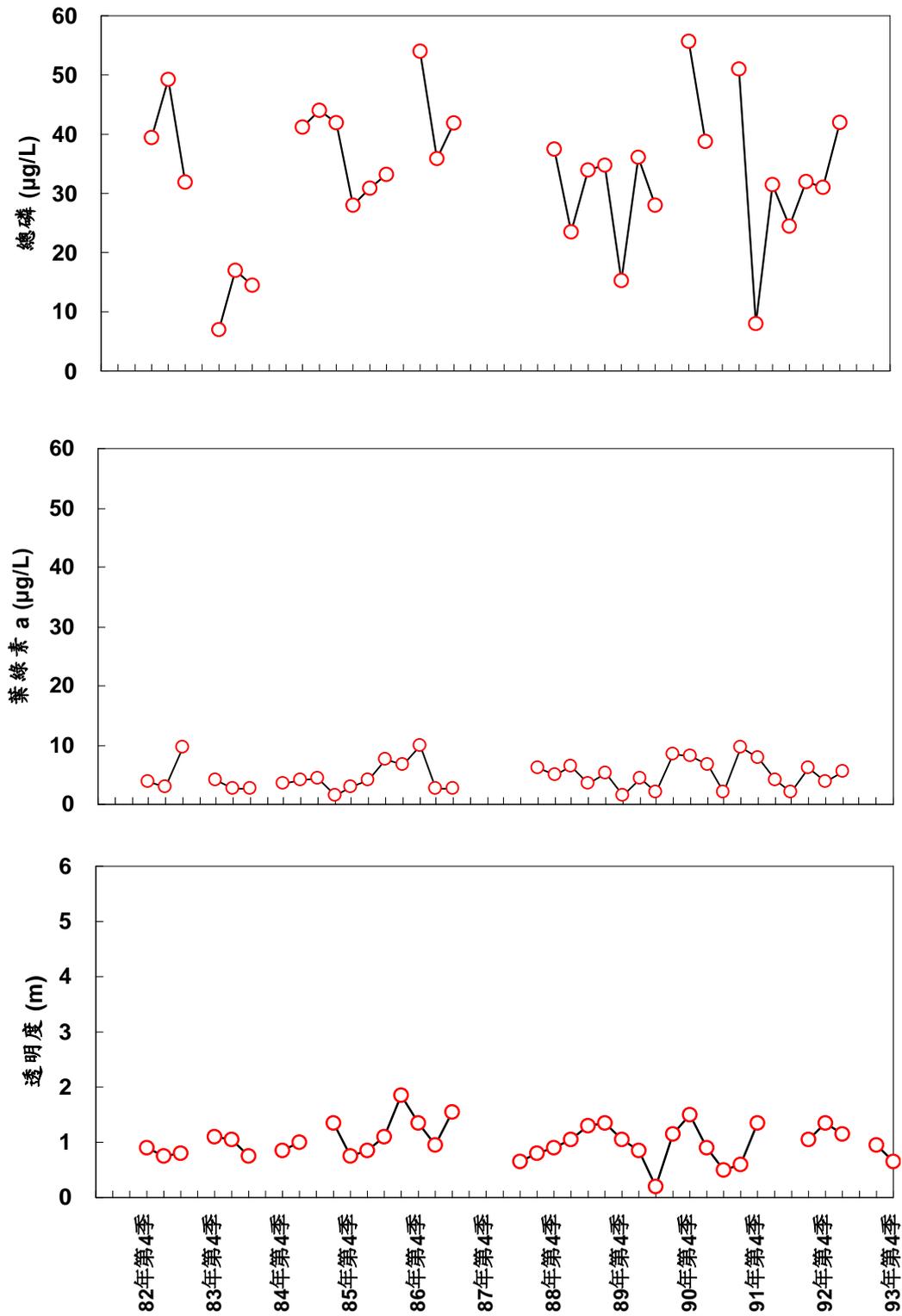


圖 3.9.3-3 鏡面水庫 82~93 年表水域水質監測結果

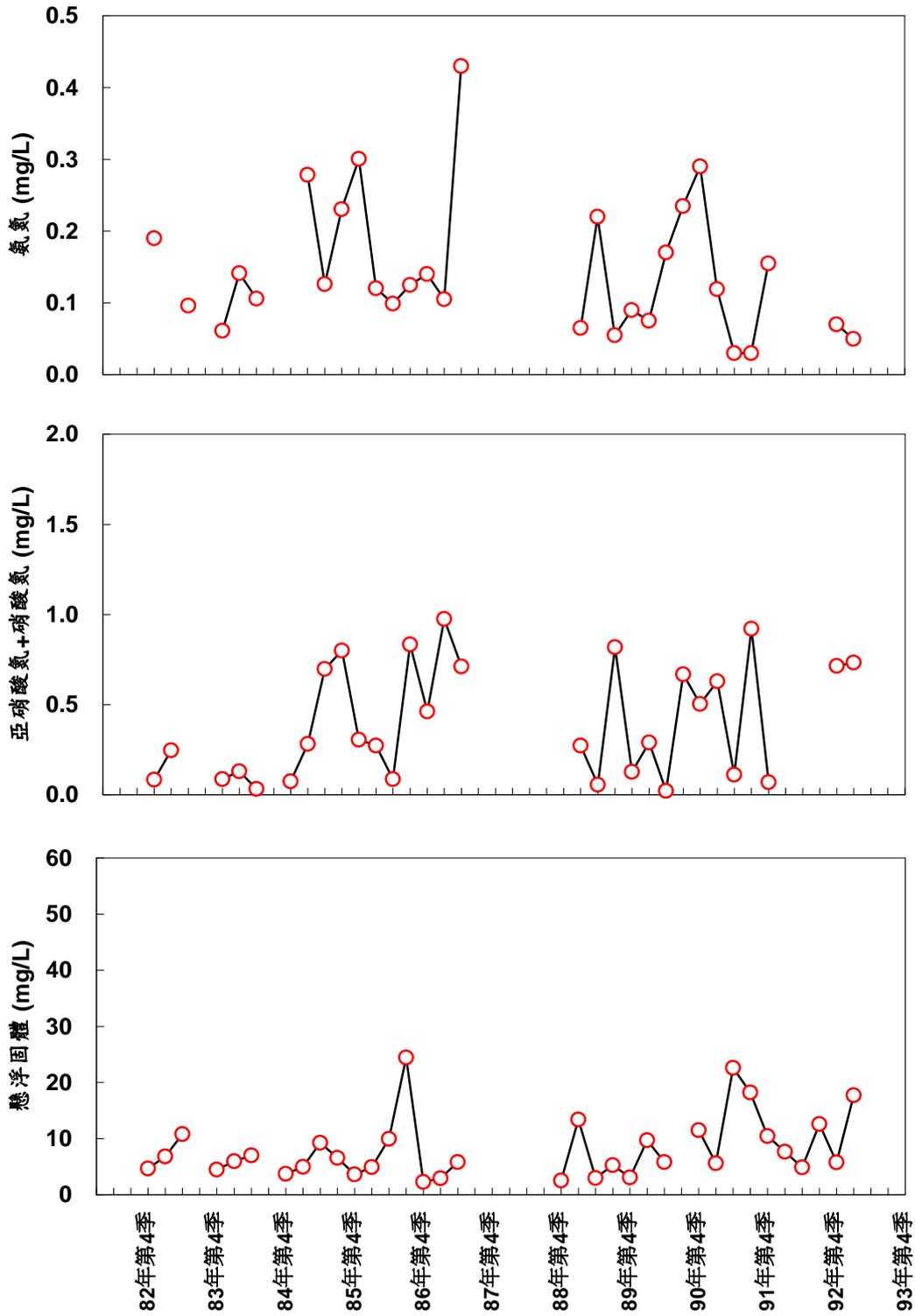


圖 3.9.3-3 鏡面水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

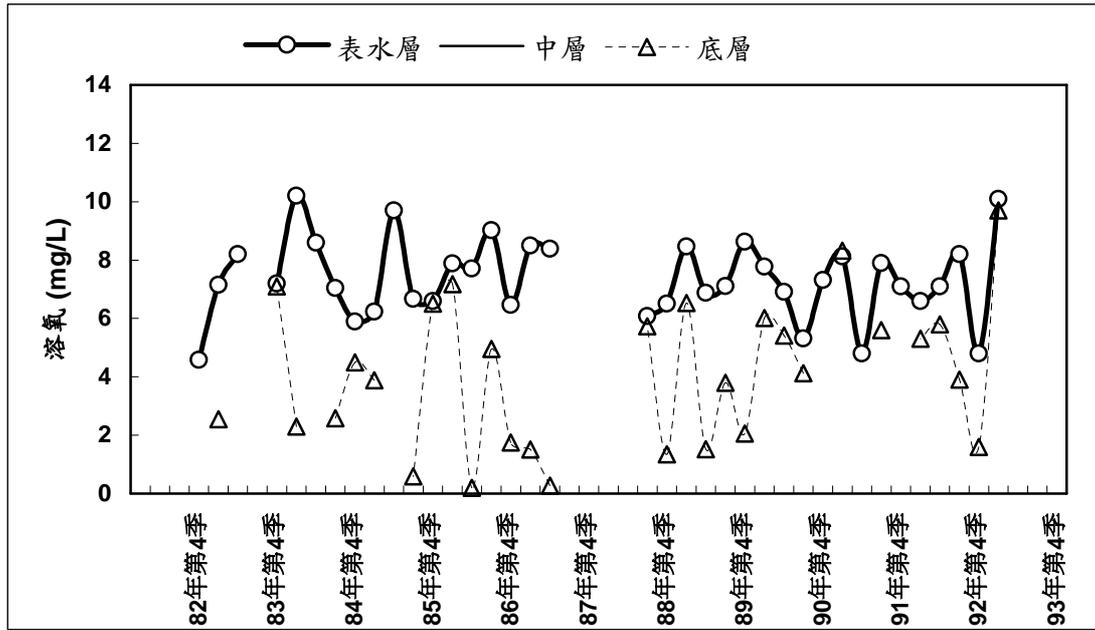


圖 3.9.3-3 鏡面水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

### 3.9.4 水庫內外部負荷推估

同 3.2.5 節所敘述估計底泥釋出量之方法，假設鏡面水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(<2 mg/L)接近無氧狀態，推算磷內部負荷如表 3.9.4-1，約為 40-176 kg/yr，並參考成大之本計畫南區座談會會議資料提供之數據計算外部負荷。外部負荷包含點源及非點源部分，點源部分主要為家庭污水，藉由水庫所在行政區人口數乘上 0.73 kg TP/c-yr，流達率以 0.1 計算。至於非點源則由集水區土地利用乘上輸出係數，最後可得外部負荷之總和。因此由以上計算可得外部負荷佔總量之 69.3-90.8%。

表 3.9.4-1 鏡面水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋出量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			399	69.3-90.8
內部負荷	好氧態：0.08-0.25	12.5	40-176	9.2-30.7
	厭氧態：0.18-1.9			
合計			439-575	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

### 3.10 鳳山水庫

#### 3.10.1 水庫基本資料

鳳山水庫(見圖 3.10.1-1)位於高雄市小港區與高雄縣林園鄉交界處，為高雄市内唯一水庫。其水源來自東港溪及高屏溪豐水期餘水，為一離槽水庫。鳳山水庫計畫目標為公共給水及工業用水，但由於水質不佳，目前僅供給工業用水。管理單位為台灣省自來水公司第七區管理處。附表 1 為鳳山水庫基本資料概況。

圖 3.10.1-2 為鳳山水庫集水區土地利用型態分佈圖，鳳山水庫集水區總面積約 3 平方公里，主要之土地利用為闊葉林(78.9 公頃)、果園(33 公頃)及建築區(85.8 公頃)。



圖 3.10.1-1 鳳山水庫(940426 拍攝)

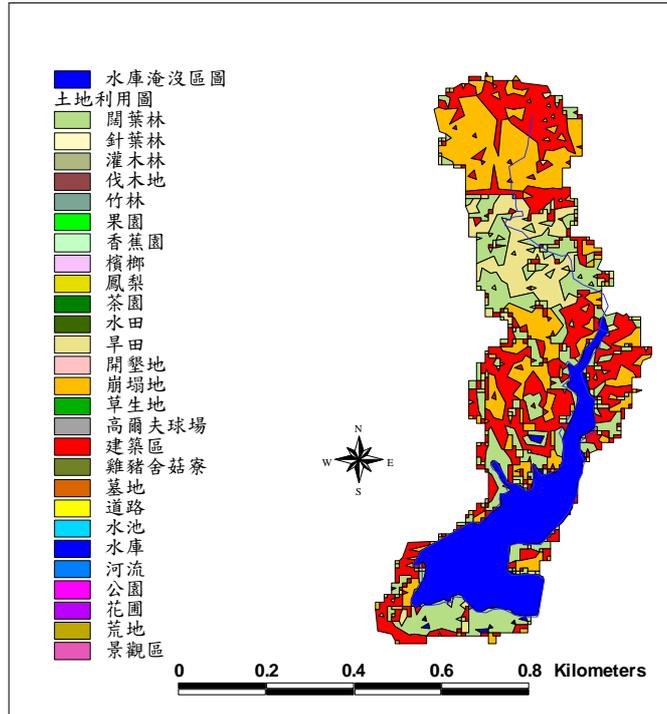


圖 3.10.1-2 鳳山水庫集水區土地利用型態分佈

### 3.10.2 水庫之入流量

圖 3.10.2-1 為鳳山水庫 92~93 年水庫之入流量，由圖中可發現，其日入流量均低於 5 cms，除 93 年 2、3 月間曾出現高達 32 cms 之入流量。

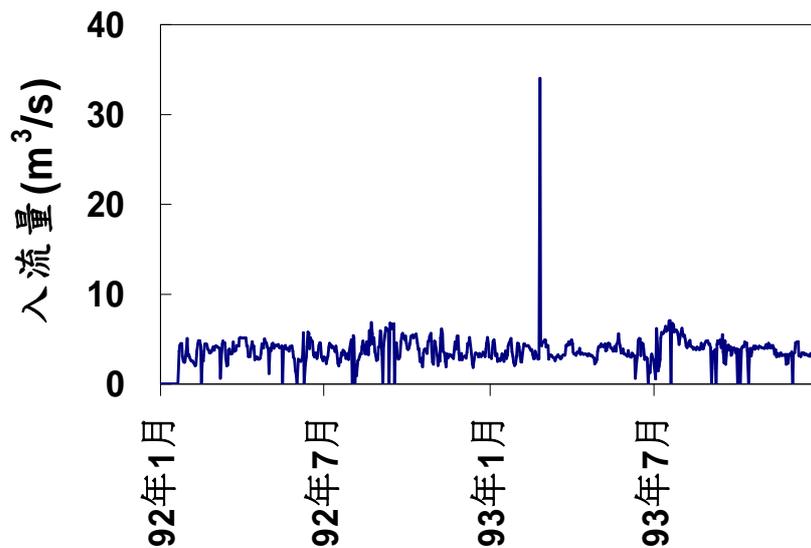


圖 3.10.2-1 鳳山水庫 92~93 年水庫之入流量

### 3.10.3 水質監測結果

環保署於鳳山水庫內設置四個水質監測站(編號 2185、2186、2187、2188 站)，如圖 3.10.3-1 所示。4 站均做表層區域之水質採樣，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.10.3-2 為鳳山水庫 82~93 年卡爾森優養指數，歷年的 CTSI 值皆高於 60，為優養最嚴重水庫之一。圖 3.10.3-3 為鳳山水庫 82~93 年表水域水質監測結果。因承受工業廢水，總磷甚至高達  $2000 \mu\text{g/L}$ ；葉綠素 a 大致低於  $15 \mu\text{g/L}$ ；透明度大約在 1.5 公尺以下，氨氮大致低於  $10 \text{mg/L}$ ；亞硝酸氮和硝酸氮均低於  $5 \text{mg/L}$ ；懸浮固體之濃度近年來有逐漸惡化的趨勢；表、底層溶氧大致低於  $6 \text{mg/L}$ 。

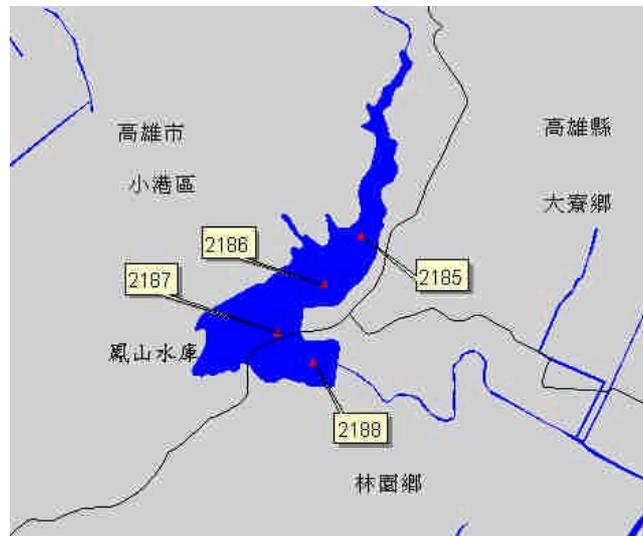


圖 3.10.3-1 鳳山水庫水質監測站

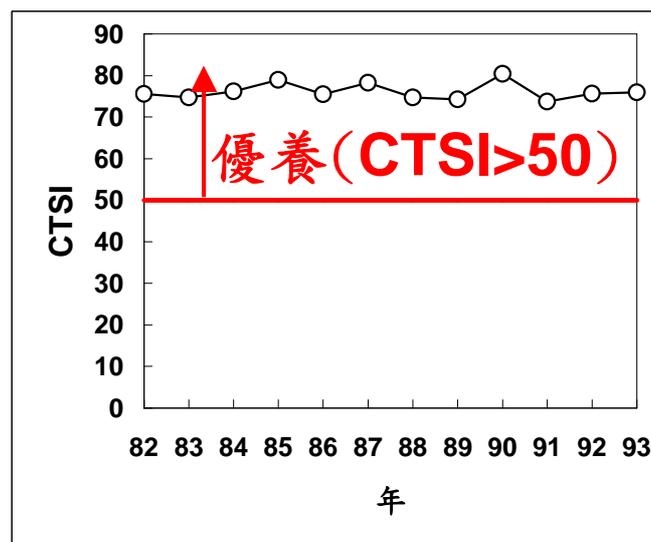


圖 3.10.3-2 鳳山水庫 82~93 年卡爾森優養指數

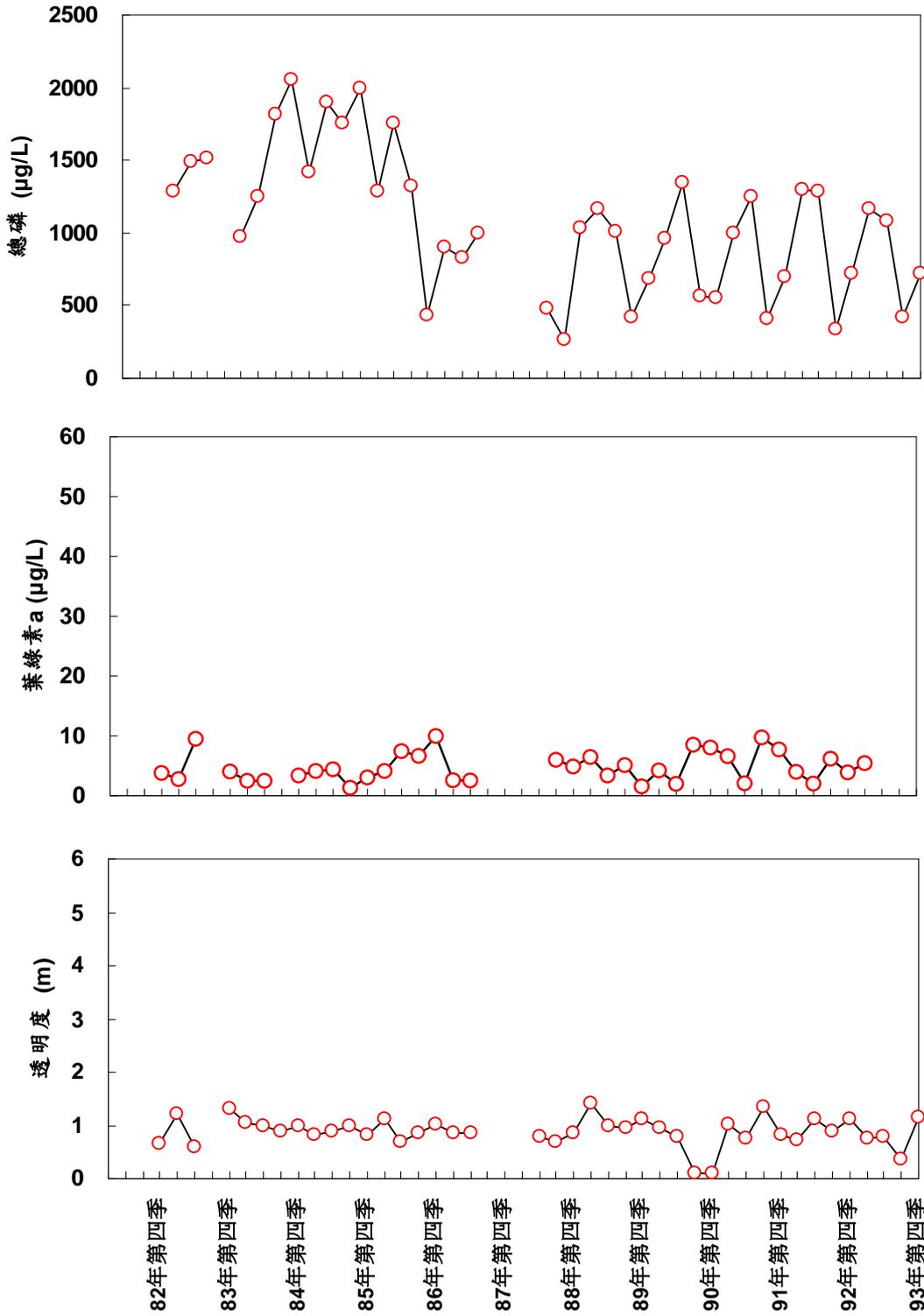


圖 3.10.3-3 鳳山水庫 82~93 年表水域水質監測結果

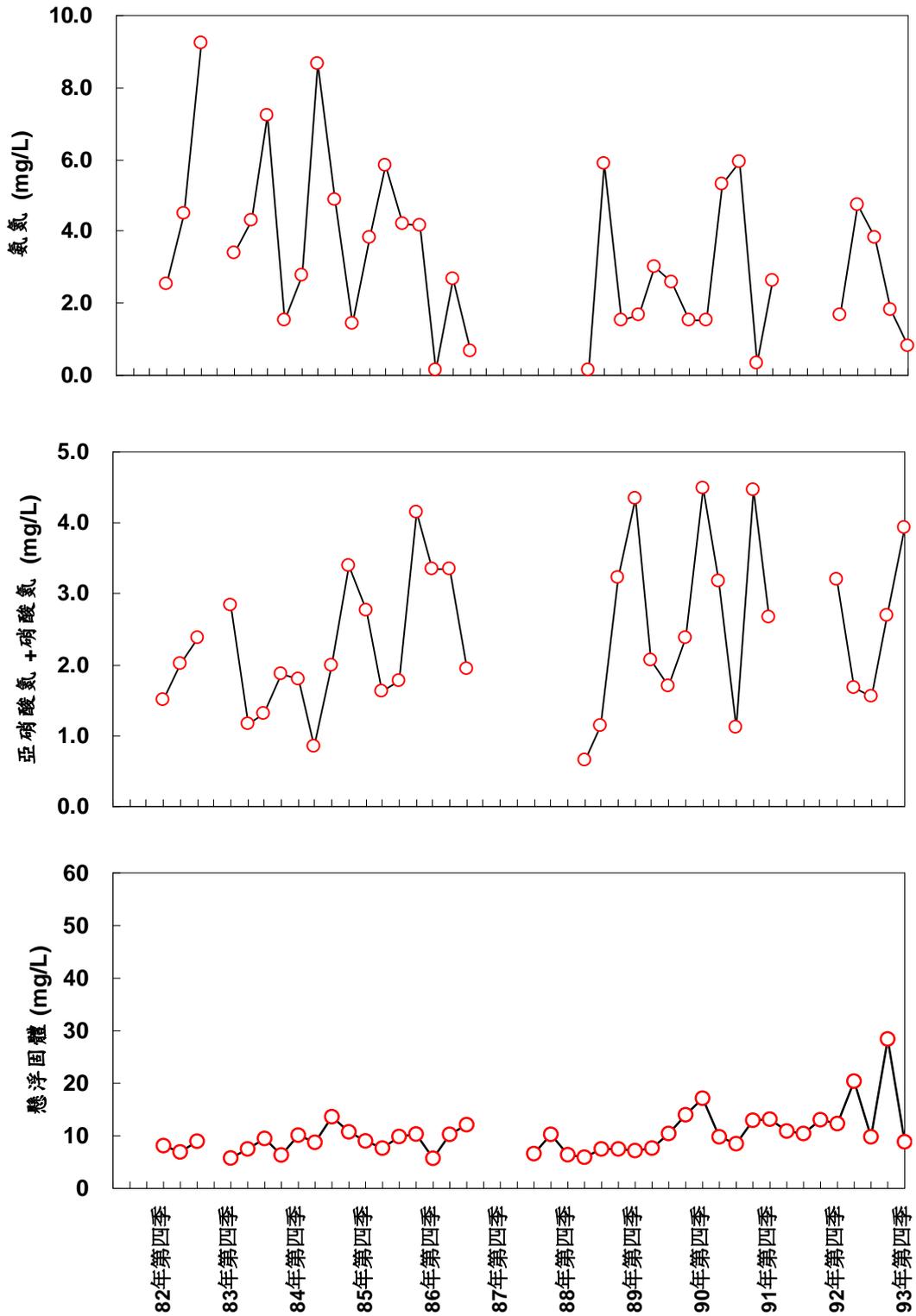


圖 3.10.3-3 鳳山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

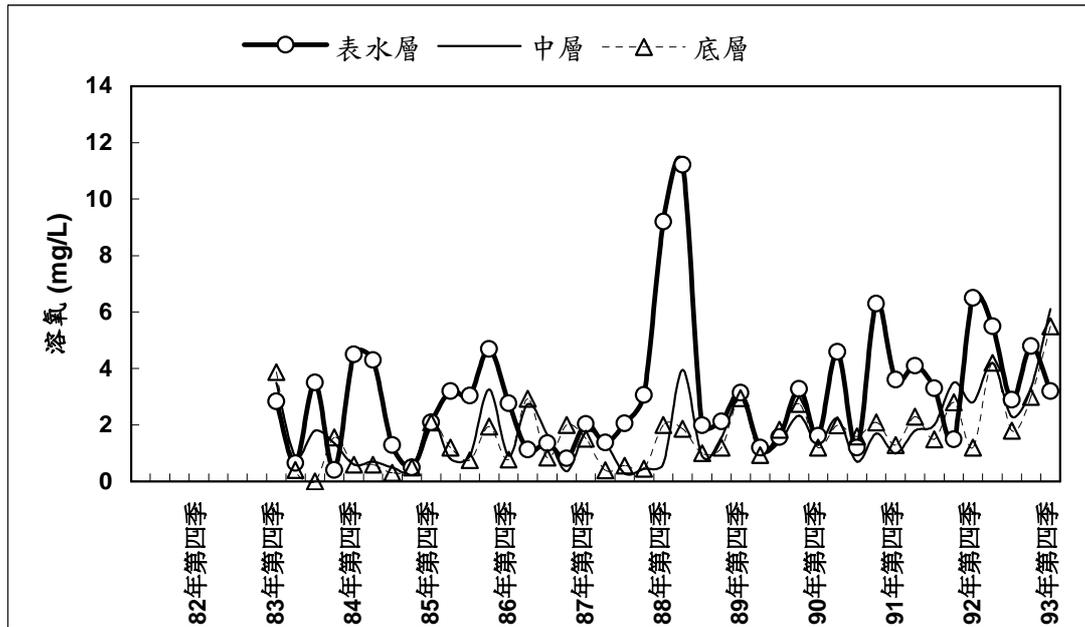


圖 3.10.3-3 鳳山水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

### 3.10.4 水庫之藻類相

鳳山水庫之藻類以藍綠藻類的顫藻屬 (*Oscillatoria*)、棋盤藻屬 (*Merismopedia*)、螺旋藻 (*Spirulina platensis*) (圖 3.10.4-1)、裸藻類的眼蟲 (*Euglena*)、扁裸藻 (*Phacus*)、隱藻類之 *Cryptomonas* 和 *Chroomonas*、矽藻類的 *Cyclotella meneghiniana* 等為優勢，其它如 *Oocystis*、*Nitzschia palea*、*Scenedesmus* spp、*Peridinium umbolatum*、*P. bipes*、*Kischneriella* sp.等，都是顯示水中受嚴重有機污染，屬於 -中腐水度。此外，水中也有多種的微囊藻 (*Microcystis* spp.)，也有微囊藻毒(microcystins)之問題。

長年此水庫之水質屬於超優養級，由藻類相也反映一致的現象。其源由與有機污染密切相關。

### 3.10.5 水庫內外部負荷推估

同 3.2.5 節所敘述估計底泥釋出量之方法，假設鳳山水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧 (<2 mg/L) 接近無氧狀態，推算磷內部負荷如表 3.10.5-1，約為 241-1,059 kg/yr，並參考成大之本計畫南區座談會會議資料提供之數據計算外部

負荷。外部負荷包含點源及非點源部分，點源部分主要為家庭污水，藉由水庫所在行政區人口數乘上 0.73 kg TP/c-yr，流達率以 0.1 計算。至於非點源則由集水區土地利用乘上輸出係數，最後可得外部負荷之總和。因此由以上計算可得外部負荷佔總量之 99.9-100%。



圖 3.10.4-1 有機污染的超優養化水庫常出現螺旋藻(*Spirulina platensis*) (940426 水質採樣分析)

表 3.10.5-1 鳳山水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋出量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面 積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			1,365,000	99.9-100
內部負荷	好氧態：0.08-0.25	74.9	241-1,059	0.0-0.1
	厭氧態：0.18-1.9			
合計			1,365,241-1,366,059	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

## 3.11 澄清湖水庫

### 3.11.1 水庫基本資料

澄清湖水庫(見圖 3.11.1-1)位於高雄縣烏松鄉，主流為高屏溪，湖東西寬 1500 公尺，南北長 1700 公尺，平均水深 3~4 公尺。水源來自高屏溪水及地下伏流，供應大高雄地區的民生用水。澄清湖水庫為一離槽水庫，民國 31 年完工後由高屏溪曹公圳引水，目前改由大樹攔河堰引水。管理單位為台灣省自來水公司第七區管理處。附表 1 為澄清湖水庫基本資料概況。



圖 3.11.1-1 澄清湖水庫(940426 拍攝)

### 3.11.2 水庫之入流量

圖 3.11.2-1 為澄清湖水庫 92~93 年水庫之入流量，由圖中可發現，其日入流量均低於 6 cms。

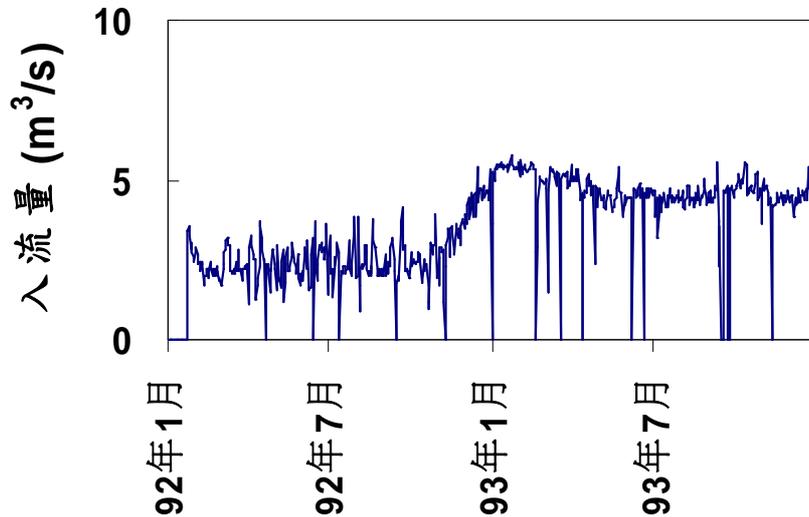


圖 3.11.2-1 澄清湖水庫 92~93 年水庫之入流量

### 3.11.3 水質監測結果

環保署於澄清湖水庫內設置四個水質監測站(編號 2181、2182、2183、2184 站)，如圖 3.11.3-1 所示。在編號 2182 站水質採樣位置包括表、底層，其餘三站只做表層採樣，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.11.3-2 為澄清湖水庫 82~93 年卡爾森優養指數，歷年的 CTSI 值皆高於 50，但近三年來 CTSI 值有下降趨勢，與鳳山水庫一樣，為優養最嚴重水庫之一。圖 3.11.3-3 為澄清湖水庫 82~93 年表水域水質監測結果。因承受工業廢水，總磷甚至高達 700  $\mu\text{g/L}$ ；葉綠素 a 高達 90  $\mu\text{g/L}$ ；透明度大約在 1.5 公尺以下，氨氮大致低於 2 mg/L；亞硝酸氮和硝酸氮均低於 4 mg/L；懸浮固體之濃度則大致低於 25 mg/L；表、底層溶氧則大致介於 4-12 mg/L 之間。



圖 3.11.3-1 澄清湖水庫水質監測站

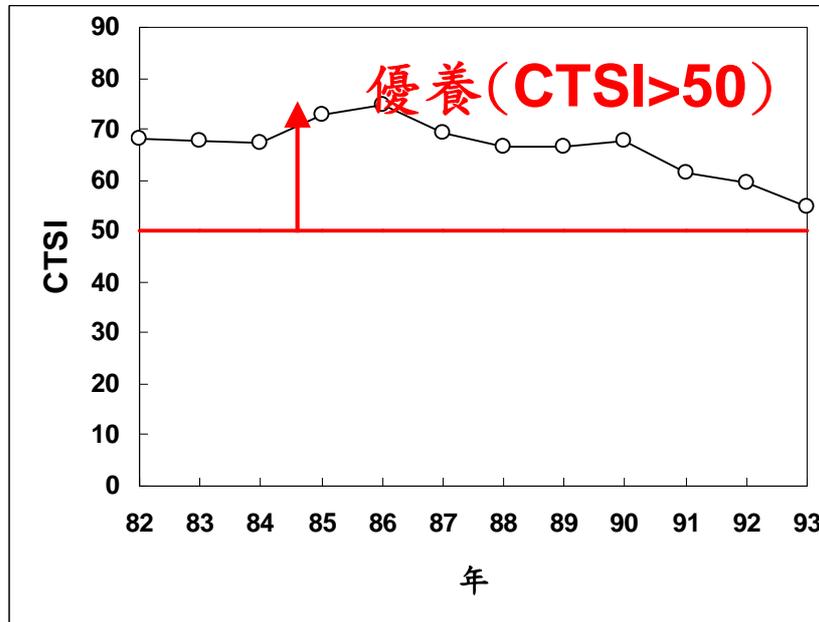


圖 3.11.3-2 澄清湖水庫 82~93 年卡爾森優養指數

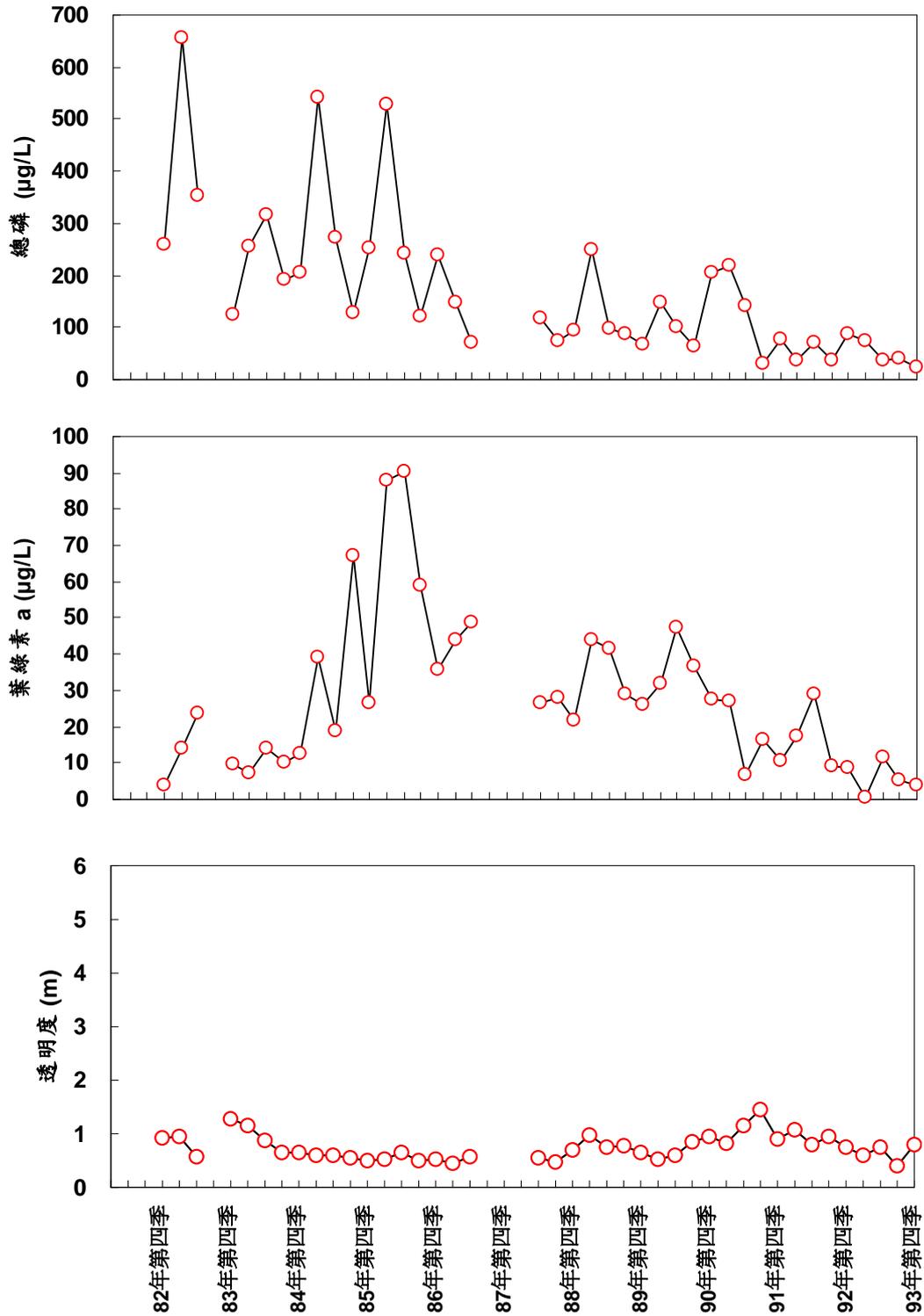


圖 3.11.3-3 澄清湖水庫 82~93 年表水域水質監測結果

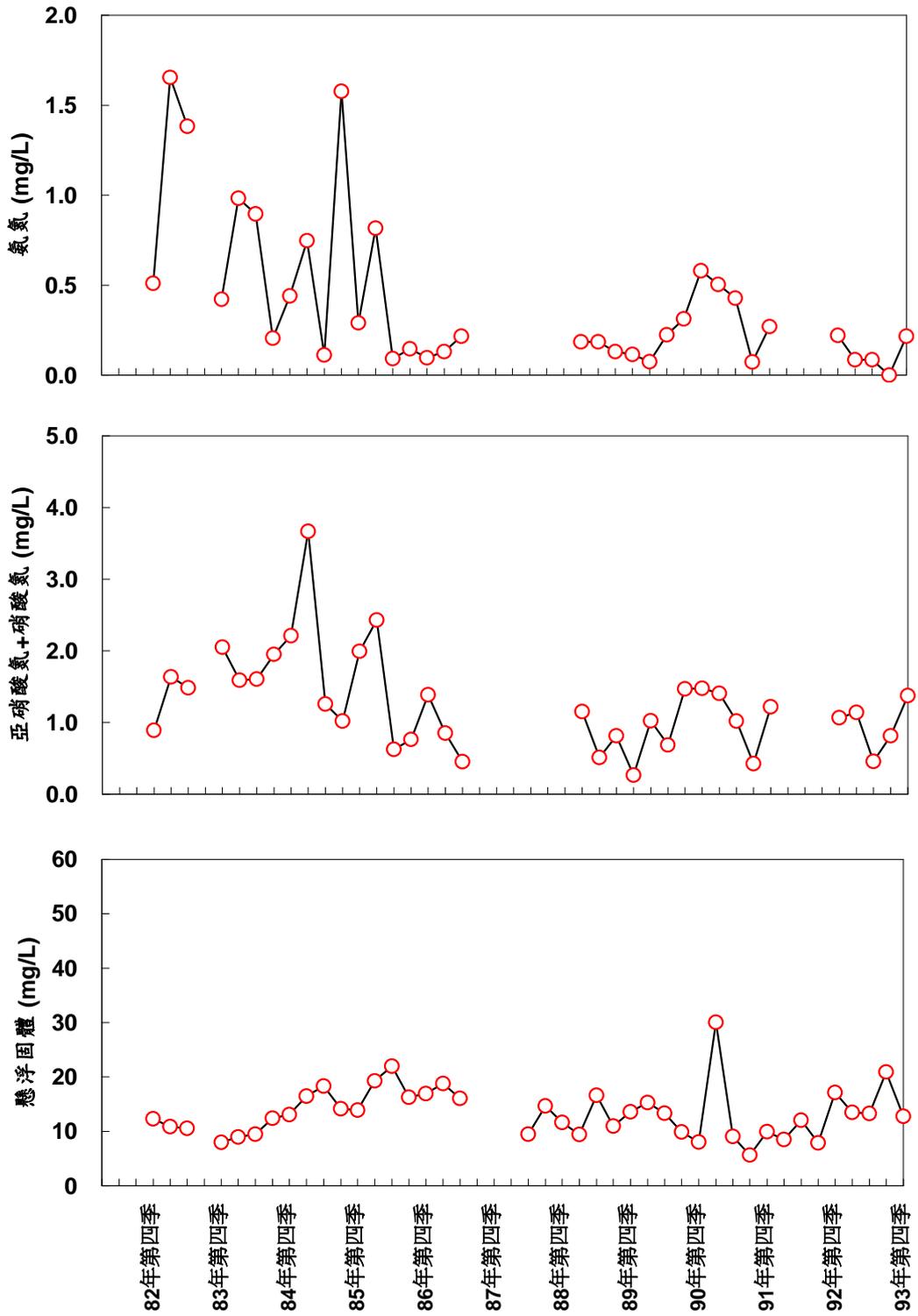


圖 3.11.3-3 澄清湖水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

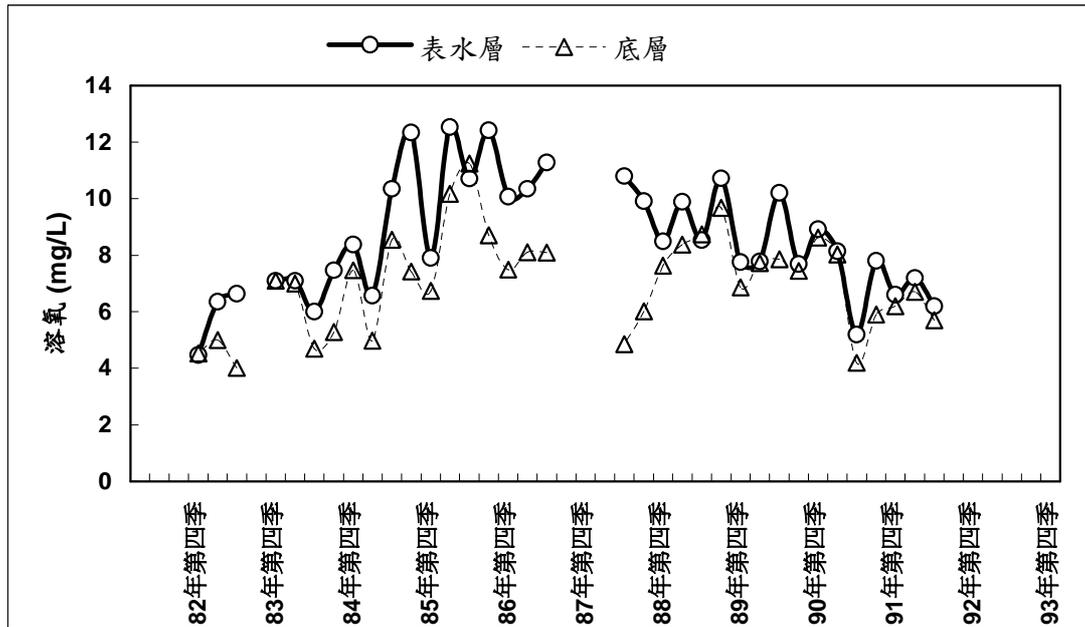


圖 3.11.3-3 澄清湖水庫 82~93 年表水域水質監測結果(續)

### 3.11.4 水庫之藻類相

澄清湖水庫有較多的藻類相資料可供參考，歷年出現之藻類相相似。四月間勘查時出現之藻類以 *Nitzschia palea*、*Cyclotella meneghiniana*、*Microcystis* spp.、*Scenedesmus quadricauda*、*Oscillatoria* spp.、*Aulacoseira granulata*、*Pediastrum simplex*、*Closterium* sp. 為優勢，與過去之記錄資料相似，都是顯示為已受相當污染之水質所出現之藻類。此外，這些藻種也反映水中係受有機污染，尤其顫藻 (*Oscillatoria*) 種類相當多，是一種典型的指標現象。

### 3.11.5 水庫內外部負荷推估

同 3.2.5 節所敘述估計底泥釋出量之方法，假設澄清湖水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧 (<2 mg/L) 接近無氧狀態，推算磷內部負荷如表 3.11.5-1，約為 332-1,456 kg/yr。

外部負荷集水區方面參考成大之本計畫南區座談會會議資料提供之數據，所得結果集水區部份為 913 kg/yr。而高屏溪部分，計算方法同 3.2.5，由高屏大橋測站之水質資料及澄清湖入流量計算，所得結果為 60,834 kg/yr。將集水區與

高屏溪之外部負荷相加，最後可得外部負荷之總和為 61,747 kg/yr。

表 3.11.5-1 澄清湖水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋出量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			61,747	97.7-99.5
內部負荷	好氧態 : 0.08-0.25	103	332-1,456	0.5-2.3
	厭氧態 : 0.18-1.9			
合計			62,079-63,203	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

## 3.12 牡丹水庫

### 3.12.1 水庫基本資料

牡丹水庫(見圖 3.12.1-1)位於屏東縣牡丹鄉四重溪支流汝仍溪與牡丹溪會合處，為流域內唯一水庫，主要用途為灌溉與給水。牡丹水庫溢洪道採閘門控制式，有別於自由溢流式者。管理單位為水利署南區水資源局。附表 1 為牡丹水庫基本資料概況。

圖 3.12.1-2 為牡丹水庫集水區土地利用型態分佈圖。本區之土地利用分為：闊葉林、果園、水田、建築區、崩塌地、水體等，其中以闊葉林及果園所佔面積最大。



圖 3.12.1-1 牡丹水庫(940426 拍攝)

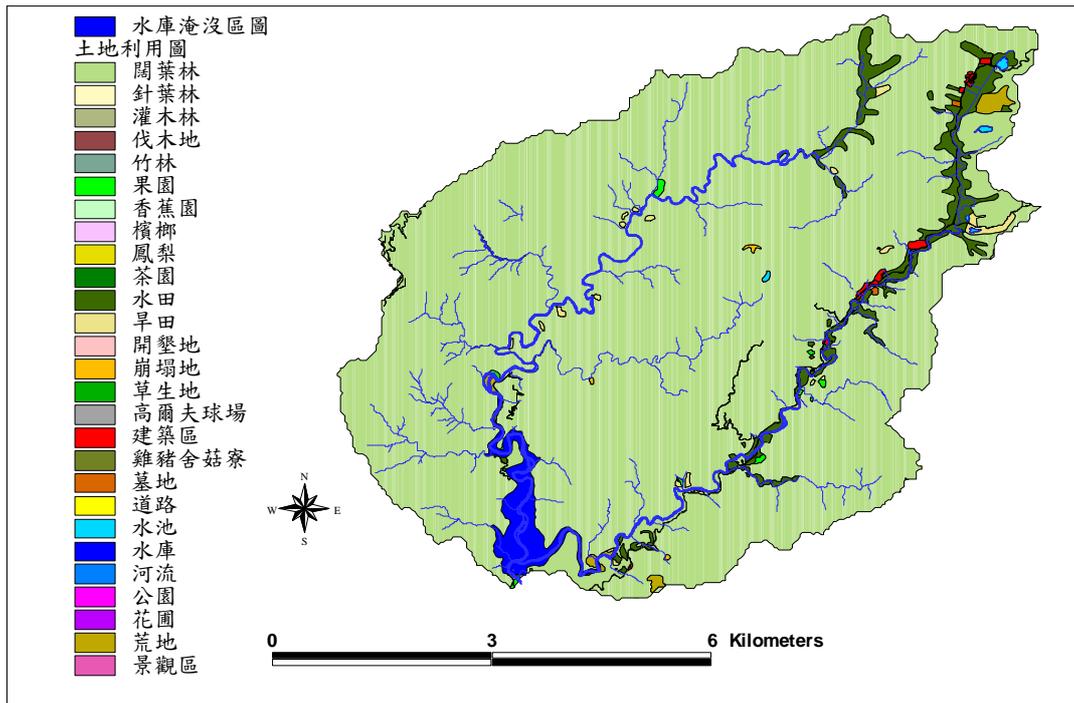


圖 3.12.1-2 牡丹水庫集水區土地利用型態分佈

### 3.12.2 水庫之入流量

圖 3.12.2-1 為牡丹水庫 92~93 年水庫之入流量，92 年、93 年下半年 6 發生多次暴雨事件，其最大入流量高達 200 cms，枯水季則連續多月無入流量記錄。

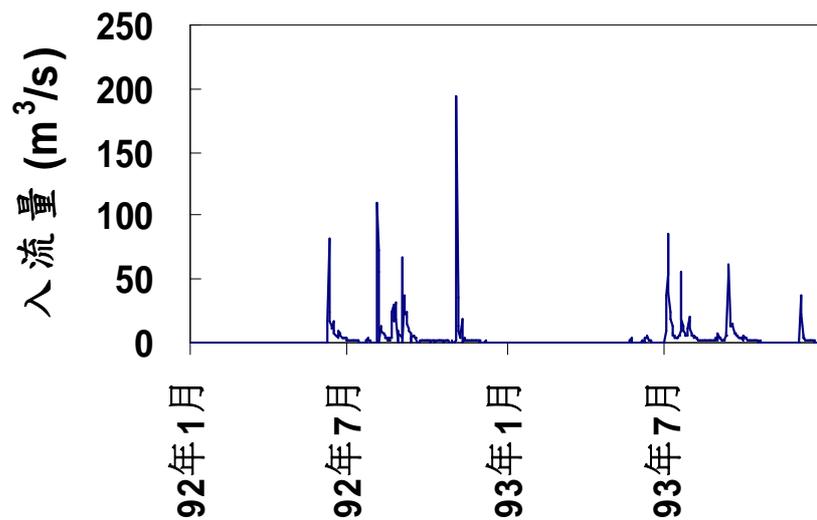


圖 3.12.2-1 牡丹水庫 92~93 年水庫之入流量

### 3.12.3 水質監測結果

環保署於牡丹水庫內設置四個水質監測站(編號 2189、2190、2191 站)，如圖 3.12.3-1 所示。3 站水質採樣位置均包括表、底層，每季採樣一次進行水質分析。圖 3.12.3-2 為牡丹水庫 89~93 年卡爾森優養指數，歷年的 CTSI 值約在 50 上下。圖 3.12.3-3 為牡丹水庫 88~93 年表水域水質監測結果。總磷大約介於 10 至 40  $\mu\text{g/L}$  之間；葉綠素 a 大致低於 20  $\mu\text{g/L}$ ；透明度大約在 0.2 至 2 公尺之間；氨氮大致低於 0.2 mg/L；亞硝酸氮和硝酸氮均低於 1 mg/L；懸浮固體大致低於 10 mg/L，符合甲類水體之標準；表層溶氧則大致維持於 6 至 10 mg/L 之間，底層溶氧則大致維持於 4 至 8mg/L 之間。



圖 3.12.3-1 牡丹水庫水質監測站

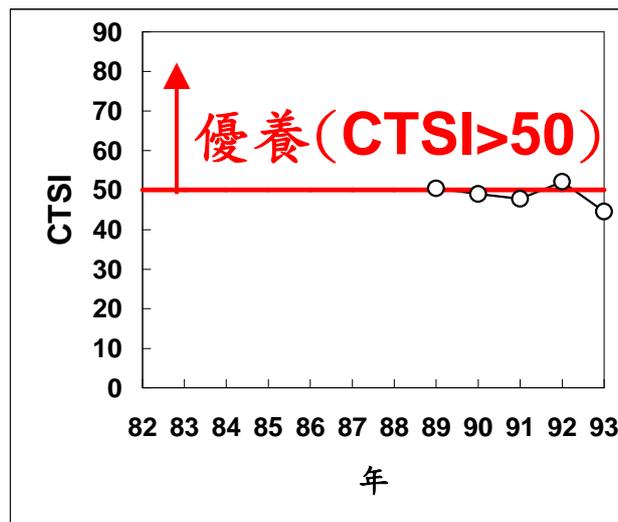


圖 3.12.3-2 牡丹水庫 89~93 年卡爾森優養指數

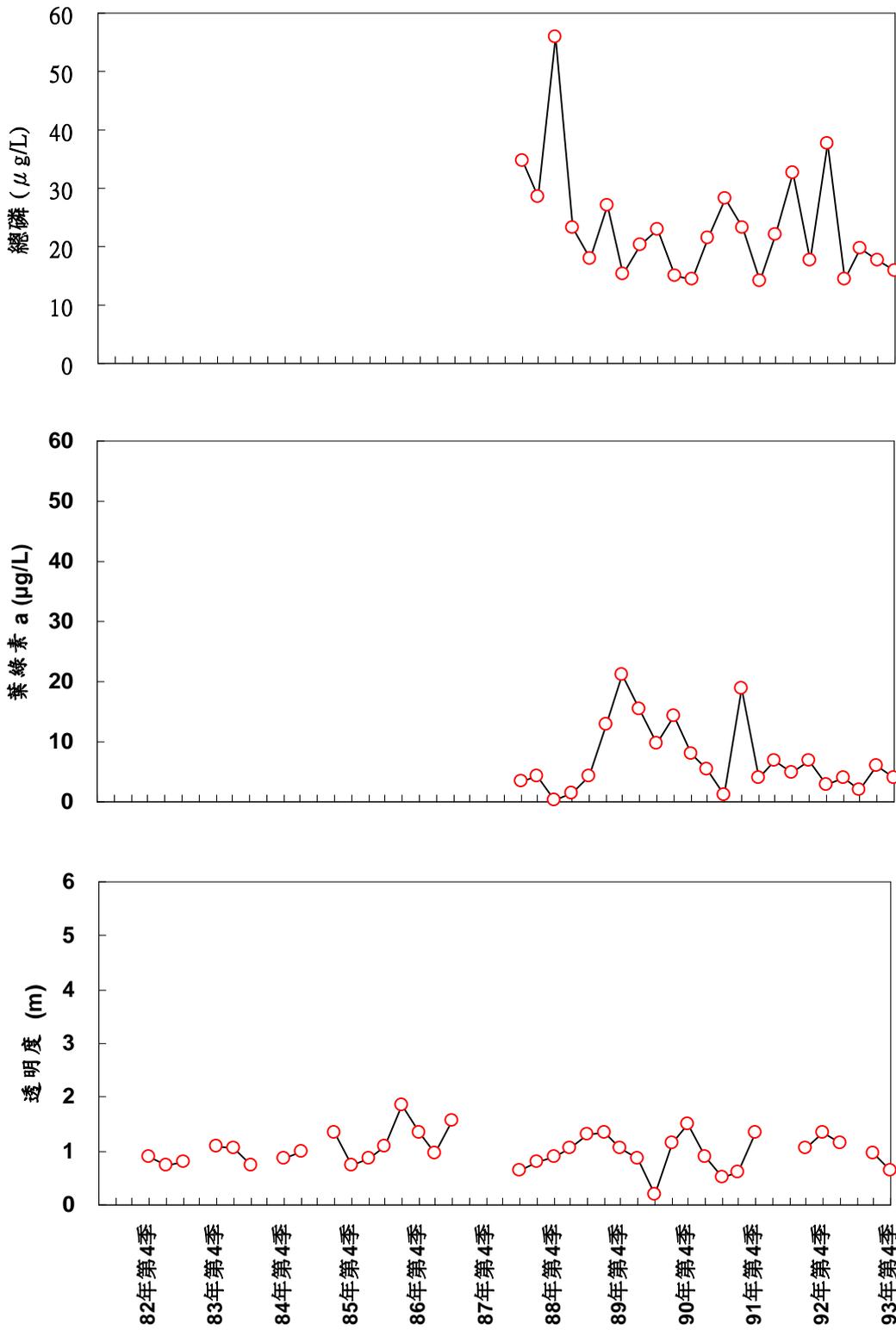


圖 3.12.3-3 牡丹水庫 88~93 年表水域水質監測結果



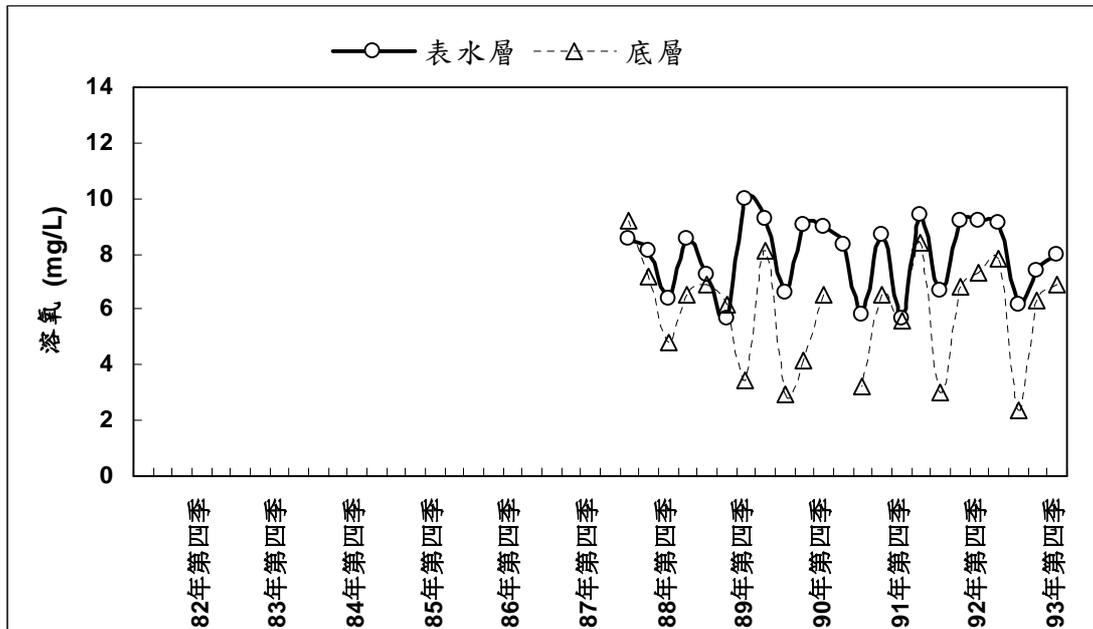


圖 3.12.3-3 牡丹水庫 88~93 年表水域水質監測結果(續)

### 3.12.4 水庫之藻類相

郭等人(2003)曾對牡丹水庫作過藻類相調查，對於水庫中出現之藻種與分佈有詳細資料。大致而言，近牡丹溪入流處之藻類腐水度指數較高，平均為 1.74，比近大壩之採樣點之 1.68，及近汝仍溪入流處的 1.64 略高，顯示該處受較多的有機污染，即牡丹溪帶來較多的污染，汝仍溪的污染較少。

牡丹水庫也出現微囊藻(*Microcystis* spp.)，係有機污染所引起的現象。其它出現的藻種較優勢為綠藻類的 *Pediastrum simplex*、*Eutetramorus fottii*、*Oocystis parva*、*Coelastrum reticulatum*、*Staurastrum* sp.(圖 3.12.4-1)、*Spharocystis* sp.，甲藻類的 *Peridinium bipes*、*Peridinium umbolatum*、*Ceratium hirundiella* 及藍綠藻類的 *Oscillatoria* sp.、*Chroococcus* sp. 和 *Anabaena* sp.等。這些藻種的出現顯示此水庫為輕度~中度優養化水域。

### 3.12.5 水庫內外部負荷推估

同 3.2.5 節所敘述估計底泥釋出量之方法，假設牡丹水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(<2 mg/L)接近無氧狀態，推算磷內部負荷如表 3.12.5-1，約為

457-2,008 kg/yr，並參考成大之本計畫南區座談會會議資料提供之數據計算外部負荷。外部負荷包含點源及非點源部分，點源部分主要為家庭污水，藉由水庫所在行政區人口數乘上 0.73 kg TP/c-yr，流達率以 0.1 計算。至於非點源則由集水區土地利用乘上輸出係數，最後可得外部負荷之總和。因此由以上計算可得外部負荷佔總量之 57.2-85.4%。



3.12.4-1 角星鼓藻(*Staurastrum* sp.)在優養化的水庫出現，是指標藻種。  
(940426 水質採樣分析)

表 3.12.5-1 牡丹水庫總磷之內外部負荷比例推估

	底泥總磷釋放量 μg/cm <sup>2</sup> /day	滿水域面積 ×10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>	總磷 (TP) kg/yr	比例 % of total
外部負荷			2,684	57.2-85.4
	好氧態：0.08-0.25			
內部負荷	厭氧態：0.18-1.9	142	457-2,008	14.6-42.8
合計			3,141-4,692	100

註：假設水庫底層水一年有 1 個月處於低溶氧(< 2 mg/L)接近無氧狀態，據以推算磷內部負荷

## 3.13 11 座水庫優養限制因子及底泥調查概況

## 3.13.1 11 座水庫優養限制因子

根據溫等人(民國 84 年)及張等人(民國 87 年)之研究結果，本計畫所執行之 11 座水庫之優養限制因子，整理如表 3.13.1-1 所示。除永和山水庫磷為水庫優養限制因子，新山、明德、鯉魚潭及白河水庫則為氮，仁義潭、蘭潭、鳳山及澄清湖水庫因為離槽水庫，優養限制因子尚待確認。

表 3.13.1-1 11 座水庫優養限制因子

項目 水庫	優養限制因子		說明
	磷	氮	
新山水庫		√	張等人(民國 87 年)，以雷達圖判析，總氮為水庫優養限制因子。
永和山水庫	√		張等人(民國 87 年)，以雷達圖判析，總磷為水庫優養限制因子。
明德水庫		√	張等人(民國 87 年)，以雷達圖判析，總氮為水庫優養限制因子。
鯉魚潭水庫		√	張等人(民國 87 年)，以雷達圖判析，總氮為水庫優養限制因子。
仁義潭水庫	—	—	張等人(民國 87 年)，以雷達圖判析，總氮含量偏高。
蘭潭水庫	—	—	張等人(民國 87 年)，以雷達圖判析，氮、磷營養鹽之含量均高。
白河水庫		√	張等人(民國 87 年)，以雷達圖判析，總氮為水庫優養限制因子。
鏡面水庫	—	—	
鳳山水庫	—	—	溫等人(民國 84 年)，由於進流水含有高濃度氮、磷，因此營養鹽不為鳳山水庫藻類生長限制因子。
澄清湖水庫	—	—	溫等人(民國 84 年)，水庫水質優養問題除改善高屏溪水質之治本方法外，必須另尋改善策略。
牡丹水庫	—	—	

資料來源：

1. 張穗蘋、吳俊宗、陳伯中，水庫監測與集水區污染防制規劃，民國 87 年 6 月。

2. 溫清光、高銘木、郭文健、黃家勤、楊磊、劉仲康、鄭幸雄，鳳山水庫曝氣工程效益評估，民國 84 年 2 月。
3. 溫清光、高銘木、郭文健、莊淑滿、張穗蘋、黃家勤、楊磊、鄭幸雄，澄清湖曝氣工程效益評估，民國 84 年 2 月。

### 3.13.2 11 座水庫底泥調查概況

根據吳等人(民國 80 年)、曾等人(民國 84 年)、溫等人(民國 84 年)及郭等人(民國 92 年)之研究結果，本計畫所執行之 11 座水庫之底泥調查概況，整理如表 3.13.1-2 所示。在 11 座水庫中，蘭潭、鳳山、澄清湖及牡丹水庫曾有過底泥調查資料，其餘水庫則無任何底泥調查資料。

表 3.13.2-1 11 座水庫底泥調查概況

項目 水庫	底泥調查		說明
	有	無	
新山水庫		√	
永和山水庫		√	
明德水庫		√	
鯉魚潭水庫		√	
仁義潭水庫		√	
蘭潭水庫	√		曾等人(民國 84 年)
白河水庫		√	
鏡面水庫		√	
鳳山水庫	√		吳等人(民國 80 年) 溫等人(民國 84 年)
澄清湖水庫	√		吳等人(民國 80 年) 溫等人(民國 84 年)
牡丹水庫	√		郭等人(民國 92 年)

資料來源：

1. 曾四恭、吳先琪、吳俊宗，蘭潭水庫曝氣工程效益評估，台灣大學環境工程學研究

所執行，台灣省自來水公司委託，民國 84 年 1 月。

2. 吳先琪、朱惟君、陳世裕，甘泉計畫(I)水庫水質維護大型計畫—子計畫(三)：水庫中磷的質量平衡及控制策略研究(第二年)，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 80 年 6 月。
3. 溫清光、高銘木、郭文健、黃家勤、楊磊、劉仲康、鄭幸雄，鳳山水庫曝氣工程效益評估，民國 84 年 2 月。
4. 溫清光、高銘木、郭文健、莊淑滿、張穗蘋、黃家勤、楊磊、鄭幸雄，澄清湖曝氣工程效益評估，民國 84 年 2 月。
5. 郭振泰、郭文健、吳俊宗、張穗蘋、黃益助，龍梧生、柳文成，牡丹水庫水質調查及改善計畫，財團法人新環境基金會執行，經濟部南區水資源局委託，民國 92 年 12 月。

## 參考文獻

1. 環保署，環境水質監測年報－水庫水質篇，民國 93 年 10 月。
2. 環保署，環境水質監測年報－水庫水質篇，民國 92 年 11 月。
3. 環保署環境資料庫網站，<http://edb.epa.gov.tw/>。
4. 張穗蘋、吳俊宗、陳伯中，水庫監測與集水區污染防制規劃，民國 87 年 6 月。
5. 溫清光、高銘木、郭文健、黃家勤、楊磊、劉仲康、鄭幸雄，鳳山水庫曝氣工程效益評估，民國 84 年 2 月。
6. 溫清光、高銘木、郭文健、莊淑滿、張穗蘋、黃家勤、楊磊、鄭幸雄，澄清湖曝氣工程效益評估，民國 84 年 2 月。
7. 曾四恭、吳先琪、吳俊宗，蘭潭水庫曝氣工程效益評估，台灣大學環境工程學研究所執行，台灣省自來水公司委託，民國 84 年 1 月。
8. 吳先琪、朱惟君、陳世裕，甘泉計畫(I)水庫水質維護大型計畫－子計畫(三)：水庫中磷的質量平衡及控制策略研究(第二年)，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 80 年 6 月。
9. 溫清光、高銘木、郭文健、黃家勤、楊磊、劉仲康、鄭幸雄，鳳山水庫曝氣工程效益評估，民國 84 年 2 月。
10. 溫清光、高銘木、郭文健、莊淑滿、張穗蘋、黃家勤、楊磊、鄭幸雄，澄清湖曝氣工程效益評估，民國 84 年 2 月。
11. 郭振泰、郭文健、吳俊宗、張穗蘋、黃益助，龍梧生、柳文成，牡丹水庫水質調查及改善計畫，財團法人新環境基金會執行，經濟部南區水資源局委託，民國 92 年 12 月。

## 第四章 水庫庫區優養化治理

保護及恢復水庫生態健全的首要工作是防治過多的營養。水庫與河川不同之處是這些營養鹽、污染物與泥沙等會累積在水庫中，無法隨水排除。而更有甚者，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，仍會引發持續之優養問題。

復育優養的湖泊水庫是一件困難的事。Hasler(1947 in Cooke et al. (1993)) 曾說：『目前為止尚無方法能倒轉優養的程序』。優養水庫水質改善策略可由兩方面考慮，一為控制營養鹽來源，一為控制藻類生長。包括水庫集水區外部營養鹽負荷量削減、水庫內部底泥營養鹽負荷量控制、水庫內抑制藻類生長、底部供氧曝氣等措施。表 4-1 為常用之各種水庫湖泊治理方案(駱等，民 81 年；Cooke et al., 1993)。

有關水庫優養控制策略研究的報告已相當多(駱等，民 82 年；張等，民 84 年；郭等，民 87 至 89 年；行政院環保署，民 89 年；經濟部水資局，民 89 及 90 年；台北水源特定區管理委員會，民 90 年)。國內曾經考慮以曝氣及底泥抽淤方式來整治水庫者有澄清湖、蘭潭、寶山、永和山水庫等(郭等，民 79 年；開元工程顧問公司，民 80、81 年)。這些水庫均面臨水質嚴重優養化問題，需要加速整治。澄清湖及蘭潭水庫已採用過曝氣方式進行水質改善。蘭潭水庫水深較深，約 20 公尺。過去常發生冬季翻轉，使水質在一夜之間惡化。經過曝氣增加內部水循環能力後，水質已有明顯改善。澄清湖水庫較淺，因底泥淤積及釋放營養鹽量較多，外部污染也不易控制，故曝氣效果不甚理想，近年已考慮底泥清除方式改善。大陸許多淺形湖泊也面臨水質優養化問題，其中，有相當數量湖泊惡化是來自底泥營養鹽或還原性物質的釋出，例如江蘇太湖、雲南滇池及杭州西湖等。西湖整治即採用底泥抽淤方式，成效尚佳。

美國 EPA 曾推動一項『清潔水庫計畫(Clean Lake Program, CLP)』進行一系列工作及出版『水庫管理』及『水庫復育指引』等手冊。加拿大及歐洲各國也都進行過許多水庫復育之大規模試驗工作。

表 4-1 各種水庫湖泊治理方案

名稱	整治方法
1.進水截流(Diversion)	將富營養化之水引開，使不進入水體中。
2.稀釋/沖洗(Dilution/Flushing)	將不含(或含微量)營養之水引入，使整個水體營養程度降低；或將富營養之水抽出，以地下水補注稀釋。
3.加深(Deepening)	針對較淺水體，由於風浪關係使底泥揚起擾動，會釋放營養物質。可提高水面或濬深以增加水層高度避免此種現象。
4.底泥清除(Dredging)	由於底泥是內在營養來源，湖泊水庫隨著年代久遠亦越營養。故將表層底泥清除可降低營養鹽循環利用能力。
5.放乾(Drawdown)	此方法可使底泥直接與空氣接觸，加速某些營養物分解對含高量有機質之底泥效果佳，並使底泥自然壓縮，利於清除。
6.底層水抽出(Hypolimnetic withdrawal)	將底層富營養及缺氧水直接排放，可降低整個水體中營養物質平均濃度。
7.湖底封覆(Lake bottom sealing)	將底泥與水層界面隔絕，使由底泥釋出營養無法到達水層。通常使用飛灰、黏土、沸石、或金屬氧化物。
8.化學處理(Chemical treatment)	加藥如明礬、鐵鹽、碳酸鹽固磷，使營養沉澱，或使生物利用性降低。殺藻劑不被視為一種控制方式，因短期內大量藻類死亡，會使水質急遽惡化。分解後其營養成份依然出現於水體中。
9.棲息環境改變(Habitat manipulation)	利用對藻類生長環境改變降低其生產力，如添加活性碳或飛灰於水表，減少陽光入射等。
10.破壞分層與再曝氣(Destratification and reaeration)	以人為少量動力強制水體上下循環流動方式改善，提升水中溶氧使產生化學氧化及生物分解作用，以及抑制底泥營養鹽的釋出。
11.生物體收集(Biomass harvesting)	將優養化水體中的水生物體包括藻類、大型植物體、魚類等移除，減輕營養程度。
12.生物控制(Biological controls)	雖無法使水體營養程度降低，但可將產生問題之物種加以控制，例如放養以藻類為食的魚類等。

## 4.1 水庫庫區營養鹽去除策略

### 4.1.1 水庫營養鹽狀況之診斷

要成功削減水庫庫去內營養鹽的量，必須要有完整的調查與診斷，除了集水區的特性及長期連續的進流水質水量的資料外，需有水庫內之物理化學參數之連續時空分布，適當之水文及地化模式及經過校正之營養鹽預測模式，水庫生態之評估及預測。事實上，充分的瞭解自然是保護自然的第一步。沒有適當調查與診斷，維護改善的工作有時候不但失去功效，甚至適得其反。

### 4.1.2 截斷外部營養來源

優養的主因基本上是營養鹽的濃度過高，因此水庫管理的第一步就是儘可能截斷外部營養來源，而且這也是相對來說成本低而效益高的最有效方案。由於此部份工作已有本署其他計畫負責，本研究不再重複此部份之工作。

### 4.1.3 底泥磷的穩定化

底泥磷造成的內部負荷是相當重要，尤其是沉積量大且水淺的水庫，甚至是最重要的磷來源。在水中施用鋁鹽，令生成之氫氧化鋁膠羽沉降覆蓋於底泥表面，形成一毯子狀的阻絕層，可以有效阻止磷釋出。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，令生成之鐵離子與磷酸形成穩定之化合物也屬此法(Cooke et al., 1993)。

### 4.1.4 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，且為治標之方法而非治本。應用此方法之例子很少，較常用在控制大行水生植物(Straškraba, 1999; Mitsch and Jørgensen, 2004)。

美國威士康辛州 Marion Millpond 的例子：在十公頃的湖底以聚乙烯布覆蓋，再加上 7 至 15 cm 砂石。估計材料費為每公頃美金 81 元。施工後三年水體

仍然為藻類所困，七年後大型水生植物又在長滿(Cooke et al., 1993)。

加拿大英屬哥倫比亞 Skaha Lake 的例子：0.43 公頃湖底以聚乙烯布覆蓋後加上砂袋及一層 1 cm 的砂石。施工後對大型植物生長可以控制，但是塑膠布會被風浪移動位置。處理材料成本約為每公頃美金 2491 元，總工程費每公頃約為美金 12558 元(Cooke et al., 1993)。

其他的例子如表 4.1.4-1

表 4.1.4-1 加拿大英屬哥倫比亞幾個湖底隔絕處理的例子  
(Cooke et al., 1993)

所在地	估計成本	處理面積 (公頃)	單價 (美金/公頃)
Kalamalka/Swalwell L.	\$61,000	1.6	\$38,250
Shuswap/Mara L. <sup>a</sup>	\$125,800	3.4	\$37,400
Cultus L.	\$2,380	0.1	\$23,800
Long/Brannen/Diver L.	\$17,000	1.1	\$15,300

a: 包括設置 2.1 公頃及去除 1.3 公頃底部組覺物。

#### 4.1.5 用水稀釋

當外部或內部營養源無法降低時，用營養鹽濃度很低之水置換或稀釋水庫的水可以將營養鹽濃度降低，甚至將藻華沖走。其原理可用下式表示：

$$C_t = C_i + (C_o - C_i)e^{-\rho t}$$

其中  $C_t$ 、 $C_i$ 、 $C_o$  分別為水庫中、進流水及庫內初始之營養鹽濃度， $\rho$  為水體之交換率。此法需要大量額外的水源，因此不適合在大型水庫中應用。

美國 Moses Lake 的例子：該湖引進 Columbia River 的水，使湖內流量很低的其中一臂(arm)水質顯著改善。此湖中各區水交換率及水質的變化見表 4.1.5-1。

表 4.1.5-1 Moses 湖中各部分 4 月至 9 月的稀釋率變化及 5 月至 9 月平均水質之變化

庫區域/年	稀釋率 (%/天)	總磷 (mg/L)	溶解性反應性磷 (mg/L)	葉綠素 a (mg/L)	沙其盤深度 (m)
Parker Horn					
1969-1970	1.6	152	28	71	0.6
1977-1979	7.8	68	15	26	1.3
1986-1988	8.0	47	6	21	1.5
South Lake					
1969-1970	1.1	156	48	42	1.0
1977-1979	3.5	86	35	21	1.7
1986-1988	3.6	41	7	12	1.7
Pelican Horn					
1969-1970	0.0	920	634	48	0.40
1977-1979	0.0	624	441	39	0.45
1986-1988	0.0	77	6	12	0.65

#### 4.1.6 抽排下層水

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的排除、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，如此可將營養高的底層水排除，使得擴散進入上層的磷減少；同時也可以縮短底層水的停留時間，減少氧氣耗盡的機會。抽除下層水可以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果。

抽排的裝置是一虹吸管，其一邊開口在水庫底層，大約距離底部一至二公尺處，另一邊開口在水壩外的且在水位線以下。自底層適量的抽水不會破壞水體的分層，但是要注意排出之水的水質可能較上層水差，在利用做為發電或自來水水源前，可能要有適當之曝氣，以保持其好氧狀態(圖 4.1.6-1, Cooke et al.(1993))。

Cooke et al. (1993)曾統計 18 座裝設底層抽排設施之水庫(見表 4.1.6-1)，絕大多在五年內都可以看到顯著的改善效果。在這些例子裡，其中美國的柏林吉湖(41 公頃，抽水量 3.4 m<sup>3</sup>/min)之建造費為美金 304,000 元；瓦拉莫格湖(287 公頃，抽水量 6.3 m<sup>3</sup>/min)之建造費僅美金 45,000 元。

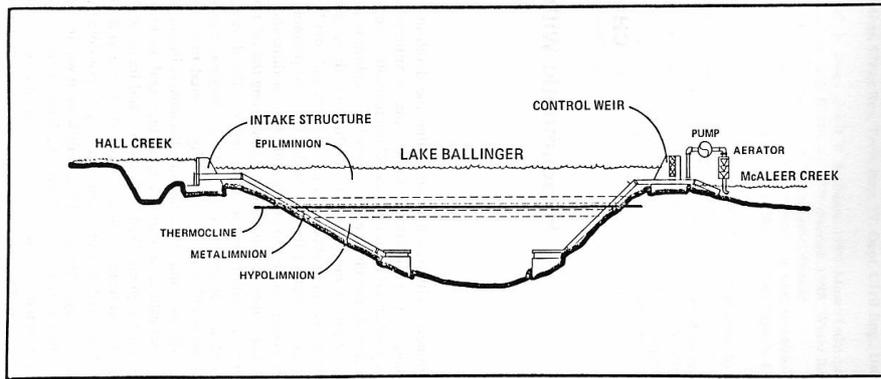


圖 4.1.6-1 水庫抽排下層水之裝置圖(Cooke et al., 1993)

表 4.1.6-1 湖泊以底層抽水改善水質的案例

湖庫名稱	集水區面積 (10 <sup>3</sup> m <sup>2</sup> )	水庫面積 (10 <sup>3</sup> m <sup>2</sup> )	水庫體積 (10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> )	水停留時間 (yr)	平均深度 (m)	最大深度 (m)
Ballinger, 美國	11,720	405	1,838	0.26	4.5	10.0
Bled, 南斯拉夫	NA	1,438	25,690	3.6	17.9	30.2
Burgaschi, 瑞士	3,190	192	2,483	1.4	12.9	32.0
Germundener Maar, 德國	430	75	1,330	8.0	17.7	39.0
Hecht, 奧地利	2,221	263	6,428	2.8	24.4	56.5
Kleiner, Montiggler, 義大利	1252	52	518	NA	9.9	14.8
Klopeiner, 奧地利	NA	1,106	24,975	1.5	22.6	48.0
Kortowo, 波蘭	NA	901	5,293	NA	5.9	17.2
Kraiger, 奧地利	NA	51	245	2.0	4.8	10.0
Mauen, 瑞士	4,300	510	1,989	0.6	3.9	6.8
Meerfelder Maar, 德國	1,270	248	2,270	4.5	9.2	18.0
de Paladru, 法國	48,000	3,900	97,000	4.0	25.0	35.0
Piburger, 奧地利	2,640	134	1,835	1.9	13.7	24.6
Reither, 奧地利	NA	15	67	0.3	4.5	8.2
Stubengerg, 奧地利	NA	450	NA	NA	NA	8.0
Waramaug, 美國	37,000	2,866	24,758	0.8	8.6	12.8
Wiler, 瑞士	257	31	325	1.0	10.0	20.5
Wononscopomuc, 美國	5,994	1,400	15,500	4.0	11.1	32.9

#### 4.1.7 調控取水深度

實際說起來水庫取水是排除營養鹽的唯一機制，所以如果能選擇磷濃度最高的時間及深度排除之，可以有效的減少水庫磷的總蓄積量。例如上游進流水通常比水庫原有的水含有更多的磷，所以掌握入流水潛入庫水的深度，儘量開啟最靠近該層的取水口，可以使磷尚未被利用或沉降到底泥前，將其排除。要做到取水深度的最佳化，必須對取水口處水質的垂直分布能即時監控，以及流況的正確模擬。此方法除了增設監測設備外，不需增加其他設施即可進行，是最經濟有效的方法。

#### 4.1.8 強制循環

用攪拌或曝氣等方法強制庫水循環，破壞水庫的溫度分層，可以改善缺氧的狀況，同時降低水中的鐵錳含量。甚而將藻類送進入底層缺少光線的水體，可以克制藍綠細菌的大量繁殖。利用深層曝氣可以達到強制混合的目的。圖 4.1.8-1 為四種深層曝氣的方法。此方法頗適用於小型的水庫，但是由於動力需求太大，且會使原本水質相當好的水體變得較差，可能不適合大型水庫的環境條件。

打破分層以降低優養化的原理為：

1. 破壞分層使藻類無法一直停留在有光照的生長層，因而降低質量之增長。
2. 循環降低水的 pH 值，使最是生長的藻類由藍綠細菌變成毒性較低的綠藻類。
3. 循環使下層水溶氧提高，阻絕磷、鐵及錳的釋出。

美國地區在 1981 年前至少曾有 38 個水庫湖泊利用過，德國、瑞典、英國、加拿大、瑞士、澳洲及波蘭等國家也都有例子。在處理的效果上，以總磷為例，20 個例子中，反而增高的有 5 例，降低的有 6 例，無明顯變化的有 8 例，狀況不確定的有 1 例。對於 33 個案例中，藻類密度有 6 個上升，14 個下降，8 個沒有變化，5 個不確定(Pastoral et al., 1981, 1982, in Cooke et al., 1993)。

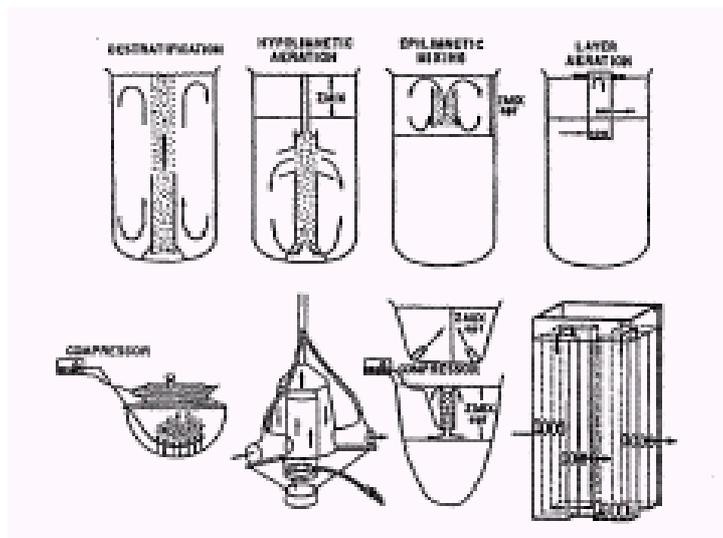


圖 4.1.8-1 四種深層水強制混合的方法  
圖上方是示意圖，下方是實際裝置(Straškraba, 1999)。

#### 4.1.9 利用食物鏈控制藻類

將捕食浮游生物之魚類捕捉或毒殺，可以讓浮游動物的數量增加，因而可以抑制藻類的數量。這種技術看似簡單，也不昂貴，但是由於對於生態系統所知仍有限，方法之不確定性很高，相關經驗也不充足，尚需進一步之研究。

#### 4.1.10 生態系統控制

這種方法與上一種方法很類似，但是是培養濾食藻類的魚蝦等，以生物方法減少藻類。此方法對於大型藻類相當經濟且有效，但是對浮游藻類則不十分一定，甚至有因營養循環反而造成藻類增生的疑慮。其實以往由於對於生態的結構瞭解不足，沒有足夠的知識營造健全的生態體系，也缺乏理論的基礎。近年來的研究正朝向對生態系統整體之瞭解，可以以生態的工法，建立健全的生態系統，而達到控制優養的目的。此方法仍有很多發展的空間。

#### 4.1.11 收穫藻類

此方法曾在大陸的一些水庫實施過，也有相當之效果，但是較適合大型之藻類如布袋蓮、浮萍等。

#### 4.1.12 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。其他的效果包括可以趁機會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。

#### 4.1.13 底泥移除

底泥移除有多重的效果，可以將營養鹽的內部來源大大降低，也可以增加水庫的容積，甚至移除有毒的底泥。實施底泥移除費用頗高且要注意抽出底泥的妥善廢棄問題。

#### 4.1.14 底層水曝氣

水庫底層水處於厭氧狀態時，磷的釋出量會大增。若是水庫深度大，上游進流水溫度要很低，才有機會進入底層將厭氧的底層水置換。因此，底層水曝氣可以改變底層水的厭氧狀態，阻止磷的釋出以及消除厭氧造成的不利環境，例如高濃度的氨、錳和鐵。

底層水曝氣通常不會擾動庫水的分層。底層冷水抽到水面，經過曝氣後再送回底層，如此可以改善底層水的厭氧狀態，也可以消除臭味產生的機會，可提昇做為自來水的原水品質。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。

底層曝氣有兩種主要方法，一是將水抽至水面，曝氣後再注回底層；一是直接在底層曝氣或空氣。揚水至水面的方法，可以在一個曝氣槽中用空氣曝氣。由於接觸時間短，氣體交換的效率可能會較差，可以用純氧來代替。

注氣揚水法之一是利用注氣泵將氣體注入一豎管的下端開口內部，同時因氣體的浮力將深層水帶到上層。待水接觸空氣後，水中氣泡散去，抽出之水由另一

豎管送回深層。典型的設計如圖 4.1.14-1 及圖 4.1.14-2 所示。

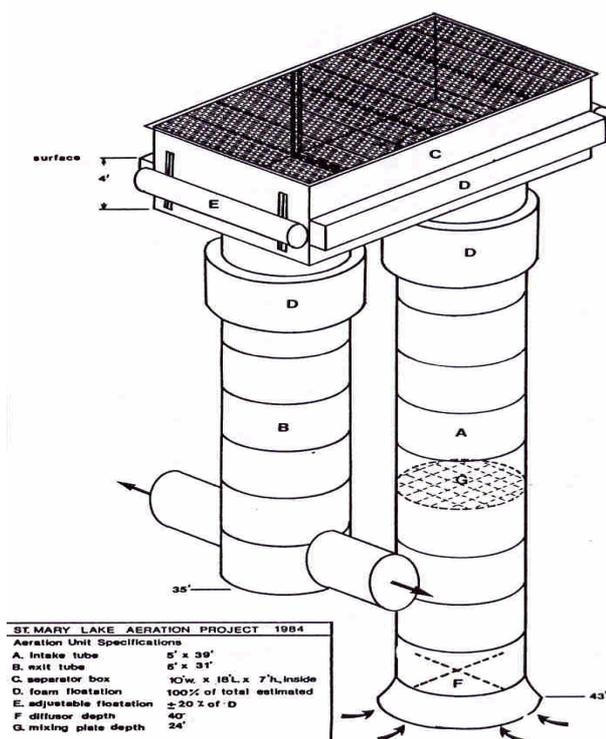


圖 4.1.14-1 底層曝氣的裝置之一

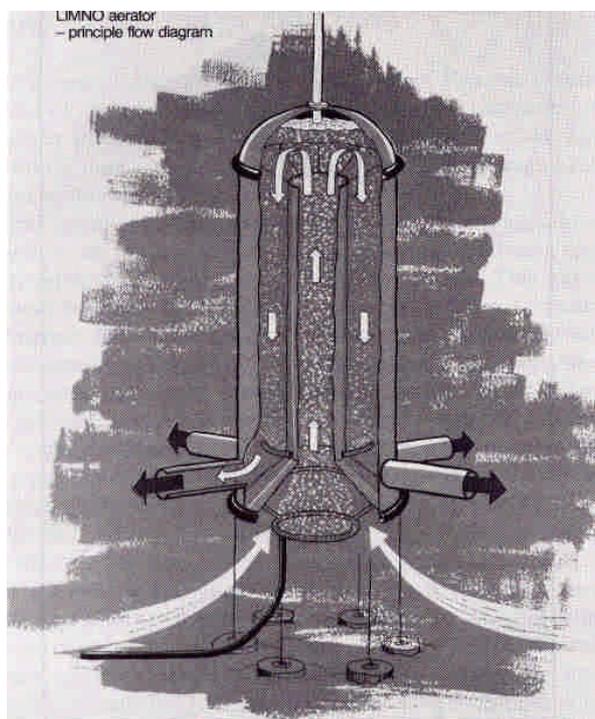


圖 4.1.14-2 底層曝氣的裝置之二

底層曝氣的設計是依據底層水的總體積、底泥的攝氧率及曝氣後水中可能的溶氧量得到需要的水量。然後計算根據深度及水流之阻力，計算管徑大小及總水頭損失。接著計算需要之空氣量以推動水柱及足夠的空氣壓力及空壓機的馬力。關鍵的設計參數是深層水之需氧量，常以單位面積之需氧率表示(Oxygen Deficit Rate, ODR, mg/m<sup>2</sup>/day)。現場估測可以兩次量測之深層水溶氧濃度及深層水深度來估計：

$$\text{ODR, mg/m}^2/\text{day} = Z \{ \text{DO}_1 - \text{DO}_2 \} / (t_1 - t_2)$$

其中 Z 為平均深度(m)，DO<sub>1</sub> 及 DO<sub>2</sub> 分別為測量開始及終點之溶氧濃度，t<sub>1</sub> 為 t<sub>2</sub> 為開始及結束之時間。空氣需要量可以計算如下

$$\text{理論空氣量, m}^3/\text{day} = \text{ODR} \times A_h \times 2 \times 10^{-6} / 1.205 \times 0.2$$

其中 A<sub>h</sub> 是深層水之總面積，2 是安全係數，0.2 是氧的分壓，1.205 是 20°C 一大氣壓下空氣中氧氣的重量(kg/m<sup>3</sup>)。此外，氣泡在水中的氧氣傳輸率大約是每一公尺 2.5%(Bernhardt,1967)，依此可估計實際的空氣量。表 4.1.14-1 為應用底層水曝氣的一些案例。

表 4.1.14-1 湖泊以底層曝氣改善水質的案例  
(Pastorak et al., in Cooke et al., 1993)

Lake	Depth			Volume (m <sup>3</sup> × 10 <sup>3</sup> )	Area (ha)	Q air (m <sup>3</sup> /min)	Ref.
	Max.	Mean	Device				
Brunsviken, Sweden <sup>a</sup>			13		100	15.5	Atlas Copco, 1976
Caldonazzo, Italy	50		11		700	44	Atlas Copco, 1980
Hemlock, MI <sup>a</sup>	18.6		18.6		2.4	2.8	Fast, 1971a
Jarlasjön, Sweden	24	9.3	24	7.8	84	22.8	Bengtsson and Gelin, 1975
Kolbotnvatn, Norway <sup>a</sup>	18.5	10.3	18.5	3.1	30.3	5.5	Atlas Copco, 1980; Holton and Holton, 1978
Larson, WI <sup>a</sup>	11.9	4.0	11.9	0.188	4.8	0.45	Smith et al., 1975
Mirror, WI <sup>a</sup>	13.1	7.6	12.8	0.4	5.3	0.45	Smith et al., 1975
Ottoville Quarry, OH <sup>a</sup>	18		18	0.063	0.73	0.11	Fast, 1973; Overholtz et al., 1977
Spruce Run, NJ	13.1		12.2			0.15	Whipple et al., 1975
Tegeler See, W. Germany	16		12/16		420	12	Atlas Copco, 1980
Waccabuc, NY <sup>a</sup>	13		13	4.053	53.6	7.93	Fast et al., 1975
Wahnbach, W. Germany <sup>a</sup>	43	19.2		41.63	214.5	9	Garrell et al., 1977; Bernhardt, 1967; 1974
Spruce Knob, WV <sup>a</sup>	5.7	2.1	5.2	0.224	10.5	1.3	Hess, 1977; LaBaugh, 1980
Ghirla, Italy <sup>a</sup>	14.0	8.0	14.0	2.0	24.5		Bianucci and Bianucci, 1979
Tory, Ontario <sup>a</sup>	10.0	4.5	9.0	0.055	1.23	3.54	Taggart and McQueen, 1981

<sup>a</sup> Data on lake response available.

From Pastorak et al. (1981).

#### 4.1.15 化學藥劑除藻法原理

硫酸銅方法常用來去除藍綠藻造成的藻華現象(如 *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Microcystis*)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(Sunda and Guillard, 1976; Anderson and Morel, 1978; Sunda and Lewis, 1978)。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。

硫酸銅的施用是否有效，其用量是一項重要因素，而其用量又視湖泊中的藻類、有機物含量、水的硬度、CO<sub>2</sub>的含量、水溫及水量等而定，圖 4.1.15-1 及圖 4.1.15-2 分別為在不同鹼度下，pH 與銅物種之關係圖，pH 越低越有利於二價銅形式存在。另外水中若含有有機物，則有機物與銅形成錯和物，二價銅離子在水中會慢慢釋出，使藥效可維持較長的時間。在硬度、鹼度較高的水中，銅較快形成氫氧化物和碳酸鹽的沉澱，故在此種水體中所施用的硫酸銅劑量就需加以提高，方能達到一定的效果。Mackenthun(1961)的報告指出，若湖水的鹼度在 40 mg/L 以上，則 CuSO<sub>4</sub>·H<sub>2</sub>O 的用量約為 1 mg/L，若鹼度低於此，則需硫酸銅約 0.3 mg/L。最佳加藥溫度為 15°C (60°F) 以上，可以使藥效延長。Fair et al., (1970)指出，每 10 mg/L 鹼度(以 CaCO<sub>3</sub> 表示)要增 5% 的硫酸銅劑量，每 10 mg/L 的有機物含量要提高 2% 的用量。

添加硫酸銅是常見的有效殺藻方法之一，但其效果常常是暫時性的，大約只能維持幾天，藻類數量又會回升至加藥前之情況，且長年下來的藥劑費相當可觀，表 4.1.15-1 為國外以硫酸銅除藻法的處理成本一覽表(AWWARF, 1987)。硫酸銅除藻法主要的缺點是可能會危害其他非目標去除生物，例如造成無脊椎動物(Harrison et al., 1984; Guiudici et al., 1988)與軟體動物之死亡(Nor, 1987)；另外 Hanson 與 Stefan(1984)發現添加硫酸銅至水體會造成水質惡化。

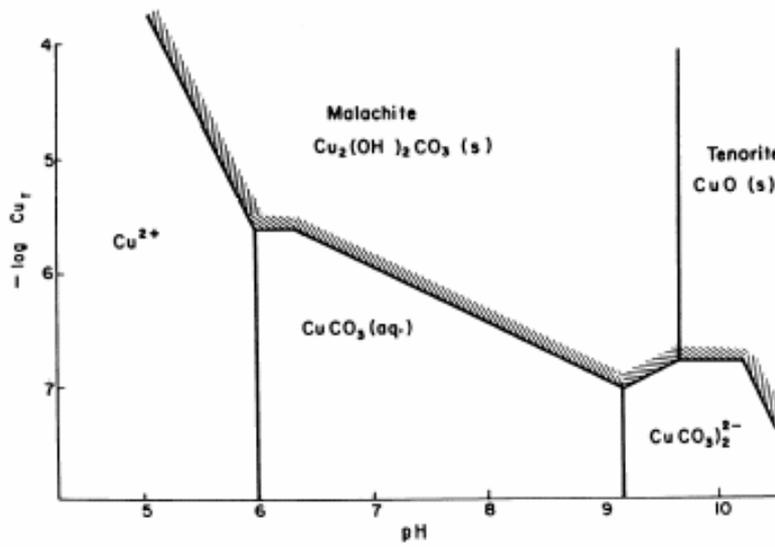


圖 4.1.15-1 在高鹼度水體下 pH 與銅濃度及銅的物種之關係圖  
(資料來源：Cooke et al., 1993)

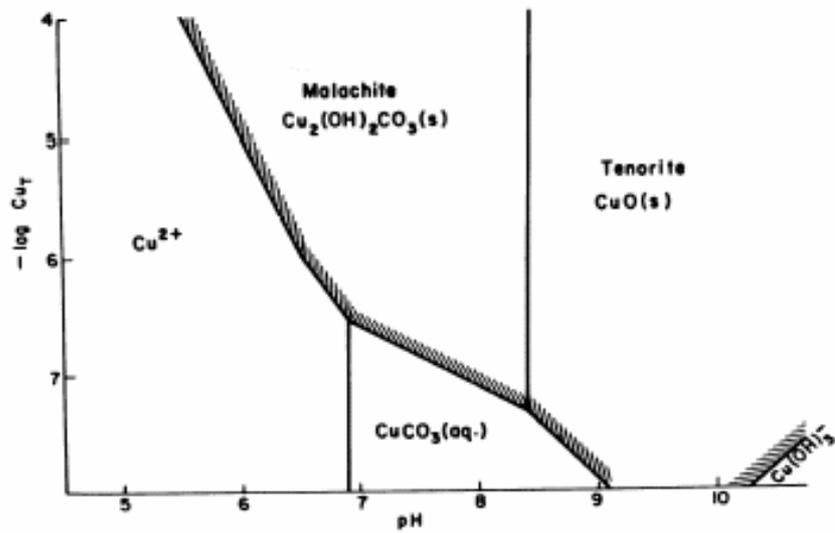


圖 4.1.15-2 在低鹼度水體下 pH 與銅濃度及銅的物種之關係圖  
(資料來源：Cooke et al., 1993)

表 4.1.15-1 硫酸銅除藻法處理成本一覽表  
(資料來源：Cooke et al., 1993)

硫酸銅種類	處理成本 (美元)
CuSO <sub>4</sub> solution	30-316/ha
CuSO <sub>4</sub> crystals	96-578/ha
CuSO <sub>4</sub> citric acid solution	62-700/ha
CuSO <sub>4</sub> ethanolamine granular	346-1432/ha

## 4.2 優養改善方法評估

對於一個有待改善的水庫，每一個可能的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的程度(效益)。以最低成本可以達到期望效益而又沒有不利影響的方法即為優先考慮的改善方法。評估的步驟大致如下：

- 一、蒐集水庫相關資料
- 二、訂定改善目標
- 三、建立水庫模式
- 四、初步建立替選方案
- 五、替選方案功能設計與改善成效評估
- 六、替選方案成本及環境影響分析
- 七、替選方案評等

本計畫會視各個水庫基本特性進行上述步驟的研選，提出可行的優養改善方法及替選方案。而關於建立替選方案時，有幾個重要的限制因子及基準必須一併考慮。

### 4.2.1 建立替選方案

替選方案須根據水庫的物理、化學及生物條件來篩選。有些水庫條件限制了某些方案的功能，可將此方案剔除或不列為優先考慮的名單。

## 4.2.2 各種方案的限制因子及基準

### 1. 外部負荷與內部負荷的比例

水庫內部負荷來自底泥釋放之污染物，可以用底泥疏浚、加深、湖底封覆、底層曝氣等方法降低內部負荷，達到改善水庫水質的目的。但是如果外部負荷占總負荷量的大部分時(例如 90%)，降低內部負荷的效果就不顯著，不宜列為優先考慮的方案。

### 2. 總磷濃度超過 150 $\mu\text{g/L}$

水庫水體中總磷濃度超過 150  $\mu\text{g/L}$  時，藻類等植物的生長速率已經超過生態系統的消費能力；且在夜晚時，耗氧率超過曝氣率，動物會遭遇缺氧的危險，因此無法以引進生物的生物控制法來加速磷通過各營養階層之速率，達到控制優養的目的。

### 3. 分層現象

有些水庫因為深度不大，或是水力與風力的攪拌力強，全年絕大部分時間沒有分層現象，也沒有厭氧情形，因此就不須要利用打破分層及底層水抽出的方案來改善水庫水質；也不需要底層曝氣的分法增加溶氧。

### 4. 厭氧狀態

水庫的任何區域不常有厭氧狀態則不須用底層或表層曝氣的方法來供給氧氣，消除厭氧狀態。

### 5. 其他替代水源

如果水庫不能找到替代水源供水則不能採用任何影響供水的方案，例如進水截流。同時，要取得稀釋用水也不可能了。

### 6. 水庫深度

水庫過深會使某些方案無法實行，也使某些方案無效。水深超過 20 公尺時，加深水庫的工程經費偏高，改善成本增加；同時要將水庫放乾也不太可能了。

深水的水庫不會大量生長水生植物，以收穫植物體來減輕總體磷的存量，效果極微。表 4.2.2-1 列出各種優養改善方法之限制及篩除之基準。圖 4.2.2-1 則是決策的簡單流程。

表 4.2.2-1 優養改善方法之限制因子及篩除基準

優養改善方法	篩選項目及基準					
	總磷濃度 超過 150 µg/L	外部負荷 比例超過 90%	沒有分層 現象	完全沒有 厭氧水域	無其他額 外水源	平均深度 超過 20m
進水截流					×	
稀釋					×	
加深		×				×
底泥清除		×				
放乾						×
底層水抽出			×			
湖底封覆		×				
化學處理						
物理環境改變						
破壞分層			×			
收集植物體						×
生物控制	×					
底層曝氣		×	×	×		
表層曝氣				×		

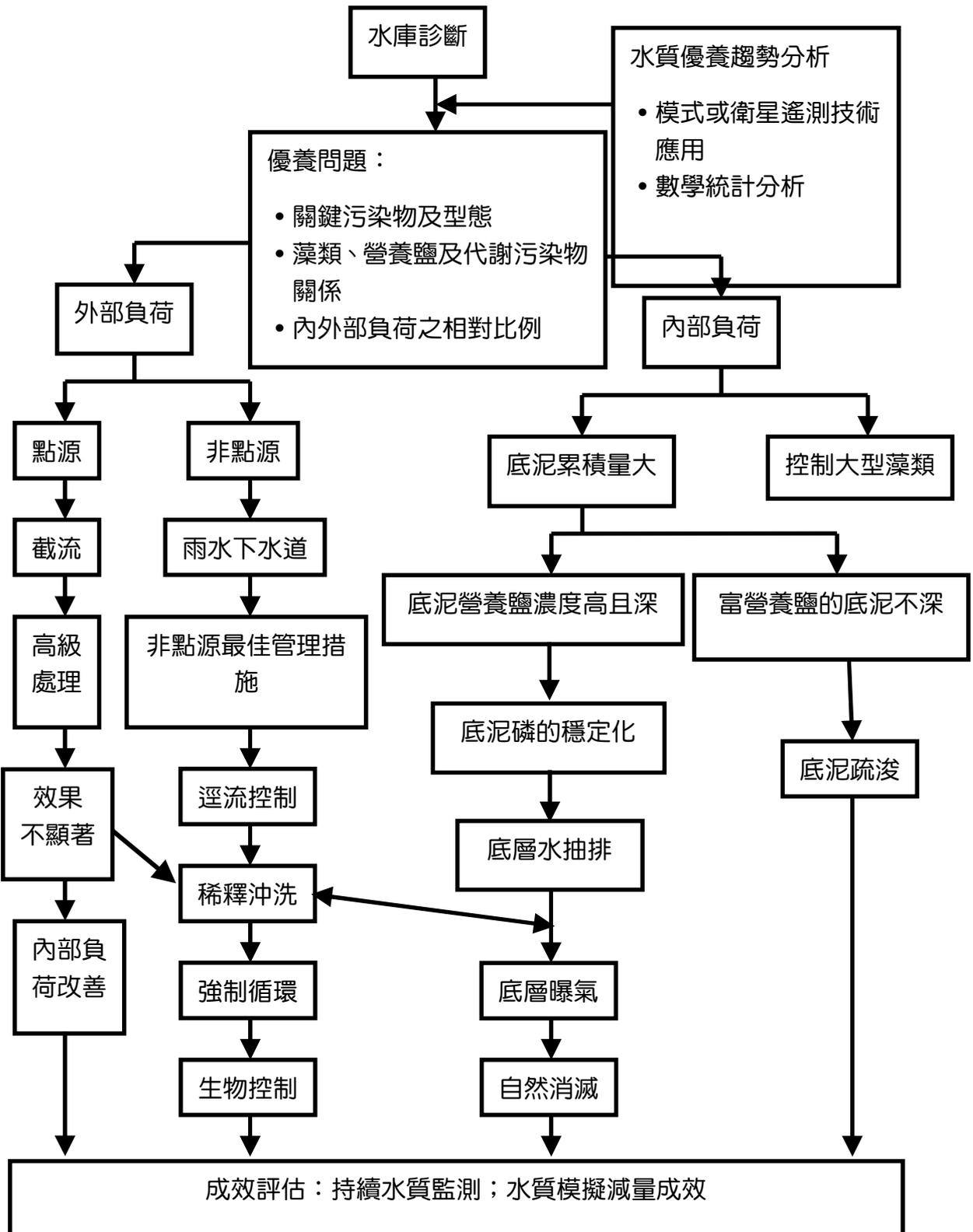


圖 4.2.2-1 選擇改善措施簡單的決策樹

## 參考文獻

1. Cooke, G. D., E. B. Welch, S. A. Peterson, and P. R. Newroth. (1993). *Restoration and Management of Lakes and Reservoir*, 2nd, ed., Lewis Publishers, Boca Raton.
2. 駱尚廉、楊萬發、於幼華、曾四恭、郭振泰、張尊國、許銘熙、范正成、吳先琪、吳俊宗，湖泊水庫水質改善及優養化評估法之建立和調查(三)，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 81 年 6 月。
3. 駱尚廉、曾四恭、張尊國、楊萬發、吳先琪、林正芳、鄭克聲、范正成、郭振泰、吳俊宗，湖泊水庫水質改善及優養化評估法之建立和調查(四)—技術手冊，台灣大學環境工程學研究所執行，環保署委託，民國 82 年 6 月。
4. 張尊國、余嘯雷、范正成、張斐章、鄭克聲、蘇明道，環境敏感地帶調查—台北水源特定區水質管理系統之建立，第一至第四部份，台灣大學農業工程研究所執行，環保署委託，民國 84 年 6 月。
5. 郭振泰、龍梧生、楊州斌、羅浩文，翡翠水庫水質模擬與應用(一)，台灣大學土木工程研究所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 87 年 6 月。
6. 郭振泰、楊明德、龍梧生、楊州斌、羅浩文，翡翠水庫水質模擬與應用(二)，台灣大學土木工程學研究所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 88 年 6 月。
7. 郭振泰、楊明德、龍梧生、柳文成，翡翠水庫水質模擬與應用(三)，台灣大學土木工程學研究所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 89 年 10 月。
8. 行政院環保署，河川環境水體底泥整體調查監測計畫，民國 89 年 3 月。
9. 台北水源特定區管理委員會，台北水源特定區水源水量水質觀測執行成果報告，民國 90 年 1 月。
10. 郭振泰、吳先琪、李鴻源，澄清湖湖底淤泥清除研究，台灣大學土木工程學研究所執行，台灣省自來水公司委託，民國 79 年 7 月。
11. 澄清湖與蘭潭水庫水質改善規劃報告，開元工程顧問公司執行，台灣省自來水公司委託，民國 80 年 2 月。
12. 寶山及永和山水庫水質改善規劃，開元工程顧問公司執行，台灣省自來水公司委託，民國 81 年 9 月。
13. Straškraba, M., and J. G. Tundisi. (1999). *Guidelines of Lake Management, Volume 9: Reservoir Water Quality Management*, International Lake Environmental Committee Foundation, Shiga, Japan.
14. Mitsch, M. J., and S. E. Jørgensen. (2004). *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*, John Wiley & Sons, Inc. New Jersey.
15. Bernhardt, H. (1967). "Aeration of Wahnbach reservoir without changing the temperature profile," *Journal / American Water Works Association*, 9: 943-964.

## 第五章 先進國家去除水庫庫區營養鹽之案例分析

### 5.1 美國湖泊水庫營養鹽控制策略及案例分析

#### 5.1.1 美國湖泊水庫營養鹽控制策略

美國水質控制多是依據 1977 年《水污染防治法》的標準—即可釣魚及游泳的水質，來管制廢水處理與工業廢棄物的污染。點源污染依據《聯邦水污染防治法》訂定一般放流標準與分類水質標準，並配合「全國污染排放削減系統」(National Pollutant Discharge Elimination System, NPDES)許可制進行管理，各州經聯邦環保署許可後，可建立自己的許可制度，大部份的州政府即透過許可的核發來管制集水區的點污染源。而非點源污染管理方面，則以 1977 年修正過後的水污染防治法為依據，管制的主要項目包括農業、畜殖廢水、礦業、都市暴雨逕流、建築物侵蝕等，強調運用「最佳管理方案」(Best Management Practices, BMPs)—在不同地域、土地管理政策下採行不同的因應對策，分有結構性與非結構性二類措施，結構性措施是利用結構設施，如建造滯留池、下滲溝、透水性路面、植物緩衝帶等，以對非點源污染進行削減；非結構性方法則是利用土地使用規劃、農肥料使用控制、營養鹽管理、改變農耕方式等促使污染減量。

美國環保署准許州政府基於不同土地使用狀況，及其潛在危險性訂定不同的分區及土地使用辦法來保護水源，多數管制會隨著與水源距離增加管制也隨之漸寬鬆。例如麻州界定地下水區為三區：第一區緊鄰取水口，土地使用僅限於開放空間或自然區、第二區為補注區通常允許居住，但不可為工業區或衛生掩埋場、第三區是除了前二區外的地下水區，所允許的土地使用種類增多，並建立預警制度。又如鱈角地區對水資源的保護，特別劃定「水資源特區」(Water Resource District)，經劃定為水資源敏感區後，即嚴格審核氮化物、硝酸類、磷酸類等物質滲入水源。同時引用其他危險污染物質排放管制條例、人工鋪面限制等法規來防止開發案件對地表水、地下水的可能污染。

另外有些地區則在地方綜合發展計畫中，擬定集水區保護標準。集水區保護標準之擬定考慮的因素包括集水區的範圍(區分大型與小型集水區)、集水區涵蓋水庫與否、水廠抽水站的位置等。而在綜合發展計畫制定集水區保護標準時，第

一步驟在於劃定管制標準適用地區的範圍，地方都市及區域計畫單位必須選用適當地圖，將不含水庫及包含水庫之限制地區標示出來。其次，利用土地使用分區管制、建築執照審核、公共設施計畫、土地取得、發展權移轉等法規和制度，來達到緩衝區與建物退縮的目標。而後再計算人工鋪面與集水區面積比例，最後並考慮其他特殊之限制，定出集水區保護標準。

### 5.1.2 美國湖泊水庫營養鹽案例分析

#### (A) 北美五大湖

雄踞美國和加拿大之間的北美五大湖(圖 5.1.2-1)是世界上最大的淡水湖群，其湖面總面積為 24.5 萬平方公里。它橫跨經度約  $15^{\circ}$ (W77°~W92°)，緯度約  $10^{\circ}$ (N40°~N50°)。從西往東，亦即從上游往下游依次排列著蘇必利爾湖(Lake Superior)，密西根湖(Lake Michigan)，休倫湖(Lake Huron)，伊利湖(Lake Erie)和安大略湖(Lake Ontario)。

負責監測五大湖環境狀況的組織“大氣沉積共生網絡”是由美國、加拿大兩國合作組建的一個專門機構。多年來，該組織在各大湖周圍建立了一系列監控站，並與在太空中運行的氣象衛星相聯繫，嚴密監視著五大湖的一舉一動。加拿大聯邦政府自 2000 年起以社區型態提供新基金，將於五年內降低從加國邊界進入五大湖的污染問題。將使用超過三千萬加幣(兩千零五十萬美元)做為清除五大湖的經費。加國環境部已確認位美國與加拿大邊界的五大湖中含超過 360 種化學物質。

#### (B) 美國環保署清淨湖泊計畫

1972 年起，美國環保署制定聯邦法規 Section 314 美國清淨湖泊計畫(The Clean Lakes Program)，提供地方政府經濟及技術支援。之後陸續有許多湖庫受到支助進行水質改善計畫，以下說明美國 3 個優養湖泊之治理情形，整理如表 5.1.2-1。



圖 5.1.2-1 北美五大湖位置圖

(資料來源：美國五大湖網站；<http://www.great-lakes.net/lakes/>)

表 5.1.2-1 美國環保署清淨湖泊計畫若干湖泊水庫的優養治理措施

湖庫名稱	治理措施
New Hampshire 州 Kezar Lake	底泥磷以鋁鹽去活性抑制磷釋出及集水區管理
Iowa 州 Green Valley Lake	底泥營養鹽的暫留設施(Sediment/nutrient retention dikes) 阻緩入庫水流及加速底泥排出及集水區管理
Vermont 州 Lake Bomoseen	生物控制:施放水生象鼻蟲 Aquatic weevil ( <i>Euhrychiopsis lecontei</i> )去除大型水生植物

資料來源：美國環保署 Clean Lakes Program 網站；  
<http://www.epa.gov/owow/lakes/cllkspgm.html>。

(C) 美國田納西流域管理局水庫

美國田納西流域管理局(Tennessee Valley Authority, TVA)現有 29 座水力發電水庫(表 5.1.2-2)，其對水源保護及庫內水質控制不遺餘力。本計畫亦彙整其在水庫內進行曝氣改善方法，並會於計畫中陸續深入研究及評估。

表 5.1.2-2 美國田納西流域管理局水庫(以庫內曝氣方法治理)

湖庫名稱	治理措施
Apalachia Dam	turbine venting
Blue Ridge Dam	oxygen injection system
Boone Dam	turbine venting
Chatuge Dam	infuser weir
Cherokee Dam	turbine venting oxygen injection system surface water pumps
Douglas Dam	turbine venting surface water pumps oxygen injection system
Fontana Dam	turbine venting
Fort Patrick Henry Dam	turbine venting
Hiwassee Dam	turbine venting oxygen injection system
Norris Dam	re-regulating weir autoventing turbines
Nottely Dam	air compressors and blowers
South Holston Dam	labyrinth weir turbine venting
Tims Ford Dam	air compressors and blowers oxygen injection systems
Watauga Dam	turbine venting

資料來源：美國田納西流域管理局網站；<http://www.tva.gov/index.htm>。

**(D) 美國加州 Palmdale 湖泊【可調整深度之太陽能驅動曝氣機】**

**(<http://www.solarbee.com/bulletin.shtml>)**

美國加州 Palmdale 湖泊利用可調整深度之太陽能驅動曝氣機進行整治成功之例子。此湖泊之主要用途是作為鄰近自來水廠供水的水源，同時亦提供居民划船、釣魚及打獵等活動。湖泊面積為 93.6 公頃，最大深度為 7.62 公尺，其平均深度約為 5.49 公尺。平時風速頗大，在 2003 年有兩次風速高達 100 英哩/時。此湖泊所面臨的是外來流入的水含有高濃度之營養鹽以及藻華產生之問題。在 2002 年曾使用硫酸銅，然而無法完全改善藻華的問題，藍綠藻仍為優勢藻類，並且還有味覺及臭味的問題。

為了解決上述問題，水庫安裝了 6 台太陽能曝氣機，並且讓底部水管約到達深度 6.1 公尺處。此曝氣方法的原理是曝氣機底部接了一條導水管，隨著管子的長短可因應不同深度的水體。圖 5.1.2-2 及圖 5.1.2-3 為太陽能曝氣機接上較短及較長的水管所造成的水體循環現象示意圖，較長之水管可到達水體較底部，造成較大範圍的水體循環。在 2003 年夏季藍綠藻大量減少而綠藻變成優勢藻類，平均沙其盤深度約 1.83 公尺，最大沙其盤深度可達 4.27 公尺，平均葉綠素 a 濃度為 6.6  $\mu\text{g/L}$ ，底部溶氧提高至與上層溶氧相近，湖泊中的魚亦變得活力充沛。在沒有改變入流水營養鹽濃度情況下，Palmdale 湖泊從優養狀態改善至中養狀態；且相較 2002 年，2003 年所省下硫酸銅費用為 65000 元美金；此湖泊原本只能提供全市 25% 之需水量，亦因此提升至 60%。

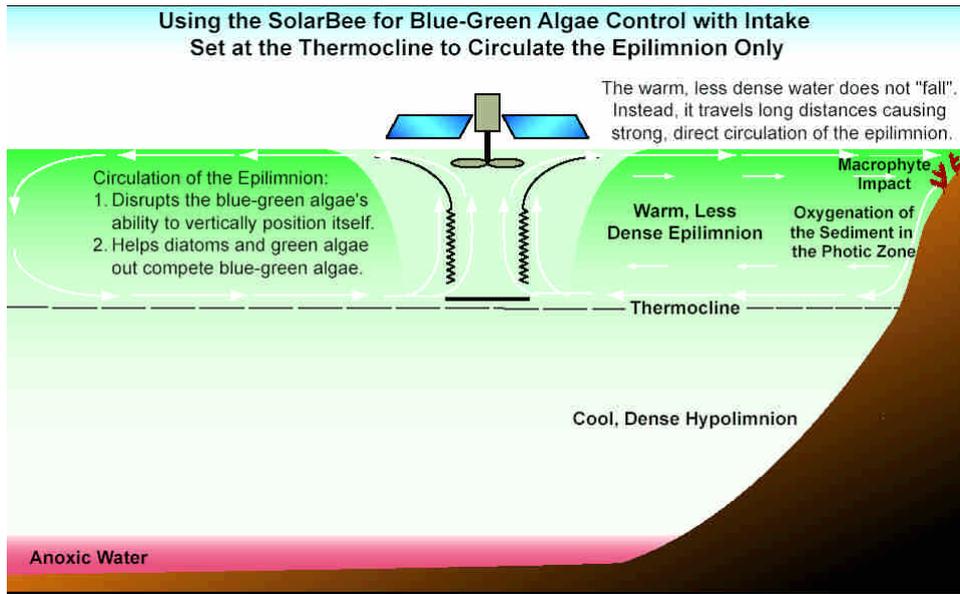


圖 5.1.2-2 太陽能曝氣機接上較短的水管所造成的水體循環現象示意圖。此方法將汲水端設於變溫層，只循環上層水。

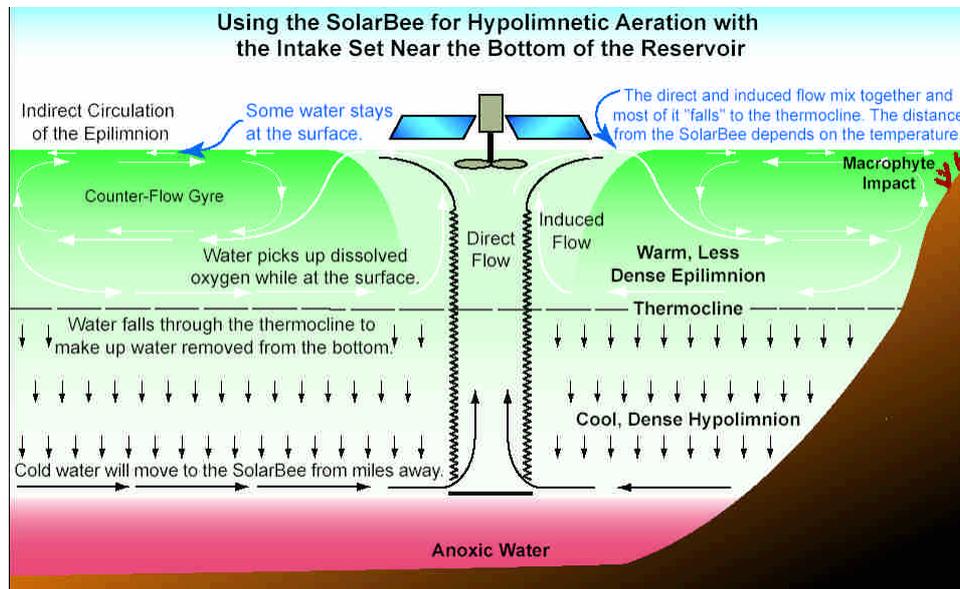


圖 5.1.2-3 太陽能曝氣機接上較長的水管所造成的水體循環現象示意圖。此方法將汲水端設於接近底部，將遠達數哩外底部水循環至上層。

(E) 英國英格蘭水庫【風力曝氣循環機用於水庫】

<http://www.lasinternational.com/welcome.php>

案例一及案例二皆為利用風力曝氣機改善水庫優養成功之例子，兩案例之差別在於兩個水庫深部不同。案例一為小型水庫，案例二為中型水庫。

案例一的水庫是位於英國英格蘭東部索夫克郡的紐馬克(Newmarket)，此水庫 9.0 公尺深，水域面積約為 1.36 公頃。此水庫主要做為灌溉用途，而水源是來自開鑿孔地下水。在 1993 年夏季時從鑿孔之出流水含有高濃度之營養鹽及低濃度溶氧，進而形成藻華，以致灌溉水系統被懸浮碎屑阻塞。當整團藻類死亡沉降至水庫底部時，使得底部開始蓄積有機污泥，而底部腐爛掉的藻類又再度進入灌溉系統，阻塞灑水噴嘴，因而使問題不斷重複發生。此水庫曾經被使用其他方法整治過，然而效果不彰，最後安裝了兩台風力混合式曝氣機使整個水體循環將水庫的分層打破，同時曝氣提高水庫底部溶氧。圖 5.1.2-4 為案例一中所使用的風力曝氣機對水體所造成的循環示意圖。安裝曝氣機幾個月後便發現水質變的較為澄清、底部有機污泥的自然消化速率加速以及藻類生長情形減少許多。

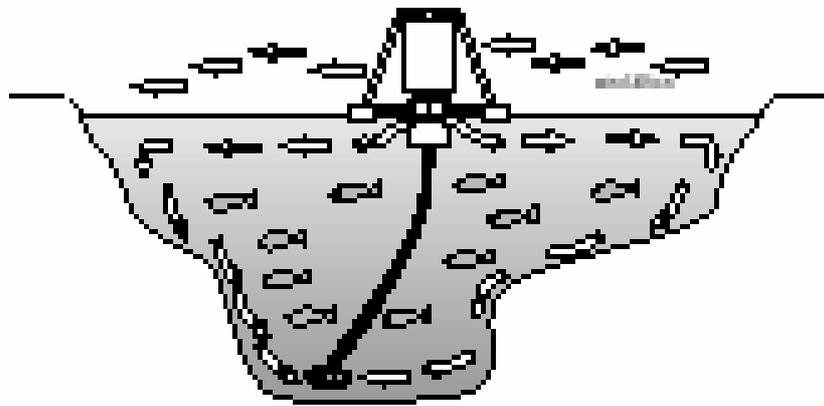


圖 5.1.2-4 風力曝氣機所造成的水體循環現象示意圖(案例一)

案例二為利用在英國的兩座水庫，一個水庫進行整治，另一個不整治，將兩者監測之結果進行比較。兩水庫大小、形狀及水質問題類似，都含有高濃度的錳及其他污染物質，尤其在夏季分層明顯時水庫底部溶氧被耗盡。水庫水質過差時

將會造成飲用水前處理需要極高成本。進行整治的 1 號水庫水域面積為 18 公頃，水深 18.3 公尺；2 號水庫水域面積為 9.7 公頃，水深 9.7 公尺。

圖 5.1.2-5 為案例三中所使用的風力曝氣機對水體所造成的循環示意圖，該機器利用兩條水管抽水，強迫打破水體分層現象，使水體達到混合及曝氣的效果。1 號水庫整治結果以及與 2 號水庫水質比較如圖 5.1.2-6 至圖 5.1.2-9。圖 5.1.2-6 紀錄著從 1988 年至 1990 年 1 號水庫出流水之錳濃度的變化。在使用曝氣機之後，使得原本夏季時出流水含有高濃度的錳其濃度較往年來的低。圖 5.1.2-7 為 1 號水庫在 1990 夏季其溫度與溶氧隨深度之分佈圖。由圖中可以得知在水深 2~3 米處有明顯的分層現象，然而溶氧隨深度只有些微的下降，溶氧大致都有在 8 mg/L 以上。圖 5.1.2-8 為裝置了曝氣機 5 週後其溫度與溶氧隨深度之分佈圖，可以發現水體已沒有分層之現象，底部的溶氧也有微微上升的現象，其濃度與表層濃度相近。圖 5.1.2-9 為在 1990 年夏季 1 號水庫與來 2 號水庫其溫度與溶氧隨深度之分佈圖，2 號水庫在沒有曝氣整治情形下，其溶氧與溫度都隨著深度增加而下降，而 1 號水庫水體因有曝氣使得庫體沒有明顯的分層現象。

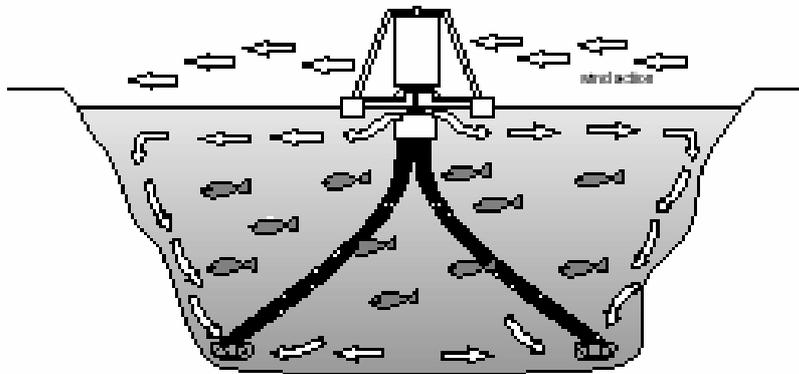


圖 5.1.2-5 風力曝氣機所造成的水體循環現象示意圖(案例二)

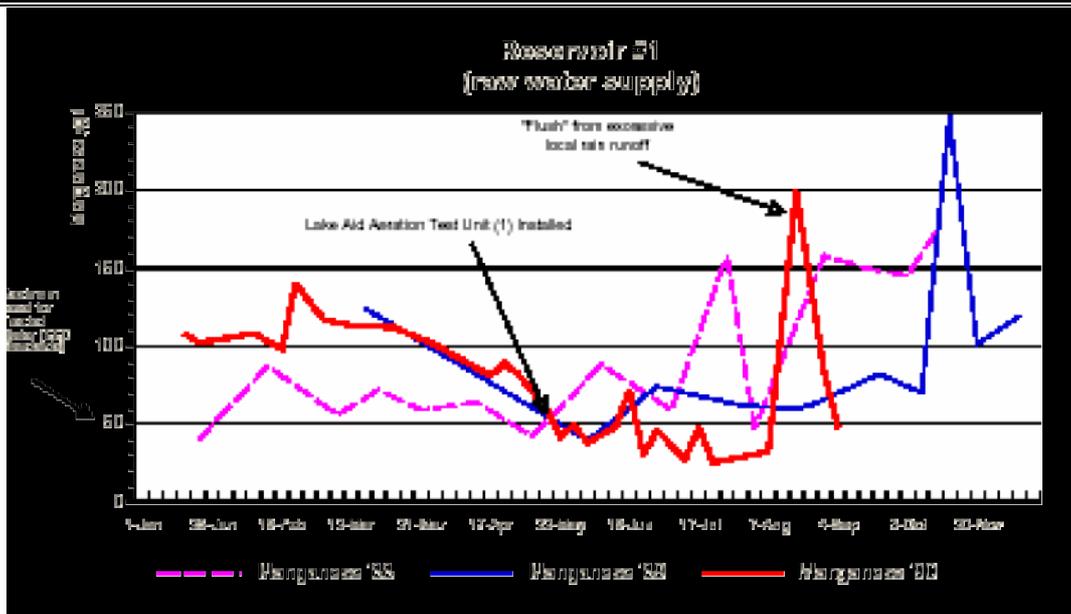


圖 5.1.2-6 1988 年至 1990 年 1 號水庫出流水之錳濃度的變化圖

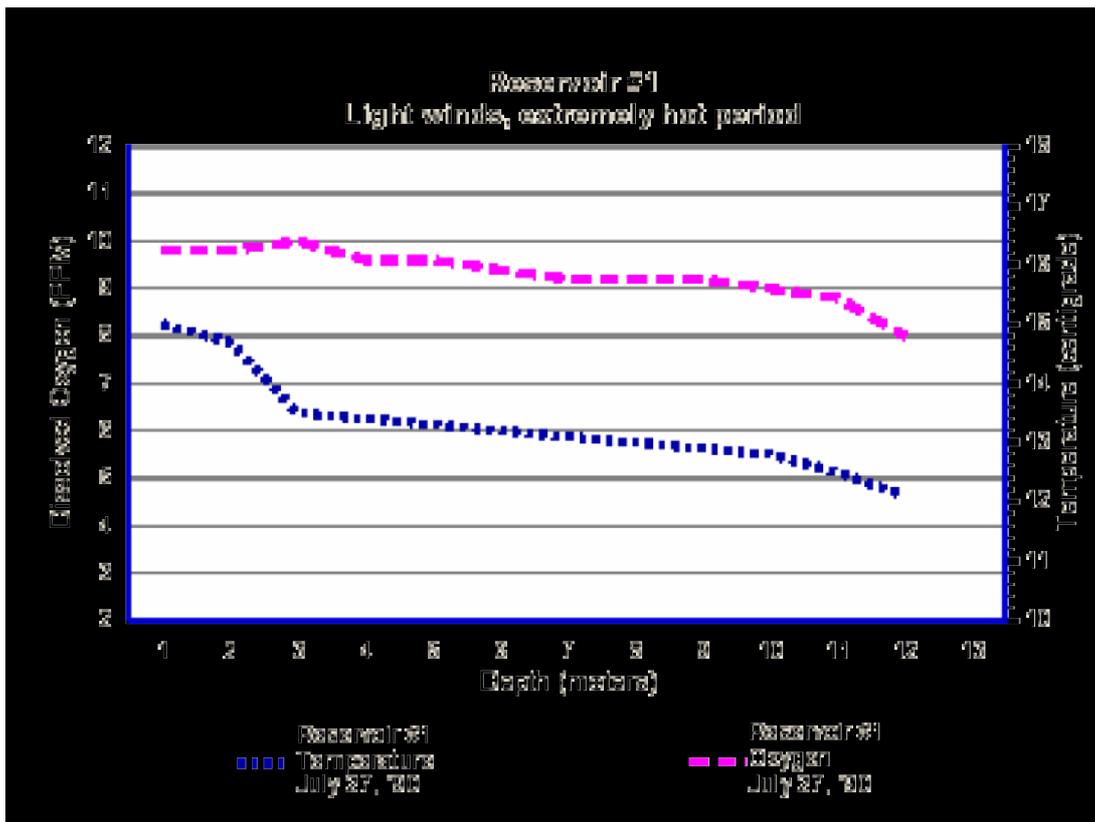


圖 5.1.2-7 1 號水庫在 1990 年夏季其溫度與溶氧隨深度之分佈圖

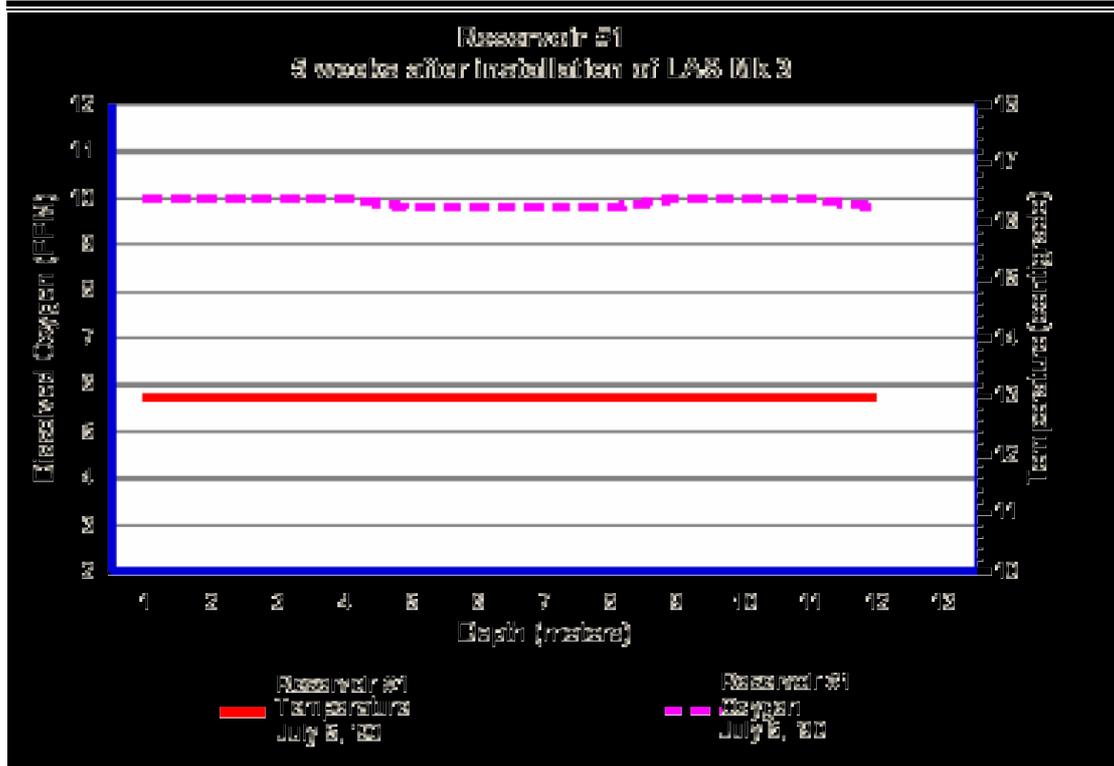


圖 5.1.2-8 裝置了曝氣機 5 週後其溫度與溶氧隨深度之分佈圖

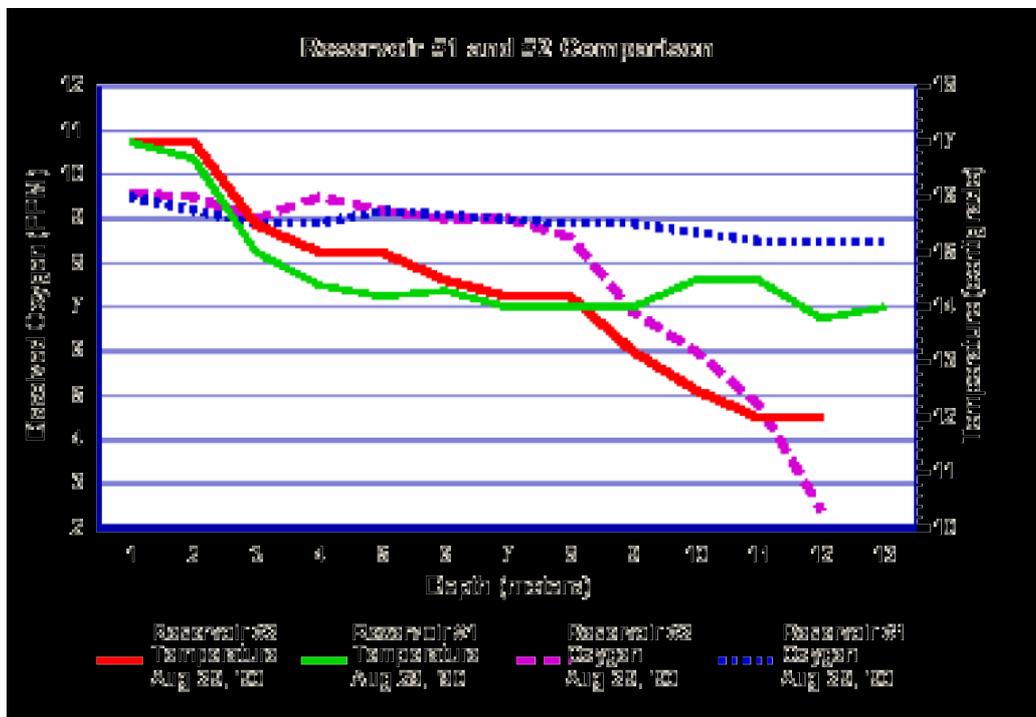


圖 5.1.2-9 在 1990 年夏季 1 號水庫與來 2 號水庫其溫度與溶氧隨深度之分佈圖

### (F) 美國麻薩諸塞州(Massachusetts)Mill Pond 水庫【化學藥劑除藻法】

以硫酸銅法去除藻類是常見的除藻的方法之一。McKnight(1981)以 Mill Pond 水庫作為研究的對象，討論添加硫酸銅後，水中生物(藻類及浮游動物)的變化情形及造成藻類族群演替的原因。

Mill Pond 水庫位於美國麻薩諸塞州(Massachusetts)東邊，此水庫最大含水量為  $1.9 \times 10^6 \text{ m}^3$ ，最大深度為 14.3 公尺，平均深度為 7.7 公尺。添加硫酸銅於水庫為 1978 年 8 月份期間，起初在 7/28~8/8 連續下了 10 天的雨，接著在 8 月中旬產生藻華，於 8/25 在水庫內共投入 224 公斤的硫酸銅結晶。在投入硫酸銅當天，水庫內有明顯的分層現象 thermocline 位於深度 5~6 公尺處，上層溫度為  $24^\circ\text{C}$ ，深層溫度只有  $8^\circ\text{C}$ 。水庫的化學性質長年的變化不大，其 pH 為  $6.8 \pm 0.2$ ，鹼度為  $5 \pm 1 \times 10^{-4} \text{ M}$ 。

在添加硫酸銅後，發現水中的初級生產力( $\text{mg C/m}^3 \cdot \text{h}$ )降低了，造成藻華現象的優勢藻 *Ceratium hirundinella* 其數量也減少了約 90%，然而過了 10 天後水中初級生產力已恢復至未加硫酸銅前之情形，起而代之成為優勢藻的是 *Nannochloris sp.* 及 *Ourococcus sp.* 兩種綠藻。McKnight 分離出 *Nannochloris sp.* 及 *Ourococcus sp.* 兩種綠藻在實驗室培養，進一步想瞭解族群演替的原因。結果發現並非是硫酸銅促進 *Nannochloris sp.* 及 *Ourococcus sp.* 兩種綠藻的生長，而是此兩種綠藻對硫酸銅的忍受力較 *C. hirundinella* 強，再加上水中的浮游動物也因為添加硫酸銅後死亡，使得新的優勢藻在較少掠食者存在時得以大量生長。然而兩個月後，水中銅濃度已降至和原本水體背景值差不多時(約  $10^{-7} \text{ M}$ )，浮游動物數量回升，優勢藻也不再是對銅較有忍受力的藻種了。

### (G) 佛羅里達州 Apopka 湖整治計畫

位於佛羅里達州的 Apopka 湖在經過將近一世紀生活污水以及來自柑橘種植廢棄物和農場的雨水逕流，而成為佛羅里達州污染最嚴重的湖泊。自 1985 年 Apopka 湖整治計畫及 1987 年的地表水改善與管理法案(SWIM) 開始，一個全面性的整治計畫逐漸成形。此方案包括下列主要計畫(Tai, 2004)：

#### (1) Apopka 湖沼澤流道

設計用於過濾 Apopka 湖水的沼澤流道，充當 Apopka 湖天然的腎臟(圖 5.1.2-10)。St. Johns 河川管理行政區復原了 3400 畝之前用於作為農業用地的沼澤。大型幫浦則將湖水注入已復原的沼澤，而沼澤內的溼地植物則吸收湖水中污染物以作為養分並過濾掉沈澱物。一示範的流道已經顯示，如此的系統將有淨化 90%的懸浮物以及 30%—50%的磷之能力。

## (2) 北岸沼澤農場的整治

在 1940 年代，因為 Apopka 湖北岸沼澤肥沃的腐植土而發展了當地的蔬菜農場。農夫定期將水自他們的農地抽入湖中。這些含有肥料中磷和氮等富含養分的排放污水，造成湖中藻類的大量繁殖，也使得湖泊優養化，湖水成為青綠色。行政區為著重整本場址，藉由佛羅里達州立法院和美國農業部(U.S. Department of Agriculture)溼地保育專案(Wetland Reserve Program)所提撥的資金，已購買了 Apopka 湖超過 90% (13000 畝)的農地。



圖 5.1.2-10 佛羅里達州 Apopka 湖沼澤流道(Tai, 2004)

## (H) 邁阿密之 Hillsdale 湖泊水質改善策略

Hillsdale 湖泊(圖 5.1.2-11)位於堪薩斯南方 30 哩的邁阿密縣，1978 年由美國陸軍工兵師團(U.S. Army Corps of Engineers)開始建造，至 1982 年興建完成。水庫設計容量為 6,519 萬立方公尺，同時提供釣魚、划船等消遣活動。集水區的範圍分佈在四個縣境內：包括邁阿密縣(47%)，詹森縣(46%)，道格拉斯(5%)，法蘭克林(2%)。集水區面積約 92,000 公頃，提供 20,000 多個地區每天 1.3 百萬畝的供水。

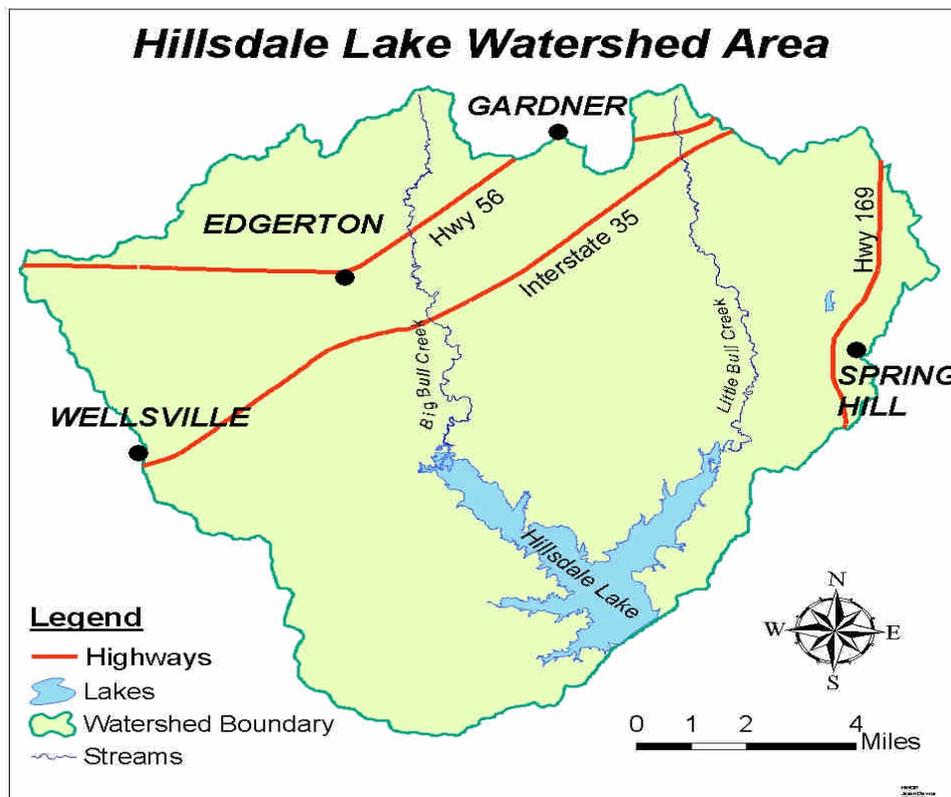


圖 5.1.2-11 Hillsdale 湖泊位置圖

根據調查，Hillsdale 湖泊出現大量的藻類繁殖，主要原因來自人類的活動。集水區內注入湖泊太多的磷、氮、廢水、殺蟲劑和殺草劑，造成湖泊優養化，魚類死亡率增加，加速湖泊的老化，使湖泊水質出現臭味，變得不適合人們飲用，亦增加水質處理程序的複雜性。

在 1991 年由當地居民開始發起請願活動，組成公民管理委員會(CMC)為湖泊的未來共同努力。「Hillsdale 水質保護計畫」即為湖泊和集水區制定了長期的

保護項目，在 1993 年 5 月獲得環保署的資金，由當地的居民、環保署、聯邦政府共同合作展開水質保護計畫。為完成湖泊水質管理解決方案第一步，Hillsdale 湖泊策劃委員會訂定水質改善目標為夏季葉綠素 a 平均濃度不超過 12 µg/L，總磷濃度不超過 0.04 mg/L。

Hillsdale 湖泊是採用總資源管理系統計畫(Total Resource Management System Planning)之過程，來達到改善水質和保護所有的資源。第一個選定實施水質改善計畫的位置，是在 Big Bull Creek 範圍。水質改善策略說明如下，

- (1) 水質監測：包括總懸浮固體物、總磷、可溶解磷、總氮、氨氮、綠葉素 a 等水質項目。並將水質監測報告彙整，送交堪薩斯環境保護局，為日後的總量管制鋪路。
- (2) 實施污染控制：對集水區實施水質保護和總自然資源管理，了解在農業地區、建築工地和鄰近地區的污染，並落實污染防治、控制水質惡化。資源管理計畫也包括告示牌、員警、圍牆、野生動物、植物和鳥類的抑制。
- (3) 農業污染管理策略：實施農地之最管理措施(Best Management Practices)，以控制非點源之水質污染。例如，對農業用地進行營養管理，適度地補充營養鹽，而不造成過度肥沃的現象。肥料的施用可利用噴灑設備，減低營養鹽流失到地下水與地表水。
- (4) 城市和居住地污染：設定下水道實施計畫，以取代目前的現地污水系統，其主要用益為減除水庫周圍部份區域之地下飲用水污染，以保護公共衛生。
- (5) 資料：利用 GIS(Geographic Information System)建立足夠的資料庫，以便正確地找出集水區污染的位置，並適度地校正水質改善計畫，已建立一完整的水質保護模式。
- (6) 教育：透過集水區活動，讓民眾增加與水的接觸機會，並教導民眾關於點污染源和非點污染源的知識與防治，以落實教育宣導的成效。

## 5.2 日本湖泊水庫營養鹽控制策略及案例分析

### 5.2.1 日本湖泊水庫營養鹽控制策略

日本湖泊水質於 1983 年湖沼水質目標達成率(COD, TN, TP)是 40.8%，但到 2002 年其目標達成率也僅增加至 43.8%，顯示湖沼水質控制並不容易。1984 年 7 月，日本環境省(前身為日本環境廳)通過「湖泊水質保全特別措置法」，特別保護湖沼水質。並於 1984 年 12 月由內閣大臣召開大會訂定「湖沼水質保全基本方針」。1985 年指定霞浦湖、印旛沼、手賀沼、琵琶湖和兒島湖五個為最初整治湖泊，其後再陸續指定釜房水庫、諏訪湖、野尻湖、中海及宍道湖等共十個為重點整治湖泊水庫。

表 5.2.1-1 為日本十個重點整治湖泊水庫之 COD、TN 及 TP 在 1985 至 1987 三年平均及 2000 至 2002 三年平均之污染負荷與水質濃度比較結果，其中 COD 的水質目標全部沒有達成，TN 及 TP 只有兩個達到水質基準。對於 TP、TN 及 COD 之整治結果分別見表 5.2.1-2、表 5.2.1-3 及表 5.2.1-4。TP 有稍為降低(增減比 $<1$ )之湖泊水庫為釜房水庫、手賀沼、諏訪湖、野尻湖、中海、宍道湖及兒島湖；TN 有稍為降低之湖泊水庫為霞浦湖、手賀沼、諏訪湖、野尻湖、中海及宍道湖；COD 除了琵琶湖(南湖)、中海及宍道湖上升(增減比 $>1$ )，其餘湖泊水庫皆稍有降低。琵琶湖(南湖)在 TP 及 TN 兩個水質項目都沒有改變，增減比保持不變(亦即增減比 $=1$ ) (日本環境省，2004)。

根據日本建設省土木研究所水質研究室(1987)，所列之湖泊水庫水質改善方法，日本對湖沼優養控制分為採用湖沼前的控制及湖沼中的控制兩類，後者即如同本計畫目的，即是在湖沼水庫中以物理化學或生物的方法將營養鹽或藻類去除。本計畫列出其中關於水庫內的治理方法(見表 5.2.1-5)，提供參考。

由表 5.2.1-5 可知，日本對湖沼內優養化控制的方法包括有底泥釋出抑制法、強迫湖水循環對藻類之控制、生物控制法、湖中去藻法、選擇性取水或放水法及人工浮島等。以下說明各個方法之原理、效果及適用條件(日本水道協會，1989；岩田修正，民國 79 年；中村圭吾，2001)。

表 5.2.1-1 日本環境省指定 10 個整治湖泊水庫之污染負荷與水質濃度結果

水質 項目 水庫 名稱	COD		TN		TP	
	污染負荷	水質濃度	污染負荷	水質濃度	污染負荷	水質濃度
釜房水庫	×	○	◎	×	×	◎
霞浦湖	○	○	×	○	○	×
印旛沼	◎	○	◎	—	◎	×
手賀沼	◎	◎	◎	◎	◎	◎
諏訪湖	◎	○	◎	○	◎	◎
野尻湖	○	○	○	◎	○	◎
琵琶湖	◎	×	○	—	◎	—
中海	◎	×	◎	◎	◎	○
穴道湖	◎	×	◎	—	◎	—
兒島湖	◎	○	○	◎	○	○

◎：減少 25%以上，○：減少 5%以上，—：減少或增加未滿 5%以上，×：增加 5%以上

資料來源：湖沼環境保全施策の基本的あり方について，湖沼對策檢討會報告，日本環境省，2004。

表 5.2.1-2 日本環境省指定 10 個整治湖泊水庫的水質變化(TP)

湖庫名稱	1985—1987 三年平均 (mg/L) (a)	2000—2002 三年平均 (mg/L) (b)	增減比 (b/a)
釜房水庫	0.020	0.015	0.75
霞浦湖	0.063	0.117	1.86
印旛沼	0.098	0.113	1.15
手賀沼	0.475	0.230	0.48
諏訪湖	0.114	0.047	0.41
野尻湖	0.016	0.005	0.31
琵琶湖(南湖)	0.018	0.018	1.00
中海	0.081	0.067	0.83
穴道湖	0.058	0.057	0.98
兒島湖	0.217	0.190	0.88

資料來源：湖沼環境保全施策の基本的あり方について，湖沼對策檢討會報告，日本環境省，2004。

表 5.2.1-3 日本環境省指定 10 個整治湖泊水庫的水質變化(TN)

湖庫名稱	1985—1987 三年平均 (mg/L) (a)	2000—2002 三年平均 (mg/L) (b)	增減比 (b/a)
釜房水庫	0.52	0.60	1.15
霞浦湖	1.20	0.95	0.79
印旛沼	2.20	2.27	1.03
手賀沼	4.70	3.07	0.65
諏訪湖	1.17	0.89	0.76
野尻湖	0.38	0.11	0.29
琵琶湖(南湖)	0.34	0.34	1.00
中海	0.91	0.61	0.67
宍道湖	0.56	0.58	1.04
兒島湖	1.93	1.43	0.74

資料來源：湖沼環境保全施策の基本的あり方について，湖沼對策檢討會報告，日本環境省，2004。

表 5.2.1-4 日本環境省指定 10 個整治湖泊水庫的水質變化(COD)

湖庫名稱	1985—1987 三年平均 (mg/L) (a)	2000—2002 三年平均 (mg/L) (b)	增減比 (b/a)
釜房水庫	2.3	2.0	0.87
霞浦湖	8.6	7.5	0.87
印旛沼	10.7	9.5	0.89
手賀沼	20.7	11.1	0.54
諏訪湖	6.9	5.6	0.81
野尻湖	1.8	1.7	0.94
琵琶湖(南湖)	2.9	3.2	1.10
中海	3.6	4.8	1.33
宍道湖	4.0	4.5	1.13
兒島湖	9.9	8.5	0.86

資料來源：湖沼環境保全施策の基本的あり方について，湖沼對策檢討會報告，日本環境省，2004。

表 5.2.1-5 日本湖泊水庫水質改善方法

類別	水質改善技術	成本 <sup>a</sup>	建設工程需求	工期預估(年)	大規模化適用性	水處理技術可靠性 <sup>b</sup>	日本國內實績
湖沼內發生負荷之削減	底泥浚謀	I+R	有	1~5	有	○	有
	底泥覆蓋(湖內材料)	I	無	—	有	□	
	底泥覆蓋(湖外材料)	I	無	—	有	□	
	營養鹽不活性化處理	R	無	—	無	□	
	水產養殖業對策	—	無	—		—	有
湖沼內富優養化之控制	河口處理	I	有	3~5	有	□	
	湖沼分離	I	有	5~10	有	□	
	浮葉植物利用處理	R	有	1~3	無	×	有
	藻類去除	R	有	1~3	無	×	有
	殺藻劑、除草劑處理	R	無	—	無	×	有
	生態系控制	—	無	—		×	
	淨化用水導入	I+R	有	5~10	有	○	有
	湖水人工循環	I+R	有	3~5	無	□	
	深水層曝氣	I+R	有	3~5	有	○	
	湖水揚水型循環處理	I+R	有	3~5	有	□	
	底水層氧氣注入	I+R	有	1~5	有	□	
	地下水補注	I+R	有	3~5	有	□	
深水層選擇放流	I+R	有	3~5	有	□		
湖岸環境保護	汀型湖岸	I	有	1~10	有	×	
	植生湖岸	I	有	1~10	有	×	
<p>a. I：初期投資型；R：經常投資型；I+R：混合型</p> <p>b. ○：可靠；□：未定；×：不確實</p>							

資料來源：湖泊水質改善技術適用手冊，日本建設省土木研究所水質研究室，1987。

## 1. 底泥釋出抑制法

淤泥或生物體死亡沉積湖底，經分解重新回到湖水，常是湖泊重要的污染負荷。底泥釋出的污染物質以氮、磷及有機質如磺酸或腐植質等為主，前兩者會加速水庫的優養化，後者則會增加自來水三鹵甲烷形成的潛勢。

磷的釋出速率，受溶氧的影響很大。在好氧狀況下，因底泥中的鐵離子為正三價會與磷酸鹽結合成不溶性之  $\text{FePO}_4$ ，因此不容易釋出。但在厭氧狀態下，鐵離子為溶解度高之二價鐵，磷的釋出率較大。

底泥釋出的控制方法有：(1)提高底泥上層水的溶氧使之成為好氧狀態，使釋出率降低；(2)清除底淤泥，以降低底泥之釋出量；(3)固化底泥阻絕底泥之釋出。

### (1)提高底泥上層水的溶氧

一般採用曝氣法來提高底層水之溶氧，此法詳見下面「強迫湖水循環法」之說明。

### (2)底泥浚渫法

#### a.適合條件

- (a)水庫底泥之有機物及營養鹽(氮、磷)含量高。
- (b)水庫淤積，容量減少需要擴增蓄水量時。
- (c)有足夠的棄土區。
- (d)不會影響水庫正常使用。

#### b.浚渫方法

通常可分為浚渫船法及乾式挖泥法兩種。

##### (a)浚渫船法

本法是用浚渫船在湖面用抽泥、抓斗、怪手等抽取或挖取湖底污泥，然後用污泥管或脫水後用卡車運送棄土地方倒棄。成本較高，但對水廠出水量的影響較小。

##### (b)乾式挖泥法

將湖水放乾或分區放乾，直接用挖土機進入湖底挖淤泥脫水或不脫水運出。本法挖泥效率最高、成本較低，但湖失去蓄水作用，所以只適用於有替代水源者。

c. 浚渫程序(日本水道協會，1989)

本法其程序如下：

浚渫工程→搬運工程→處理工程(脫水工程)→處分工程

d. 浚渫效果

表 5.2.1-5 為對湖水 COD、SS、氮及磷等去除效果(日本水道協會，1989)。

表 5.2.1-5 底泥浚渫法之效果(日本水道協會，1989)

項目		去除率%	
顆粒狀	COD	底泥捲起上浮部分之	40 ~ 90
	TN		30 ~ 90
	TP		40 ~ 90
	SS		40 ~ 90
溶解狀	COD	浚渫前溶出負荷之	30 ~ 90
	TN		30 ~ 90
	NH <sub>3</sub> -N		30 ~ 100
	TP		30 ~ 100
		底泥耗氧速率降低 底泥表面氧化還原電位(ORP)升高 湖水濁度改善	

e. 所需經費

底泥浚渫法所需廢用包括佈管、浚渫、運土、污泥處理及處分等工程費用。  
總費用包括建設經費及維護操作費。

(a) 建設經費

$$C = a(Q \times \alpha)^b$$

其中，

$C$  = 工程費(元)

$Q$  = 底泥浚渫量

$\alpha$  = 底泥 COD、TN 及 TP 溶出率，與浚渫深度有關。

$a, b$  = 常數

(b)維護操作費

$$D = n \times Q$$

其中，

$D$  = 維護操作費(元/年)

$n$  = 常數

表 5.2.1-6 為日本優養湖泊採用底泥浚疏的實例及成本

表 5.2.1-6 日本優養湖泊底泥浚疏實例

湖沼	浚疏，運搬工法	浚疏場所	浚疏期間	浚疏面積 (ha)	浚疏土量 (m <sup>3</sup> )	填土，餘水處理方法	單位土量事業 (¥/m <sup>3</sup> )
諏訪湖	抽泥乘法	常水位 2.5 公尺以內深度之湖邊 浚疏土厚 50 公分	第一期浚疏 1969~1980	250	1,509,000	湖堤背後填土。 輸泥管送至岸邊 沉澱，浚疏土用 混凝劑處理。	1,525
			第二期浚疏 1981~1983	61.7	304,300		2,544
霞浦湖		湖內 3 處 流入河川 10 處	1975~1982	—	415,000	—	2,000
			1975~1983		101,400		4,379
印旛沼	抽泥乘法	新川(流入河川)	1976~1982	13	268,690	—	—
手賀沼	抽泥乘法	大掘川河口 大津川河口	1976~1982	—	107,584	—	4,480
湯の湖	抽泥乘法	湯之湖東北岸地區	1982	0.18	2,530	1,251	15,810
東鄉池	抽泥乘法	東鄉溫泉、淺津溫泉	1976~1982	—	220,000	沉澱池、過濾、 棄土	3,968
湖山池	抽泥乘法		1981~1982	—	73,000	於排泥管注入混 凝劑	4,192

(3)底泥覆蓋或固化法

有機物、營養鹽含量高之底泥，用化學性質較穩定物質覆蓋在上面，可減少底泥污染物質的溶出。覆蓋物可利用湖外的砂、土壤或下層之粘土，或使用塑膠、飛灰或水泥灰等。覆蓋厚度為數公分。

a.適合條件

- (a)附近有廉價之覆蓋材料。
- (b)底泥性質要適合於覆蓋。
- (c)覆物不能為有害物質。

b.覆蓋程序



c.效果

比較表 5.2.1-5 與表 5.2.1-7，可知本法效果較底泥浚渫法差。

d.成本

成本計算公式與底泥浚渫公式相同，但常數不同。

表 5.2.1-7 底泥覆蓋或固定法之去除效果

項 目		去除率%	
顆粒狀	COD	底泥捲起上浮部分之	40 ~ 90
	TN		20 ~ 90
	TP		20 ~ 90
	SS		20 ~ 90
溶解狀	COD	浚渫前溶出負荷之	30 ~ 90
	TN		20 ~ 70
	NH <sub>3</sub> -N		20 ~ 90
	TP		10 ~ 90

## 2. 強迫湖水循環法

對於較深的水庫，表層受到陽光照射，水溫較高，底層溫度較低，自然形成分層現象。一般底層因沉澱關係水質較差，又因底泥之耗氧及溶氧由表層傳輸關係，底層溶氧較低，甚至降至零。為了使底部保持好氧狀態，以抑制底泥營養鹽的溶出，或是使表層藻類流到較深沒有陽光的地方，使其而不能行光合作用而受到抑制，常使用本法，以強迫湖水混合，改善水質，使湖水循環的方法可藉由機械攪拌(如抽水機、渦輪翼、水車等)或用曝氣方法迫使湖水混合，打破分層現象。

### (1)方法

強迫循環法可分為全層循環法、深層曝氣循環法及二層分離曝氣循環法三種，如表 5.2.1-8 所示(李淳和，1988)。

表 5.2.1-8 強迫循環法之特性及效果(李淳和，1988)

	底層水質改善	藻類抑制	臭味抑制	操作影響	濁度問題	冷水魚增殖	溫水魚增殖	蒸發防止	優養化防止
(一)全層循環法									
1.間歇式	○	○	○	△	×	△	○	○	○
2.連續式									
(1)多孔管型	△	○	○	△	×	△	○	○	△
(2)揚水筒型	○	○	○	△	×	△	○	○	○
(3)揚水汞型	○	○	○	△	×	△	○	○	○
(二)深層曝氣循環法									
1.空氣式									
(1)陸上曝氣型	○	×	×	○	○	○	△	×	○
(2)向上流曝氣型	○	×	×	○	○	△	△	×	○
(3)向下流曝氣型	○	×	×	○	○	△	△	×	○
2.純氧式									
(1)陸上送氣型	○	×	×	○	○	○	△	×	○
(2)水中送氣型	○	×	×	○	○	○	△	×	○
(三)二層分離曝氣循環法	○	○	○	○	○	○	○	△	○

○：有效，△：效果有疑問，×：無效

a.全層循環法：

全層循環曝氣的目的除了供給氧氣外，並使湖水上下流動，打破分層現象，以改善底層水質和抑制底泥營養鹽的溶出，並把表層之藻類帶至下面無陽光處，以抑制其生長。

(a)連續式

歐美廣泛使用。大致可分為多孔管型(散氣式—Diffusion type)、揚水筒型及抽水汞型三種。多孔管型(見圖 5.2.1-1)於陸地上設有空氣壓縮機站房，用送氣管將壓縮空氣送至湖底再用散氣管或散氣盤將空氣變成氣泡擴散到底層水氣泡上升帶動水流，使湖水上下混合而打破分層。根據經驗每公頃湖面需曝氣量為 0.66 至 1 m<sup>3</sup>/min (日本水道協會，1988)。國內澄清湖及鳳山水庫之曝氣裝置即屬於這種型式(鳳山水庫尚在表層水裝有散氣設備，以加強曝氣量)。

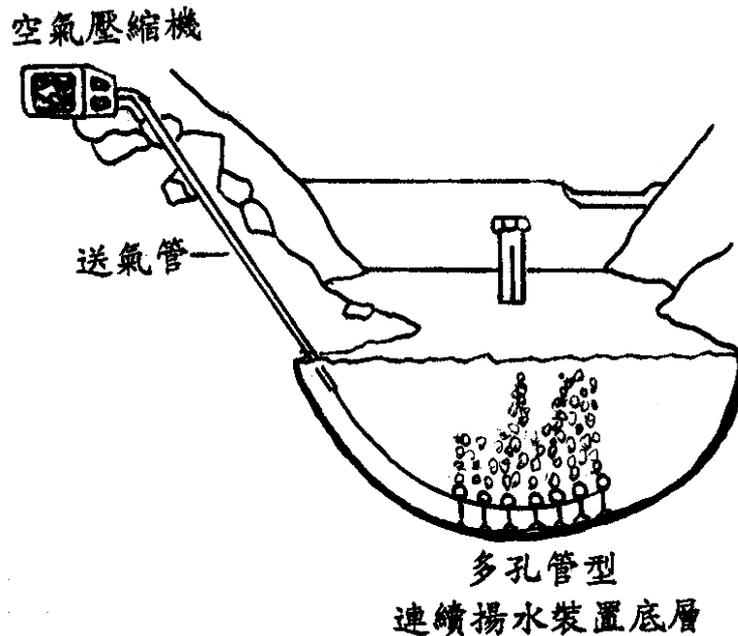


圖 5.2.1-1 連續揚水裝置

(b)間歇式

日本發展間歇式揚水筒法強迫湖水循環，其構造如圖 5.2.1-2 所示。本法是將空壓機將空氣送至空氣室，慢慢累積到虹吸管下端時，虹吸管會將室內的空氣一舉噴到筒內，變成炮彈狀之氣泡在筒內上升，推舉筒內的水到水面與表層水互

相混合，並向水平方向擴散。另一方面，隨著氣泡上升，底層水會由筒底被吸入筒內，補足被推舉上去的水。如此反覆操作，而達到攪拌混合的目的。本法的特點是設備及操作簡單，成本低，效果好。

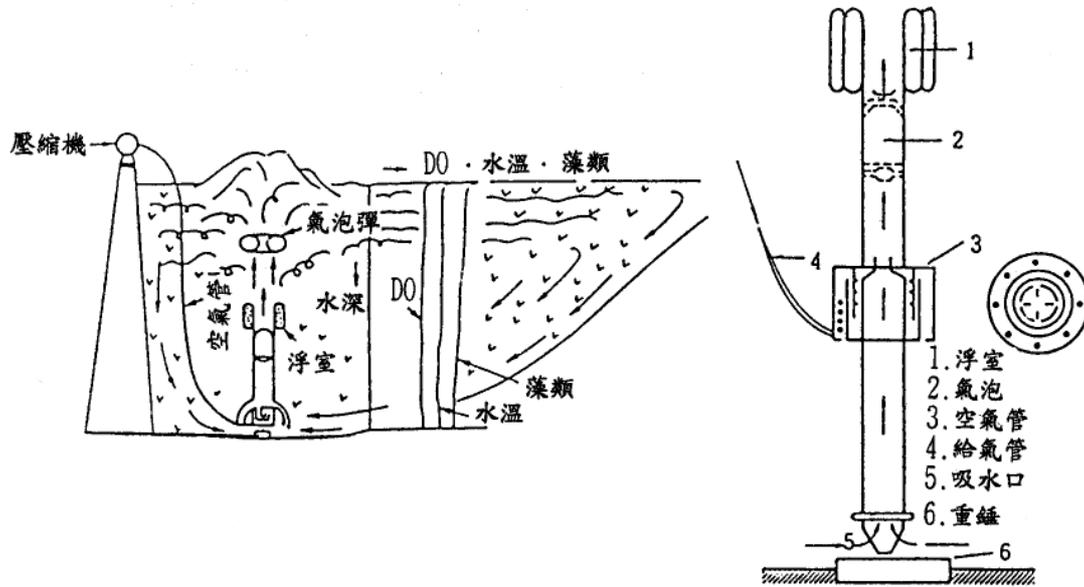


圖 5.2.1-2 間歇式空氣揚水筒(李淳和，1988)

b. 深層曝氣循環法

本法的主要目的是使底層水的溶氧增加，保持好氧狀況，以抑制底泥營養鹽(尤其是磷)的溶出。本法並不破壞湖水的分層，故不能抑制藻類的生長。本法可分為用空氣曝氣和用純氧曝氣兩種。

(a) 空氣式

本法可分為陸上曝氣型、向上流曝氣型及向下流曝氣型三種。圖 5.2.1-3 為深層空氣曝氣式設備。

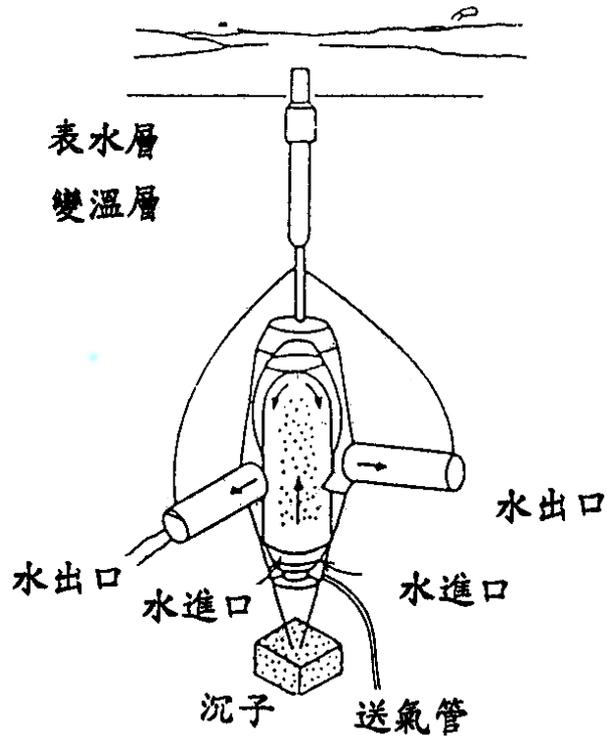


圖 5.2.1-3 深層曝氣循環機(李淳和，1988)

(b)純氧式

使用純氧氣體送至底層曝氣，見圖 5.2.1-4 及圖 5.2.1-5。前者是陸上送氣型，與全層空氣曝氣型相似，惟純氧送氣量少，只達到深層曝氣功能。

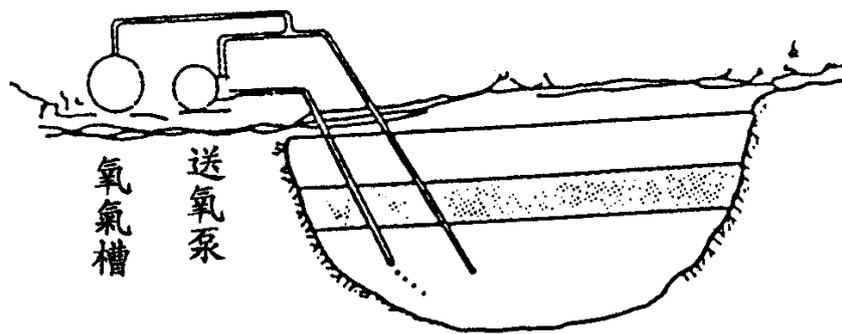


圖 5.2.1-4 純氧式陸上吹入型系統(李淳和，1988)

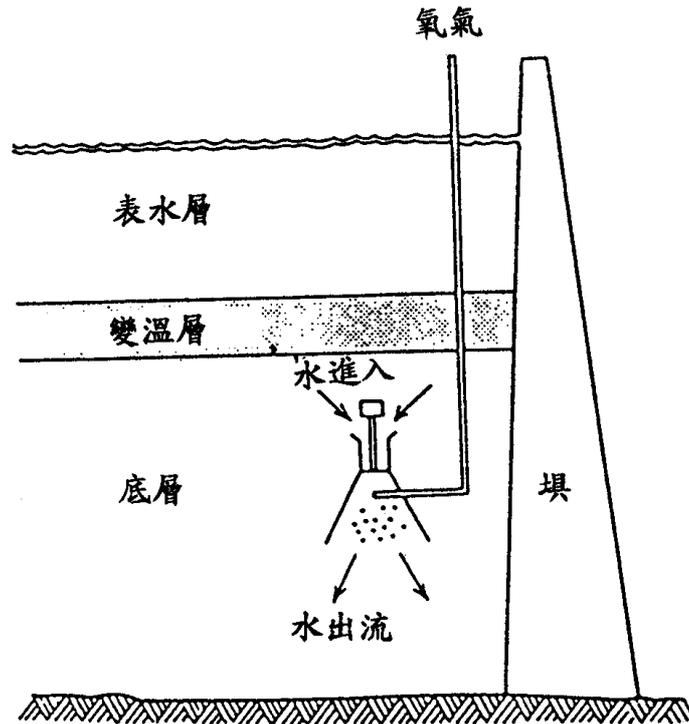


圖 5.2.1-5 純氧式水中吹入型系統之提案圖(李淳和，1988)

c. 二層分離曝氣循環法

在水庫表層及底層分別給予曝氣，適用在污染較嚴重之水庫。

(2) 適用條件和效果

根據小島貞男(1984)統計日本使用湖水循環成績不錯，在 9 個使用本法中，除了一個較淺的貯水池外，完全達到預期目的的有 3 個，充分達成預期目的的有 5 個。但美國使用全層循環法，對湖泊藻華減少的成績不盡理想。在 29 個使用本法的湖泊中有 7% 湖泊藻華減少，12% 的湖泊反而增加，其餘 81% 沒有增減的報告。根據他的檢討結果，要成功必須具備下列條件，始能控制浮游生物和達到防止異臭的目的。

a. 平均水深在 5 公尺以上

強迫循環法主要目的用來深層水厭氧環淨使之成好氧環境，以抑制底泥營養鹽(尤其是磷)的溶出。全層循環法更可打破分層，使表層之藻類被沒入深層無陽光處，以抑制其生長。因此本法較適用於湖水較深、有分層、底層水缺氧之優養的湖泊或水庫。美國有不少淺水湖泊或水庫的例子，使用本法來控制浮游生物，

必須與殺藻劑法併用。

b. 必須有充分的動力

每 1000 萬立方公尺湖水需要投入 5KWH 及 15KWH 的循環曝氣動力(揚水筒一至三個)。

c. 適當的曝氣設備

美國多數採用多孔管型曝氣循環法，幾乎沒有使用間歇式揚水筒。使用多孔管曝氣法的缺點是底層乃呈無氧狀態，不僅無法完全改善水質，且因連續曝氣，表層水捲入到中、底層湖水的效率不佳，所以對浮游生物的控制效果不佳。

d. 適當的操作

即使湖水水溫上下層相近或湖水因氣溫變化發生翻轉(overtun)的季節，仍需繼續曝氣操作，不可停止。溫暖地區，部分設施必須全年運轉。

### 3. 生物控制法

水庫優養的結果，造成浮游生物繁殖過多，影響水質，生物控制法是利用食物鏈的關係，將浮游植物吃掉。生物控制藻類的方法有下列幾種：

(1) 浮游動物法

利用某些浮游動物捕食藻類的特性，以控制水庫中藻類的數目。Bishop 指出湖水以每升 1000 隻浮游動物的濃度，約可降低 22% 光合作用速率。中國長春市南湖湖水裝在 3.7 立方公尺水池中，放入 250 克水蚤，28 天後總氮可去除 92.6%、總磷 89.8%、色度由 250 度降至 15 度。而利用食草性纖毛蟲的淨化效果也相當不錯。

理論上浮游動物法是可以控制藻類，但控制藻類後所繁殖出來的浮游動物，如何控制或去除，則是本法最大的難題。

(2) 魚貝類法

有些魚貝類以浮游生物為食物，可去除水中之浮游生物。依據沈氏等(1992)之研究，白鰱(*Hypophthalmichthys molitrix*)每小時可攝食體重 1.4~1.6% 的藻類(乾重)，如以每日 15 小時進食標準作計算，每天可濾食體重二倍以上之藻類(濕重)。然而如以濾食浮游動物之魚類如黑鰱(*Aristichthys nobilis*)則不利於藻類之

控制。

### (3)水生植物法

在湖邊或湖中種植水植物、浮葉植物、沉水植物或浮游植物，利用植物生長吸收湖中氮、磷甚至重金屬，成長到一定階段再將植物收獲處理，以達到去除湖水氮、磷和淨化水質的目的。其中又以浮葉植物較常用。

#### a.方法

部分水庫或湖泊於湖岸淺水帶，常滋生大型之水草，或於淺水區水面滋生漂浮性植物如布袋蓮、浮萍或水苔等。每於生長季節因植物大量生長，死亡腐爛而造成水質之惡化。國外一般藉機械採割，以防止其影響水質(Cook et al., 1991; Peterson et al., 1994)。然而需要收割設備與人力，處理費用頗高，且收割之水草處置亦是問題，雖然可提供作為家畜飼料或其他製品之原料，然必須有前處理程序，因水草之高含水量，一般飼料必需處理至含水量為 80—85%。在熱帶及亞熱帶區域則以飼養草魚(*Ctenopharyngodon idella*)以控制大型水生植物之滋生，每生產一公斤草魚可消耗 *Wolffia* 水草 37 公斤，*Lemna* 水草 41 公斤或 *Uallisera* 水草 101 公斤(FAO, 1983)。雖然大型水生植物生長速率快，相對的對營養鹽之需要量大，在水庫或湖泊淺水區種植水生大型植物，以去除湖岸帶之營養物質，其對水體中營養鹽之去除效果十分有限。因為著根性水生植物之營養鹽主要藉其維管束系統來自沉積底泥，原本不會再釋出於水體的營養鹽可能因藉大型水生植物而再度釋出於水體，基本上如同營養鹽泵(nutrient pump)的作用(Carignan, 1981)。雖然有人利用漂浮性水生植物如布袋蓮、浮萍等以去除水體中之營養物質，然必須於水庫或湖泊外處理才可行。此外也有上述水生植物之遮蔽效果以防止湖泊或水庫中之藻類生長，但是上述植物光合作用所產生之氧氣係釋回大氣中為主，下層之藻類又因無日光而無法光合作用，反而造成水體之缺氧。所以上述方法用以防止藻類生長仍是選擇性或有條件下使用。

#### b.適用條件

(a)氣候寒冷地區，植物生長緩慢不適用。對亞熱帶台灣尤其是南部，氣溫高、陽光足，最適宜。

(b)必須有足夠的湖表面積，供植物生長。

(c)水生植物含水量高。必須有再處理的技術和能力，否則造成二次公害。

c.效果

(a)去除水中之氮、磷及金屬離子，去除量約等於收割植物內這些成分之含量。

(b)浮葉植物和漂浮植物遮蓋水面之陽光進入水中，有抑制藻類生長之功效。

(4)其他生物方法

以生物控制藻類還有以藻類病毒(algal viruses)以控制藍綠藻(Saffermamn, 1973; Muchmore, 1978)，最初於 1960 年所發現的分解病毒係分解氈藻屬，以後才陸續發現分解藍綠藻中魚腥藻屬、微囊藻屬、束絲藻屬、腔球藻屬及膠刺藻屬的藻類，受病毒感染的藻類細胞對 CO<sub>2</sub> 固定，呼吸活性，蛋白質合成及固氮作用均發生影響。受感染之 *Plectonema boryanum* 藻 2.5-3 小時 CO<sub>2</sub> 固定能力減少，5 小時死亡並開始分解。除了病毒控制藍綠藻外尚有以放線菌、細菌及黴菌以控制藻類，此類方法與技術使用藻類數量濃度大時才有效。

在湖庫中控制藻類，亦可利用光線強度以控制藻類之光合作用，方法有減少光線在水體中之穿透性，使控制藻類族群經混合水層後，而移往水體之深層光線較差處。減少光線穿透的方法有(i)水表面以不透光性之遮蔽物或漂浮物遮蔽，(ii)水中添加吸光劑如食用色素，(iii)散佈塑膠球或煤灰等方法。上述方法僅適用於特殊使用水體或小面積水體(Pastorlk et al., 1982)

#### 4. 湖中去藻法

湖中去藻方法可分為化學藥劑殺藻法和湖水濃縮除藻法兩種。常用的化學藥劑以硫酸銅最普遍，此外尚有高錳酸鉀等

(1)硫酸銅

a.方法

硫酸銅(CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O)可抑制藻類的光合作用與細胞分裂作用，在低濃度時，即可對大多數的藻類造成傷害，尤其是鞭毛蟲類及藍綠藻，是一種很好的除藻劑，而且硫酸銅對藻類造成毒害之劑量並不會對魚類和人類造成毒害。

硫酸銅的施用是否有效，其用量是一項重要因素，而其用量又視湖泊中的藻類、有機物含量、水的硬度、CO<sub>2</sub> 的含量、水溫、魚類及水量等而定，例如：在硬度、鹼度較高的水中，銅較快形成氫氧化物和碳酸鹽的沉澱，故在此種水體中

所施用的硫酸銅劑量就需加以提高，方能達到一定的效果。Mackenthun 的報告指出，若湖水的鹼度在 40 mg/L 以上，則  $\text{CuSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  的用量約為 1 mg/L，若鹼度低於此，則需硫酸銅約 0.3 mg/L。在鹼度高的水體中，硫酸銅用量提高，對魚類而言，在硬水中對銅的抵抗力也提高，所以在高鹼度的水中，0.5 ~ 2 mg/L 的硫酸銅不會對魚類造成毒害。Fair et al. (1970)指出，每 10 mg/L 鹼度(以  $\text{CaCO}_3$  表示)要增加 5%的硫酸銅劑量，每 10 mg/L 的有機物含量要提高 2%的用量。

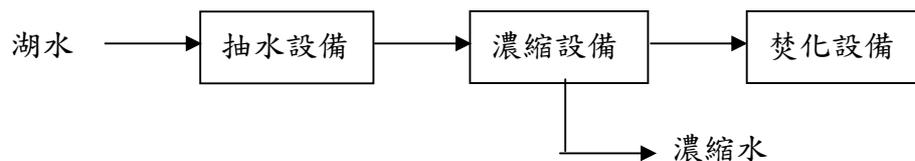
b.效果

(2)湖水濃縮除藻法

a.方法

本法是抽取湖水過濾，將過濾出來之藻類再濃縮候高溫(約 1,700°C)焚化。

處理的過程如下：



b.適用條件

- (a)有局部性大量藻類繁殖之水域。
- (b)有局部性臭味問題之水域。
- (c)有回收藻類之處理技術，如掩埋或焚化再利用等之技術。

c.效果

日本霞浦湖 1976 年起使用專船清明號和美浦號分別用不同的方法濃縮藻類，都可去除 90%以上之藻量，但最大處理能力清明號每小時 20m<sup>3</sup>、清明號 70m<sup>3</sup> 湖水，每日操作 7 小時，分別可處理 150m<sup>3</sup>、500m<sup>3</sup> 左右湖水。

## 5. 選擇性取水或放水法

(1)方法

水庫底層之懸浮固體物、營養鹽、鐵及錳含量較高，DO 較低，水質較差。

而表層因光合作用藻類濃度較高。自來水抽水時可利用孔式取水設備或採取水時避開水質不好點。反之可在進水充足之季節由底層或表層排除不良水質，亦可藉由水庫的排砂設備，將沉泥及不良庫水排除。

## (2)適用條件

- a.水質有明顯好壞分層。
- b.有適當的閘門可操作或放置抽水機。

## 6. 人工浮島

人工浮島(Artificial Floating Island, AFI)，為一漂浮於水面上且於浮體上栽植植物之人工浮體結構。一般應用在水位變動較大與波浪衝擊較大之湖泊水域，利用人工浮島及其植生，達成水岸環境復育、水質境化及生物棲息空間創造之功能。人工浮島的功能包括(1)生物棲息與多樣性；(2)水質淨化機制；(3)景觀綠化改善；(4)消波及護岸效果。從 1990 年代至 2000 年底，日本國內總共有 2000 座人工浮島應用於湖泊水庫(中村圭吾，2001)。

人工浮島之構造可分為二類，一為濕式人工浮島(見圖 5.2.1-6)，即採用可透水之材料，於透水材料上種植水生植物，使植物之根系可直接於水面接觸；另一為乾式人工浮島(見圖 5.2.1-7)，採用不透水性浮體材料，於浮體上種植陸生植物或景觀植物等，植物體不直接接觸水體，水面下部份則採用附掛接觸反應材等。無論採用濕式或乾式，皆可利用水面下之植物根系或接觸反應材等提供藻類附著、微生物生長、浮游動植物場所，藉由藻類及微生物之生物反應，達到水質淨化效用(Shimatani et al., 2003)。

人工浮島除了可直接應用於湖泊、水庫沿岸，另也可搭配人工湖內湖(Artificial Lagoon)應用。人工湖內湖主要是利用石頭堆積作堤或其他工法將湖體分割出小湖，形成一處受限之水域即為人工湖內湖。一般人工湖內湖應用於河川流入湖泊水庫處，藉由於河川匯入湖泊水庫內部構築人工湖內湖，可先攔阻並導引河水進入湖內湖，則入流河水經湖內湖處理後再流入湖泊水庫。依據日本霞浦湖經驗，人工湖內湖的構造可分為泥留區、沉澱區、一般沉澱區、壩體等，利用重力沉降原理控制水流停留時間，使入流水中的顆粒沉降在湖內湖，有效減少

流入湖體的污染負荷。

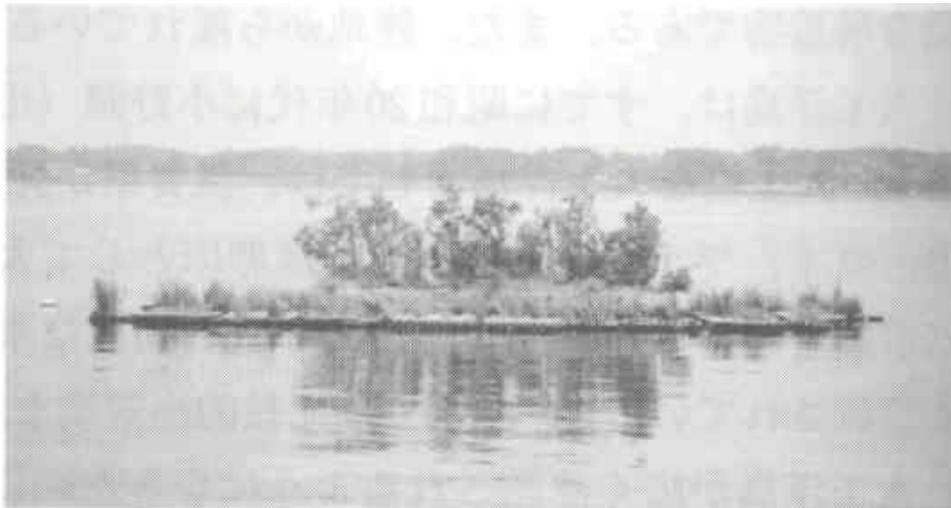


圖 5.2.1-6 人工浮島(乾式)  
(資料來源：島谷幸宏等人，河川・湖沼の水質淨化，2003)



圖 5.2.1-7 人工浮島(濕式)，霞浦湖土浦港  
(資料來源：島谷幸宏等人，河川・湖沼の水質淨化，2003)

## 5.2.2 日本湖泊水庫營養鹽案例分析

### (A) 琵琶湖

日本第一大淡水湖琵琶湖(Lake Biwa)(圖 5.2.2-1)是大阪、京都的主要水源地。上個世紀 60 年代經濟高速增長，琵琶湖的環境遭到嚴重的污染與破壞，工業排放使湖水優養化，水質下降，赤潮、綠藻時有發生，淺水區更是堆滿了漂浮來的各種生活垃圾。從那時起，當地政府開始加強琵琶湖的綜合治理和公害防治工作。投入整治琵琶湖的工作，經由政府的推動與當地的配合，先後推出了「琵琶湖優養化防止條例」、召開「世界湖沼會議」、「琵琶湖景觀條例」及「蘆葦群落保全條例」，又推動民眾使用無磷的洗滌劑，經過十多年的努力，琵琶湖不但回復到原貌，而且也成為重要的觀光據點及湖泊整治成功的範例。



圖 5.2.2-1 日本琵琶湖及水質監測站位置  
(資料來源：日本琵琶湖網站；<http://www.pref.shiga.jp/biwako/koai>)

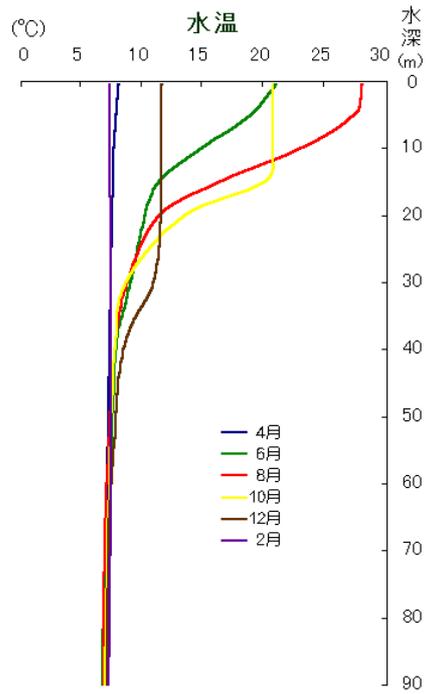


圖 5.2.2-2 日本琵琶湖 1996 年水溫變化圖  
(資料來源：日本琵琶湖網站；<http://www.pref.shiga.jp/biwako/koai>)

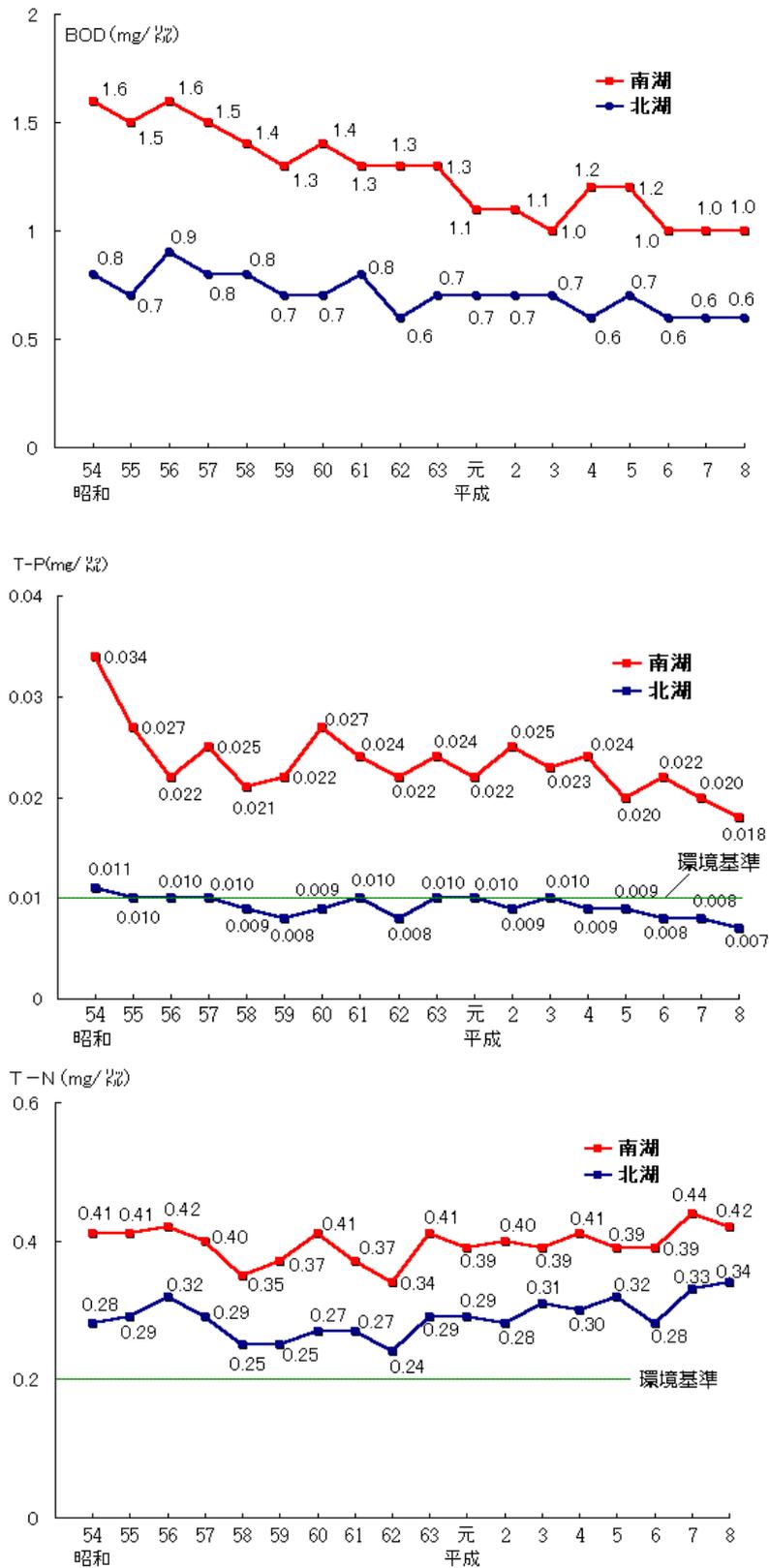


圖 5.2.2-3 日本琵琶湖 1979 至 1996 年 BOD、TP 及 TN 變化情形  
 (資料來源：日本琵琶湖網站；<http://www.pref.shiga.jp/biwako/koai>)

## (B) 霞浦湖

日本霞浦湖(Lake Kasumigaura) (圖 5.2.2-4)位於茨城縣，為日本第二大湖。從 1965 年起水質開始遭受污染，湖水中的藻類大量滋生，引起水質惡化，並產生惡臭。其中更於 1973 年時發生藻類大量繁殖，造成嚴重優養化，湖中缺氧及水中大量生物死亡，因此日本政府遂於霞浦湖之支流—川尻川入流口設置人工湖內湖(Artificial Lagoon)植生淨化設施，並搭配人工浮島(Artificial Floating Island)，以進行湖泊污染整治。整體單元配置共分為泥留區、沉澱區、一般沉澱區、土堤或石堤、湖岸植生帶，設計資料如表 5.2.2-1 所示(Nakamura(中村圭吾) and Shimatani(島谷幸宏), 1997；中村圭吾，2001；Zhen, 2002)。此實驗之研究報告內容整理如下(張文亮，民國 93 年)：



圖 5.2.2-4 日本霞浦湖及水質監測站位置  
(資料來源：Lake Kasumigaura Database)

表 5.2.2-1 日本霞浦湖淨化設施之設計資料

項目		計畫量		備註
處理水量		6 cms		
處理對象		川尻川		流域面積：9.02 平方公里 人口：1,300 人 林地面積：348 公頃 農田面積：380 公頃 養豬頭數：4,193 頭
淨化方式		人工湖內湖 + 人工浮島		水力停留時間為 1.5 小時
處理 單元	單元	沉澱區	一般沉澱區	
	停留時間	0.5 小時	1 小時	
	水深	約 1 m	約 1 m	泥留區水深 2 m
	容量	10,800 m <sup>3</sup>	21,600 m <sup>3</sup>	
	面積	7,350 m <sup>2</sup>	21,600 m <sup>2</sup>	泥留區面積 2,718 m <sup>2</sup>
	寬	平均 45 m	296 m	
	長	165 m	70~165 m	
去除率		懸浮固體物：50 % 總氮：20~50 % 雨水逕流總磷：35 %		

資料來源：整理自中村圭吾等，「河口設置人工湖內湖之污濁負荷制御」，2001。

- 一縮小的人工浮島，長 2 公尺，寬 2 公尺；置於長 4 公尺，寬 4 公尺，深 1.5 公尺的試驗水槽(experimental plots)中。水槽有三個，一個上面的親水出水性植物每年採收一次，一個沒有採收，一個未放浮島作為對照者。而後取來「當地」天然植生的草本植物。二十餘種，陸續種在人工浮島上，植物由生長的狀況，演替的優勢性與對水質中營養物質的吸收能力，篩選出六種，分別為茭白(*Zizania latifolia* T.)、香蒲(*Typha latifolia* L.)、莞(*Scirpus triangulates* Roxb.)、黑三稜(*Sparganium erectum* L.)、鳶尾(*Iris pseudacorus* L.)與蘆葦(*Phragmites australis*)。
- 在優養湖(霞浦湖)中進行這六種水生植物的植生試驗，人工浮島長約 100 公尺，寬 9.5 公尺，浮島包括 40 個正方形的元件(segment)，長寬各為 4.5 公尺

(見圖 5.2.2-5)。元件是由不銹鋼管作為支架，管內放置發泡棉，以增加浮力。在不銹鋼架上再放一聚乙烯製的植生板，上面鑽有植生孔。試驗性的六種植物，依序種入成株於植生孔中，每一元件內祇種一種植物。元件下放有混凝土固定樁。

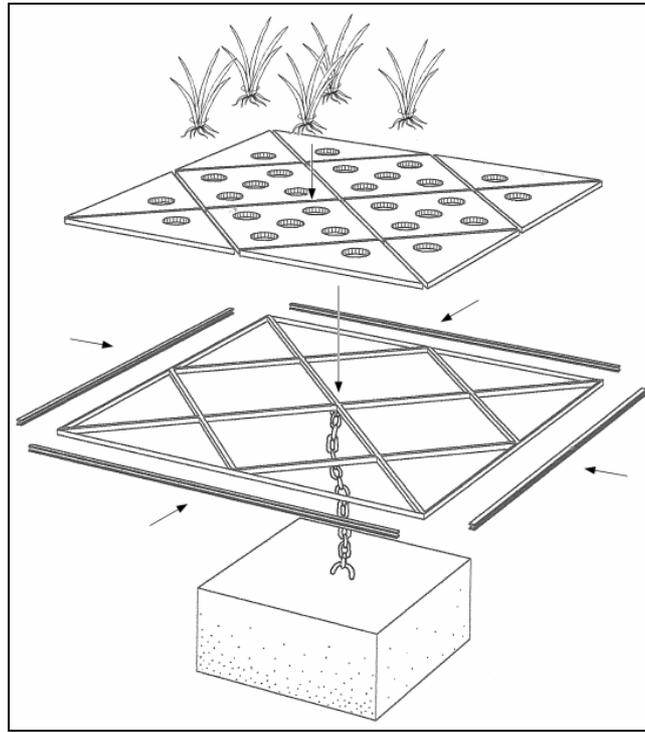


圖 5.2.2-5 Nakamura 與 Shimatani 所設計的人工浮島

- 在人工浮島完工後繼續觀察植物生長的狀況與水質淨化的果效。發現這六種親水性植物又在狹窄的人工浮島上繼續競爭，顯然植物不視人工的元件是限制他們生長的疆界。最後蘆葦成為最優勢的族群，其次是茭白的族群，其他的四種植物在一年之內，幾乎都被取代，這對於人工浮島在景觀具有的功效，是一種警訊。
- 在人工浮島的前方 25 公尺處、人工浮島 25 公尺、75 公尺及人工浮島後方 50 公尺處採取水樣分析化學需氧量分別為 9.1、4.9、3.6 與 1.8mg/l，比較人工浮島前後方的化學需氧量去除率約為 80.2%。值得注意的是，在冬天採收植株後，人工浮島底下的化學需氧量反而增加，這證明在此時，植物將營養份轉至根部，而移除莖葉造成地下莖的死亡，使得營養份又流失到水中，增加

水中化學需氧量。

這是不能將出水性植物在溼地上生長的特性，直接應用到優養水中。蘆葦在溼地只要新芽有機會冒出水面，就有很大的機會可以生長，但是在水面上，水浪使得蘆葦的新芽不斷被水浸泡，以至隔年的復出率低於 50%。植株長得少，第二年吸收水中氮、磷的果效就大打折扣，因此建議一個矛盾的意見，就是不要去採收人工浮島上的植物，但是若不定期採收，還是沒有將水中氮、磷移除水域系統。

- 在實驗中發現在人工浮島生長的蘆葦，每年每平方公尺生長的乾重為 8.72 公斤，是該地區蘆葦天然生長量的 5 倍。研究者認為可能是浪帶來較多的營養份與溶氧，使蘆葦能超乎自然的生長量繁殖，但是另一方面又發現蘆葦密生的根區呈現厭氧現象，不僅有硫化氫惡臭，而且所生長的無脊椎動物主要仍以厭氧優勢的紅蟲(*Tubificidae* sp.)為主。
- 此外，也發現人工浮島下的底床的粗質粒徑增加，這是人工浮島消浪後，增加水底的淤積，產生陸域化的現象。蘆葦長得過密，其旺盛的蒸散作用也會減少水域水量，這對於在水庫營建蘆葦人工浮島是要額外提防。
- 這個的研究發現是建立在施工後繼續的監測環境水質、底泥、水生物與植物族群的演替才獲得。這也是生態工程不該是工程作完，就立刻驗收的主因，那樣的行政流程，是對生態系統太粗暴了，應該有一年以上的繼續監測，才能作生態工程的驗收。這篇研究常作為台灣推動在水庫建置人工浮島改善水質的支持，事實上，原作者是將人工浮島的正、反兩面同時呈現。

### (C) Lake Jonuma

日本亦於 Lake Jonuma (Zhen, 2002)，其上游因集水區內農業活動造成嚴重之非點源污染，故建置面積達 100 平方公尺之人工浮島，以淨化流入湖入之水質，同時提供當地鳥類與其他生物絕佳之棲地。

### 5.3 歐洲及中國大陸湖泊水庫營養鹽控制策略

位於歐洲義大利的 Lake Annone (圖 5.3-1) 與丹麥的 Lake Sobygaard 兩座湖泊，其採用包括底泥清除、生物控制等復育策略，並佐以結構性動態模式 (structural dynamic model) (Jørgensen and de Bernardi, 1997; Jørgensen, 2002) 進行水質模擬，成功削減了原本過高的磷酸鹽濃度和嚴重優養化的水質。



圖 5.3-1 義大利的 Lake Annone

中國大陸從事湖泊水庫之重點水質復育工作，包括長江中下游鄱陽湖、洞庭湖、太湖、洪澤湖、巢湖等五大淡水湖泊、雲南滇池及撫仙湖等。巢湖已進入富營養化階段，太湖、洪澤湖正向富營養化階段過渡，鄱陽湖已趨於中營養化階段，洞庭湖也在向中營養化階段發展。

由中國科學院南京地理與湖泊研究所等 8 單位的湖泊專家承擔的中國科學院知識創新工程重大專案“長江中下游地區湖泊富營養化的發生機制與控制對策研究”，經過兩年多的研究結果推論，發生矽藻、藍藻水華是造成湖泊富營養化的“元兇”，並選定了太湖梅梁灣為生態恢復建設示範區，提出一套太湖水生植被恢復的關鍵技術。其中一種方法(圖 5.3-2)是種植菱角，用以穩定底泥及降低水浪

的擾動。



圖 5.3-2 中國大陸的太湖種植菱角

雲南滇池流域(圖 5.3-3)隨著經濟發展和城市化加快，人口急劇增加，大量污染物不斷流入滇池，也導致滇池水質嚴重的優養化，藍藻、水葫蘆滋生蔓延。滇池的污染治理採取了點源治理(含工業源及城市污水)及管理措施為主，至 2000 年底共完成治理項目 65 個。建成了 4 座污水處理廠，完成了盤龍江中段、大觀河等河道截污疏浚和大清河、船房河截污工程，城市污水處理能力達 36.5 萬噸。完成草海底泥疏浚一期工程，清污面積 430 萬平方公尺。透過這一階段的綜合治理，滇池水質的透明度由 0.34 公尺提高到 0.47 公尺，且砷和重金屬污染已得到有效控制。滇池污染治理已取得了階段性成效。



圖 5.3-3 雲南滇池觀鷗渡輪

雲南省澄江縣撫仙湖位於雲南省澄江縣右所鄉馬房村旁，為窯泥溝河入撫仙湖處，窯泥溝河為流經澄江縣城後入撫仙湖的主要河道之一，每年流入湖污水接近 300 萬噸。場址係由原來的 0.26 公頃之菜園和魚塢改建而成。由中央科學院南京地理湖泊研究所設計建設，每日處理水量達 3,500 至 10,000 噸，年處理污水約 300 萬噸，可滿足處理完窯泥溝污水之需求，一期工程經費投資人民幣 169 萬元。河中污水經攔污閘去除垃圾及漂浮物後，引入人工濕地系統。該場址為溝渠表面流型，分區域種植香蒲、蘆葦、水芹菜、菱角、慈菇、水竹等 10 多種水生植物，水中污染物透過系統自然淨化處理後再經過濾池過濾後流入湖中，其總氮量、總磷量去除率分別為 50% 和 40%，懸浮固體去除率達 80 % 以上，而化學需氧量和生化需氧量分別去除 60 % 和 50 %。另外，該場址每年可提供 30 多噸鮮魚和水生蔬菜，其經濟收入可支付部分操作管理費用。

## 參考文獻

1. 美國五大湖網站；<http://www.great-lakes.net/lakes/>。
2. 美國環保署 Clean Lakes Program 網站；  
<http://www.epa.gov/owow/lakes/cllkspgm.html>。
3. 美國田納西流域管理局網站；<http://www.tva.gov/index.htm>。
4. <http://www.solarbee.com/bulletin.shtml>。
5. <http://www.lasinternational.com/welcome.php>。
6. McKnight, D. (1981). "Chemical and biological processes controlling the response of a freshwater ecosystem to copper stress: a field study of the CuSO<sub>4</sub> treatment of Mill Pond Reservoir, Burlington, Massachusetts," *Limnol. Oceanogr.* 26: 518-531.
7. Tai, C. C., 公共建設之自然系統保護和水資源管理，2004年生態工法國際研討會，台北，Feb. 13-14，2004。
8. Gibson, G., Carlson, R., Simpson, J., Smeltzer, E., Gerritson, J., Chapra, S., Heiskary, S., Jones, J., and Kennedy, R. (2002). Nutrient Criteria Technical Guidance Manual-Lakes and Reservoirs, 1st edition, U.S.EPA, EPA-822-B00-001.
9. 湖沼環境保全施策の基本的あり方について，湖沼對策檢討會報告，日本環境省，2004。
10. 湖泊水質改善技術適用手冊，日本建設省土木研究所水質研究室，1987。
11. 湖沼、貯水池を對象とした水道水源保護手冊，日本水道協會，1989。
12. 岩田修正，水質優養化管理對策研討會，台灣經濟研究院及淡江大學主辦，經濟部科技顧問室委辦，民國 79 年 4 月。
13. 中村圭吾，河口設置人工湖內湖之污濁負荷制御，2001。
14. 郭振泰、吳先琪、李鴻源，澄清湖底泥淤泥清除研究，台灣大學土木工程研究所執行，台灣省自來水公司委託，民國 79 年 7 月。
15. 李淳和，強制循環に伴う湖水水質の變化とその要因に関する研究，日本東北大學土木工學科博士論文，1988。
16. 小島貞男，ガビ臭味對策とにの湖水人工循環法之經驗，用水と廢水，Vol.26, No.8, pp.837, 1984。
17. 島谷幸宏、細見正明、中村圭吾，河川・湖沼の水質淨化，株式會社 ソフトサイエンス社發行，2003。
18. Shimatani, Y., M. Hosomi, and K. Nakamura. (2003). *Water Quality Improvement by Ecotechnology*, Soft Science, Inc. Tokyo Japan.
19. Nakamura, K., and Y. Shimatani. (1997). "Water purification and environmental

- enhancement by artificial floating island," Proc. Of Asia Waterqual in Korea, IANQ. P.888-895.
20. 張文亮，生態工程學上課講義，台灣大學生物環境系統工程學系，民國 93 年。
  21. 郭培章、宋群，中外水體富營養化治理案例研究，中國計劃出版社出版，2003 年 5 月。
  22. 日本琵琶湖網站；<http://www.pref.shiga.jp/biwako/koai>。
  23. Mother Lake 21 Plan，賀茲縣琵琶湖環境部，2000。
  24. Lake Kasumigaura Database;  
<http://www-cger2.nies.go.jp/moni-e/gems/database/kasumi/dataprof/station.html>。
  25. Zhen, H. X. (2002). Ecological engineering techniques for lake restoration in Japan, RiverEnvironment Group Public Worksresearch Institute Tsukuba International Center, JICA.
  26. Jørgensen, S. E. (2002). *Integration of Ecosystem Theories: A pattern*, 3rd ed., Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands, 428 pp.
  27. Jørgensen, S. E., and R. de Bernardi. (1997). "The use of structural dynamic models to explain the success and failure of biomanipulation," *Hydrobiologia*, 379:147-158.
  28. Mitsch, M. J., and S. E. Jørgensen. (2004). *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*, John Wiley & Sons, Inc. New Jersey.
  29. Peterson, S. A., W. L. Smith, and K. W. Malueg. (1994). "Full-scale harvest of aquatic plants: nutrient removal from a eutrophication lake," *Journal/Water Pollution Control Federation*, 46:679-707.
  30. FAO(Fishery and Agricultural Organization). (1983). "Freshwater aquaculture development in China," FAO Fisheries Technical paper, No.187, FAO, Rome, Italy, p.124.
  31. Carignan, R. (1981). "A empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes," *Can. Jour. Fish. Aquatic Science*, 39:243-247.

## 其它參考文獻

1. Chapra, S. C. (1997). *Surface Water-Quality Modeling*, McGraw-Hill, New York, 844 pp.
2. Di Toro, D. M. (2001). *Sediment Flux Modeling*, John Wiley & Sons, Inc., 624 pp.
3. Lung, W. S. (2001). *Water Quality Modeling for Wasteload Allocations and TMDLs*, John Wiley & Sons, Inc, 333 pp.
4. Thomann, R. V., and Muller, J. A. (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*, Harper & Row, New York, 644 pp.
5. Reckhow, K. H., and S. C. Chapra. (1983). *Engineering Approaches for Lake Management* (2 volumes), Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.
6. Mancini, J. L., G. G. Kaufman, P. A. Mangarella, and E. D. Driscoll, J. (1983) Technical Guidance Manual for Performing Waste Load Allocations, Book IV: Lakes and Impoundments, Chapter 2: Nutrient/ Eutrophication Impacts, U.S.EPA.
7. Straškraba, M., and J. G.. Tundisi. (1999). Guidelines of Lake Management, Volume 9: Reservoir Water Quality Management, International Lake Environmental Committee Foundation, Shiga, Japan.
8. Tomaszek, J. A., and E. Czerwieniec. (2000). "In situ chamber denitrification measurements in reservoir sediments: an example from southeast Poland," *Ecological Engineering*, 16: 61-71.
9. Wagner, I., and M. Zalewski. (2000). "Effect of hydrological patterns of tributaries on biotic processes in a lowland reservoir-consequences for restoration," *Ecological Engineering*, 16: 79-90.
10. Asaeda, T., H. S. Pham, D. G. Nimal Priyantha, J. Manatunge, and G. C. Hocking and E. (2001). "Control of algal blooms in reservoirs with a curtain: a numerical analysis," *Ecological Engineering*, 16: 395-404.

## 第六章 國內水庫問題及診斷方法

### 6.1 國內水庫藻類現況與問題

有關國內水庫之藻類相，過去並未進行過普查，而只是有些較被重視的水庫曾經有一些調查研究。曾被每個月調查研究且持續進行的僅翡翠水庫(吳，民國76至93年)。其次是每季調查的德基水庫(陳等人，民國90至93年)。其他水庫多斷斷續續之調查，有的甚至完全闕如。

最早有系統地進行水庫藻類調查的是在行政院衛生署環境保護局時期，由莊局長推動(莊等人，民國73至76年)，對國內一些主要水庫如翡翠水庫、石門水庫、曾文水庫、日月潭水庫、德基水庫等之藻類相作調查分析。此外，在民國79年間環保署推動的甘泉計畫之下，也曾對十二個水庫作過水質和藻類的調查(郭等人，民國79、80年)。不過，雖然以前曾有過這些調查，但是略嫌年代久遠，許多水庫欠缺較新的資料，有重新調查之必要。在環保署指定之十一個水庫中，僅明德水庫、澄清湖水庫、仁義潭水庫、蘭潭水庫、牡丹水庫等有較新的藻類相資料，顯然地，其他水庫之藻類資料需要更新。

若依過去之資料來看，環保署指定之十一個水庫中，多是已有若干程度優養化的水庫，其藻類相常由少數種類形成優勢。其中有許多藻種會形成藻華現象，如微囊藻(*Microcystis*)、葡萄藻(*Botryococcus*)和甲藻(*Peridinium*)等；有些會產生臭土味、霉味等異味，如顫藻(*Oscillatoria*)、魚腥藻(*Anabaena*)、尖頭藻(*Raphidiopsis*)；有的體型較大，常造成自來水廠的濾床阻塞。

會產生藻華的種類，如微囊藻(*Microcystis*)，經常會產生有毒物質：微囊藻毒(*microcystins*)，它是一種肝毒，對於國人健康有深遠的影響。尤其此藻種在國內水庫之分布很廣，是目前威脅性最大的藻種。

會產生臭土味、霉味等異味的藻類也在許多水庫發生，它曾造成高雄地區嚴重的飲用水問題，對水資源也是極具威脅。

水質優養化後滋長的許多藻類會產生細胞外有機物質，它也會影響水質，有時會造成有毒物質三氯甲烷的增加。藻類與國內水庫之水質有密切關係，有深入調查和探討的必要。

### 6.1.1 國內水庫藻類診斷方法

依水庫物理化學環境之不同，及所含的生物性營養成份有機物質及初級生產力和營養位階(trophic status)之高低，吾人可將湖泊水庫界定出貧養(oligotrophic)、中度營養(mesotrophic)及優養(eutrophic)等階層，並反應出湖泊和其集水區的特質及水質污染的程度。一般通稱之水質優養化(eutrophication)主要是指水中營養成份因污染而增高，導致水中藻類數量增多的一種現象。水質優養化可能由自然或人為造成，一般通稱之水質優養化主要是指人為造成的。例如水庫集水區內之不當開發利用，導致點源或非點源污染之污染物排入溪流，而使得水中某些營養鹽濃度增高，進而造成水體呈現優養化現象。

當水庫發生優養化現象時，有些藻類不能適應優養化發生時所形成的特殊物理化學環境，例如低溶氧、高酸鹼度、高氨氮濃度、高硝酸氮濃度等環境，因而不能存活；反之，有些藻比較喜好上述的環境而成長得更好，因此造成數量上優勢，於是水中藻類種類數目變少，而由少數能存活的種類以優勢之情形出現。從藻種與其出現之物化環境(即優養化程度)之統計關係，吾人可歸納出某些貧養、中養及優養等水域之藻種，再利用這些藻種作為優養化程度之評估指標。表6.1.1-1為國內不同優養化程度之水庫中常出現的主要指標藻種。

表6.1.1-1 國內各種優養化程度水庫中常出現的主要藻種

優養化程度	優勢藻種
貧養級(oligotrophe)	<i>Aulacoseira distans</i> <i>Tabellaria fenestrata</i> <i>Tabellaria flocculosa</i> <i>Dinobryon divergens</i> <i>Fragilaria capucina</i> <i>Elaktothrix gelatinosa</i> <i>Staurastrum div. sp.</i> <i>Calothrix div. sp.</i> <i>Gloeocapsa div. sp.</i> <i>Mougeotia div. sp.</i> <i>Pleurotaenium div. sp.</i> <i>Zygonema div. sp.</i> <i>Thorea sp.</i> <i>Batrachospermum div. sp.</i> <i>Hildebrandia rivulare</i> <i>Rivularia div. sp.</i>
中養級(mesotrophe)	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Ceratium hirundinella</i> <i>Pediastrum div. sp.</i> <i>Coelosphaerium sp.</i> <i>Coelastrum div. sp.</i> <i>Kirchneriella ssp.</i> <i>Monoraphidium ssp.</i> <i>Scenedesmus div. sp.</i> <i>Tetraedron div. sp.</i> <i>Anabaena div. sp.</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> <i>Microsystis aeruginosa</i> <i>Aphanocapsa delicatissima</i> <i>Synura div. sp.</i>
優養級(eutrophe)	<i>Microcystis flos-aquae</i> <i>Spirulina div. sp.</i> <i>Cryptomonas div. sp.</i> <i>Euglena div. sp.</i> <i>Phacus div. sp.</i> <i>Trachelomonas div. sp.</i> <i>Lepocinclis div. sp.</i> <i>Carteria div. sp.</i> <i>Chlamydomonas div. sp.</i> <i>Gonium div. sp.</i> <i>Micractinium pusillum</i> <i>Nitzschia palea</i> <i>Cyclotella meneghiniana</i>

如前所述，當水質發生優養化現象時，某些不能適應優養化環境之藻種之數量會降低甚或不能存活而完全消逝；反之，能適應者其數量變多而成為優勢。其結果是，在優養化的環境下其藻類群落的種豐富度和種歧異度都會降低，且優養化程度愈高，藻類群落的種豐富度和種歧異度值會愈低。據此，藻類群落的種豐富度和種歧異度值的高低即反映一個水域的優養化程度，故而可以作為水質優養化的指標。

種豐富度指數(MI) 的計算如下：

$$MI = (S-1) / \ln N$$

種歧異度指數(H)的計算如下：

$$H' = - P_i \sum \log_2 P_i$$

式中  $P_i$  為藻類群落中各藻種出現的頻度；S 為藻種出現的種數；N 為所計數之藻細胞總數目。依此二參數所推算之優養化之程度(TSI<sub>d</sub>)依下式計算之：

$$TSI_d = (MI / 6 + H' / 5) \times 50$$

所得之 TSI<sub>d</sub> >80 為貧養；80 > TSI<sub>d</sub> >60 為中養；60 > TSI<sub>d</sub> >40 為優養；TSI<sub>d</sub> <40 為超優養。

水質優養化的評估也可以利用前述水庫中出現的藻種，依貧養、中養和優養水域所出現而具有指標之浮游藻種（如表 6.1.1-1 所列），依藻類群落中指標藻種出現之頻率比例，來估算優養化的程度。依此所計算之藻類水質優養指數(ATSI)如下：

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

式中  $F_{oligo}$ 、 $F_{meso}$ 、 $F_{eu}$  分別為表 6.1.1-1 所列之貧養、中養和優養之各指標藻種所出現的頻度和。所得之 ATSI >1.5 為貧養；0.5 < ATSI < 1.5 為中養；ATSI < 0.5 為優養。

除優養化之評估外，有些藻種會產生毒素，最常見的藻毒為由微囊藻 (*Microcystis*) 所產生的微囊藻毒 (microcystins)。它最先被發現係由微囊藻屬 (*Microcystis*) 的銅綠微囊藻 (*M. aeruginosa*) 所產生，因而予以命名 (Carmichael *et al.* 1988)。後來發現，同屬於微囊藻屬 (*Microcystis* spp.) 有許多種類如 *M. flos-aquae*、*M. viridis*、*M. wesenbergii*、*M. sp.* 等也都會產生此藻毒。此外，後來並發現也有其他屬的藍綠藻，如顫藻屬 (*Oscillatoria agardii*)、浮絲藻屬

(*Planktothrix*)、魚腥藻屬(*Anabaena* sp.)、念珠藻屬(*Nostoc* sp.)等也會產生此類毒素。近年不斷有發現新的藍綠藻種會產生此毒素的報導。這些會產生此毒素的藍綠藻種多分佈於溫帶、亞熱帶及熱帶地區。在台灣，它們常見於台灣各水域，並常形成藻華現象，包括淡水、半淡鹹水養殖池及水庫等，這些產毒微細藍綠藻類形成的藻華，不但造成水中其他生物的死亡，亦污染水庫，而造成飲用水安全問題。

此外，除前述微囊藻毒外，水庫中有些藻種會產生其他藻毒，例如屬於肝毒的 nodularin、cylindrospermopsin，或屬於神經毒的 anatoxin、saxitoxin 等，它們分別由 *Nodularia*、*Cylindrospermum*、*Anabaena*、*Aphanizomenon* 等藻類所產生。這些藻毒在國外也已受到相當的重視，因為它們已如微囊藻毒一樣，愈來愈普遍存在於各類水域中，對人類健康威脅也愈來愈大。

### 臭味藻種及臭味問題

除前述藻毒外，有些藻類產生之代謝物也會造成水質和環境的問題，例如有些藻類產生異味與臭味等物質，它們直接影響自來水之供水品質；有的藻類和微生物產生之胞外有機代謝物等，也間接造成藻類代謝污染物之問題。

當水中因污染而滋長某些會產生異味之生物時，水會因而帶異味 (Off-flavor)。臭味是異味之一種，通稱之臭味係指土臭味、霉臭味和腥臭味等。這些臭味主要由水中之藻類和霉菌類產生，而藻類佔絕大多數。土臭味和霉臭味之主要成份係分別由反-1,10-二甲基-反-9-萘烷醇(trans-1,10-dimethyl-trans-9-decalol，即 Geosmin)和 2-甲基冰片(2-methylisoborneol，簡稱 MIB)等物質所引起。此類成份係由藍綠藻類如 *Anabaena*、*Oscillatoria*、*Fischerella*、*Symploca*、*Lyngbya*、*Phormodium*、*Anabaenopsis* 等產生，或真菌類如 *Actinomyces* 和 *Streptomyces* 等類所產生(見表 6.1.1-2)。這些臭土味或霉臭味，使飲用水及水中魚、蝦類帶這種臭味。有些綠藻、甲藻、鞭毛藻等會產生帶腥臭味之化學物質，也影響自來水水質，常在優養化之水庫可聞到此異味。有的藻類產生草味物質，飲用水時造成令人不悅的感覺。

表 6.1.1-2 國內水庫產生土臭味(geosmin)和霉臭味(MIB)之藻類

臭 味	藻 種
geosmin	<i>Anabaena circinalis</i>
	<i>Oscillatoria agardhii</i>
	<i>O. prolifera</i>
	<i>O. tenuis</i>
	<i>O. variabilis</i>
MIB	<i>Oscillatoria curviceps</i>
	<i>O. tenuis</i> var. <i>levis</i>

前述之產生臭味藻類除可依藻種形態予以鑑定外，也須藉藻種分離、培養和氣相層析等分析才能確定。

### 6.1.2 微囊藻形成藻華的主因和特性

微囊藻(*Microcystis*)在全台多數的水庫都有出現，並經常形成藻華現象。其大量滋長的主因是有機污染所造成，因此藻種喜好有機污染物作為其碳源，尤其當水中有適量的氮氮和有機氮污染物時，更有利於其大量滋長。其形成之藻華有以下特性：

1. 在有有機污染的水域易大量滋長。
2. 季節性出現：微囊藻喜好高溫，即在水溫較高的月份有利於其大量滋長，因此，其出現有季節性，多在春末到秋初之期間，以夏季為滋長最旺盛期。
3. 微囊藻細胞內具有氣泡，多浮游於約 3 公尺以上之表水水域，尤其在表水一公尺以上其密度最高。

### 6.1.3 防除微囊藻之工法

由於微囊藻大量滋長有前述之特性，要削減其數量或防止其滋長可用下列數種方法：

一、物理工法

1. 曝氣—增加底層溶氧，避免底層變成還原態，以減少氨氮和溶解磷的產生。
2. 攪動水體—破壞水體之分層現象，使藻體被帶到水體之下層(hypolimnion)而逐漸死亡。
3. 中、底層水放流—排除污染物，減少營養鹽負荷。
4. 遮光—水表遮光，減少微囊藻類行光合作用的機率。

二、化學工法：

1. 施用硫酸銅等殺藻劑，但有後遺，需嚴格控制劑量和使用時機。
2. 改變水中營養鹽組成，如添加特定營養鹽類，改變 N/P 比值等，以改變水中藻類相的組成。
3. 施用其他之微囊藻生長抑制劑。

三、生物工法：

1. 放養可攝食微囊藻之魚類，如草鯪魚等。但須控制放養之魚類數量，不使其造成水質惡化現象。
2. 施放可抑制微囊藻之微生物，利用生物相剋之原理，抑制微囊藻之滋長和減少其數量。
3. 用人工濕地等工法，去除入流水之有機污染物，可有效防止微囊藻之滋長。

## 6.2 水庫底泥國內案例分析

國內案例分析之目的是藉一些案例瞭解國內過去規劃水庫水質改善之程序、涉及之決策權責單位、規劃決策過程中之本土特有因素、案例適用之技術及成本、案例成功或部分未成功之原因等。工作內容包括蒐集資料、分析比較及評估建議。以下為國內幾個較具規模的案例介紹：

### 6.2.1 澄清湖水庫

澄清湖面積 103 公頃，蓄水量 2,500,000 m<sup>3</sup>，自高屏溪取水經曹公圳再加壓送入湖內。澄清湖滿水位標高 18.0 m，水深 3 至 4 m，低水位 14.6 m 以下呆容

量 1,700,000 m<sup>3</sup>，至民國 78 年施測已淤積填滿。民國 66 至 67 年水庫優養問題浮現，民國 80 年澄清湖淨水廠出水已有無法去除之藻細胞，時台灣省自來水股份有限公司開始規劃改善工程。歷年來之改善規劃工作如下：

1. 民國 78 年、79 年間曾加殺藻劑(硫酸銅)於湖水。
2. 行政院環保署(民國 78 年)，「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」。
3. 台灣省自來水公司(民國 79 年)，「澄清湖湖底淤泥清除研究」。
4. 台灣省自來水公司(民國 80 年)，「澄清湖與蘭潭水庫水質改善規劃報告」。
5. 民國 80 年湖內放養鱧魚。
6. 台灣省自來水公司(民國 84 年)，「澄清湖曝氣工程效益評估」。
7. 台灣省自來水公司(民國 84 年)，「澄清湖及鳳山水庫淤泥清除規劃」。
8. 行政院環保署(民國 89 年)，「河川環境水體底泥整體調查監測計畫」。
9. 台灣省自來水公司(民國 89 年)，「大高雄地區自來水後續改善工程規劃，第三篇 澄清湖湖底底泥處理」。

由於澄清湖水淺，停留時間僅 13 至 16 天，「底泥不斷釋出 N、P 是優養之主因，必須控制曹公圳進水含磷量與清除底泥同時進行才能使蓄水回復貧養」(台灣省自來水公司，民國 80 年)，因此歷年主要之改善工作均朝此二方向進行，但在民國 81 年亦曾經設置過曝氣工程。

底泥清除工作在民國 89 年真正實施，規劃清淤量 23 萬立方公尺，底泥清除厚度 30 公分，總工程費約為 10 億元，目前還在進行中，效果尚待觀察(台灣省自來水公司，民國 84 年)。至於曝氣工程自民國 81 年完成後，底泥的有機物含量由民國 79 年之 7.2%，降至民國 84 年之 5.28%及民國 88 年至 89 年之 1.17%至 2.31%，歷年有機物含量有逐年降低之趨勢。河川整治的成效使澄清湖外部負荷降低，污染量減少，以及曝氣工程效益，均為底泥有機物含量降低之原因(台灣省自來水公司，民國 89 年)。

## 6.2.2 蘭潭水庫

蘭潭水庫面積 75 公頃，蓄水量 9,000,000 m<sup>3</sup>，滿水位標高 75.3 m，水深 3

至 4 m，低水位 57.3 m，其水源取自八掌溪上游，經五公里導水管引入。68 年又設隧道管路自仁義潭水庫引水。78 年水質調查顯示水面下 10 m 溶氧急遽下降，庫底溶氧為零，水中總磷已超過優養濃度。民國 80 年之規劃報告指出：「蘭潭水庫水深 15 至 20 m，清泥不切實際...底層溶氧常低於 2.0 mg/L，甚至無氧，高級生物無法生存，其成層問題無法由養魚方法改善....」，於是規劃採用 Lake Lifter 或 Clean Flo 兩種曝氣設備破壞成層，抑制藻類生長(台灣省自來水公司，民國 80 年)。規劃設置 200 個散氣盤，及 10 處空壓機站，輸送氣體管線 32,000 m。估計工程費 6 千 6 百萬。

此曝氣改善措施持續運作至今，對於維持蘭潭水庫良好水質有相當幫助。

### 6.2.3 鳳山水庫

鳳山水庫亦屬離槽水庫，滿水位 50 m，呆水位 30 m，最大容量 8,500,000 m<sup>3</sup>，呆水量 700,000 m<sup>3</sup>。由於有滲漏問題，目前蓄水量約 3,080,000 m<sup>3</sup>。民國 83 至 84 年水質分析結果顯示嚴重優養化，總磷濃度超過甲類水質標準 60 倍，顯示該水庫自民國 81 年完成曝氣工程之後，雖然曝氣工程大致已達到上下水體循環、改善溶氧及氨氮去除之效果，但由水庫整體來看，因曝氣量不足，平均溶氧只有 2.2 mg/L，而流出水之氨氮平均濃度高達 2.1 mg/L，對營養鹽去除及藻類生長抑制，並無非常顯著效果，未來可能還需尋求其他的水質改善方法。

民國 84 年台灣自來水公司評估淤泥清除的可行性，估計清泥量約為 107,000 m<sup>3</sup>。又因為左山瘠下游側之滲漏亦需改善，建議用空庫放乾挖泥方式施作，總工程費為 162,000,000 元。後來此規劃案暫未實施。

## 6.3 水質模式預測水庫污染物削減量

近來年國內逐漸重視水庫水質惡化的問題，提出許多水庫水質優養控制之診斷方法，如：清除水庫底泥、控制藻類生長、添加化學藥劑以削減營養鹽...等，這些方式都可使水庫水質得到改善，但往往其花費甚鉅，且水質改善後卻再度惡化的例子亦所在多有。歸根究底，水庫優養化的主要營養鹽來源大部份來自非點源污染物(磷、氮)，尤其磷為水庫優養化之主要營養鹽。根據國內相關研究(郭

等人，民國 86 年)，水庫或水源集水區之非點源污染是佔總污染量往往達到 90 % 以上，非點源污染之產生主要為暴雨之沖刷及逕流之攜帶傳輸。為有效控制非點源污染，最佳的方法是採取源頭控制(source control)之策略，也就是在污染物在進入承受水體之前就加以減少或消除。

利用水質模式對水庫進行優養分析預測，以牡丹水庫為例，流入水庫之污染源遞減約 10% 至 30% 時，可控制牡丹水庫水質質標(葉綠素 a)維持在 15 ppb 之下，如圖 6.3-1 及 6.3-2 所示(郭等人，民國 92 年)。牡丹水庫位因位處熱帶，因此考慮葉綠素 a 濃度為 15 ppb 作為水質目標(註：依美國環保署的水質標準，當葉綠素 a 濃度 > 10 ppb，水質為優養化。)

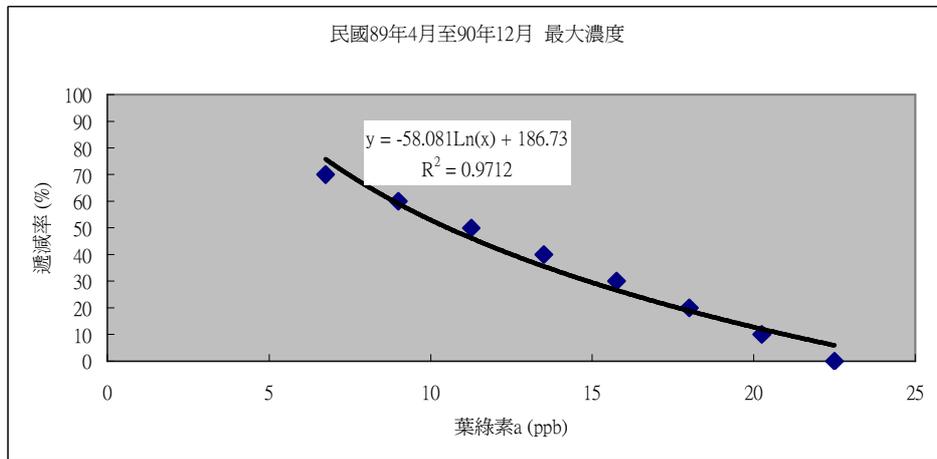


圖 6.3-1 牡丹水庫 89-90 年遞減率與最大葉綠素 a 之關係圖(預測)

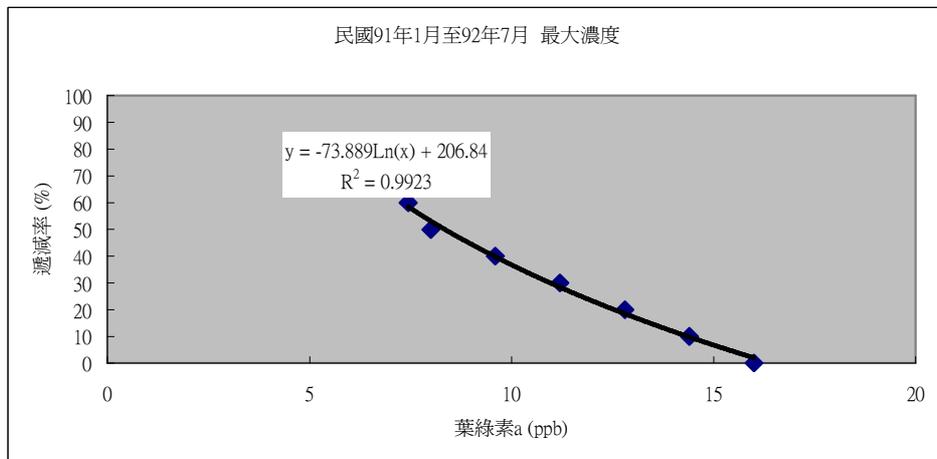


圖 6.3-2 牡丹水庫 91-92 年遞減率與最大葉綠素 a 之關係圖(預測)

## 參考文獻

1. 吳俊宗、黃蒨菡，翡翠水庫藻類相調查及水質指標之建立，中研院植物所執行，台北翡翠水庫建設委員會委託，民國 76 年 9 月。
2. 吳俊宗、王怡文，翡翠水庫藻類相調查及水質優養檢測系統之建立，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 77 年 9 月。
3. 吳俊宗、王怡文，翡翠水庫藻類相調查及水質優養檢測系統之建立，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 78 年 9 月。
4. 吳俊宗、張慧玲、吳雅昭，翡翠水庫藻類與水質關係研究(I)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 79 年 6 月。
5. 吳俊宗、張慧玲，翡翠水庫藻類與水質關係研究(II)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 80 年 6 月。
6. 吳俊宗、萬淑惠，翡翠水庫藻類與水質關係研究(III)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 81 年 6 月。
7. 吳俊宗、歐淑蘭，翡翠水庫藻類與水質關係研究(IV)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 82 年 6 月。
8. 吳俊宗、李美枝，翡翠水庫藻類與水質關係研究(V)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 83 年 6 月。
9. 吳俊宗、周晉文，翡翠水庫浮游藻與水質關係(I)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 85 年 6 月。
10. 吳俊宗、周晉文，翡翠水庫浮游藻與水質關係(II)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 86 年 6 月。
11. 吳俊宗、高麗珠、周晉文，翡翠水庫浮游藻與水質關係(III)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 87 年 6 月。
12. 吳俊宗、高麗珠，翡翠水庫浮游藻與水質關係(IV)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 88 年 6 月。
13. 吳俊宗、高麗珠、陳秀如，翡翠水庫浮游藻與水質關係(V)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 89 年 10 月。
14. 吳俊宗、高麗珠、黃文亞，翡翠水庫藻類與水質關係之長期監測(I)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 90 年 12 月。
15. 吳俊宗、高麗珠、黃文亞，翡翠水庫藻類與水質關係之長期監測(II)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 91 年 12 月。
16. 吳俊宗、高麗珠、王永昇，翡翠水庫藻類與水質關係之長期監測(III)，中研院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 92 年 12 月。
17. 吳俊宗、高麗珠、藍秋月、林宜孜，翡翠水庫藻類與水質關係之長期監測(IV)，中研

- 院植物所執行，台北翡翠水庫管理局委託，民國 93 年 12 月。
18. 莊進源、森若美代子、郭崇義、林慧芳，台灣地區湖泊水庫浮游生物水質指標研究，I.分類(1)，BEP73-06-001，行政院衛生署環境保護局，台北，民國 73 年。
  19. 莊進源、森若美代子、郭崇義，翡翠水庫初期蓄水有關浮游生物消長與水質變化研究報告，BEP74-06-002，行政院衛生署環境保護局，台北，民國 73 年。
  20. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、郭崇義，台灣地區湖泊水庫浮游生物水質指標研究 I.分類(2)，BEP74-06-001，行政院衛生署環境保護局，台北，民國 74 年。
  21. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、林慧芳、郭崇義，曾文溪及曾文水庫水質指標生物調查報告，BEP74-06-003，行政院衛生署環境保護局，台北，民國 74 年。
  22. 莊進源、呂世宗、蔡惠澤、森若美代子、齊家、梁素月、陳秀妙，日月潭指標生物及蓄發電對水質之影響，BEP76-06-001，行政院衛生署環境保護局、台灣省環境保護局，台北，民國 75 年。
  23. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、齊家、陳秀妙，石門水庫指標生物與優養化程度調查報告，BEP75-06-002，行政院衛生署環境保護局，台北，民國 75 年。
  24. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、齊家，翡翠水庫指標生物與水質調查報告(74 年)，BEP-76-06-004，行政院衛生署環境保護局，台北，民國 75 年 12 月。
  25. 莊進源，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報告，BEP76-06-003，行政院衛生署環境保護局研究報告，台北，民國 76 年。
  26. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、郭崇義，曾文水庫及烏山頭水庫浮游生物與水質，行政院衛生署環境保護局，台北，民國 76 年。
  27. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、齊家，以水質生物指標對大甲溪暨德基水庫水質調查報告，BEP76-06-005，行政院衛生署環境保護局研究報告，台北，民國 76 年。
  28. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、齊家，翡翠水庫指標生物與水質調查報告(75)，BEP-76-06-007，行政院衛生署環境保護局，台北，民國 76 年 6 月。
  29. 郭振泰、吳俊宗、吳建鉉、馬培穎，台灣地區給水水源優養化評估法之建立及其優養程度調查(一)，台灣大學土木工程學研究所執行，環保署委託，民國 79 年 9 月。
  30. 郭振泰、吳俊宗、楊明德、劉先仁，台灣地區給水水源優養評估法之建立及其優養程度調查(二)，台灣大學土木工程學研究所執行，環保署委託，民國 80 年 6 月。
  31. 郭振泰、余嘯雷、林鎮洋、駱尚廉、李永展、徐年盛、陳愛娥，水庫集水區非點源污染控制手冊及分級分區管理措施之研定，台灣大學慶齡工業研究中心執行，經濟部水資源局委託，民國 86 年 6 月。
  32. 郭振泰、郭文健、吳俊宗、張穗蘋、黃益助、龍梧生、柳文成，牡丹水庫水質調查及改善計畫，財團法人新環境基金會執行，水利處南區水資源局委託，民國 92 年 12 月。

## 第七章 國內優養化水庫優先整治計畫

本章節將對環保署在本研究計畫所指定之 11 座優養化水庫提出整治計畫，經由本計畫之初步評估結果，擬將蘭潭及新山水庫列為最優先整治之水庫。其餘 9 座優養化水庫為避免資訊不足，造成判斷誤差，所以整治之優先均概略相等。

### 7.1 蘭潭水庫

#### 7.1.1 蘭潭水庫近十年水庫藻種變化

##### (A) 藻類相

民國 79 年環保署曾進行全國水庫藻類普查資料，當時蘭潭水庫係以藍綠藻為優勢，其優勢藻為顫藻屬(*Oscillatoria*)及林比藻屬(*Lyngbya*)。根據台大環工所民國 83 年與中研院吳俊宗教授(曾四恭等人，民國 84 年)共同執行之曝氣工程前後藻種調查顯示，蘭潭水庫未曝氣前，顫藻屬(*Oscillatoria*)仍是優勢藻，矽藻類小環屬(*Cyclotella*)次之。水中臭味產生以矽藻 *Cyclotella*(為魚腥臭)及藍藻 *Anacystis*(為腐敗臭)為主，兩種都會引起濾床阻塞。

當水庫為貧養水域時，所孕育藻類相是較少的優勢藻及較多的藻種，反之若屬於優養水域則只有一兩種優勢藻，反應出生物多樣性重要。裝置曝氣設備後，蘭潭水庫優勢藻呈現較多不同藻種，綠藻類增多，而藍藻類明顯減少。水中出現較多藻種，包括矽藻(*Navicula*)、柵藻(*Pediastrum sp.*、*Scenedesmus*)、綠藻(*staurastrum sp.*)、藍藻(*Oscillatoria*)、顫藻(*Lyngbya*)、直鍊藻(*Melosira*)等，顯示水質優養化程度有明顯改善。

其次由水中臭味減少(由曝氣前 4-10 下降至曝氣後的 2-4)、藻數目降低(由 1,000-5,000 個/ml 降為 220-2,800 個/ml)及葉綠素 a 濃度變化(由原先的 6-30  $\mu\text{g/L}$  降為 3-12  $\mu\text{g/L}$ )，也反應出水質的變化。

十分可惜的是從民國 83 年之後，蘭潭並無較新近的調查資料可供參考。經本計畫於今年(民國 94 年)4 月所進行之水庫現勘時所採得之藻類樣品，發現與前述之藻類明顯不同，雖然水中仍有一些顫藻，但是數量不多，反而其他一些藍綠藻如微囊藻(*Microcystis*)、*Cylindrospermopsis raciborski* 等，及帶異味的金黃藻

錐囊藻屬(*Dinobryon*)明顯增加。而微囊藻類也至少出現有三種，環保署檢驗所分析結果證實此水庫有微囊藻毒問題。而 *Cyclindrospermopsis raciborski* 是另一種有毒的藻類(吳, 2004)，也會嚴重影響水質，值得予以留意。

## (B)藻華原因探討

蘭潭水庫是離槽水庫，其水源係引自仁義潭，經八掌溪流入蘭潭水庫。從近年環保署委託調查之水質資料看，仁義潭水中所含氨氮及有機氮測值均偏高，加上磷酸鹽濃度也偏高，應是造成微囊藻、顫藻屬等藍綠藻類滋長的主因。

### 7.1.2 蘭潭水庫既有曝氣工程效益評估

#### (A)背景描述

蘭潭水庫水源在民國 76 年前，係直接抽自八掌溪。民國 77 年之後則改從仁義潭水庫將八掌溪水源經出水隧道接上原導水路引入水庫，為一離槽水庫。蘭潭水庫自外部進流之氮磷鹽濃度雖較鳳山及澄清湖水庫為低，但在陽光充足、水力停留時間長(約 50-100 天左右)、營養鹽豐富、水庫熱分層明顯(水庫水深經常維持在 15 m 左右)等適合藻類生長的生態環境下，乃造成藻華，水質優養化現象。尤其底層水缺氧，促使沉降於底泥之有機物分解，而溶出氮、磷營養鹽，形成惡性內部循環污染源，更加速惡化水質。

因此民國 80 年，由台灣省自來水公司委託開元工程顧問公司進行蘭潭水庫水質改善規劃(開元工程顧問公司，民國 80 年)，提出以曝氣強制水體流動破壞分層工法，消除臭味及抑制藻類繁殖，並由台灣大學環境工程學研究所於民國 84 年完成曝氣工程實施後之工程效益評估報告書(曾四恭等人，民國 84 年)。

#### (B)曝氣工程概述

蘭潭水庫於民國 80 年代裝設之曝氣設施包括兩組空氣壓縮機及沉水式曝氣系統，目前曝氣設施仍持續操作中。如圖 7.1.2-1，曝氣管在蘭潭裝設位置，自兩組空壓機接引出一段不打孔之空氣輸送管至湖中，再續接已鑽孔曝氣管，於末端再續接一小段的空氣洩壓管。

在設計功能部份，每組曝氣管包括 10 組氣源小孔，每組氣源小孔再由 10 個

孔徑 1.5 mm 之小孔組成(見圖 7.1.2-2)，如此可產生細微氣泡，對氧傳輸有較佳的效率。所埋設曝氣管藉混凝土塊加重錨定於底泥上方約 1 m 處，除維持應有曝氣效能，也需避免因底泥懸浮，濁度升高而影響曝氣能力。

為維修操作方便，曝氣管線旁均設置一上浮操作管，自水面可見。故利用該上浮管可作為維護期間升降曝氣管之用，而免請潛水人員進行水底維護及清理。

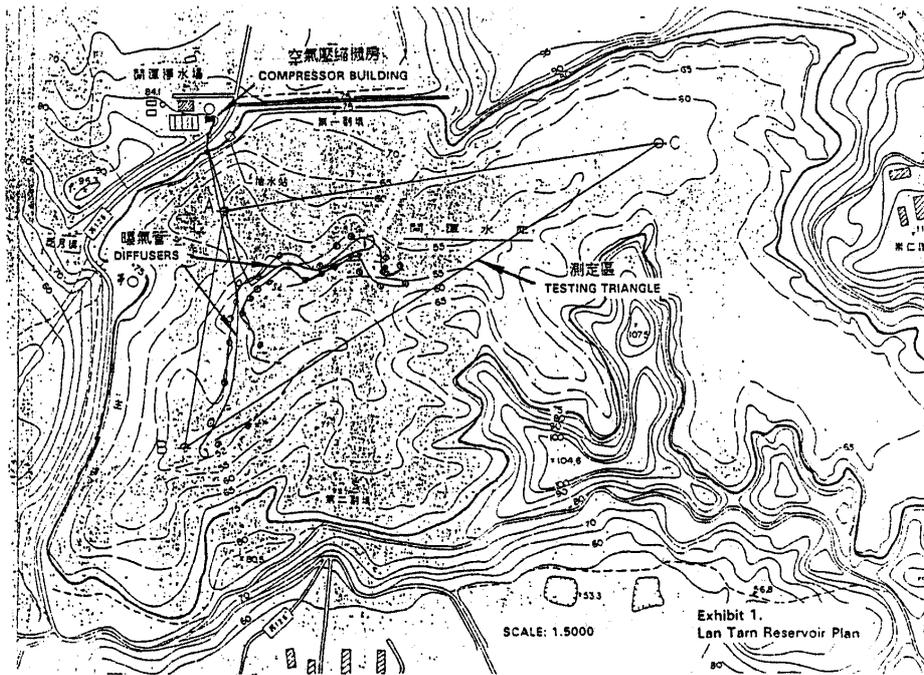


圖 7.1.2-1 庫內架設原有曝氣系統位置  
(擷自曾四恭等人，蘭潭水庫曝氣工程效益評估報告，民國 84 年)

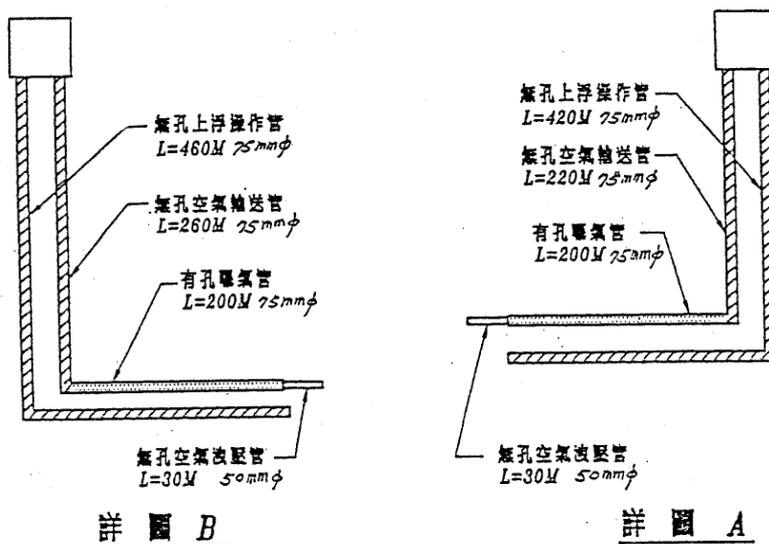


圖 7.1.2-2 原有曝氣系統曝氣管組成  
(擷自曾四恭等人，蘭潭水庫曝氣工程效益評估報告，民國 84 年)

### (C)曝氣功能概述

蘭潭水庫設置散氣式曝氣設備，是利用少量動力(low energy)配合流場作用使水體產生上下循環流動來改善水質。其特點是增加水中溶氧，自底部輸送空氣可產生流場協助底層缺氧水與上層高溶氧水進行混合，以期達成下述功效：

1. 底層水質改善
2. 底泥磷營養鹽溶出抑制
3. 抑制藻類浮游生物生長
4. 消除來自底泥釋出的還原性氣體(硫化氫、氨)、藻類土臭味(geosmin)及霉臭味(MIB)
5. 水庫成層之防止
6. 增加氧化有機物菌種

### (D)曝氣工程對庫體水質影響

根據台大環工所執行之曝氣工程前後水質影響評估工作，其評估項目包括：

1. 水質參數變化(溶氧、pH 值、水中垂直溫度分佈、臭味、生化需氧量、氨氮、總凱氏氮、硝酸態氮、總有機碳、正磷酸鹽、總磷、藻數、葉綠素 a、氧化還原電位及濁度)
2. 水庫藻種變化
3. 水庫沉降通量變化
4. 水庫底泥總磷釋出量變化
5. 曝氣工程對淨水場清水水質影響

有關曝氣前後水質變化，請參見圖 7.1.2-3。茲簡要說明甫設置時改善水質成效：

1. 蘭潭水庫未裝設曝氣設備前，水庫有明顯成層現象(上下層溫差超過 5-10°C)，經曝氣工程之後，溫差減少至 0.5-1.6°C。而底部溶氧增加 2-4 mg/L，明顯改善底泥釋出臭味及營養鹽問題。
2. 曝氣促進硝化菌作用，使氨氮值減少 0.01-0.3 mg/L，硝酸態氮增加 0.06-0.2 mg/L。
3. 曝氣減少底泥厭氧狀態，使總磷濃度由 20-80 µg/L 減少為 5.2-52.1 µg/L。

4. 底層水 ORP 提高為 270-450 mV；底泥由原先的深黑色(較還原態)變為淺褐色。
5. 水中臭味由 2.0-10 降為 2-4。

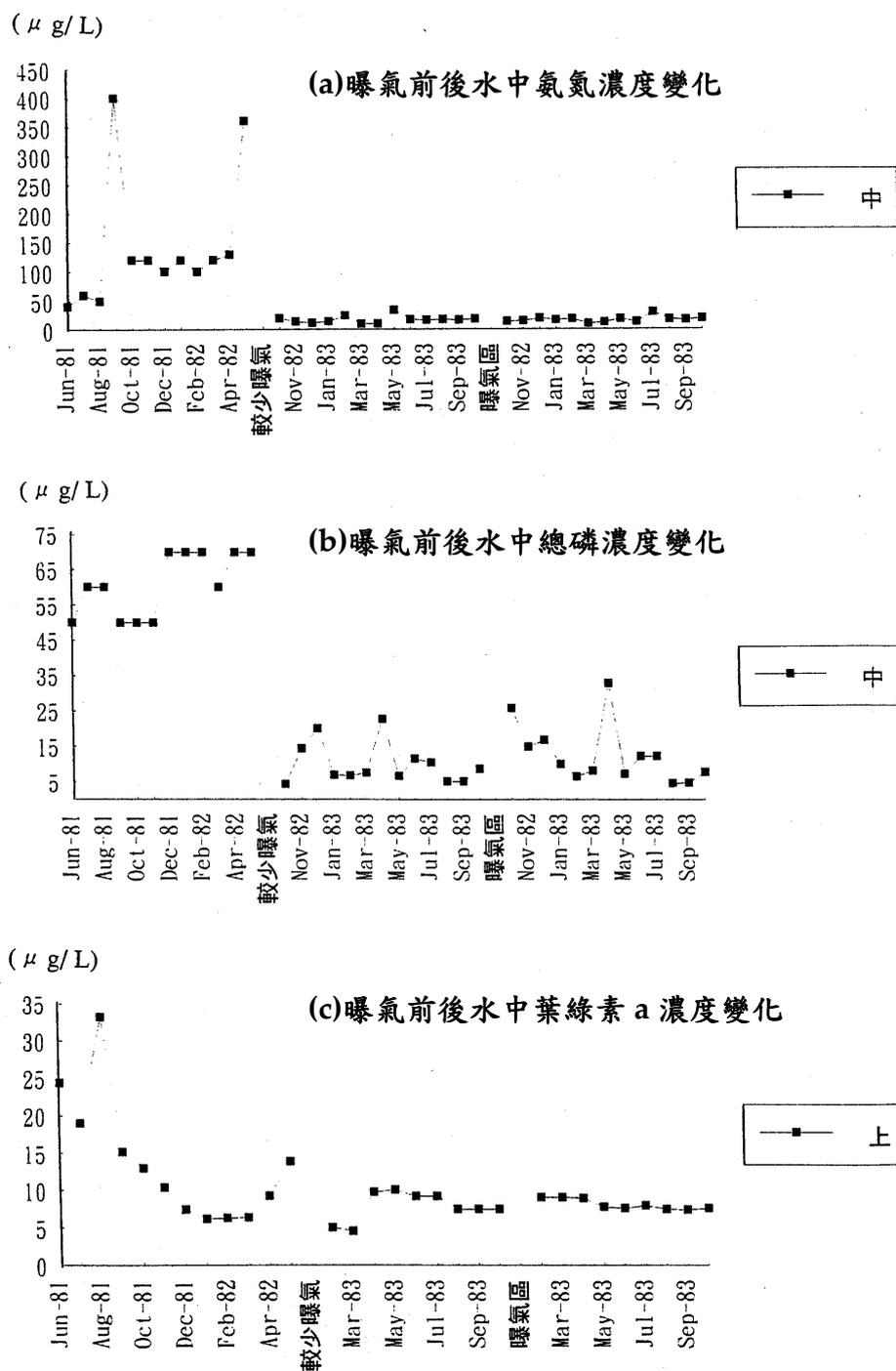


圖 7.1.2-3 曝氣前後蘭潭水質氨氮(a)、總磷(b)及葉綠素 a (c)濃度變化  
(擷自曾四恭等人，蘭潭水庫曝氣工程效益評估報告，民國 84 年)

### 7.1.3 水庫水質模式優養預測分析

一般用來評估水庫水質之模式包括簡化零維水質模式(Vollenweider 模式)、CE-QUAL-W2 二維水理水質模式、WASP 三維水質模式及 EFDC 三維水理水質模式等(賴等人, 民國 92 年)。本研究初步以 Vollenweider 模式作為水庫水質優養分析工具, 此模式乃利用質量平衡方法, 將水庫視為一個完全混合水體, 考慮污染物質之流入、流出、沉降與消失, 可求得水域中之平均總磷濃度, 對水庫水質作一初步探討。

Vollenweider 模式(1968)為零維總磷質量平衡模式, 此模式通常以模擬總磷為主, 假設: (1)湖泊、水庫為完全混合水體; (2)穩定狀態(steady state condition), 代表年或季節平均情況; (3)水體之限制營養源為總磷, 並以總磷來判定水體之優養等級。利用質量平衡之原理, 總磷之模式可以(7-1)式表示(如圖 7.1.3-1 所示, Kuo and Yang (2003))。

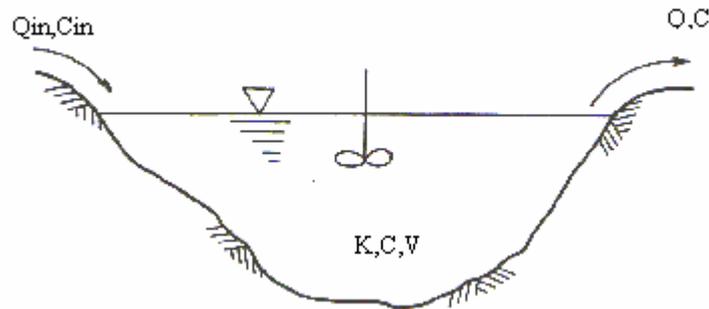


圖 7.1.3-1 總磷在一完全混合水體之平衡示意圖

$$V \frac{dC}{dt} = Q_{in} C_{in} + B_s - KCV - QC \quad (7-1)$$

上式中,  $V$  = 固定之水體體積 [L<sup>3</sup>]

$C$  = 平均總磷濃度 [M/L<sup>3</sup>]

$C_{in}$  = 入流總磷濃度 [M/L<sup>3</sup>]

$Q_{in}$  = 入流量 [L<sup>3</sup>/T]

$Q$  = 出流量 [L<sup>3</sup>/T]

$K =$  總磷淨消失率  $[1/T]$  ；

$$K = \frac{v_s}{H}, \quad v_s = \text{總磷沈降速度} [L/T], \quad H = \text{水深} [L]$$

$B_s =$  底泥釋出磷量  $[M/T]$

$A_s =$  湖泊、水庫表面積  $[L^2]$

$t =$  時間  $[T]$

在穩定狀態下， $C$  可寫成：

$$C = \frac{W}{Q + v_s A_s} \quad (7-2)$$

其中， $W = Q_{in} C_{in} + B_s$  為養分負荷(nutrient loading)。

為進一步了解總磷在蘭潭水庫之變化，可藉由 Vollenweider 模式對總磷進行優養預測分析，將下列之值代入(7-2)式中，可計算得水庫內平均總磷濃度  $C = 66 \mu\text{g/L}$ 。

$$Q_{in} C_{in} = 767.4 \text{ kg/yr}$$

$$B_s = 669 \text{ kg/yr}$$

$$Q = 60000 \text{ m}^3/\text{day}$$

$$v_s = 0.035 \text{ m/day}$$

$$A_s = 0.77 \times 10^6 \text{ m}^2$$

因此為降低水庫之總磷濃度，可在水庫上游入流口設置一處人工濕地，利用濕地內之水生植物或自淨作用來淨化水質。假設入流處之生態工合理的去除率是 20-40%，則水庫內平均總磷濃度可由  $66 \mu\text{g/L}$  降低至約  $50 \mu\text{g/L}$ 。

#### 7.1.4 微囊藻藻華之治理對策

##### (A) 污染物之去除

基於蘭潭水庫之水源水中富含氮和有機物，只要能將此污染物之負荷量酌量降低，即可能降低微囊藻藻華的發生機率。

### **(B)自來水取水口高度之管制**

微囊藻和顫藻屬等藍綠藻類常浮游於水庫 5 公尺以上之表水，如能於自來水取水時降低取水口之高度到 5 公尺以下，則可有效地防止取到表水浮游的藍綠藻類，而達到控制微囊藻毒及其他藻毒問題。

### **(C)決策研判之資料**

由於過去所作調查不多，有關蘭潭水庫的藻類垂直分布情形所知有限，資料並不齊全或甚至沒有。在研提決策之前須針對水庫藻種、季節變化及垂直分佈進行至少四季的調查，以供研判時之參考。

## **7.1.5 去除污染物之生態工法**

### **(A)入水庫前之處理**

針對前述富含氮和有機物之污染物，有許多有效的工法可供選擇。若依經濟性及可行性來看，宜於水未流入水庫前即先予處理為佳，而以濕地工法最經濟而自然。

### **(B)水庫內之處理**

以人工浮島為適合之工法。在靠近入源入流附近架構人工浮島，藉水生植物吸除水中富含之氮和有機物等污染物。

### **(C)曝氣法**

於水庫內擇定適當點安裝曝氣裝置，以減少底層形成缺氧環境的可能，避免因厭氧分解反應而產生氮。

## **7.1.6 評估工法對水質改善效益**

### **(A)工法一：在入流口設置河道生態工**

#### **(a)工法說明**

河川地設置生態工在國內已相當普遍，其優點是改善水質，營造健康生態空間。經現勘水庫發現，從仁義潭入流水質濁度及營養鹽均甚高，對蘭潭水質不利。而在入流口後之天然河道形成一塊人工濕地(參見圖 7.1.6-1)，約 900M×280M。

有利於作為生態工法場地。茲建議該區河道內及兩旁濕地設置適當的濱岸植物增加流水的阻隔，增加水力停留時間。其次在後段水較深區域則埋設 HDPE 導流水牆 Buffer Wall(此工法亦曾在澄清湖淨水場前河道用過)。

(b)預期效益

假設入流處之生態工(人工濕地)合理的去除率是 20-40%，根據 Vollenweider 模式推估水庫中總磷濃度可由 66  $\mu\text{g/L}$  降為 50  $\mu\text{g/L}$ 。

(c)經費概估

設置工法一費用預計為新台幣 5,000 萬元整。維修操作費每年概估 200 萬元整。

(B)工法二：水庫增設及維修既有曝氣設備

經分析水庫接近大壩處(測站 2156)水質不佳，該區水流不易流動，且底層水溶氧較低，應是造成水質惡化原因。茲建議可在該處增設一組曝氣設備，以維持該處水質。其配置地點請參見圖 7.1.6-1。

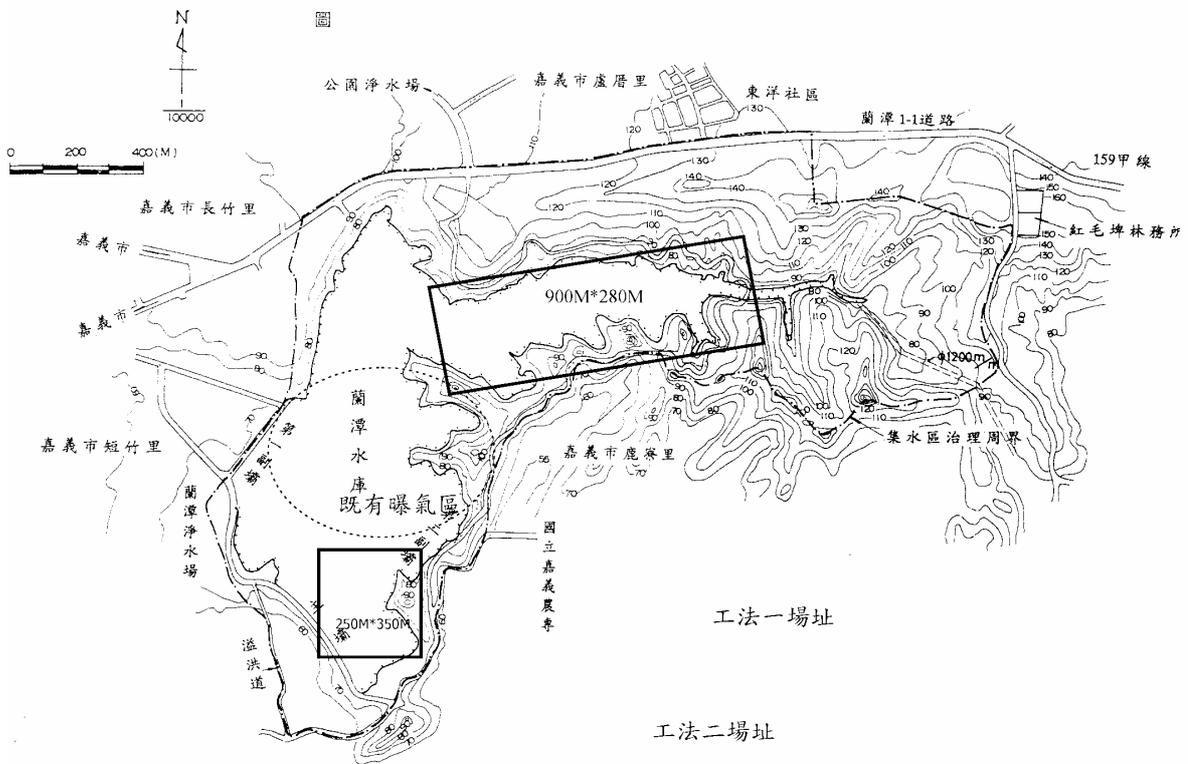


圖 7.1.6-1 擬規劃之蘭潭水庫生態工法場址

雖然既有曝氣設備目前仍勘用，但經十年操作下來，評估其空壓機及管件已有老化現象，致使曝氣效率降低。查其保固期已過，為提升其淨化水質能力，茲建議能洽原代理商進行保養維修工作。

(a)工法說明

於水庫增設一組散氣式或曝氣設備，利用少量動力配合流場作用使水體產生上下循環流動來改善水質。其特點是增加水中溶氧，自底部輸送空氣可產生流場協助底層缺氧水與上層高溶氧水進行混合，以期達成下述功效：

1. 底層水質改善
2. 底泥磷營養鹽溶出抑制
3. 抑制藻類浮游生物生長
4. 消除來自底泥釋出的還原性氣體(硫化氫、氨)、藻類土臭味(geosmin)及霉臭味(MIB)
5. 水庫成層之防止
6. 增加氧化有機物菌種

(b)預期效益

預估增設曝氣設備所減少之底泥營養鹽磷釋出率是 20-35%，則總磷內部負荷由 669 kg/yr 降為 435-535 kg/yr。

(c)經費概估

設置工法二費用及維修既有曝氣設備預計為新台幣 2,600 萬元整。維修操作費每年概估 100 萬元整。

(C)整合兩種工法之預期改善效益

綜合上述討論，整合兩種工法對水質之預期改善效益請參見表 7.1.6-1。

表 7.1.6-1 蘭潭水庫設置工法預期效益

工法	預期效益
1. 在入流口設置河道生態工	水庫中總磷濃度可由 66 $\mu\text{g/L}$ 降為 50 $\mu\text{g/L}$
2. 水庫增設及維修既有曝氣設備	水庫內部總磷負荷由 669 kg/yr 降為 435-535 kg/yr

### (D)提升蘭潭淨水場功能

蘭潭水庫水質近年因八掌溪水質不良影響，水質變化不穩定，水中也出現許多有害藻類。因此除了水庫本身淨化水質功能必須提升，下游淨水場之處理能力也應加強，才能保護公共飲水安全。經調查，自民國 63 年啟用至今的蘭潭淨水場所使用之淨水程序係以早期直接過濾(傳統微膠羽過濾池)，可以處理低濁度水質(Kawamura, 2000)，並未加設沉澱池。

茲評估其除污能力已明顯不足，欲去除水中藻類，建議可增設：(1)預臭氧加空氣浮除設備 (Pre-Ozonation+DAF) 或 (2) 臭氧加顆粒狀活性碳 (Ozonation+GAC)兩種高級程序，及增設沉澱池去除水中過多有機物、懸浮固體等，以確保公共用水安全。以處理水量 50,000-60,000 CMD 預估，所需處理費用預估為新台幣 50,000-60,000 萬元整。

## 7.2 新山水庫

### 7.2.1 新山水庫近十年水庫藻種變化

#### (A)藻類相

新山水庫之藻類相資料並不多，由環保署於民國 79 年進行之全國水庫之藻類普查資料及隨後郭&吳(1990)所調查之結果，均呈相似的情形，即水庫之藻類係以綠藻類為優勢，如 *Sphaerocystis*、*Gloeocystis*、*Staurastrum*、*Tetraedron* 等屬；金黃藻次之，如 *Dinobryon* 屬。藍綠藻類並不多，雖然曾有微囊藻(*Microcystis*)的出現記錄，但是出現數量很低。

由自來水公司第一區管理處之記錄資料看，近二年來新山水庫內之微囊藻數量比以往多很多，並常於氣溫較高的季節其數量驟增，而形成藻華現象。本年度(民國 94 年)於四月所進行之現地勘查時所採得之藻類樣品，同樣發現有相當多的微囊藻。經分析發現，所出現之微囊藻至少有四種，經初步培養分析顯示含有微囊藻毒(microcystins)。四月勘查時氣溫仍低，但是水庫已出現輕微的藻華現象，到五月底時藻華現象已趨於明顯，六月初時曾於岸邊形成黃色帶狀的藻華。經採樣鑑定，主要的藻華藻種為微囊藻(*Microcystis* spp.)，並混有一些葡萄藻(*Botryococcus braunii*)。此藻華現象已嚴重影響水庫水質。

## (B)藻華原因探討

新山水庫係離槽水庫，其水源係引自基隆河。從水質資料顯示，水中經年有高的含氮量，尤其所含氨氮都偏高，超過甲類水體之最高容許值(0.1 mg/L)，偶而並高過乙類水體水質標準容許值。由吳(2000)之研究發現，水中高含量的氨氮和有機物易促成微囊藻的快速滋長。新山水庫之水源水中所含氨氮和有機物均偏高，應是造成微囊藻大量滋長並形成藻華現象的主因。

### 7.2.2 評估工法對水質改善效益

#### 工法一：水庫設置二組曝氣設備

##### (a)工法說明

於水庫增設二曝氣設備，利用少量動力配合流場作用使水體產生上下循環流動來改善水質。其特點是增加水中溶氧，自底部輸送空氣可產生流場協助底層缺氧水與上層高溶氧水進行混合，以期達成下述功效：

1. 底層水質改善
2. 底泥磷營養鹽溶出抑制
3. 抑制藻類浮游生物生長
4. 消除來自底泥釋出的還原性氣體(硫化氫、氨)、藻類土臭味(geosmin)及霉臭味(MIB)
5. 水庫成層之防止
6. 增加氧化有機物菌種

##### (b)預期效益

設置曝氣設備可降低底泥營養鹽磷釋出率。

##### (c)經費概估

曝氣設備預計為新台幣 3,000 萬元整。維修操作費每年概估 500 萬元整。

#### 工法二：設置進水沉澱池

##### (a)工法說明

可分加藥處理與不加藥處理兩種。

(b)預期效益

可改善新山淨水廠進入新山水庫之水質。

(c)經費概估

加藥處理預計為新台幣 5,000 萬元整，不加藥處理預計為新台幣 6,000 萬元整。維修操作費每年概估 500 萬元整。

**工法三：新山水庫水質自動監測系統工程**

(a)工法說明

在新山水庫出水工水面處(水庫進水口或出水口上方)，裝設水質監測站。

(b)預期效益

可將水庫不同深度之水質變化狀況，即時傳送至控制中心研判，有助於淨水處理與原水調配作業之時機掌握。

(c)經費概估

預計新台幣 300 萬元整。維修操作費每年約 50 萬元整。

**7.2.3 新山水庫採樣結果討論**

為了瞭解新山水庫庫內之水文狀況及水質參數之分佈情形，本計畫於執行期間曾進行三次庫內水體之監測，結果如下所述。

**(A) 94 年 6 月 2 日採樣結果**

本次採樣僅針對水體之溫度、溶氧、酸鹼度、比導電度及濁度作分析，本節只針對前三項做討論。

採樣當天的天氣晴朗，而由採樣結果得知夏天時之水體溫度分層明顯，其溫度剖面圖 7.2.3-1。由圖 7.2.3-1 可看出其 epilimnion layer 約在水面下 2.8 公尺處，thermocline layer 在水面下 2.8 至 9 公尺處，而 hypolimnion layer 則在離水面 9 公尺以下。至於水體溶氧部分，由圖 7.2.3-2 中可看出水體溶氧最低濃度約為 5 mg/L，至於水深較深處並無厭氧情形發生，但就整體趨勢而言是呈現如水溫的剖面關係。酸鹼度方面，如圖 7.2.3-3 所示，猜測水中酸鹼度在水下 1 公尺處比表水高的原因可能是表水藻量並不如下 1 公尺深處多，因藻類有光抑制現象，

由於表水光照強烈，造成該處藻類生長反而不如預期，且藻類因光合作用使水中鹼度上升，因此在水下 1 公尺處的酸鹼度值較高。

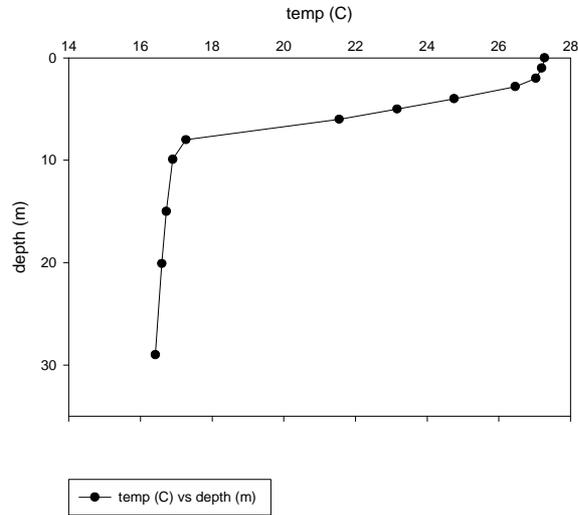


圖 7.2.3-1 新山水庫水溫實測結果(94 年 6 月 2 日)

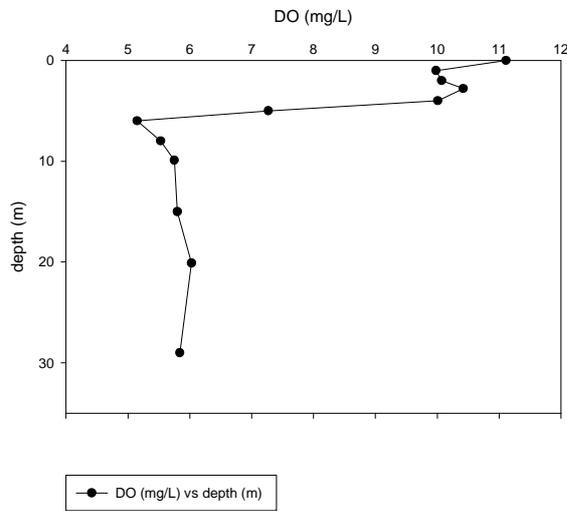


圖 7.2.3-2 新山水庫溶氧實測結果(94 年 6 月 2 日)

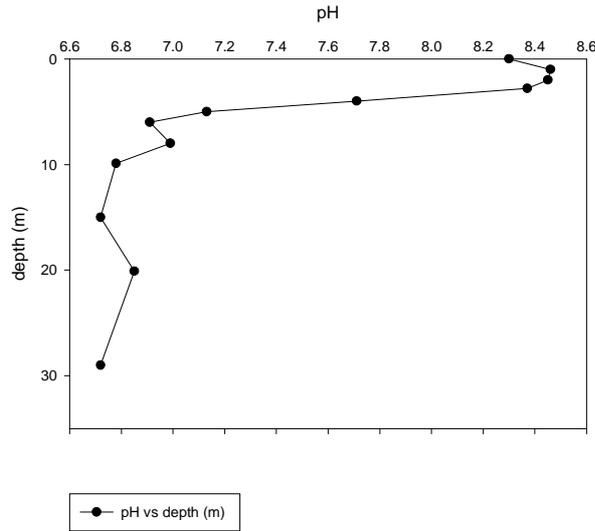


圖 7.2.3-3 新山水庫 pH 實測結果(94 年 6 月 2 日)

(B) 94 年 8 月 22 日採樣結果

本次採樣地區分為兩點，採樣平面圖如圖 7.2.3-4，採樣點一為 N 25° 07' 45.7"，E 121° 42' 34.6"，採樣點二為 N 25° 08' 60.3"，E 121° 42' 40.4"，第一點採樣時間為上午，天氣晴朗，第二點採樣時間在下午，而午後有雨。採樣項目除了上節中的五個水質項目外，尚包括無機營養鹽類、藻類及浮游動物的項目，因此可對藻數量與水質關係作一初步了解。

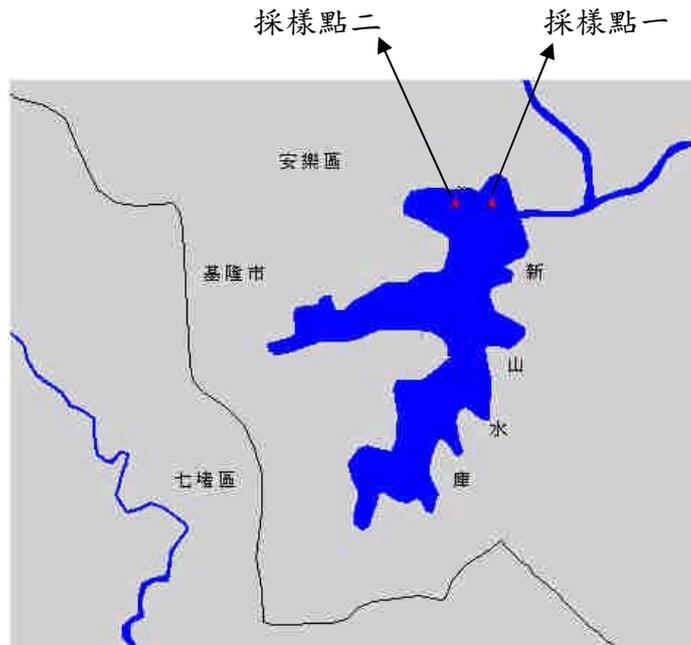


圖 7.2.3-4 新山水庫採樣平面圖(94 年 8 月 22 日)

a. 水質分析項目

如上節中六月的水體分層，本次採樣顯示新山水庫在八月時的溫度分層明顯，如圖 7.2.3-5，其 epilimnion layer 縮短至水面下 2 公尺，且整體水的溫度皆較六月時高。而水庫區兩點的差異並不大，顯示其水平空間變化小。

至於溶氧部分(見圖 7.2.3-6)與六月時最大不同在於水深 10 公尺以下有厭氧的趨勢，其溶氧皆在 2 mg/L 以下，甚至低於 1 mg/L，而底部厭氧也是優養化的結果之一。

而 pH 值(見圖 7.2.3-7)的剖面圖與六月時相似，只是水深 10 公尺以下的 pH 值較低，似乎藻類比六月時更集中在水體上部。而藻類光抑制現象也符合此圖的趨勢。

至於透明度，本次兩採樣點之沙奇盤深度分別為 2.01 及 1.84 公尺。

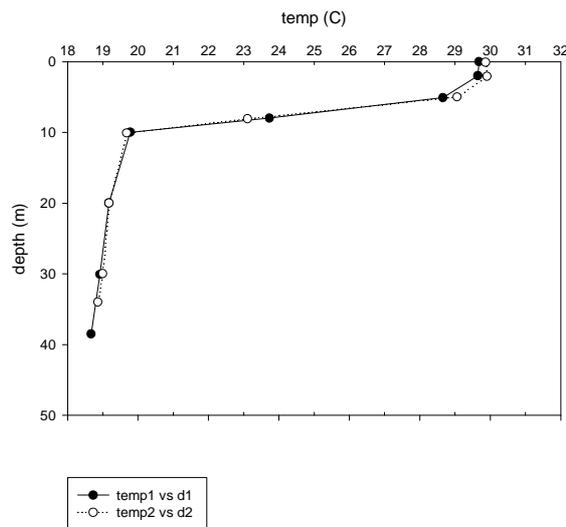


圖 7.2.3-5 新山水庫水溫實測結果(94 年 8 月 22 日)

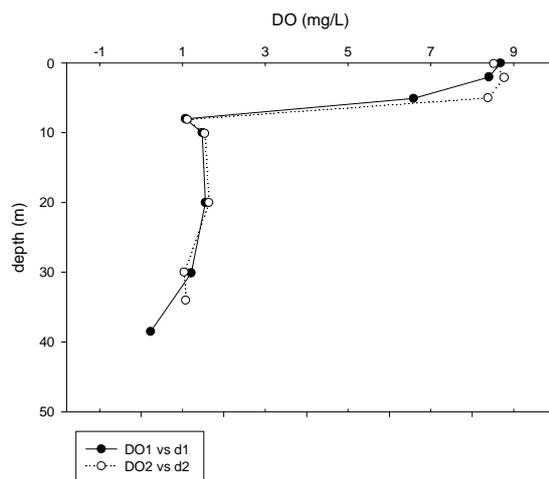


圖 7.2.3-6 新山水庫溶氧實測結果(94 年 8 月 22 日)

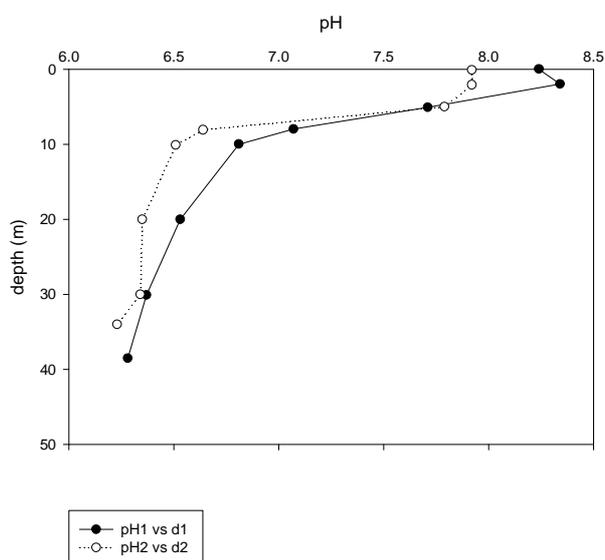


圖 7.2.3-7 新山水庫 pH 實測結果(94 年 8 月 22 日)

### b. 營養鹽分析

由本次採樣分析結果可計算藻類的營養鹽限制因子，以表水為例，其中硝酸鹽及氨氮總和約 0.886 mg/L，溶解性反應磷為 4.7  $\mu\text{g/L}$ ，水體無機氮磷比高達 188.5，因此藻類生長限制因子應為磷。

### c. 藻數量與浮游動物數量分析

圖 7.2.3-8 為兩採樣點的各深度藻類數量分佈，圖 7.2.3-9 則為浮游動物數量分佈，但因有些深度濁度太高，造成浮游動物玻片不易觀察，因此數據短缺。而由圖 7.2.3-8 可看出採樣點一的數量較採樣點二少，但無法確定是否由實驗誤差

而來，不過光抑制現象在採樣點一較明顯，以採樣點一而言，藻類與浮游動物數量的相關性有 0.97，因浮游動物的食物來源大多為藻類，因此食物量多的區域其浮游動物也較多。

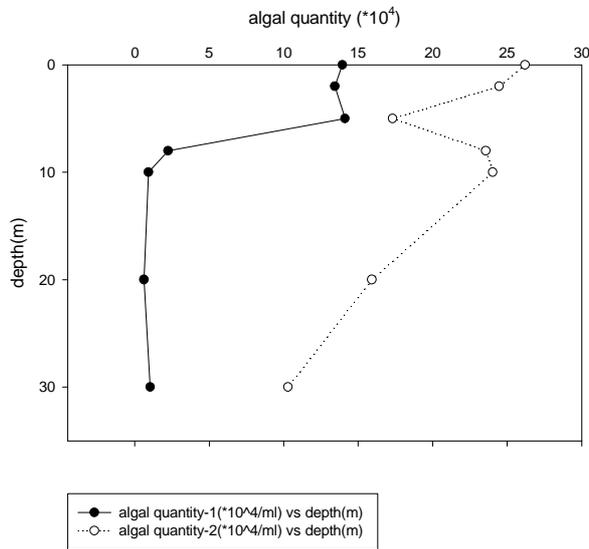


圖 7.2.3-8 新山水庫藻類數量分佈結果(94 年 8 月 22 日)

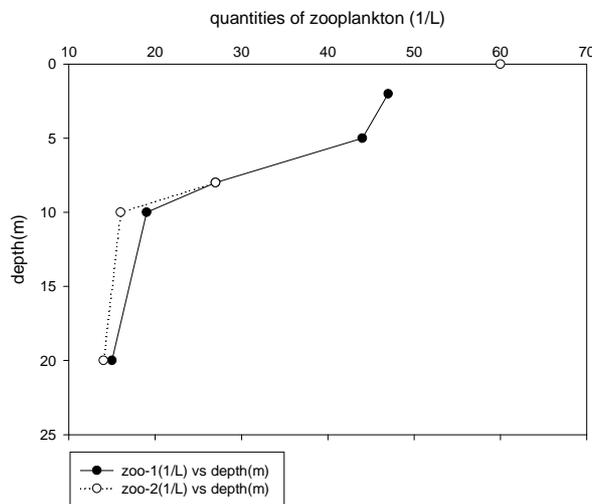


圖 7.2.3-9 新山水庫浮游動物數量分佈結果(94 年 8 月 22 日)

(C) 94 年 10 月 20 日採樣結果

本次採樣點一為 N 25° 07' 53.3"，E 121° 42' 34.7"，採樣點二為 N 25° 08' 00.7"，E 121° 42' 37.2"，大致位置與八月份採樣時相近，採樣當天有雨。本次分

析內容包括上節的五項水質項目、溶解性反應磷及藻類數量

a. 水質分析項目

由圖 7.2.3-10 可看出十月份的水體分層現象，其 epilimnion layer 已比夏季時深，約有 10 公尺的深度，顯示冬天的混合層有下移的趨勢，因此有助於表層水體的混合，連帶使藻類也有較好的混合效果，這也是冬天較不易產生藻華的原因。

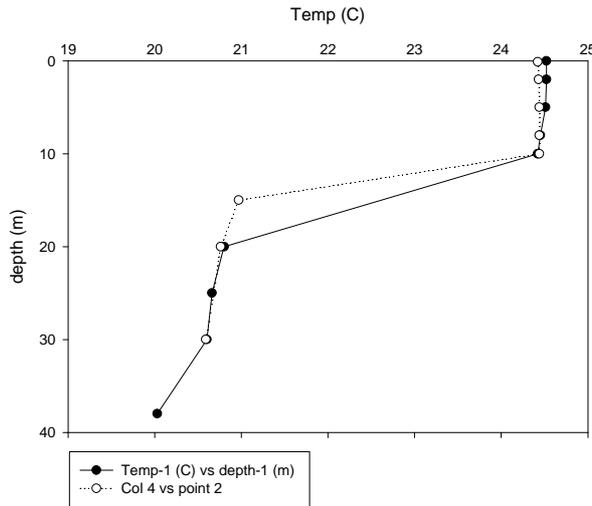


圖 7.2.3-10 新山水庫水溫實測結果(94 年 10 月 20 日)

較令人擔心的是水體底層的溶氧，由圖 7.2.3-11 可看出底層溶氧已有厭氧情形，且溶氧小於 1 mg/L 的取樣點比八月時多，若欲改善水體優養，而採用底層曝氣方式來改善時，需考慮深層磷會不會因為底層的擾動而混合，使藻類生長又活躍起來。

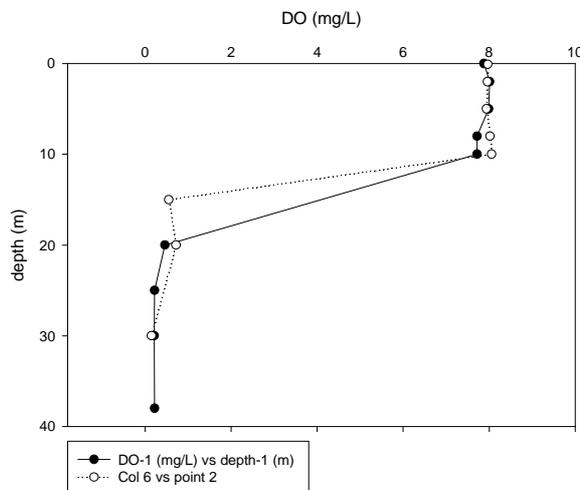


圖 7.2.3-11 新山水庫溶氧實測結果(94 年 10 月 20 日)

十月份水體的酸鹼值中性偏酸，第一點表水的 pH 約在 6.9 左右，比八月份的 pH 8.2 低，第二點表水的 pH 值從八月到十月的數據顯示也由 7.92 降至 6.85。

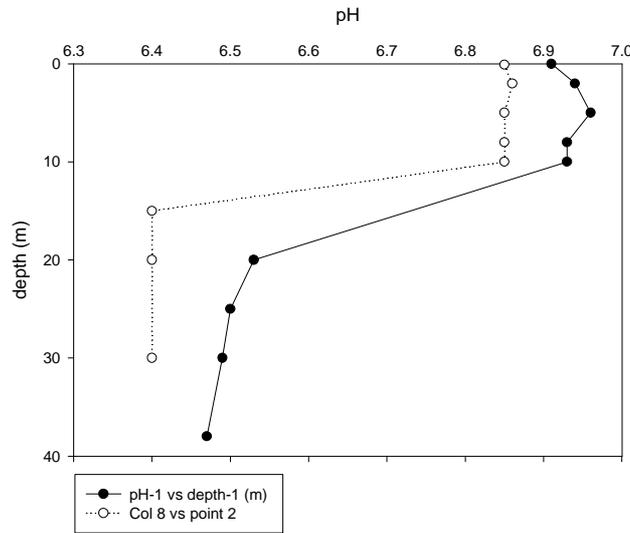


圖 7.2.3-12 新山水庫 pH 實測結果(94 年 10 月 20 日)

#### b. 營養鹽與藻數量分析

本次採樣所得之溶解性反應磷(soluble reactive phosphorus, SRP)與藻數量的深度剖面圖如圖 7.2.3-13 及 7.2.3-14，採樣點一的 SRP 在八公尺的深度時濃度最大，而該點也是藻類量最多的深度，即使如此，在整體的深度剖面中，其 SRP 與藻數量的分佈相關性依然很小(只有 0.0044)。而採樣點二的 SRP 最大濃度出現在五公尺的深度，並非是藻類量最多的地方，其 SRP 與藻數量在深度剖面的分佈相關性也很小(只有 0.087)。

採樣點一及採樣點二的藻數量最多者均出現在水下八公尺的深度，比八月時的最大數量深度還深。而採樣點一的藻數量最大值比八月時大(八月最大值出現在水下五公尺，值為  $14.12 \times 10^4$  cells/ml；十月最大值出現在水下八公尺，值為  $20.71 \times 10^4$  cells/ml)，整體平均值也較大(八月為  $6.10 \times 10^4$  cells/ml，十月為  $12.47 \times 10^4$  cells/ml)；採樣點二的情況則是藻數量最大值與八月份相當，(八月最大值出現在表水，值為  $26.20 \times 10^4$  cells/ml；十月最大值出現在水下八公尺，值為  $27.41 \times 10^4$  cells/ml)，整體平均值則以八月較大(八月為  $20.24 \times 10^4$  cells/ml，十月為  $16.21 \times 10^4$  cells/ml)。

由以上結果並無法看出十月份的藻類數量明顯比八月份少，一般認為冬天的

藻數量會比夏天時少，可能十月份的溫度雖已不適合較適高溫的藍綠藻生長，但仍可供適中溫的綠藻生長，不過這必須由藻類定性分析來做進一步驗證。

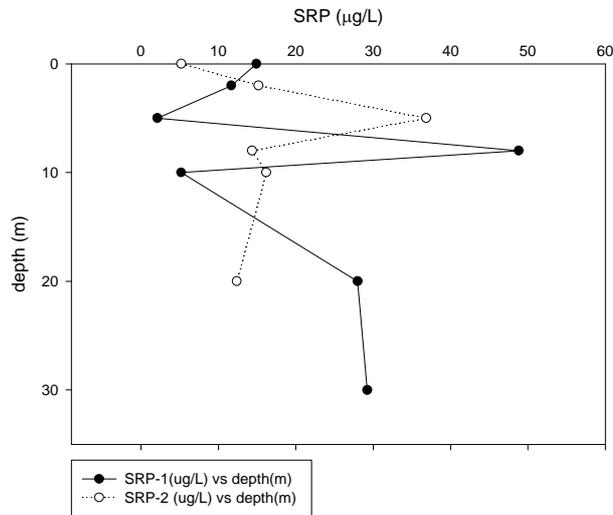


圖 7.2.3-13 新山水庫溶解性反應磷實測結果(94 年 10 月 20 日)

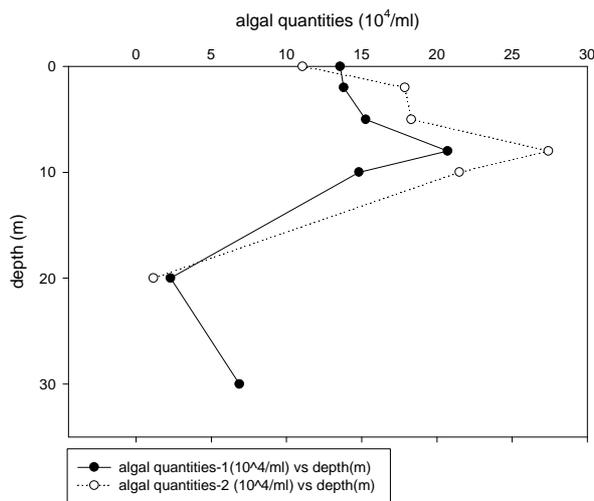


圖 7.2.3-14 新山水庫藻類數量實測結果(94 年 10 月 20 日)

## 7.3 澄清湖水庫

### 7.3.1 澄清湖歷年來之改善規劃工作

澄清湖於民國 31 年完工並由高屏溪曹公圳引水，水深約 3~4 m，停留時間僅 13 至 16 天。澄清湖水質優養問題於民國 66~67 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，快濾池砂層為浮游生物阻塞，濾

程大幅縮短，反洗頻繁，另清水含有異味曾引起抱怨。經成大環工系調查結果，係由湖水藻類及浮游生物引起。之後台灣省自來水公司及環保單位亦曾委託成大繼續進行一系列有關澄清湖水質、藻類、生態及臭味控制等調查研究，但對於澄清湖優養現象一直未進行實質上之改善。

直到民國 80 年，根據台灣省自來水公司調查研究報告顯示，造成澄清湖優養化之污染源包括：(1)高屏溪本身污染；(2)曹公圳沿途污染；(3)環湖觀光區污染；(4)底泥溶出污染源。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與清除底泥同時進行才能使蓄水回復貧養」。至此之後，歷年主要之改善工作均朝此二方向進行。但在民國 81 年亦曾經設置過曝氣工程。

自民國 92 年起，澄清湖改由高屏溪攔河堰取水後，湖內水質已稍有改善(自來水公司第七區管理處資料，民國 94 年)。茲將歷年有關澄清湖水質改善及底泥性質調查、清除規劃成果整理如下：

1. 台灣省自來水公司(民國 72 年)，「澄清湖浮游生物與放線菌繁殖狀況對水源臭味之影響(二)」。民國 72 年 4 月 20 日及 6 月 30 日於湖中施灑殺藻劑(硫酸銅)，以控制浮游植物之繁殖。
2. 行政院衛生署環保局(民國 76 年)，「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」。
3. 民國 77 年 7 月、11 月及 78 年 3 月、4 月曾加殺藻劑(硫酸銅)於湖水。
4. 行政院環保署(民國 78 年)，「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」。
5. 台灣省自來水公司(民國 79 年)，「澄清湖湖底淤泥清除研究」。
6. 台灣省自來水公司(民國 80 年)，「澄清湖與蘭潭水庫水質改善規劃報告」。
7. 民國 80 年 1 月湖內放養鱧魚。
8. 台灣省自來水公司(民國 84 年)，「澄清湖曝氣工程效益評估」。
9. 台灣省自來水公司(民國 84 年)，「澄清湖及鳳山水庫淤泥清除規劃」。
10. 行政院環保署(民國 89 年)，「河川環境水體底泥整體調查監測計畫」。
11. 台灣省自來水公司(民國 89 年)，「大高雄地區自來水後續改善工程規劃，第

三篇 澄清湖湖底底泥處理」。

### 7.3.2 澄清湖底泥清除

澄清湖底泥清除工作在民國 89 年真正實施(台灣省自來水公司，民國 89 年)，規劃清淤量 23 萬立方公尺，底泥清除厚度 30 公分，總工程費約為 10 億元，目前還在進行中，效果尚待觀察。圖 7.3.1-1 為澄清湖底泥浚淤清除(抽送至放乾區運離)作業情形，圖 7.3.1-2 為底泥放乾清除(曬乾運離)作業情形。



圖 7.3.1-1 澄清湖底泥浚淤清除(抽送至放乾區運離)(940426 拍攝)



圖 7.3.1-2 澄清湖底泥放乾清除(曬乾運離)(940426 拍攝)

### 7.3.3 澄清湖既有曝氣工程效益評估

#### (A) 曝氣工程概述

澄清湖水域內之水質改善設備主要有曝氣工程及導流幕，曝氣工程於民國 81 年 9 月 1 日完工試車運轉。目前水庫設置曝氣系統五組，圖 7.3.3-1 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 之空氣壓縮機，利用內徑 38 mm 之撓性聚氯乙稀軟管將空氣沿湖底輸送，再分別以內徑 9.5 mm 之連接管銜接至 12 套 ALA-6GL 散氣器，壓縮空氣則由散氣盤自然散逸。五組曝氣系統總計有 16 條輸氣管，各條輸氣管接 12 套散氣器，共計 192 個散氣器。

另外，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 m)，直伸至湖面中央，水面以浮桶支撐，深度直達湖底，下端則以混凝土錨座固定，圖 7.3.3-2 為導流幕安裝示意圖。

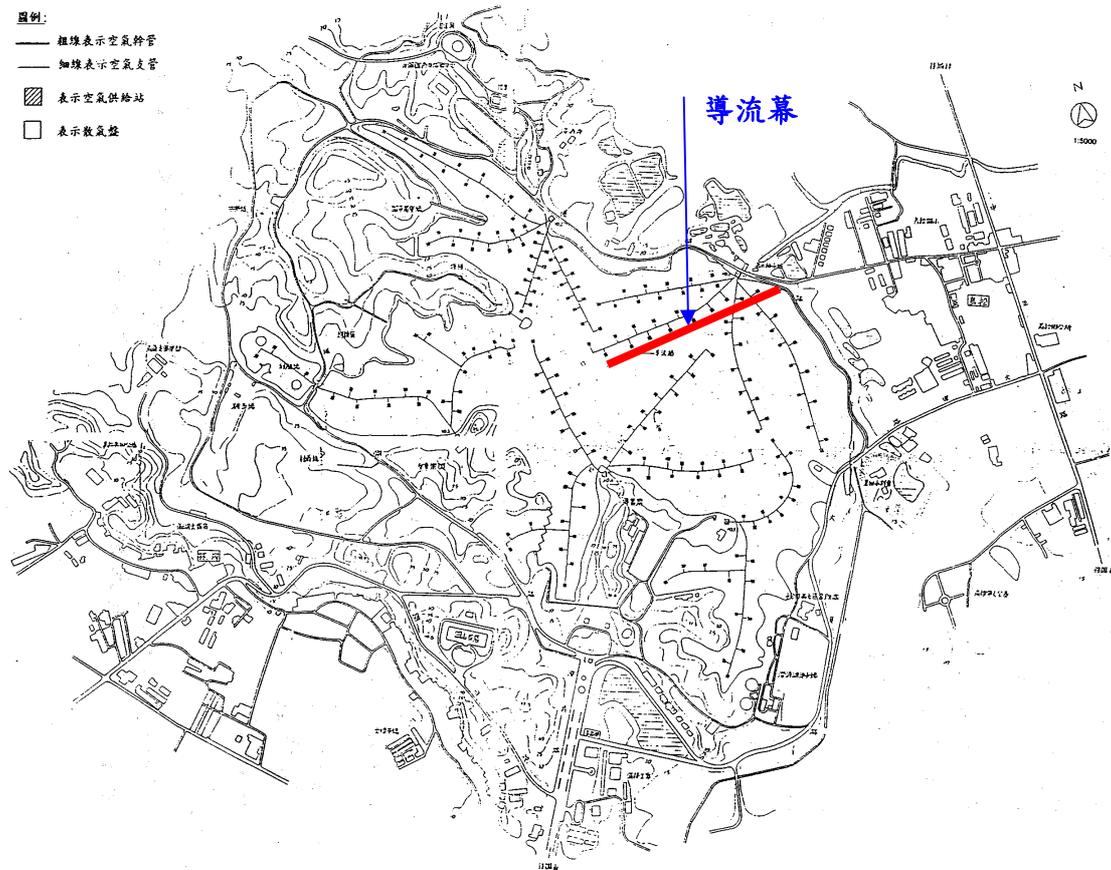


圖 7.3.3-1 澄清湖曝氣區及空壓機站配置圖

(資料來源：澄清湖曝氣工程效益評估，台灣省自來水公司，民國 84 年)

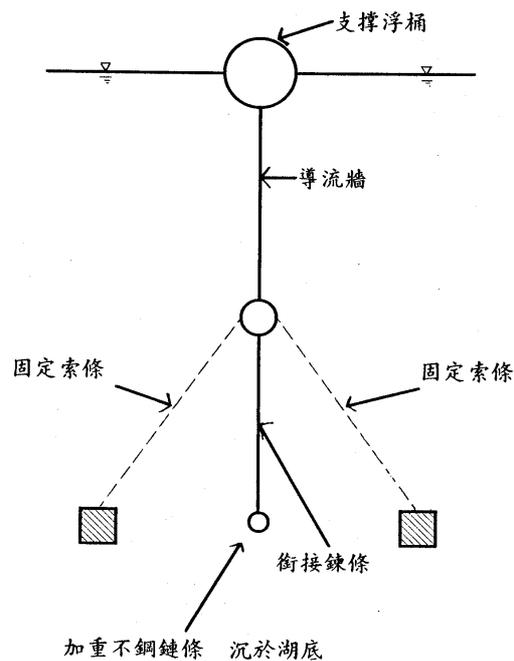


圖 7.3.3-2 澄清湖導流幕安裝示意圖

(資料來源：澄清湖曝氣工程效益評估，台灣省自來水公司，民國 84 年)

### (B)曝氣工程對庫體水質影響

澄清湖曝氣工程自民國 81 年完成後，民國 84 年灣省自來水公司委託成大環工所進行「澄清湖曝氣工程效益評估」工作，評估項目包括水質、底泥、藻類、臭味及放線菌等資料。結果顯示：

1. 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。
2. 曝氣對湖水之有機物、氨氮及藻類稍有降低的作用，對底泥的安定性也稍有幫助。
3. 曝氣對改善水庫優養和減少氨氮效果有限，無法減少淨水場的加氯量及加藥量。
4. 澄清湖營養鹽的污染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，應從改進水庫進流水水質、限制由遊客人數或截流遊憩區污水或雨水外放或處理。

### 7.3.4 評估工法對水質改善效益

近年來，台灣省自來水公司投入大筆經費對澄清湖進行底泥疏浚，以下說明台灣省自來水公司對澄清湖進行底泥疏浚內容：

#### 工法：水庫底泥疏浚

##### (a)工法說明

利用水力式抽泥船。水力式抽泥船係以泥漿泵為抽泥動力，使吸泥管內形成管流，利用管流之水力完成抽泥及輸泥作業。抽泥船之基本型式為吸揚式抽泥船，其吸泥管末端配備任何鬆泥或助吸機件。但為提高抽泥效率，可在吸泥管端裝設鉸刀鬆土器(稱為鉸吸式抽泥船)或配以耙頭(稱為耙吸式抽泥船)。

水力式抽泥船已廣泛的應用於國內水庫浚淤工程，包括石門、白河及石岡壩水庫。其中使用於白河水庫的簡易水力抽泥船，每日作業 10 小時約可清除 150 立方公尺之淤泥，每年作業 300 天，共可清除 45,000 立方公尺。

##### (b)預期效益

(1)活化水庫，即增加水庫之壽命及蓄水量。

(2)降低底泥營養鹽釋出率，改善水庫水質。

##### (c)經費概估

挖除底泥 30 公分，新台幣 12,450 萬元整(民國 93 年)。

挖除底泥 40 公分，新台幣 7,500 萬元整(民國 94 年)。

## 7.4 鳳山水庫

### 7.4.1 鳳山水庫歷年來之改善規劃工作

鳳山水庫於民國 73 年完工，主要水源來自東港溪，最高常水位為 47 m，滿水位 50 m，停留時間約為 7 至 10 天。由於有滲漏問題，目前蓄水量約 3,080,000 m<sup>3</sup>(原設計水庫最大容量 8,500,000 m<sup>3</sup>)。在民國 81 年亦曾經設置過曝氣工程。

由民國 83 至 84 年水質分析結果顯示嚴重優養化，總磷濃度超過甲類水質標準 60 倍，顯示該水庫自民國 81 年完成曝氣工程之後，雖然曝氣工程大致已達到上下水體循環、改善溶氧及氨氮去除之效果，但由水庫整體來看，因曝氣量不足，

平均溶氧只有 2.2 mg/L，而流出水之氨氮平均濃度高達 2.1 mg/L，對營養鹽去除及藻類生長抑制，並無非常顯著效果，未來可能還需尋求其他的水質改善方法。

民國 84 年台灣自來水公司評估淤泥清除的可行性，估計清泥量約為 107,000 m<sup>3</sup>。又因為左山瘠下游側之滲漏亦需改善，建議用空庫放乾挖泥方式施作，總工程費為 162,000,000 元。後來此規劃案暫未實施。

自民國 92 年起，鳳山水庫改由高屏溪攔河堰及東港溪港西抽水站取水後，湖內水質已稍有改善(自來水公司第七區管理處資料，民國 94 年)。茲將歷年有關鳳山水庫水質改善及底泥性質調查成果整理如下：

1. 行政院衛生署環保局(民國 76 年)，「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」。
2. 台灣省環保處(民國 78 年)，「鳳山水庫優養之探討與模擬(一)」。
3. 行政院環保署(民國 78 年)，「鳳山水庫優養之探討與模擬(二)」。
4. 行政院環保署(民國 78 年)，「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」。
5. 台灣省自來水公司(民國 84 年)，「鳳山水庫曝氣工程效益評估」。
6. 台灣省自來水公司(民國 84 年)，「澄清湖及鳳山水庫淤泥清除規劃」。

#### 7.4.2 鳳山水庫既有曝氣工程效益評估

##### (A)曝氣工程概述

鳳山水庫內之水質改善設備主要有曝氣系統、浮動生物介質濾材及導流幕。曝氣系統採用美商 Clean-Flo Lab 之散氣盤強制送氧循環系統，共 50 組，分別位於五處沿湖岸設立之站，如圖 7.4.2-1 所示。

Clean-Flo 型散氣盤是由美國密尼蘇達州 Clean-Flo Laboratories Inc.於 1970 年代開始研究發展，此項設備包括空氣機、輸氣管及散氣版。其曝氣方法是在庫(湖)底放置許多陶磁製細多孔散氣版(Microporous Diffusers)，由岸上空壓機注入壓縮空氣至散氣版底之壓力室，再由散氣版噴出束狀細氣泡，帶動中下層水混合成喇叭狀水柱上衝至水面，並造成如揚水筒環狀擴散水波(吸收大氣之氧氣)，同時產生氧化/循環之效果，水柱係以 Laminar Flow 上升。Clean-Flo 型散氣盤

適用於庫(湖)底水深 2 至 40 m 之水庫湖泊。

為了有效去除氨氮，於水庫內設置 15 道浮動生物介質鍊組，共 600 片濾材，如圖 7.4.2-2 所示。另外，為避免注入水庫之水源直接流入取水工，水庫內也安裝了一道導流幕，位於取水工北側，如圖 7.4.2-2 所示。

### (B)曝氣工程對庫體水質影響

鳳山水庫曝氣工程自民國 81 年完成後，民國 84 年灣省自來水公司委託成大環工所進行「鳳山水庫曝氣工程效益評估」工作，評估項目包括水質、底泥、藻類、臭味及放線菌等資料。結果顯示：

1. 曝氣供給水庫大量之溶氧，但因水庫水質太差，溶氧已漸不足。
2. 曝氣工程及生物介質對打破熱分層、氧化氨氮和有機物，平均可使氨氮減少 50%，TOC 減少 34%，但硝酸鹽增加。
3. 曝氣對對底泥安定性影響不大，污染物之釋出量所佔之比例不大。
4. 曝氣可改變淨水場原水水質，尤其是氨氮的減少，可以減少很多自來水處理成本。

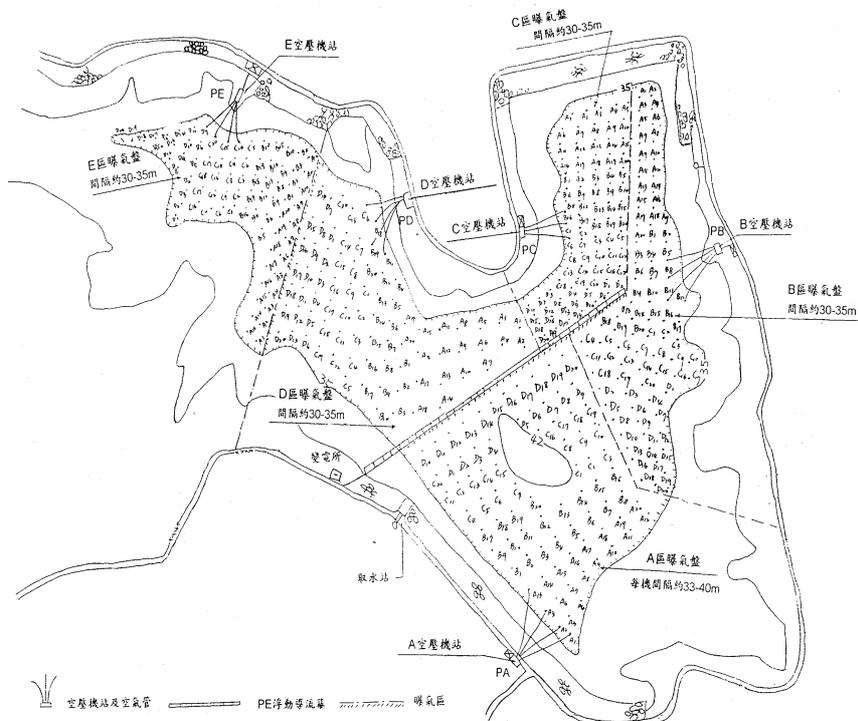


圖 7.4.2-1 鳳山水庫曝氣區及空壓機站配置圖  
(資料來源：鳳山水庫曝氣工程效益評估，台灣省自來水公司，民國 84 年)

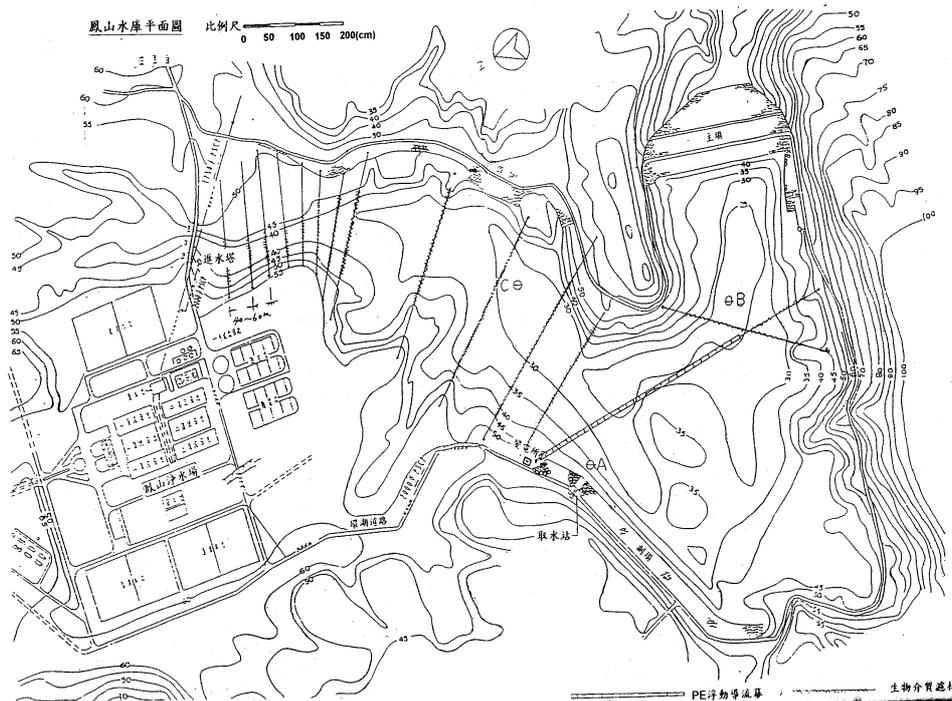


圖 7.4.2-2 鳳山水庫導流幕及生物介質濾材安裝配置圖  
(資料來源：鳳山水庫曝氣工程效益評估，台灣省自來水公司，民國 84 年)

### 7.4.3 評估工法對水質改善效益

#### 工法一：水庫底泥疏浚

預期效益：

- (1)活化水庫，即增加水庫之壽命及蓄水量。
- (2)降低底泥營養鹽釋出率，改善水庫水質。

#### 工法二：水庫曝氣設備持續運轉

預期效益：增加水中溶氧，減少底泥營養鹽磷釋出率。

## 7.5 白河水庫

### 7.5.1 白河水庫歷年來改善規劃工作

白河水庫民國 56 年 6 月興建完工，水庫總庫容為 2,509 萬  $m^3$ ，有效庫容為 2,253  $m^3$ 。白河水庫上游由於泥砂含量大，導致水庫淤積嚴重，已經影響其供水與防洪功能及水庫進水塔出水口之正常運轉，降低了水庫使用壽命。

由水庫淤積量測資料顯示，截至民國 81 年 5 月，水庫之總庫容已由 2,509 萬 m<sup>3</sup>，降至 1,594 萬 m<sup>3</sup>，僅為原始庫容之 64%，如表 7.5.1-1 所示(能邦科技公司，民國 93 年)。由於淤積嚴重，白河水庫自民國 80 年起開始實施清淤，表 7.5.1-2 為歷年相關清淤數量概況(白河水庫管理中心，民國 94 年)：

表 7.5.1-1 白河水庫歷年淤積統計表  
(資料來源：烏山頭、白河水庫集水區整體治理規劃，民國 93 年)

測量年月	淤積期間			水庫容積 (立方公尺)	淤積量 (立方公尺)	年平均淤積量 (立方公尺)	累計淤積量 (立方公尺)	總年平均 淤積量 (立方公尺)	備註
	起迄年	年數	累計年數						
民國 54 年 6 月				25,093,408			0		
民國 56 年 6 月	54 年~56 年	2	2	24,001,377	1,092,031	546,016	1,092,031	546,016	
民國 59 年 6 月	56 年~59 年	3	5	22,906,305	1,095,072	365,024	2,187,103	437,421	
民國 61 年 6 月	59 年~61 年	2	7	22,759,078	147,227	73,614	2,334,330	333,476	
民國 66 年 7 月	61 年~66 年	5.08	12.08	19,036,821	3,722,257	732,728	6,056,587	501,373	
民國 70 年 10 月	66 年~70 年	4.25	16.33	16,453,412	2,583,409	607,861	8,639,996	509,087	
民國 73 年 8 月	70 年~73 年	2.83	19.16	17,571,568	-1,118,156	-	7,521,840	392,580	
民國 75 年 1 月	73 年~75 年	1.42	20.58	18,197,661	-626,093	-	6,895,747	335,070	
民國 77 年 5 月	75 年~77 年	2.33	22.91	16,378,514	1,819,147	780,750	8,714,894	380,397	
民國 81 年 5 月	77 年~81 年	4	26.91	15,946,633	413,881	103,470	9,128,775	339,234	
民國 84 年 6 月	81 年~84 年	3.08	29.99	14,416,447	1,548,186	502,658	10,676,961	356,017	
民國 88 年 5 月	84 年~88 年	3.92	33.91	13,266,300	1,150,147	293,405	11,827,108	348,779	
民國 92 年 8 月	88 年~92 年	4.25	38.16	10,678,352	2,587,948	608,929	14,415,056	377,753	

資料來源：「白河水庫淤積測量報告」，成功大學，民國 88 年 6 月。

「白河水庫出水工等設備檢修及更新改善規劃設計」，台灣省農田水利會，民國 92 年 9 月。

表 7.5.1-2 白河水庫歷年相關清淤數量概況  
(資料來源：白河水庫管理中心，民國 94 年)

年度	水力抽泥數量(m <sup>3</sup> )	陸挖數量(m <sup>3</sup> )
80	35,000	300,000
81	42,000	212,000
82	8,000	
83	25,950	283,194
84	19,780	
85	24,160	685,588
86	19,920	
87	28,160	96,812
88	104,308	
89	81,766	90,735
90	27,360	
91	27,920	696,942
92	6,152	476,397
93	100,000	58,082
94	100,000	

## 7.5.2 評估工法對水質改善效益

工法：持續進行水庫底泥疏浚

預期效益：

- (1)活化水庫，即增加水庫之壽命及蓄水量。
- (2)降低底泥營養鹽釋出率，改善水庫水質。

## 7.6 鏡面水庫

鏡面水庫目前正進行水庫下游河道之整治，水庫內則進行底泥疏浚工作，結果尚待評估。

## 7.7 牡丹水庫

成大研究團隊執行之「以生態工法去除水庫集水區內營養鹽研究計畫」，將牡丹水庫列為最優先整治之水庫。因此本計畫暫不對牡丹水庫研擬淨化庫內水質之整治工法。

## 7.8 明德水庫

明德水庫完工後，集水區由於受人為開發，造成土壤流失加劇，水庫淤積因此日益嚴重。明德水庫曾於民國 82~83 年與民國 85 年兩次實施浚淤，分別清除 679,250 m<sup>3</sup> 及 871,000 m<sup>3</sup> 淤泥(何智武，民國 89 年)。

由明德水庫集水區治理規劃計畫報告(黎明工程顧問公司，民國92年)顯示，在民國91年時，明德水庫的總淤積量為4,399,600 m<sup>3</sup>。與民國88年6月測量結果比較，近三年來水庫淤積增加量達803,600 m<sup>3</sup>，其年平均淤積量為235,000 m<sup>3</sup>，較88年歷年平均淤積量177,900 m<sup>3</sup>多57,000m<sup>3</sup>，可知明德水庫淤積情形相當嚴重。

因此，明德水庫建議之整治工法為水庫底泥疏浚。預期效益為(1)增加水庫之壽命及蓄水量；(2)降低底泥營養鹽釋出率，改善水庫水質。

## 7.9 永和山水庫

永和山水庫完工於民國 73 年 10 月，民國 75 年底東興淨水場建造完成後正式通水啟用，為一離槽水庫。民國 76~78 年間，庫內藻類繁殖，水質成層現象，底層水缺氧並產生臭味，最高臭度達 12 TON，由東興淨水場送出之清水亦曾引起用戶抱怨有異常臭味。後經排放水庫底層水後，臭味問題有改善。民國 78 年，台灣省自來水公司第三區管理處亦曾請日本專家小島博士堪查，認為採水中破壞

成層曝氣是較經濟可行之整治措施(台灣省自來水公司，民國 81 年)。之後，就沒有永和山水庫相關整治規劃報告。

因此，永和山水庫建議之整治工法為水庫設置曝氣設備。預期效益為(1)強制水體循環流動，破壞成層，提升水庫底溶氧，消除臭氣。(2)降低底泥營養鹽釋出率，改善水庫水質。

### 7.10 仁義潭水庫

成大研究團隊執行之「以生態工法去除水庫集水區內營養鹽研究計畫」，將仁義潭水庫及蘭潭水庫同時列為第二優先整治之水庫。因此本計畫暫不對仁義潭水庫研擬淨化庫內水質之整治工法。

## 參考文獻

1. 曾四恭、吳先琪、吳俊宗，蘭潭水庫曝氣工程效益評估，台灣大學環境工程學研究所執行，台灣省自來水公司委託，民國 84 年 1 月。
2. 澄清湖與蘭潭水庫水質改善規劃報告，開元工程顧問公司執行，台灣省自來水公司委託，民國 80 年 2 月。
3. 賴進松、郭振泰、吳俊宗、龍梧生、胡弘道，水庫整體保育技術與推廣計畫，台灣大學水工試驗所執行，經濟部水利署委託，民國 92 年 12 月。
4. Vollenweider, R. A. (1968). *The scientific basis of lake and stream eutrophication with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors*. Tech. Rep. OECD, DAS/CSI/68.27, Paris.
5. Kuo, J. T., and M. D. Yang. (2003). Water Quality Modeling in Reservoirs. Chapter 11 in *Environmental Fluid Mechanics*, ASCE Engineering Mechanics Division.
6. 陳是瑩、李俊德、曾怡禎，澄清湖浮游生物與放線菌繁殖狀況對水源臭味之影響(二)，成功大學環境工程學系執行，台灣省自來水公司委託，民國 72 年 10 月。
7. 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，BEP-76-06-003，民國 76 年。
8. 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，行政院環保署，民國 78 年 12 月。
9. 郭振泰、吳先琪、李鴻源，澄清湖湖底淤泥清除研究，台灣大學土木工程學研究所執行，台灣省自來水公司委託，民國 79 年 7 月。
10. 澄清湖與蘭潭水庫水質改善規劃報告，開元工程顧問公司執行，台灣省自來水公司委託，民國 80 年 2 月。
11. 溫清光、高銘木等，澄清湖曝氣工程效益評估，成功大學環境工程學系執行，台灣省自來水公司委託，民國 84 年 2 月。
12. 澄清湖及鳳山水庫淤泥清除規劃，黎明工程顧問公司執行，台灣省自來水公司委託，民國 84 年 10 月。
13. 河川環境水體底泥整體調查監測計畫，行政院環保署，民國 89 年 3 月。
14. 大高雄地區自來水後續改善工程規劃，第三篇 澄清湖湖底底泥處理，中興工程顧問公司及美商旭環公司執行，台灣省自來水公司委託，民國 89 年 7 月。
15. 郭振泰、溫清光、曾怡禎、陳樹群、邱瓊瑤，鳳山水庫優養之探討與模擬(一)，台灣大學土木工程學系執行，台灣省環保處委託，民國 78 年 4 月。
16. 郭振泰、溫清光、曾怡禎、陳樹群、邱瓊瑤，鳳山水庫優養之探討與模擬(二)，台灣大學土木工程學系執行，行政院環保署委託，民國 78 年 11 月。

17. 烏山頭、白河水庫集水區整體治理規劃，能邦科技顧問公司執行，經濟部水利署委託，民國 93 年 12 月。
18. 寶山及永和山水庫水質改善規劃，開元工程顧問公司執行，台灣省自來水公司委託，民國 81 年 9 月。
19. 何智武、陳樹群、王文江，中小型水庫集水區治理規劃及成效評估研究，中興大學水土保持學系執行，經濟部水資源局委託，民國 89 年 12 月。
20. 明德水庫集水區治理規劃計畫報告，黎明工程顧問公司執行，苗栗農田水利會委託，民國 92 年 12 月。

## 第八章 結論與建議

本計畫經一年來對環保署指定之國內 11 座優養化水庫(新山水庫、明德水庫、永和山水庫、鯉魚潭水庫、仁義潭水庫、蘭潭水庫、白河水庫、鏡面水庫、澄清湖水庫、鳳山水庫及牡丹水庫等)進行調查研究，可得到下列之結論與建議：

### 8.1 結論

1. 在環保署指定之 11 座優養水庫中，由藻類相分析結果顯示，多是已有若干程度優養化的水庫，其藻類相常由少數種類形成優勢。其中有許多藻種會形成藻華現象，如微囊藻(*Microcystis*)、葡萄藻(*Botryococcus*)和甲藻(*Peridinium*)等；有些會產生臭土味、霉味等異味，如顫藻(*Oscillatoria*)、魚腥藻(*Anabaena*)、尖頭藻(*Raphidiopsis*)；有的體型較大，常造成自來水廠的濾床阻塞。
2. 微囊藻是目前水庫中較嚴重影響水質的藻種，它會產生毒素，且在所研究的 11 座水庫都有它，因此是最優先要設法控制的藻類。其他藻類縱使滋長，對水質影響也較小。而且，微囊藻是優養化的指標種，若能控制它的滋長，也就是控制了優養化。其大量滋長的主因是有機污染所造成，因此藻種喜好有機污染物作為其碳源，尤其當水中有適量的氮氮和有機氮污染物時，更有利於其大量滋長。可用物理、化學或生物工法來削減微囊藻數量或防止其滋長。
3. 根據水庫內外部總磷負荷推估，顯示由底泥釋放之總磷為造成水庫水質變差重要因素之一。內部營養源比例較高之水庫有新山、明德、鯉魚潭、仁義潭、蘭潭、鏡面及牡丹水庫。降低內部營養源可在庫內保持底層有氧狀態，遮斷庫底與水體間之傳輸，維持上層水穩定之分層，及提高生物質之沉降率。
4. 由國外湖泊水庫整治經驗顯示，要控制湖泊水庫之水質需長期的努力。打破分層及曝氣法在某些水庫內確實可以發揮降低優養化的功能。而控制分層方法之實施，需要對水庫水文及水質有相當之了解與及時監控之能力。以風力與太陽能做為動力來源，可以在較廣闊的水庫內設置機具，且節省能源，是可以選擇的方案。然而攪拌機在水庫中造成某種景觀上之破壞，為其缺點。

5. 選定蘭潭水庫及新山水庫列為最優先整治之水庫，工程部份建議如下：

A、蘭潭水庫

- (1) 在入流口建置一處人工濕地，經費概估新台幣 5,000 萬元整。維修操作費每年概估 200 萬元整。預期效益為水庫中總磷濃度由 66  $\mu\text{g/L}$  降為 50  $\mu\text{g/L}$ 。
- (2) 水庫增設及維修既有曝氣設備，經費概估新台幣 2,600 萬元整。維修操作費每年概估 100 萬元整。預期效益為水庫內部總磷負荷由 669 kg/yr 降為 435-535 kg/yr。

B、新山水庫

- (1) 水庫設置二組曝氣設備，經費概估新台幣 3,000 萬元整。維修操作費每年概估 500 萬元整。預期效益為可降低底泥營養鹽磷釋出率。
- (2) 設置進水沉澱池，經費概估新台幣 5,000 萬元整。維修操作費每年概估 500 萬元整。預期效益為改善新山淨水廠進入新山水庫之水質。
- (3) 建議設置新山水庫水質自動監測系統工程，經費約新台幣 300 萬元整。維修操作費每年概估 50 萬元整。預期效益可將水庫不同深度之水質變化狀況，即時傳送至控制中心研判，有助於淨水處理與原水調配作業之時機掌握。

## 8.2 建議

1. 在環保署指定之 11 座優養水庫中，除了澄清湖、鳳山、蘭潭及牡丹水庫曾做過底泥調查外，其餘水庫皆無底泥調查資料。而澄清湖及鳳山水庫之數據又稍嫌老舊(民國 79、80 年甘泉計畫期間實測數據)，因此建議對這些水庫進行底泥採樣，以了解各水庫之底泥營養鹽及重金屬成分。
2. 持續對環保署指定之 11 座優養水庫進行較詳細之藻種採樣，以建立各水庫之藻種資料庫。
3. 目前環保署對水庫水質之採樣為每季一次，為更進一步了解水庫水質變化及提高水質模式之模擬準確度，建議修改為每月一次。同時，水溫及水質資料需有隨不同深度之監測資料，而不是只有水庫表面、中、庫底三層。
4. 可利用衛星技術於水庫優養化預測，並結合水庫水質模式，進一步預測水庫未來水質。

5. 參考美、日國家控制湖泊水庫優養化方法，將之應用於國內優養化水庫，並觀察其整治成效。
6. 蘭潭及新山水庫列為優先整治之水庫，故需有更詳細之採樣資料來做為效益評估之依據。同時需有一新的計畫案，來評估這二座水庫整治前與整治後之工程效益。
7. 加強對水庫污染整治之民眾參與與宣導。

附表 1 11 座水庫基本資料

水庫名稱	位置	水源	管理單位	平均水深 (m)	集水區面積 ( $\times 10^6 \text{ m}^2$ )	滿水面積 ( $\times 10^6 \text{ m}^2$ )	有效容量/總容量 ( $\times 10^4 \text{ m}^3$ )	停留時間 (day)	用途
新山水庫 (離槽)	基隆市 安樂區	基隆河大武崙 溪支流新山 溪、基隆河(八 堵抽水站)、瑪 鍊溪(幅子淨水 場取水口)	台灣省自來 水公司第一 區管理處	17.3	1.6	0.56	970/1,000	347	公共給水
永河山 水庫 (離槽)	苗栗縣 頭份鎮 及三灣 鄉交界	中港溪支流北 坑溝、中港溪 支流南庄溪	台灣省自來 水公司第三 區管理處	16.5	137.8	1.65	2,725/2,958	147	公共給水 灌溉
明德 水庫 (在槽)	苗栗縣 頭屋鄉 明德村	後龍溪支流老 田寮溪	苗栗農田水 利會	9.1	61.08	1.62	1,470/1,770	52	公共給水 灌溉 觀光
鯉魚潭 水庫 (離槽)	苗栗縣 三義鄉	大安溪支流景 山溪、大安溪 (士林攔河堰越 域引水)	經濟部水利 署中區水資 源局	28.4	53.45	4.32	12,271/12,612	145	公共給水 灌溉 發電 觀光
仁義潭 水庫 (在槽)	嘉義縣 番路鄉	八掌溪支流無 名溪、八掌溪 (越域引水)	台灣省自來 水公司第五 區管理處	11.8	3.66	2.32	2,731/2,911	60	公共給水 觀光

附表 1 11 座水庫基本資料(續)

水庫名稱	位置	水源	管理單位	平均水深 (m)	集水區面積 (× 10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup> )	滿水面積 (× 10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup> )	有效容量/總容量 (× 10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )	停留時間 (day)	用途
蘭潭水庫 (離槽)	嘉義市 (東郊)	八掌溪(仁義潭水庫)	台灣省自來水公司第五區管理處	11.8	5.66	0.77	914/972	60	公共給水 工業用水 觀光
白河水庫 (在槽)	台南縣 白河鎮	急水溪支流白水溪	嘉南農田水利會	7.3	26.55	1.97	1,441/2,509	184	灌溉 給水 防洪 觀光
鏡面水庫 (在槽)	台南縣 南化鄉	曾文溪支流菜寮溪	台灣省自來水公司第六區管理處	7.8	2.73	0.125	98.7/115	105	給水 灌溉
鳳山水庫 (離槽)	高雄縣 林園鄉	東港溪(抽水)、高屏溪(抽水)	台灣省自來水公司第七區管理處	10.4	2.75	0.75	780/920	23	給水
澄清湖水庫 (離槽)	高雄縣 烏松鄉	高屏溪(抽水)	台灣省自來水公司第七區管理處	2.4	3.58	1.11	270/436	15	給水 觀光
牡丹水庫 (在槽)	屏東縣 牡丹鄉	四重溪支流汝仍溪、牡丹溪	經濟部水利署南區水資源局	20.5	69.2	1.42	2,907/2,940	89	灌溉 給水

資料來源：1. 環保署(民國 92 年)

2. 經濟部水利處(民國 90 年)

附錄一 以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫經費分析表

工作項目		單位	數量	單價(元)	總價(元)	說明
項次	名稱					
1.	人事費	全	1	2,000,000	2,000,000	含主持人、協同主持人、顧問、研究員等
2.	維護費	全	1	600,000	600,000	含電腦、相關設備維修及檢驗分析費
3.	業務費	全	1	1,200,000	1,200,000	含網路資料、研究報告蒐集費、車輛油脂費、電腦處理(含軟體)、交通費、辦理相關說明會及研討會之場地租金、報告印刷等
4.	其他及雜項費用	全	1	633,962	633,962	
5.	服務管理費及稅捐6%	全	1	266,038	266,038	
	合計					
總計(新台幣)				4,700,000	4,700,000	

## 以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫工作內容執行情形

工作內容	執行情形
<p>一、蒐集國內 10 座優養化水庫庫區淨化水質、控制優養化 10 年以上研究、調查報告及論文：</p> <p>(一) 國內優養化水庫，為新山水庫、明德水庫、永和山水庫、仁義潭水庫、蘭潭水庫、鯉魚潭水庫、白河水庫、鏡面水庫、澄清湖水庫、鳳山水庫及牡丹水庫等。</p> <p>(二) 按各座水庫完成建立水庫總蓄水量、水庫管理機關、水庫特性、水庫用途、10 年以上水庫水質等之基本資料。</p> <p>(三) 分析並至少提出下列分析結果：</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. 歷年水庫內優養化趨勢分析。</li> <li>2. 水庫內造成優養化、藻華現象之關鍵污染物及污染型態。</li> <li>3. 水庫內藻類、營養鹽及代謝污染物間之問題、關係，及營養鹽減量後，主要藻類及代謝污染物之變化情形。</li> <li>4. 水庫底泥對優養化之影響。</li> <li>5. 各座水庫去除水庫庫區氮磷方法、去除方法施作結果之工法(生態工法、現地處理工法)類別及適用條件、去除效率及建設、維護操作成本等分析。</li> </ol>	<p>p.3-1~p.3-98</p> <p>1. p.3-1~p.3-98 2. 附表 1</p> <p>1. p.2-1~p.2-47 2. p.3-1~p.3-98 3. p.4-1~p.4-18 4. p.6-1~p.6-12 5. p.7-1~p.7-35</p>



工作內容	執行情形
<p>三、邀相關機關團體、專家學者辦理十場座談會，並提出可行分年持續研究的方向、計畫內容或行動計畫：</p> <p>(一) 應就目前國內各水庫研究報告，依各水庫為整治水庫優養化，建議 10 座水庫整治之優先序、尚需調查之計畫內容及執行經費，並分三年提出。對於可立即執行整治之水庫，應提出行動計畫內容及執行預估經費。</p> <p>(二) 應至少現勘 10 座水庫庫區各 1 次，確認各水庫的基本資料及分析資料，並建議庫區內部以水文、水力、生態、生物、物理等方法以控制藻類生長及降低營養源濃度之方法，並建議可施作現地處理或生態工法之地點及方式。</p> <p>(三) 邀相關機關團體、專家學者至少完成 10 場次座談會(至少 170 人次)，出席費及差旅費由本計畫支應。座談對象含各水庫管理機關、集水區管理機關、曾研究水庫之專家學者等。辦理時機如下：</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. 完成各水庫基本資料及分析資料後，應至少完成北中南各 1 次諮詢座談會議。</li> <li>2. 完成國外資料蒐集後，應至少完成北中南各 1 次諮詢會議。</li> <li>3. 分年研究方向初稿完成後，應至少完成北中南各 1 次諮詢會議。</li> <li>4. 辦理全國水庫庫區控制優養化技術研討會一場。</li> </ol>	<p>p.7-1~p.7-35</p> <p>1. p.3-1~p.3-98 2. p.7-1~p.7-35</p> <p>附錄三</p>