

以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)-以生物鏈方式淨化水庫水質

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：吳俊宗

共同主持人：陳弘成、郭振泰、吳先琪

顧問：龍梧生

研究人員：陳耀德、王永昇、吳雅琪、楊州斌、
陳慧欣、簡鈺晴、謝明翰、林柏余、
吳建德、楊智閔、陳美清

執行期間：95 年 4 月 1 日~ 95 年 12 月 31 日

中華民國 95 年 12 月

統一編號

EPA034950159

- 本報告僅係受託單位或個人之研究意見，提供環保署施政之參考
- 本報告之著作財產權屬環保署所有，非經環保署同意，任何人均不得重製、仿製或為其他之侵害

「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)-以生物鏈方式淨化水庫水質」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	國立臺灣大學			
丙、年 度	95 年度	計畫編號	EPA-95-U1G1-02-102	
丁、研究性質	☐ 基礎研究	☒ 應用研究	☐ 技術發展	
戊、研究領域	水庫水質優養化控制			
己、計畫屬性	☒ 科技類		☐ 非科技類	
庚、全程期間	95 年 4 月 1 日～95 年 12 月 31 日			
辛、本期期間	95 年 4 月 1 日～95 年 12 月 31 日			
壬、本期經費	2,440 千元			
	資本支出		經常支出	
	土地建築 千元		人事費 1,300 千元	
	儀器設備 千元		業務費 800 千元	
	其 他 千元		材料費 千元	
			其 他 340 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				
參與計畫人力資料：				
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
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臺灣大學生態與演化生物研究所教授、博士	9	(02)27899590-451 jtwu@gate.sinica.edu.tw
郭振泰	計畫進度控管及生態工法可行性評估	國立臺灣大學土木工程系教授、博士	9	(02)33664243 kuoj@ntu.edu.tw
吳先琪	庫區水質監測、內外部負荷推估及生態工法可行性評估	國立臺灣大學環工所教授、博士	9	(02)23629435 scwu@ntu.edu.tw
陳弘成	生態調查分析及生態工法可行性評估	國立臺灣大學漁科所教授、博士	9	(02) 33662885 honcheng@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 土木工程系教授、博士	9	WL@virginia.edu
陳耀德	進行國內外資料之收集、進行藻類之採樣	東華大學自管所碩士	9	(02)27899590-451
王永昇	進行國內外資料之收集、進行藻類之採樣	輔仁大學生物所碩士	9	(02)27899590-451
吳雅琪	生態調查分析	國立臺灣大學漁科所碩士	9	(02)33662886 green2200kimo@yahoo.com.tw

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
楊州斌	水質資料分析及計畫內容撰寫、彙整	國立臺灣大學土木工程系博士	9	(02)33664274-29 d88521002@ntu.edu.tw
陳慧欣	庫區水質監測、內外部負荷推估	國立臺灣大學環工所碩士	9	r93451133@ntu.edu.tw
簡鈺晴	庫區水質監測、內外部負荷推估	國立臺灣大學環工所碩士	9	(02)23629435 Yulight0707@yahoo.com.tw
謝明翰	水質模式與生態模式之建立	國立臺灣大學土木工程系博士候選人	9	d91521013@ntu.edu.tw
林柏余	水質模式與生態模式之建立、計畫內容撰寫、彙整及舉辦座談會	國立臺灣大學土木工程系碩士	9	r94521311@ntu.edu.tw
吳建德	計畫內容撰寫、彙整及舉辦座談會	國立臺灣大學土木工程系碩士	9	(02)33664274-29 r90521311@ntu.edu.tw
楊智閔	庫區水質監測、內外部負荷推估	國立臺灣大學環工所碩士	9	(02)23629435
陳美清	舉辦座談會	國立臺灣大學土木工程系碩士	9	(02)33664274 -33

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(2)-以生物鏈方式淨化水庫水質

二、英文計畫名稱：Project of eutrophication control for reservoir water quality by ecological engineering

三、計畫編號：EPA-95-U1G1-02-102

四、執行單位：國立臺灣大學

五、計畫主持人（包括共同主持人）：吳俊宗教授、郭振泰教授、吳先琪教授、陳弘成教授

六、執行開始時間：95 年 4 月 1 日

七、執行結束時間：95 年 12 月 31 日

八、報告完成日期：95 年 12 月 31 日

九、報告總頁數：394 頁

十、使用語文：中文、英文

十一、報告電子檔名稱：.DOC

十二、報告電子檔格式：WORD 2003

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：

本研究「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)－以生物鏈方式淨化水庫水質」為第一年之延續計畫，主要利用生物鏈方式來淨化水庫水質。計畫目標為收集分析資料，提出國內外水庫以生物鏈方式淨化水庫水質之作法、研究結果及生物鏈中生物之關聯性。同時，選擇一座水庫調查生態，提出以生物鏈方式淨化水庫中氮磷水質項目之評估結果及相關工作。

本計畫蒐集和分析國內外有關利用生物及相關方法於控制水質優養化，並歸納和陳述一些可供削減水庫水質優養化程度之策略，可供國內之參考。其中包括，國內、澳洲、美國、西班牙所使用的人工濕地去除營養鹽，日本及以色列利用水生植物吸收氮磷物質，印度與加拿大使用藻類吸收水中營養鹽，印度使用魚類攝食藻類。還有歐美許多國

家，如巴西、挪威、德國、瑞士、瑞典等，利用鯉科魚類捕撈減量的方式，來達到水庫優養化的控制。

依卡爾森指數與藻類優養指數來看，新山水庫已屬於一輕度優養化之水庫；腐水度指數亦顯示其以受相當程度的有機污染。由今年 3 次採樣調查分析結果發現，會造成新山水庫優養化的主要原因是由於磷與氮的大量輸入。尤其是當磷的輸入量越高時，越容易促使藍綠藻類的生長，甚而造成微囊藻藻華的現象，而直接或間接地影響了物種組成或食物鏈的結構。由今年三次的調查亦得知，新山水庫藻類群落仍以藍綠藻類為最優勢。浮游動物方面，各採樣點都是以甲殼類的水蚤為最多，甲殼類出現最多的為橈腳類及枝角類，其數量在不同的地點可分別達每噸水有 2002、1940 及 123 隻，若再包括其 egg、nauplius 及 copepodite，則數量更是豐富。關於水生昆蟲與底棲生物部分，綜合三次的採樣，即知其季節性變化不大，兩者的生物相都很貧瘠。由魚介類的組成調查結果可知，新山水庫是以大眼華鯿、餐條、吳郭魚、大肚魚、蝦虎及石田螺為最常見。這些魚介類中有專吃水草的草魚，偏好浮游藻類的大眼華鯿、豆仔魚等，有專吃微細動物的幼苗及體型較小的大肚魚、蝦虎，有喜好浮游動物的鱖及餐條，有專吃小魚小蝦的肉食性魚類如泰國鰱及鰻魚，有雜食性的吳郭魚，有刮食附於表面的石田螺等，充分顯現一個較為穩定、多樣且成熟的水生生態系。觀察溫度及溶氧等濃度曲線圖可以看出新山水庫大約在 4 月份開始逐漸形成分層，至 10 月份之後水體又漸漸混合，8、9 月為新山水庫分層最明顯的時期，且在分層明顯時新山水庫底部溶氧幾乎低於 2 mg/L。溶氧低的情形除了造成營養鹽累積，間接造成每年 3、4 月藻類濃度的高峰，亦對於浮游動物及底棲生物之生存造成威脅，是不容忽視的問題。

以捕撈鯉科魚類的方式進行水質改善，已在歐、美國家得到成功的驗證。當鯉科魚類減少後，浮游動物便隨之增加，藻類被取食的效率提高。底泥所受干擾亦因鯉科魚類的移除而減少，營養鹽溶出減緩，再懸浮現象降低，水體能見度提高，水生植物可以大量生長與藻類競爭營養鹽或釋放排它物質，因而水質漸獲改善。在研究魚類相及胃內容物的分析，得知水庫內可適度放養黑鰱及草魚甚或淡水珍珠貝，亦可生產珍珠增加收益。而新山水庫的主要污染係來自基隆河，由八堵抽水站不定時自基隆河抽取輸送至水庫。故要削減此污染，可針對進水以人工濕地的方式進行營養鹽去除後，再輸入至水庫之中。預計可利用構築人工濕地方式，栽植挺水性或浮水性水生植物、微生物分解及底泥吸收等，來減少進流水之氮、磷等營養鹽和污染物。而水庫中的營養鹽、邊坡的陸源性輸入、底泥釋放及魚類代謝等，可利用箱網養殖和/或浮島栽種水生植物、及貝類捕

撈等方式來削減。至於增加水庫底部溶氧但盡量不造成底部擾動的方法，可以使用深層曝氣循環機，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，但不破壞湖水的分層。

本計畫以3個模式進行水庫模擬，包含 Vollenweider 零維總磷質量平衡模式、WASP 水庫水質模式，以及 Ecopath 生態模式等三種模式。由 Vollenweider 與 WASP 模擬水質的結果可發現，模擬值與實測兩者有相同的趨勢，顯示此模式適用於新山水庫，生態模式 Ecopath 模擬得知新山水庫是一個相對接近成熟的生態系統，水庫中族群變化相對的穩定。本研究進一步將 Ecopath 結合 WASP 模式，模擬放置珍珠貝於水庫中，利用其攝食藻類的特性，來改善新山水庫的水質狀況之效果。

十六、英文摘要

This project was a continuity of "Eutrophication control for reservoir water quality by ecological engineering", focusing on the topic of improving the water quality by means of food chain technology. Following a review of the literatures, various methodologies, results, limitations and conditions for employment the food chain technology were summarized. For practicing, the Hsin-shan water reservoir was chosen as the experimental site. Over this year, sampling in three seasons, were done to collect the data including physico-chemical variables of water quality, compositions and structures of planktons, benthos, invertebrates and fishes in the water reservoir. The results showed that this reservoir was in meso- to eutrophic state of -mesosaprobity indicated by phytoplankton as well as zooplankton. Various forms of pollutants originated from Keelung River were the main factors resulting in the eutrophication of this water reservoir. Phosphate was identified as the key nutrient related to the growth of the primary producer. In zooplankton assemblages, Cladocera such as *Daphania*, *Bosmina*, and *Diaphanosoma* were the most dominant genus over others. Of Crustacea, both the Cladocera and Copepoda dominated, up to 2002, 1940, and 123 at three different localities. There was little change in the amount and composition of insects and benthos, suggesting that a low density and low seasonal succession of them. The fish assemblages were composed by some common species such as *Sinibrama macrops*, *Hemiculter leuciscus*, *Oreochromis* sp., *Gambusia affinis*, and *Rhinogobius* spp. Of shellfish, *Sinotaia quadrata* dominated. The feeding of fishes was investigated from the kind of ingested food in stomach. All of the data suggested that this reservoir was a mature ecosystem.

In late summer, from August to October, thermo-stratification occurred. This has resulted in oxygen deficiency with dissolved oxygen lower than 2 mg/L in hypolimnetic layer. The Microcystis-blooming in spring was considered to be a result

of increase in nutrients owing to the upwelling from the anaerobic hypolimnion occurred in late-winter, March to April. In addition, the anaerobic environment was disadvantageous for survival of zooplankton as well as benthos.

Some strategies of bio-manipulation, such as wet land, submerged macrophytes, control of herbivorous fish, and shellfish-culturing, were suggested as the applicable technologies to this water reservoir. Particularly, fishes such as *Ctenopharyngodon idellus* and shellfish such as *Anodonta woodiana*, were recommended as the potential culturing organisms for removal of algae with pearl as by-product in the future. The wetland was suggested as the potential methods to remove both the phosphorus- and nitrogen- containing pollutants originated from Keelung river. The runoff from the surrounding of the reservoir can be lowered by floating island vegetated with water plants and culturing of shellfish. Furthermore, moderate hypolimnic aeration without destroying the thermo-stratification was suggested to enhance the dissolved oxygen of hypolimnion and to inhibit the release of nutrients, particularly phosphate.

The simulation of the variables of water quality by Vollenweider and WASP water quality models gave the similar tendency for both the measured and simulated data, suggesting that either model was applicable to this aquatic environment. The simulation by Ecopath model indicated that the aquatic ecosystem in this water reservoir was in mature status. Basing on the combined model of WASP-Ecopath, it was attempted to estimate the amount of mussels required for improving the water quality of this water reservoir.

計畫成果中英文摘要(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(2)

-以生物鏈方式淨化水庫水質

計畫編號：EPA-95-U1G1-02-102

計畫執行單位：國立臺灣大學

計畫主持人（包括共同主持人）：吳俊宗教授、郭振泰教授、吳先琪教授、陳弘成教授

執行期程：95 年 4 月 1 日至 95 年 12 月 31 日止

計畫經費：2,440 千元

摘要

本研究「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)－以生物鏈方式淨化水庫水質」為第一年之延續計畫，主要利用生物鏈方式來淨化水庫水質。計畫目標為收集分析資料，提出國內外水庫以生物鏈方式淨化水庫水質之作法、研究結果及生物鏈中生物之關聯性。同時，選擇一座水庫調查生態，提出以生物鏈方式淨化水庫中氮磷水質項目之評估結果及相關工作。

本計畫蒐集和分析國內外有關利用生物及相關方法於控制水質優養化，並歸納和陳述一些可供削減水庫水質優養化程度之策略，可供國內之參考。其中包括，國內、澳洲、美國、西班牙所使用的人工濕地去除營養鹽，日本及以色列利用水生植物吸收氮磷物質，印度與加拿大使用藻類吸收水中營養鹽，印度使用魚類攝食藻類。還有歐美許多國家，如巴西、挪威、德國、瑞士、瑞典等，利用鯉科魚類捕撈減量的方式，來達到水庫優養化的控制。

依卡爾森指數與藻類優養指數來看，新山水庫已屬於一輕度優養化之水庫；腐水度指數亦顯示其以受相當程度的有機污染。由今年 3 次採樣調查分析結果發現，會造成新山水庫優養化的主要原因是由於磷與氮的大量輸入。尤其是當磷的輸入量越高時，越容易促使藍綠藻類的生長，甚而造

成微囊藻藻華的現象，而直接或間接地影響了物種組成或食物鏈的結構。由今年三次的調查亦得知，新山水庫藻類群落仍以藍綠藻類為最優勢。浮游動物方面，各採樣點都是以甲殼類的水蚤為最多，甲殼類出現最多的為橈腳類及枝角類，其數量在不同的地點可分別達每噸水有 2002、1940 及 123 隻，若再包括其 egg、nauplius 及 copepodite，則數量更是豐富。關於水生昆蟲與底棲生物部分，綜合三次的採樣，即知其季節性變化不大，兩者的生物相都很貧瘠。由魚介類的組成調查結果可知，新山水庫是以大眼華鯿、餐條、吳郭魚、大肚魚、蝦虎及石田螺為最常見。這些魚介類中有專吃水草的草魚，偏好浮游藻類的大眼華鯿、豆仔魚等，有專吃微細動物的幼苗及體型較小的大肚魚、蝦虎，有喜好浮游動物的鱖及餐條，有專吃小魚小蝦的肉食性魚類如泰國鰱及鰻魚，有雜食性的吳郭魚，有刮食附於表面的石田螺等，充分顯現一個較為穩定、多樣且成熟的水生生態系。觀察溫度及溶氧等濃度曲線圖可以看出新山水庫大約在 4 月份開始逐漸形成分層，至 10 月份之後水體又漸漸混合，8、9 月為新山水庫分層最明顯的時期，且在分層明顯時新山水庫底部溶氧幾乎低於 2 mg/L。溶氧低的情形除了造成營養鹽累積，間接造成每年 3、4 月藻類濃度的高峰，亦對於浮游動物及底棲生物之生存造成威脅，是不容忽視的問題。

以捕撈鯉科魚類的方式進行水質改善，已在歐、美國家得到成功的驗證。當鯉科魚類減少後，浮游動物便隨之增加，藻類被取食的效率提高。底泥所受干擾亦因鯉科魚類的移除而減少，營養鹽溶出減緩，再懸浮現象降低，水體能見度提高，水生植物可以大量生長與藻類競爭營養鹽或釋放排它物質，因而水質漸獲改善。在研究魚類相及胃內容物的分析，得知水庫內可適度放養黑鰱及草魚甚或淡水珍珠貝，亦可生產珍珠增加收益。而新山水庫的主要污染係來自基隆河，由八堵抽水站不定時自基隆河抽取輸送至水庫。故要削減此污染，可針對進水以人工濕地的方式進行營養鹽去除後，再輸入至水庫之中。預計可利用構築人工濕地方式，栽植挺水性或浮水性水生植物、微生物分解及底泥吸收等，來減少進流水之氮、磷等營養鹽和污染物。而水庫中的營養鹽、邊坡的陸源性輸入、底泥釋放及魚類代謝等，可利用箱網養殖和/或浮島栽種水生植物、及貝類捕撈等方式來削減。至於增加水庫底部溶氧但盡量不造成底部擾動的方法，可以使用深層

曝氣循環機，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，但不破壞湖水的分層。

本年度計畫以 3 個模式進行水庫模擬，包含 Vollenweider 零維總磷質量平衡模式、WASP 水庫水質模式，以及 Ecopath 生態模式等三種模式。由 Vollenweider 與 WASP 模擬水質的結果可發現，模擬值與實測兩者有相同的趨勢，顯示此模式適用於新山水庫，生態模式 Ecopath 模擬得知新山水庫是一個相對接近成熟的生態系統，水庫中族群變化相對的穩定。本研究進一步將 Ecopath 結合 WASP 模式，模擬放置珍珠貝於水庫中，利用其攝食藻類的特性，來改善新山水庫的水質狀況之效果。

英文摘要

This project was a continuity of “Eutrophication control for reservoir water quality by ecological engineering”, focusing on the topic of improving the water quality by means of food chain technology. Following a review of the literatures, various methodologies, results, limitations and conditions for employment the food chain technology were summarized. For practicing, the Hsin-shan water reservoir was chosen as the experimental site. Over this year, sampling in three seasons, were done to collect the data including physico-chemical variables of water quality, compositions and structures of planktons, benthos, invertebrates and fishes in the water reservoir. The results showed that this reservoir was in meso- to eutrophic state of β -mesosaprobity indicated by phytoplankton as well as zooplankton. Various forms of pollutants originated from Keelung River were the main factors resulting in the eutrophication of this water reservoir. Phosphate was identified as the key nutrient related to the growth of the primary producer. In zooplankton assemblages, Cladocera such as *Daphania*, *Bosmin*, and *Diaphaosoma* were the most dominant genus over others. Of Crustacea, both the Cladocera and Copepoda dominated, up to 2002, 1940, and 123 at three different localities. There was little change in the amount and composition of insects and benthos, suggesting that a low density and low seasonal succession of them. The fish assemblages were composed by some common species such as *Sinibrama macrops*, *Hemiculter leucisculus*, *Oreochromis* sp., *Gambusia affinis*, and *Rhiogobius* spp. Of shellfish, *Sinotaia quadrata* dominated. The feeding of fishes was

investigated from the kind of ingested food in stomach. All of the data suggested that this reservoir was a mature ecosystem.

In late summer, from August to October, thermo-stratification occurred. This has resulted in oxygen deficiency with dissolved oxygen lower than 2 mg/L in hypolimnic layer. The *Microcystis*-blooming in spring was considered to be a result of increase in nutrients owing to the upwelling from the anaerobic hypolimnion occurred in late-winter, March to April. In addition, the anaerobic environment was disadvantageous for survival of zooplankton as well as benthos.

Some strategies of bio-manipulation, such as wet land, submerged macrophytes, control of herbivorous fish, and shellfish-culturing, were suggested as the applicable technologies to this water reservoir. Particularly, fishes such as *Ctenopharyngodon idellus* and shellfish such as *Anodonta woodiana*, were recommended as the potential culturing organisms for removal of algae with pearl as by-product in the future. The wetland was suggested as the potential methods to remove both the phosphorus- and nitrogen- containing pollutants originated from Keelung river. The runoff from the surrounding of the reservoir can be lowered by floating island vegetated with water plants and culturing of shellfish. Furthermore, moderate hypolimnic aeration without destroying the thermo-stratification was suggested to enhance the dissolved oxygen of hypolimnion and to inhibit the release of nutrients, particularly phosphate.

The simulation of the variables of water quality by Vollenweider and WASP water quality models gave the similar tendency for both the measured and simulated data, suggesting that either model was applicable to this aquatic environment. The simulation by Ecopath model indicated that the aquatic ecosystem in this water reservoir was in mature status. Basing on the combined model of WASP-Ecopath, it was attempted to estimate the amount of mussels required for improving the water quality of this water reservoir.

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(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。在第一年「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫」(郭振泰等，2005)，主要針對目前國內優養化水庫，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，進行實地現勘、水理水質資料收集、水庫藻類相、水庫內外部總磷負荷推估分析；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；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，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。本研究「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)－以生物鏈方式淨化水庫水質」為第一年之延續計畫，主要利用生物鏈方式來淨化水庫水質。計畫目標為收集分析資料，提出國內外水庫以生物鏈方式淨化水庫水質之作法、研究結果及生物鏈中生物之關聯性。同時，選擇一座水庫調查生態，提出以生物鏈方式淨化水庫中氮磷水質項目之評估結果及相關準備工作。

研究方法

依據評選須知第柒項規定，本計畫委辦工作內容敘述如下：

- 一、收集分析資料，提出國內外水庫以生物鏈方式淨化水庫水質之作法、研究結果及生物鏈中生物之關係。
 - (一) 美日歐等先進國家最近十年，以生物鏈方式淨化水庫水質之經驗資料，以供國內參考應用。
 - (二) 生物鏈控制水庫水質之原理。
 - (三) 生物鏈包括藻類、浮游生物、節肢動物、魚貝類及其他水中生物。
 - (四) 作法至少包含實地調查本地水庫中各生物相及其關聯性。
 - (五) 研究結果至少包含：吸收氮氮、總磷等優養化因子之藻類生物相、攝食藻類之小型水生物資料、捕食小型水生物之水中生物資料及其關聯性。
- 二、選擇一座水庫調查生態，提出以生物鏈方式淨化水庫氮、磷水質項目

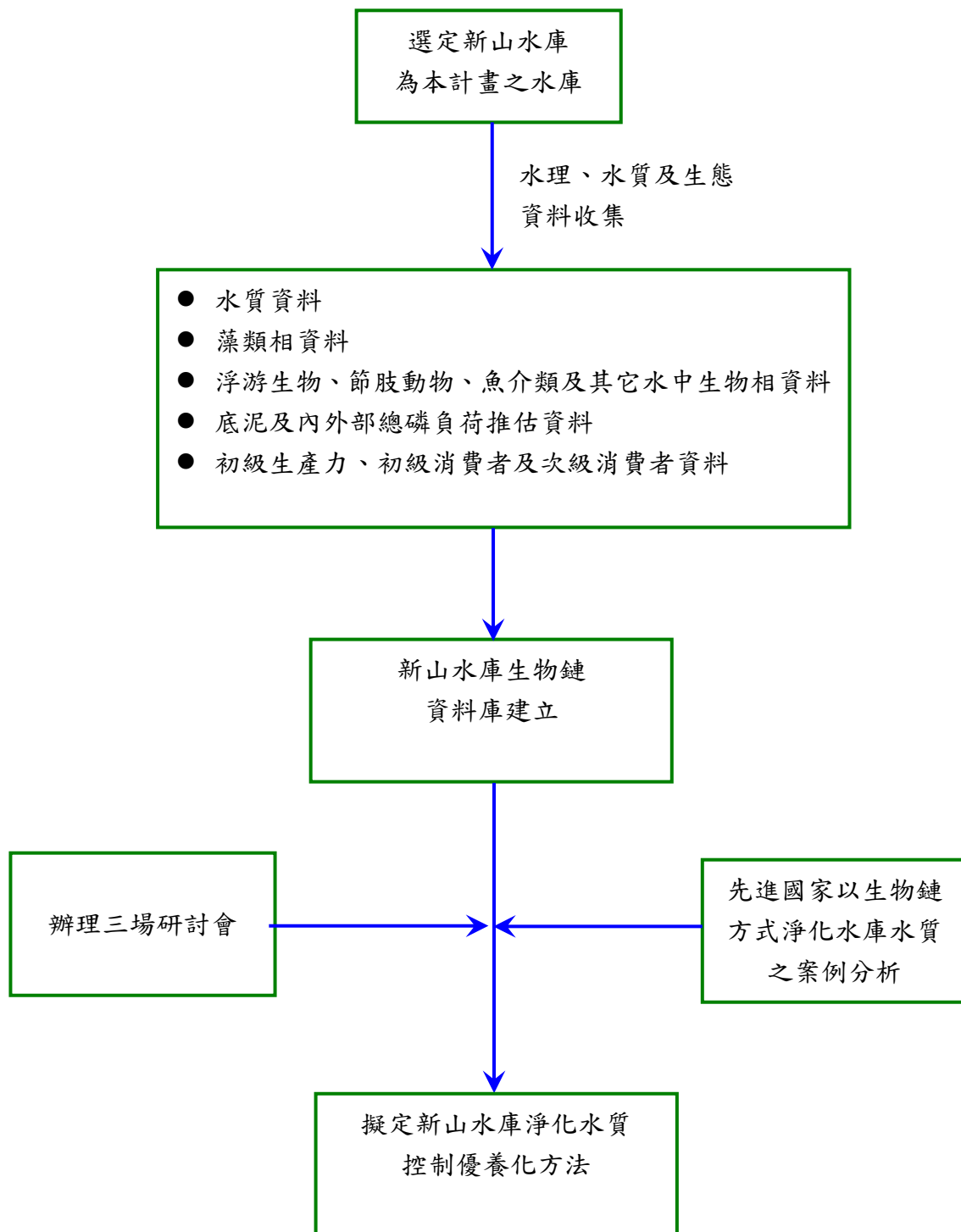
之評估結果及相關準備工作。

(一) 水庫生態調查應分析並建立藻類、浮游生物、節肢動物、魚貝類及其他水中生物相等資料。

(二) 相關準備工作包含生物鏈資料之建立、生物鏈之控制方法、生物鏈之維護方法及生物鏈維護水質之方法等技術資料。

三、辦理三場研討會，邀請本領域專家至少 20 位參與研討。

計畫流程圖



結論

【生態部分】

1. 本計畫收集和分析國內外有關利用生物及相關方法於控制水質優養化，並歸納和陳述一些可供削減水庫水質優養化程度之策略，可供國內之參考。
2. 依卡爾森指數與藻類優養指數來看，新山水庫已屬於一輕度優養化之水庫；腐水度指數亦顯示其以受相當程度的有機污染。由 2006 年三次採樣調查分析結果發現，會造成新山水庫優養化的主要原因是由於磷與氮的大量輸入。尤其是當磷的輸入量越高時，越容易促使藍綠藻類的生長，甚而造成微囊藻藻華的現象，而直接或間接地影響了物種組成或食物鏈的結構。
3. 新山水庫內氮及磷的來源可能主要是由淨水廠抽取基隆河之河水而來；當然，水庫邊周圍陸地上表面徑流也貢獻一小部分。除此，底泥的釋出以及水生物如魚類代謝或體表的分泌、底棲性魚種之翻攪底泥造成磷自沈積物釋放至水中等，都可能成為磷的重要來源。
4. 要控制新山水庫優養化的現象，或減緩水質惡化，須從降低氮與磷的輸入量著手。若能有效地減少此兩者的輸入，或是將其自水體中移除，便可控制藻類的生長，尤其是藍綠藻。理論上，當生物鏈中的初級生產者的生物量被削減後，緊接其後的各級消費者便會因食物的限制，生物量亦開始逐層往較高消費者遞減。如此，營養鹽去除後所造成藻類的減量，即可避免水質的惡化及微囊藻毒的產生。
5. 以捕撈鯉科魚類的方式進行水質改善，已在歐、美國家得到成功的驗證。當鯉科魚類減少後，浮游動物便隨之增加，藻類被取食的效率提高。底泥所受干擾亦因鯉科魚類的移除而減少，營養鹽溶出減緩，再懸浮現象降低，水體能見度提高，水生植物可以大量生長與藻類競爭營養鹽或釋放排它物質。所以藻類的生存壓力增加，數量減少，水質也可得以漸

獲改善。

6. 本文所有列舉之各項方式皆有其利弊，且隨地區有所差異；其中不乏有部分仍只是小區域性實行，甚至僅限於實驗室的操作結果。然生態工法或生物控制乃目前許多先進國家的潮流，希冀以最接近自然的方式，減少人為建造工程、降低社會成本支出與環境破壞，以達到預期的各種效果。國內的生態工法是否能有效地確切實行，與政府機關、學者和當地居民有極大的相關。且還要因地制宜的本土化，制訂符合國內需求的法律規範，並給予民眾灌輸正確的觀念及教育。故決策者需評估各種層面之可行性，考量國內各項因素，依序解決所有問題。但生態系統龐大複雜，影響因子不計其數，人為控制施行的範圍有限，且效果並非立竿見影。這些前人或國外學者的研究，僅能提供做為參考或建議，並非直接適用於國內。所以相關單位除應以國外經驗截長補短，著重所有基礎資料庫之建立，欲將生態工法確實地有效執行，還要長期支持國內基礎資料的收集，才能落實本土生態工法之推動，達到事半功倍之效。
7. 水中的懸浮固體與有機物甚多，此為多年來沒有清理庫底的淤泥及水庫內動植物的殘骸與動物的糞團少經分解有關，這也是造成水庫優養化及營養鹽持續循環與增加的主因之一，因此清理淤泥來灌溉周邊的山林或附近農田的方法，應有助於根本解決優養化的方法。
8. 從魚類相及胃內容物的分析，得知水庫內可適度放養黑鱸及草魚甚或淡水珍珠貝，亦可生產珍珠增加收益。至於吳郭魚、鯉魚或白鱸請勿放流，因其會加速營養循環及優養化的過程。
9. 岸邊若能種植水草，除了減少水中氮氧的濃度外，亦可供石田螺或餐條等的棲息，有助於生態攝食工法，以去除浮游生物。

【水質部分】

由過去一年溫度及溶氧等濃度曲線圖可以看出新山水庫大約在 4 月份開始逐漸形成分層，至 10 月份之後水體又漸漸混合，8、9 月為新

山水庫分層最明顯的時期，且在分層明顯時新山水庫底部溶氧幾乎低於 2 mg/L。溶氧低的情形除了造成營養鹽累積，間接造成每年 3、4 月藻類濃度的高峰，亦對於迴游動物及底棲生物之生存造成威脅，是不容忽視的問題。

【模式部分】

1. 本年度計畫共模擬了三個模式，包含 Vollenweider 零維總磷質量平衡模式、WASP 水質模式，以及 Ecopath 生態模式等三種模式。
2. 利用 Vollenweider 分別針對 93、94 年的數值進行參數檢定與模式驗證，所模擬出來的結果可以發現，模擬值與實測結果兩者有相同的趨勢，且結果相近。這表示用 Vollenweider 模式模擬新山水庫的平均總磷濃度具有相當程度的可靠性。
3. 以 WASP 分別針對 93、94 年的數值進行參數檢定與模式驗證，可以發現模擬的各項結果與實際值相近，顯示此模式適用於新山水庫。並且對新山水庫 93、94 年水質進行優養分析預測，可控制新山水庫水質指標(葉綠素 a)降低至中養時，大約需要削減入流磷系統 30~40%左右，而要達到貧養的程度，需要消滅入流磷系統 70~80%左右，顯示新山水庫的入流水質不佳為水庫優養化的主要原因。
4. Ecopath 生態模式模擬新山水庫，初步建立水庫中生態模式能量流的移轉情形。模式中發現，整個系統的初級生產量除總呼吸量為 1.228，可得知新山水庫是一個相對接近成熟的生態系統，水庫中族群變化相對的穩定。
5. 本研究更進一步，將 Ecopath 結合 WASP 模式，以計算於水庫中放置珍珠貝，利用其攝食藻類的特性，來改善新山水庫的水質狀況的效果。依據模式模擬結果，發現如果要改善水庫水質至中養狀態需要放置約 3,000 顆的珍珠貝，而如果要降低至貧養狀態，則需要更多的珍珠貝。

建議事項

【生態部分】

1. 利用生物控制法已在歐美國家得到相當的驗證，且相對於中小型或較淺的湖泊或水庫是可較容易且較不費成本，值得引用。
2. 從調查結果得知，新山水庫的主要關鍵污染物為磷，將來可針對削減此污染物著手，達到降低水庫中藻類數量尤其是藍綠藻的滋長和微囊藻毒的威脅。
3. 國內有關水庫生物相的資料十分欠缺，本計畫在新山水庫完成三季的調查，雖初步建構水庫食物鏈的組成關係，但資料仍不足一年，未來宜持續支持此調查工作之進行，收集至少完整一年的水庫生物相資料，才能初步了解該水庫生物的季節特性。
4. 新山水庫的主要污染係來自基隆河，由八堵抽水站不定時自基隆河抽取輸送至水庫。要削減此污染可針對進水以人工濕地的方式進行營養鹽去除後，再輸入至水庫之中。即利用挺水性或浮水性水生植物、微生物及底泥等，來減少進流水之氮、磷等營養鹽和污染物。而水庫中的營養鹽、邊坡的陸源性輸入、底泥釋放及魚類代謝等，可利用箱網養殖和/或浮島栽種水生植物、及魚類捕撈等方式來削減。
5. 對水庫水質狀況及水庫生物相的了解，是施行食物鏈工法和永續經營所必要的資訊，此資料應也是一般水庫經營管理所必須監測和收集的資料。國內過去對水庫水質之監測多只限於水質理化參數，多數水庫內的生物相資料十分欠缺，建議應將生物相調查納入監測項目。
6. 要施行食物鏈工法，須有許多完備的背景資料，尤其要達到永續經營更要許多措施的配合，例如魚類、貝類等之適量捕撈，濕地中的水生植物的適當採收、栽種，底泥亦需要定期監測等，都需要收集足夠的資料作為研判和適當管理措施的配合，國內需要更多的努力，才能讓此工法成功地推動。

7. 水庫內生物相雖然變化不大，但仍非常複雜，為了瞭解及釐清各生物的功能，宜繼續進行調查，彙集更多的資料，以供未來應用生態工法之依據。
8. 宜進行實驗室內淡水珍珠貝的攝食量及耗氧量的研究，利用這些基本資料，做為生態工法的依據。

【水質部分】

1. 為避免底層發生厭氧情形，致使營養鹽（總磷等）因混合作用被帶至上層，應在分層期間增加底部溶氧，但應維持分層，不可造成底部擾動。由於在分層結束時底部呈現厭氧狀態，若在此時提供氧氣可減少底部營養鹽的釋出，之後雖水體開始混合，但因底部所釋放出之營養鹽濃度不高，預期可以改善每年 3、4 月新山水庫藻華情形。
2. 增加水庫底部溶氧但盡量不造成底部擾動方法，可以使用深層曝氣循環機，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，但不破壞湖水的分層。

【模式部分】

1. 本年度針對新山水庫 93、94 年度進行水質及生態模擬，建議除了在基隆河及新山水庫內進行詳細之水質監測以外，應該可以增加新山淨水廠處理過後到進入水庫前的原水進行水質的檢測，應包含氨氮、硝酸氮、有機氮、磷酸鹽、有機磷、溶氧、生化需氧量、葉綠素 a 等，可以使模式更具可靠性。
2. 根據模式模擬結果，建議再加強原水進入水庫前針對水質之總磷進行處理，或引用其他較乾淨之水源，或至更上游地區引水才能有效降低新山水庫內的營養鹽。
3. 由於珍珠貝的相關實驗數據仍有不足，因此本團隊採用文獻資料進行粗估，可能會造成誤差。建議於延續計畫中，可以進行珍珠貝的相關基礎研究，以減少參數檢定的不確定性，再配合新山水庫的生態及水質模

擬，可更正確模擬出珍珠貝放置前後，水質的改善狀況。

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-----	xii
第一章 前言 -----	1-1
1.1 計畫緣起及目標-----	1-1
1.2 計畫工作內容-----	1-1
1.3 報告內容-----	1-2
第二章 利用生物鏈控制水庫水質之原理 -----	2-1
2.1 初級生產者-----	2-1
2.2 初級消費者與次級消費者-----	2-4
第三章 水庫中各生物相及其關聯性之調查與分析 -----	3-1
3.1 水庫生態背景資料之收集與建立－以翡翠水庫為例-----	3-1
3.1.1 水庫內動植物生態調查-----	3-1
3.1.2 建立生物物種及棲地資料庫-----	3-2
3.2 水庫生物相之調查與食物鏈之建立-----	3-3
3.2.1 浮游藻類-----	3-3
3.2.2 浮游動物-----	3-5
3.2.3 底棲生物-----	3-5
3.2.4 魚貝類-----	3-5
3.3 水庫水質理化資料之調查與水質優養化評估-----	3-5
3.3.1 水庫水質理化資料之調查-----	3-5
3.3.2 水質優養化評估-----	3-9
3.3.3 水庫水質的氮磷的去除-----	3-13

3.4 生物鏈與水質關聯性分析-----	3-13
3.5 水質變遷與生物鏈指標-----	3-14
3.5.1 浮游藻類-----	3-14
3.5.2 水質指標與指標生物-----	3-15
3.6 生物鏈之經營與維護-----	3-16
3.7 水庫水質與生態模擬-----	3-17
3.7.1 Vollenweider 模式-----	3-20
3.7.2 WASP 模式-----	3-24
3.7.3 Ecopath 生態模式-----	3-44
3.7.4 綜合比較與結論-----	3-52
第四章 國內水庫水質現況、問題及診斷方法-----	4-1
4.1 國內水庫水質現況-----	4-1
4.2 國內水庫問題及診斷方法-----	4-4
4.2.1 藻類相之現況、問題及診斷方法-----	4-4
4.2.1.1 藻類相之現況-----	4-4
4.2.1.2 藻類相之問題-----	4-4
4.2.1.3 藻類相問題之診斷方法-----	4-4
4.2.2 浮游生物、節肢動物、魚貝類及其他水中生物相現況—以 石門水庫為例-----	4-5
4.2.2.1 浮游動物-----	4-5
4.2.2.2 底棲生物-----	4-5
4.2.2.3 水生昆蟲-----	4-5
4.2.2.4 魚類-----	4-6
第五章 先進國家以生物鏈方式淨化水庫水質之案例分析-----	5-1
5.1 營養鹽來源與優養化成因-----	5-1
5.1.1 大氣沉降【北美與歐洲】-----	5-2
5.1.2 魚類產生【德國】-----	5-4
5.1.3 農藥使用【日本】-----	5-12
5.1.4 養殖排放【大陸】-----	5-16

5.2 營養鹽輸入影響	5-22
5.2.1 藻種組成【歐美】	5-22
5.2.2 藻種變化【馬來西亞】	5-24
5.2.3 細胞生理【瑞士】	5-29
5.2.4 藻毒蛋白【芬蘭】	5-34
5.2.6 藻毒濃度【韓國】	5-37
5.2.6 藻毒危害【澳洲】	5-39
5.3 優養化控制	5-43
5.3.1 化學處理	5-43
5.3.1.1 臺灣	5-43
5.3.2 上游壩堤	5-46
5.3.2.1 盧森堡	5-46
5.3.3 攔網設置	5-50
5.3.3.1 日本	5-50
5.3.4 人工濕地	5-56
5.3.4.1 臺灣	5-56
5.3.4.2 西班牙	5-62
5.3.4.3 澳洲	5-66
5.3.4.4 美國	5-68
5.3.4.5 大陸	5-69
5.3.5 水生植物	5-75
5.3.5.1 以色列	5-76
5.3.5.2 日本	5-78
5.3.6 藻類吸收	5-86
5.3.6.1 固化與非固化影響	5-87
5.3.6.2 培養密度差異	5-92
5.3.6.3 藍綠藻與綠藻比較	5-99
5.3.7 貝類利用	5-104
5.3.7.1 韓國	5-104

5.3.8 食藻魚類 -----	5-105
5.3.8.1 印度 -----	5-105
5.3.9 魚類移除 -----	5-107
5.3.9.1 巴西 -----	5-107
5.3.10 生物控制-----	5-112
5.3.10.1 各方式施行案例-----	5-112
5.3.10.2 其它因素與間接影響-----	5-119
5.3.10.3 何謂成功的生物控制-----	5-121
5.3.10.4 成本效益分析-----	5-122
5.3.10.5 生物控制實行後的問題-----	5-123
5.3.10.5 總結-----	5-125
5.4 浮游藻類—浮游動物—魚蝦介類生物鏈工法-----	5-126
第六章 新山水庫水質生態採樣結果分析-----	6-1
6.1 新山水庫概述-----	6-1
6.2 生態採樣-----	6-2
6.2.1 水質理化分析-----	6-2
6.2.2 藻類相調查-----	6-3
6.2.3 優養化分析-----	6-4
6.2.4 初級生產力-----	6-5
6.2.5 動物相調查-----	6-6
6.2.5.1 浮游性動物相調查-----	6-6
6.2.5.2 水生昆蟲與底棲生物相調查-----	6-6
6.2.5.3 魚類相與食性調查-----	6-7
6.2.6 生態分析方法-----	6-7
6.2.6.1 優勢度指數-----	6-7
6.2.6.2 種歧異度指數-----	6-7
6.2.6.3 種豐富度指數-----	6-7
6.2.6.4 均勻度指數-----	6-7
6.2.6.5 生物之水質指標-----	6-8

相同水質爲比較)-----	6-61
6.5.2.2 水質監測結果（二）水質之垂直分佈（同測站之各 水質參數之比較)-----	6-65
6.5.3 第三次採樣（95 年 10 月 16 日）結果 -----	6-68
6.5.3.1 水質監測結果（一）水質之垂直分佈(以不同測站之 相同水質爲比較)-----	6-68
6.5.3.2 水質監測結果（二）水質之垂直分佈（同測站之各 水質參數之比較)-----	6-71
6.5.4 水質時間變化 -----	6-75
6.5.4.1 第一測站三次採樣水質監測結果比較 -----	6-75
6.5.4.2 第二測站二次採樣水質監測結果比較 -----	6-77
6.6 新山水庫水文水質特性及其對生態系統之影響-----	6-79
6.7 底泥採樣分析結果-----	6-81
第七章 討論 -----	7-1
7.1 生態-----	7-1
7.2 總結-----	7-11
7.2.1 上游壩堤 -----	7-11
7.2.2 人工濕地 -----	7-12
7.2.3 水生植物 -----	7-12
7.2.4 藻類吸收 -----	7-13
7.2.5 貝類利用 -----	7-13
7.2.6 食藻魚類 -----	7-13
7.2.7 食魚魚類 -----	7-14
7.2.8 魚類移除 -----	7-14
7.2.9 以生物控制（圓蚌）控制水庫藻類濃度之初步理論分析 -----	7-14
7.2.10. 以深層曝氣機增加底部溶氧-----	7-16
第八章 結論與建議 -----	8-1
8.1 結論 -----	8-1
8.2 建議 -----	8-3

參考文獻

附錄一 採樣資料

附錄二 95 年度「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫」第一次工作簡報會議審查意見及辦理情形對照表

附錄三 95 年度「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫」期中簡報會議審查意見及辦理情形對照表

附錄四 95 年度「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫」期末簡報會議審查意見及辦理情形對照表

附錄五 計畫座談會會議記錄

附錄六 執行計畫經費表

表目錄

表 2-1 浮游動物與浮游藻類質量間的關係 -----	2-3
表 3-1 臺北水源特定區內主要溪流於 1991-1996 年間曾經出現之矽藻 種類統計-----	3-3
表 3-2 典型貧養與優養湖泊生物特徵之差異 -----	3-10
表 3-3 湖泊優養狀態與浮游植物中優勢種之關係 -----	3-12
表 3-4 國內水庫中常出現的水質優養化指標藻種 -----	3-15
表 3-5 評估湖泊水庫的優養化模式 -----	3-18
表 3-6 美國環境保護署單一參數判定優養化之標準 -----	3-41
表 3-7 OECD 單一參數判定優養化之標準 -----	3-41
表 3-8 Carlson 單一參數判定優養化之標準 -----	3-41
表 3-9 WASP 模式應用於新山水庫水質模擬給定之參數值 -----	3-43
表 3-10 新山水庫生態系統模擬之參數總表-----	3-52
表 5-1 大葉藻各部分的乾濕重比例、營養含量及每年經採收後可移除 的氮磷量-----	5-14
表 5-2 氮與磷在淡水湖泊之漁業箱網養殖過程時的收支量及換算成 每噸魚貨養份之實際需要量-----	5-17
表 5-3 Jing et al.所設計之人工濕地對臺灣二仁溪水中化學需氧量、氮 氮與磷酸的去除效率-----	5-57
表 5-4 Chen et al.所設計的 4 座人工濕地對水質淨化的效果 -----	5-59
表 5-5 廢水經不同之滯留天數處理後，各項參數的改善成效 -----	5-62
表 5-6 待處理之家庭廢水在第一年與第二年時，各項水質參數的濃度 值-----	5-62
表 5-7 有植栽的實驗組及無植栽的控制組對於生化需氧量、化學需氧 量及總懸浮顆粒改善的成效，兩年彼此間的結果並無明顯的差 異-----	5-64
表 5-8 不同季節中，有植栽的實驗組及無植栽的控制組對於氨氮、硝	

酸氮及總磷的去除效率-----	5-64
表 5-9 有植栽的實驗組及無植栽的控制組對於總大腸桿菌、糞生大腸桿菌與糞生鏈球菌數減少的成效。有栽植者對於降低大腸桿菌數的效率高於無植栽者，但對於糞生鏈球菌，則兩者並無顯著差異-----	5-65
表 5-10 Sakadvan & Bavor 所設立的 5 座人工濕地之各項參數與氮磷的移除效率比較，顯示出滯留時間越久、深度越淺、流量越小越能提高氮磷的移除效率-----	5-67
表 5-11 Sakadvan & Bavor 所設立的 5 座人工濕地土壤的氮磷含量變化，顯示濕地內底泥的氮磷含量在一年內有顯著上升的現象，而第二年與第一年相較，則無明顯變化，且不受輸入量、滯留時間與深度影響-----	5-67
表 5-12 實驗期間進流水與處理後的水之各項參數變化-----	5-73
表 5-13 生化需氧量、化學需氧量、氨氮與總磷在不同季節經濕地處理前後的濃度變化-----	5-74
表 5-14 各月份水中懸浮顆粒經濕地處理前後的濃度減少狀況與去除效率-----	5-74
表 5-15 各項水質參數經濕地淨化後之改善效率的年變化-----	5-75
表 5-16 Van der steen et al. 所設計的廢水處理系統對化學需氧量、懸浮固體、氨氮、硝酸氮、有機氮與磷酸磷營養鹽的濃度變化與整體去除效率-----	5-78
表 5-17 Nakai et al. 使用的 9 種水生植物對 3 種藍綠藻之排它作用的半效應濃度值-----	5-81
表 5-18 固化作用對藻類生理、代謝、吸收營養鹽與金屬的影響-----	5-89
表 5-19 固化和非固化之 <i>Scenedesmus Intermedius</i> 與 <i>Nanochloris</i> sp. 的生物量、成長速率及氮磷吸收率比較-----	5-91
表 5-20 四種不同培養密度之 <i>Chlorella Vulgaris</i> 對氨氮、總凱氏氮、總有機氮、總磷、磷酸磷去除效率之比較-----	5-98
表 5-21 比較藍綠藻與綠藻在不同溫度培養下，其生長速率及氮磷的	

吸收效率之差異 -----	5-100
表 5-22 各國施行生物控制後，各項參數的變化-----	5-113
表 5-23 各湖泊在施行生物控制後，各參數比較求得的改善成效及捕 撈鯉科魚類的百分比 -----	5-122
表 5-24 美國各州使用三倍體的草魚的情形-----	5-130
表 5-25 肥水池與蜆池水中葉綠素的變化-----	5-132
表 5-26 不同池子的浮游動物相-----	5-133
表 6-1 採樣地點與位置 -----	6-9
表 6-2 樣品保存方法 -----	6-9
表 6-3 水質及底泥分析項目及分析方法 -----	6-10
表 6-4 2006 年淨水廠與水庫內第一測站之總氮、總磷濃度及氮磷比 --	6-14
表 6-5 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，兩處採樣點表水之藻類群 落種歧異度、種豐富度和腐水度指數 -----	6-26
表 6-6 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，兩測站各深度之葉綠素濃 度與總有機碳、陰陽離子之相關係數 R^2 。其中除總有機碳外， 其餘皆呈負相關-----	6-28
表 6-7 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月第一測站之優養指數-----	6-29
表 6-8 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，總有機碳、總磷、總氮及 各陰陽離子從淨水廠輸送至水庫時減少的百分比 -----	6-30
表 6-9 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，於霸堤附近所進行的初級 生產力實驗結果-----	6-32
表 6-10 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月初級生產力試驗之相關參數 --	6-32
表 6-11 新山水庫浮游動物種類與個體量(95 年 4 月) -----	6-36
表 6-12 新山水庫浮游動物種類與個體量(95 年 7 月) -----	6-37
表 6-13 新山水庫浮游動物種類與個體量(95 年 10 月) -----	6-38
表 6-14 新山水庫中各站之微細浮游動物(95 年 7 月) -----	6-41
表 6-15 新山水庫中各站之微細浮游動物(95 年 10 月) -----	6-42
表 6-16 新山水庫底棲生物與水生昆蟲的種類與數量(95 年 4 月) -----	6-43
表 6-17 新山水庫底棲生物與水生昆蟲的種類與數量(95 年 7 月) -----	6-44

表 6-18	新山水庫底棲生物與水生昆蟲的種類與數量(95 年 10 月)	-----6-45
表 6-19	新山水庫以各種網具捕獲的魚種與數量(95 年 4 月)	-----6-46
表 6-20	新山水庫以各種網具捕獲的魚種與數量(95 年 7 月)	-----6-47
表 6-21	新山水庫以各種網具捕獲的魚種與數量(95 年 10 月)	-----6-47
表 6-22	彙整後新山水庫內曾經出現的魚介類與數量	-----6-48
表 6-23	新山水庫內黑鯪攝食的主要生物	-----6-51
表 6-24	鯪鰱魚類鰓耙數測量比較表與過濾浮游生物的大小	-----6-51
表 6-25	新山水庫內吳郭魚攝食的主要生物	-----6-51
表 6-26	新山水庫內大眼華鯪攝食的主要生物	-----6-51
表 6-27	新山水庫內餐條重量與主要胃含物的數量	-----6-52
表 6-28	第一測站(N 25°07' 54.6" , E 121°42' 36.1")各深度之各水質濃 度	-----6-54
表 6-29	第三測站(N 25°07' 59.8" , E 121°42' 37.4")各深度之各水質濃 度	-----6-55
表 6-30	第一測站(N 25°07' 33.1" , E 121°42' 24.2")各深度之各水質濃 度	-----6-62
表 6-31	第二測站(N 25°07' 33.1" , E 121°42' 24.2")各深度之各水質濃 度	-----6-62
表 6-32	第一測站(N 25°13' 20.5" , E 121°71' 07.3")各深度之各水質濃 度	-----6-69
表 6-33	第二測站(N 25°12' 79.4" , E 121°70' 86.6")各深度之各水質濃 度	-----6-69
表 6-34	底泥採樣分析結果	-----6-81
表 7-1	新山水庫、Richard B. Russell 湖泊及 Camanche 水庫其物理 條件一覽表	-----7-18

圖目錄

圖 1-1 計畫工作流程圖 -----	1-3
圖 2-1 花蓮鯉魚潭施作的人工浮島 -----	2-2
圖 2-2 花蓮鯉魚潭施作之人工濕地 -----	2-2
圖 2-3 生產者、初級消費者與次級消費者關係 -----	2-5
圖 3-1 水體分類的情形 -----	3-16
圖 3-2 底棲的無脊椎動物容忍污染的情形 -----	3-16
圖 3-3 總磷在一完全混合水體之平衡示意圖 -----	3-22
圖 3-4 新山水庫 93 年總磷模擬分析與實測結果圖(檢定)-----	3-23
圖 3-5 新山水庫 94 年總磷模擬分析與實測結果圖(驗證)-----	3-23
圖 3-6 WASP5 水質變數反應圖 -----	3-27
圖 3-7 新山水庫二維水質模擬網格分割圖 -----	3-32
圖 3-8 新山水庫 93 年水庫體積與實測結果比較圖-----	3-33
圖 3-9 新山水庫 94 年水庫體積與實測結果比較圖-----	3-33
圖 3-10 新山水庫 93 年氨氮模擬與實測結果(檢定) -----	3-34
圖 3-11 新山水庫 94 年氨氮模擬與實測結果(驗證) -----	3-34
圖 3-12 新山水庫 93 年硝酸氮模擬與實測結果(檢定) -----	3-35
圖 3-13 新山水庫 94 年硝酸氮模擬與實測結果(驗證) -----	3-35
圖 3-14 新山水庫 93 年磷酸鹽模擬與實測結果(檢定) -----	3-36
圖 3-15 新山水庫 94 年磷酸鹽模擬與實測結果(驗證) -----	3-36
圖 3-16 新山水庫 93 年葉綠素 a 模擬與實測結果(檢定) -----	3-37
圖 3-17 新山水庫 94 年葉綠素 a 模擬與實測結果(驗證) -----	3-37
圖 3-18 新山水庫 93 年溶氧模擬與實測結果(檢定) -----	3-38
圖 3-19 新山水庫 94 年溶氧模擬與實測結果(驗證) -----	3-38
圖 3-20 新山水庫 93 年有機氮模擬與實測結果(檢定) -----	3-39
圖 3-21 新山水庫 94 年有機氮模擬與實測結果(驗證) -----	3-39
圖 3-22 新山水庫 93 年有機磷模擬與實測結果(檢定) -----	3-40

圖 3-23 新山水庫 94 年有機磷模擬與實測結果(驗證) -----	3-40
圖 3-24 新山水庫 93 年磷濃度濃度遞減率與水庫內葉綠素 a 濃度關係 圖 -----	3-42
圖 3-25 新山水庫 94 年磷濃度濃度遞減率與水庫內葉綠素 a 濃度關係 圖 -----	3-42
圖 3-26 新山水庫生態系統內各單元生物量、單位生物量之生產量、 單位生物量之代謝消耗量、生態利用效率之基本資料輸入圖 -	3-46
圖 3-27 新山水庫生態系統內各單元之食物組成矩陣設定值圖 -----	3-47
圖 3-28 新山水庫生態系統之初步結果圖 -----	3-48
圖 3-29 新山水庫生態系統之死亡係數、漁獲死亡率、被捕食死亡率、 生物量積率、淨遷移率以及其他死亡率圖 -----	3-49
圖 3-30 將各生物被捕食之死亡係數再加以細分，可視為各項生物單 元面對捕食者的壓力與對食物競爭的指標圖 -----	3-50
圖 3-31 生態棲位重疊之關係，面對捕食者上，各生物在生態棲位上 重疊關係圖 -----	3-50
圖 3-32 生態棲位重疊之關係，面對食物來源競爭上，各生物在生態 棲位上重疊關係圖 -----	3-51
圖 3-33 新山水庫珍珠貝數量增加與水庫內葉綠素 a 濃度關係圖 -----	3-53
圖 4-1 93 年度臺灣地區主要水庫卡爾森營養指數比較圖 -----	4-2
圖 4-2 93 年度臺灣地區主要水庫營養現況 -----	4-3
圖 5-1 北美與歐洲地區湖泊中的無機氮濃度與大氣濕沈降中的無機氮 濃度有顯著相關 ($R^2=0.7$) -----	5-3
圖 5-2 當大氣濕沈降中的氮輸入量越高，湖泊中葉綠素 a 與磷的比值 也會提高，代表浮游植物是呈現增加的情形，亦代表這些湖泊是 處於氮限制的狀態 -----	5-4
圖 5-3 德國 Bautzen Reservoir 內的磷輸入與浮游植物、浮游動物和底 棲動物生物量 -----	5-6
圖 5-4 於德國 Bautzen Reservoir 內歐鯉、河鱸與梅花鱸三種魚體長在 不同季節的變化 -----	5-7

圖 5-5 德國 Bautzen Reservoir 內歐鯉、河鱸與梅花鱸三種魚，在不同季節的胃含物組成變化 -----	5-9
圖 5-6 德國 Bautzen Reservoir 內歐鯉、河鱸與梅花鱸三種魚對磷的代謝能力比較 -----	5-10
圖 5-7 德國 Bautzen Reservoir 內歐鯉、河鱸與梅花鱸三種魚，對磷的代謝能力之季節變化 -----	5-11
圖 5-8 日本西南方沿海的 Nakaumi 湖與 Shinji 湖之地理位置圖 -----	5-13
圖 5-9 Nakaumi 湖與 Shinji 湖於 1958 及 1996 年時，其大葉藻及各種漁獲的捕撈量 -----	5-15
圖 5-10 大陸牛山湖輪廓與樣區位置圖 -----	5-16
圖 5-11 實驗開始進行後，總氮與總磷投入水中的量與魚類攝食量之時間變化 -----	5-18
圖 5-12 水中總氮濃度與總氮投入量，在箱網中、箱網邊與離箱網不同距離下各測量點隨時間的變化 -----	5-18
圖 5-13 水中總磷濃度與總磷投入量，在箱網中、箱網邊與離箱網不同距離下各測量點隨時間的變化 -----	5-19
圖 5-14 葉綠素 a 濃度與總氮、總磷投入量，在箱網中、箱網邊與離箱網不同距離下各測量點隨時間的變化 -----	5-19
圖 5-15 浮游植物生物量在離箱網不同距離的變化 -----	5-20
圖 5-16 輪蟲生物量在箱網中、箱網邊與離箱網不同距離下的時間變化 -----	5-20
圖 5-17 水蚤生物量在箱網中、箱網邊與離箱網不同距離下的時間變化 -----	5-21
圖 5-18 橈腳類浮游動物生物量在箱網中、箱網邊與離箱網不同距離下的時間變化 -----	5-21
圖 5-19 Smith 比較歐美 17 個湖泊在生長季時，藍綠藻佔藻類的百分比與氮磷比的關係 -----	5-23
圖 5-20 瑞典 Trummen 湖泊內的氮磷比低於 29 時，藍綠藻所佔的比例將會很明顯地提高。但當冬季發生魚群死亡時，即使氮磷	

比低於 10 以下，藍綠藻的比例卻並無因此而提高-----	5-24
圖 5-21 浮游植物密度在 3 種實驗處理的時間變化-----	5-25
圖 5-22 綠藻密度在 3 種實驗處理的時間變化-----	5-26
圖 5-23 藍綠藻密度在 3 種實驗處理的時間變化-----	5-27
圖 5-24 藍綠藻與總浮游植物密度在 3 種實驗處理的相對變化-----	5-28
圖 5-25 3 種藻類在磷限制、磷充足與長日照、短日照處理下之光合作用最大生產量比較 -----	5-31
圖 5-26 3 種藻類在磷限制、磷充足與長日照、短日照處理下之光合作用最大生產量之變化 -----	5-32
圖 5-27 a：SpHaerocystis 和 PHormidium 於磷充足的條件下，生長速率隨日照時間增長呈直線遞增；Nitzschia 是呈飽和曲線型態增長。b：短日照處理的每單位光照時間成長效率高於長日照；3 種藻類單位光照時間的成長效率都隨著日照時間縮短而升高 -----	5-33
圖 5-28 肝毒性的 Microcystis 205、Microcystis GL260735 與無毒性的 Microcystis 269、Microcystis GL060916 微囊藻在不同氮磷比培養下，乾重隨時間的變化。培養基 1~9 之氮磷比依序為 42、8、845、169、68、372、3、7、676-----	5-35
圖 5-29 微囊藻 M. Aeruginosa 之乾重、葉綠素 a、總碳、總磷、總氮與蛋白質含量，於培養過程中之時間變化。培養基氮磷濃度分別為 104 與 6.5 Mmol · L ⁻¹ -----	5-38
圖 5-30 微囊藻 M. Aeruginosa 毒素含量與氮濃度之關係，當氮的濃度越低，M. Aeruginosa 所能造成的毒性會越低 -----	5-39
圖 5-31 White et al. 在澳洲昆士蘭省的中部 Elphinstone 湖的 6 處採樣點 -----	5-40
圖 5-32 大型無脊椎動物的科數與平均豐富度在澳洲 Elphinstone 湖的月變化 -----	5-41
圖 5-33 澳洲 Elphinstone 湖在下午與早上時，其溶氧、溫度與光合作用有效波長隨深度的梯度變化 -----	5-42

圖 5-34 兩種不同濃度 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ 吸附DOC的效率，高濃度者可吸附較多的DOC，移除效率較低濃度者高	5-44
圖 5-35 高濃度 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ 去除DOC的效率會隨著小分子DOC的濃度增加而降低，每增加 1%的小分子DOC，會使吸附效率降低將近 1%	5-45
圖 5-36 Misère 與 Baviagne 小壩之總磷輸入量、輸出量及滯留率的月變化	5-48
圖 5-37 Misère 與 Baviagne 小壩之總溶解性反應磷輸入量、輸出量及滯留率的月變化	5-49
圖 5-38 日本九州境內寺內水庫的輪廓和支流分佈，及攔截網架設位置與分區圖	5-50
圖 5-39 架設攔截網後的寺內水庫，其上游進流水在春季與晚春至夏季時，中間流的前進方式	5-51
圖 5-40 寺內水庫 C 區表水溫的實測值與模式估算值在不同月份的差異	5-52
圖 5-41 寺內水庫內 A、B 與 C 區表水層葉綠素 a 濃度的實測值與模式估算值在不同月份的差異	5-53
圖 5-42 早春時節的 3 月 18 日，由模式所推估出寺內水庫的等溫線與葉綠素 a 濃度之等值線垂直分佈圖	5-54
圖 5-43 在 5 月 21 日的晚春時期，由模式所推估出寺內水庫的等溫線、磷濃度與葉綠素 a 濃度之等值線分佈圖	5-55
圖 5-44 廢水的 pH、化學需氧量、生化需氧量在經過使用蘆葦與生物球的濕地處理前後的濃度變化	5-60
圖 5-45 廢水中懸浮顆粒、總磷、氨氮含量在經過使用蘆葦與生物球的濕地處理前後的濃度變化	5-61
圖 5-46 進流水生化需氧量、化學需氧量、總懸浮顆粒濃度與此區降雨量的月變化圖	5-63
圖 5-47 Song et al.所建造人工濕地的樣區位於大陸東北方山東省的榮城	5-70

圖 5-48 Song et al.所建造人工濕地的整體結構、各個組成部分及採樣點位置。包括了格版分離池、暫存池、與濕地本身與生態池。廢水會從左方輸送到格版分離池進行過濾，以去除直徑大於 10 公釐的顆粒。然後進水到分配系統，經由濕地來進行淨化過程，最後到生態池以微生物進行最後處理 -----	5-70
圖 5-49 人工濕地的鳥瞰圖與側面圖-----	5-71
圖 5-50 Van der steen et al.所設計的廢水處理系統，分為三個部分，共具 10 座水池-----	5-77
圖 5-51 將藍綠藻 <i>M. Aeruginosa</i> 與不同重量的 <i>C. Demrsum</i> 共存培養後， <i>M. Aeruginosa</i> 的生長曲線變化-----	5-80
圖 5-52 共存培養中的 <i>C. Demrsum</i> 對 3 種藍綠藻生長的影響及其半效應濃度值 -----	5-80
圖 5-53 以 <i>M. Spicatum</i> 的培養基過濾液進行起始添加後，對 <i>M. Aeruginosa</i> 生長的影響-----	5-82
圖 5-54 以 <i>M. SPICATUM</i> 的培養基過濾液進行半連續添加後，對 <i>M. Aeruginosa</i> 生長的影響 -----	5-82
圖 5-55 不同濃度的 <i>M. Spicatum</i> 培養基過濾液，對 <i>M. Aeruginosa</i> 之生長產生的抑制效果，其半效應濃度為 $65 \text{ G-wet} \cdot \text{L}^{-1}$ -----	5-83
圖 5-56 <i>M. Spicatum</i> 所含 4 種多酚化合物之化學結構 -----	5-84
圖 5-57 藍綠藻 <i>M. Aeruginosa</i> 受到不同濃度 PA 影響下的生長速率變化 -----	5-84
圖 5-58 4 種多酚化合物對藍綠藻 <i>M. Aeruginosa</i> 生長所造成的影響 -	5-85
圖 5-59 4 種氧化後的多酚物質對藍綠藻 <i>M. Aeruginosa</i> 生長速率的抑制效果 -----	5-86
圖 5-60 4 種多酚物質同時存在時，能對藍綠藻 <i>M. Aeruginosa</i> 的生長產生最大抑制效果 -----	5-86
圖 5-61 不同密度 <i>Chlorella Vulgaris</i> 培養時細胞密度之時間變化 ----	5-93
圖 5-62 不同密度的 <i>Chlorella Vulgaris</i> 培養時葉綠素含量之時間變化 -----	5-94

圖 5-63 廢水經不同培養密度的 <i>Chlorella Vulgaris</i> 處理時，其氨氮 濃度隨時間之變化量 -----	5-96
圖 5-64 廢水經由不同培養密度的 <i>Chlorella Vulgaris</i> 處理時，其磷 酸磷濃度隨時間之變化量 -----	5-97
圖 5-65 藍綠藻與綠藻在不同溫度培養下，葉綠素與胡蘿蔔素的濃度 變化 -----	5-102
圖 5-66 藍綠藻與綠藻在不同溫度培養下，胡蘿蔔素與葉綠素的比值 變化 -----	5-102
圖 5-67 藍綠藻與綠藻在不同溫度培養下，其各色素的吸光值變化--	5-103
圖 5-68 藍綠藻與綠藻在不同溫度培養下，其各色素吸光值的比值變 化 -----	5-103
圖 5-69 經不同方式處理之牡蠣殼對磷的去除效率之時間變化-----	5-104
圖 5-70 現地操作之水池中的微囊藻密度變化-----	5-106
圖 5-71 水族箱飼養中的微囊藻密度變化-----	5-106
圖 5-72 巴西首都巴西利亞附近的 Lago Paranoá 水庫支流分佈圖， Bananal 和 Riacho Fundo 兩大分支為實驗樣區-----	5-108
圖 5-73 Riacho Fundol 和 Banana 兩大支流的總浮游動物密度與大型 浮游動比例變化，Riacho Fundol 為進行捕撈作業的實驗 組，Banana 是無處理的控制組 -----	5-108
圖 5-74 Riacho Fundol 和 Banana 兩大支流總磷輸入量、總磷濃度與 葉綠素 a 濃度的變化，Riacho Fundol 為進行捕撈作業的實 驗組，Banana 是無處理的控制組 -----	5-109
圖 5-75 淡水慈鯛魚的最大及最小磷分泌量與體長、重量之關係----	5-111
圖 5-76 Lake Vesijärvi 湖施行生物控制後，總磷、葉綠素濃度、沙奇 盤深度、浮游動物量與藍綠藻比例的年變化 -----	5-114
圖 5-77 Væng 湖施行生物控制後，總磷、葉綠素濃度、沙奇盤深度、 浮游動物量、食魚性魚類比例與水生植物覆蓋率的年變化 --	5-115
圖 5-78 Finjasjön 湖施行生物控制後，各項參數的年變化-----	5-116
圖 5-79 Sätöftasjön 湖施行生物控制後，各項參數的年變化 -----	5-117

圖 5-80 各湖泊施行生物控制後，浮游動物與幼魚生物量的年變化--	5-119
圖 5-81 各湖泊改善成效與鯉科魚類從水體中被移除比例的相關-----	5-123
圖 5-82 湖泊在生物控制實施後所產生的各種影響及各層級間的交互作用。虛線上方的水質會因為藻類的減少而漸獲改善，但下方則會因藻類的增長而漸趨惡化；最上方的時間軸代表從生物控制法開始實施後的時間。左上方灰色方框中的變化是在魚類移除後，所產生最直接與立即性的影響-----	5-124
圖 5-83 Finjasjön 與 Sätöftasjön 兩座湖泊捕撈鯉科魚類的天數及重量之變化圖，Sätöftasjön 湖由於捕撈的強度不足，使得生物控制的成效不彰-----	5-125
圖 5-84 水污染與水域生態系中食物鏈各級生物的關係-----	5-127
圖 5-85 魚類放置前後，葉綠素 a 的變化情形-----	5-130
圖 5-86 利用食物鏈方式將藻類去除-----	5-131
圖 5-87 湖中的磷量的輸出與輸入變化-----	5-134
圖 6-1 新山水庫輪廓圖與採樣點位置-----	6-3
圖 6-2 2006 年新山水庫內第一、二測站總有機碳與離子濃度之深度變化圖-----	6-12
圖 6-3 新山水庫 2006 年 4 月份第一測站各藻類細胞數量之出現頻度-	6-16
圖 6-4 新山水庫 2006 年 4 月份第二測站各藻類細胞數量之出現頻度-	6-16
圖 6-5 新山水庫 2006 年 7 月份第一測站各藻類細胞數量之出現頻度-	6-17
圖 6-6 新山水庫 2006 年 7 月份第二測站各藻類細胞數量之出現頻度-	6-17
圖 6-7 新山水庫 2006 年 10 月份第一測站各藻類細胞數量之出現頻度-----	6-18
圖 6-8 新山水庫 2006 年 10 月份第二測站各藻類細胞數量之出現頻度-----	6-18
圖 6-9 新山水庫 2006 年 4 月份第一測站各藻類細胞體積所佔百分比-	6-19
圖 6-10 新山水庫 2006 年 4 月份第二測站各藻類細胞體積所佔百分比-	6-19
圖 6-11 新山水庫 2006 年 7 月份第一測站各藻類細胞體積所佔百分比-	6-20
圖 6-12 新山水庫 2006 年 7 月份第二測站各藻類細胞體積所佔百分比-	6-20

圖 6-13 新山水庫 2006 年 10 月份第一測站各藻類細胞體積所佔百分比 -----	6-21
圖 6-14 新山水庫 2006 年 10 月份第二測站各藻類細胞體積所佔百分比 -----	6-21
圖 6-15 現地實測值與實驗室經萃取後以螢光測量所得葉綠素濃度值之相關性 -----	6-23
圖 6-16 新山水庫 2006 年兩測站葉綠素 a 濃度隨深度之變化圖 -----	6-23
圖 6-17 新山水庫表水之葉綠素 a 濃度於 2006 年 4 月時的水平分佈，其濃度介於 $7.0 \sim 18 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之間 -----	6-24
圖 6-18 新山水庫表水之葉綠素 a 濃度於 2006 年 7 月時的水平分佈，其濃度介於 $2.0 \sim 5.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之間 -----	6-24
圖 6-19 新山水庫表水之葉綠素 a 濃度於 2006 年 10 月時的水平分佈 -----	6-25
圖 6-20 2006 年新山水庫內兩測站藻類密度之深度變化圖 -----	6-26
圖 6-21 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，第一測站與第二測站各深度葉綠素濃度與總有機碳之相關性 -----	6-28
圖 6-22 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，第一測站與第二測站各深度葉綠素濃度與硝酸氮濃度之相關性 -----	6-28
圖 6-23 新山水庫較多的浮游生物 -----	6-34
圖 6-24 日本原鏢水蚤與大劍水蚤在數量上的季節性變化 -----	6-39
圖 6-25 新山水庫三種水蚤之垂直分佈圖 -----	6-39
圖 6-26 新山水庫中底泥水蚤糞便泥圖 -----	6-39
圖 6-27 新山水庫內的主要魚類 -----	6-50
圖 6-28 新山水庫內餐條體重與主要胃含物數量的關係 -----	6-52
圖 6-29 新山水庫 2006 年 4 月 12 日兩測站水溫及水質之垂直分佈 -----	6-56
圖 6-30 第一測站水溫、溶氧、pH 及比導電度隨深度之變化圖 -----	6-58
圖 6-31 第一測站總磷、總反應性磷及溶解性總磷濃度隨深度之變化圖 -----	6-58
圖 6-32 第一測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖 -----	6-59
圖 6-33 第三測站水溫、溶氧、pH 及比導電度隨深度之變化圖 -----	6-60

圖 6-34 第三測站總磷、總反應性磷及溶解性總磷濃度隨深度之變化	
圖 -----	6-60
圖 6-35 第三測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖-----	6-61
圖 6-36 新山水庫 2006 年 7 月 19 日兩測站水溫及水質之垂直分佈----	6-63
圖 6-37 第一測站水溫及 pH 隨深度之變化圖-----	6-65
圖 6-38 第一測站總磷、總反應性磷及溶解性總磷濃度隨深度之變化	
圖 -----	6-66
圖 6-39 第一測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖-----	6-66
圖 6-40 第二測站水溫及 pH 隨深度之變化圖-----	6-67
圖 6-41 第二測站總磷、總反應性磷及溶解性總磷濃度隨深度之變化	
圖 -----	6-67
圖 6-42 第二測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖-----	6-68
圖 6-43 新山水庫 2006 年 10 月 16 日兩測站水溫及水質之垂直分佈 --	6-70
圖 6-44 第一測站水溫、pH、溶氧及導電度隨深度之變化圖 -----	6-72
圖 6-45 第一測站總磷及總反應性磷濃度隨深度之變化圖-----	6-72
圖 6-46 第一測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖-----	6-73
圖 6-47 第二測站水溫、溶氧、pH 及比導電度隨深度之變化圖-----	6-74
圖 6-48 第二測站總磷、總反應性磷及溶解性總磷濃度隨深度之變化	
圖 -----	6-74
圖 6-49 第二測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖-----	6-75
圖 6-50 新山水庫第一測站三次採樣水溫及水質之垂直分佈-----	6-76
圖 6-51 新山水庫第二測站兩次採樣水溫及水質之垂直分佈-----	6-77
圖 6-52 新山水庫 2005 年 6 月至 2006 年 10 月水溫隨深度變化情形 --	6-80
圖 6-53 新山水庫 2005 年 6 月至 2006 年 10 月溶氧隨深度變化情形 --	6-80
圖 6-54 底泥粒徑分布-----	6-82
圖 6-55 七月、八月、十月孔隙水磷及底泥磷與鐵、錳、鈣含量趨勢-	6-82
圖 7-1 本計畫 4、7 與 10 月所量測硝酸氮濃度與環保署歷年資料之比	
較 -----	7-5
圖 7-2 本計畫 4、7 與 10 月所量測總磷濃度與環保署歷年資料之比較-	7-6

圖 7-3 本計畫 4、7 與 10 月所量測氮磷濃度比與環保署歷年資料之比較 -----	-7-6
圖 7-4 本計畫 4、7 與 10 月所量測葉綠素濃度比與環保署歷年資料之比較-----	7-7
圖 7-5 新山水庫歷年葉綠素濃度與硝酸氮濃度之變化 -----	7-7
圖 7-6 新山水庫歷年葉綠素濃度與總磷濃度之變化 -----	7-8
圖 7-7 新山水庫歷年葉綠素濃度與硝酸氮、總磷濃度之變化 -----	-7-8
圖 7-8 深層曝氣循環機 -----	-7-18
圖 7-9 新山水庫優養化控制建議方式與流程圖 -----	-7-19

第一章 前言

1.1 計畫緣起及目標

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。

在第一年「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫」(郭振泰等，2005)，主要針對目前國內優養化水庫，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，進行實地現勘、水理水質資料收集、水庫藻類相、水庫內外部總磷負荷推估分析；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；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，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。

本研究「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)－以生物鏈方式淨化水庫水質」為第一年之延續計畫，主要利用生物鏈方式來淨化水庫水質。計畫目標為收集分析資料，提出國內外水庫以生物鏈方式淨化水庫水質之作法、研究結果及生物鏈中生物之關聯性。同時，選擇一座水庫調查生態，提出以生物鏈方式淨化水庫中氮磷水質項目之評估結果及相關準備工作。

1.2 計畫工作內容

依據評選須知第柒項規定，本計畫委辦工作內容敘述如下：

一、收集分析資料，提出國內外水庫以生物鏈方式淨化水庫水質之作法、研究結果及生物鏈中生物之關係。

(一) 美日歐等先進國家最近十年，以生物鏈方式淨化水庫水質之經驗資料，以供國內參考應用。

- (二) 生物鏈控制水庫水質之原理。
 - (三) 生物鏈包括藻類、浮游生物、節肢動物、魚貝類及其他水中生物。
 - (四) 作法至少包含實地調查本地水庫中各生物相及其關聯性。
 - (五) 研究結果至少包含：吸收氮、總磷等優養化因子之藻類生物相、攝食藻類之小型水生物資料、捕食小型水生物之水中生物資料及其關聯性。
- 二、選擇一座水庫調查生態，提出以生物鏈方式淨化水庫氮、磷水質項目之評估結果及相關準備工作。
- (一) 水庫生態調查應分析並建立藻類、浮游生物、節肢動物、魚貝類及其他水中生物相等資料。
 - (二) 相關準備工作包含生物鏈資料之建立、生物鏈之控制方法、生物鏈之維護方法及生物鏈維護水質之方法等技術資料。
- 三、辦理三場研討會，邀請本領域專家至少 20 位參與研討。

1.3 報告內容

本報告內容共分成八章。第一章為前言；第二章為利用生物鏈控制水庫水質之原理；第三章為水庫中各生物相及其關聯性之調查與分析；第四章國內水庫水質現況、問題及診斷方法；第五章為先進國家以生物鏈方式淨化水庫水質之案例分析；第六章為新山水庫水質生態採樣結果分析；第七章為討論；第八章為結論與建議。圖 1-1 為本計畫工作流程圖。

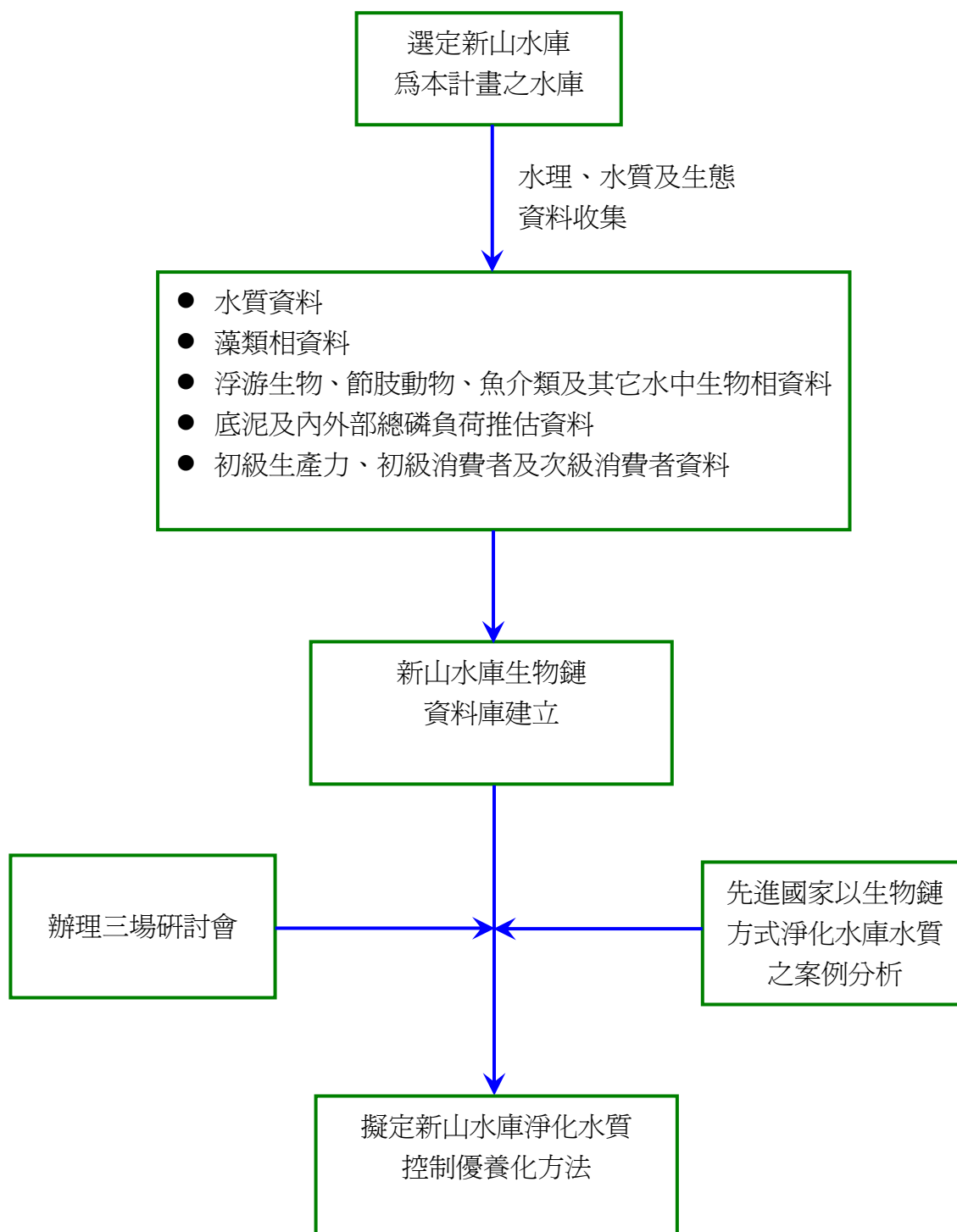


圖 1-1 計畫工作流程圖

第一章摘要

本研究「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)－以生物鏈方式淨化水庫水質」為第一年之延續計畫，主要利用生物鏈方式來淨化水庫水質。計畫目標為收集分析資料，提出國內外水庫以生物鏈方式淨化水庫水質之作法、研究結果及生物鏈中生物之關聯性。同時，選擇一座水庫調查生態，提出以生物鏈方式淨化水庫中氮磷水質項目之評估結果及相關準備工作。

本計畫委辦工作內容敘述如下：

- 一、收集分析資料，提出國內外水庫以生物鏈方式淨化水庫水質之作法、研究結果及生物鏈中生物之關係。
- 二、選擇一座水庫調查生態，提出以生物鏈方式淨化水庫氮、磷水質項目之評估結果及相關準備工作。
- 三、辦理三場研討會，邀請本領域專家至少 20 位參與研討。

第二章 利用生物鏈控制水庫水質之原理

控制水庫水質優養化的方法有許多種，有物理工法如曝氣、污水分流、放流底層水、遮光、底泥覆蓋、強制水循環等；化學工法如除磷、施用殺藻劑等；生物工法如人工溼地、生物鏈工法等。生物鏈工法屬於生物操控(biomanipulation)的一種，可就生物鏈主要層級：初級生產者、初級消費者和次級消費者予以說明如下：

2.1 初級生產者

在水庫生態系中初級生產者主要指的是浮游藻類和水生植物，此二者也是常被用來控制水庫水質之對象之一。

利用水生植物來控制水庫水質，主要係利用岸邊、淺水域、濕地或浮島等所滋長之水生植物來吸收水中的營養鹽類，再利用動物攝食植物或人工移除水生植物的方法，達到降低水庫水質優養化的程度。國內已在幾個水域施行人工濕地，例如翡翠水庫在其水庫上游正施行人工濕地；花蓮鯉魚潭則在污水流入潭內之處(圖 2-1)或先流經濕地(圖 2-2)，雖濕地不大，卻有若干成效。

生物鏈之工法係利用水中生長的浮游藻類來控制水庫水質，主要係利用浮游藻類吸收利用水中營養鹽類，將無機營養鹽轉化成有機的浮游藻類質量，然後藉水生動物攝食藻類而削減藻類。嚴格而言，只有浮游藻類的滋長本身並無法達到改善水質的目的，而需配合生物鏈較高能階生物的控制才能達成。不過，如能充分了解營養鹽的組成和藻類種類和數量的資訊，對於如何有效控制水生動物相有很大的幫助。此外，藻類是水質的良好指標，使用上比其他生物來得容易，因此可提供作為監測生物鏈工法成效的指標生物之一。

例如 Gasiūnaitė and Olenina (1988)研究波羅的海東南方之 Kuršių Marios 潟湖發現，浮游藻類與浮游動物的質量間有密切的關係，其相關係數很高(參見表 2-1)，並發現：浮游動物的滋長是在藻類滋長後發生，其間之時間差異約二週。



圖 2-1 花蓮鯉魚潭施作的人工浮島



圖 2-2 花蓮鯉魚潭施作之人工濕地

表 2-1 浮游動物與浮游藻類質量間的關係

浮游動物	浮游藻類	相關係數
浮游動物總質量	浮游藻類總質量	0.78
Cladocera 枝角類	浮游藻類總質量	0.69
浮游動物總質量	Cyanobacteria 藍綠藻	0.26
Cladocera 枝角類	Cyanobacteria 藍綠藻	0.82
<i>Bosmia longispina</i> 長額象鼻水蚤	浮游藻類總質量	0.57
<i>Bosmia longispina</i> 長額象鼻水蚤	Cyanobacteria 藍綠藻	0.61
<i>Bosmia longispina</i> 長額象鼻水蚤	Green algae+Diatoms 綠+矽藻	0.30
浮游動物總質量	Green algae+Diatoms 綠+矽藻	0.46
<i>Chydorus sphaericus</i> 盤腸蚤	Green algae+Diatoms 綠+矽藻	0.58

此外，Sarvala et al. (1998)研究芬蘭三個湖泊(Pyhäjärvi 湖、Littoistenjärvi 湖、Köyliönjärvi 湖)發現，藻類因污染物流入湖泊後滋長，伴隨著此變化，浮游動物質量隨之增多，最後魚類產量也增加。將增加之魚類予以捕撈之後，能使藻類質量獲得控制，達到減少整體污染量之目的。不過，此效果並非每年都一樣，而是隨年而有高低。此外，浮游動物的質量隨外界因子的改變，並受藻類和魚類數量影響而消長，是個變數。他們並發現，Pyhäjärvi 湖中的夏末葉綠素含量可以由總磷和 cladocera 的質量精確地推估出來，因為二者間有很好的相關性。他們同時發現，在較大的湖泊如 Köyliönjärvi 湖，利用魚類來削減浮游生物而降低優養化程度的成效較不明顯，成效較差。

在國內，有關水庫中藻類與浮游動物質量之關係，被研究的不多，資料也甚不足。據收集到的調查文獻資料，僅有翡翠水庫、德基水庫等水庫。前者水庫曾先有潭天錫及雷淇祥(1989)作過普查，紀錄過當時水庫中出現的浮游動物種類和數量。本人於近年調查藻類之同時，也做過浮游動物種類和數量的粗略評估，得到 2001 至 2003 年間浮游動物和藻類之體數目關係，平均二者之個體比為 3000：1 存在於翡翠水庫。對於德基水庫之浮游動物種類雷淇祥也曾做過調查。

國內另一個能呈現藻類與浮游動物質量之關係的，是在淡水養殖池的調查資

料。Wu (1991)發現，淡水養殖池內浮游藻與浮游動物間的細胞個數約為 6000 : 1。水中滋長的藻類質量除受營養鹽濃度及類別之影響外，也受攝食者，如浮游動物、魚、蝦、介類等數量之影響而有變動，因此，食物鏈中初級生產者、初級消費者和次級消費者間數量的關係是個動態變化，瞬息萬變。

湖岸的水生植物可能會影響藻類-浮游動物-魚介之生物鏈，因為湖岸的水生植物可能會吸收掉某一些營養鹽而影響水中營養鹽的濃度及組成，因而影響藻類的滋長質量和組成，此也會進一步影響水中浮游動物和魚類的種類和組成。

2.2 初級消費者與次級消費者

當水中有氮、磷及微量元素的注入(input)時，若其量很少，則水體的自淨作用如濃度稀釋、固體或懸浮物之沉降、厭氧消化、直接氧化及生物的攝食功能，都能有某種程度的減少這些注入物質的數量，而達到自然清淨的結果。若 input 甚大且大於自淨能力時，則對水庫的物化、生物都會產生重大的影響，輕者優養化情形發生，嚴重者則生態改變，生物大量死亡。這些注入物質在還沒有注入水庫前，最好能予以處理以減輕其輸入量，如圖 2-3，可藉由各種物化及生物方式來進行。但若 input 進入水庫後，則會引起生產者(producer)的大量增加，然後依食物鏈的關係演變成初級消費者(primary consumer)及次級消費者(secondary consumer)的大量增加。水生生態中，每一個營養階層的改變，都浪費甚多的能源，且這些生產者及消費者死亡後更由殘體溶出更多的營養，而成營養的消長循環。因此若能將生產者移除，可能是避免優養化的方式之一。但由於細菌、藻類及原生動物皆太小，不易以機械過濾法將其移除。因此利用食物鏈的方式使其轉變成魚介類，再將其收穫去除之。若食物鏈的消費者不能或難以移除，則所有的營養仍滯留在水庫內，俟其溶解後又造成循環，且加速其作用，而魚類會翻攪庫底更造成混濁度上升，故一般均認為魚介類在水庫內要保持一定的數量，也就是用人工育成之染色體套組為三倍體的魚種或捕撈方法，來控制水質，才能使水庫內的營養總量維持在某個程度下。水庫內最適當的草魚數量有一定的範圍，要維持其範圍仍有許多工作參與，則相當複雜，何況魚類在水庫內更不易捕撈。因此本計劃的構想是利用初級的消費者貝類，因它常處固著狀態，若

用延繩網養殖，則去除容易更可獲得珍珠之產品，如此一舉二得。

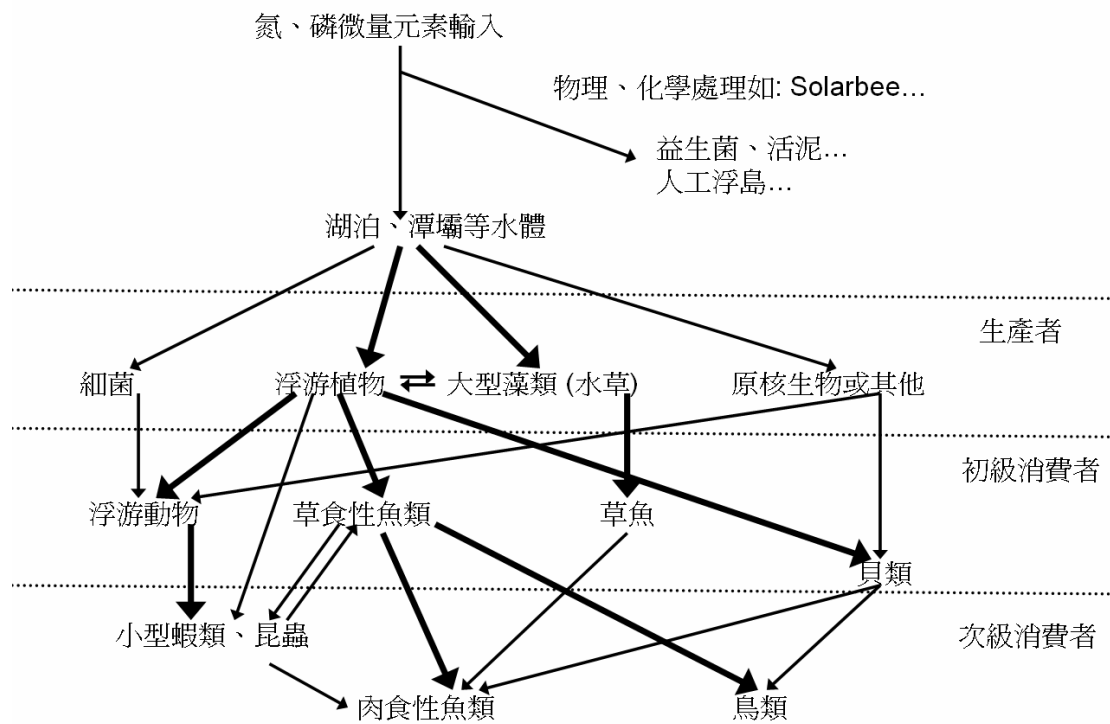


圖 2-3 生產者、初級消費者與次級消費者關係

第二章摘要

控制水庫水質優養化的方法有許多種，有物理工法如曝氣、污水分流、放流底層水、遮光、底泥覆蓋、強制水循環等；化學工法如除磷、施用殺藻劑等；生物工法如人工溼地、生物鏈工法等。生物鏈工法屬於生物操控(biomanipulation)的一種，本章就生物鏈主要層級：初級生產者、初級消費者和次級消費者予以說明。

第三章 水庫中各生物相及其關聯性之調查與分析

3.1 水庫生態背景資料之收集與建立－以翡翠水庫為例

3.1.1 水庫內動植物生態調查

根據「生態模擬在翡翠水庫水質保全和監測上的研究」(曾晴賢, 2000), 翡翠水庫中的魚類總共有三十八種, 其中二十四種是原生魚類, 十四種外來種魚類。大都是喜歡生活在未受污染水域的魚類。截至目前為止, 如果以魚類為指標的話, 整體而言, 翡翠水庫目前仍是一個具有相當優良水質的水庫。

在捕獲個體數統計方面, 大型魚獲數量和過去數年間並沒有太大的變異, 高身鯽、鯉魚和黑魴仍是數量最多的優勢種, 合佔 89% 以上。高身鯽捕獲數量最高, 共計 81 尾, 約佔 56%, 其次依序為鯉魚 29 尾(20%)、黑魴 19 尾(13%)。小型魚以大眼華魚扁魚獲量最高, 共 55 尾佔 44%, 其次為扁圓吻魚固 48 尾(39%)。在魚獲重量組成上, 大型魚種以黑魴的總魚獲重量最高, 共計 213.3 公斤(67%) 左右, 其次為高身鯽 56 公斤(18%), 鯉魚 37 公斤(11%)等。根據各測站黑魴的魚獲數量統計發現, 黑魴主要都是在較寬廣水域中活動為主, 而在水溫由低轉高或是水溫較高的夏季裡, 相當容易捕獲。小型魚種以扁圓吻魚固的總魚獲重量最高, 共計 1.8 公斤(41%)左右, 其次為大眼華魚扁 1.6 公斤(38%)等。由此可知大眼華魚扁及扁圓吻魚固為小型魚中的優勢種。

翡翠水庫的生態系統大致分為五個營養階層, 營養階層 1 為屑食者(Detritus)如蝦類等, 營養階層 2 為生產者如植物性浮游生物(Phytoplankton)藻類等, 營養階層 3 為初級消費者如動物性浮游生物(Zooplankton)及小型草食性魚類(Smallherbivorous)如香魚、中型草食性魚類(Mediumherbivorous)如高身鯽、草食性魚類如(Herbivorous)如黑魴, 營養階層 4 為次級消費者中型雜食性魚類(MediumOmivorous)如鯉魚、小型雜食性魚類(SmallOmivorous)如大眼華魚扁、肉食性魚類(Carnivorous)如溪哥, 營養階層 5 為肉食性魚類如鱧魚、鳥類如小白鷺等。

3.1.2 建立生物物種及棲地資料庫

生物物種資料庫之建立，首先要瞭解計畫範圍內有哪些生物種類，物種的數量、分布、棲息生存環境等生物物種資料，然後才能釐清有哪些需特別保育之物種，並進而找出其保育的方法。生物物種資料包括水庫和其集水區內各種動物、植物和微生物等之生物物種資料庫。

從翡翠水庫建庫前至目前止，在水庫和水源特定區內各型棲地之動物、植物、微生物等資料，包括陸域和水域等之各項生物相資料及其棲息地之資料。

1. 陸域動、植物、微生物相資料：主要為集水區陸域之動、植物之種類、數量、分布、群落結構、稀有和瀕危種類等。在翡翠水庫建壩前所作的環境影響評估報告書有一些資料(顏清連等，1981)，之後則在臺北翡翠水庫管理局(2000)出版之資料有收納一些，其餘正式之資料並不多。
2. 水域動、植物相資料：包括翡翠水庫內之浮游藻類種類組成、群落結構、時空分布等之長期變化資料(莊進源等，1984、1986、1987；吳俊宗等，1987~2005)、浮游動物及魚類(譚天錫，1988；譚天錫及雷淇祥，1989；沈世傑等，1991~1994；曾晴賢等，1997~2000)及魚類寄生蟲(鍾虎雲，1992)等。在水源特定區集水區內，溪流之水生植物相包括水生植物、浮游藻類和附生藻類等，此資料收納於水源局委託之計畫報告中(吳俊宗及周傳鈴，1996)資料比較齊全（如表 3-1）。底棲生物資料較少，如楊平世等 (1980)、洪正中等 (1986)等，資料較不齊全。在水源區之小溪流，常有稀有生物，例如在水源特定區集水區溪流非現發現有脛脂藻(*Hildenbrandia rivularis* (Liebm.) Bréb.)，屬於稀有藻類。

有關翡翠水庫藻類資料，在翡翠水庫管理局之網頁中可連到中央研究院植物所之藻類資料庫(<http://www.sinica.edu.tw/~dbalgae/>)，該資料庫附有藻種及圖片可供查詢。另外，翡翠水庫管理局之網頁也提供魚類及動植物圖譜供查詢使用。

3. 微生物相資料：此資料包括真菌、土壤微生物等之菌種、數量及分布等，過去之調查不多，資料十分欠缺。

表 3-1 臺北水源特定區內主要溪流於 1991-1996 年間曾經出現之矽藻
種類統計表

屬名	種數	屬名	種數
<i>Achnanthes</i>	35	<i>Gomphonema</i>	29
<i>Amphora</i>	7	<i>Gyrosigma</i>	3
<i>Amphileura</i>	1	<i>Hantzschia</i>	1
<i>Anomoeneis</i>	2	<i>Hydrosera</i>	1
<i>Aulacoseira</i>	1	<i>Mastigloia</i>	2
<i>Bacillaria</i>	1	<i>Melosira</i>	6
<i>Biddulphia</i>	1	<i>Navicula</i>	77
<i>Brachysira</i>	2	<i>Neidium</i>	10
<i>Caloneis</i>	6	<i>Nitzschia</i>	40
<i>Cocconeis</i>	2	<i>Pinnularia</i>	13
<i>Cyclotella</i>	3	<i>Rhicosphenia</i>	1
<i>Cymbella</i>	24	<i>Rhopalodia</i>	2
<i>Diatoma</i>	2	<i>Stauroneis</i>	8
<i>Diploneis</i>	3	<i>Stephanodiscus</i>	1
<i>Epithemia</i>	3	<i>Suriella</i>	21
<i>Eunotia</i>	14	<i>Synedra</i>	7
<i>Fragilaria</i>	17	<i>Tabellaria</i>	3
<i>Frustulia</i>	9		
		總計	358

(資料來源：吳俊宗&周傳鈴，1996)

3.2 水庫生物相之調查與食物鏈之建立

3.2.1 浮游藻類

於選定之水庫，先確定樣點數和採樣點後，依環保署訂定之「湖泊水庫藻類採樣方法」(NIEA E504.41T)和「水中浮游植物採樣方法－採水法」(NIEA E505.50C)，釐定採樣計畫，本研究計畫擬對浮游藻進行季藻採樣，至少 3 次。此外，亦定量單位體積水中之藻類質量，以為生態模式之用。

1. 藻類樣本分為採集網及濾膜方式作定性和定量採樣，藻類樣本以陸戈碘溶液固定之。在實驗室內，經脫水及染色程序，以製作成半永久玻片，矽藻則以酸處理方式製作成永久玻片，供顯微鏡下之觀察、計數和鑑定藻種。
2. 供定量計數之樣本，其藻細胞須先以可瑪西藍染色，再用減壓過濾之方式，將藻細胞過濾於硝酸纖維濾膜上，濾膜乾燥後滴加顯微鏡浸油使之變為透明，然後於顯微鏡下計數藻細胞。
3. 以藻類群落作為水質指標之方法有數種，傳統的方法如Kolkwitz and Marsson (1908)之腐水指標系統(Saprobien System)，此法須鑑定藻類至種的階段，然後依各指標種之權重(g_i)、指標值(s_i)及其出現之頻度(h_i)，計算腐水度指數(Saprobic Index, S)如下(Zelinka and Marvan, 1961)：

$$S = \sum (s_i \cdot h_i \cdot g_i) / \sum (h_i \cdot g_i)$$

所得之指數值即水域之腐水度值。按 Sládeček (1973)之區分：

$S < 0.5$ 為飲水級(Xenosaprobity)

$0.5 < S < 1.5$ 為貧腐水級(Oligosaprobity)

$1.5 < S < 2.5$ 為 β -中腐水級(β -mesosaprobity)

$2.5 < S < 3.5$ 為 α -中腐水級(α -mesosaprobity)

$S > 3.5$ 為強腐水級(Polysaprobity)

4. 利用浮游藻作為水質優養化的指標，其方法係將水庫中出現的指標藻種歸類為貧養(oligo)、中養(meso)和優養(eu)指標種，然後以各級指標種出現的頻度(分別為 F_{oligo} 、 F_{meso} 和 F_{eu})，依下式計算藻類優養指標(ATSI)：

$$\text{藻類優養指數(ATSI)} = (F_{oligo} + F_{meso}) / (F_{eu} + F_{meso})$$

ATSI > 1.25 為貧養級水質； $0.5 < \text{ATSI} < 1.25$ 為中養級水質；ATSI < 0.5 為優養級水質。此方法過去應用於翡翠水庫，成果不錯，由於此指標法不受季節影響，可以彌補 Carlson 指數受季節影響之缺點。

5. 藻類質量：定量收集藻細胞，烘乾後秤取其重量，折算單位體積之藻類質量。

3.2.2 浮游動物

1. 測站取 3 點具代表性之表、中層水樣。
2. 每一水樣用水桶取水樣 20 公升後，以 30 μm 過濾網過濾，之後再以蒸餾水沖洗網目內浮游動物，再將沖洗之水樣放入 100 mL 之乾淨塑膠瓶。
3. 將每一水樣加入 1 mL 福馬林保存，並放入冰箱內帶回實驗室。
4. 將水樣混合均勻，取 50 mL 水樣，於顯微鏡下觀察並計數。
5. 本計畫增加微細浮游動物之採樣。

3.2.3 底棲生物

大型底棲：以徒手採集方式採集。

水生昆蟲及小型底棲：以長寬為 50 公分之方形區域為樣區定量採樣，再換算為每公尺見方體積之數量。

3.2.4 魚貝類

流刺網及手抄網撈捕，並以手拋網、電魚等採樣及配合釣客採訪等方式。

3.3 水庫水質理化資料之調查與水質優養化評估

3.3.1 水庫水質理化資料之調查

環境是指生物所在的空間中，與其有直接或是間接關係一切事物，包括了無生命的物質環境以及生物間的互動關係。無生命的環境包括了氣候、土壤、地形等。生物之間的關係則包括了捕食、競爭及各種共生關係。生態系統中各種生物之間的食物關係往往很複雜。

例如一個水生生態系統，其中有許多種類的水生動物、植物和微生物，浮游動物以浮游植物為食，魚類以浮游植物和浮游動物為食，魚類和其它水生生物死亡後，在微生物參與下被分解成二氧化碳、氮、磷等基本物質，而這些物質又是水中浮游植物的基本營養物，微生物在分解過程中要消耗水中的氧，被消耗的氧由浮游植物通過光合作用所產生的氧來補充。水中各種生物與環境，生物與生物

之間相互聯繫、相互制約，構成了一個處於相對穩定狀態的水生生態系統。

生物與其生存環境以及生物與生物之間相互作用，彼此通過物質循環、能量流動和信息交換，形成的一個不可分割的自然整體。因此當生態系統任一階層受到影響時將會使整個系統受到改變。在此先著重介紹環境中理化因子如何影響初級生產者(藻類)。

● 溫度

溫度是影響生物體內代謝速率的重要因子，尤其是催化生化反應的酶受溫度的影響最大。當溫度降低時，會減緩化學反應以及酶的催化能力，使生物代謝速率減緩甚至導致生理系統失調而致死。而溫度過高的情況下，可能會破壞酶的活性，結果仍可能導致生物死亡。生物所能夠適應的溫度範圍有限，因此生物的分布會受到環境的溫度所限制。大部分發生在細胞內的生化反應速率都和溫度有關，且隨著溫度成指數增加至最大值，適合的溫度範圍通常在 25~40℃ 之間 (Harper, 1992)。多數藻類最適生長的溫度範圍在 20~25℃ 之間，但隨藻類而不同，藍綠藻的最適生長範圍可能高於 30℃ (Kratz and Myers, 1995)。

● 光線

水體下光線的質與量都會隨水質與深度發生改變。光在某些波段容易先被水吸收，致使水下光線的波長組成會隨著深度而改變，此外水的化學性質也會影響水下光線的波長組成 (Oliver and Ganf, 1988)。

不同的藻種對光線的適應能力並不相同。例如適應於較強光線的種類具有抵抗強光傷害 (photodamage) 的機制，代表性的藻類如椎囊藻 (*Dinobryon*) 或角甲藻 (*Ceratium*)；適應於較弱光線的種類相較於前者，較喜歡光線，但是即使是短時間的暴露亦對強光敏感，代表性的藻類如藍綠藻。而綠藻與矽藻對光線的適應性介於這兩個極端之間 (Mur and Schreurs, 1995)。

● 水體混合對藻類之影響

造成水庫水體混合現象有兩主要途徑，表面風力作用及水體上下層溫差造成的混和作用。水體運動會影響水中藻類生長，不同的藻類對於水擾動的忍受力不同 (Fogg, 1991; Willen, 1991)。水體的穩定性對於浮游藻類生存的影響甚鉅，水體混合會改變營養鹽的分布、能將藻類帶到不同的深度，因此改變其週遭的光線與溫度條件。

常用混和深度 Z_m 與水生光化層深度(euphotic zone) Z_{eu} 的比值來表達水體的穩定性。混合深度 Z_m 是根據熱分層(thermocline)來估計的，即epilimnion的深度；而 Z_{eu} 是根據水表光線穿透水體達到 1%時的深度。

藻類細胞在 Z_m 的範圍內循環混合，而在 Z_{eu} 的範圍內才具有足夠的光線生存。 Z_m 小於 Z_{eu} 時，混和機制不影響藻類利用光線，但不利於沉降速率較大的藻類，例如矽藻； Z_m 大於 Z_{eu} 時，藻類會有一段時間離開有光的區域，可能會使得原本在光線條件佳時優勢的藻種，被能夠適應弱光的藻種取代(Harper, 1992)。

有些研究利用該比值的倒數 Z_{eu}/Z_m 作為平均水下光線(average underwater light climate)的指標，並由此探討藻類分布與水下光線的關係。Mur and Schreurs(1995)研究兩深度不同的淺水湖泊的結果發現顫藻(*Oscillatoria*)在 Z_{eu}/Z_m 比值大於 0.4 時會從淺水區(epilimnion)消失；而比值大於 1.2 時會從中水區(metalimnion)消失。

藻類的沉降速率隨著藻種而不同，本身的沉降速率和水體的穩定性兩者共同影響藻類的沉降行為。格平板藻(*Tabellaria fenestrata* 矽藻的一種)的沉降速率較高，但生長速率較高，而隱球藻(*Anabaena planktonica* 藍綠藻的一種)的沉降速率較低，但生長速率較低，在夏天水體分層較佳、不利混合時，*Tabellaria* 的數量便減少，而被 *Anabaena* 取代(Knoechel and Kalff, 1975)。

● 營養鹽濃度

雖然大氣中的二氧化碳含量不多，但二氧化碳易溶於水，故碳源很少成為藻類的限制因子。Rhee(1978)發現 *Scenedesmus* sp.的生長速率由氮限制變成磷限制的細胞氮磷莫耳比為 30：1 (換算成質量比約為 14：1)。他由此歸納，對同一種藻類的生長，氮、磷不會同時都為限制因子，細胞內氮磷莫耳比決定限制因子轉換的分界，而這個分界可能隨著種類不同而異。亦有以環境中營養鹽作為生長限制因子的研究，例如 Schindler(1978)引述自 1974 年 Chiandani 與 Vighi 的研究指出，若磷為限制因子，環境中的氮磷質量比需在 10：1 以上，而若在 5：1 以下，則氮為限制因子。

若以數學形式來描述藻類生長受到營養鹽濃度的限制，並用來預測生長速率，大多數的研究都採用 Michaelis-Menten 模式，因其能適用大部分的情況

(Tilman, 1981)。Michaelis- Menten 模式如下：

$$\mu = \frac{1}{N} \frac{dN}{dt}$$

$$\mu = \mu_{\max} \times \frac{S}{K_s + S}$$

其中N表示藻類生物量，計量單位可用細胞數目(cells/mL)、細胞乾重(μg/mL)、細胞體積(μm³/mL)、生物碳量(μg/mL)或者葉綠素a(μg/L)；μ為比生長速率(day⁻¹)；μ_{max}為最大比生長速率(day⁻¹)；S為藻類生長所需的營養鹽濃度(μg/mL)；K_s為半飽和常數，單位與營養鹽濃度一致。

Droop(1973)認為在達到穩態的系統中，藻類對營養鹽的攝取速率和外界濃度有關，而生長速率和細胞內營養鹽含量有關。在穩態實驗條件下藻類的生長速率可以用 Monod 模式來描述，並以最大生長速率、半飽和常數及生長係數(yield)等生理參數來預測種間競爭的結果(Sommer, 1985)。

● 水質是否優養化的測量法

(資料來源 http://www.kmnp.gov.tw/Research_P/Research/manage_cline/k6.asp，林幸助，野外監測湖泊優養化操作項目。)

(1) 湖泊清澈程度

利用沙奇盤於晴天中午前後 2 小時內置入水中直至無法看見之深度，稱為沙奇盤深度。沙奇盤深度愈淺，表示湖泊生產力高，藻類或顆粒愈多，水愈濁，優養化愈嚴重。若沙奇盤深度< 1 m，表有優養化傾向。

(2) 光於湖泊中消滅程度

利用測光計比較表層水與底層水之光強度，即可知道光在湖泊中消滅程度，即光消滅係數。若光消滅係數愈高(> 1)，表示湖泊生產力高，藻類或顆粒愈多，優養化愈嚴重。

(3) 湖泊水色

利用佛氏標準比色瓶，判別湖泊水色。若為貧養狀態，水清澈而呈藍色。若因優養化而致浮游藻類過多，水呈碧綠色。若是溶解態之腐植質多，水會呈棕色。

(4) 底層水氧飽合程度

藉由野外用水中溶氧電極，測量湖泊底層水的溶氧量，參酌同一環境湖泊氧之飽合濃度，計算底層水氧飽合度。若飽合度 $> 50\%$ ，此湖泊處於貧養狀態，若飽合度 $< 10\%$ 或趨於 0% ，此湖泊已處於優養狀態。

(5) 表層水與底層水之比例

測量溫度隨湖泊深度變化之曲線，判斷表層水與底層水之體積，計算表層水與底層水之比例。若此比例 < 1 ，表示底層水較多，底層水之溶氧量應足夠供應分解在表層水產生的有機質所需之耗氧。若此比例 > 1 ，表示底層水較少，其溶氧量可能不足以供應分解有機質所需之耗氧，而導致下層水缺氧，此為湖泊優養化最主要症狀之一。

(6) 溶氧隨水深變化之曲線

藉由野外用水中溶氧電極，測量湖泊水中溶氧隨深度變化之曲線。若此湖泊處於貧養狀態，此溶氧變化之曲線會呈緩降趨勢。若此湖泊已處於優養狀態，溶氧變化的曲線會呈急降趨勢，甚至在甚淺處即趨近於無氧狀態。

(7) 湖泊底土顏色

若此湖泊處於貧養狀態，底層水之溶氧高，處於氧化環境，底土呈現黃色。若此湖泊已處於優養狀態，底層水之溶氧低至缺氧狀態，底土會因處於還原狀態而呈現黑色。

3.3.2 水質優養化評估

依據水質採樣分析資料，可使用適當的指標來評估水質的優劣或優養化的程度，而湖泊水庫中之生物與藻類相變化是湖泊水域優養化之重要標誌之一，典型之貧養與優養湖泊水庫其生物特性上之差異如表 3-2 所示。

因此，除了水中的污染物濃度可以作為水質之指標外，水體中生物之種類及其數量等均可作為評估湖泊水域優養狀態之參考。目前國內已採用的方法包括(1)卡爾森(Carlson)優養指數(物理化學指標)；(2)歧異度(diversity)指數評估法；(3)腐水度指標法評估法及；(4)優勢種評估法；(5)藻類優養指數評估法等五種評估方法，其方法簡介如后。

表 3-2 典型貧養與優養湖泊生物特徵之差異（中國大陸全國主要湖泊、水庫富營養化調查研究課題組，1987）

生物 \ 水體狀況	貧養	優養
生產力	小， $<200 \text{ mg C/m}^3 \cdot \text{d}$	大， $>200 \text{ mg C/m}^3 \cdot \text{d}$
葉綠素	$0.3\text{-}2.5 \text{ mg/m}^3$	$5\text{-}140 \text{ mg/m}^3$
浮游植物	稀少，以金褐藻為主	豐富，夏季由於藍綠菌增加，水域有時會出現水華現象
浮游動物	稀少，以甲殼類為主	豐富，輪蟲增加

(1)卡爾森優養指數評估法

利用理化參數評估水庫水質優養化一般常用卡爾森優養指數法(Carlson, 1977)，此法係根據透明度、水中葉綠素 **a** 及總磷量含量等，分別依下列公式計算：

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

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

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

式中 TP = 總磷濃度($\mu\text{g/l}$); SD = 透明度(m); $Chl\text{-}a$ = 葉綠素 **a** 濃度($\mu\text{g/l}$)。卡爾森優養指數值($CTSI$)為以上所得各值之平均，即：

$$CTSI = [TSI(Chl) + TSI(SD) + TSI(TP)] / 3$$

$CTSI < 40$ 為貧養； $40 < CTSI < 50$ 為中養； $CTSI > 50$ 為優養水質。

由於卡爾森優養指數評估法所用之參數易受季節的影響，而有明顯的變動。因此卡爾森優養指數評估法，在臺灣主要適用於春、夏和秋季，冬季並不適用。此外，國內常因暴雨或季風雨而造成水體濁度偏高，此時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，致使此模式不適用。

(2)歧異度指標評估法

生物歧異度指數是用於表示多種生物所組成的混合生物群落數量與種類之關係的一種指數。種的歧異現象，稱之為生物社會的種類歧異性。生物社會之物

種組成常具有一值得注意的普遍現象，即出現量較多之種，常佔少數，出現量較少之種則佔多數。以優勢度而言，優勢種之種數不多，而從屬種及較稀少種之種數卻很多，即使一生物社會中同時出現若干共優勢種，然而其種類亦遠比從屬種及較稀少種之種數為少。優勢種控制湖泊中藻類相中大部份能量及營養資源，從屬種及較稀少種則控制湖泊中藻類相之歧異度。由上節優勢種評估法配合本節歧異度指數，則以藻類相水庫水質優養狀態能較深入。其方法簡述如下：

(A) Shannon 氏歧異度指數：

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

式中， H 為歧異度指數； P_i 為*i*種藻類之存在率， $P_i=N_i/N$ 。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。

(B) McIntosh 氏歧異度指數

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

式中 MCI 為歧異度指數； P_i 為*i*種藻類之存在率， $P_i=N_i/N$ 。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。

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)，如下式。

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

式中， QI 值之理論最大為 100，對一般水庫而言，當 QI 值大於 75 時為優良水質，約相當於貧養水質； $50 < QI < 75$ 時，則屬中等水質，當 QI 小於 50 則為不良水質，即相當於優養化水質。

由於藻類細胞的大小差異甚大，當水體由體型很小(如藍綠藻類之細隱球藻)或體型很大(如甲藻類)的藻種佔優勢時，所反映的種歧異度值會有偏差，此時不適用此指標法。

(3)腐水度指標法

應用藻類群落中之指標藻種作為水質指標，依腐水指標系統(Saprobien System)，由各指標種之權重、指標值及其出現之頻度，計算腐水度指數(Saprobic Index, S)，其計算如前 3.2.1 節所述。

腐水指標系統所反映的是水中進行的腐化分解反應的程度，指標值愈高，表示有機污染程度愈高，腐化分解反應愈劇烈。雖然腐化分解的程度並非就是水質優養化的程度，不過由於一般湖泊水庫多數承受有機污染，因此可以從腐水指標反映出水質優養化狀況。

(4)優勢種評估法

因不同營養狀態之水域，其優勢藻種亦有所差異，一般而言，貧養湖泊中的浮游生物以金褐藻(Chrysophyta)為主，中養型湖泊是以矽藻(Bacillariophyta)為主，優養型湖泊則以綠藻(Chlorophyta)與藍綠菌(Cyanobacteria，即藍綠藻)為主。不同營養狀態之水域與浮游植物優勢種之關係如表 3-3 所示。利用藻類鑑定與計數的結果，判定各月優勢種之種類，並依據日本水產資源保護協會(1980)之判定標準，評估水質優養化程度。

此指標法可快速評估水質狀況，但是僅係參考性，因藻種的出現有地區性，要應用此指標法前，最好能先對該地區水域之藻類相有初步的了解，才不會造成誤判。

表 3-3 湖泊優養狀態與浮游植物中優勢種之關係
(日本水產資源保護協會，1980)

營養狀態	優勢類
貧養水域	金褐藻類
貧~中養水域	隱藻類
中養水域	甲藻類
中~優養水域	矽藻類
優養水域	矽藻類與綠藻類
過優養水域	藍綠菌(藻)與綠藻類

(5)藻類優養指數

參考在翡翠水庫研發使用之藻類優養指數(ATSI)法，利用水庫中出現的貧養、中養和優養指標種及其出現的頻度的各別總和，依前 3.2.1 節所述之計算式估算藻類優養指標。

此指標法不受季節影響，可以彌補 Carlson 指數受季節影響之缺點。此指標法也可以適用於國內其他湖泊水庫，不過要應用此指標法前，須對該水域出現藻種各屬於貧養、中養或優養指標種之哪一類進行歸類，然後才可以應用。

3.3.3 水庫水質的氮磷的去除

優養化為水庫水質中氮磷的增加，伴隨著浮游性植物的大量出現所形成的藻華現象，故其去除應分為兩部份，其一為氮磷的減少，二為藻華的去除，若兩部份能相互使用，則其效果更佳。

(1) 水中氮磷的減少，可能方式為

- 施用 Probiotics，如 *Bacillus*、*Nitrobacter*、*Nitrosomas*...etc
- 其他生物處理法，如 Activated sludge、trickling filtered...etc
- Oxygenated pond、Land filled leachate...etc
- 人工湖、湖內湖、人工浮島、浮動藻床、人工濕地

(2) 藻華的去除

除了化學的凝聚沉澱與物理的過濾濃縮外，利用生物食物鏈的方式有

- 放養並收穫草魚→處理大型水草
- 浮式延繩放養二枚貝並生產真珠→浮游植物
- 放養沼蝦或米蝦並收穫之→處理水草、浮游動植物
- 放養白鰱或黑鰱並收穫之→處理浮游性生物
- 放養其他魚類或營造索食棲地供水鳥覓食→減少水庫氮磷量

3.4 生物鏈與水質關聯性分析

水質的狀態關係著工法施用的種類。例如水中濁度高時，宜先以濕地工法將懸浮固體、總磷和濁度等降低，然後才能考慮利用生物操控之工法進行處理。即

人工濕地與水庫內之生物鏈工法串連使用，效果更理想。

水中滋長的藻類種類受營養鹽組成的影響很大，例如水中氮鹽若多以氨氮型態存在時，一些藍綠藻、裸藻、隱藻等數量會較多；而水中氮鹽多以硝酸氮型態存在時，綠藻、金藻等數量會較多。因此，水質會直接影響水中出現的藻類種類和數量。此外，當水質優養化時，藻類滋長旺盛，數量增加，但是有一些藻種不能適應水質優養化時的物化環境，逐漸會被淘汰；於是，水中由少數種類形成優勢，種歧異度降低，此種藻種組成的差異，也連帶影響攝食者初級消費者和次級消費者包括浮游動物、節肢動物和魚介類等的組成和數量。因此，水質理化環境與生物鏈的結構和型態息息相關。

3.5 水質變遷與生物鏈指標

3.5.1 浮游藻類

水質優養化現象是水中某些營養源因人為污染或其他原因而增加的一種現象，水中營養源的增加會改變水環境中之物理及化學特性，因而造成有利於某些藻種之生長及不利於另一些藻種之生存，其結果會造成藻類群落中有優勢種之出現，及有些藻種之消逝，因此，從水中生長的藻種可判定水質之優養化程度，可利用藻類之群落結構和特定指標藻種作為水質優養化之指標。

以藻類群落作為水質指標之方法有數種，傳統的方法如 Kolkwitz & Marsson 之腐水指標系統(Saprobien System) (Sládeček 1973)，此法須鑑定藻類至種的階段，然後依各指標種之權重、指標值及其出現之頻度，計算出腐水度指數(Saprobic Index) (Zelinka and Marvan, 1961)。

另利用浮游藻指標種類也可以作為水質優養化的指標，其方法係將水庫中出現的指標藻種歸類為貧養(oligo)、中養(meso)和優養(eu)指標種(參見表 3-4)，然後以各級指標種出現的頻度（分別為 F_{oligo} 、 F_{meso} 和 F_{eu} ），依公式計算出藻類優養指標(ATSI)值。

表 3-4 國內水庫中常出現的水質優養化指標藻種

水質類別	指 標 藻 種
貧養	<i>Aulacoseira distans</i> ; <i>Fragilaria</i> div.sp.; <i>Gomphonema</i> div.sp.; <i>Chromulina</i> div.sp. ; <i>Euastrum</i> div.sp. ; <i>Sphaeroszma granulata</i> ; <i>Staurostrum</i> div.sp.
中養	<i>Ankistrodesmus</i> div.sp.; <i>Eutetramorus</i> div.sp.; <i>Oocystis</i> div.sp.; <i>Coenocystis</i> div.sp.; <i>Monoraphidium</i> div.sp.; <i>Rhizosolenia</i> <i>longiseta</i> ; <i>Tetraedron</i> div.sp.; <i>Cyclotella stelligera</i> ; <i>Stephanodiscus</i> <i>astraea</i> ; <i>Ceratium furcoides</i> ; <i>Aphanocapsa delicatissima</i> ; <i>Dinobryon</i> <i>divergens</i>
優養	<i>Cryptomonas</i> div.sp.; <i>Chroomonas</i> div.sp.; <i>Coelastrum</i> div.sp.; <i>Scenedesmus</i> div.sp.; <i>Eudorina elegans</i> ; <i>Peridinium bipes</i> ; <i>Euglena</i> div.sp.; <i>Phacus</i> div.sp.; <i>Trachelomonas</i> div.sp.; <i>Merismopedia</i> <i>tenuissima</i> ; <i>Microcystis</i> spp.; <i>Mallomonas</i> div.sp.

3.5.2 水質指標與指標生物

湖水與河川水的水質甚受許多因子所左右，如水溫、pH、溶氧、鹼度、污染物、食物及生物等等，而棲息於水中的生物亦受影響。因此進而發展出以水生生物來判斷水質好壞及水質污染的指標生物，水體污染的情形並配合水體分類可分為 4 種如圖 3-1，若以底棲的無脊椎動物容忍污染的情形則示為圖 3-2。一般言之，若水域有甚多的石蠅或石蠶出現時，則可視為該水域未受(稍受)有機污染。若以魚類為指標生物來判斷時，則屬於不耐污染的魚種有鯛魚、臺灣魚危、日月潭魚危及臺灣石爬子等。屬於耐輕度污染魚種有臺灣石魚賓、淡水河魚危及臺灣平鰭鰱等。屬於耐中度污染的魚種有羅漢魚、短吻鏢柄魚、平領鰱、粗首鰱、鯽魚、川蝦虎與鱧魚等。屬於嚴重污染魚種則有吳郭魚、塘虱魚及大肚魚等。

一般分類	生物學分類	水體分類	生化需氧量
未(稍)受污染	貧腐水性	甲	ppm
		乙	1.0
輕度污染	β 中腐水性	丙	2.0
		丁、戊	4.0
中度污染	α 中腐水性		
嚴重污染	強腐水性		

圖 3-1 水體分類的情形



圖 3-2 底棲的無脊椎動物容忍污染的情形

3.6 生物鏈之經營與維護

生物鏈工法之經營與維護須視水質狀況而定，依國外之經驗，水中總磷含量之高低關係著經營的方式。當污染使得水中磷量由低而漸高時(約介於 $50-120 \text{ g L}^{-1}$ 之間)，此時仍可利用浮游動物攝食浮游藻類而控制藻類的數量，同時，肉食性魚類也尚能控制浮游動物之數量，因此，可藉維持水庫中肉食性魚類的數量來控制生物鏈。不過，當水中總磷量過高時(約高於 $120-150 \text{ g L}^{-1}$ 時)，浮游動物已無法控制過高的藻類數量，此時即需增高草食性魚類的數量才能控制藻類的數量。De Bernardi and Giussani (1995)曾建議，水中總磷含量在 $50-150 \text{ g L}^{-1}$ 之間時，可以藉前述的原理來達到控制水質的目的。但是水中總磷含量高於 150 g L^{-1} 時，須先用一些消滅總磷的措施，使總磷量低於此濃度時，生物鏈才易於控制和

維護。Benndorf(1990)也強調，生物鏈工法在磷的年負荷約低於 $0.6\sim 0.8\text{ g-P m}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ 時才有用。因此，生物鏈之永續經營須經常進行水質監測，視水質情況之變動而作修正。

經營生物鏈工法的成功關鍵在能否控制魚介類數量，使浮游動物數量不致受到過多的攝食，而失去其控制浮游藻的功能。

一般而言，生物鏈工法的至少有三個優點：(1)它比較經濟，不需要昂貴的工程和儀器設備；(2)它配合魚獲，可有經濟利益；(3)它能使水生生態系維持較高的種歧異度，因此較能適應日後環境變遷的不同衝擊。不過，生物鏈工法也有其侷限：(1)需有經訓練的人員配合，經常監測執行效果和水庫狀況；(2)需有捕撈魚經驗的人配合執行捕魚，並確實執行固定魚種的定量捕撈。

3.7 水庫水質與生態模擬

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。

水庫水質模式可以用來模擬水庫水質之現況及預測未來之變化趨勢，作為水庫管理單位決策之依據。一般常用於評估湖泊水庫之水質模式如表 3-5 (賴進松等，2003)，本研究擬選用 WASP 模式做為模擬水庫水質之工具。

表 3-5 評估湖泊水庫的優養化模式(賴進松等，2003)

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

因為 Vollenweider 模式只計算總磷在水體中的變化，並且是一個零維的模式，相對於 WASP 來說簡易許多，並且可以和 WASP 模式作比較，了解水庫中總磷的變化狀況，因此先以 Vollenweider 模式來針對新山水庫 93-94 年的資料來作模擬，希望能了解新山水庫的總磷變化。除了簡單的 Vollenweider 模式以外，屬於寬廣的水庫水體相當適合使用 WASP 來做水質優養的模擬，因此選定 WASP5 作為水質複雜模式的模擬。

本研究計畫除了利用水質模式對所選定之水庫進行優養模擬分析，並將嘗試

利用生態模式來模擬水庫之生態系統，模擬之系統將包含藻類、浮游生物、節肢動物、魚貝類及其他水中生物。已有許多研究針對水體優養情形，納入水質因子對藻類生長的影响，發展模式進行藻類生長動態模擬。

Vezjak *et al.*(1998)以 STELLA II 為工具，模擬湖中藻類、浮游動物、氮及磷隨一年四季的變化。其模式的特色在於簡單，不考慮藻類種間的變化，而以描述總藻動態變化為目的，並且應用於營養鹽控制的研究。

廖文蓓(2002)以 STELLA 為模擬工具，其模擬之結果對單一藻種及總藻數皆有相當好的結果，顯示模式基本架構及假設是正確的。但是當模擬兩種以上優勢藻種時，模式無法處理兩種優勢藻種共存之情形。本研究將修改此模式，使其能同時模擬兩種以上之優勢藻種，分別預測各藻種之消長情形。在第二及第三年，將增加藻種數並轉化成物種豐度成為預測之目標，以測試物化環境及歷史因素對物種豐度之影響。

林明郁(2004)亦以 STELLA 為模擬工具，加入分層系統的概念，考慮環境因子隨空間的變化，模式中的營養鹽限制因子採用環境磷營養鹽濃度，以可取得的實測資料來計算模式參數。模式容許不同生長特性的藻類共存，即使數量級相差很大，也不一定會發生競爭排斥的現象。但模擬結果尚未能反映現實情況的藻種演替。

Ruley and Rusch (2004)所發展的模式為模擬湖泊中磷的變化以作為預測優養化之管理模式。由於此湖泊中磷為限制因子，因此主要以磷的變化作為判斷湖泊是否將面臨優養化，藉此模式可達到預警之作用進而可提供相關單位採取防制措施。模式中主要考慮之因子為底層水的溶氧對磷釋出率的影响、溫度及其他氣象因子(例如暴風)對水文水質之影响。此模式所模擬出的磷濃度變化趨勢與觀測值相近，觀測值與模擬值間之均方誤差(r^2)為 0.81，此為一個簡易又相當準確之模式。

姚俊豪(2005)以 HEM-3D 之 simplified version 的水質反應項目為架構，以

藻體積內碳含量作為藻類指標，作為預測水質與評估水庫上游集水區管理的工具。此研究以翡翠水庫為例，模擬四種藻類及八項水質項目。然而此研究並未先將藻類與水質之間的敏感因子釐清，使得模式中的參數多達 60 多種，使得模式變得非常龐大繁雜，在實際應用是有困難的。

Arhonditsis and Brett (2005)所發展的模式主要是預測藻類優養發生，模式中主要考量的因子有環境因子及生物因子之間的作用，主要考量到水中生物和營養鹽循環之關係及水質水文的變化，是為一個複雜龐大的模式。模式中模擬水質因子包括磷酸鹽、總磷、硝酸鹽、氨氮、總氮、溶氧、總有機碳、總矽及葉綠素 a 等因子，另外生物因子方面模擬浮游動物(水蚤類及橈腳類動物)、浮游性藻類(藍綠藻、矽藻及綠藻)。此模式所考慮之機制相當完整，模擬之結果其相對誤差低於 20%，相當有應用價值。

曾晴賢(2000)以翡翠水庫為例，應用 ICLARM 所開發之軟體 Ecopath 4.0 建構水庫營養流動之生態系模型。調查水庫中的生物種類，包括生產者、消費者及屑食者，並估計其生物量(biomass)與食物和能量流轉的關係。假設系統中各單元(生物群組)之質、能量流動維持在穩定狀態，輸入的資料為各單元本身以及彼此間的關係(生物量、食物組成)以及能量或物質流動轉換函數(死亡率、食物代謝率)。營養階層分為三大類，第一類為肉食與雜食性魚類，如白鰻、鯉魚、青魚等；第二類為動物性浮游生物及草食性魚類；第三類為植物性浮游生物及腐屑。此模式為初步建構中，為求得到更合理之參數，仍須有持續性的研究修正之必要。本計畫使用 Ecopath 4.0 建構水庫營養流動之生態系模型，並估計其生物量(biomass)與食物和能量流轉的關係。

3.7.1 Vollenweider 模式

Vollenweider 模式(1968)為一零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 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。

利用質量平衡之原理，總磷之模式可以下列代表

$$V \frac{dp}{dt} = W - \nu_s A_s p - Qp$$

其中 V = 固定之水體體積[L³] p = 總磷濃度[M/L³] t = 時間[T]

W = 總磷負荷[M/T] ν_s = 總磷沉降率[L/T] A_s = 湖泊、水庫表面積[L²]

Q = 出流量[L³/T]

若令 $K_s = \nu_s / H$ (K_s = 總磷消失率[1/T]， H = 水深)

則可改寫成：

$$V \frac{dp}{dt} = W - K_s pV - Qp$$

在穩定狀態下，可寫成：

$$p = \frac{W}{Q + \nu_s A_s} \quad \text{或} \quad p = \frac{W'}{q + \nu_s} = \frac{W'}{H(\rho + K_s)}$$

上式中：

$W' = \frac{W}{A_s}$ = 面積負荷量(aeral losding) [M/L² · T]

$q = \frac{Q}{A_s}$ = 水利出流率(hydraulic overflow rate) [L/T]

$\rho = \frac{Q}{V} = \frac{1}{t_d}$, t_d = 停留時間(detention time)

K_s 可由實測資料求得，或是由 Vollenweider(1975)以下式可代表 K_s ：

$$K_s = \frac{10}{H}$$

上式中， K_s 之單位為 $[1/\text{yr}]$ ， H 的單位為 $[m]$ 。

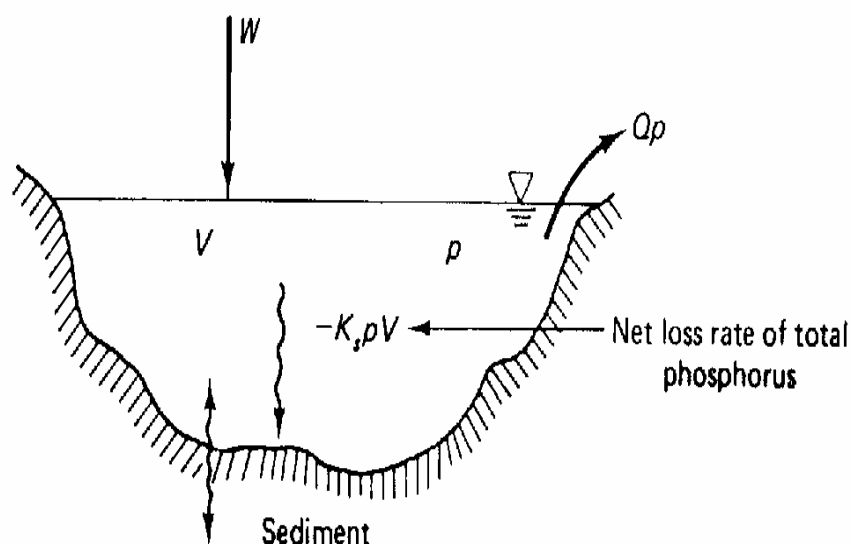


圖 3-3 總磷在一完全混合水體之平衡示意圖

在臺灣地區由於雨量不均勻，因此湖泊、水庫入流量及體積等隨時間變化顯著，因此若假設這些變數為常數，有時精度不夠，所以可以改寫成：

$$\frac{d(pV)}{dt} = Q_{in} p_{in} + B_s - K_s p V - Q_{out} p$$

其中 V 隨時間改變，即 $V = V(t)$ Q_{in} 為入流量 Q_{out} 為出流量

p_{in} 為入流量含總磷之濃度 B_s = 水體內部之總磷來源(如底泥釋放量) $[M/T]$

若假設 Q_{in} , Q_{out} , p_{in} , B_s 及 K_s 在 Δt 內為常數，利用冪級數

C_n 可表示為：

$$C_0 = p_0$$

$$C_1 = \frac{1}{V_0} [Q_{in} p_{in} + B_s - p_0 (Q_{in} + K_s V(t_0))]]$$

$$C_n = \frac{1}{nV_0} \{ -[K_s V(t_0) + nQ_{in} - (n-1)Q_{out}] C_{n-1} - K_s (Q_{in} - Q_{out}) C_{n-2} \} \quad \text{for } n \geq 2$$

依據美國環境保護署制定的單項營養鹽濃度判定標準，若總磷濃度在 $10\mu\text{g/L}(\text{mg/m}^3)$ 以下，則湖泊一般可稱為貧養；在 $20\mu\text{g/L}(\text{mg/m}^3)$ 以上，則湖泊為優養。以下為新山水庫民國 93 年至民國 94 年以 Vollenweider 模式模擬總磷並與實測值比較圖。

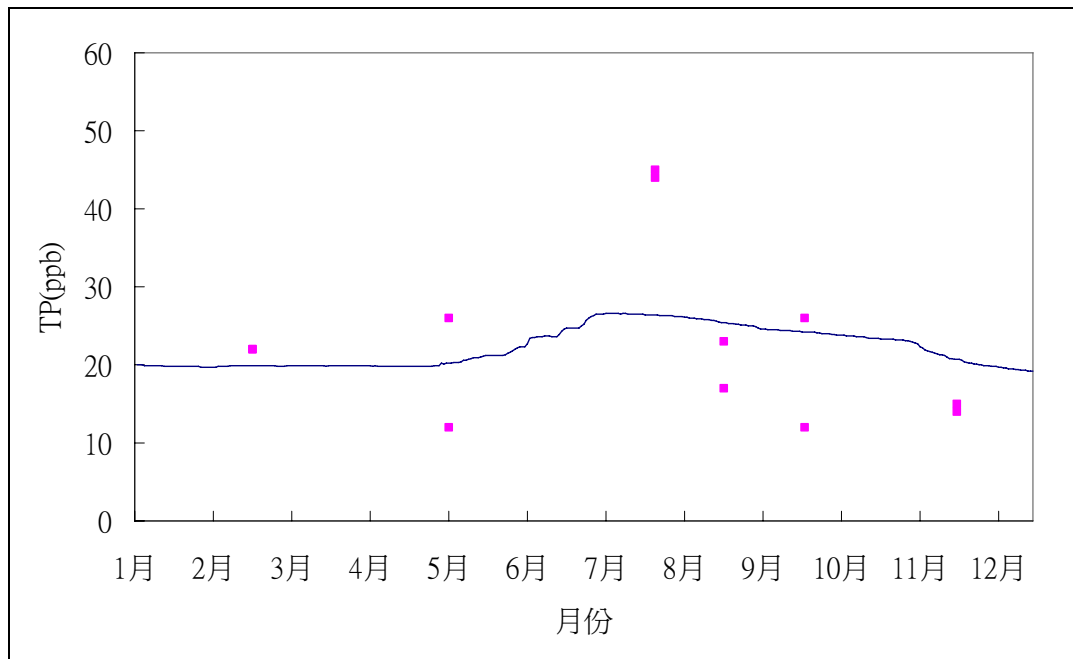


圖 3-4 新山水庫 93 年總磷模擬分析與實測結果圖(檢定)

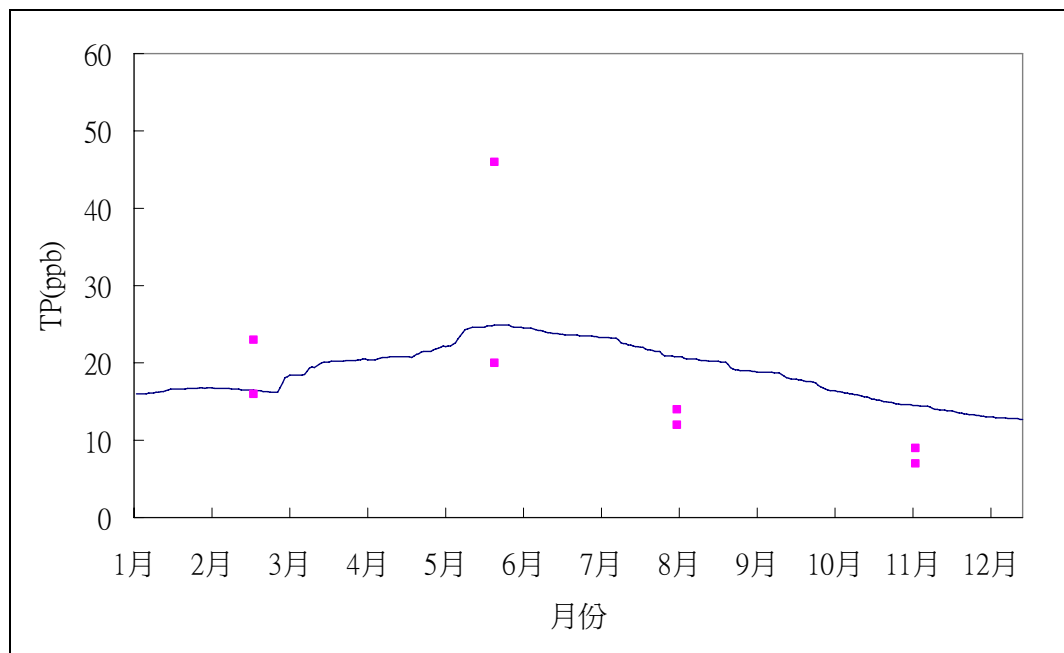


圖 3-5 新山水庫 94 年總磷模擬分析與實測結果圖(驗證)

從模擬結果可以發現，使用 Vollenweider 模式，模擬新山水庫歷年水質狀況，並與實測值比較結果顯示良好。因此可進一步利用此模式來分析預測新山水庫的水質，進而尋求合適的汙染物方法或優選最佳整治方案等。

經過檢定驗證過後可以得到新山水庫的淨總磷沉降率(ν_s) = $10/H = 0.25$ (1/day) = 0.000684932 (1/year)。

3.7.2 WASP 模式

WASP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。此模式通常用來模擬地表水(surface water)之汙染物傳輸現象(Di Toro et al., 1983)，主要是根據有限段落法(finite-segment scheme)。WASP模式的優點是可依水體情況的需要，決定建立一維、二維或三維的水體模式，考慮線性或非線性，時變(time variable)或非時變(steady state)，可說是具有非常大的彈性空間。WASP模式已被廣泛的應用於河川、湖泊、水庫、港灣及海岸等水體，其模擬的項目包括溶氧(DO)、大腸菌、優養物質及毒性物質等(Ambrose et al., 1993)。

WASP5包括優養模式(EUTRO5)及毒性物質模式(TOXIWASP) 兩個子模式。EUTRO5可模擬八種汙染物在水中(water column)及底泥(sediment bed)之傳輸情形，包括氨氮(ammonia)、亞硝酸氮/硝酸氮(nitrite/nitrate)、無機磷(orthophosphate)、水生植物生物量(phytoplankton biomass)、生化需氧量(CBOD)、溶氧、有機氮(organic nitrogen)及有機磷(organic phosphorus)，其中水生植物生物量通常以葉綠素a(chlorophyll a)為代表。TOXIWASP則可以模擬有機化合物、重金屬等毒性物質與泥沙沈積物在水體及底泥之傳輸情形。

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。

WASP5 水質模式主要是依質量平衡元哩，在控制體積的水質濃度，藉由延散(dispersion)、對流(advection)和生化反應式中的生成或消失作質量平衡。以下為質量平衡方程式：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \underbrace{\frac{\partial(U_x C)}{\partial x} + \frac{\partial(U_y C)}{\partial y} + \frac{\partial(U_z C)}{\partial z}}_{(1)} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial C}{\partial z}\right)}_{(2)} + \underbrace{S_L + S_B + S_K}_{(3)}$$

式中

C：水質成份之濃度 [M/L³]

U_x、U_y、U_z：軸向、側向及垂直方向流速 [M/L]

E_x、E_y、E_z：軸向、側向及垂直方向紊流擴散係數 [L²/T]

t：時間座標 [T]

x、y、z：空間座標 [L]

S_L：直接或擴散污染物質之消失項(sink)或生成項(source) [M/L³ · T]

S_B：邊界污染物質之消失項(sink)或生成項(source) [M/L³ · T]

S_K：動量污染物質之消失項(sink)或生成項(source) [M/L³ · T]

式中的第(1)項表示水流對物質傳輸的對流項(Advection term)，第(2)項表示物質於水中受剪力流、亂流、分子濃度擴散的延散項(Dispersion term)，第(3)項表示在水體中物質本身的生化反應現象，隨不同物質有不同變化。

由於新山水庫歷年測量的水質點只有兩點，並且非狹長型的水庫，又為一單一進出口的離槽水庫，因此我們只探討 xy 平面的二維水庫水體，故可將方程式變成下式：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}(U_x C) + \frac{\partial}{\partial y}(U_y C) + \frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) \pm S_i$$

其中，C：水質濃度 [M³/L]，U_x、U_y：水流速 [M/L]，E_x、E_y：延散係數 [L²/T]

S_i：生成或消失項 [M/L³ · T]

WASP 模式以有限元素法來求解，其形式可以表示成下式。

$$\frac{\Delta(V_j C_j)}{\Delta t} = -Q_{j,j+1} C_{j,j+1} + Q_{j-1,j} C_{j-1,j} + R_{j,j+1} (C_{j+1} - C_j) + R_{j-1,j} (C_j - C_{j-1}) + V_j S_j$$

C_j ：第j個格點的濃度

V_j ：第j個格點的體積

$Q_{j,j+1}$ ：j格點與j+1 格點之間的淨流量

$C_{j,j+1}$ ：j格點與j+1 格點之間的濃度

$R_{j,j+1}$ ：j格點與j+1 格點之間之交換係數(Exchange coefficient)，

$$\text{定義爲 } R_{j,j+1} = \frac{E_{j,j+1} A_{j,j+1}}{L_{j,j+1}}$$

$E_{j,j+1}$ ， $A_{j,j+1}$ ， $L_{j,j+1}$ 分別表示j格點與j+1 格點之間的延散係數，截面積，特性長度

(Length of characteristic)

$$L_{j,j+1} = \frac{L_j + L_{j+1}}{2}$$

S_j ：j格點內的主化反應項

本模式所採用之生化反應系統即是以藻類為中心之優養模擬，所模擬之水質項目包括氨氮、硝酸氮、有機氮、磷酸鹽、有機磷、溶氧、生化需氧量及葉綠素a八項。下圖為WASP5 模式中所模擬八種水質間之關係架構，以數字編號 1～8 區別各變數。浮游植物生長因子主要述水體溫度、日照與養分，可分為磷系統與氮系統，水體中氮可分為有機氮和無機氮兩種，其中無機氮包括氨氮(NH_3)、硝酸氮(NO_3)與亞硝酸氮(NO_2)。對藻類而言，無機氮會被藻類吸收座養分利用，藻類死亡後又產生有機氮，有機氮本分會分解為氨氮，氨氮又會進一步硝化成亞硝酸氮與硝酸氮，此兩種無機氮又供藻類生長使用。磷系統包括無機磷與有機磷兩項，無機磷為藻類吸收之養分，經過藻類的代謝死亡產生有機磷，有機磷除了本身沉降以外，又會分解為無機磷被藻類再吸收，如此形成磷系統。

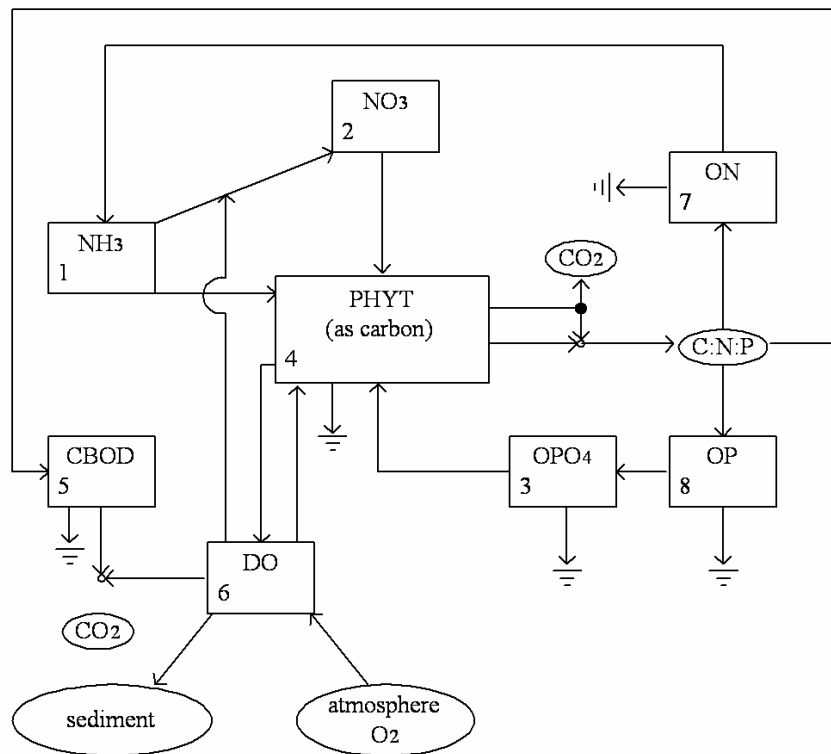


圖 3-6 WASP5 水質變數反應圖

1. 葉綠素 a

$$\frac{d(AV)}{dt} = V(G - D)A - VK_{sa}A + Q_{in}A_{in} - Q_{out}A$$

式中， A = 葉綠素a濃度[M/L^3]

A_m = 入流之葉綠素a濃度[M/L^3]

G = 葉綠素 a 生長率[$1/T$]

D = 葉綠素 a 死亡率[$1/T$]

K_{sa} = 葉綠素a沉降率[$1/T$]

Q_{out} = 水庫湖泊出流量[L^3/T]

Q_{in} = 水庫湖泊入流量[L^3/T]

V = 水庫、湖泊水體體積[L^3]

針對葉綠素a的水質參數： G (葉綠素a生長率)， D (葉綠素a死亡率)及 K_{sa} (葉綠素a沉降率)作進一步的介紹：

(1)生長率

浮游植物生長因子主要受水體溫度、日照與養分三種影響，Di Toro *et al.*(1971)建議如下表示：

$$G = G(T) \cdot G(I) \cdot G(N)$$

式中， $G(T)$ = 水體溫度影響因子[1/T]

$G(I)$ = 日照影響因子，無維度

$G(N)$ = 養分影響因子，無維度

各項影響因子分數如下

(a)水溫影響因子

當照適當和養分充足時，藻類生長受水溫的影響最大，Eppley(1972)曾採用下式：

$$G(T) = G_{\max} (1.066)^{T-20}$$

式中， $G_{\max}$ = 水溫 20℃時藻類最大生長率[1/T]

T = 水體溫度[℃]

$G_{\max}$ 隨藻類不同而有差異。一般範圍介於 1.5~2.5 (1/day)

(b)日照影響因子

依據 Di Toro *et al.*(1971)研究得知，其日照因子可以表示成通式：

$$G(I) = \frac{2.718f}{K_e H} [\exp(-\alpha_1) - \exp(-\alpha_0)]$$

式中， f = 每日之陽光佔有比例，無維度

K_e = 光線之消散係數[1/L]

H = 水體深度[L]

$\alpha_0 = \frac{I_s}{I_a}$ ，無維度

$\alpha_1 = \alpha_0 \exp(-K_e H)$ ，無維度

I_s = 飽和日光強度[ly/T]

I_a = 平均日光強度[ly/T]

f 為一天中從日出到日落所佔一天時間的比例。 I_s 一般在 100-400 ly/day， I_a 在 500-1000 ly/day。

(c)養分影響因子

對藻類所吸收之養分，可分為磷系統與氮系統，根據 Michaelis-Menton 之表示法：

$$G(N) = \text{Min} \left[\frac{DIN}{K_{MN} + DIN}, \frac{DIP}{K_{MP} + DIP} \right]$$

式中， DIN = 無機氮濃度 = $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ [M/L³]

DIP = 無機磷濃度 = PO_4 [M/L³]

K_{MN} = 無機氮半飽和常數[M/L³]

K_{MP} = 無機磷半飽和常數[M/L³]

(2)死亡率

一般考量藻類的死亡，包括因本身代謝之死亡與其他原因死亡二種，其數學式表示成：

$$D = D_{p1}(T) + D_z$$

式中， $D_{p1}(T)$ = 藻類代謝死亡率[1/T]

D_z = 其他原因之死亡率(如浮游生物掠食、微生物影響等) [1/T]

(3)沉降率

一般沉降速率可表示成：

$$K_{sa} = \frac{V_{sa}}{H}$$

式中， V_{sa} = 葉綠素沉降速度[L/T]

H = 水庫、湖泊平均水深

2.氮系統(nitrogen cycle)

水體中但可分為有機氮和無機氮兩種，其中無機氮包括氨氮(NH₃)、硝酸氮(NO₃)與亞硝酸氮(NO₂)。對藻類而言無機氮包括氨氮會被藻類吸收作養分利用，藻類死亡後有產生有機氮，有機氮本身會分解成氨氮，氨氮又會進一步硝化成亞硝酸氮與硝酸氮，此兩種無機氮又供藻類生長使用。由於亞硝酸氮在水中會迅速轉變成硝酸氮，因此一併納入硝酸氮考慮，其數學式表示如下：

$$\begin{aligned}\frac{d(N_1V)}{dt} &= VDC_nA - VK_{n1}N_1 - VK_S N_1 - QN_1 + W_{N1} \\ \frac{d(N_2V)}{dt} &= VK_{n1}N_1 - VGC_nA \frac{N_2}{(N_2 + N_3)} - VK_{n2}N_2 + W_{N2} \\ \frac{d(N_3V)}{dt} &= VK_{n2}N_2 - VGC_nA \frac{N_3}{(N_2 + N_3)} - QN_3 + W_{N3}\end{aligned}$$

式中， N_1 = 有機氮濃度[M/L³]

N_2 = 氨氮濃度[M/L³]

N_3 = 硝酸氮濃度[M/L³]

W_{N1} = 外界有機氮進入水體的負荷量[M/T]

W_{N2} = 外界氨氮進入水體的負荷量[M/T]

W_{N3} = 外界硝酸氮進入水體的負荷量[M/T]

C_n = 藻類含氮百分比，無維度

K_{n1} = 有機氮分解成氨氮的之分解率[1/T]

K_{n2} = 氨氮硝化成硝酸氮的之硝化率[1/T]

K_S = 有機氮沉降率[1/T]

3.磷系統(phosphorus cycles)

磷系統包括無機磷與有機磷兩項，無機磷為藻類吸收之養分，經過藻類的代謝死亡產生有機磷，有機磷除了本身沉降以外，又會分解為無機磷被藻類再吸收，如此形成磷系統。其數學式表示如下：

$$\begin{aligned}\frac{d(P_1V)}{dt} &= VDC_pA - VK_pP_1 - VK_S P_1 - QP_1 + W_{p1} \\ \frac{d(P_2V)}{dt} &= VK_pP_1 - VGC_pA - QP_2 + W_{p2}\end{aligned}$$

式中， P_1 = 有機磷濃度[M/L³]

P_2 = 無機磷濃度[M/L³]

C_p = 藻類含磷百分比，無維度

K_p = 有機磷分解成無機磷分解率[1/T]

K_s = 有機磷沉降率[1/T]

W_{p1} = 外界有機磷進入水體的負荷量[M/T]

W_{p2} = 外界無機磷進入水體的負荷量[M/T]

4.溶氧(dissolved oxygen)

水中植物之光合作用可使溶解之氧增加，而呼吸作用則使氧減少，所以氧之產生率與藻類之生長率成正比。在氮缺乏之環境下，藻類依靠硝酸成長時亦會製造氧。水中氧氣未飽和時，可經由空氣溶解而入。空氣溶氧之係數式水流速度、水深、風速和溫度之函數。氧之消耗主要有 CBOD 之作用、硝酸化作用和沉積物內之需求。有關氧消長之公式歸納如下：

$$\begin{aligned} \frac{dC_{DO}}{dt} = & K_L(C_{DOS} - C_{DO}) - \alpha \cdot K_{n2} \cdot \frac{C_{DO}}{C_{DO} + K_{nit}} - O_{CRB} \cdot RESP + G \cdot C_A \cdot \frac{N_2}{N_2 + N_3} \cdot \beta \\ & + G \cdot C_A \cdot \frac{N_3}{N_2 + N_3} \cdot \gamma \end{aligned}$$

式中， C_{DO} = 溶氧濃度[M/L³]

C_{DOS} = 飽和溶氧[M/L³]

C_A = 藻類濃度[M/L³]

K_A = 介面氧交換係數[1/T]

K_{nit} = 溶氧半飽和常數[M/L³]

$\alpha = \frac{64}{14}$ = 氨氮氧化耗氧率($NH_3 + 2O_2 \rightarrow NO_3 + H_2O + H$)

$\beta = \frac{32}{12}$ = 藻類光合作用吸收 $CO_2 + NH_3$ 之釋氧率

$\gamma = \frac{32}{12} + \frac{48C_n}{14}$ = 藻類光合作用吸收 $CO_2 + NH_3$ 之釋氧率

$OCRB$ = 藻類含氧百分比，無維度

$RESP$ = 藻類呼吸耗氧率[$M/L^3/T$]

水中飽和溶氧 C_{DOS} 是以Mirtimer(1981)之研究所得的經驗公式：

$$C_{DOS} = e^{(7.7117 - 1.31403 \ln(T_s + 45.93))}$$

式中， T_s = 水表溫度[$^{\circ}C$]。

因為新山水庫為沒有支流的單一進出口離槽水庫，所以將新山水庫分為五個段落，第一段落為新山水庫對外到基隆河的進出口區域，第二段落為進出口到大壩的區域同時包括環保署長期監測的測點一，第三段為水庫的第一個彎，第四段是環保署第一與第二測點的中間區域，第五段為環保署長期監測的測點二和離大壩最遠的區域。共分為五個網格，圖 3-7 為新山水庫水質二維模擬網格分割圖。

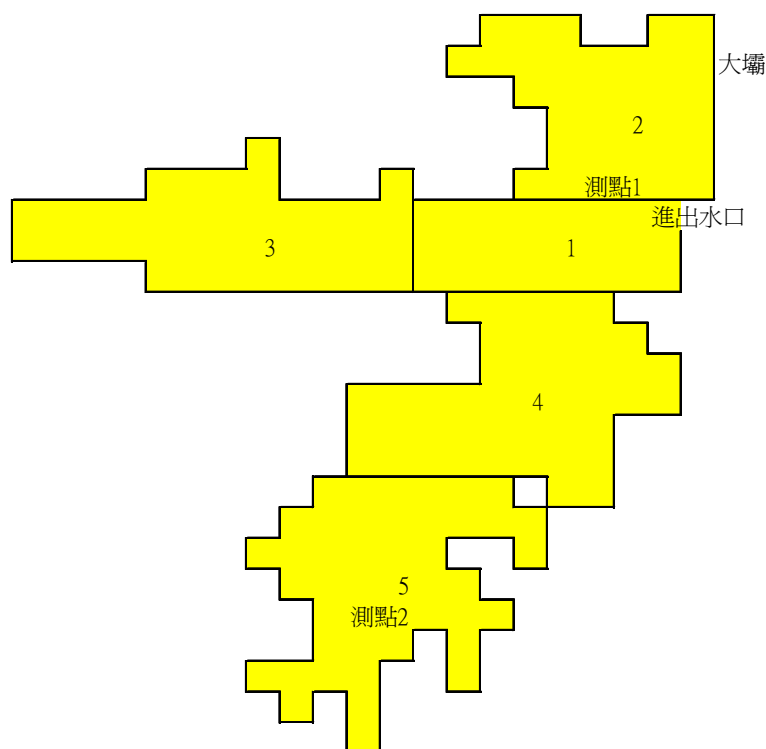


圖 3-7 新山水庫二維水質模擬網格分割圖

圖 3-8 與圖 3-9 為新山水庫民國 93 年與民國 94 年以 WASP5 模式動態計算新山水庫的水庫體積與實際結果比較的圖，可以發現相當的吻合。

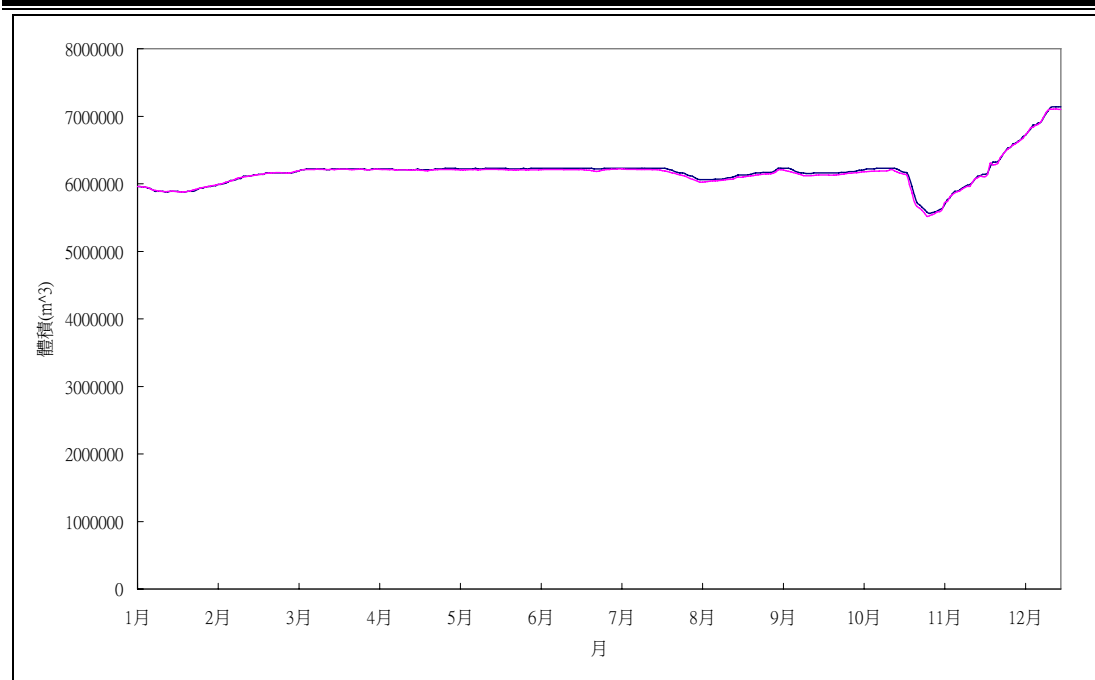


圖 3-8 新山水庫 93 年水庫體積與實測結果比較圖

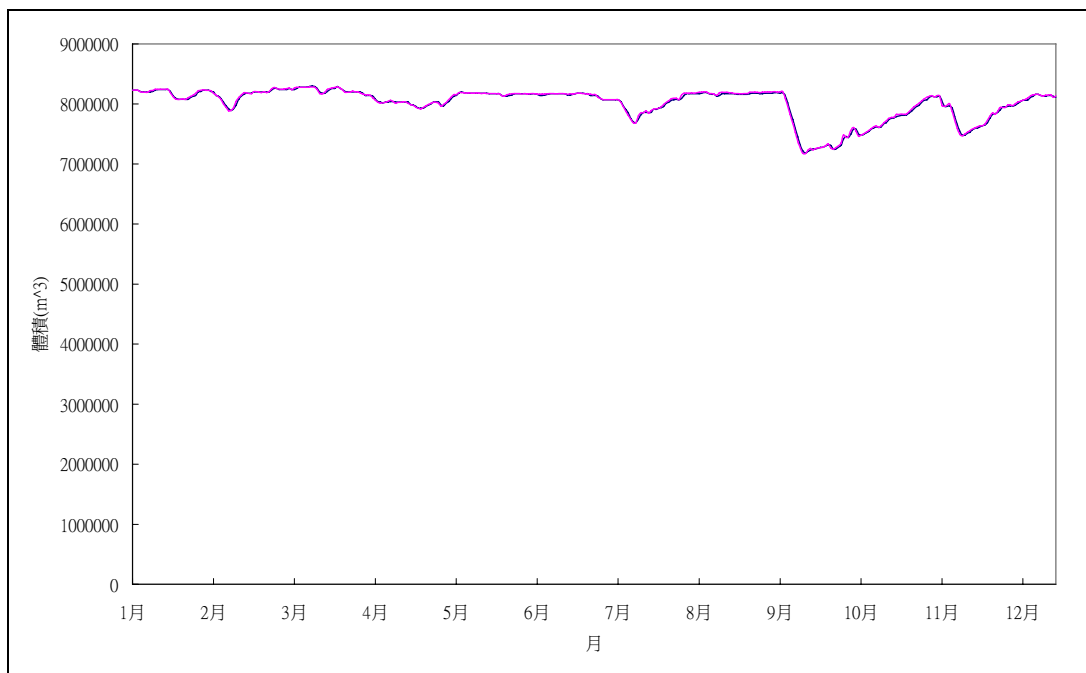


圖 3-9 新山水庫 94 年水庫體積與實測結果比較圖

以新山水庫民國 93 年的水質資料作為模式參數檢定的依據，本模式之優養擬以藻類為中心，並以葉綠素 a 代表藻類濃度做為優養指標。所以將民國 94 年的水質資料做為驗證，以 WASP5 模式針對氨氮、硝酸氮、磷酸鹽、葉綠素 a、生化需氧量、溶氧、有機氮及有機磷的所有項目進行水質模擬。

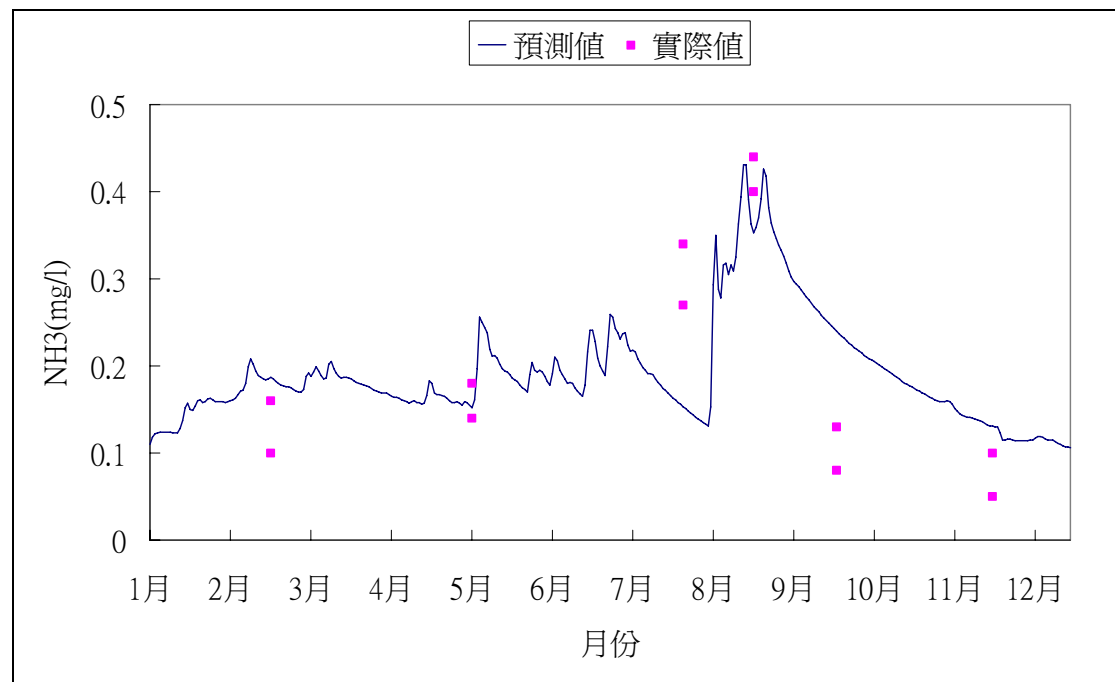


圖 3-10 新山水庫 93 年氨氮模擬與實測結果(檢定)

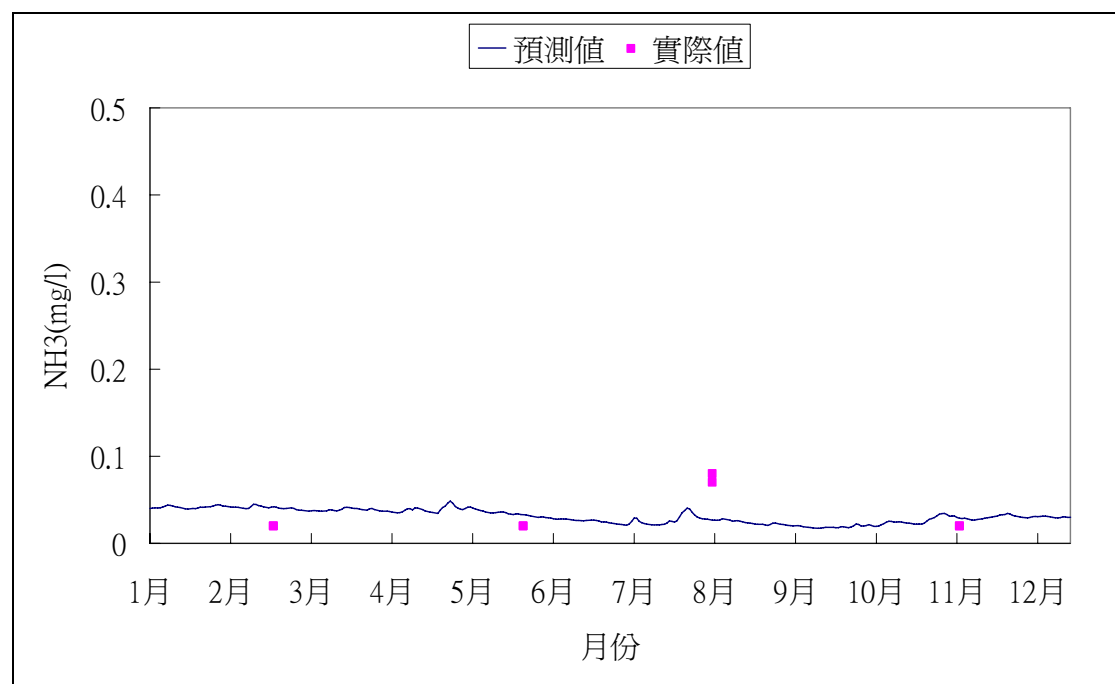


圖 3-11 新山水庫 94 年氨氮模擬與實測結果(驗證)

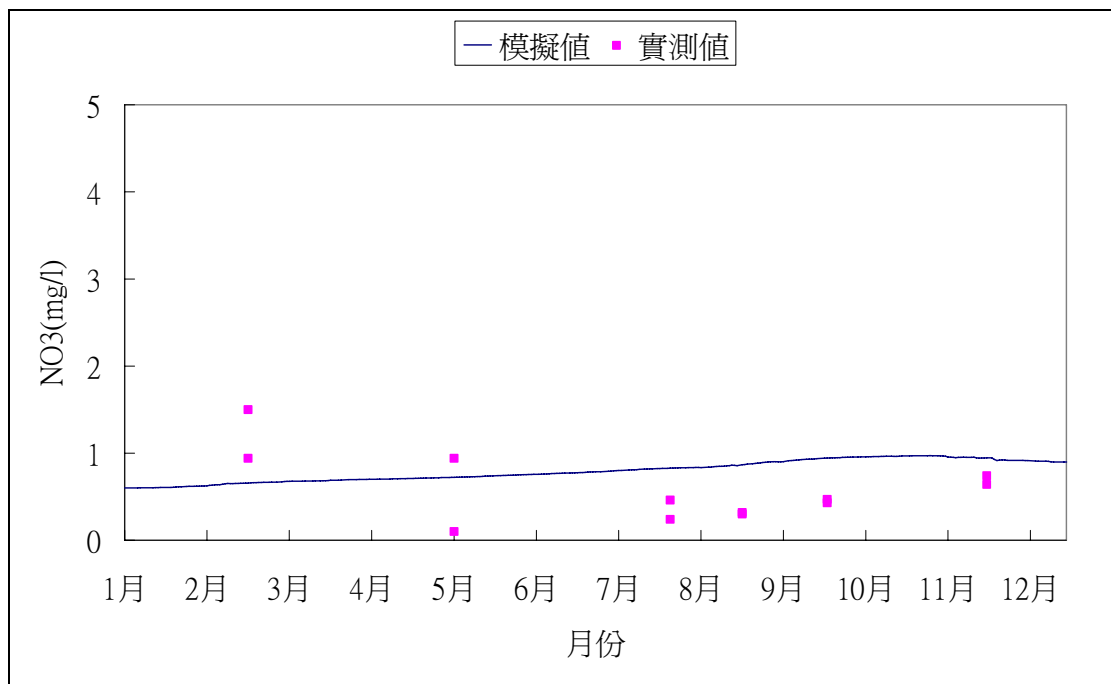


圖 3-12 新山水庫 93 年硝酸氮模擬與實測結果(檢定)

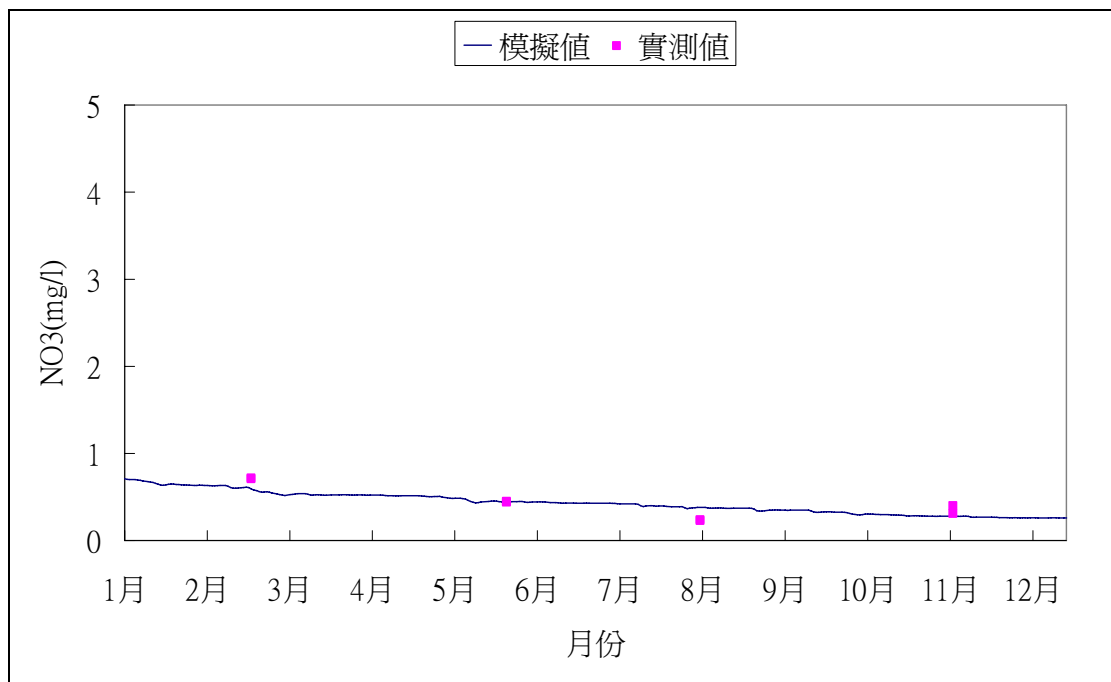


圖 3-13 新山水庫 94 年硝酸氮模擬與實測結果(驗證)

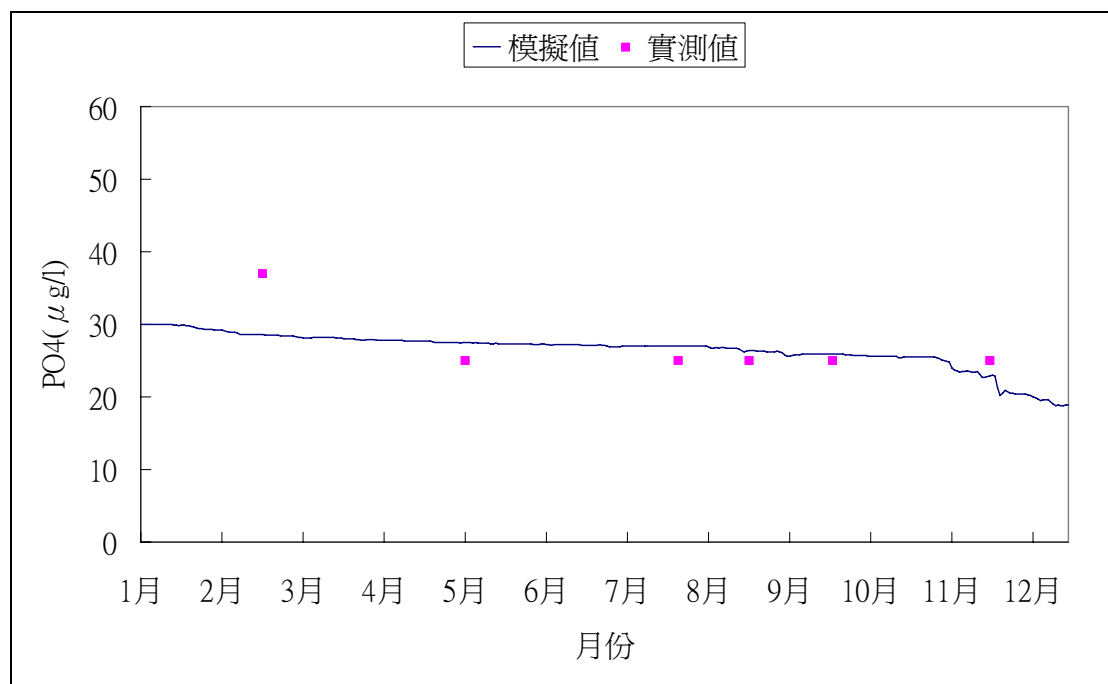


圖 3-14 新山水庫 93 年磷酸鹽模擬與實測結果(檢定)

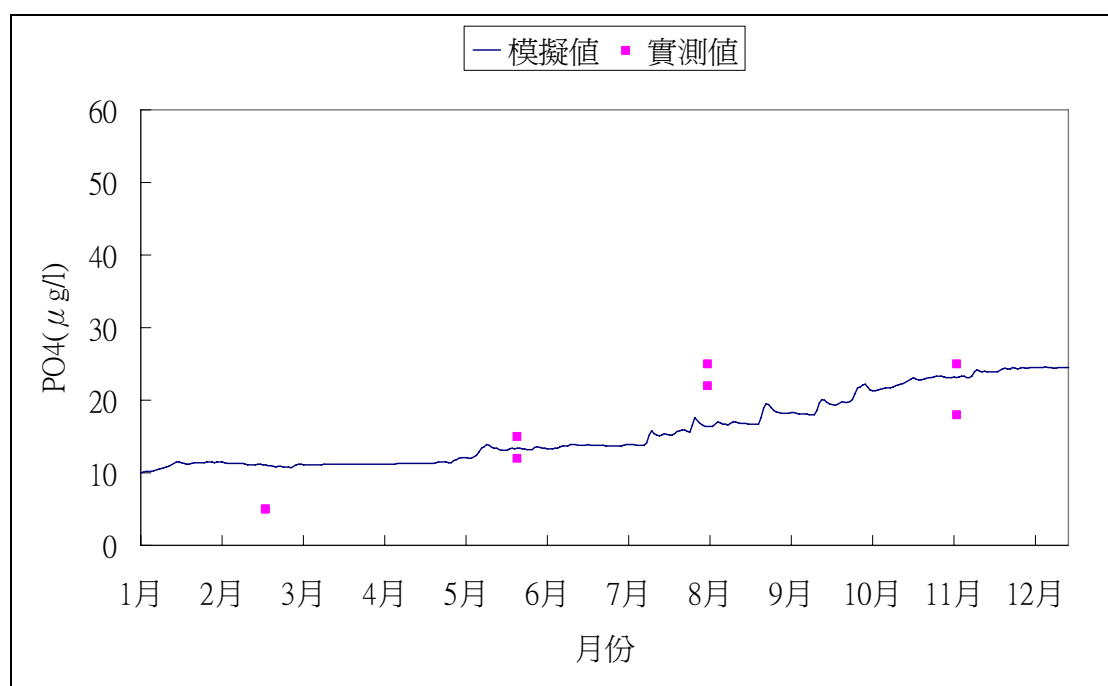


圖 3-15 新山水庫 94 年磷酸鹽模擬與實測結果(驗證)

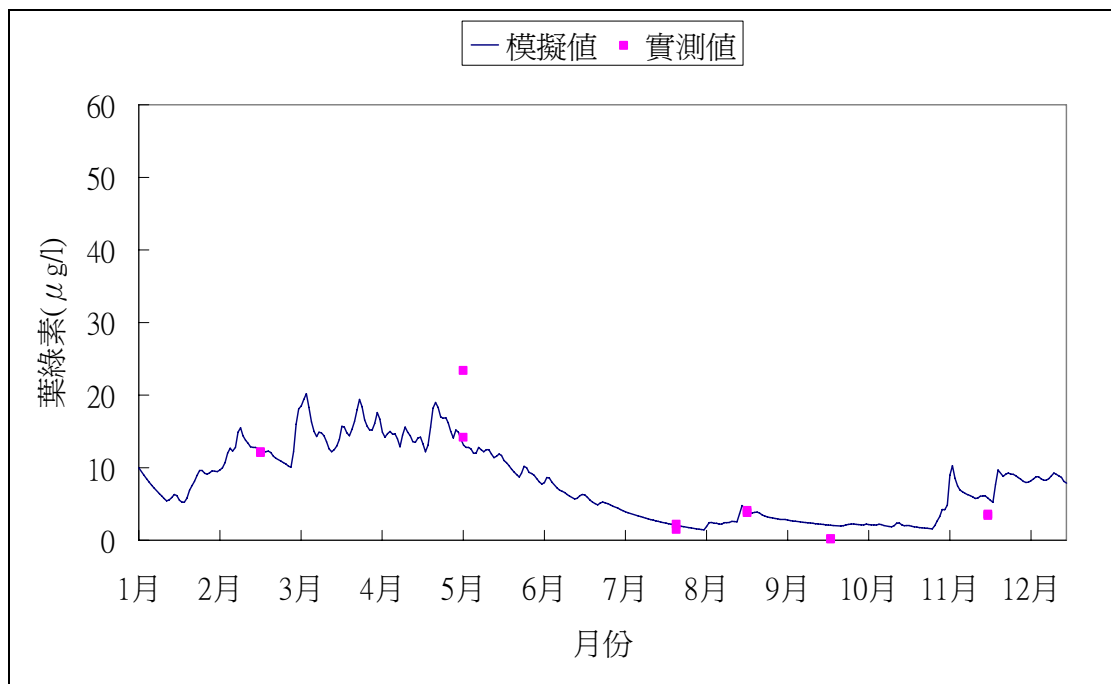


圖 3-16 新山水庫 93 年葉綠素 a 模擬與實測結果(檢定)

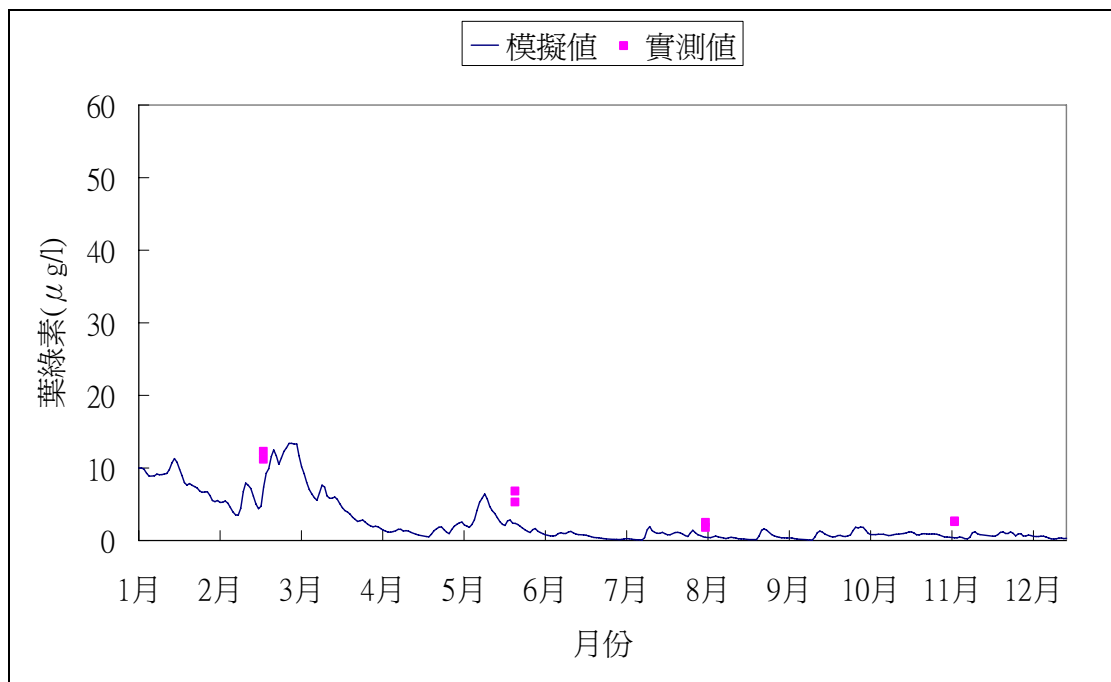


圖 3-17 新山水庫 94 年葉綠素 a 模擬與實測結果(驗證)

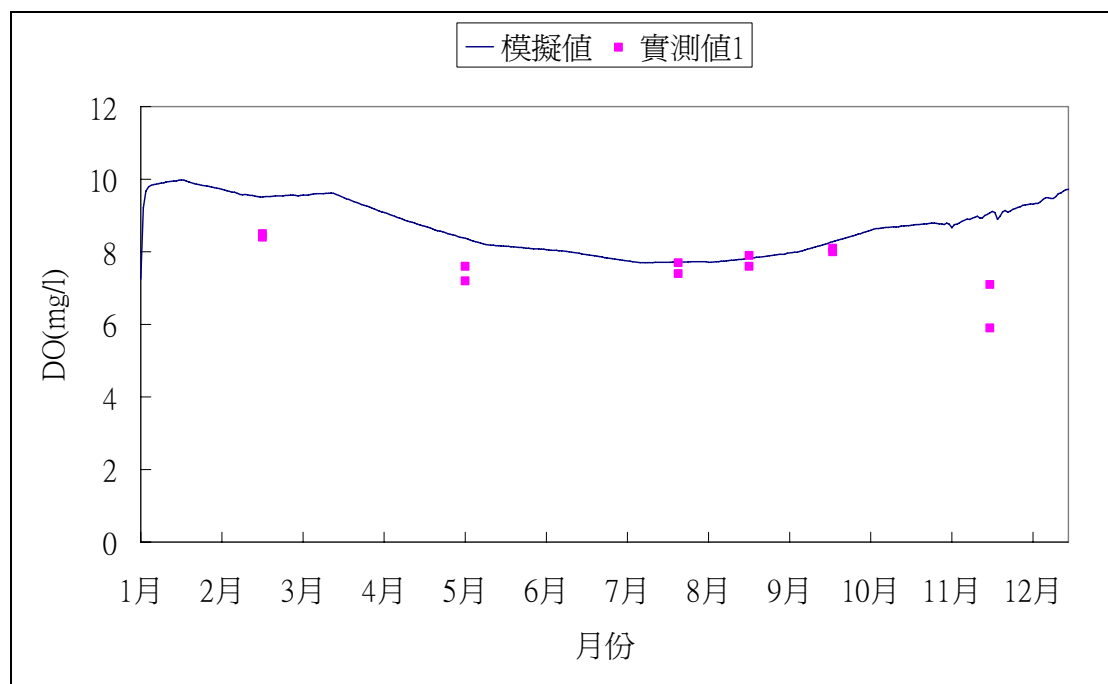


圖 3-18 新山水庫 93 年溶氧模擬與實測結果(檢定)

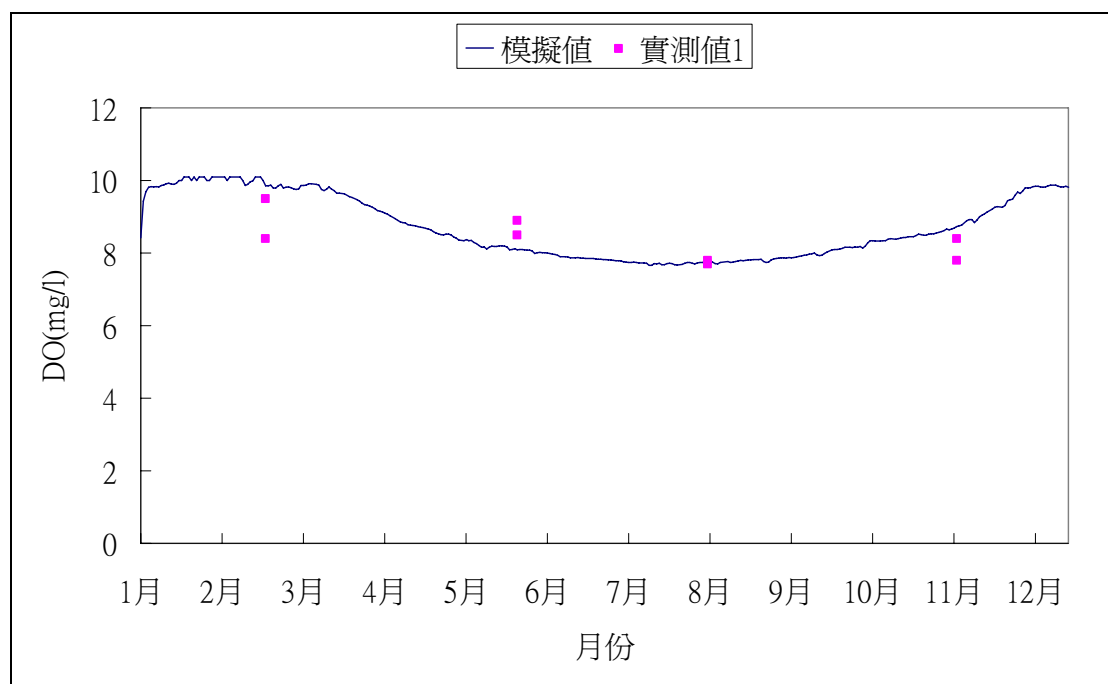


圖 3-19 新山水庫 94 年溶氧模擬與實測結果(驗證)

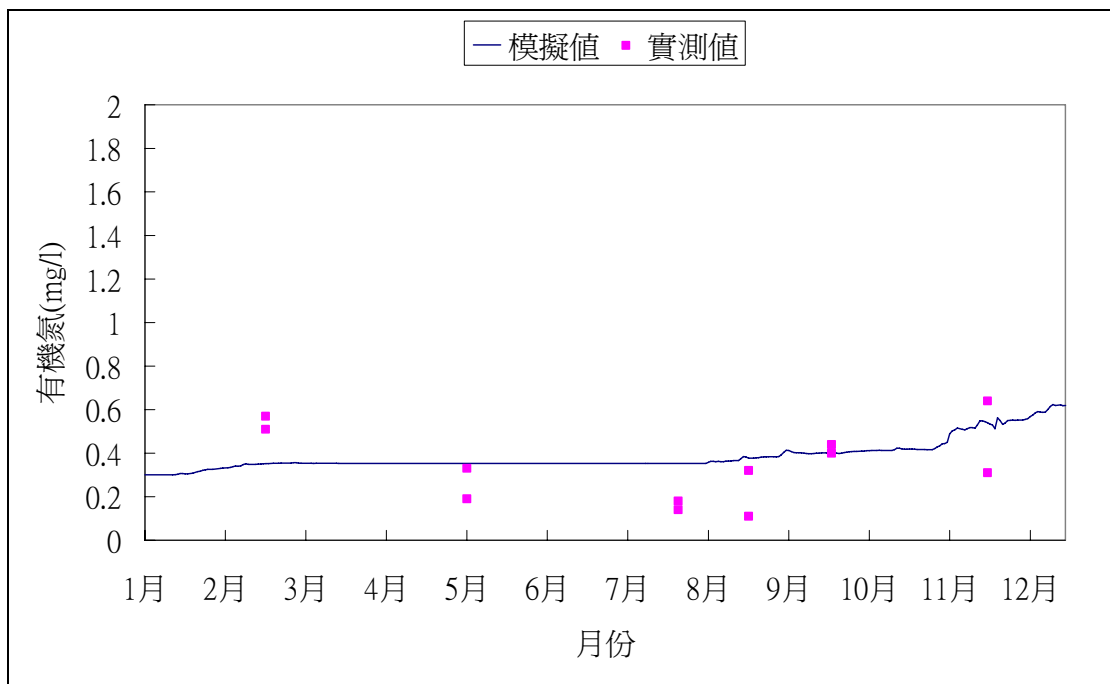


圖 3-20 新山水庫 93 年有機氮模擬與實測結果(檢定)

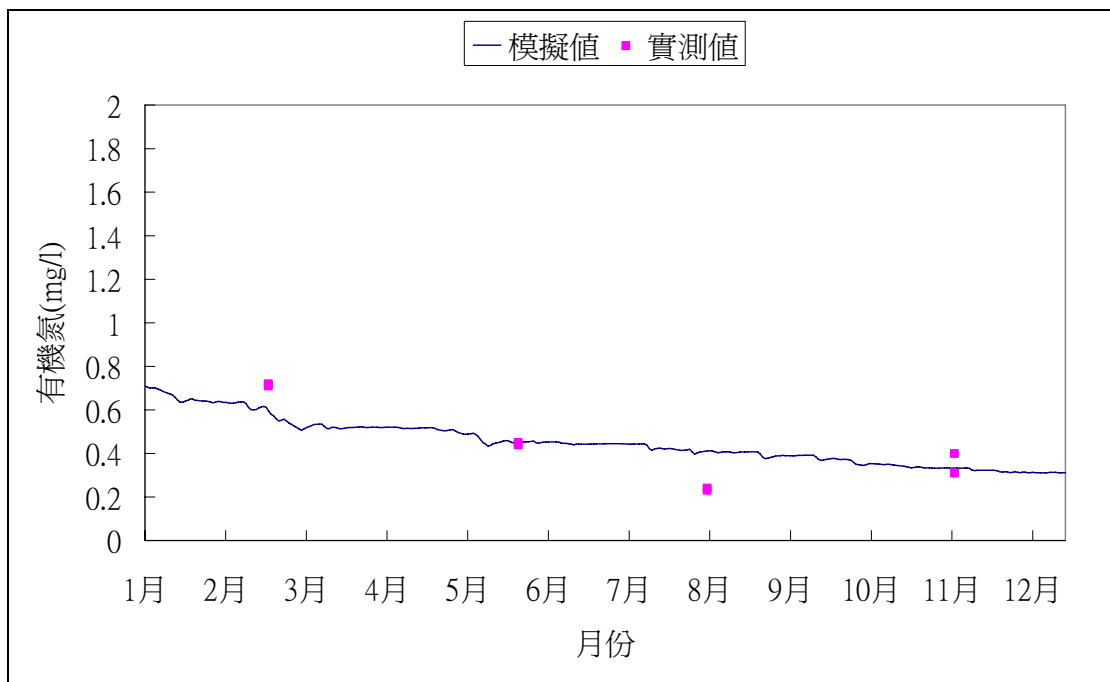


圖 3-21 新山水庫 94 年有機氮模擬與實測結果(驗證)

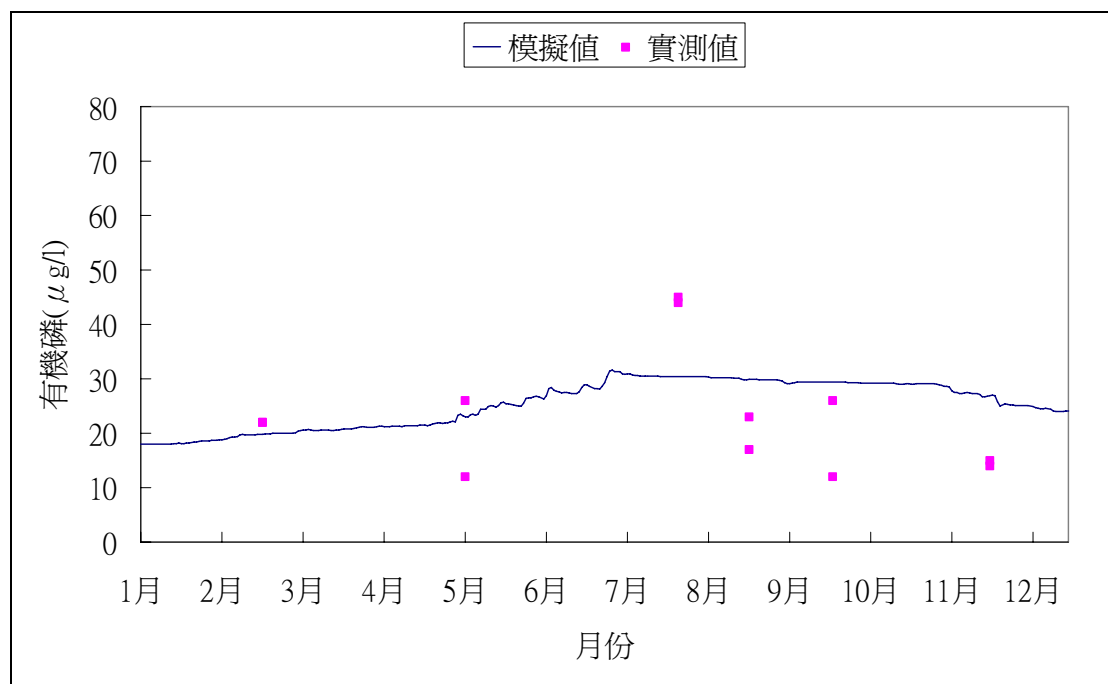


圖 3-22 新山水庫 93 年有機磷模擬與實測結果(檢定)

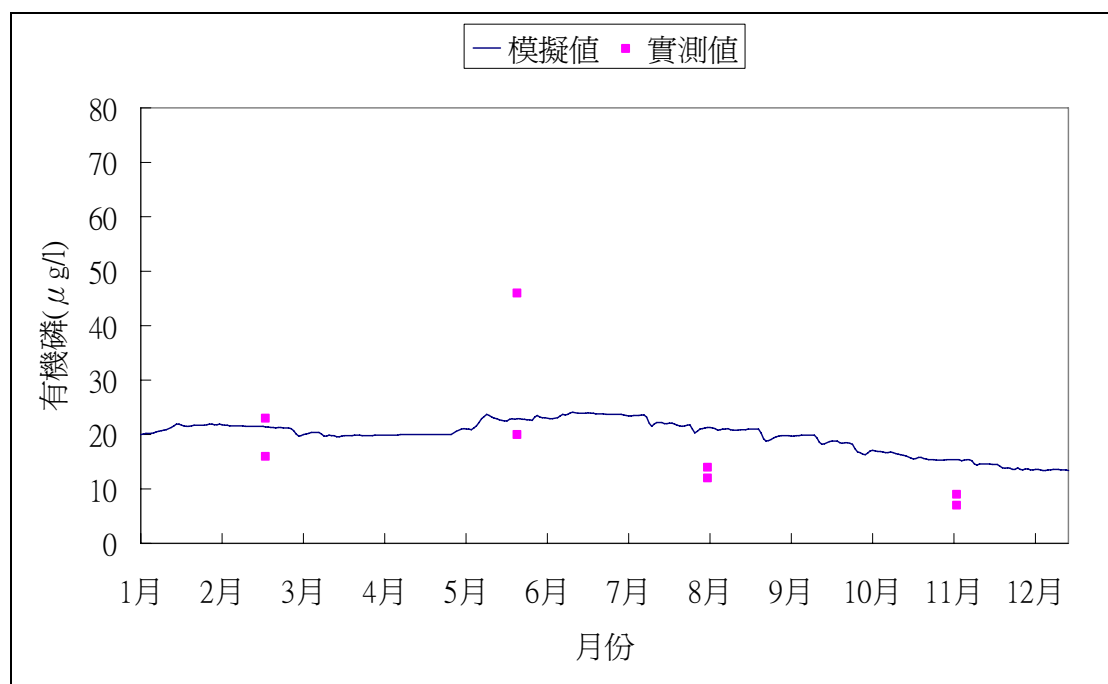


圖 3-23 新山水庫 94 年有機磷模擬與實測結果(驗證)

由圖實測結果得知，夏季時葉綠素 a 濃度較高，此乃受日照及水溫之影響。不過在春季的時候濃度也相當的高，在 94 年的時候可以看到春季的葉綠素 a 濃

度比夏季更高，依照水庫生態測量的結果，可以看到浮游動物在夏季的倍增，所以造成藻類在夏季的時候並沒有比春季要高。

水體優養化程度主要以多變數指標法及單一參數指標法定量來判定。多變數指標法主要根據水中總磷、葉綠素 a、透明度及有機氮等 3~4 種複合參數計算為指標。單一參數指標法主要以總磷、透明度、葉綠素 a 等單一參數，以單項參數是否超過界定值，作為判定之標準。由於模式中無法模擬透明度，故以下削減負荷、預測水體優養化程度主要是以單一參數指標法定量來判定。

表 3-6 美國環境保護署單一參數判定優養化之標準

等級	總磷(ppb)	葉綠素-a(ppb)	透明度(m)
貧養	< 10	< 4	> 3.7
中養	10~20	4~10	2~3.7
優養	> 20	> 10	< 2

表 3-7 OECD 單一參數判定優養化之標準

等級	總磷(ppb)	葉綠素-a(ppb)	透明度(m)
貧養	< 7.9	< 2.0	> 4.6
貧養~中養	8~11	2.1~2.9	4.5~3.8
中養	12~27	3.0~6.9	3.7~2.4
中養~優養	28~39	7.0~9.9	2.3~1.8
優養	> 40	> 10	< 1.7

表 3-8 Carlson 單一參數判定優養化之標準

等級	總磷(ppb)	葉綠素-a(ppb)	透明度(m)
貧養	< 12	< 2.6	> 4
中養	12~24	2.6~7.2	2~4
優養	> 24	> 7.2	< 2

利用模擬的結果來作入流磷系統遞減率與葉綠素 a 濃度之關係，可以做出以下兩個圖，並且利用美國環境保護署單一參數判定優養化之標準可以看出 93 年時大約在削減 40~50%時可以達到中養，而 94 年時大約削減 20~30%後可以

達到中養；而兩年削減大約 70~80%的時候才可以達到貧養的狀況。

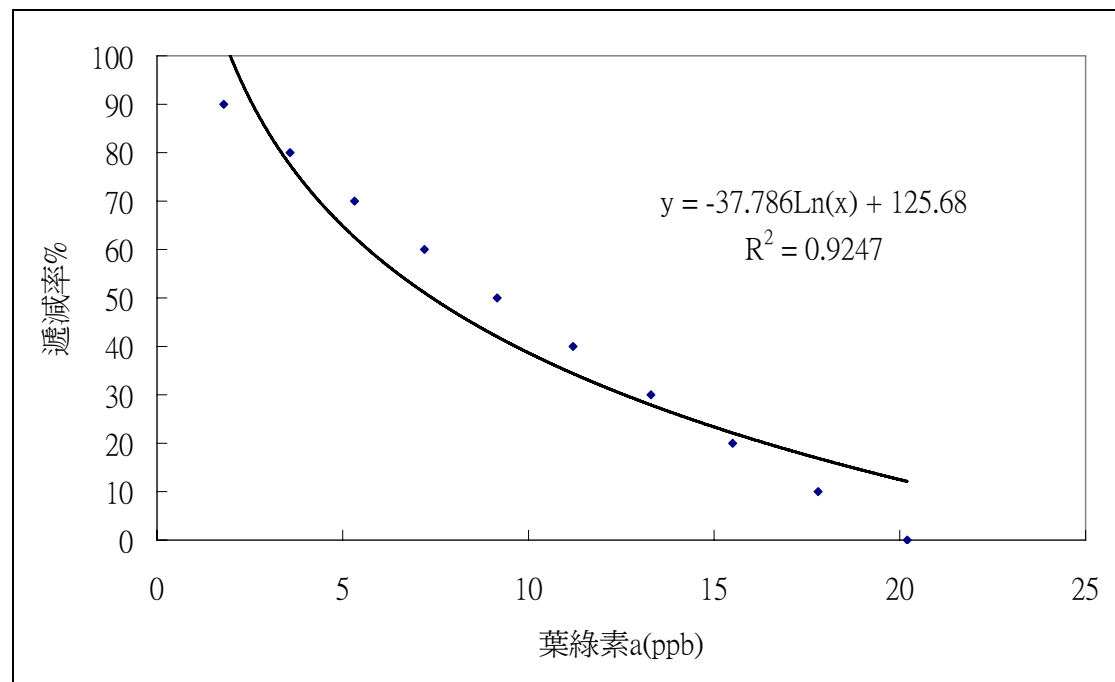


圖 3-24 新山水庫 93 年磷濃度濃度遞減率與水庫內葉綠素 a 濃度關係圖

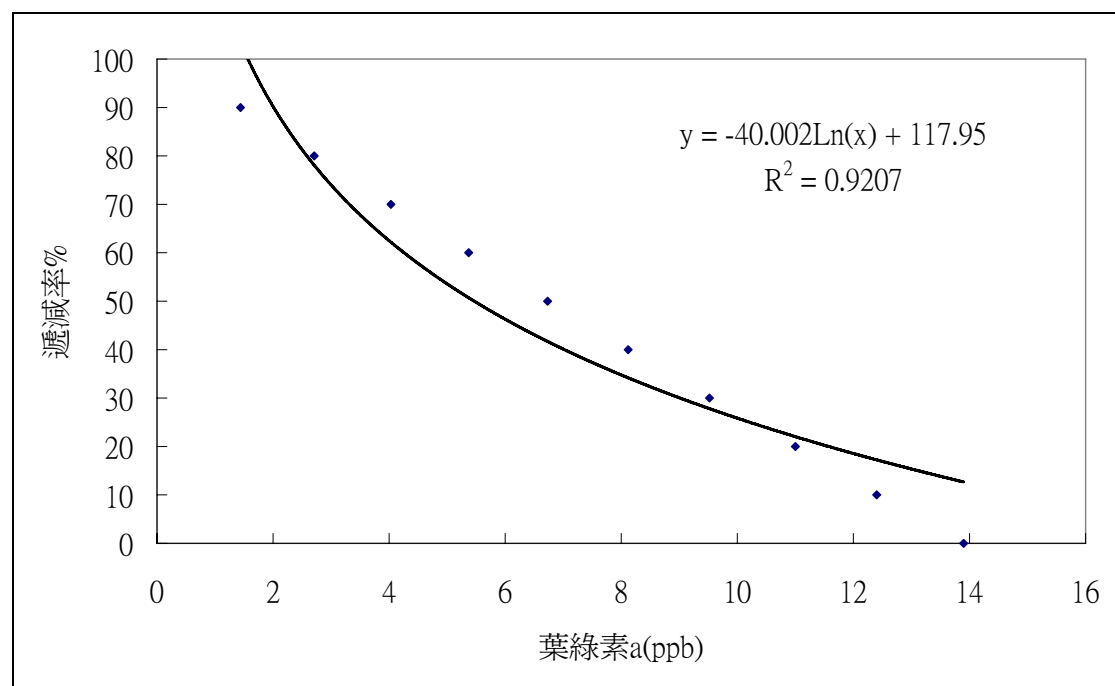


圖 3-25 新山水庫 94 年磷濃度濃度遞減率與水庫內葉綠素 a 濃度關係圖

表 3-9 WASP 模式應用於新山水庫水質模擬給定之參數值

K12C	20°C 時之硝化速率	0.01	1/day
K12T	硝化速度異於 20°C 之溫度調整係數	1.08	
KNIT	硝化速率氧限制之半飽和常數	2.0	mg O ₂ /L
K20C	20°C 時之脫硝速率	0.09	1/day
K20T	脫硝速率異於 20°C 之溫度調整係數	1.045	
KNO3	脫硝作用中氧限制之半飽和常數	0.10	mg O ₂ /L
K1C	光合浮游植物 20°C 飽和成長率	2.37	1/day
K1T	光合浮游植物異於 20°C 飽和成長率之溫度調整係數	1.008	
LGHTS	光模擬交換因子	1	
CCHL	光合浮游植物中碳與葉綠素之比值	30	mg/mg
IS1	光合浮游植物生長所需之飽和光密度大小	450	Ly/day
KMNG1	光合浮游植物生長之氮半飽和常數	0.1	mg-N/L
KMPG1	光合浮游植物生長之磷半飽和常數	0.001	mg-P/L
K1RC	光合浮游植物 0°C 時之內呼吸率	0.125	1/day
K1RT	光合浮游植物內呼吸率異於 20°C 之溫度調整係數	1.045	
K1D	非捕食光合浮游植物之死亡率	0.1	1/day
K1G	每單位光合浮游生物對光合浮游植物之攝食率	0.591	L/cell-day
NUTLIM	光合浮游植物生長之營養限制因子演算方法	0	
KPZDC	死亡光合浮游植物 20°C 下於底泥下之分解速率	0.02	1/day
KPZDT	光合浮游植物異於 20°C 於底泥下分解速率調整係數	1.08	
PCRB	光合浮游植物之碳磷比	0.025	mg/mg
NCRB	光合浮游植物之氮磷比	0.25	mg/mg
KMPHY	光合浮游植物之半飽和常數	0.5	mg-C/L
KDC	CBOD 在 20°C 時之去氧量	0.004	1/day
KDT	CBOD 之去氧量異於 20°C 之溫度調整係數	1.047	
KDSC	底泥中 CBOD 在 20°C 時之去氧量	0.0004	1/day
KDST	底泥中 CBOD 之去氧量異於 20°C 之溫度調整係數	1.08	
KBOD	CBOD 氧限制之半飽和常數	0	mg O ₂ /L
OCRB	光合浮游植物中氧與碳之比值	2.67	mg O ₂ /mgC
K2	20°C 時之再曝氣係數	1.5	1/day
K71C	溶解有機氮之礦化率	0.075	1/day
K71T	溶解有機氮之礦化率異於 20°C 之溫度調整係數	1.08	
KONDC	底泥中有機氮於 20°C 之分解速率	0.0004	1/day
KNODT	底泥中有機氮分解速率異於 20°C 之溫度調整係數	1.08	
FON	死亡與已呼吸光合浮游植物之比例	0.5	
K83C	溶解有機磷於 20°C 之礦化率	0.03	1/day
K83T	溶解有機磷異於 20°C 之溫度調整係數	1.08	
KOPDC	底泥中有機磷於 20°C 之分解速率	0.0003	1/day
KOPDT	底泥中有機磷分解速率異於 20°C 之溫度調整係數	1.08	
FOP	死亡與已呼吸光合浮游植物磷回復為有機磷之比例	0.3	

3.7.3 Ecopath 生態模式

湖泊生態系統同其他生態系統一樣，其中生物生產過程是開始於位在食物鏈始端的生產者(綠色植物和光合細菌)，它們利用太陽把二氧化碳、水和營養鹽合成有機物，透過食物鏈的各個階層的消費者傳遞於生態系統內。水庫的生態系統可分為五個營養階層，營養階層一為屑食者(Detritus)如蝦類等，營養階層二為生產者如植物性浮游生物 (phytoplankton)藻類等，營養階層三為初級消費者如動物性浮游生物(Zooplankton)及小型草食性魚類等，營養階層四為次級消費者雜食性魚類，營養階層五為肉食性魚類、鳥類等。

使用 Ecopath 的前提條件是(曾晴賢，1990)：系統中各單元(生物組)之質(能)量流動維持在穩定的狀態。生產量(production, P 值)均由其他單位或魚獲作用予以吸收，輸入的資料包含了各單位本身以及彼此間的關係[生物量(biomass, B 值)、食物組成(diet composition)]等。在電腦模型中要求每一單元之生物，應在下 5 項資料至少輸入 3 項：生物量(B)、單位生物量之生產量(P/B)、單位生物量之代謝消耗量(Q/B, Q 即 consumption)、生態利用效率(EE 即 ecological efficiency)以及食物轉換效率(GE 即 food conversion efficiency)。

(一)基本資料輸入(basic input)

首先將新山水庫生態系統內的生物分為四組生物單元：1.魚類(fish)；2.動物性浮游動物(zooplankton)；3.植物性浮游動物(phytoplankton)；4. 屑食者(detritus)。就今年捕撈的情形可以估算第一組生物單元魚類之生物量(由漁獲量估算t/km²year)、單位生物量之生產量(利用fishbase (www.fishbase.org)所查得的資料)，以及單位生物量之代謝消耗量(利用Palomares & Pauly(1989)所提出的方程式)計算：

$$Q/B = 3.06 \times W_a \times T_c^{0.6121} \times A_r^{0.5156} \times 3.53^{Hd}$$

W_a ：代表該種魚類中最大的濕重克數。

T_c ：為棲地平均溫度(°C)之代號，以 25°C 代入。

A_r ：魚尾鰭高度(H)的平方除上尾鰭面積(S)稱為尾幅比。

Hd ：為食物型態代號，0 表示肉食，1 表示草食性和屑食者

第二組生物單元動物性浮游動物利用今年所測得之平均量可得到B值約在 0.53 (t/km²year)，而新山水庫中之動物性浮游生物主要以支角類、橈角類和輪蟲為主，在湖泊中P/B值為 14 左右(waters,1977)，由於水庫可視為一人工湖泊，在此以 16 為輸入值。Q/B值之估算利用P/B除以Q/B值等於食物轉換效率(food conversion efficiency)之方式，一般生物之食物轉換效率介於 0.1~0.3 之間，即生物之攝食代謝量為生產量的 3 到 10 倍(Christensen & pauly, 1992)。因此 (P/B)/(Q/B)值取 0.26 落在 0.1~0.3 之間，換算可得Q/B值 $16 / 0.26 = 62$ ，以 62 為輸入值。

第三組植物性浮游生物可經由葉綠素 a 的值與動物性浮游生物細胞數來計算。

Chl a : C = 25 : 1

C : DW(乾重) = 1 : 2.5

DW : WW(濕重) = 1 : 5

→chl a : W = 2 : 1

—以生物鏈方式淨化水庫水質

圖 3-26 新山水庫生態系統內各單元生物量(Biomass)、單位生物量之生產量(Production/Biomass)、單位生物量之代謝消耗量(Consumption/Biomass)、生態利用效率(Ecotrophic efficiency)之基本資料輸入圖

在輸入完基本資料之後，Ecopath 要將食物組成矩陣輸入，程式才有辦法模擬一個穩定的生態系統。這裡的資料是由魚類胃內含物及 FishBase 所查得知數字來估計。

	Prey \ Predator	1	2
1	Fish	0.080	
2	Zooplankton	0.520	0.030
3	Phytoplankton	0.230	0.470
4	Detritus	0.170	0.500
5	Import		
6	Sum	1.000	1.000

Basic input	Diet composition	Detritus fate	Other production	Fishery	Growth	Units

圖 3-27 新山水庫生態系統內各單元之食物組成矩陣設定值圖

(三)初步結果分析(Basic analysis)

程式中計算之生態利用效率(Ecotrophic efficiency；EE)都是合理的值，因為EE=1.0時，代表無自然死亡(飢餓、老化等因素死亡)。根據程式所計算出來各生物單元之平均營養階層(Trophic level)最高階者為魚類，其值為2.67，浮游動物營養階層的值為2.03，浮游植物(生產者)的營養階層值為1.0，與利用生態學定義中，營養階層是指食物鏈中某特定層中的所有有機體，利用食性關係調查中，假設生產者為1.0，每經過一階層就加上1的方式，例如在樹葉→毛毛蟲→鼯鼠→老鷹的食物鏈中由左至右來看，樹木是初級的生產者(第1營養階層)，而毛毛蟲是主要消費者(第2營養階層)，下一批的動物則為鼯鼠(第3營養階層)。此處我們人為估計魚的營養階層為3有一小段差距，而浮游動物與浮游植物則相當的接近。這是跟系統內之基本輸入值，以及食物組成矩陣百分比和能量消耗有關。相較於一般河川生態模擬系統而言，新山水庫是屬於相當簡單的生態系統。

以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)
 —以生物鏈方式淨化水庫水質

	Group name	Trophic level	Habitat area	Biomass in habitat area (t/km ²)	Biomass (t/km ²)	Prod./biom. (/year)	Cons./biom. (/year)	Ecotrophic efficiency	Production / consumption
1	Fish	2.67	1.000	0.0600	0.0600	2.140	23.800	0.890	0.090
2	Zooplankton	2.03	1.000	0.530	0.530	16.000	62.000	0.204	0.258
3	Phytoplankton	1.00	1.000	0.0380	0.0380	830.139	-	0.500	-
4	Detritus	1.00	1.000	1.000	1.000	-	-	0.740	-

Basic estimates

Key indices

Mortalities

Consumption

Respiration

Niche overlap

Electivity

Search rates

Fishery

圖 3-28 新山水庫生態系統之初步結果圖(被框的是系統計算的值)

程式歸納出死亡係數(Mortality coefficients ; Z)

$$Z = F + M_0 + M_2 + BA + N$$

其中 F 為漁獲死亡率(Fishing mortality rate)，M₀ 代表其他死亡率如老死、飢餓等(Other mortality rate)，M₂ 為被捕食死亡率(Predator mortality rate)，BA 為生物量積率(Biomass accumulation)，N 為淨遷移率(Net migration rate)。由於系統之基本假設並不考慮捕魚、生物量積及遷移情形，因此這三項為 0。

各項生物單元面對補食者的壓力與對食物競爭的指標，以及新山水庫在系統中所獲得的相對能量流，可推算各生物單元之平均營養階層，各營養階層之轉換效率(transfer efficiency)等，可以從以下三個圖中看見。

以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)
 —以生物鏈方式淨化水庫水質

Mortality coefficients		Predation mortality	
	Prey \ Predator	1	2
1	Fish	1.904	-
2	Zooplankton	1.401	1.860
3	Phytoplankton	8.643	406.426

圖 3-30 將各生物被捕食之死亡係數再加以細分，可視為各項生物單元面對捕食者的壓力與對食物競爭的指標圖

Prey overlap		Predator overlap		
	Group name	1	2	3
1	Fish	1.000	-	-
2	Zooplankton	0.569	1.000	-
3	Phytoplankton	0.021	0.772	1.000

圖 3-31 生態棲位重疊之關係，面對捕食者上，各生物在生態棲位上重疊關係圖

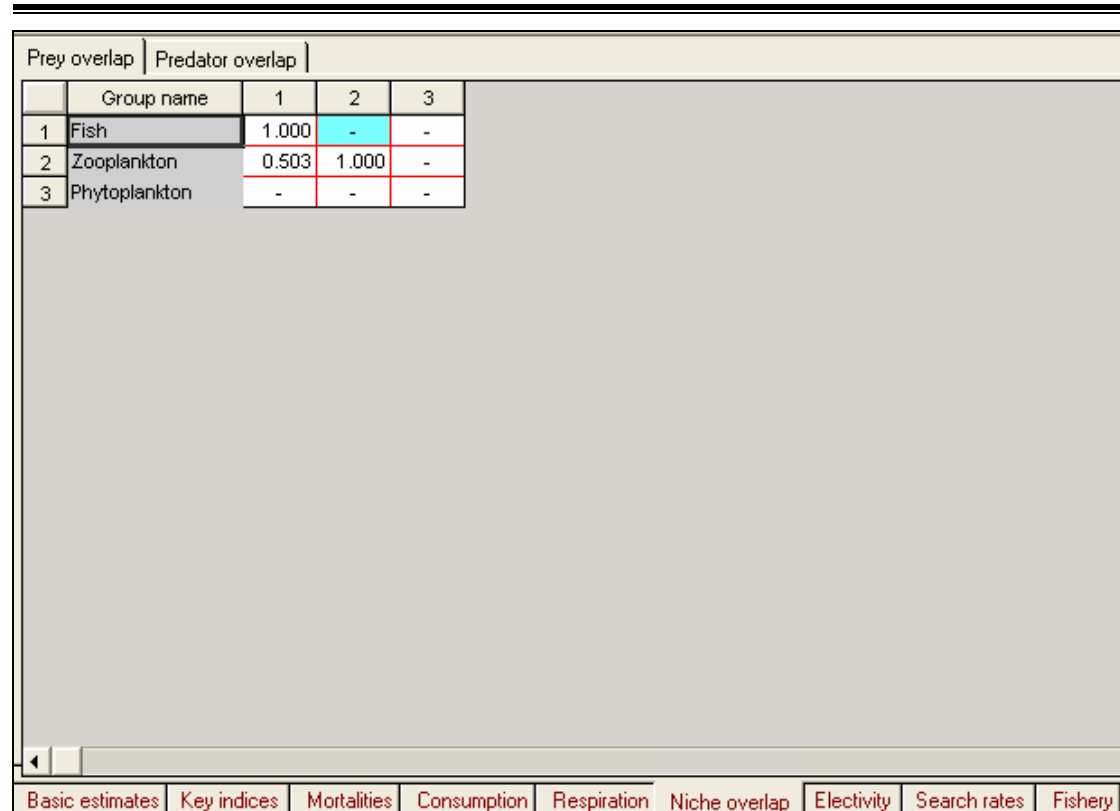


圖 3-32 生態棲位重疊之關係，面對食物來源競爭上，各生物在生態棲位上重疊關係圖

下表為水庫生態系統模擬之參數總表。整個系統的初級生產量除總呼吸量 (total primary production/total respiration) 為 1.228，當一系統達到成熟狀態時，全部初級生產量會非常接近獲等於總呼吸量的消耗，因此可知新山水庫已經接近成熟狀態。而新山水庫中的系統中淨生產量(net system production)為 5.866，代表生產量大於所消耗的能量，這也是造成水質優養的因素，因為生產出來的能量並沒有辦法被浮游動物以及魚類給消耗掉，而這多的部分也就是造成了水質的優養。

表 3-10 新山水庫生態系統模擬之參數總表

消費量總值	Sum of all consumption	34.288	t/km2/year
輸出量總值	Sum of all exports	5.866	t/km2/year
呼吸量總值	Sum of all respiratory flows	25.680	t/km2/year
流向腐屑量總值	Sum of all flows into detritus	22.538	t/km2/year
系統流動總能量	Total system throughput	88.000	t/km2/year
平均生產總量	Sum of all production	40.000	t/km2/year
漁獲營養階層	Mean trophic level of the catch	-	
漁獲總效益	Gross efficiency (catch/net p.p.)	-	
初級生產量總和估算值	Calculated total net primary production	31.545	t/km2/year
初級總生產量/總呼吸量	Total primary production/total respiration	1.228	
系統生產量	Net system production	5.866	t/km2/year
初級生產量/總生物量	Total primary production/total biomass	50.231	
總生物量/流動總能量	Total biomass/total throughput	0.007	
總生物量(不含腐屑)	Total biomass (excluding detritus)	0.628	t/km2
總漁獲量	Total catches	-	t/km2/year
食物鏈連接指數	Connectance Index	0.778	
系統雜食性指數	System Omnivory Index	0.031	

3.7.4 綜合比較與結論

WASP 水質模式所採用之生化反應系統即是以藻類為中心之優養模擬，其中與生態相關的參數只有一個每單位光合浮游生物對光合浮游植物之攝食率(K1G)，因此本計畫經過各項評估後，希望將珍珠貝放入水庫中，利用珍珠貝對浮游植物的攝食，降低葉綠素 a 的量後，使其符合美國環境保護署單一參數判定優養化之標準，當葉綠素 a 降到 10ppb 以下時，可以達到中養的品質；當葉綠素 a 降到 4ppb 的時候，可以達到貧養的品質。

因此先利用 WASP 的每單位光合浮游生物對光合浮游植物之攝食率(K1G)參數調整，使其在 93 年的最大值不會超過 10ppb 時，計算其攝食率與原本攝食率的狀況相比，換算為 Ecopath 4.0 的浮游植物被捕食死亡率(Predator mortality rate)，最後可以得到生物量(Biomass)的量，並且利用這個量來推估大約要放置多少的量的珍珠貝進入水庫中才可以達到效果。

經過計算的結果要使水庫中的葉綠素 a 降低至中養品質時，需要放置 3000 顆左右的珍珠貝種苗進入水庫中；如果要使水庫水質達到貧養的品質，則大約要

在水庫內放置 18400 顆左右的珍珠貝種苗進入水庫。經過計算後可以利用回歸的方式得到以下珍珠貝顆數與葉綠素濃度的方程式。

$$y = -17928\ln(x) + 42618$$

其中 y 為顆數，x 為葉綠素 a 的濃度[ppb]

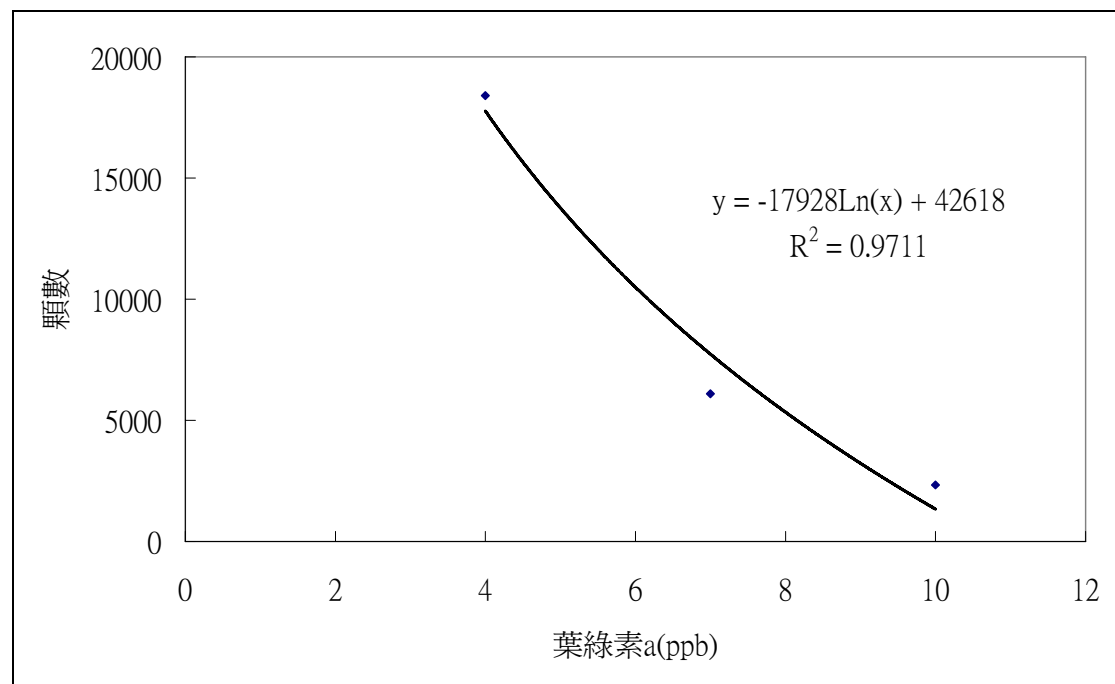


圖 3-33 新山水庫珍珠貝數量增加與水庫內葉綠素 a 濃度關係圖

第三章摘要

要利用生物鏈來控制水庫水質就必須先對水庫生態背景資料之收集與建立，首先先以翡翠水庫當作例子，進行水質及生態背景資料之收集與建立，利用各類方法與指標來進行評估，本章特別將相關的指標收集列出。

並且針對新山水庫，以 3 個模式進行水庫模擬，包含 Vollenweider 零維總磷質量平衡模式、WASP 水庫水質模式，以及 Ecopath 生態模式等三種模式。由 Vollenweider 與 WASP 模擬水質的結果可發現，模擬值與實測兩者有相同的趨勢，顯示此模式適用於新山水庫，生態模式 Ecopath 模擬得知新山水庫是一個相對接近成熟的生態系統，水庫中族群變化相對的穩定。本研究進一步將 Ecopath 結合 WASP 模式，模擬放置珍珠貝於水庫中，利用其攝食藻類的特性，來改善新山水庫的水質狀況之效果。

第四章 國內水庫水質現況、問題及診斷方法

4.1 國內水庫水質現況

根據環保署近三年來對臺灣地區主要水庫之水質監測資料分析結果顯示(見圖 2-1)(環保署, 2005), 已有超過一半的水庫呈現優養化現象(季平均), 包括石門水庫、新山水庫、寶山水庫、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(見圖 2-2)。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)。

在去年之環保署委辦計畫(郭振泰等, 2005), 曾對上述 11 座重要水庫進行內外部總磷負荷推估。由研究結果顯示, 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。欲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。

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。

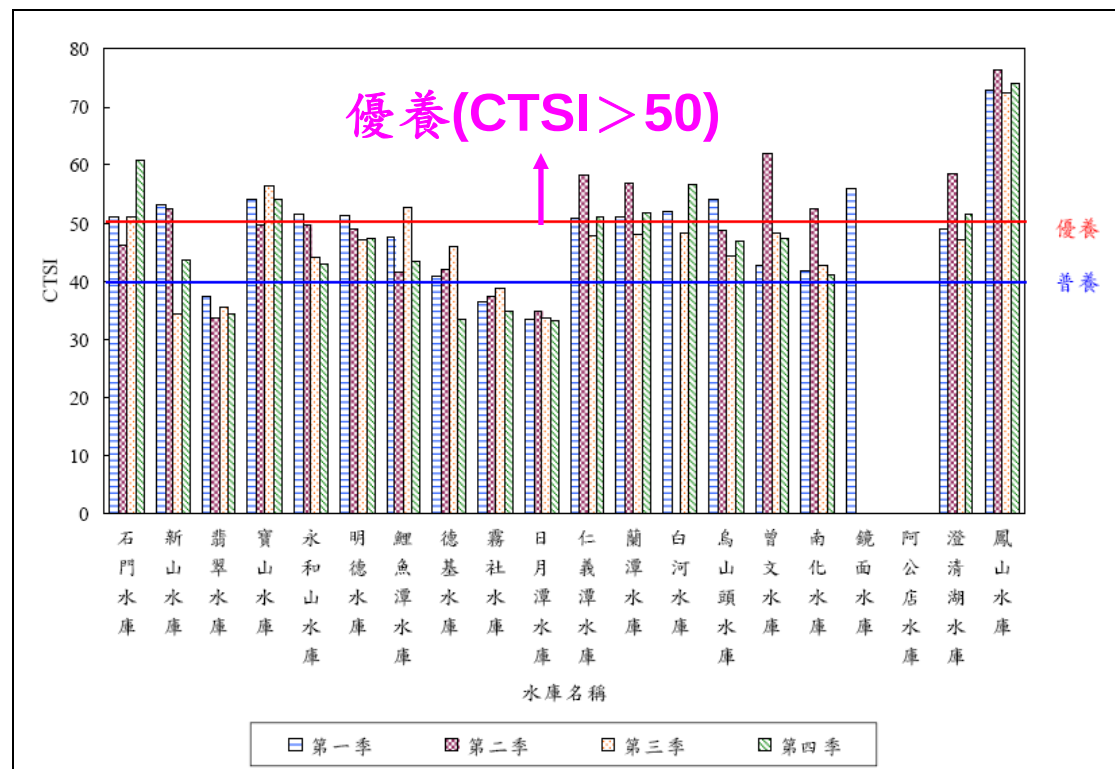


圖 4-1 93 年度臺灣地區主要水庫卡爾森優養指數比較圖
(資料來源：環保署環境資料庫，<http://edb.epa.gov.tw/>)

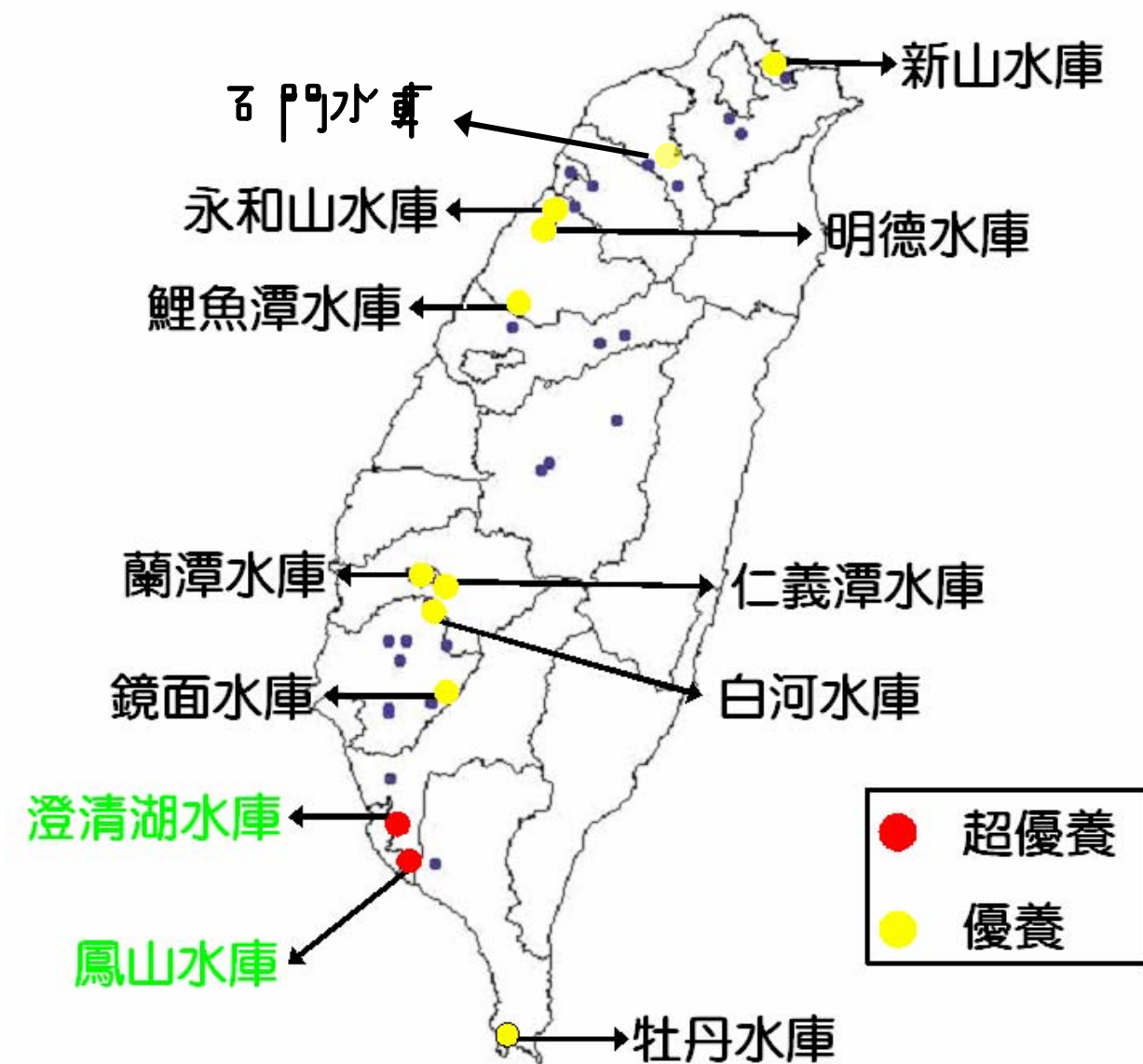


圖 4-2 93 年度臺灣地區主要水庫優養現況

4.2 國內水庫問題及診斷方法

4.2.1 藻類相之現況、問題及診斷方法

4.2.1.1 藻類相之現況

國內水庫之藻類相資料並不齊全，環保署於 72-76 年間進行過全國水庫之藻類普查(莊進源等，1984~1987)，之後就僅在少數水庫如翡翠水庫(吳俊宗等，1986~2005)、曾文水庫(溫清光等，2003)、石門水庫(陳有祺等，2003~2005)、德基水庫(陳秋楊等，1999~2005)、明德水庫(周昌弘等，1999)、牡丹水庫(郭振泰等，2003)、永和山水庫、鯉魚潭水庫、仁義潭及烏山頭水庫(吳等，2001)等少數水庫有較新的調查資料。整體而言，藻類相的資料並不完整，對於要釐訂政策或進行生態工法等措施所需的資料顯得不足。

在去年之環保署委辦計畫(郭振泰等，2005)，曾對國內 11 座重要水庫(包括新山、永和山、明德、鯉魚潭、仁義潭、蘭潭、白河、鏡面、鳳山、澄清湖、牡丹等水庫)有較新的藻類資料。由研究成果顯示，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，並經常形成藻華現象，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。其大量滋長的主因是有機污染所造成，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。

4.2.1.2 藻類相之問題

根據郭振泰等 (2005)在國內 11 個主要水庫所做的調查發現，多數水庫已呈優養化現象，多數水庫出現微囊藻(*Microcystis*)等可能產生毒素和異味的藍綠藻，林財富(2005)的報告也證實這些問題存在於國內多數水庫中，雖然水公司及水庫管理單位利用放流措施，將大部份這些藻類攔留於水庫，而未使它們進入自來水的取水水源，但是這些藻毒和異味問題已使我們不得不重視。

4.2.1.3 藻類相問題之診斷方法

前述有關國內藻類問題主要係毒素和異味，此類問題主要由藍綠藻所引起，而產生這類問題的藻種資料過去主持人(吳俊宗)已有一些研究和報告。因此，已可以從鑑定藻種而作為診斷藻類問題之第一階段方法。

前述會產生問題之藍綠藻有個共通性質，即除須有磷鹽外，都是喜好在有有機污染的水域環境下快速。因此，可以從分析水質中的有機碳、有機氮和氨氮等含量濃度，即可以用此類水質參數作為診斷之指標。

4.2.2 浮游生物、節肢動物、魚貝類及其他水中生物相現況－以石門水庫為例

4.2.2.1 浮游動物

石門水庫內與集水區的浮游動物的種類包括原生動物、輪形動物、甲殼動物與環節動物(貧毛剛)等大類，其中又以輪形動物及甲殼動物居多。春季的浮游動物種類以多枝輪蟲的數量最多，其次是橈腳類動物的無節幼蟲，夏季則以橈腳類動物的無節幼蟲數量最高，且均分佈於表層及中層的水域。浮游動物的數量會在春季明顯升高，而夏秋兩季則大量減少。

4.2.2.2 底棲生物

2005 年調查結果，石門水庫內各點顯示有不同生物種類的組成，且亦有季節性的變化，所得之結果為蝦蟹螺類計有 5 目 12 科 17 種，其中有田螺科的石田螺及圓田螺，有錐實螺科的小錐實螺，有錐捲科的錐捲螺，有福壽螺科的福壽螺，扁蝸科的圓口扁蝸，蜆科的花蜆，殼菜蛤科的湖殼菜蛤，有長臂蝦科的粗糙沼蝦、南海沼蝦、貪食沼蝦、日本沼蝦與臺灣沼蝦，有匙指蝦科的擬多齒米蝦及多齒新米蝦，有螯蛄科的克氏原螯蛄，有溪蟹科的黃綠澤蟹及日月潭澤蟹，與華溪蟹科的拉氏清溪蟹等。水庫內主要以湖殼菜蛤(*Limnoperna fortunei*)出現較多且為廣，而集水區則均有分佈。

4.2.2.3 水生昆蟲

石門水庫內計有水生昆蟲 8 目 35 科，每季與地點水生昆蟲分佈都不相同，春季各點水生昆蟲達到最高，但秋季數量則下降，有明顯的季節變化。下游以雙翅目的搖蚊科、大蚊科及蚋科為優勢種，水質乾淨的水域則以毛翅目的流蠶科、長鬚石蠶科與介石蠶科，浮游目的扁浮游科、四節浮游科及噴翅目的短尾石蠅科

為優勢。

4.2.2.4 魚類

石門水庫內調查魚類以竿釣漁法、底延繩釣魚法、刺網魚法及蝦籠法，得知全庫魚類種數計有 6 目 10 科 26 種，其包括鯉目鯉科的臺灣石鱸、臺灣鏟頰魚、粗首鱨、魚密、臺灣馬口魚、草魚、羅漢魚、高體鰱鰻、日本鰱、白鰱、鯉，平鰭鰻科的臺灣櫻口鰻、臺灣間爬岩鰻，鰻科的中華花鰻、泥鰻，胡瓜目胡瓜魚科的香魚，鯰形目鯰科的臺灣鯰，鱸形目慈鯛科的吉利吳郭魚、鰱科的七星鰱、蝦虎科的極樂吻蝦虎，合鰓魚亞目合鰓魚科的黃鰱，鰻鱺目鰻鱺科的日本鰻鱺。而集水區以電魚器為主要的採樣法，並輔以竿釣、魚籠及蝦籠採樣及潛水觀察，得知集水區魚類種數計有 5 目 8 科 27 種，並無季節性的變化，其包括鯉目鯉科的臺灣石鱸、臺灣鏟頰魚、粗首鱨、魚密、臺灣馬口魚、草魚、羅漢魚、高體鰱鰻、日本鰱、白鰱、鯉，平鰭鰻科的臺灣櫻口鰻、臺灣間爬岩鰻，鰻科的中華花鰻、泥鰻，胡瓜目胡瓜魚科的香魚，鯰形目魚危科的臺灣鯰，鱸形目鰱科的斑鰱，慈鯛科的吉利吳郭魚，蝦虎科的褐吻蝦虎、極樂吻蝦虎、明潭吻蝦虎、短吻褐斑蝦虎及臺灣吻蝦虎。但艾莉颱風過後，因對庫區與集水區造成非常大的影響，土石流、高濁度水體以及上游帶入的漂流物，導致水庫內與集水區魚類數量與種類急劇的減少。

第四章摘要

根據環保署近三年來對臺灣地區主要水庫之水質監測資料分析結果顯示，已有超過一半的水庫呈現優養化現象，包括石門水庫、新山水庫、寶山水庫、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。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)。

在去年之環保署委辦計畫，曾對上述 11 座重要水庫進行內外部總磷負荷推估。由研究結果顯示，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。欲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。

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、社區及居民活動、觀光遊憩等各種污染。以上這些污染源，大部份屬於非點源污染物，最顯著的非點源污染負荷，乃為暴雨初期的沖刷。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。

第五章 先進國家以生物鏈方式淨化水庫水質 之案例分析

河川、湖泊與水庫為陸域的珍貴淡水資源，故其優養化的現象為世界各國所關注之環境問題。自然環境中水域內的養分，特別是氮與磷，隨著時間推演而慢慢增加的現象和過程，即稱之為優養化，是一種原本就存在之自然現象。自然界需要上千年的時間進行此過程，但受人為活動影響，污染物或營養鹽被大量地排放，加速了優養化的形成。優養化除不僅會在淡水水域發生外，海洋也會有優養化的現象發生。優養化最直接的影響在於造成大量藻類的增生，且不論是在淡水或海洋，皆會造成水域系統內物種組成與化學、物理的性質改變(Hietala *et al.*, 2004)。這些大量的藻類死亡後，微生物必須消耗水中大量的氧氣用以分解這些有機體，使得其它水中生物因缺氧而窒息死亡。隨著更多生物的死亡、腐敗，水體顏色漸深、濁度增加，甚而發出臭味，水質逐漸惡化，而影響了人類及其它生物的生存環境與飲用水資源。

5.1 營養鹽來源與優養化成因

自然環境中的生物有許多生存上的限制因子，包括生物、氣候、養分等，而水域中最主要的養分限制因子是氮、磷、矽與鐵。其中，生態系中可被生物直接利用的鐵非常少，且其相關研究也不多。而氮、磷、矽的自然來源主要可分成大氣的沈降、河流的輸入與地下水的供應(Jickells, 2005)，海洋則還受湧昇流的影響(Feuerpfeil *et al.*, 2004)。

營養鹽依來源可分為自然作用與人為因素，依類型又可分為點源與非點源性兩大類。一般而言，磷比氮更容易成為生物的限制元素(Bechmann *et al.*, 2005)，所以會造成優養化的原因主要大都是因為磷的大量輸入(Kontas *et al.*, 2004)。大部分因素是由於近年來人為的影響，大量的氮化合物已被排放至自然環境中，使得氮含量大幅提高，造成許多湖泊從氮限制轉為磷限制的狀態(Bergström & Jansson, 2006)。磷除少量是由自然作用生成外，大部分也都是因為人為活動所造成，包括遊憩、工業、農業、畜牧、養殖及家庭的排放等，都是其主要來源(Wang & Liu, 2005)。這些物質一部份會藉由大氣沈降的方式進到自

然環境(Bergström & Jansson, 2006)，一部份則是經由陸地上表面徑流的攜帶輸入(Bechmann *et al.*, 2005)。

然水體本身內部磷的主要來源之一是來自底泥的釋出，尤其是底棲性魚種，譬如鯉魚等鯉科魚類，更會翻攪底泥而加速磷自沈積物釋放至水中(Hansson *et al.*, 1998; Persson *et al.*, 1999)。而藉由食物鏈，當磷被浮游植物或動物吸收再被魚類攝食後，雖有部分的磷將被轉換成生物量形式儲存於魚體中，但隨魚種不同，將會有一部份的磷再度被分泌或以糞便及尿液的形式排放至水體；所以魚類的代謝與分泌亦是其另一項來源(Mehner *et al.*, 1998)。而若水體的 pH 值上升時，也會加速磷自底部沈積物溶解至水中(Bechmann *et al.*, 2005)。這些自底泥釋放與魚體代謝產生的磷，都是水體中磷的內部再循環現象，並無法直接使磷自整個水域系統中消失或減少；而當外界的磷卻又不斷地輸入時，將會使得磷在水中的含量不斷地累積。

5.1.1 大氣沈降【北美與歐洲】

Bergström & Jansson 回顧近年相關於優養化的文獻，針對北美與歐洲地區 4,296 個受大氣中無機氮沈降影響之湖泊進行比較，並從中選出 515 個具有完整葉綠素與營養鹽資料之湖泊深入探討(Bergström & Jansson, 2006)。

湖泊中葉綠素 a 與總磷濃度的比值，可用來指示氮的輸入是否是造成湖泊優養化主要成因。倘若湖泊是在氮限制的狀況下，氮的輸入將會提高葉綠素 a 與總磷濃度的比值；反之，若湖泊是在磷限制的狀態，則此比值將不受氮輸入的影響而改變。葉綠素 a 的濃度常用來當作浮游植物生物量的一個重要指標，但此值常存在著系統內的變異與季節性的變化。因為不同的浮游植物有不同的葉綠素含量；且即使是同一種浮游植物，於不同的季節或生存環境，其葉綠素的含量也會隨之改變。為排除此變異，Bergström & Jansson 從上述湖泊中選出 86 個位於瑞典的湖泊進行採樣，進行葉綠素濃度 ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 與浮游植物生物量 (PB, $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) 的相關分析，推出兩者的迴歸式以作為後續比較的基礎 ($\text{Chl-a}=2.58 \text{ PB}+2.47$, $r^2=0.82$)。而其它影響浮游植物生物量的因子，如湖水更新時間、光照與浮游動物攝食，經前人研究調查結果皆認為都未若營養鹽影響明顯，故暫且忽略不計。

經由前人文獻的結果比較發現，湖泊中的無機氮濃度與大氣濕沉降中的無機氮（wet DIN-deposition）濃度有顯著相關（ $r^2=0.7$ ）（圖 5-1）。當濕沉降的無機氮輸入量梯度增加 10 倍，亦即從每年每平方公里 150 公斤增加至 1,500 公斤時，湖泊內的無機氮濃度將增加 30 倍，也就是從 $20 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 遞增至 $650 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在濕沉降所造成的影響中，除本身所含無機氮的直接輸入外，其造成集水區陸域內氮的流入，也是促使湖泊中氮濃度提高的原因之一。由分析的結果發現，相對於低沉降量的地區，濕沉降中的氮輸入量越大，湖泊裡的浮游植物生物量就會越高。再以葉綠素 a 與磷的比值來看，當大氣濕沉降中的氮輸入量越高，此比值也會隨之提高，代表浮游植物是呈現增加的情形（圖 5-2）。由上述結果得知，所分析的這些湖泊是處於氮限制的狀態，其優養化的主因是由於氮的大量輸入所造成。從 20 世紀至今，人類活動排放大量的氮化合物至大氣中，遠超過了自然原本的水平。這些含氮物質經濕沉降的過程直接輸入到湖泊中，使北半球處於氮限制的湖泊開始出現優養化的現象，浮游植物生物量也跟著攀升。另外的一個影響是氮磷比在這些湖泊的改變，會使其由氮限制的狀態轉為磷限制的情形。

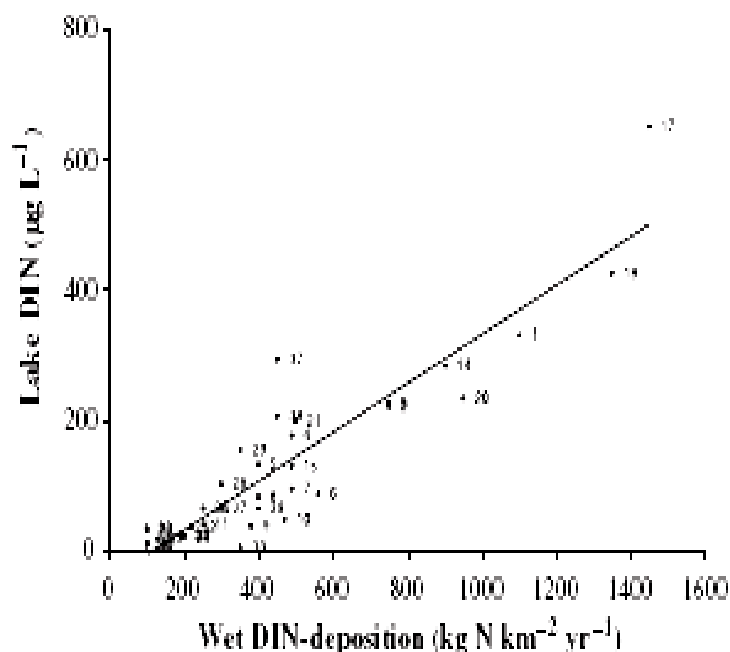


圖 5-1 北美與歐洲地區湖泊中的無機氮濃度（Y）與大氣濕沉降中的無機氮濃度（X）有顯著相關（ $r^2=0.7$ ）(Bergström & Jansson, 2006)。

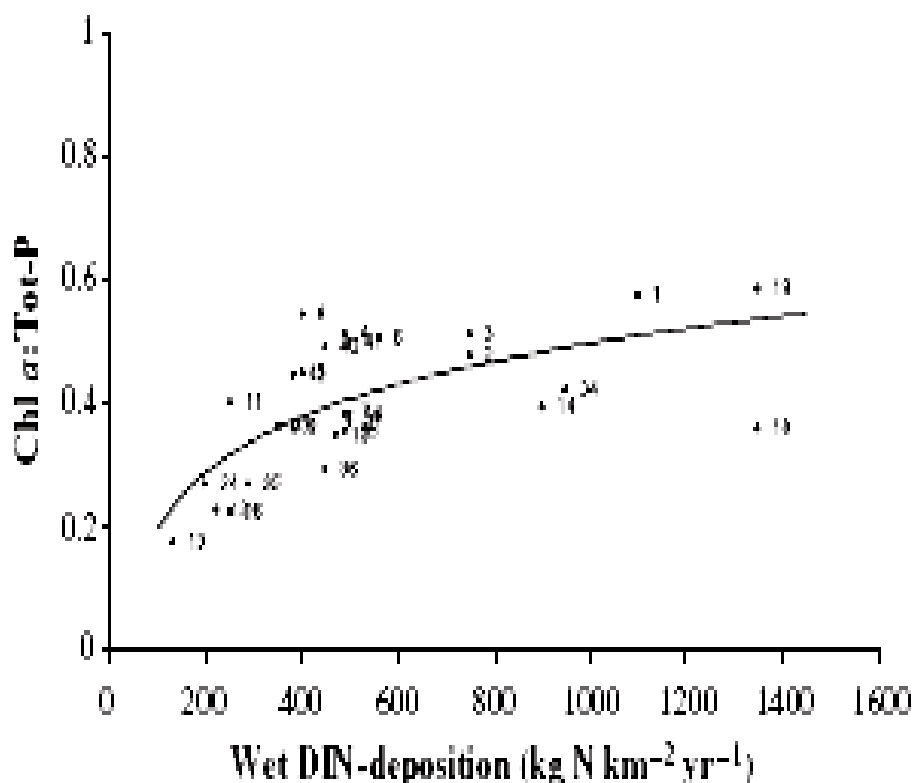


圖 5-2 當大氣濕沉降中的氮輸入量越高 (X)，湖泊中葉綠素 a 與磷的比值 (Y) 也會提高，代表浮游植物是呈現增加的情形，亦代表這些湖泊是處於氮限制的狀態(Bergström & Jansson, 2006)。

5.1.2 魚類產生【德國】

德國的 Bautzen Reservoir 也是含高營養鹽的湖泊，於 1981 年時就已使用生物控制法來淨化水質，是全球率先實行優養化控制的大型水庫之一(Hansson *et al.*, 1998)。

Bautzen Reservoir 位於德國東部，Dresden 城東北方 70 公里處。其面積之大達 533 公頃，最大深度 12 公尺，平均深度為 7.4 公尺；底部為泥質 (muddy)，僅有非常少量的水生植物著生。自 1990 控制磷的排放量後，進入到水庫的量已有明顯減少，但每年每平方公尺仍有 1.38 公斤的總磷輸入其中(Mehner *et al.*, 1998)。

於 1994 年時，為探討魚類對水庫中磷循環的影響，以及不同魚種和不同食物的供應，是否對魚類在磷的循環上有不同程度的貢獻，Mehner *et al.*便在此水庫以每月兩次的頻率，在不同的水深進行各項參數的監測。包括溶解性反應磷

(soluble reactive phosphorus) 的含量測定，浮游植物、浮游動物與底棲生物的生物量估算與種類鑑定，年齡一年以下的歐鯉 (*Rutilus rutilus*, Roach)、河鱸 (*Perca fluviatilis*, Perch)、梭鱸 (*Stizostedion lucioperca*) 和梅花鱸 (*Gymnocephalus cernuus*, Ruffe) 等魚類的體長、生長率與食性分析。之後所得數值再利用模式 (balanced bioenergetics) 估算這些因子對水體內磷循環的影響與彼此間的相互關係(Mehner *et al.*, 1998)。

溶解性反應磷從 5 月到 8 月間是呈現較低的濃度值，約 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，到 9、10 月時就會開始逐漸增加。而外界的磷輸入量是在 7 月時有最高的值，每日達 $5.2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ ，而在春季與夏末時會較低 (圖 5-3)。

浮游植物的生物量從 5 月到 8 月初時維持在一個很低且穩地的值，為 $2.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 濕重。但在 8 月中旬以後，所有浮游植物包括微囊藻，都出現一個遽增的高峰值，到 10 月中後才又下降至之前水平 (圖 5-3)。

水蚤類中的 *Daphnia galeata* 在 5~6 月時，是浮游動物中最優勢的族群，並在 5 月 25 日時達最高生物量 $7.97 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的濕重；6 月底後開始連續性的降低，到 7 月中下旬時幾近消失。小型枝角類 (cladocerans) 浮游動物的生物量，主要為長額象鼻蚤 (*Bosmina longirostris*)；其春季時的量並不高，但在 7 月中時數量會開始增加，直到 9 月時有最高峰值，為 $5.35 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的濕重。其它的浮游動物，包括橈角類 (copepods) 與輪蟲 (rotifers)，在調查的各個季節裡，生物量都低於 $1.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的濕重。整體而言，浮游動物全部的生物量在 7~8 月時是呈現出最低的情形 (圖 5-3)。

在底棲動物的部分，搖蚊幼蟲 (chironomid larvae) 的生物量於 5 月中至 8 月中時，都維持在每平方公尺濕重 10 克以上；而 8 月下旬至 9 月則下降到每平方公尺濕重 4 克左右 (圖 5-3)。寡毛類動物 (oligochaeta) 亦是在 5 月至 7 月時的數量較高，最大量為 5.3 克的濕重，高於 8、9 月時最高每平方公尺之 0.84 克的濕重 (圖 5-3)。若整體言之，底棲動物全部的生物量在 8 月中至 9 月中時是呈現出最低的現象。

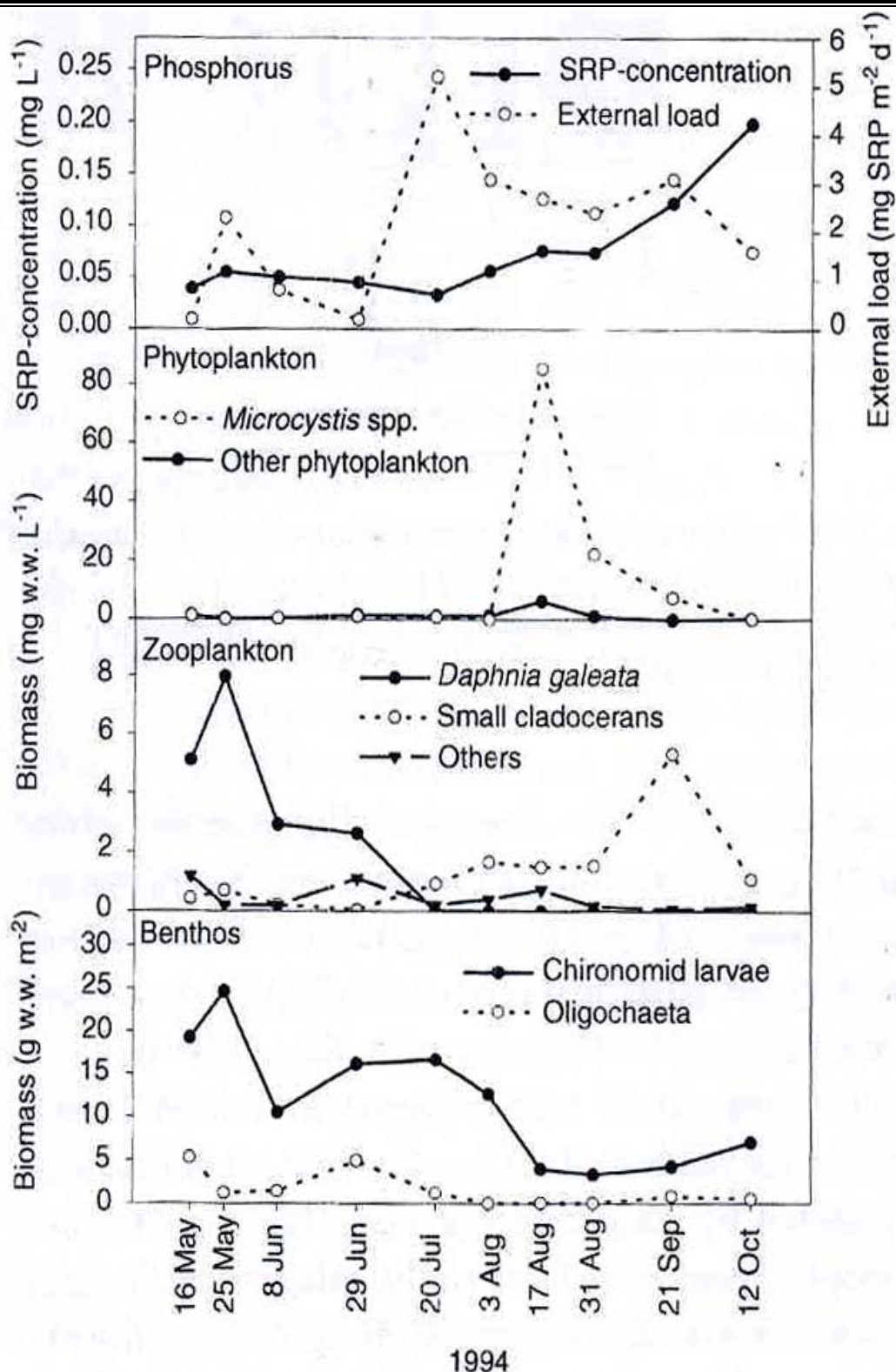


圖 5-3 德國 Bautzen Reservoir 內的磷輸入與浮游植物、浮游動物和底棲動物生物量 (Y) 的季節消長情形(Mehner *et al.*, 1998)。

以拖網方式所捕獲的魚種中 (n = 465)，佔較多數量的是歐鯉的 37.5%及河鱸的 33.2%；而梭鱸 24.4%與梅花鱸的 4.9%則佔較低的比例。但若以流刺網

方式 ($n = 12,964$)，則河鱸的比例會佔最高為 69.1%，其次為歐鯉的 16.1% 與梅花鱸的 14.6%，而梭鱸只有 1%。而由於梭鱸的捕獲量過低，故其後的分析將不與列入探討。在捕獲起的歐鯉中，體長會從 5 月時的 4 公釐增加到 9 月中的 71 公釐。河鱸在 6 月到 7 月中前的體長會明顯大於歐鯉與梅花鱸，而河鱸與梅花鱸的成長則會在 8 月時減緩，到 9 月時，這兩種魚體長都會比歐鯉來的小，約 51 公釐（圖 5-4）。在整個捕撈的時段裡，以濕重計算，每日相對的體重增加率最大的是歐鯉的 $0.068 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$ ，其次是梅花鱸的 $0.055 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$ ，及最低的是河鱸 $0.032 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

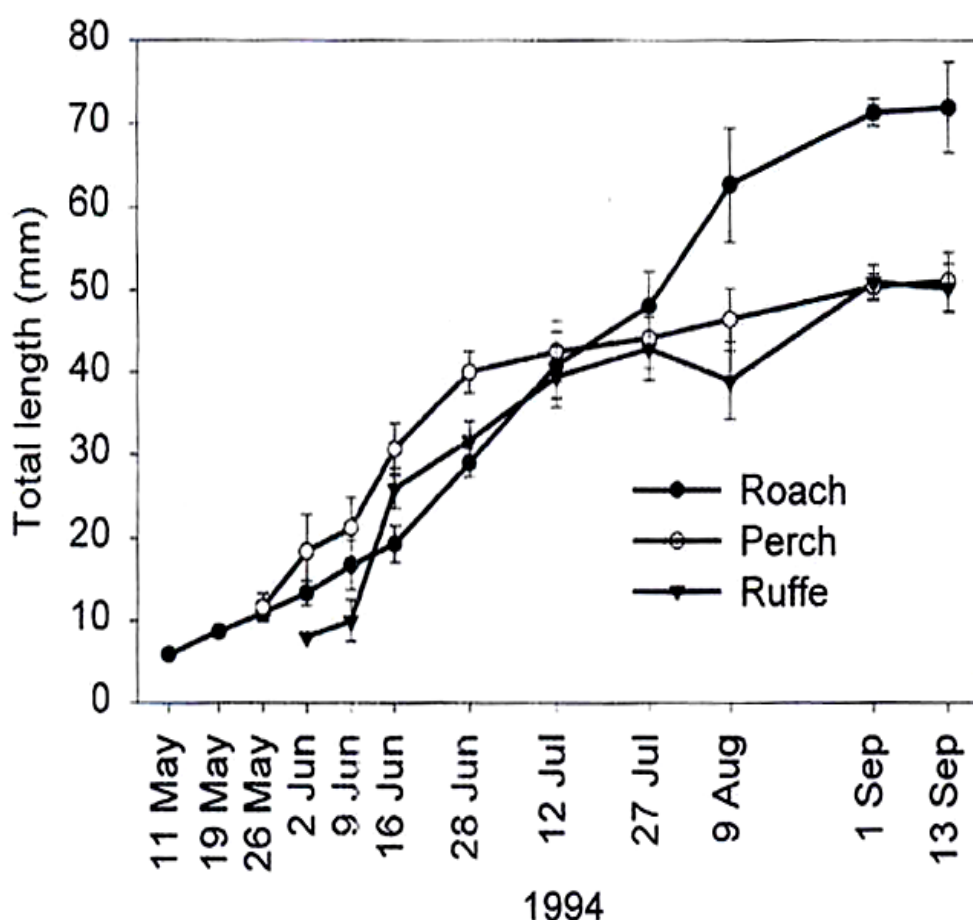


圖 5-4 於德國 Bautzen Reservoir 內歐鯉 (Roach)、河鱸 (Perch) 與梅花鱸 (Ruffe) 三種魚體長 (Y) 在不同季節的變化(Mehner *et al.*, 1998)。

食性分析是取 485 隻的歐鯉、716 隻的河鱸與 243 隻的梅花鱸進行胃含物的鑑定。歐鯉主要的食物來源是浮游動物，但在 7 月與 9 月時，歐鯉也會取食部分的底棲動物與浮游植物，包括微囊藻團（圖 5-5）。至於河鱸，從 5 月到 6 月初

以及 9 月時，主要是以浮游動物為主要取食對象；而在 7、8 兩月份時，胃含物則是以歐鯉、同類的河鱸和底棲動物為最多（圖 5-5）。而梅花鱸的胃含物除了 6 月的兩次調查以浮游動物居多外，其餘時間 90% 以上的生物量都是由底棲動物所組成（圖 5-5）。河鱸胃含物中浮游動物的比例與水浮游動物在庫中的生物量有 $r = 0.75$ 的正關，但在歐鯉與梅花鱸則無。

以單隻個體而言，歐鯉的最大磷吸收量為 23.8 毫克，比河鱸的 11.7 毫克跟梅花鱸的 8.2 毫克都來得高（圖 5-6）。而雖然歐鯉能比其它兩種魚儲存更多的磷在體內，但卻也是排出最多磷至水中的魚種。然而，在此三種魚以底棲動物為主食的季節中，以梅花鱸 0.65 毫克的排出量為最高，其次是歐鯉的 0.56 毫克，河鱸的 0.49 毫克為最低（圖 5-6）。若再以浮游生物或魚類為主食的時段分析，歐鯉每日的磷吸收量在 8 月初時最高，為 510 微克；而 9 月時其磷的排出量等於其從所食獵物吸收的量（圖 5-7）。河鱸的每日磷吸收量在 6 月底時有 320 微克的最高值，在 7 到 9 月時，其磷的排出量亦會等於其從所食獵物所吸收的量。而梅花鱸，從食物上獲得磷的量遠低於歐鯉及河鱸，且其磷的分泌量又高於其從食物所吸收的量（圖 5-7）。

從上述結果可以知道，季節輪替造成魚類的食物來源改變。魚類取食的種類會時期性地影響水體中磷的循環，至少對河鱸而言，浮游動物的組成密度決定了其在磷循環上貢獻的多寡。在夏季，當水中的浮游動物量較少時，河鱸偏向取食底棲動物的結果，造成其磷的排出量高於攝食浮游生物的季節。反之，在春或秋天時，浮游動物數量提供予河鱸足夠的食物來源，而河鱸取食浮游動物後，將磷代謝出體外的量就會低於取食底棲動物的季節。所以，河鱸與浮游動物和底棲動物之間的關係，是食物鏈中由下而上（bottom-up）控制的最佳例子。浮游動物亦會影響到水中磷的在循環，水蚤類中的 *Daphnia galeata* 在 5~6 月時，是浮游動物中最優勢的族群，但在 6 月底後開始連續性的降低，到 7 月中下旬時幾近消失。小型枝角類（cladocerans）浮游動物的生物量雖在春季時的量並不高，但在 7 月中時數量會開始增加。由於越小型的生物生理代謝的速率或越快，所以造成水中磷的濃度隨著型枝角類動物的增加而上升。

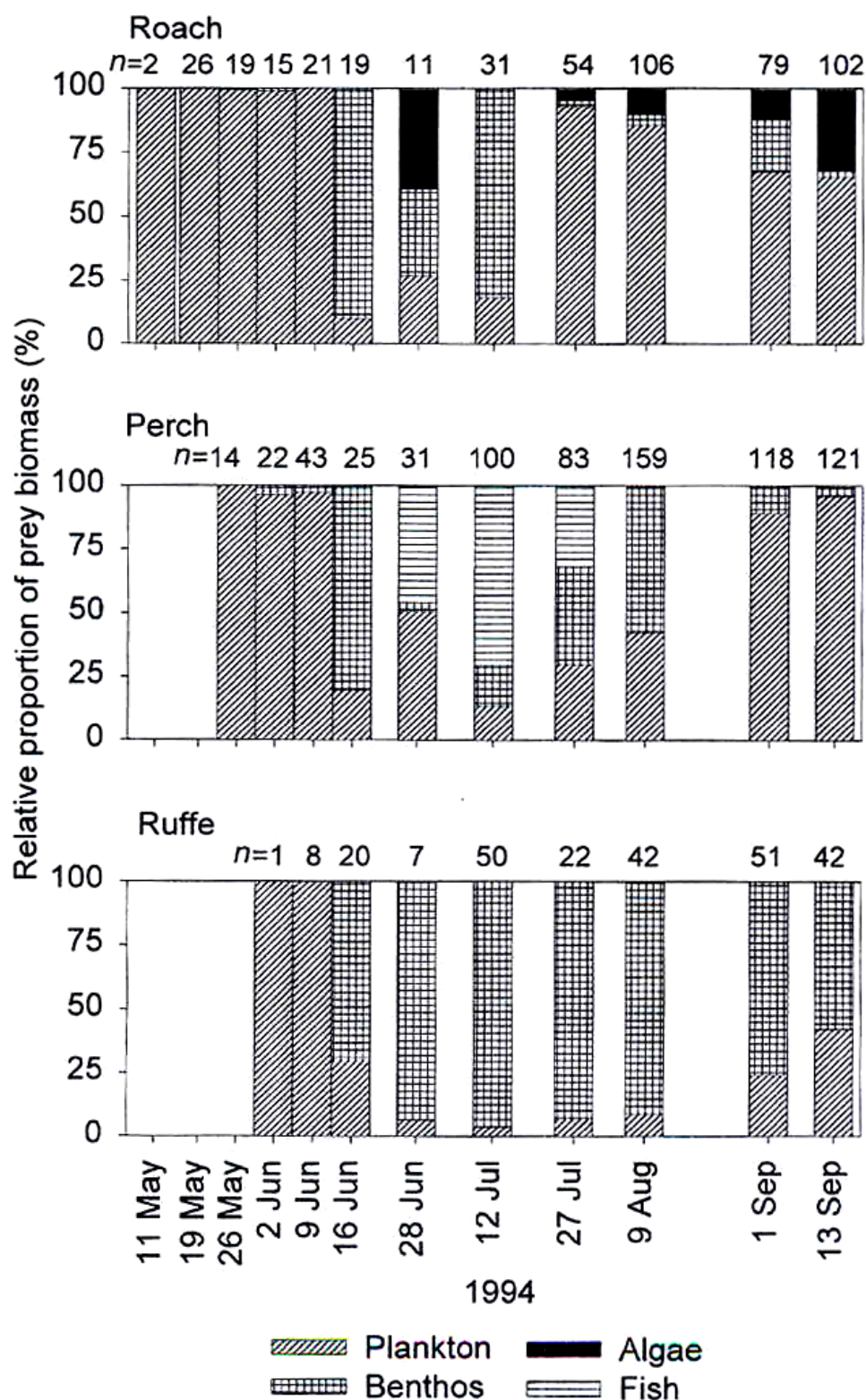


圖 5-5 德國 Bautzen Reservoir 內歐鯉(Roach)、河鱸(Perch)與梅花鱸(Ruffe)三種魚，在不同季節(X)的胃含物組成變化(Y) (Mehner *et al.*, 1998)。

魚類基本上可視為磷的儲存庫，因為它們可以將磷暫時地儲存成生物量的形式。但是在魚類取食生物的結果，將使得獵物體內的磷，藉由魚類的消化與代

謝而大量的排出至水中，成為浮游植物可直接吸收的營養鹽。然浮游生物與底棲動物季節性的消長，使得魚類在不同時節時攝取不同的食物來源，而對水中的磷循環有不同程度的影響。如歐鯉若取食大量的微囊藻作為主要食物來源，則會因為微囊藻本身含磷量較低的因素，使得歐鯉排放到水中的磷也會跟著降低，對磷再循環的影響自然降低。另外，魚本身的體型大小與生長速率亦是影響水中磷循環的重要因素。因為生物體的大小與其代謝率有著反比異速生長關係（inverse allometric relationship），使得體型越小的個體的磷分泌量會越高，與其他研究有相似的結果(Starling *et al.*, 2002)。

所以，即使降低了外界營養鹽的輸入量，但忽略了水中生物本身所造成的影響，對於優養化控制仍有一定程度的限制。是故，若要利用生物控制的方式來改善水質，除了減少外界環境的輸入源外，則必須同時兼顧到水中原有營養鹽的去除與適當的掠食壓力。

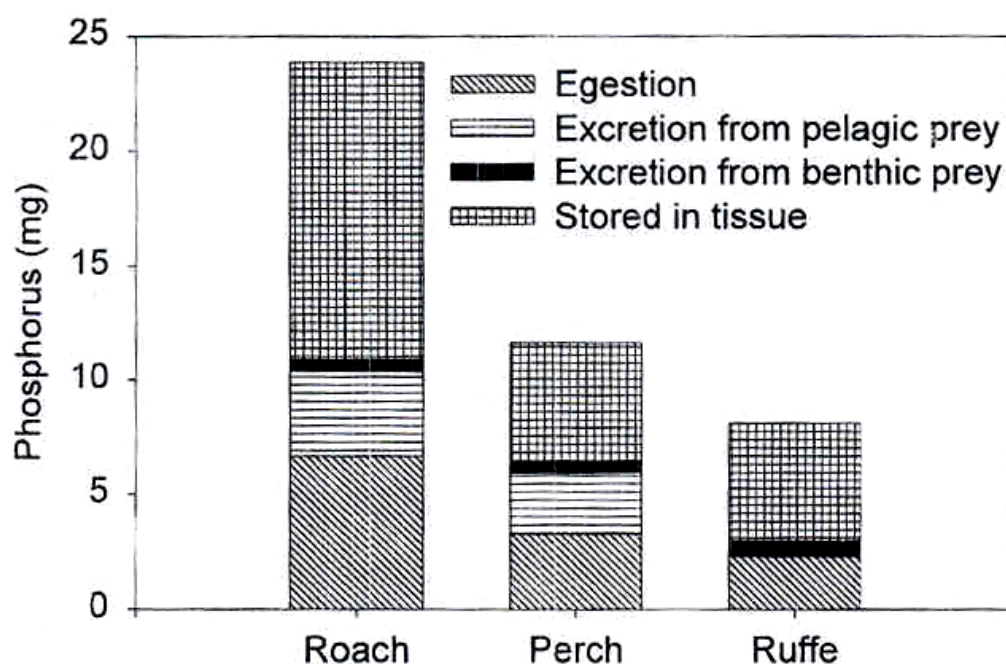


圖 5-6 德國 Bautzen Reservoir 內歐鯉(Roach)、河鱸(Perch)與梅花鱸(Ruffe)三種魚對磷的代謝能力比較 (Mehner *et al.*, 1998)。

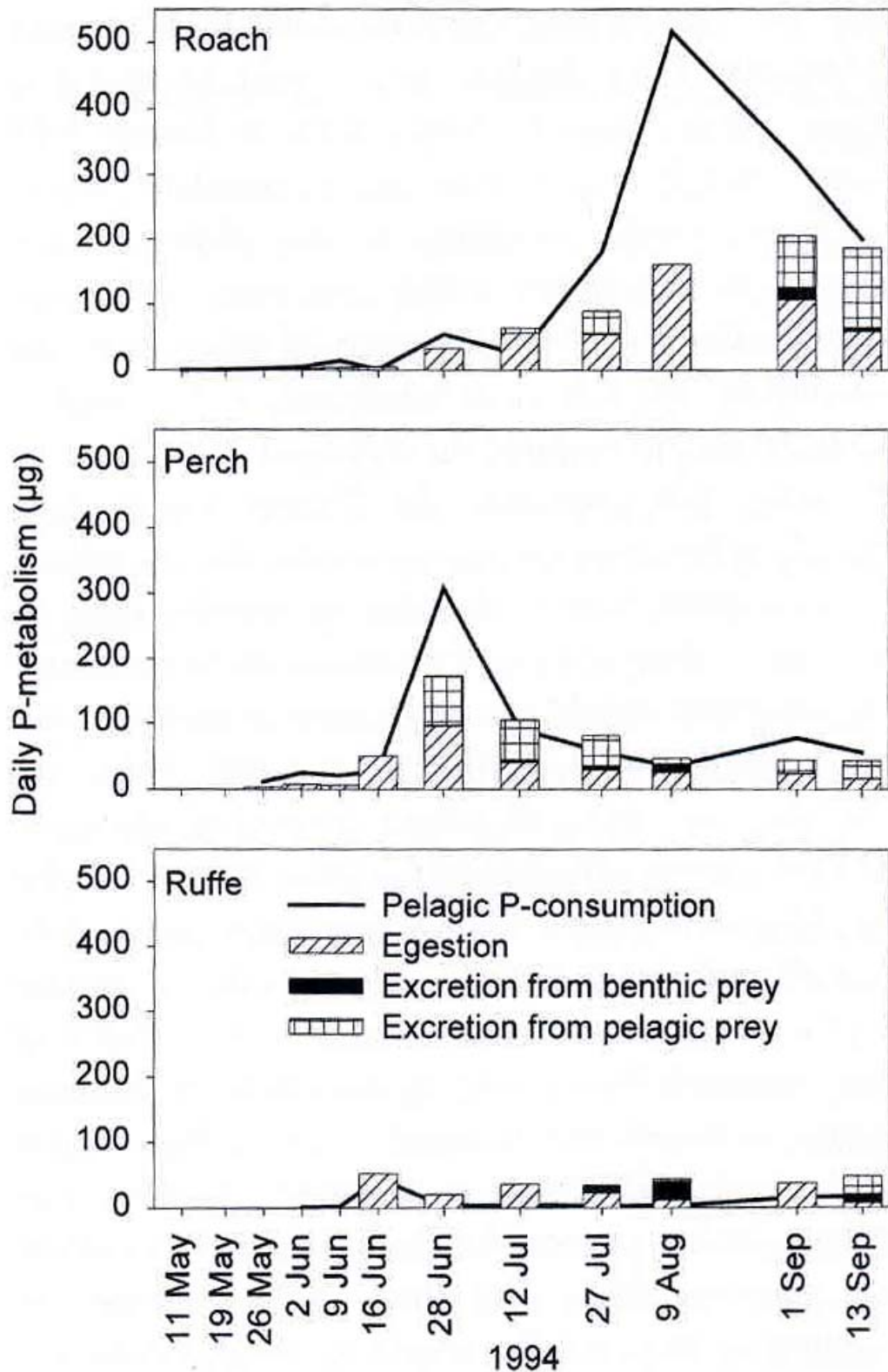


圖 5-7 德國 Bautzen Reservoir 內歐鯉(Roach)、河鱸(Perch)與梅花鱸(Ruffe)三種魚，對磷的代謝能力(Y)之季節變化 (Mehner *et al.*, 1998)。

5.1.3 農藥使用【日本】

不論是海岸或淡水湖泊，光線可到達的深度範圍內，其底部很容易成為水生植物良好的生長區域。水生植物的存在對水質改善具有正面的影響，其貢獻包括營養鹽的吸收、底泥的穩定及減緩波浪的干擾，另尚可提供動物食物來源及棲息地。但這些植物會因為營養鹽與懸浮顆粒的大量輸入，以及污染排放的影響而消失。

在日本沿海地區，水生植物鰻草（eelgrass），主要組成為大葉藻（*Zostera marina* L.），於 1950 年以前被大量地從海中採收的結果，不但可當作綠肥使用在農業與或園藝栽培上，也使得氮、磷等營養鹽可以自水中被移除，避免優養化現象發生。但之後鰻草在沿海的消失，不但喪失了控制水中營養鹽的能力，也造成許多動物的棲息地消失，甚而影響整個生態系統的結構組成(Yamamuro *et al.*, 2006)。

位於日本西南方的 Nakaumi 湖，面積 92.1 平方公里、平均深度 5.4 公尺，Shinji 湖面積 81.8 平方公里、平均深度 4.5 公尺；兩座都是日本海沿岸優養化的礁湖（lagoon）。海水會經由 Sakai channel 以及 Nakaura gate 自日本海流入到 Nakaumi 湖內，使其成為富鹽性的湖泊（polyhaline）；而 Shinji 湖內的水除了藉由 Ohashi 河來自 Nakaumi 湖外，有 70% 的淡水是由 Hii 河所輸入，所以混合的結果使其成為一寡鹽性礁湖（oligohaline）（圖 5-8）。2004 年測得葉綠素、總磷與總氮的濃度在 Nakaumi 和 Shinji 兩個湖泊分別為 13.0、44、444 與 16.8、45、442 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。由於鰻草在此區絕跡已久，故樣品必須在 Akkeshi Bay 取得，以進行化學分析估算養分含量。

Nakaumi 湖在 1950 年代前，大都是農民來此區採集鰻草，用以農地施肥之用，鮮少用於漁業上的發展。當時此區有兩種水生植物的族群量較大，其一就是屬於鰻草的大葉藻，生長在水下 3 公尺深的軟質底泥中；另一種是褐藻類的 *Sargassum thunbergii*，喜性生長於岩質的棲地。鰻草是種可以全年採收的水草，尤其在夏季的開花期更容易取得；而褐藻則只出現在春天與夏季初期。雖然此區的褐藻在當肥料使用時比鰻草更富營養，但其所採收的數量並未及鰻草的六分之一。依據前人的調查結果，此年代的 Nakaumi 湖深度約為 3 公尺，面積 2,012 公頃，底

部只有 20% 的面積是由岩石所覆蓋；亦即，大葉藻在當時的覆蓋面積可達 1,600 公頃之多。這些水生植物同時也有大量的雙貝類動物附著於其上生長，如嚼肌蛤等（*Musculista senhousia*）。

雖然大量生長的鰻草可提供魚類良好的生存環境，但 Nakaumi 湖當地的漁民並不反對鰻草的採收。首要原因是由於鰻草在採收後所造成的砂質底質，是一種稱為江蘺的紅藻（*Gracilaria verrucosa*）之良好生長環境，而此藻是漁民較喜愛採集用以當作食物的藻類。再者，因為鰻草容易附生於船身，造成漁民清除的困擾；最後，一種稱為日本毛蚶的扇貝（*Scapharca subcrenata*）是具經濟性價值的海產，會生長在鰻草下方更深之湖底。

大葉藻的乾濕重比例隨部位不同從 6.2~13.3%，營養含量如表 5-1 所示。依前人在 Otsuchi Bay 所調查的結果，大葉藻每年的產量可達 1,100~2,400 g dw · m⁻²。以 Nakaumi 湖 1,600 公頃的覆蓋面積來算，每年的產量可達 17,600~38,400 噸的乾重；再由表 5-1 的比例換算，其葉部的年產量約為 22~48 噸濕重。於 1948~1949 一年間，其被採收的量為 56,250 噸，亦即分別有 61.9 噸與 12.9 噸的氮與磷從湖中被移除（表 5-1）。而當今每年輸入到 Nakaumi 湖氮及磷分別為 1,164 與 116 噸，換言之，每年採收 56,250 噸的大葉藻將可自水中移除 5.3% 和 11% 的氮與磷。

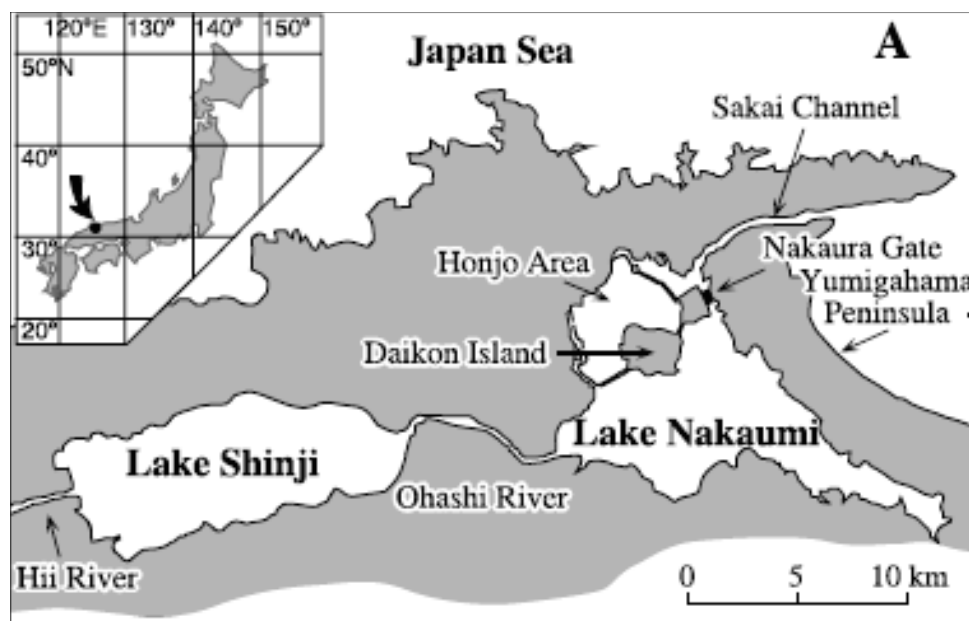


圖 5-8 日本西南方沿海的 Nakaumi 湖與 Shinji 湖之地理位置圖(Yamamuro et al., 2006)。

表 5-1 大葉藻 (*Zostera marina* L.) 各部分的乾濕重比例、營養含量及每年經採收後可移除的氮磷量(Yamamuro et al., 2006)。

	比例 (%)				每年移除量(噸)	
	濕重	乾/濕	氮	磷	氮	磷
Vital leaf	57.8	8.1	1.85	0.353	48.6	9.3
Decaying leaf	7.0	6.2	1.15	0.150	2.8	0.4
Root and rhizome	19.9	13.3	0.70	0.219	10.4	3.3
Attached	15.2	-	-	-	-	-
Total					61.9	12.9

然在 1950 年後，由於農作物由原本的棉花改成煙草，鰻草的採收量開始下滑。因為棉花比其它任何的農作物更需要大量的鉀肥，而鰻草正可符合這項需求；但改植成對鹽份忍受度較低的煙草，並加上化學肥料的使用後，鰻草已不再成為農民用於田地的綠肥。Nakaumi 湖中的鰻草與褐藻在湖底的覆蓋率便開始隨著農作的轉型開始下降，起初從較深的地區開始減少，逐漸只剩少數個體殘存於較淺的沿岸。但在 1960 年代晚期，由於填海造地與養殖貝類之故，兩種水生植物便在 1968 年時全部銷聲匿跡；而除草劑的使用即是這兩種水生植物會絕跡的最大可能性。相較於 Nakaumi 湖，Shinji 湖對鰻草的採集量較低，因為此湖的魚類與蜆 (*Corbicula japonica*) 更具經濟上的價值。目前此湖中蜆的生物量，不含殼重，就已佔底棲動物的 97% 之多。但在 1950 年代中期以前，蜆的生物量並無如此之高；然隨著鰻草的消失後，原本覆蓋鰻草的淺水區，如今都被蜆類所佔據。而鰻草消失的原因，亦可能是因為除草劑的使用。

水生植物在湖底的消失，會加速優養化現象的發生，使得水體的透光率降低造成能見度下降。殺蟲劑的大量使用造成日本國內大葉藻的數量銳減，每年平均 14.3 公斤的除草劑使用量是歐洲國家的 3.2 倍與美國的 7.2 倍。日本國內有 67 % 的殺蟲劑及除草劑是被用於水稻田，而除草劑就佔了其中的 35 %。這些農藥最終都會再流入河川之中，並進入沿海地區影響鰻草的生長。

2,4-dichlorophenoxyacetic acid 是一種不會傷害到農作物卻又能抑制其它雜草生長的化學物質，是除草劑中很常見的一種成份。文獻中已記錄其對溫帶地區的波西多尼亞海草 (*Posidonia oceanica*) 與聚藻 (*Myriophyllum spicatum*) 所

造成的重大傷害，Nakaumi 湖也因為此藥劑在周圍地的施放而進入到湖水中，影響了鰻草的生長。1961 年的調查顯示，Nakaumi 湖內的大葉藻只剩 89 公頃的覆蓋面積，每年的產量只有 640 噸乾重，但浮游植物的產量已高達 65,700 噸乾重。與 1950 年的 17,600~38,400 噸產量相形之下，大葉藻的產量已大不如前，且逐漸由藻類所取代。大葉藻的減少除了對水質有不良的影響外，也使得整個水域的生態系統隨之改變。

大葉藻的存在可以提供許多微生物及附生性生物棲息，提供較大型的底棲動物食物來源，而魚類又可以取食這些較大型的底棲動物，湖底的生物相會較為豐富。但在大葉藻消失後，Nakaumi 湖內食藻性的魚類逐漸增加，具經濟性與實用性的魚、蝦、毛蚶及江籬減少。特別是毛蚶，其無法適應沒有鰻草的環境，所以總產量至少減少了 50%（圖 5-9）。嚼肌蛤的數量也因為大葉藻的減少而增加，且密度竟高達 $5,000 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$ ，但因其無經濟價值，所以漁民並不會對其進行捕撈。而 Shinji 湖因含鹽量的不同，所以情況與 Nakaumi 湖相異。Shinji 湖中隨著浮游藻類的增加，只有雙貝類蜆的產量逐年攀升，最高達到 $1,000 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$ ，使得漁民對蜆的採收量開始年年增加（圖 5-9）。

所以，雖然沒有直接的營養輸入，但是因為除草劑的施放，造成湖底水生植物的減少，使得藻類在營養鹽的吸收上沒有競爭的對手，而得以大量滋長。是故，水生植物在水底的消失，不但會造成水質優養化現象的發生，還可造成生物鏈結構及物種組成的改變，進而影響到人類的用水品質與漁業資源。

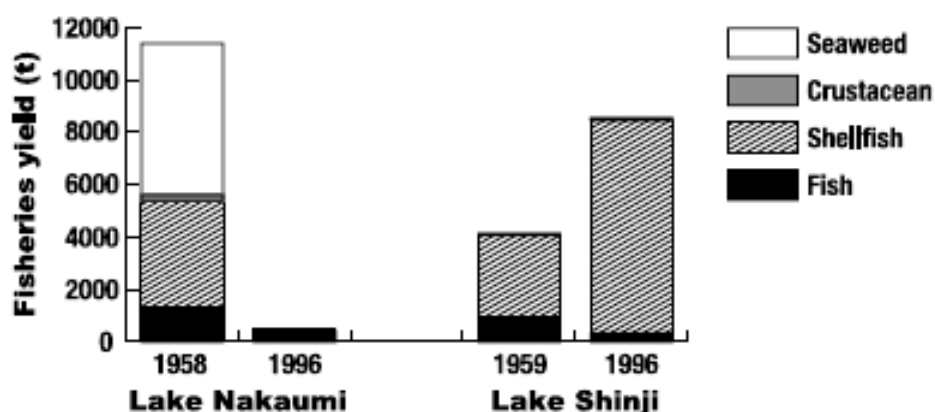


圖 5-9 Nakaumi 湖與 Shinji 湖於 1958 及 1996 年時，其大葉藻 (*Zostera marina* L.) 及各種漁獲的捕撈量 (Yamamuro *et al.*, 2006)。

5.1.4 養殖排放【大陸】

中國大陸的淡水魚產量佔全世界的三分之一，而流貫中部與東部的揚子江，其流域之中、下游地區的湖泊更達 4,000 個以上、面積超過 20,000 平方公里，提供全國 60% 的漁產，是重要的漁業養殖區(Guo & Li, 2003)。

Guo & Li 於揚子江中游處選擇了一個湖泊，牛山湖作為實驗樣區，其面積為 4,000 公頃。於湖區的北方一個 35.5 公頃的小灣處放置 100 個 20 立方公尺的箱網，表面積共 1,000 平方公尺。小灣平均深度 2.5 公尺，以長 1,600 公尺的壩堤與湖區隔離，中間僅存一寬 3 公尺的通道（圖 5-10）。

實驗以桂花鱸（*Siniperca chuatsi*）、團頭魴（*Megalobrama amblycephala*）與鯰魚（*Ictalurus punctatus*）為對象魚種，將其置入箱網中飼養，分別各為 46、23、11 座及 10 座無魚的控制組。在 2000 年 3 月至 12 月間，以活的小型魚為飼料餵養桂花鱸，其餘兩種除使用一般人工飼料外，再以草與桂花鱸吃剩的小魚分別餵養團頭魴與鯰魚。每月分別於箱網內、外圍及離箱網 20、50、80、100、130 公尺處取樣，分析水體的物理性質、化學組成與生物相。

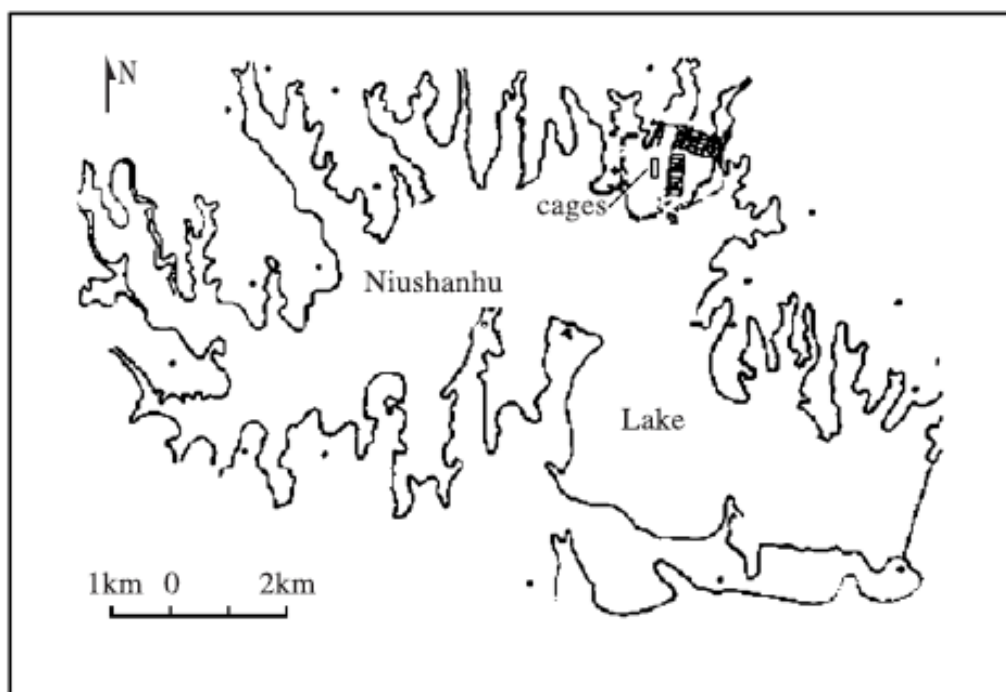


圖 5-10 大陸牛山湖輪廓與樣區位置圖（cages）(Guo & Li, 2003)。

8 個月期間，總共餵食 35.4 噸人工飼料、4.4 噸活魚與 13.2 噸的草。總魚貨量為 16 噸，其中 1.7 噸是桂花鱸、2.8 噸是鯰魚、11.5 噸是團頭魴。所有餵食的

飼料之總氮、磷含量分別為 1,799 與 381 公斤，但此 3 種魚只利用了其中 14.8% 的氮與 11.0% 的磷。亦即，有 1,533 公斤的氮與 339 公斤的磷是直接流入水體中，換算成每公斤的魚貨所需的氮磷，分別只要 160 及 35 公克（表 5-2）。

在 3~10 月間，氮濃度在所有的測量點都在開始養殖後有提高的現象，在 11 月後則迅速下降（圖 5-11）。尤其在箱網內的濃度皆明顯高於其它測站，10 月時更高出 3 倍之多；而 50 公尺外的各點濃度則非常相近（圖 5-12）。磷濃度與氮有相似的結果，箱網內的濃度是呈現最高的值，在 50 公尺外的每站濃度則相當接近（圖 5-13）。生物相方面，葉綠素 a 的濃度都維持在 $4\sim 10\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 間，箱網內和其周圍的濃度與其餘各點有顯著差異，但並無發現有與距離相關的趨勢（圖 5-14）；而浮游植物的生物量則隨著離箱網越遠而越低（圖 5-15）。除 6 月以外，浮游動物中的輪蟲生物量都有隨著離箱網越遠而遞增的情形（圖 5-16），水蚤則呈現相反的現象（圖 5-17），橈腳類則無明顯趨勢（圖 5-18）。底棲動物在飼養初期時，箱網內外分別有 9 及 13 種；但經 10 個月的魚類飼養後，分別只剩 2 及 7 種。以密度來看，在飼養初期時，箱網內外的底棲動物分別是 120 及 $255\text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ ；但經 10 個月的魚類飼養後，分別只剩 16 及 $165\text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

Guo & Li 認為箱網養殖對水體最嚴重的衝擊在於大量的氮、磷與有機物的輸入。其影響程度決定於魚貨量、面積、水深與水的滯留時間，影響範圍可涵蓋浮游動植物與底棲生物的組成。故實行箱網養殖前，必須對於環境的承載能力作審慎的評估。

表 5-2 氮與磷在淡水湖泊之漁業箱網養殖過程時的收支量及換算成每噸魚貨養份之實際需要量(Guo & Li, 2003)。

	氮公斤數	磷公斤數
飼料投入量	1798.9	380.9
魚類攝食量	266.0	41.7
流失量	1532.9	339.2
每噸魚貨養份需要量	159.7	35.3

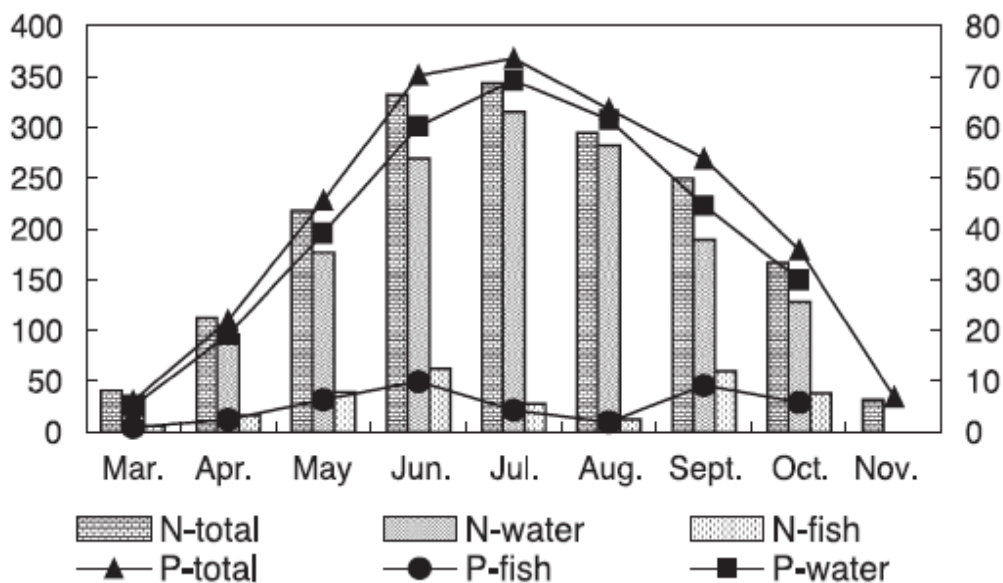


圖 5-11 實驗開始進行後，總氮（左 Y）與總磷（右 Y）投入水中的量與魚類攝食量之時間變化（單位：公斤）(Guo & Li, 2003)。

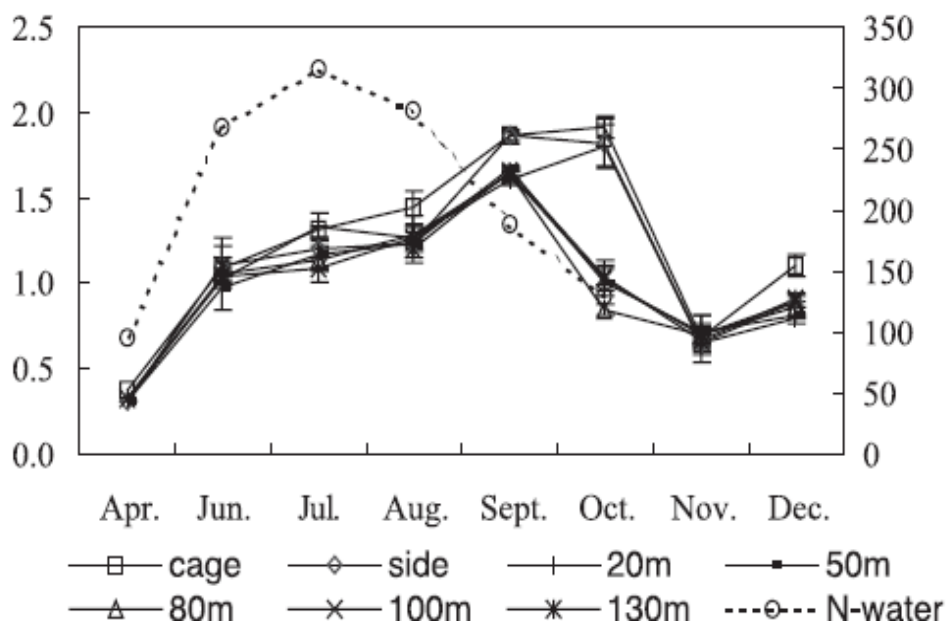


圖 5-12 水中總氮濃度（左 Y， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ）與總氮投入量（右 Y，公斤），在箱網中（cage）、箱網邊（side）與離箱網不同距離下各測量點隨時間的變化(Guo & Li, 2003)。

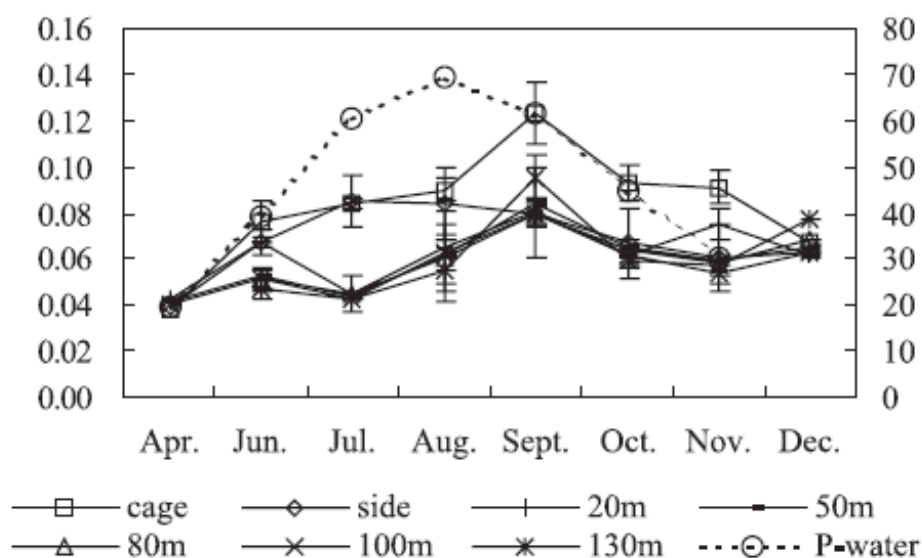


圖 5-13 水中總磷濃度（左 Y， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ）與總磷投入量（右 Y，公斤），在箱網中（cage）、箱網邊（side）與離箱網不同距離下各測量點隨時間的變化(Guo & Li, 2003)。

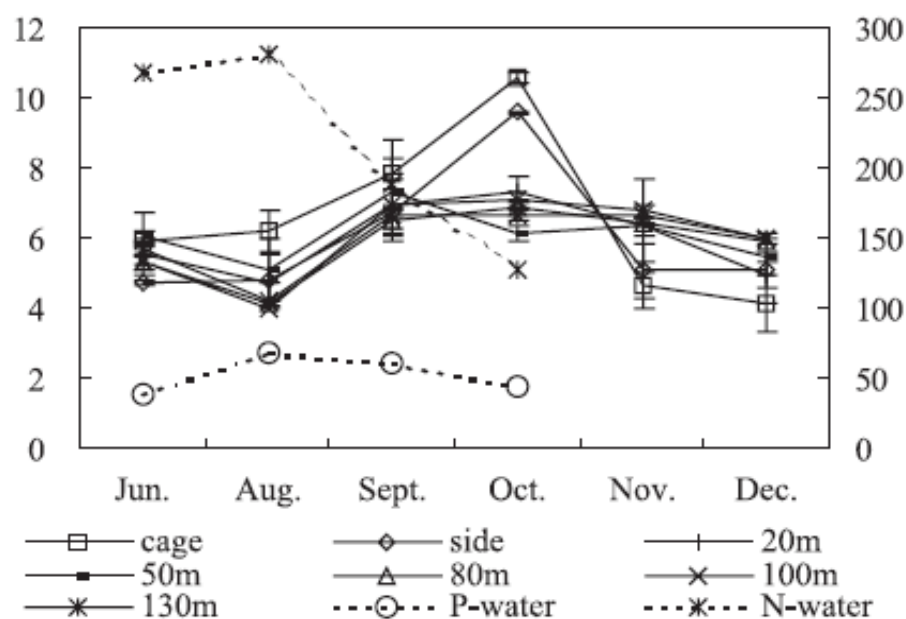


圖 5-14 葉綠素 a 濃度（左 Y， $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ）與總氮、總磷投入量（右 Y，公斤），在箱網中（cage）、箱網邊（side）與離箱網不同距離下各測量點隨時間的變化(Guo & Li, 2003)。

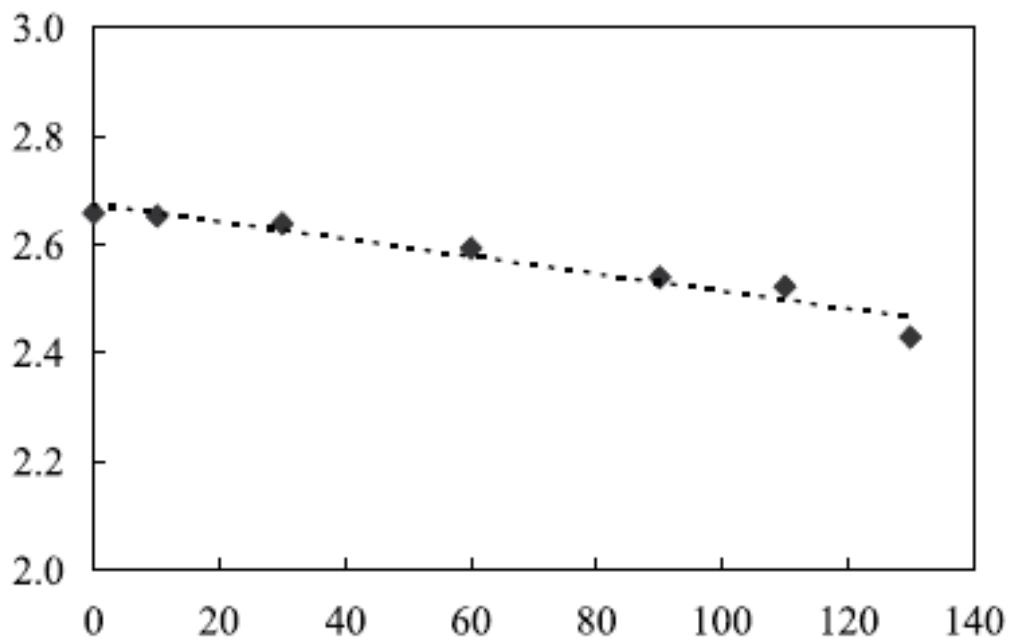


圖 5-15 浮游植物生物量 (Y , $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 在離箱網不同距離 (X , 公尺) 的變化 (Guo & Li, 2003)。

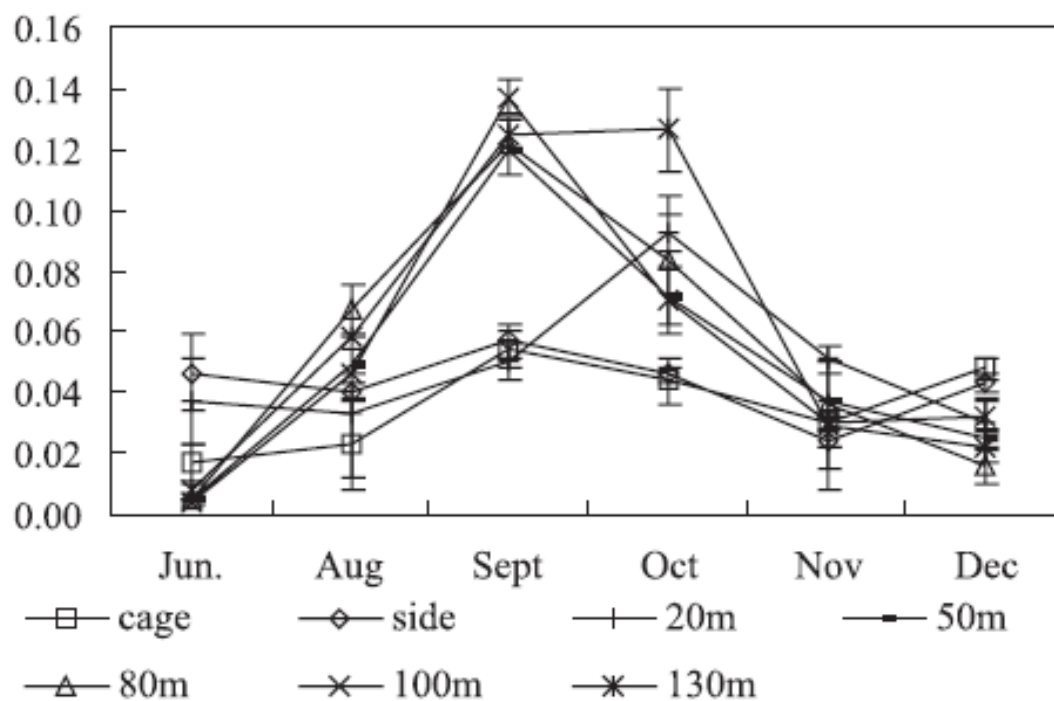


圖 5-16 輪蟲生物量 (Y , $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 在箱網中 (cage)、箱網邊 (side) 與離箱網不同距離下的時間變化 (Guo & Li, 2003)

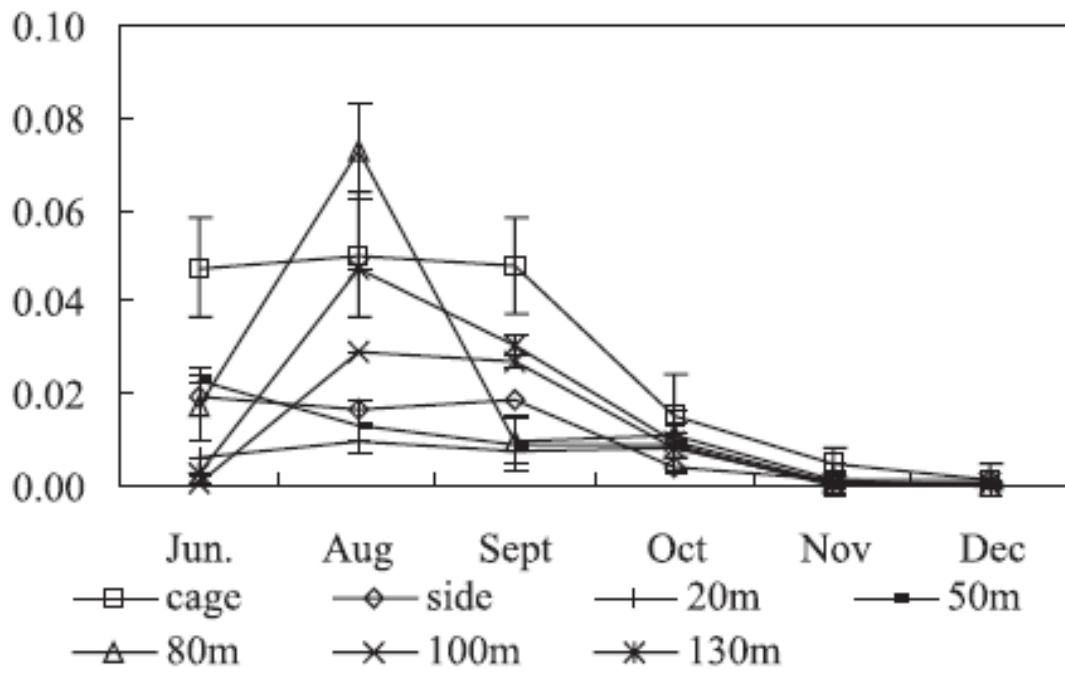


圖 5-17 水蚤生物量 (Y , $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 在箱網中 (cage)、箱網邊 (side) 與離箱網不同距離下的時間變化(Guo & Li, 2003)

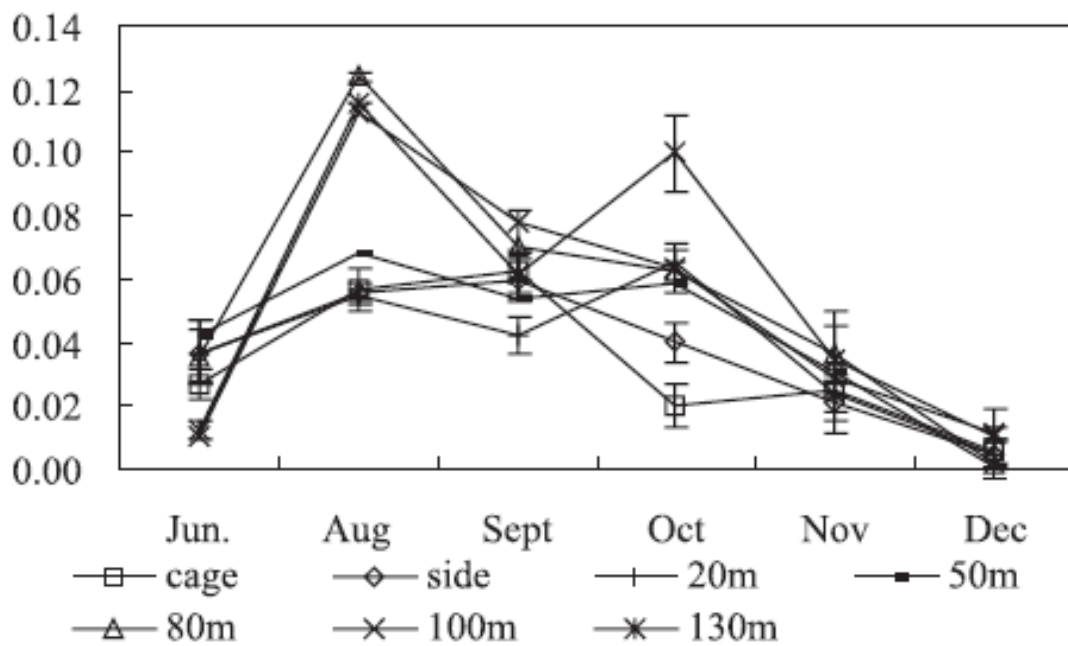


圖 5-18 橈腳類浮游動物生物量 (Y , $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 在箱網中 (cage)、箱網邊 (side) 與離箱網不同距離下的時間變化(Guo & Li, 2003)

5.2 營養鹽輸入影響

大量營養鹽輸入最直接的影響在於藻類的大量繁殖所形成的藻華(Xu *et al.*, 2005)，而藻華物種的組成與時空變異又直接或間接地影響了食物鏈的結構(Dubovskaya *et al.*, 2005; Hietala *et al.*, 2004)。如以瑞典的 Ringsjön 湖為例，肉食性魚類之於濾食性魚類比值會因優養化而降低；即優勢種類從原本的鱸魚(perch)變成擬鯉(roach)與鯁魚(bream)，造成此變化主要是因為藻類密度與種類組成的改變(Persson *et al.*, 1999)。經由 Ojala *et al.*的磷添加實驗可得知，當水中磷的濃度改變時，藻類的生物量與藍綠藻的比例會產生波動。實驗中放射性磷的追蹤也發現，不同大小的藻類對磷會有不一樣的吸收率。由此可知，當各種營養鹽濃度在水中的增減或比例改變時，不但藻類生物量與種類組成會隨之產生變化(Ojala *et al.*, 2003)，且繼而更影響到浮游動物的物種組成(Xu *et al.*, 2005)。

藻華的另一重要影響在於其組成種類中含有毒性的藻類，對其它生物的生存與人類健康影響甚鉅(Lehman *et al.*, 2005; White *et al.*, 2005)。這些具毒性的藻類中，又以藍綠藻中的微囊藻(*Microcystis*)所造成的危害最大。其產生的微囊藻毒素(Microcystin)的毒性極強，能強烈地抑制蛋白磷酸酶的活性，是一種活性很高的致癌物質，所以極受學者專家所關切。且微囊藻因本身許多的生理優勢，所以特別容易在藻華發生時出現。

以微囊藻 *Microcystis aeruginosa* 為例，將其分別與綠藻 *Staurastrum dorsidentiferum* 與矽藻 *Synedra ulna* 混和培養後，觀察其生長狀況。結果發現，*M. aeruginosa* 比起 *S. dorsidentiferum* 與 *S. ulna*，具有較佳的生長速率，且較不易受到高 pH 值與低光照的影響，並能更迅速地吸收、利用水中的溶解性無機碳(DIC)。而 *S. dorsidentiferum* 與 *S. ulna* 則會受到 *M. aeruginosa* 不同程度的抑制，而影響其增長速率(Yamamoto & Nakahara, 2005)。

以下所列舉之文獻，是一些針對營養鹽輸入對藻類所造成之影響所進行之相關實驗，包括種類組成、細胞生理、微囊藻毒等，茲分述如下。

5.2.1 藻種組成【歐美】

除了氮、磷濃度在水中含量的多寡外，兩者濃度的比例高低變化更是影響

藍綠藻在水中優勢與否的關鍵(Smith, 1983)。Smith 於 1983 年在 Science 所發表的文獻指出，當氮磷比的值高於 29 時，藍綠藻佔浮游植物的比例將會大幅降低。由於藍綠藻本身的生理特性與其它藻類不同，許多種類會具有固定氮的能力，使得它們可以在氮源缺乏的環境下，具有較高的競爭力，讓生長率維持在良好的狀態。另一方面，又因為藍綠藻對於磷的競爭能力不及矽藻等其它藻種，所以當氮磷比升高時，數目將會明顯減少，不再成為優勢藻種。

Smith 在此篇文獻比較了 17 個湖泊在生長季時，藍綠藻佔有的比例變化。他發現，一旦當這些湖泊的氮磷濃度比低於 29 時，藍綠藻才會開始出現或是所佔的比例逐漸明顯地提高，成為藻中的優勢族群(圖 5-19)，尤以瑞典的 Trummen 湖泊最為顯著。故可以推論，藍綠藻在氮的競爭上是具有較大的優勢；但對於磷，則是不如其它藻種。所以一般利用栽植水生植物以吸收水中無機氮的方式，雖可有效減少氮的含量；但卻會使得氮磷濃度比降低，而有助於藍綠藻的生長，非全然有利於水質的改善。但藍綠藻是否成為優勢藻種並非完全是受營養鹽所影響，當瑞典的 Trummen 湖泊在冬季發生魚群死亡時(winter fishkill)，即使氮磷比低於 10 以下，藍綠藻的比例卻並無因此而提高，所以食物鏈的影響也是重要因素之一(圖 5-20)。是故，若不要藍綠藻成為湖泊或水庫中的優勢藻種，利用提高氮的濃度改變氮磷比的方式，是可行性較高的作法(Smith, 1983)。

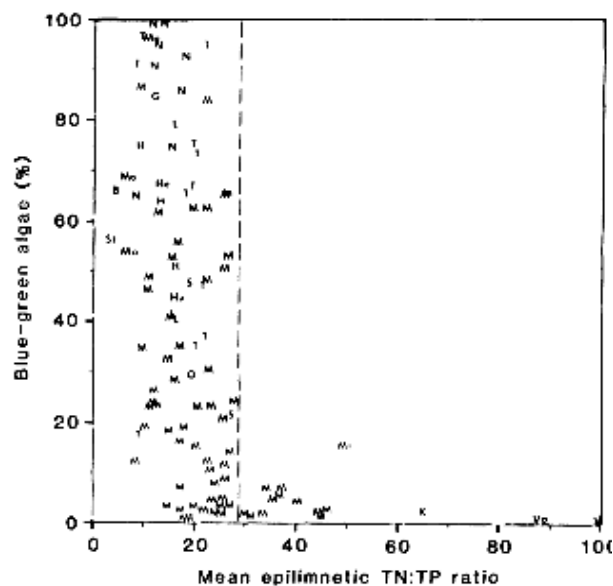


圖 5-19 Smith 比較歐美 17 個湖泊在生長季時，藍綠藻佔藻類的百分比例 (Y) 與氮磷比 (X) 的關係(Smith, 1983)。

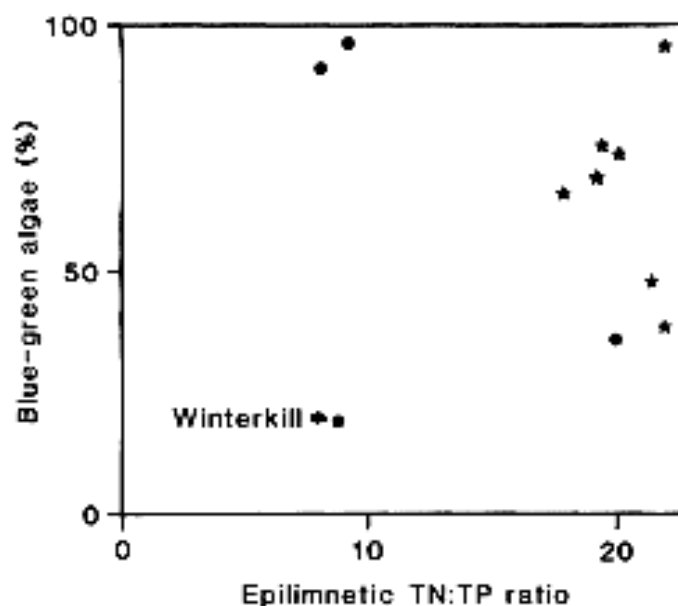


圖 5-20 瑞典 Trummen 湖泊內的氮磷比低於 29 時(X)，藍綠藻所佔的比例(Y)將會很明顯地提高。但當冬季發生魚群死亡時(winterkill)，即使氮磷比低於 10 以下，藍綠藻的比例卻並無因此而提高(Smith, 1983)。

5.2.2 藻種變化【馬來西亞】

浮游植物是漁業養殖者很重要的飼料來源，而添加氮磷等營養鹽至水中是提高藻類生長的常用方式，但大量的營養鹽添加所造成無法控制的藻華現象卻是非常難避免的。

Yusoff & McNabb 在馬來西亞的博特拉大學 (Universiti Putra Malaysia) 內選了 9 個水池作為樣區，每個水池面積 324 平方公尺，深度約 1 公尺。其中 3 次添加重過磷酸 (triple superphosphate)，添加量為每月每公頃 5.6 公斤；另外 3 座除上述的添加條件外，再加入尿素為氮源，添加量為每月每公頃 66.4 公斤；最後 3 個為無添加的控制組。使用的魚種分別為 *Puntius gonionotus* (爪哇鬚魮，平均重量 0.2 克)、*Cyprinus carpio* (鯉魚，平均重量 0.5 克)、*Ctenopharyngodon idella* (草魚，平均重量 4.8 克) 和 *Aristichthys nobilis* (黑魮，平均重量 6.9 克)，以 15:6:2:1 比例、每平方公尺 0.5 隻的密度放養。以每週採樣一次的頻率，觀察浮游植物的組成變化(Yusoff & McNabb, 1997)。

實驗結果中，浮游植物的生長狀況在有添加營養鹽的兩組實驗組裡，明顯優於無添加的控制組。兩組實驗組的浮游植物密度在 60 天以前無顯著差異，僅

在 60 天以後才開始有顯著差異（圖 5-21）。而添加氮與磷的 3 座水池在第 60 天以後，呈現極大的高低起伏變化；是因為浮游植物在含有高濃度氮、磷的水中，會有很高的生長速率，但過度的生長將造成其相繼死亡，而死亡後的個體被分解出的養分，又會成為下一次生長速率升高的主要因素。包含控制組的所有水池，浮游植物大部分都是由藍綠藻與甲藻所組成，矽藻類所佔的比例是最低的。除藍綠藻與綠藻外，2 組實驗組其餘的藻種組成並無顯著差異。在添加磷的 3 個池子中，藍綠藻為最優勢的藻種，數目最高，其次依序為甲藻、綠藻、裸藻與矽藻。而在添加氮、磷的水池裡，則是綠藻所佔比例最高，其次才為藍綠藻、甲藻、裸藻與矽藻。比較添加磷的實驗組與控制組，除了裸藻外，其餘藻種之間的組成比例並不因添加磷而有所改變。若比較兩組實驗組，綠藻則會因為氮的添加，而成為數目最多的藻種（圖 5-22）。

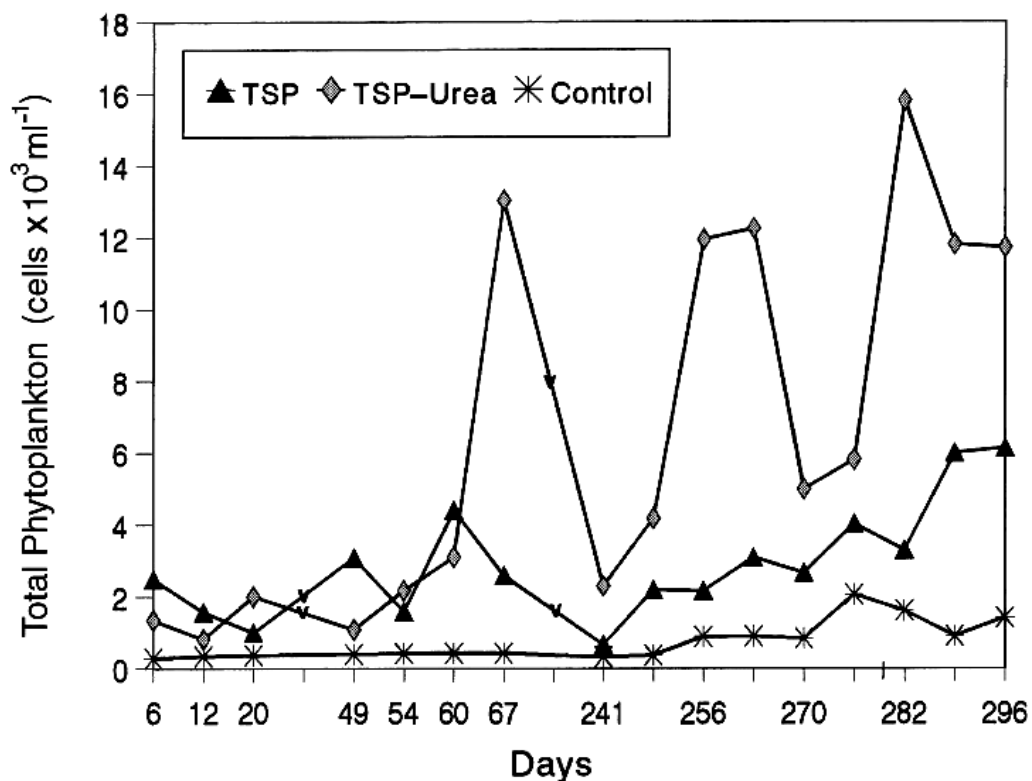


圖 5-21 浮游植物密度 (Y) 在 3 種實驗處理的時間變化 (TSP：添加磷、TSP-Urea：添加氮與磷、Control：控制組) (Yusoff & McNabb, 1997)。

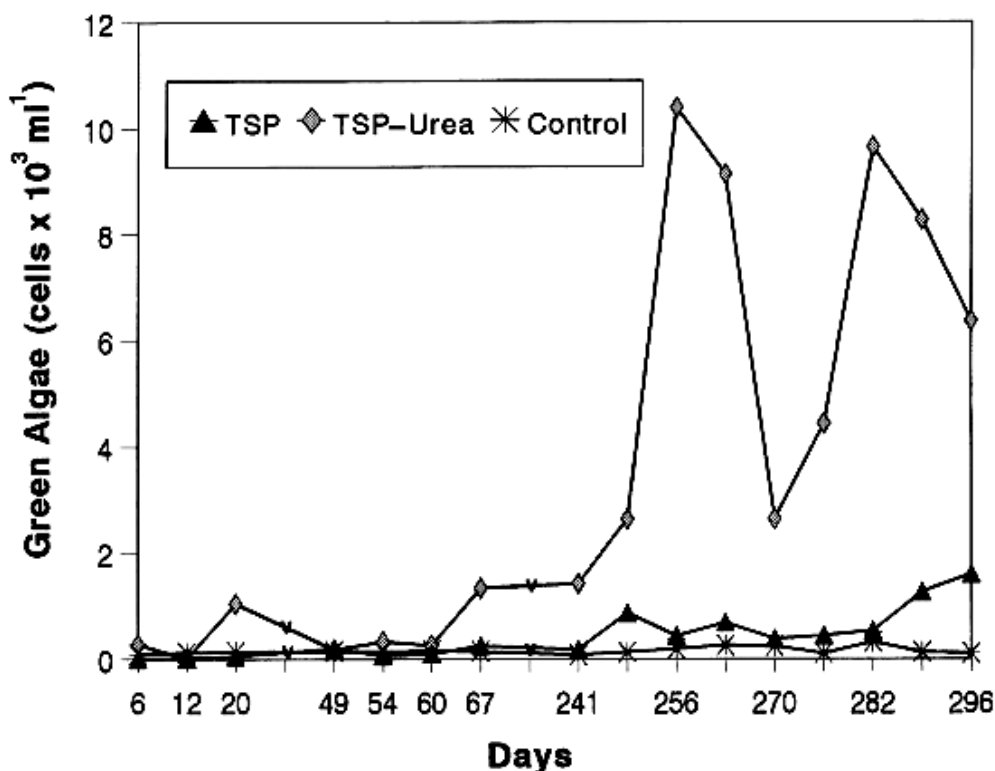


圖 5-22 綠藻密度 (Y) 在 3 種實驗處理的時間變化 (TSP：添加磷、TSP-Urea：添加氮與磷、Control：控制組) (Yusoff & McNabb, 1997)。

於實驗前期，藍綠藻之數量在只添加磷的 3 個池子中明顯高於其餘 2 組；但再添加氮後，環境便開始不利於藍綠藻的生長 (圖 5-23)。意味著某些種類的藍綠藻可能可以自行合成其生存所需的無機氮，所以才能使得藍綠藻在低氮磷比的環境下比其它藻種更容易成為優勢族群，與前人之文獻回顧有相同的結果 (Smith, 1983)。

至實驗後期，藍綠藻密度在 2 組添加營養的實驗組間並無顯著差異；由於有機物在水中不斷地累積，使得氮磷比對其生長的影響開始降低，不再如初期般地成為限制因素。藍綠藻與總浮游植物密度間的相關係數在添加磷、添加氮磷與控制組分別為：0.72、0.74 及 0.93 (圖 5-24)。亦即，藍綠藻生物量與藻類總生物量的關係非常密切，且水中的氮磷比高低只有在營養鹽限制的環境下，才會對藍綠藻的生長產生影響。

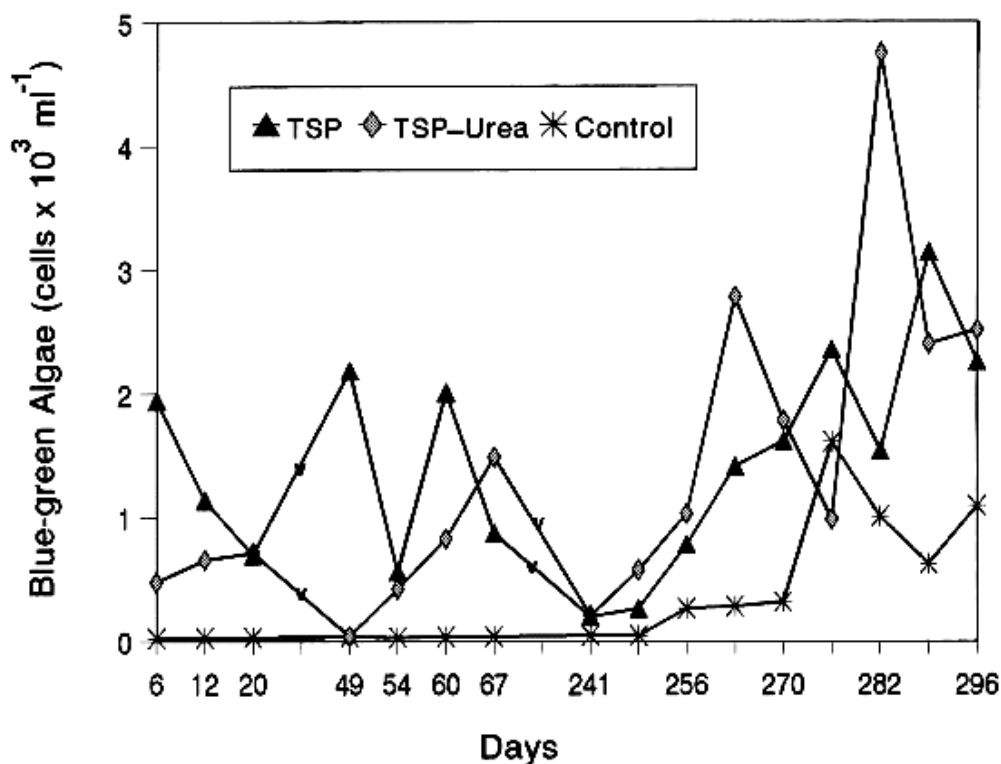


圖 5-23 藍綠藻密度(Y)在 3 種實驗處理的時間變化(TSP：添加磷、TSP-Urea：添加氮與磷、Control：控制組) (Yusoff & McNabb, 1997)。

在產量方面，添加磷、添加氮磷與控制組的初級生產量分別為：0.12、0.21 及 0.08 $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ；較高的初級生產量也代表魚獲量會越高，此 3 組分別是：1,034、1,713、437 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ 。但魚獲量的多寡是受到許多因子所影響的，除了食物的質量外，水質也是重要的因素之一。在熱帶地區的許多養殖業者，認為氮可經由水中的細菌或某些藍綠藻來合成產生，故只單純以添加磷的方式來提高初級生產力。但本實驗證明，在氮含量較少或氮磷比偏低的情況下，藍綠藻反而容易成為水中優勢的藻種。所以，調整氮磷濃度至適當的比值，才能真正地提高魚獲量，並防止藍綠藻的大量生長，避免水質惡化，進而影響水質及魚獲品質。而另一項養殖業者需要顧及的問題是，養殖週期不可過長，以免微生物分解糞便或生物體，造成大量的有機物在水中累積；水中有機物的增加將使得藍綠藻不再受氮磷比的影響而大量滋長。

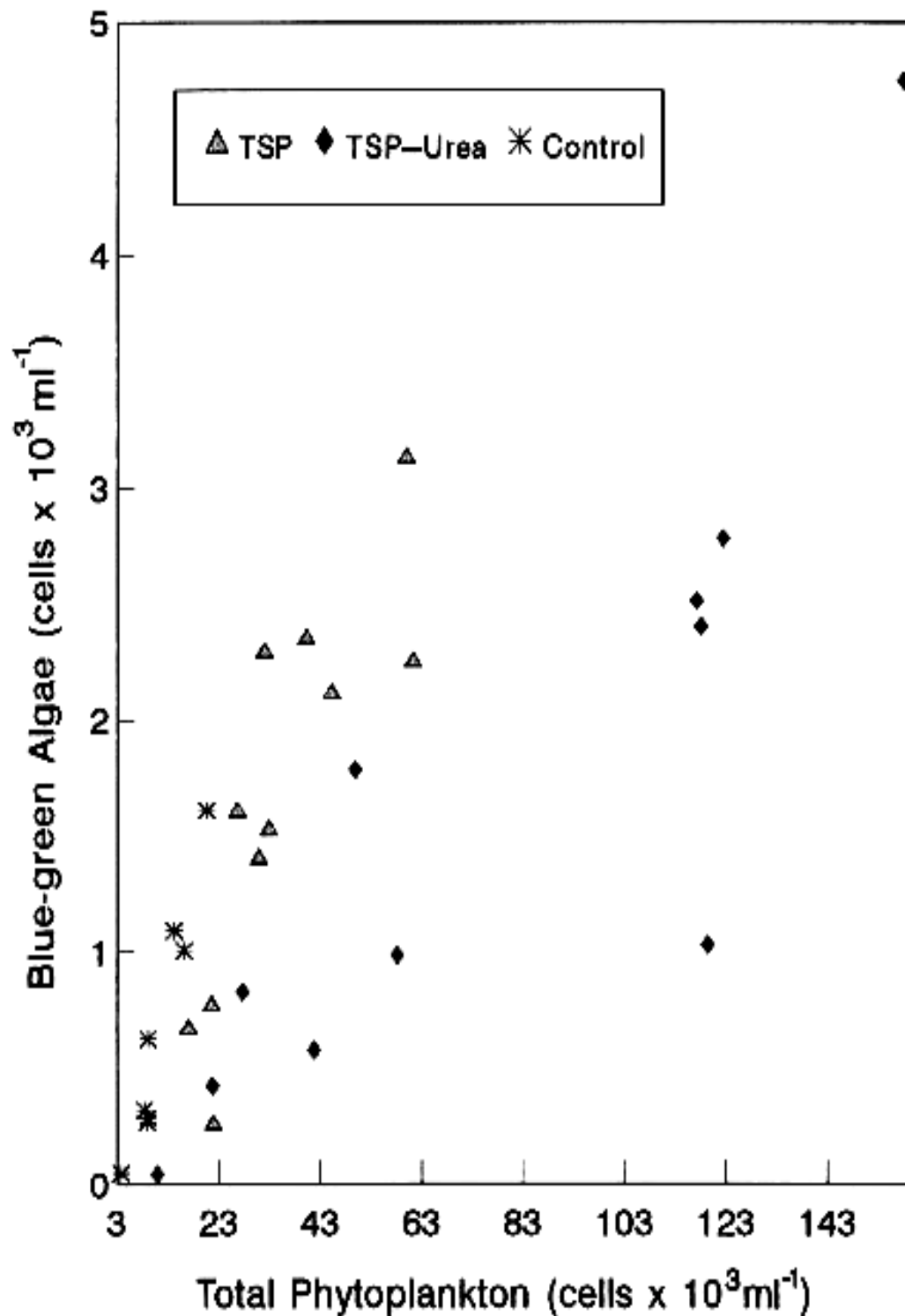


圖 5-24 藍綠藻 (Y) 與總浮游植物密度 (X) 在 3 種實驗處理的相對變化 (TSP : 添加磷、TSP-Urea : 添加氮與磷、Control : 控制組) (Yusoff & McNabb, 1997)。

5.2.3 細胞生理【瑞士】

營養鹽的大量輸入是造成藻類快速增長形成藻華的主要因素(Xu *et al.*, 2005)，但不同的藻類對於營養鹽的吸收、利用會有不同程度的差異性，且同時與其它環境因子有關連，如溫度。在瑞士的一項研究報告便指出，不同的藻種在磷含量充足與限制的培養下，生長情形與葉綠素濃度都會受到光照長短的影響，而有不同的表現(Litchman *et al.*, 2003)。

Litchman *et al.*以 3 種類型的藻類為材料來進行比較，分別是矽藻類的 *Nitzschia* sp.、綠藻類的 *Sphaerocystis Schroeteri* 及藍綠藻類的 *Phormidium luridum* var. *olivace*，此 3 種藻皆是溫帶湖泊常見的種類。試驗設計是以 WC 培養基培養，置於 100 r.p.m.的搖晃臺上（shaker tables），溫度維持在 20℃；兩種光照時數週期的處理方式為長日照的 18:6 與短日照的 6:18，光量 $100 \mu\text{mol quanta} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ；兩種光照處理再依給予磷濃度的不同分成磷限制組與磷充足組，故每種藻類都有四種處理方式。

結果顯示出，此 3 種藻在兩種光照時間下，每單位葉綠素光合作用的產碳效率，在磷限制組都低於磷充足組；而在磷限制的處理條件下，長日照的產碳效率又明顯低於短日照者（圖 5-25）。長日照、磷限制處理時，效率減少最多的是 *Sphaerocystis Schroeteri*，其次為 *Nitzschia* sp.，最後是 *Phormidium luridum* var. *olivace*。亦即此 3 種藻在磷限制的環境中，長日照處理的光合作用效率會低於短日照處理者；但若是在磷充足的狀況下，則是隨種類而有所不同（圖 5-26）。

在磷充足的培養中，*Phormidium luridum* var. *olivace* 的光抑制現象比 *Sphaerocystis Schroeteri*、*Nitzschia* sp.更加明顯；但若磷是在限制的條件下，則 *Sphaerocystis Schroeteri*、*Nitzschia* sp.的光抑制作用反而會比 *Phormidium luridum* var. *olivace* 明顯。對 *Nitzschia* sp.而言，只有在長日照的處理下，光抑制現象才會在磷限制與磷充足間存在差異。

生長速率如同光合作用，兩種光照時間下，磷限制組都低於磷充足組，且在長日照時降低的狀況會較明顯；而此 3 種藻中減少最多的是 *Nitzschia* sp.。若磷是在充足的狀況下，則光照越少、成長速率會越低。*Sphaerocystis Schroeteri*、*Phormidium luridum* var. *olivace* 於磷充足的條件下，生長速率會隨著日照時間增

長而呈直線遞增；而 *Nitzschia* sp. 則是呈現飽和曲線的型態增長（saturation curve）（圖 5-27a）。在每單位光照時間的成長效率方面（growth efficiency），短日照的值會高於長日照；3 種藻類單位光照時間的成長效率都隨著日照時間縮短而升高，且 *Nitzschia* sp.、*Sphaerocystis Schroeteri* 的趨勢會比 *Phormidium luridum* var. *olivace* 明顯（圖 5-27b）。

比較 *Nitzschia* sp. 及 *Sphaerocystis Schroeteri* 的葉綠素濃度，磷充足組受光照時間的影響會比磷限制組來得明顯；亦即，只有當環境中磷的供應量是充足時，細胞內葉綠素的濃度才會因日照時間增長而降低；且隨種類不同而有不一樣的結果。以 *Nitzschia* sp. 為例，唯有在短日照時，磷才會限制其葉綠素濃度。但對 *Sphaerocystis Schroeteri* 而言，則是在長日照時，磷限制組的細胞葉綠素含量才會高於磷充足組。

藻類在生長的同時，會受限於磷的供應與光照時間的長短，隨種類不同有不一樣的差異。在低光照時，藍綠藻每單位光照時間的生長效率會低於綠藻與矽藻，但連續的長日照下則無差異。這就是為什麼藍綠藻特別會在長日照的夏季中快速成長，而在短日照的春、秋則較遲緩的原因。在磷限制光合作用能力上，綠藻雖是最明顯受到限制的藻種，但因其細胞分裂較遲緩，所以葉綠素濃度會較高；除此，磷的不足也會增加綠藻與矽藻的光抑制現象。磷限制藻類生長的情況會伴隨著光照時間的拉長而更明顯，意味了長時間的光照會更突顯出磷限制的現象，進而影響了藻類的光合作用與生長速率。

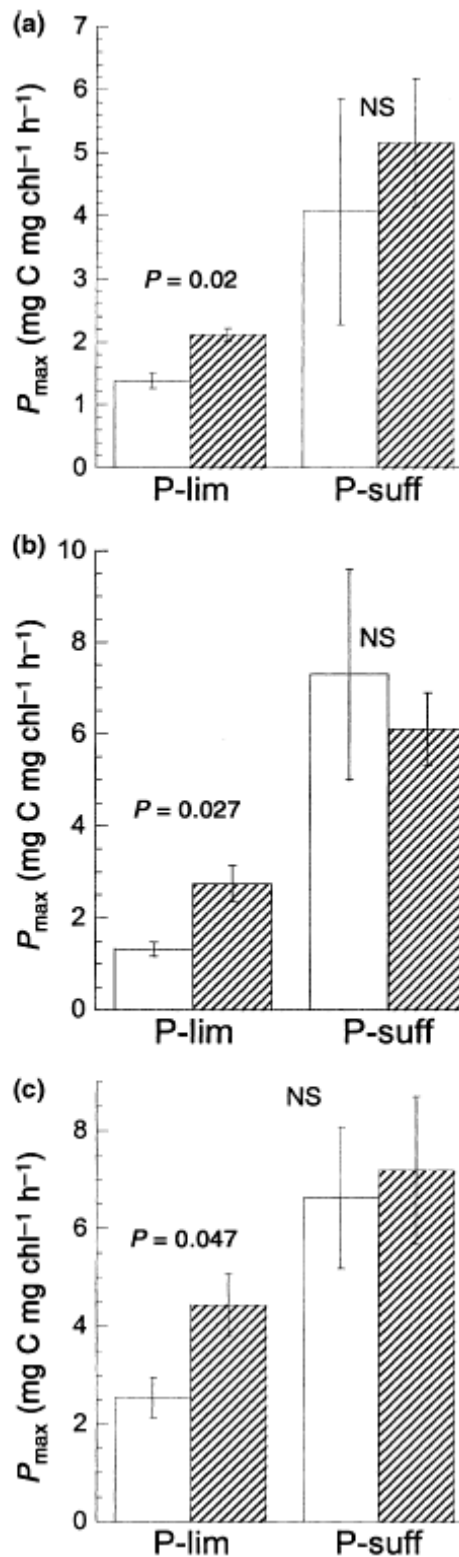


圖 5-25 3 種藻類在磷限制、磷充足與長日照、短日照處理下之光合作用最大生產量比較，a： *Nitzschia*、b： *Sphaerocystis*、c： *Phormidium* (□：長日照、▨：短日照、P-lim：磷限制、P-suff：磷充足) (Litchman et al., 2003)。

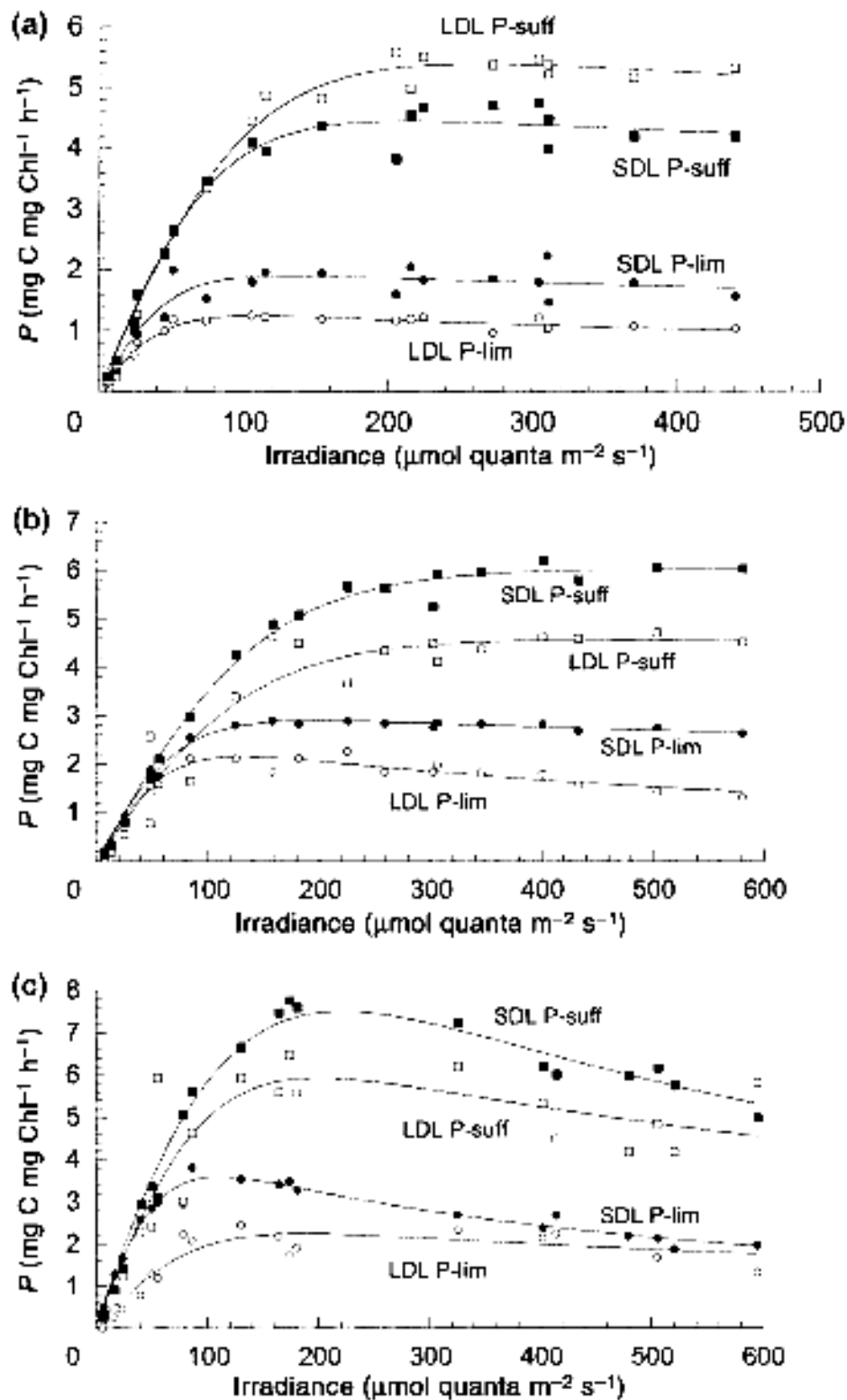


圖 5-26 3 種藻類在磷限制、磷充足與長日照、短日照處理下之光合作用最大生產量之變化，a: *Nitzschia*、b: *Sphaerocystis*、c: *Phormidium* (LDL: 長日照、SDL: 短日照、P-lim: 磷限制、P-suff: 磷充足) (Litchman et al., 2003)。

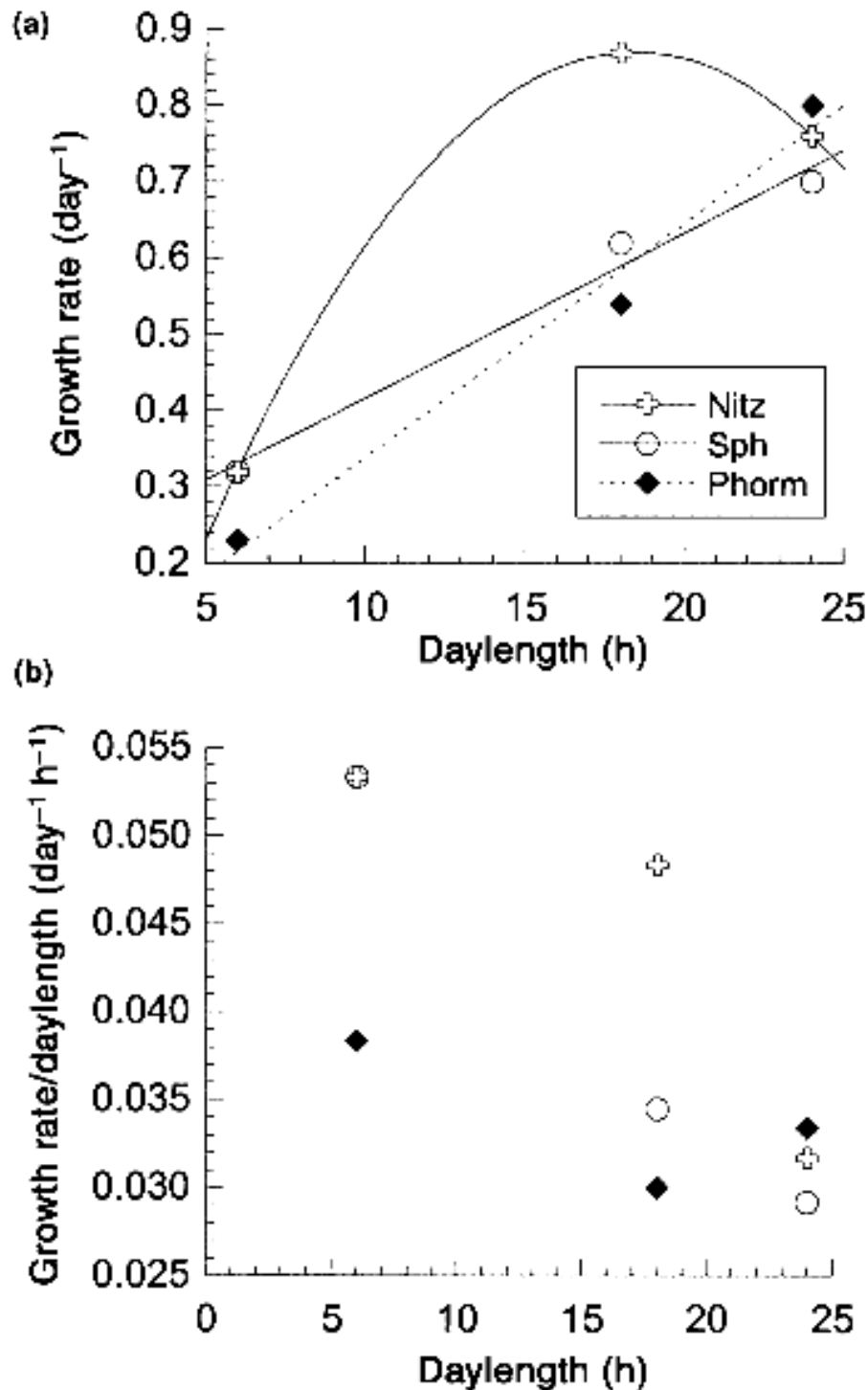


圖 5-27 a : *Sphaerocystis* 和 *Phormidium* 於磷充足的條件下，生長速率 (Y) 隨日照時間 (X) 增長呈直線遞增；*Nitzschia* 是呈飽和曲線型態增長。
b : 短日照處理的每單位光照時間成長效率高於長日照；3 種藻類單位光照時間的成長效率都隨著日照時間縮短而升高(Litchman *et al.*, 2003)。

5.2.4 藻毒蛋白【芬蘭】

微囊藻為一種藍綠藻，是特別容易在藻華發生時出現的藻種之一。其所產生之微囊藻毒素的毒性極強，能強烈地抑制蛋白磷酸酶的活性（protein phosphatase），是一種活性很高的致癌物質，此毒素進入人體的主要途徑是透過飲用水和被污染的水產品。Vézic et al.為瞭解水中的氮、磷濃度對微囊藻的生長與毒素產生之影響，以具肝毒性的 *Microcystis* 205、*Microcystis* GL260735 與無毒性的 *Microcystis* 269、*Microcystis* GL060916 為對象，進行實驗室操作試驗 (Vézic et al., 2002)。他們將此 4 種品系的微囊藻以恆溫 20°C 的批次培養（batch），並給予連續光照（ $25 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ）方式，置於 8 種不同氮磷濃度（氮磷比：3、7、8、42、68、169、372、676、845）的培養液中培養。分別在培養後的第 8、10、13、16、20 與 25 天時，觀察其生長情形與毒素分析。

如圖 5-28 所示，在生長方面，4 種品系的微囊藻之最大生長量，都出現在氮磷濃度皆最高的培養基中；且在高濃度磷的狀態下，氮對微囊藻的生長影響會越大。由於受實驗前飢餓的影響（starvation），於培養初期，2 種肝毒性品系在低濃度的培養液中出現了最高的生長速率，但一週後的生物量即低於高濃度培養者。在對數生長的晚期階段，氮低於 2.60、磷濃度低於 $0.056 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 時，205 品系的生長會停止；而當氮磷濃度分別低於 2.91、 $0.073 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 時，則會使 GL260735 不再生長。當培養基中的氮濃度是 $42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 時，生長在磷濃度為 $0.55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的肝毒性品系之生物量會高於磷濃度為 $0.11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 者；若磷濃度同樣是 $0.275 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 時，則生長在氮濃度 $84 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的生物量會高於氮濃度為 $8.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 者。顯示氮和磷的濃度與肝毒性品系的生長有顯著相關。

而 2 種無毒性品系在不同濃度的培養基之生長情形，除彼此間有差異外，也與肝毒性者相異。在高濃度的培養液裡，無毒性品系的生長狀況會比肝毒性品系差。無毒性的 269 品系在低營養鹽濃度時，生長情形都優於肝毒性者；尤其在對數生長的晚期階段，當氮濃度介於 $15.5 \sim 66.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、磷濃度介於 $0.14 \sim 0.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 時，其生長狀況會最好。無毒的 GL060916 品系之生長，只會隨著氮濃度的提高而增加，磷濃度對其並無影響。換言之，當 GL060916 在氮濃度為 $8.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的培養液中，並給予不同濃度的磷時（ 0.275 、 0.05 與 $5.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ），

其生長狀況並無差異。

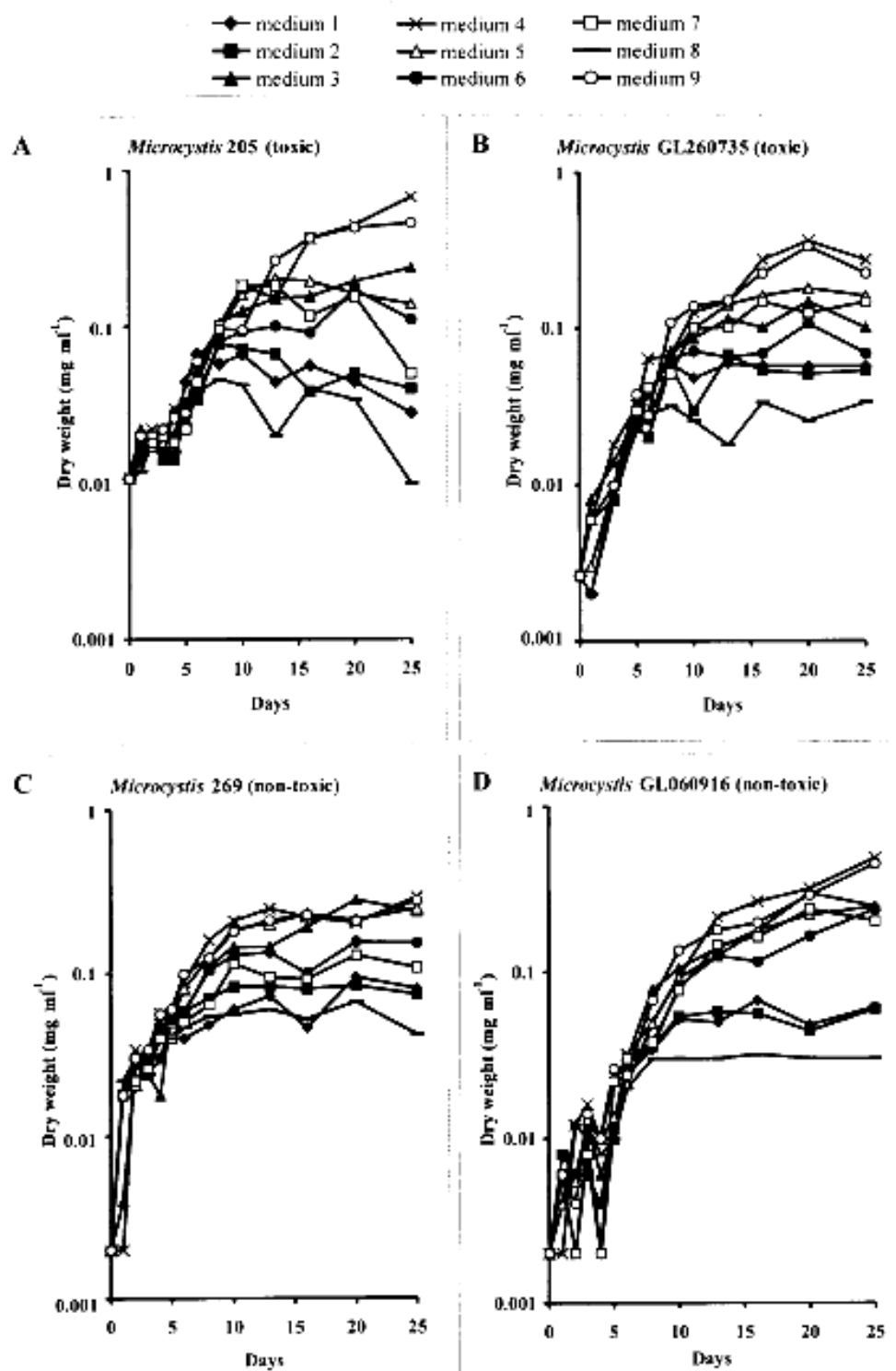


圖 5-28 肝毒性的 *Microcystis* 205、*Microcystis* GL260735 與無毒性的 *Microcystis* 269、*Microcystis* GL060916 微囊藻在不同氮磷比培養下，乾重 (Y) 隨時間的變化。培養基 1~9 之氮磷比依序為 42、8、845、169、68、372、3、7、676(Vézie *et al.*, 2002)。

此 4 種微囊藻的細胞蛋白都會隨著培養時間增長而減少。肝毒性品系 *Microcystis* 205 及 *Microcystis* GL260735 的細胞蛋白濃度，會隨著氮磷濃度的增加而降低；而無毒性者則會隨之增加。但無毒的 *Microcystis* GL060916 不同於生長情形，其細胞蛋白並不受氮濃度高低的影響。

微囊藻毒素濃度變化方面，205 品系會同時受到氮磷濃度的影響。其在低磷濃度時，細胞內的毒素濃度會隨著氮濃度增加而降低；而在高磷濃度時，毒素的濃度則會隨著氮濃度提高而增加。同理，在低氮濃度時，*Microcystis* 205 及 *Microcystis* GL260735 的細胞內毒素的濃度會隨著磷濃度增加而降低；而在高氮濃度時，毒素的濃度則會隨著磷濃度增加而增加。是故，最高濃度的毒素會同時出現在最低與最高的生長速率下，也就是氮磷濃度皆是最高或最低的條件下。GL260735 品系在產生毒素的表現上不同於 205，氮對其影響並不明顯。但在實驗過程中，有觀察到 GL260735 品系的細胞裂解 (lysis) 程度明顯高於 205 品系，所以造成分析結果有非常大的變異，以致無法明顯看出氮、磷與其細胞內毒素濃度的相關性。

整體而言，肝毒性 GL260735 的細胞內毒素濃度會隨磷濃度的上升而減少，而唯有在高磷濃度的狀況下，其細胞內毒素的濃度才會隨著氮濃度的提高而增加。另一種肝毒性的 205 品系所偵測到之毒素大都是存在細胞內，培養基中最高只佔總量的 23%；而 GL260735 則可在培養基中測得相當量的濃度，且變異很大，佔總量的 0~100%。在 8 組不同氮磷濃度的狀態下，肝毒性的 205 品系細胞內毒素之濃度會介於 $0.02 \sim 0.24 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$ 間，培養基上的最高值則為 $0.42 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$ ；而 GL260735 品系細胞內毒素的濃度從小於 0.05 至 $0.39 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$ 間，培養基上的最高值則為 $0.40 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$ 。就氮磷比而言，205 品系細胞內毒素的最高濃度值會出現在氮磷比 458~664 間，而 GL260735 品系會在氮磷比 237~753 間有最高的濃度值。

由上述結果可以推得，氮元素對此 4 種微囊藻都是生存上所必須的重要元素，不論其是否為具毒性之藻種。但肝毒性品系的 GL260735 和 205 對於氮、磷的需求會高於無毒品系 GL060916 及 269，尤其是在氮濃度偏低時。而在高濃度的培養條件下，肝毒性品系生物量的增長會比無毒品系來的快速。所以，在低濃

度的生長環境下，無毒性的品系會比肝毒性品系來得更具有競爭力，但會隨品系不同而有差異。

5.2.5 藻毒濃度【韓國】

另一項對微囊藻的研究顯示，不同的氮磷比對 *Microcystis aeruginosa* 的生長、細胞化學組成與微囊藻毒素濃度也有不同程度的影響(Lee et al., 2000)。Lee et al.同樣以批次並給予不同氮磷比培養液的方式培養 *M. aeruginosa*，其中 1 組將氮濃度固定在 $71.4 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ，再添加 5 種不同濃度的磷 ($0.71 \sim 71.4 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)；另 1 組固定磷的濃度為 $6.5 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ，再添加 5 種不同濃度的氮 ($6.5 \sim 650 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)。

結果顯示，於氮固定的培養中，*Microcystis aeruginosa* 在低濃度磷的生長速率於實驗開始第 5 天後會開始降低；而在磷固定的狀態下，低濃度氮的生長速率在第 7 天後才開始降低。在氮固定的培養中，當磷濃度降低時，乾重會從 $163 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 減少至 $153 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，葉綠素 a 的濃度則自 $553 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $455 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，而細胞內的磷含量則會從 $1.5 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 下降到 $0.8 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。而在磷固定的培養中，當氮濃度提高時，乾重會從 $160 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加至 $180 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，葉綠素 a 的濃度則自 $539 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 提高至 $674 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，但細胞內的磷含量都維持在 $0.9 \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ，不因外在環境的氮濃度變化而改變。微囊藻毒在磷固定的培養中，其濃度皆高於氮固定的培養，但兩組都會隨著葉綠素 a 濃度提高而呈線性增加。在氮固定的培養且氮磷比為 100:1 時，毒素會有最高的濃度值，達 $1,896 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。而在磷固定的狀態下，當氮濃度為 $104 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 且氮磷比為 16:1 時，毒素呈現出 $2,738 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 的最高濃度（圖 5-29）。

在氮固定的培養中，當磷濃度降低至 $4.46 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ；或是在磷固定，氮濃度降至 $32.5 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 時，都會降低 *Microcystis aeruginosa* 的生長速率。換言之，在磷濃度為 $4.46 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 且氮濃度是 $32.5 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 時，將達到最大的生長速率。即使本實驗所使用培養基的氮磷比是介於 1~100 之間，但 *Microcystis aeruginosa* 細胞內的氮磷比變化卻只介於 11~21 的範圍內。而在氮濃度固定的狀態下，葉綠素 a 的濃度會隨著氮磷比增加而下降，顯示磷是微囊藻 *Microcystis aeruginosa* 生長重要的限制因子。與生物量比較，葉綠素 a 的濃度更容易受到氮

磷比的影響。當氮濃度為 $104 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 且氮磷比為 16:1 或氮濃度為 $325 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 且氮磷比為 50:1 時，微囊藻毒都可以出現 $2,700 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 的高濃度值；亦即，當外界供應的氮濃度值越低，微囊藻所能造成的毒性就會越低（圖 5-30）。

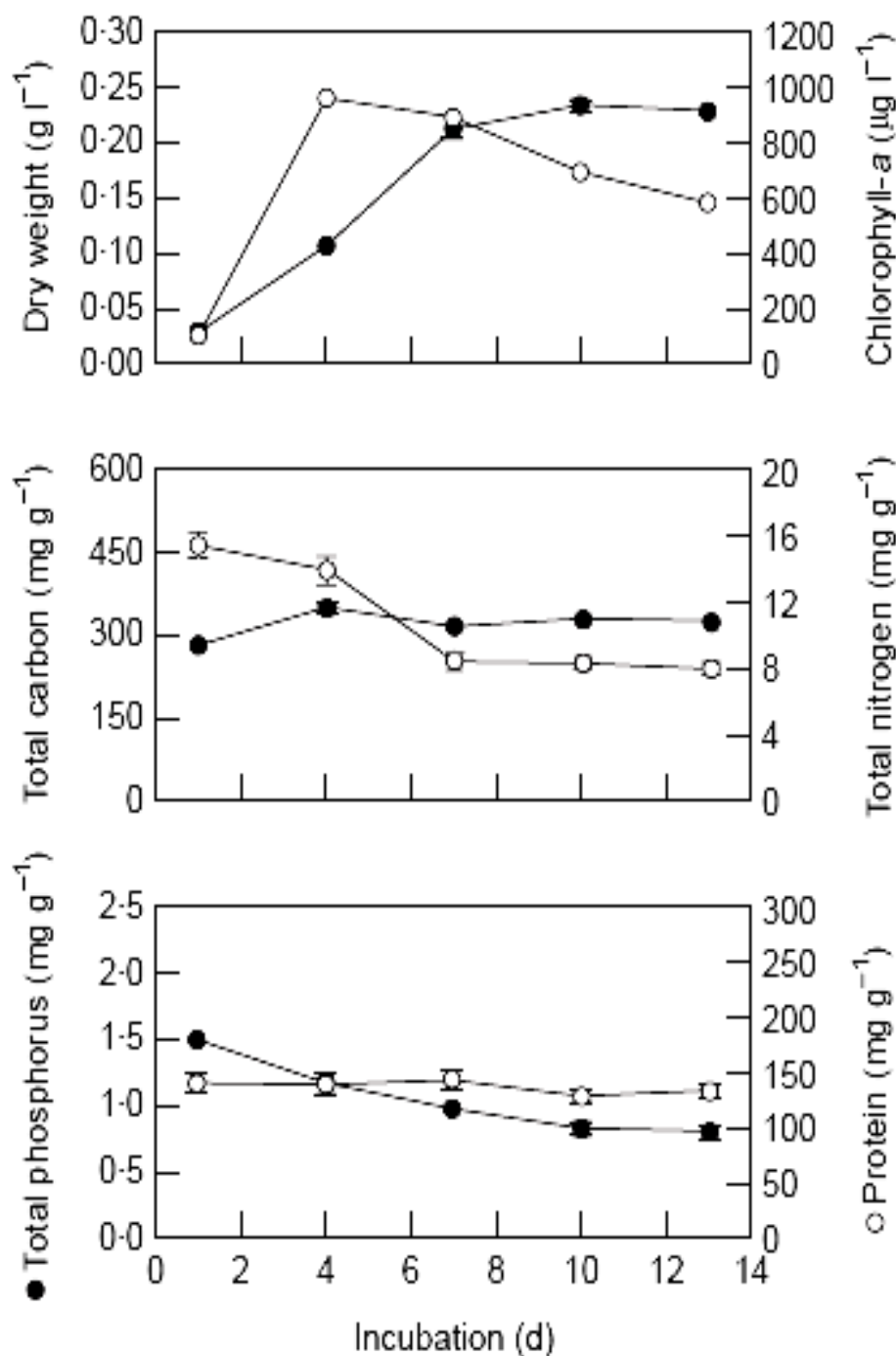


圖 5-29 微囊藻 *M. aeruginosa* 之乾重、葉綠素 *a*、總碳、總磷、總氮與蛋白質含量 (Y)，於培養過程中之時間變化。培養基氮磷濃度分別為 104 與 $6.5 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ (Lee *et al.*, 2000)。

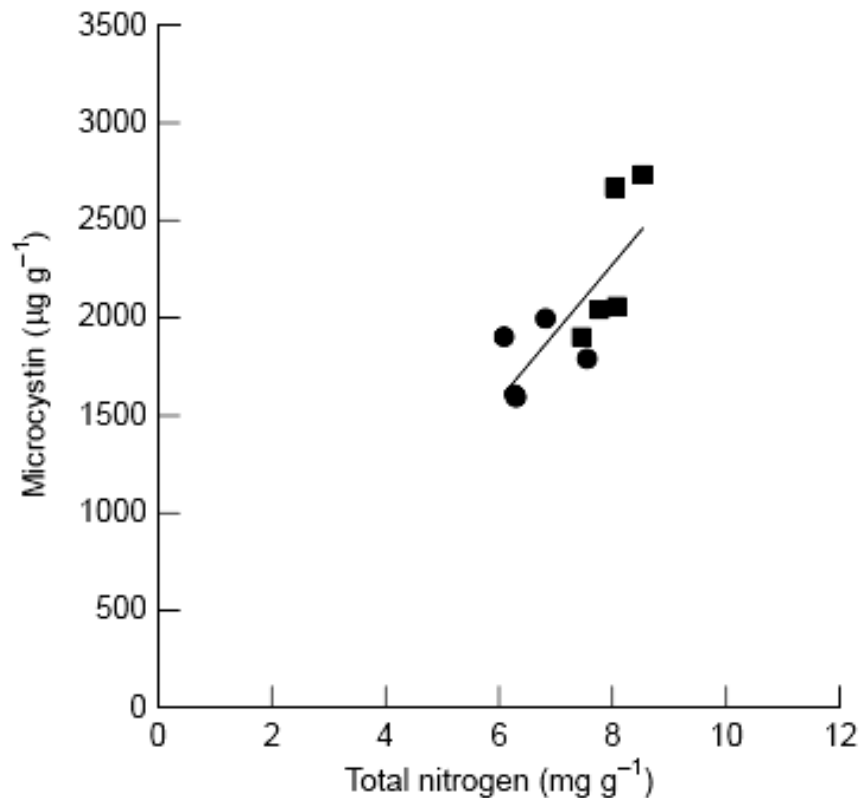


圖 5-30 微囊藻 *M. aeruginosa* 毒素含量 (Y) 與氮濃度 (X) 之關係，當氮的濃度越低，*M. aeruginosa* 所能造成的毒性會越低 (●：氮固定、■：磷固定) (Lee *et al.*, 2000)。

5.2.6 藻毒危害【澳洲】

Elphinstone 湖位於澳洲昆士蘭省的中部 (Queensland)，是一個熱帶的內陸淡水天然湖泊，無大型的支流輸入與輸出，年雨量 666 公釐。平均深度 1.3 公尺，長 3,000 公尺，寬 600 公尺。周圍是養牛的畜牧地區與燃煤工廠，湖區本身有許多的水上休閒活動與垂釣行為。湖中的藍綠藻會在每年 3~7 月時形成藻華，並可檢驗出微囊藻毒素的存在(White *et al.*, 2005)。

White *et al.*的實驗目的在於探討微囊藻毒及環境的物理、化學因子等，對大型無脊椎動物的影響，包括歧異度 (diversity)、豐多度 (richness) 與豐富度 (abundance)。採樣點共有 6 處，分析項目有藻毒濃度、無脊椎動物群落組成、水體物化性質、懸浮固體 (圖 5-31)。

於 2002 年調查結果中，此湖的藍綠藻藻華在 3 月時開始出現，5 月時達最

高峰。而微囊藻毒素的濃度在 3 月時低於 $0.5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，但同樣在 5 月時有最高濃度 $2,500 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，到 7 月時降至 $1,000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，主要是受到優勢種 *Microcystis panniformis* 數量起伏變化所影響。5 月時水中的肝毒素（cylindrospermopsin）濃度維持在 $0.3 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下。水生螺類的體型介於 5~20 公釐之間，分屬 5 科；調查期間有發現其大量死亡，屍體涵蓋數平方公尺之廣的情形。大型無脊椎動物在此湖的歧異度與豐富度非常低，豐富度在不同樣點與時間變化很大；無脊椎動物種類共有 24 科，且科數在 3 至 5 月期間會顯著地減少，豐富度在 5 至 7 月時是呈現較低的值（圖 5-32）。但 Shannon 歧異度指數卻是在 5 月時有最高的值 1.64，高於 3 月的 1.30 與 7 月的 1.48，各採樣點間無明顯差異。

此湖的水體物化性質變異相當大，表水層的溶氧維持在一個超飽合的狀態，可達 227%，但底部卻只有 10% 的飽合度；表水與底水的溫差介於 0.2 至 2.0 °C 間（圖 5-33）。溶氧與溫度的分層現象是出現在 1.2 或 1.4 尺的深度，且兩者間有極大的正相關（ $p < 0.001$ ）。沙奇盤深度在 3、5、7 月分別只有 24、14 及 18 公分，此期間透光層在 33~54 公分間。受溶氧的影響，pH 值隨著深度而遞減，表水層在 3、5、7 月所量測的值分別為 9.0、8.7 與 8.4。

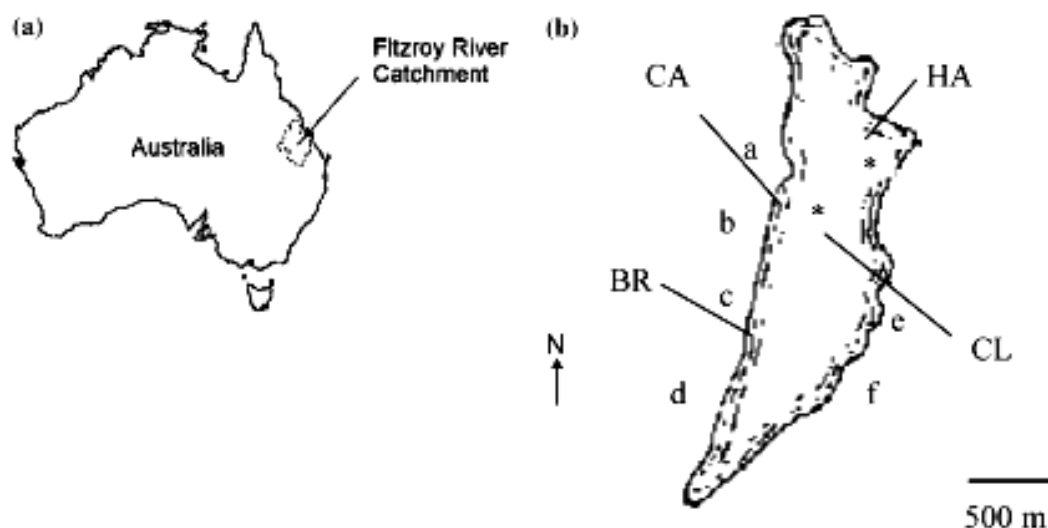


圖 5-31 White *et al.* 在澳洲昆士蘭省的中部 Elphinstone 湖的 6 處採樣點(White *et al.*, 2005)。

水中的懸浮顆粒大都由細砂（fine sand）與粗粉沙（coarse silt）所組成，有 45% 以上的顆粒其半徑小於 $300\ \mu\text{m}$ ，乾重中有 1.42% 是有機物；所有顆粒的粒徑分佈與有機物含量並無隨時間變化的趨勢。

大型無脊椎動物的豐富度及豐多度與微囊毒濃度呈現明顯的負相關（ $p = 0.00000428$ ， $p = 0.0249$ ），但與懸浮顆粒無顯著相關（ $p < 0.050$ ）；而歧異度與微囊藻毒則無明顯的相關性，卻與懸浮顆粒的粒徑有正相關（ $r = 0.574$ ）。豐富度與豐多度之間的相關係數 r 為 0.596，豐多度與歧異度則為 0.565。

主成分分析結果顯示，Elphinstone 湖的藻華形成受許多環境因子影響，而藻華中大量繁殖的微囊藻提高了水中的藻毒濃度，直接降低了無脊椎動物的豐富度與豐多度。然而，環境中的其它因素，如懸浮顆粒與有機物含量，也會影響到無脊椎動物的食物來源與攝食行為，間接造成數量與種類的改變。而實驗期間大量死亡的螺類可能是環境條件改變或藻毒所造成，如浮游植物的減少、底層氧氣的不足、水的濁度、藻毒的累積等等，都可能是影響的因素。

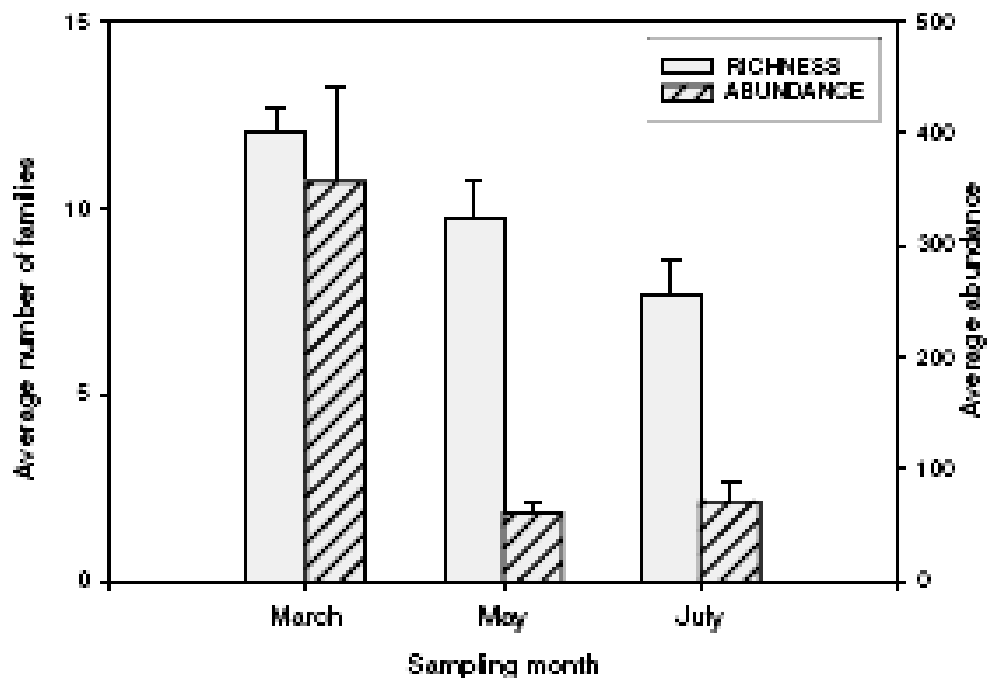


圖 5-32 大型無脊椎動物的科數(左 Y)與平均豐富度(右 Y)在澳洲 Elphinstone 湖的月變化(White *et al.*, 2005)。

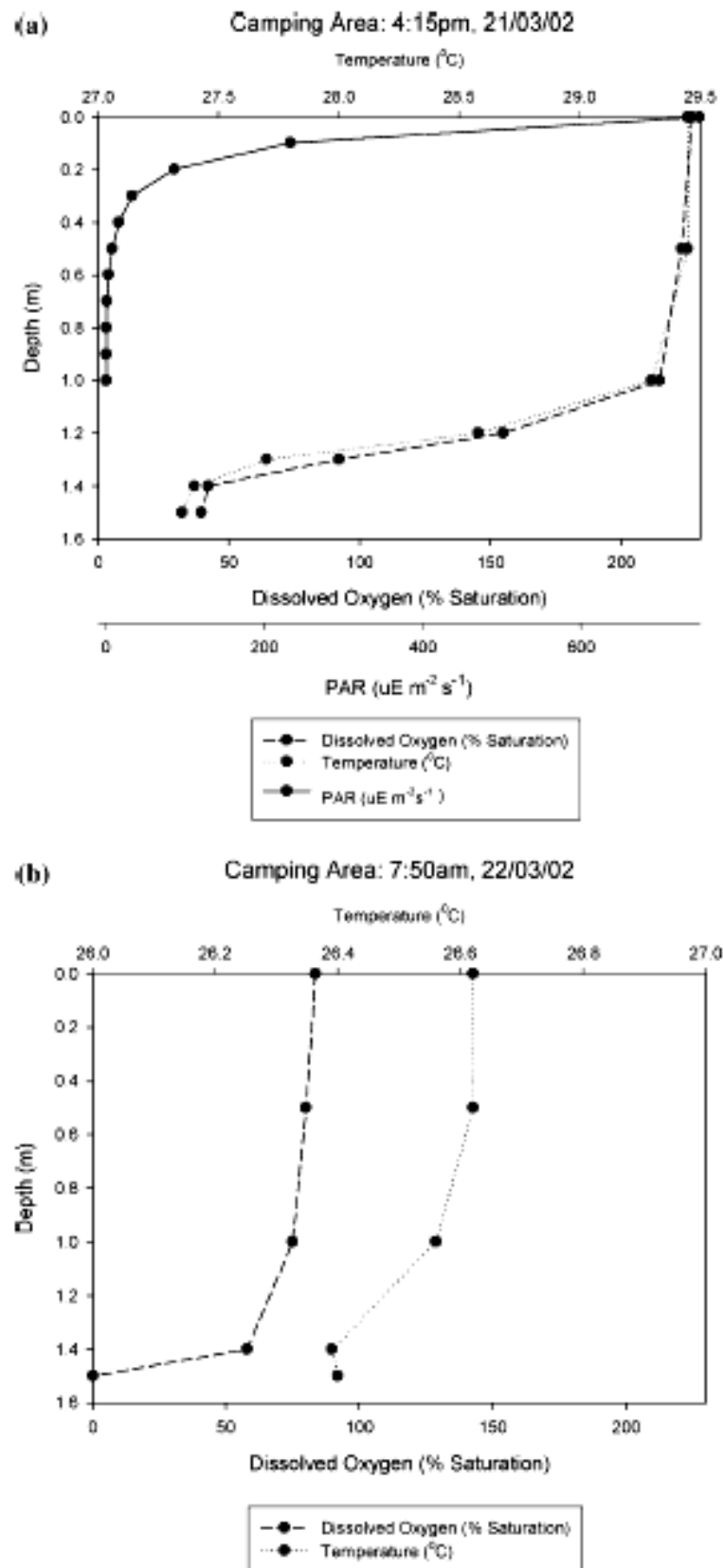


圖 5-33 澳洲 Elphinstone 湖在下午 (a) 與早上 (b) 時，其溶氧、溫度與光合作用有效波長 (X) 隨深度 (Y) 的梯度變化(White *et al.*, 2005)。

5.3 優養化控制

優養化及藻華現象是當前重要的環境問題之一，要減少其對水資源的衝擊與控制是一項非常複雜且高難度的挑戰，一般基本原理都在藉由減少營養鹽輸入、去除已存在之營養鹽及控制藻類生長。而營養鹽中，又以氮及磷最為關鍵性，並以不同的化合物型態存在水體中。依此為出發點，目前常見之施行方法包括了化學(Cheng & Chi, 2003)、物理(Salvia-Castellvi *et al.*, 2001)、人工濕地(Chen *et al.*, 2006; Jing *et al.*, 2001; Picard *et al.*, 2005; Sakadevan & Bavor, 1999; Song *et al.*, 2006)、水生植物或藻類(Hansson *et al.*, 1998; Jiménez-Pérez *et al.*, 2004; Lau *et al.*, 1995; Mallick, 2002; Nakai *et al.*, 1999; Nakai *et al.*, 2000; Tang *et al.*, 1997; van der Steen *et al.*, 1998; Yamamuro *et al.*, 2006)、增加藻食性浮游動物(Olin *et al.*, 2006)、魚貝類(Datta(Saha) & Jana, 1998; Hansson *et al.*, 1998; Kwon *et al.*, 2004)或生物控制(Hansson *et al.*, 1998)等來達到目的。這些方式看似獨立，但彼此間實可相輔相成，並非僅靠單一實行就可完全達到目的，且可配合模式的方式來評估其成效(Persson *et al.*, 1999)。除此，還要掌握污染源的主要來源，並瞭解其產生過程、傳輸方式及轉換機制，才能正確地選擇最適宜並有效的方式。

以下便列舉近年全球各個國家，包括國內，用於水中營養鹽去除及控制藻華常見之處理方式與成果：

5.3.1 化學處理

5.3.1.1 臺灣

此研究的水樣是以苗栗的明德、鯉魚潭及永和山水庫為對象(Cheng & Chi, 2003)，分別以 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 與 $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ ，在不控制 pH 值的狀態下進行水中 DOC 的凝結實驗。

初步分析結果顯示，此三處水樣之 DOC 濃度介於 $1.0 \sim 3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之間，且與葉綠素 a 的濃度 ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 成明顯正相關 ($R^2=0.77$)。隨著優養化的程度增加，水樣中所含的小分子 DOC ($<5000 \text{ Da}$) 會隨之增高，主要是來自外界環境的輸入與藻類的釋放。而使用傳統化學方式的凝結作用，只能移除水中大分子的 DOC ($>5000 \text{ Da}$)，對於小分子 DOC 的移除效率會較差。實驗結果發現，

較高濃度的 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ 雖可吸附較多的 DOC，減少其在水中的濃度（圖 5-34）；但去除的效率會隨著小分子 DOC 的濃度增加而降低。由迴歸式得知，在高濃度的 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ 處理下，每增加 1% 的小分子 DOC，會使吸附效率降低將近 1%。所以，使用高濃度的 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ 只能用來提高其吸附水中大分子 DOC 的效率，對於因優養化而過度繁殖的藻類所產生大量的小分子 DOC 而言，並無太大的貢獻（圖 5-35）。

與三滷甲烷比較，低濃度與高濃度的 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ 分別只能吸附 9.6~10.1% 與 32.2~35.4% 之 DOC；而卻能減少 31~48% 與 74~85% 三滷甲烷的形成。故推論， $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ 對大分子量與忌水性的分子，如腐植酸以及苯環、芳香類的碳氫化合物等，具有較高的去除效率。所以，使用 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ 添加的方式，是很難控制因優養化而過度繁殖的藻類所產生大量的小分子有機物。

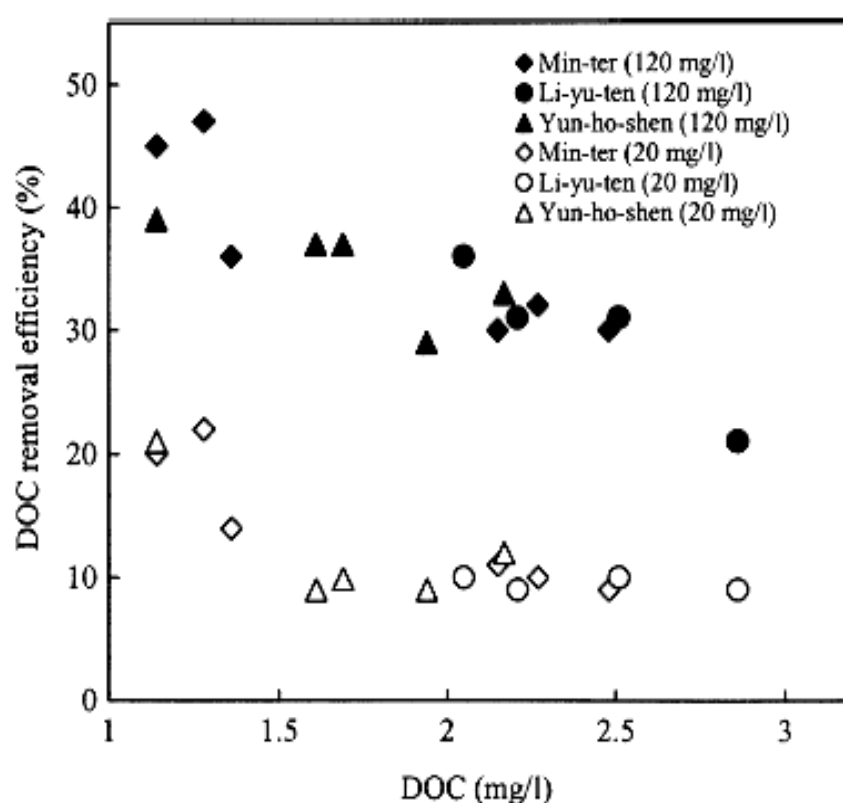


圖 5-34 兩種不同濃度 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ 吸附 DOC 的效率，高濃度者可吸附較多的 DOC，移除效率(Y)較低濃度者高(Minter：明德、Liyuten：鯉魚潭、Yunhoshen：永和山) (Cheng & Chi, 2003)。

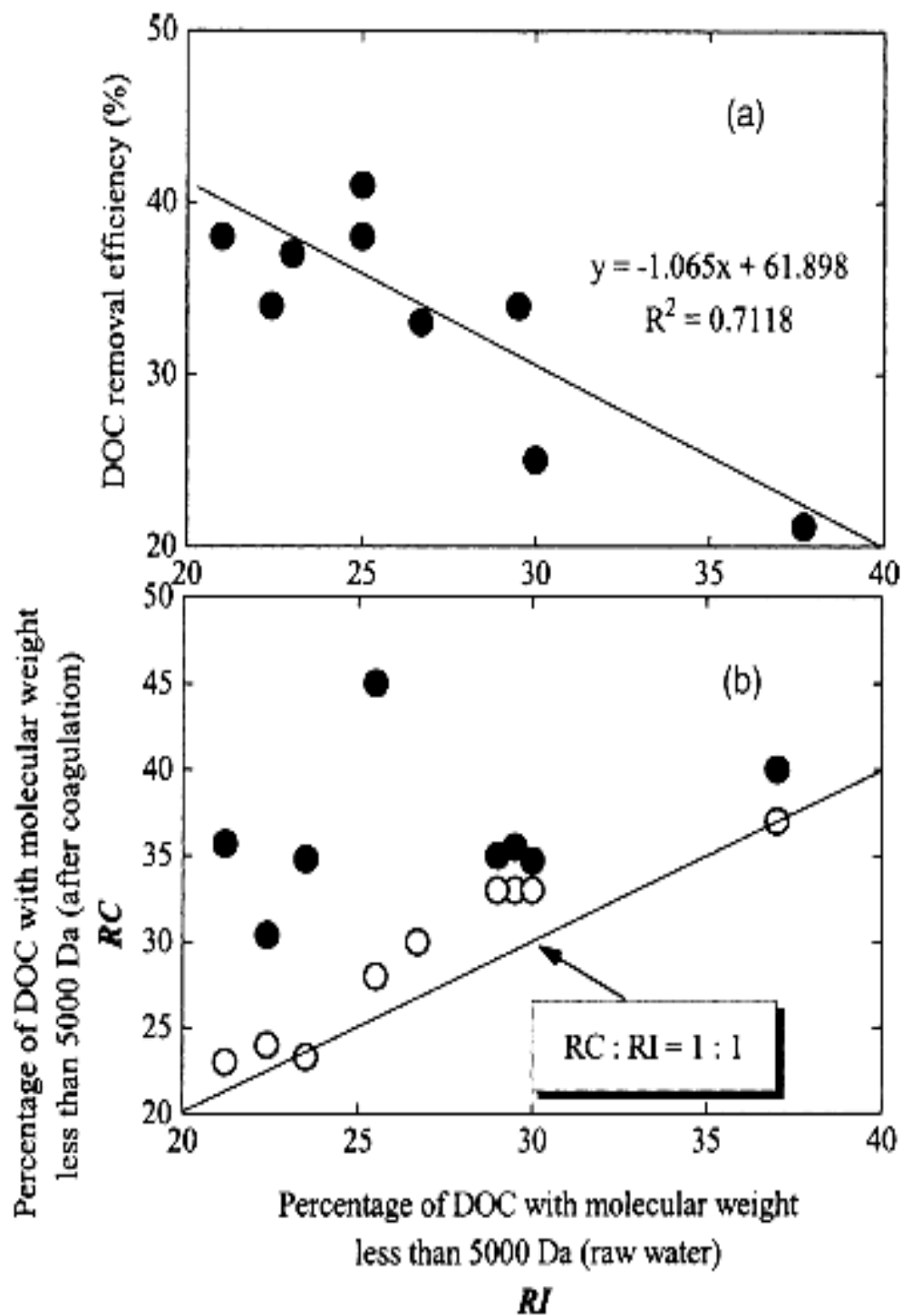


圖 5-35 高濃度 $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ 去除 DOC 的效率會隨著小分子 DOC 的濃度增加而降低，每增加 1% 的小分子 DOC，會使吸附效率降低將近 1 % (Cheng & Chi, 2003)。

5.3.2 上游壩堤

5.3.2.1 盧森堡

在盧森堡境內的 Esch-sur-Sûre 水庫，是一座具備調洪、民生用水與發電的水庫，其水源主要來自發源於比利時境內的 Sûre 河。此水庫的上游處建有兩個較小型的壩堤（predam），分別為 Misère 與 Bavigne，皆具有調節水量與蓄水的功能；而前者即位於 Sûre 河上。

Misère 的壩體為 50 萬立方公尺、長 2,300 公尺，平均與最大深度分別為 2.5 與 4 公尺。集水區面積 316 平方公里，其中 35% 為森林，58% 為農業用地。夏季時，水的滯留時間為 14 天（residence time），冬季則為 0.5 天，年平均為 1.5 天。溫度的梯度變化為 $1\text{ }^{\circ}\text{C} \cdot \text{m}^{-1}$ ，表水溫介於 $19\sim 21^{\circ}\text{C}$ ，底層水為 $15\sim 17^{\circ}\text{C}$ 。

而 Bavigne 的壩體約為 167 萬立方公尺、長 2,100 公尺，平均與最大深度分別為 7.1 與 17 公尺；其水源主要來自 Bavigne、Mecher 與 Dirbach 三條河川。集水區面積 39 平方公里，其中 50% 為森林，43% 為農業用地。夏季時，水的滯留時間達 850 天，冬季則為 13 天，年平均為 44 天。Salvia-Castellvi et al. 分別在 Misère 與 Bavigne 兩個小壩的上下游處設置 7 個採樣點，採樣頻率為兩週一次，進行浮游生物與磷的分析(Salvia-Castellvi et al., 2001)。

結果顯示，在水量穩定供應的狀態下，Sûre 河的總磷濃度都在 $0.2\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下，有逕流發生時（runoff），會提高至 $0.3\sim 0.8\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，冬天則降至最低的 $0.05\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。每年有 29 噸的磷直接輸入到 Misère，其中的 12 噸會再流入 Esch-sur-Sûre 水庫裡，且有 65% 是在 Sûre 河有大量逕流時的冬季發生。全年的總磷在 Misère 的滯留率（retention rate）為 60%，月平均則為 27%（圖 5-36）。而每年輸入到 Sûre 河的溶解性磷有 4.2 噸（soluble reactive phosphorus），其中的 4.0 噸會再流入 Esch-sur-Sûre 水庫中，換言之，Misère 對溶解性磷的滯留率只有 4%（圖 5-37）。

Misère 的葉綠素 *a* 平均濃度為 $19.6\text{ }\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，9 月出現 $66.5\text{ }\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的最高值，藻類生物量為 $4\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，平均透光度（transparency）為 1.3 公尺，有輕微的優養化現象。浮游植物中，隱藻類（Cryptophyceae）是 Misère 最優勢的藻

類，有 90% 的密度與生物量是由它所組成；綠藻類（Chlorophyceae）是夏季時重要的物種，而矽藻則在春季時佔有 50 % 以上的生物量，藍綠藻（Cyanophyceae）則只出現在夏末。浮游動物在 7~10 月時呈現高峰值，達 $500 \text{ ind} \cdot \text{L}^{-1}$ ，以輪蟲（rotifer）為最優勢，平均佔 79%。

而在 Bavigne 中，每年雖有 2.5 噸的磷輸入量，但卻只有 0.46 噸的磷會再流入 Esch-sur-Sûre 水庫裡，且其中 80% 以上也是在冬季發生。Bavigne 對總磷的滯留率，全年為 82%，而月平均為 80%（圖 5-36）。每年有 300 公斤的溶解性磷進入到 Bavigne，只有其中的 140 公斤會繼續進到 Esch-sur-Sûre 水庫中；每年的滯留率為 58%，月平均為 75%（圖 5-37）。Bavigne 在中央與壩體附近的全年葉綠素 a 平均濃度分別為 9 與 $6 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，透光度為 1.8 公尺，屬於中養化的水體。隱藻類同樣也是這裡全年都出現的浮游植物，綠藻類主要出現在夏秋交接的時期，而矽藻則在春季時佔有 40% 的生物量。與 Misère 相同，浮游動物都是在 7~10 月時呈現高峰值，達 $500 \text{ ind} \cdot \text{L}^{-1}$ ，以輪蟲為最優勢，平均佔 66%。

Salvia-Castellvi *et al.* 認為水庫上游的小壩堤可視為溶解性磷減量的反應區（reaction space）。此反應可分成兩部分，第一部分是浮游植物吸收溶解性磷，並將其轉成顆粒性磷，轉換效率隨浮游植物生物量增加而隨之上升。而浮游生物的生物量變化，是取決於溶解性磷在此反應區內的濃度與滯留時間，而後者又與溫度及光照強度有關。第二部分是磷的沈澱，此反應可經由與鐵、鋁、鎂、鈣等金屬離子的吸附或浮游植物的吸收而形成，特別是當浮游植物有較高的沈澱速率時（sedimentary rate），會更加明顯。換言之，如果死亡的藻類只停留於水體上部的透光層中且被分解，則磷仍然是存在此系統中，並不會被移除。而在夏季時，浮游動物攝食隱藻後，仍會經代謝而將磷排放出至水體，這只是磷在系統中的再循環現象，其同樣也不會自系統中被移除。而低溶氧與高溫的環境，容易造成底泥的磷釋出至水體。所以，浮游植物的組成與底泥的磷釋出，是影響水體中磷循環最重要的兩項因子。

Bavigne 因溫差形成的水體分層現象及擁有較大的體積之故，使其對於總磷與溶解磷的滯留率高於 Misère，即使 Misère 的浮游植物生物量遠大於 Bavigne。此外，在 Bavigne 上游的入水處有大量叢生的水生植物：*Elodea nuttalli*（伊樂

藻)，它對於溶解性磷具有極佳的吸收率；顯示出此地區的浮游性藻類，對於磷的吸收並無太大的貢獻。

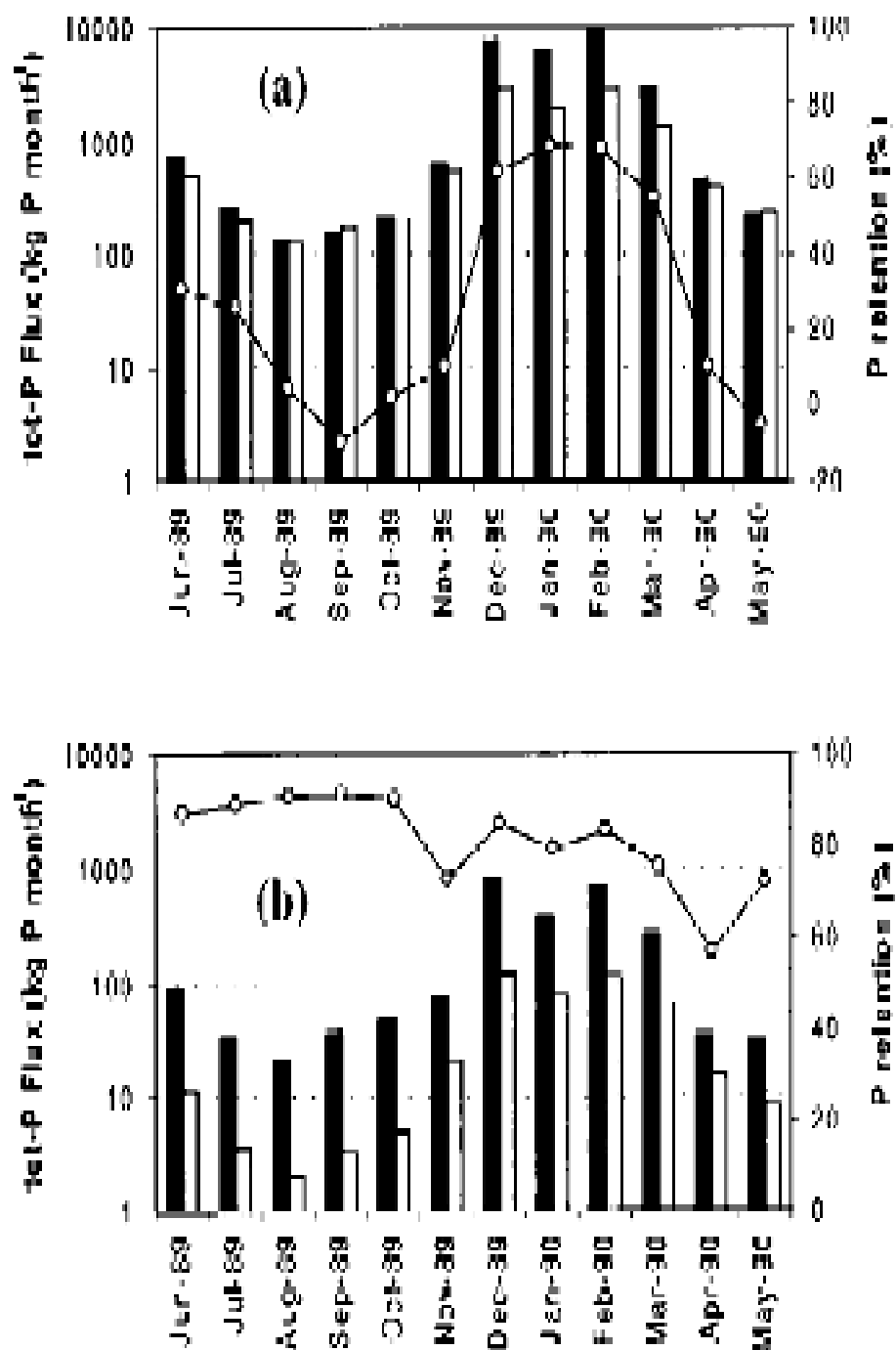


圖 5-36 Misère (a) 與 Bavigne (b) 小壩之總磷輸入量(左 Y, ■)、輸出量(左 Y, □)及滯留率(右 Y, ○)的月變化(Salvia-Castellvi *et al.*, 2001)。

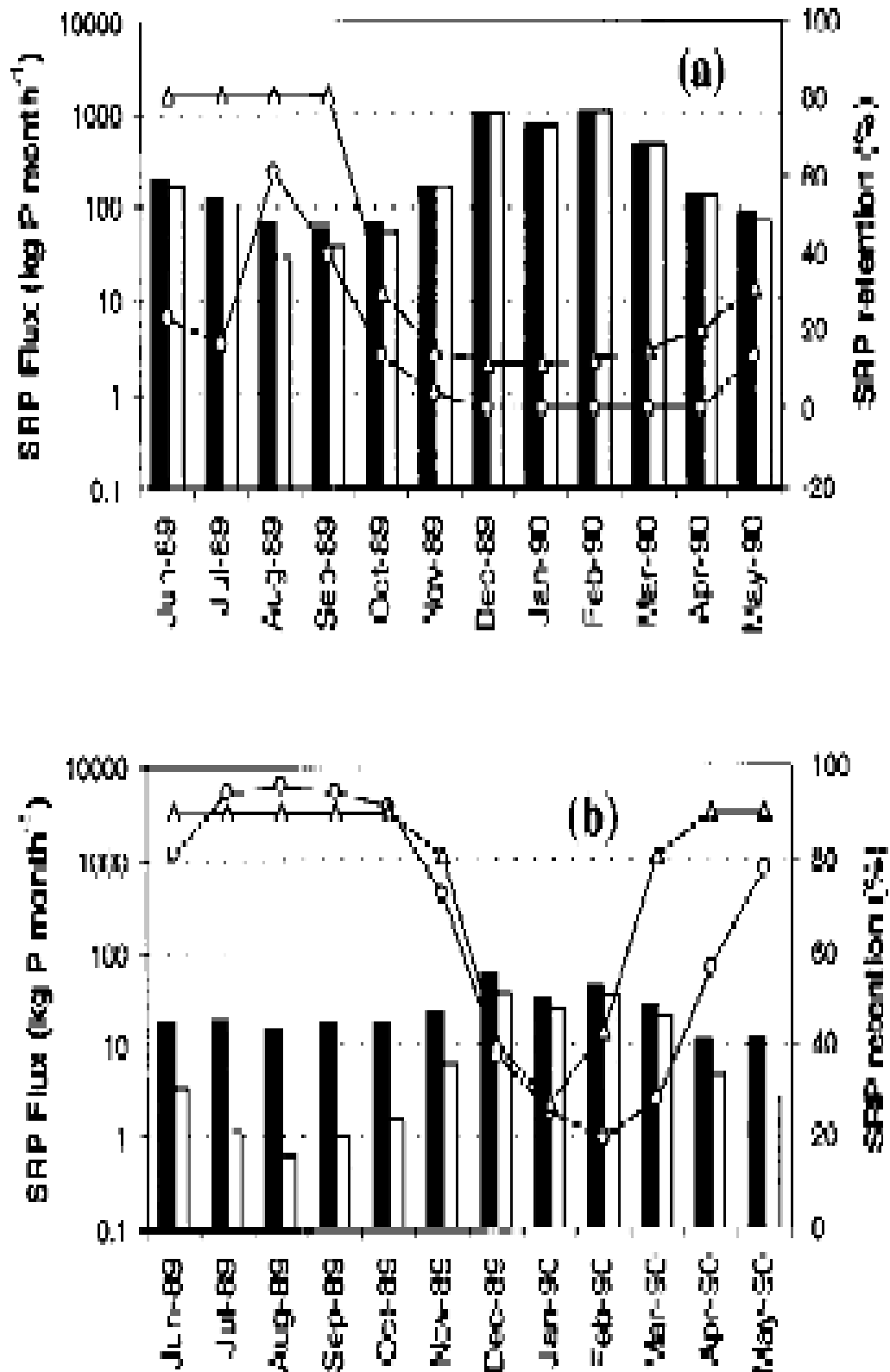


圖 5-37 Misère (a) 與 Bavigne (b) 小壩之總溶解性反應磷輸入量(左 Y, ■)、輸出量(左 Y, □)及滯留率(右 Y, ○)的月變化(Salvia-Castellvi *et al.*, 2001)。

5.3.3 攔網設置

5.3.3.1 日本

位於日本九州島北部的寺內水庫 (Terauchi Dam Reservoir)，長 2.5 公里、寬 400 公尺、面積 900 公頃、最大深度 35 公尺。水源來自 Sata、Teishakuji 與 Small 3 條河川 (圖 5-38)。此水庫主要供應下游地區稻田灌溉之用，為使放流水溫維持在 17°C 以上，所以壩體上設計了許多不同高度的取水口，依季節交替變化使用。與許多水庫相似，在夏季期間出現的藻華亦是此水庫重要的問題之一，營養鹽來源亦來自上游的河川。Asaeda *et al.* 在 1994 年的 3~6 月間，於上游地區架設了 2 面塑膠攔網，進行優養化的控制。並依監測所得之數據，進行模式估算，評量與預估控制成果(Asaeda *et al.*, 2001)。

水深 4 公尺以內或光可到達水體的最大深度是所謂的透光層 (euphotic zone)，藻類的光合作用只能在此深度維持正常的運作，以下的深度會受限於光線的不足，藻類不易生長。若能利用人工方式將此區隔離，阻止營養鹽的供應，將可控制藻類的滋長。1994 年 2 月，Asaeda *et al.* 分別在離壩體的 1,335 及 1,670 公尺之上游處設置塑膠攔網 (圖 5-38)；網的兩邊緊靠河岸，並利用浮球以確保網子上方能確實地位於水面上。攔網的深度達 5 公尺，目的在於能涵蓋到水體中變溫層的上方 (epilimnion)。第一層網用以攔住 Sata 及 Teishakuji 兩條河的進流水，而第二層則是攔截 Small 河所輸入的河水。將設置好攔網的水庫分為 A、B、C 3 區 (圖 5-38)，以每週 1 次的頻率，分別在此 3 區的 0.5、2.0、4.0 與 6.0 公尺之深度測量溫度、葉綠素濃度、磷含量、硝酸、氨態氮、溶氧、生化需氧量。並收集實驗期間水庫的進、排水量，以及從鄰近的氣象站取得氣象資料。

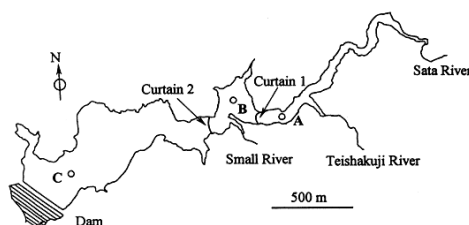


圖 5-38 日本九州境內寺內水庫的輪廓和支流分佈，及攔截網 (curtain) 架設位置與分區圖 (A、B、C) (Asaeda *et al.*, 2001)。

此水庫具有明顯的季節分層現象，從早春開始至春季中期，河川的進流水

溫會高於水庫的表水，使得進流水集中在水庫表層（圖 5-39）。這些富營養鹽的河水會被攔網阻擋在上游處，此處同時也是藻類密度較高的地區，所以可藉由藻類的吸收而降少這些營養鹽輸入到水庫的下游區域。水庫上游由於河水不斷地輸入，且溫度又較高而無法下沉，所以原本 A 區中的水將會被這些湧入的河水推到第一層攔網的下方後進入到 B 區。而進入到 B 區的水因為混和了河水與水庫的水，所以溫度會略低於表層，不再位於水庫表面，而是在略低於表層的深度形成一股中間流（interflow）。以此類推，當 B 區的水又受到此道中間流的推擠而經由第二層攔網到達 C 區時，溫度又再降低。而在 C 區所形成的第二股中間流雖比 B 區者更深，但溫度仍高於水庫中的水；所以在向壩提推進時，會再慢慢地提昇。是故在此時期，為使排放水的溫度能較高以及將富營養鹽的河水排出，就必需使用較高的取水口來排放水到下游農地，其深度離表層約 1.5 公尺。但當晚春至夏季時節，情況則完全改觀。此時河水的溫度會低於水庫表水溫度，所以當河水一進入到庫區時，並不會受到攔網的影響，亦不會上升至透光層的深度。此時的河水是直接穿過攔網下方，以水平直線的前進方式直達到壩堤。故要在此時期將富營養的河水排出，取水口就必須低於之前的高度，約在水面下 10~12 公尺間，隨中間流的溫度變化而隨之改變（圖 5-39）。

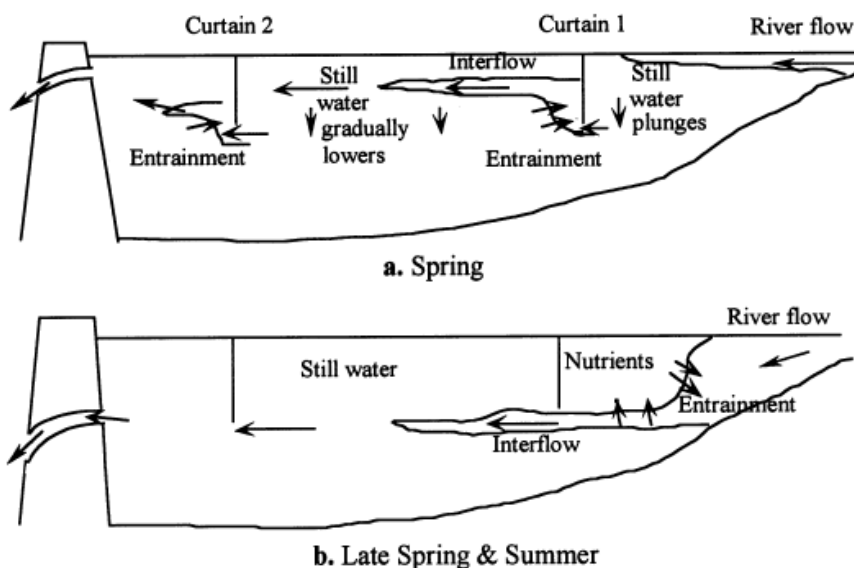


圖 5-39 架設攔截網後的寺內水庫，其上游進流水在春季（a）與晚春至夏季（b）時，中間流的前進方式(Asaeda *et al.*, 2001)。

利用模式與實驗期間所蒐集的數據，來比較實測值與估算值，以及評估優養化程度，是本實驗最重要之目的。模式共分為兩個部分，所有的參數都必須先

經過校正與改良後使用。其一是以物理參數為基礎，包括氣象資料、水的進出量、溫度所造成的分層與中間流等。而另一個則是採生態相關參數來運算，參數群有浮游植物生產力、藻類生物量、氧氣的收支和養分循環等。

水庫下游 C 區表水溫度的實測值與模式預估值之時間變化如圖 5-40 所示，而葉綠素在 A、B、C 區的濃度則表示於圖 5-41。另從圖 5-42 可以看出，在早春時節的 3 月 18 日，由模式預估的結果可以發現，因為河水溫度高於水庫的表層；加上在 C1 與 C2 兩層攔網的阻擋下，攔網下方由河水與水庫水混和合成的中間流，其水溫將會高於其它同等深度的水溫，而漸往表層抬昇。而葉綠素濃度將因為表水層的營養鹽濃度增加，而往大壩方向遞增，使得藻華出現在下游靠近大壩之處。但在 5 月 21 日的晚春時期，中間流因為溫度較低，會直接從攔網下方地水平流至大壩，且不涉及到透光層。所以由圖 5-43 就可看出，有中間流通過的區域，其水的滯留時間較短，而越靠近表水或底層的部分，則會有較長的滯留時間。而營養鹽，包括磷，其分佈的情形與同等溫線一致；養分會被中間流帶往更深的底部，透光層無法獲得自河流攜帶下來的養份。所以葉綠素濃度在下游大壩的表層並不高，反倒是上游靠近第一攔網前後的 A 及 B 區有最高的濃度值，可見葉綠素的濃度受上游河水輸入的影響之鉅。

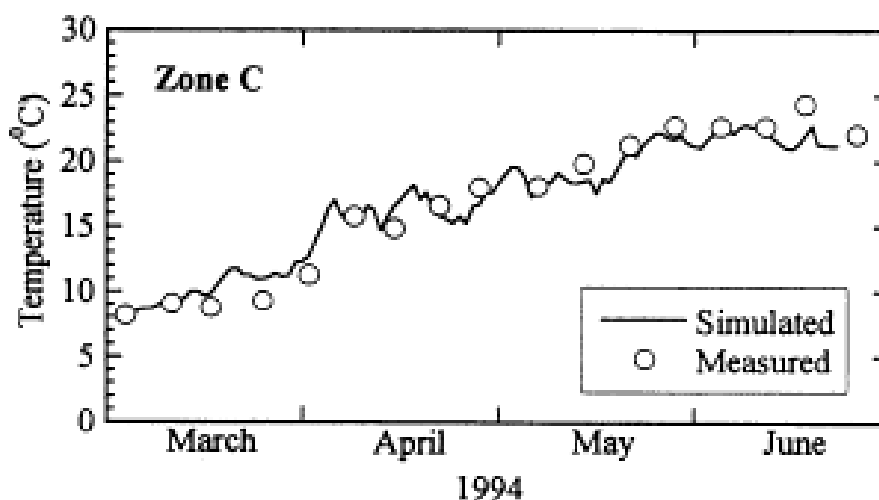


圖 5-40 寺內水庫 C 區表水溫的實測值與模式估算值 (Y) 在不同月份 (X) 的差異(Asaeda *et al.*, 2001)。

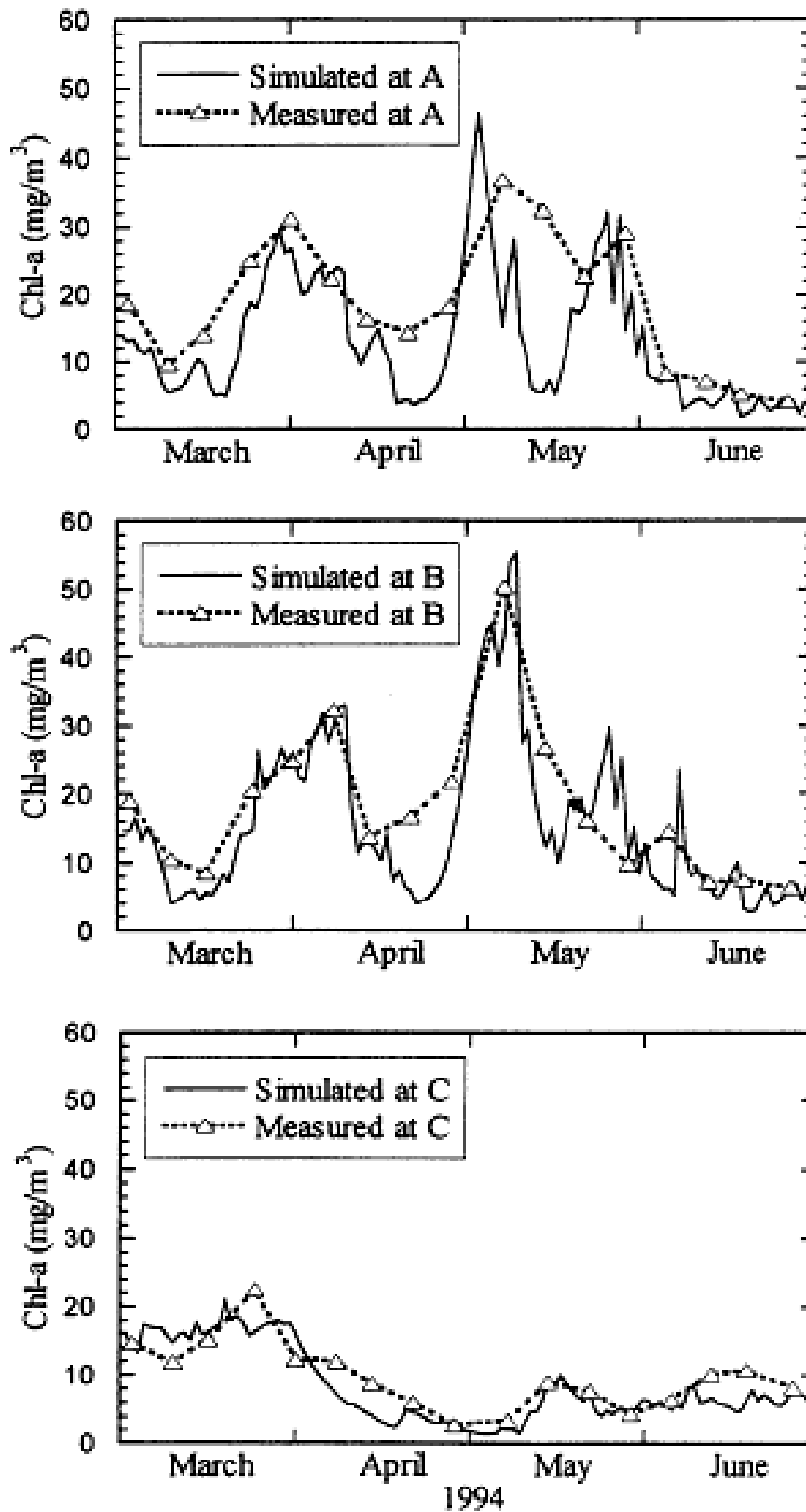


圖 5-41 寺內水庫內 A、B 與 C 區表水層葉綠素 a 濃度的實測值與模式估算值(Y)在不同月份(X)的差異(Asaeda *et al.*, 2001)。

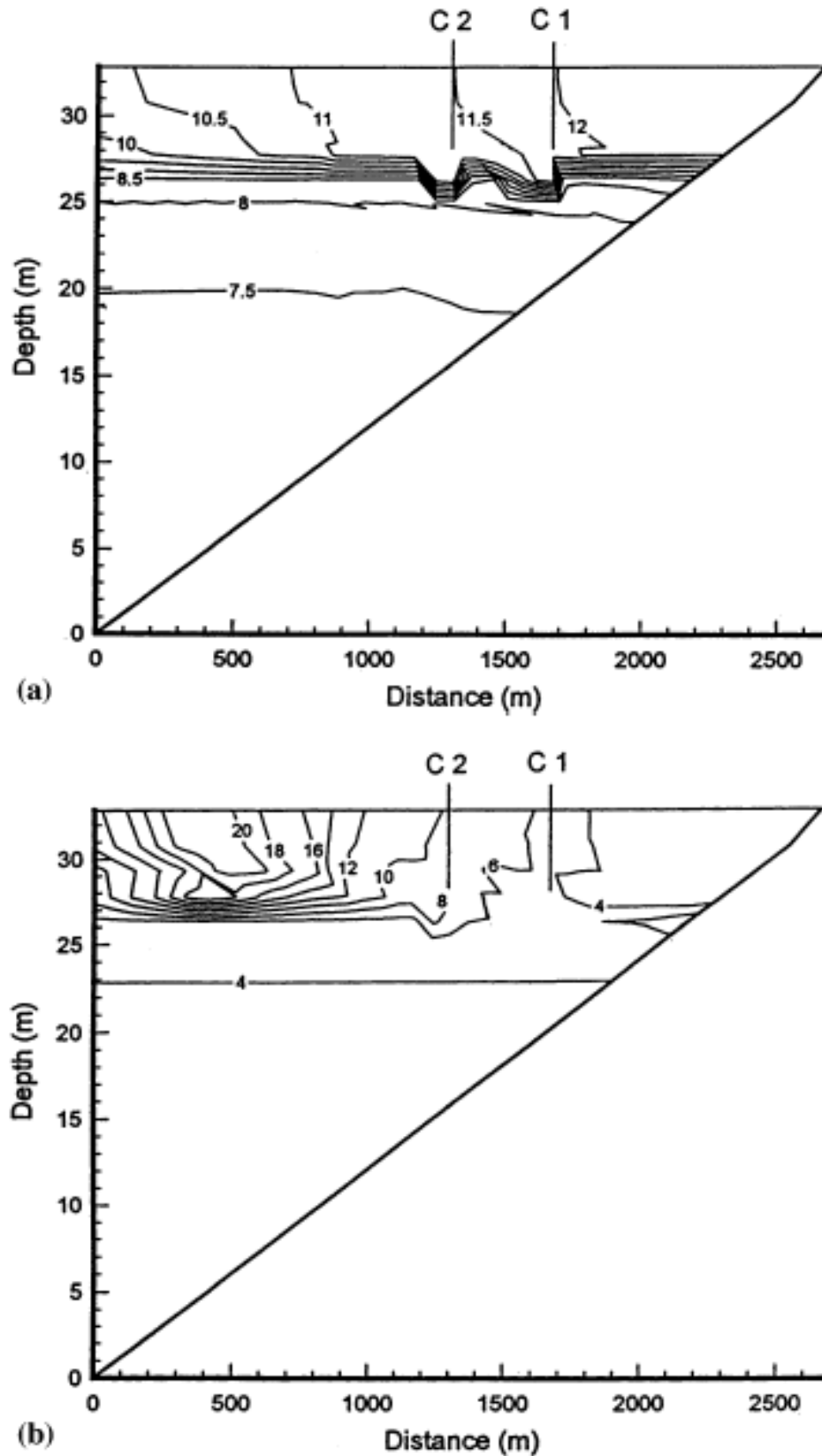


圖 5-42 早春時節的 3 月 18 日，由模式所推估出寺內水庫的等溫線 (a) 與葉綠素 *a* 濃度 (b) 之等值線垂直分佈圖(Asaeda *et al.*, 2001)。

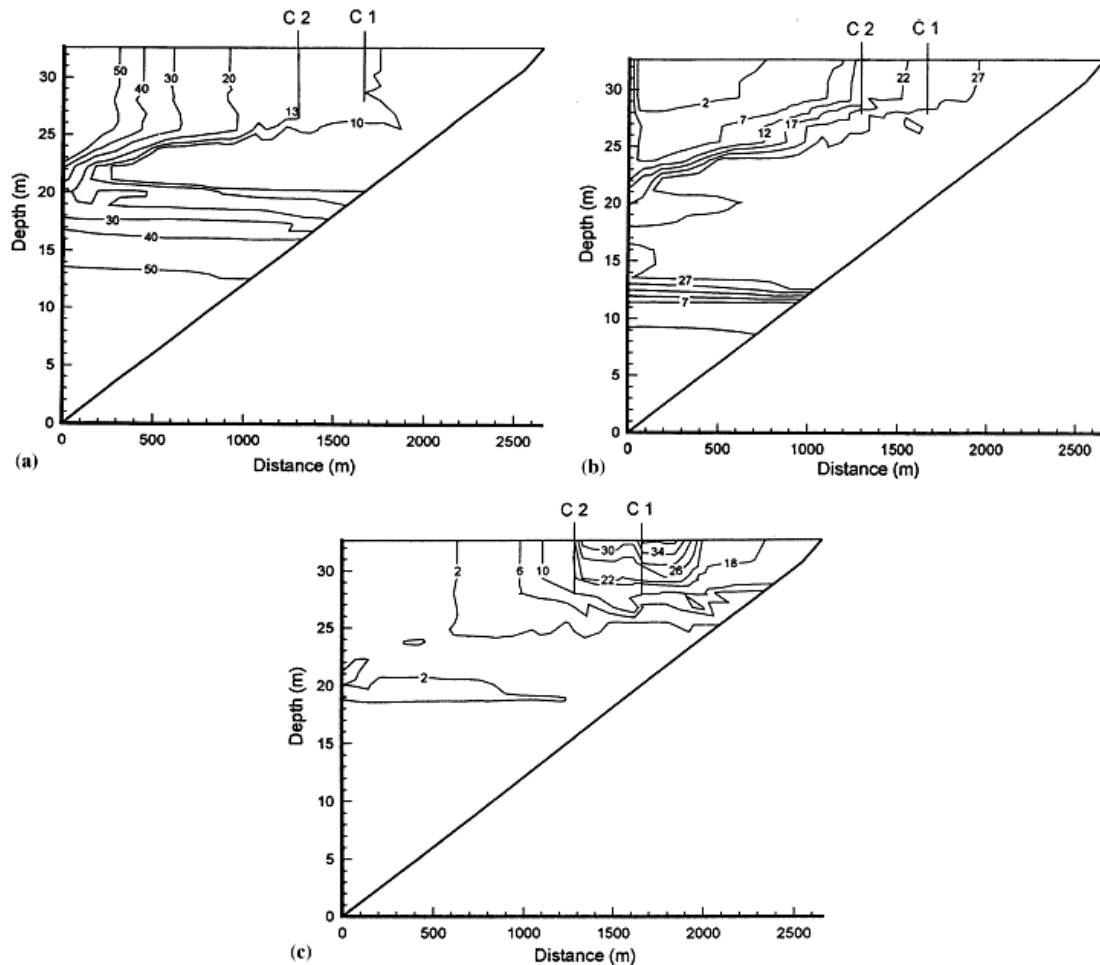


圖 5-43 在 5 月 21 日的晚春時期，由模式所推估出寺內水庫的等溫線 (a)、磷濃度 (b) 與葉綠素 a 濃度 (c) 之等值線分佈圖(Asaeda *et al.*, 2001)。

在不同時節利用不同深度的取水口排水，是控制水庫水質的方式之一；而在水庫上游處放置攔截網亦可控制營養鹽輸入到下游的大壩區。在放置攔截網後，水庫下游地區發生藻華的事件可以減緩，優養化現象可獲得改善。日本的寺內水庫於早春時，河川的進流水因為有攔截網的阻擋，無法直接迅速輸送至大壩的表層；延長其在上游處所停留的時間，促使上游處的藻類能大量地吸收河水中的營養鹽，減少對下游處的供應。到了晚春與夏季時分，中間流因較低的溫度並無法往上到達透光層，而無法直接將營養鹽供應予此區生長的藻類使用，因而較不易有藻華的現象發生。故若水庫有足夠的長度以及明顯的溫度分層現象，則使用攔截網的設置以減少藻華的生成，是一種低成本的作法。

5.3.4 人工濕地

人工濕地是以人爲方式特意規劃，藉人爲的操縱與控制，利用黏土層與石子、沙粒等的鋪設，並培養藻類或種植水生植物，用以過濾、吸附、沈澱、吸收水中的營養鹽、重金屬或其它有機污染物，模擬自然濕地的系統來淨化水質。一般最常使用的方式有自由表層流動系統（free water surface flow）與表層下流動系統（subsurface flow）。

5.3.4.1 臺灣

二仁溪位於臺灣南部，是一條受畜牧與工業廢水嚴重污染的河川，Jing *et al.* 也以人工濕地的方式，來處理水中的氨氮與磷酸(Jing *et al.*, 2001)。此濕地兼具自由表層流動系統與表層下流動系統，前者長 3.9、寬 1.9、高 1 公尺，底層鋪設 41 公分的土壤層，水深 24 公分。此系統以平行隔板分成兩區，其中一區栽植挺水植物狼尾草（*Pennisetum alopecuroides* L.），密度爲每平方公尺 2 株；另一區爲浮水植物 *Lpomoea reptans*，覆蓋面積 50%。表層下流動系統長 2.9、寬 1.4、高 0.85 公尺。底部鋪設石子層的厚度爲 57 公分，孔隙率 40%，平均孔徑大小 2 公分，深度 30 公分。同樣以每平方公尺兩株的密度，栽植挺水植物 *Pennisetum alopecuroides* L.。另設置無栽種植物的控制組作爲比較，其長 1.4、寬 0.7、高 0.95 公尺，以長度平均分成兩系統；自由表層流動系統土壤厚度 27 公分、深度 26 公分，表層下流動系統的石子層厚度爲 31 公分。同時設置雨量桶記錄雨量與計算蒸發量，以校正化學濃度的誤差值。廢水在濕地內的滯留時間爲 4 天，以一週兩次的採樣頻率，於濕地內各系統的入水與出水處收集水樣，進行爲期一年的化學需氧量、氨鹽、磷、硝酸、亞硝酸、懸浮顆粒、大腸桿菌、葉綠素與金屬元素的分析。

表 5-3 顯示，因爲受春、秋季二仁溪本身翻轉（overturns）的影響，底泥的有機物與金屬元素被帶到上層水域，而造成溶氧量降低。此系統在 4 月至 10 月間有效地降低了化學需氧量，最高值是在 8 月的 51%；而在 11 月至 3 月間較低，甚而在冬季有提高的現象發生。雖然水生植物根部所提供的氧氣可加速微生物分解水中的有機物，對於淨化水質有一定的效用，但其死亡後的組織亦會提高

化學需氧量。氨氮的去除效率在生長期時最為明顯，達 94~100%，高於無植栽的控制組，顯示植物在氨氮的移除上具有相當大的能力；且在有植栽的人工濕地裡，氨氮比磷更容易成為限制因子。不同於氨氮，硝酸與亞硝酸全年皆可在水中檢驗出存量，代表此系統有旺盛的硝化與反硝化作用。磷的移除效率在 8 月至 10 月時最顯著，10 月時達最高的 85.1%，並開始遞減至 3 月的 19.6%；而控制組則無明顯的季節變化。除植物的吸收外，土壤與石子層的孔隙也會吸附磷與促使其沈澱，但其能力有限，易受化學環境影響。所以，選擇對於污水耐受度高的植物種類，並時段性的對其採收，可將磷的移除效率提至最高並不斷進行。

表 5-3 Jing *et al* 所設計之人工濕地對臺灣二仁溪水中化學需氧量、氨氮與磷酸的去除效率(Jing *et al.*, 2001)。

年		1998							1999
月		3	4	8	9	10	11	12	3
		進流水平均值 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)							
		100	134	37.6	48.7	51.6	145	228	278
		去除效率 (%)							
COD	FSF	4.4	40.1	32.4	31.1	-9.8	18.6	18.4	
	CW	SSF	-52.4	3.1	27.5	12.5	21.0	16.0	-10.7
	Total		-45.7	42.0	51.0	39.7	13.2	31.7	9.7
	CE			39.8	44.4	-0.9	5.3	25.1	15.0
		進流水平均濃度 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)							
		5.1	13.5	3.7	3.3	5.9	13.5	14.5	10.2
		去除效率 (%)							
AN	FSF	70.9	53.4	98.3	72.4	92.8	83.0	41.4	
	CW	SSF	64.6	-11.6	100	78.3	83.6	42.1	16.4
	Total		89.7	48.0	100	94.0	98.8	90.2	51.0
	CE			53.3	70.2	25.6	57.2	87.4	6.2
		進流水平均濃度 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)							
		2.3	3.4	0.8	1.1	1.0	2.1	4.0	3.3
		去除效率 (%)							
OP	FSF	13.3	68.0	8.3	44.7	44.8	30.1	-1.6	
	CW	SSF	46.2	47.4	49.8	47.5	73.0	51.6	39.2
	Total		53.3	52.8	54.0	71.0	85.1	66.1	38.3
	CE			46.3	-20.1	7.2	-12.3	50.9	6.6

COD：化學需氧量、AN：氨氮、OP：正磷酸根。

CW：人工濕地、CE：控制組、FSF：自由表層流動系統、SSF：表層下流動系統。

另一個在國內以濕地淨化水質的案例，同樣也是利用自由表層流動系統來進行。此實驗分為幾個部分，首先第一部份建造 4 座濕地 T1~T4，長寬高分別為 4、1 與 1 公尺，水的流量每天為 0.4 立方公尺，滯留時間為 5 天。使用的 4 種水生植物包括挺水型的蘆葦 (*Phragmites communis* L.) 與香蒲 (*Typha orientalis* Presl.)，浮水型的大萍 (*Pistia stratiotes* L.) 和甕菜 (*Ipomoea aquatica*)，T1~T4 分別依序單種栽植上述 4 栽植水生植物，覆蓋率 40%。底部鋪設的物質為生物球 (vesicles ceramic bioballs)，厚度皆為 0.5 公尺，水位則維持在 0.8 公尺。再依據實驗結果，選出生長狀況最好的種類進行第二部分的實驗 (Chen *et al.*, 2006)。

第二部份的實驗是為比較植物與底質組成對水質淨化的影響。第 1 座與第 2 座濕地栽植第一部份實驗後所選擇水生植物，但底部鋪設的物質不同，前者使用陶瓷製的生物球，後者用碎石子 (gravels)。第 3 與第 4 座濕地則不栽種植物，只分別以生物球與碎石子鋪設底部。實驗期間測量的參數有溶氧、pH、Eh (redox potential)、生化需氧量、化學需氧量、總磷、總凱氏氮、硝酸、亞硝酸及氨氮。

在實驗操作 6 個月後，第一部份實驗所栽植的 4 種水生植物受到工業廢水高濃度生化需氧量與營養鹽的影響，只剩 T1 濕地的蘆葦還存活良好。T3 大萍的生長則是受到抑制，其餘 T2 與 T4 的香蒲及甕菜則全部死亡，所以蘆葦將用來作為第二部分之後的實驗之用。第二部份實驗為期 1 年，同樣以 T1~T4 來進行編號。結果顯示於表 5-4，栽植蘆葦並以陶瓷生物球作為底質的 T1 濕地，對於水質的淨化有最高的效率。其移除掉 81% 的懸浮顆粒、35% 的總磷、56% 的氨氮，降低 89% 的生化需氧量與 61% 化學需氧量。總磷與其它參數相較之下，移除效率並不算高，主要是因為受到溶氧量過低的影響，使得磷被吸收的效率偏低。由無栽種植物的 T3 與 T4 來看，雖然沒有水生植物的吸收，但濕地本身對水質的淨化仍然一定的功效。此現象代表底質除可經物理及化學的過程來吸附污染物外；其間的孔隙亦可提供微生物一個適宜的生長環境，生物生理代謝及吸收營養鹽的結果將可讓水質獲得改善。另從 T1、T2 與 T3、T4 的比較中也可以看出，以陶瓷生物球為底質的濕地，其淨化效果比碎石子要來的好；是因為前者比

後者擁有較高的相對表面積（ $2,360 > 990 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ ），提供多的空間給予微生物生長來淨化水質。

圖 5-44 繪出廢水的 pH、化學需氧量、生化需氧量在經過 T1 濕地處理前後的濃度變化，圖 5-45 則是懸浮顆粒、總磷、氨氮處理前後的濃度變化。可明顯看出，整體上除 pH 值的變化不大外，其它的參數都有獲得改善；其中效果最明顯的是降低了生化需氧量以及懸浮顆粒。在此研究的最後部分，是利用蘆葦以及鋪設陶瓷生物球的濕地為基礎，改變滯留時間的長短，來比較淨化效果的差異。此實驗是分別將進流水在濕地的滯留時間分別控制在 3、5 及 7 天，再測量上述的水質參數，以比較其間變化的差異。從表 5-5 的數據可以看出，當廢水在濕地的滯留時間越長，淨化水質的效率就會越高。經過 7 天淨化的結果，其可移除 83% 的懸浮顆粒、49% 的總磷、75% 的氨氮，降低 95% 的生化需氧量與 69% 化學需氧量，都明顯比 3 及 5 天來的高。雖然愈長的滯留時間可以使水質獲得更大的改善，但基於成本效益的評估上，5 天是最適合的選擇。

由於臺灣擁有熱帶與亞熱帶的氣候條件，氣溫比溫帶地區的歐美高出許多，促使濕地代謝水中污染物的效率較高，也讓臺灣有更適宜的環境來使用人工濕地進行污水的淨化處理。但要提高人工濕地處理污水的功效及維持淨化的功能，仍有一些因素需要考量。如水生植物的照料、採收與病蟲害控制，以確保營養鹽能不斷自水中被吸收。還有避免污泥的累積、應用化學方式去除重金屬以及足夠氧氣的供應，都可加強濕地淨化水質的功能或延長使用時間。

表 5-4 Chen *et al.* 所設計的 4 座人工濕地對水質淨化的效果(Chen *et al.*, 2006)。

參數	進流水	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
		$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$				去除效率 (%)			
懸浮顆粒	90±22	17±3	24±8	43±13	48±15	81	73	52	47
總磷	69±12	45±9	49±10	53±12	57±16	35	29	23	17
氨氮	32±14	14±4	16±5	23±9	25±8	56	50	34	22
總凱氏氮	80±23	9±3	14±3	35±12	39±7	89	83	56	51
生化需氧量	35±11	16±4	19±6	26±8	28±7	46	31	17	9
化學需氧量	170±36	67±14	70±17	110±18	119±24	61	59	35	30
硝酸氮	13±4	6±2	7±3	4±1	3±0.9	85	62	46	38
亞硝酸氮	0	0.3±0.1	0.4±0.2	0.2±0.1	0.1±0.1	-	-	-	-

平均±標準偏差。-：低於偵測極限。

T1：蘆葦與生物球、T2：蘆葦與碎石子、T3：僅生物球、T4：僅碎石子。

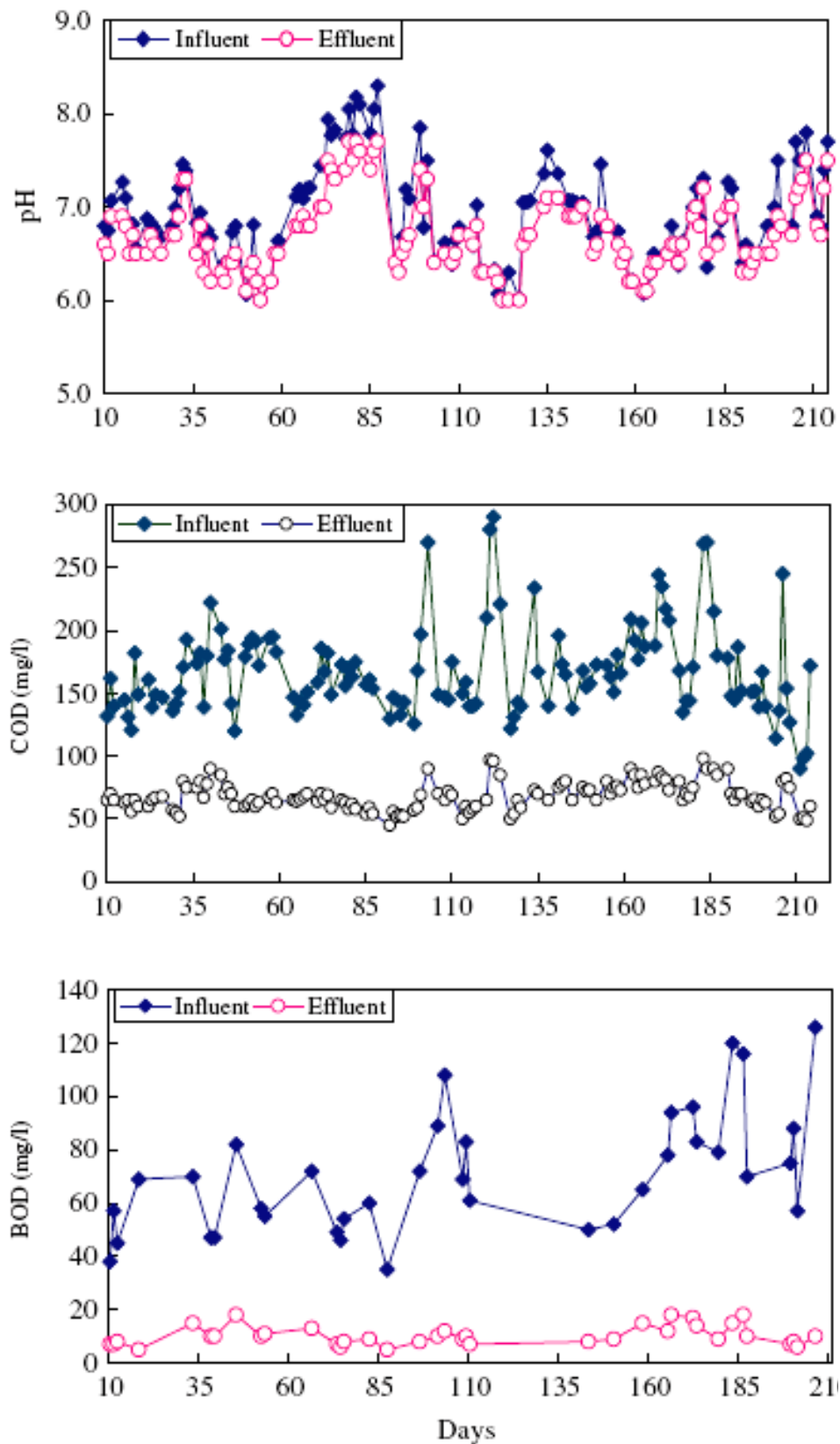


圖 5-44 廢水的 pH、化學需氧量、生化需氧量 (Y) 在經過使用蘆葦與生物球的濕地處理前後的濃度變化(Chen *et al.*, 2006)。

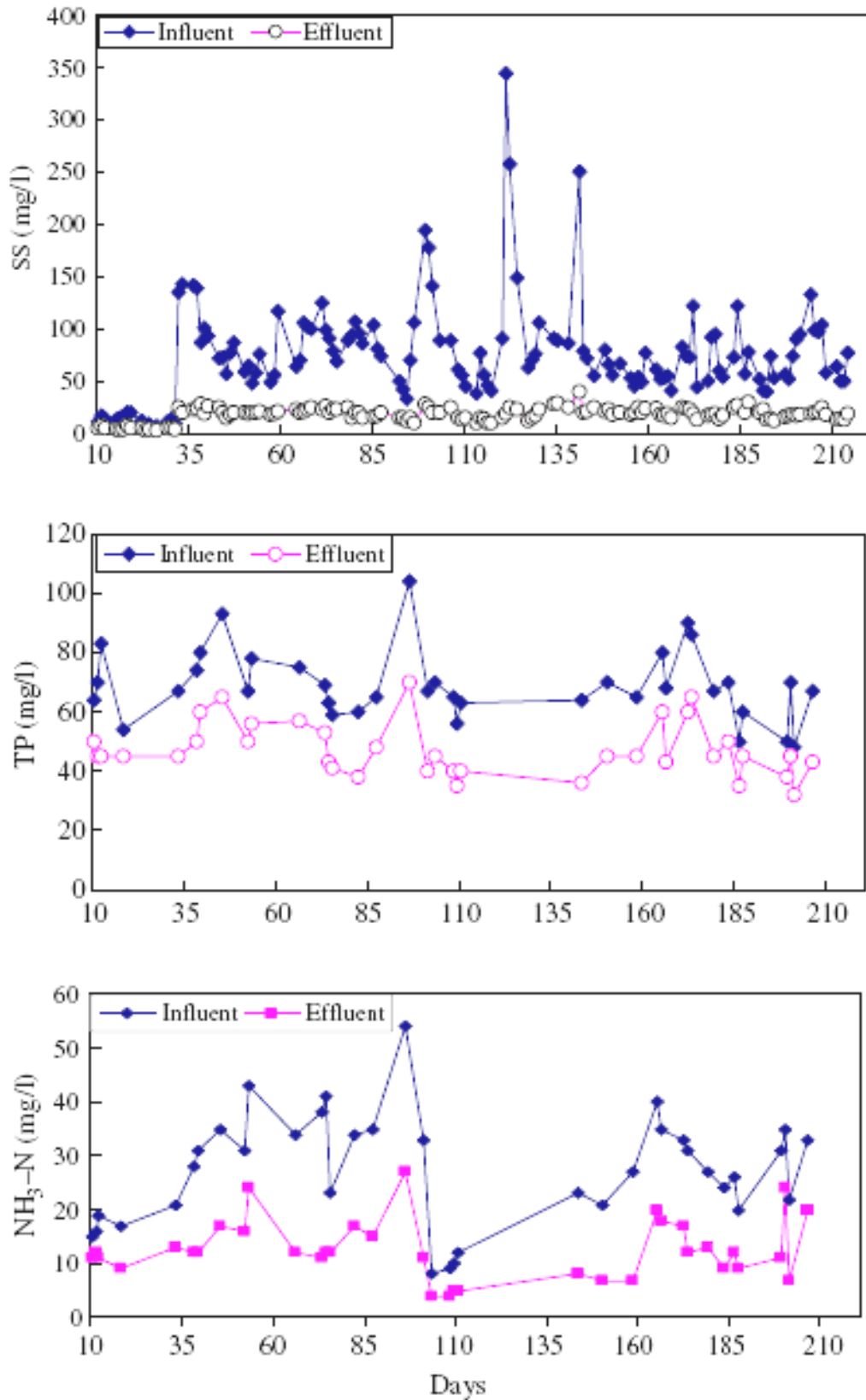


圖 5-45 廢水中懸浮顆粒、總磷、氨氮含量 (Y) 在經過使用蘆葦與生物球的濕地處理前後的濃度變化(Chen *et al.*, 2006)。

表 5-5 廢水經不同之滯留天數處理後，各項參數的改善成效(Chen et al., 2006)。

滯留天數	3	5	7	3	5	7
	處理後濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)			去除效率 (%)		
氨氮	21±11	14±4	8±2	34	56	75
總磷	51±12	45±9	35±5	26	35	49
懸浮顆粒	27±10	17±3	15±3	70	81	83
生化需氧量	22±9	9±3	25±5	73	89	94
化學需氧量	107±24	67±14	52±17	37	61	69

平均±標準偏差。

5.3.4.2 西班牙

此座人工濕地是直接建在 Soria 廢水處理廠附近，位於西班牙國內中北部山區；海拔高度 1,010 公尺，平均年雨量 480 公釐，屬於半乾燥的地中海型氣候，實驗期間紀錄的最高與最低溫分別是 22℃ 與 5℃。濕地結構包含兩座底床 (bed)，面積 40 平方公尺，長寬比 10：1；深度 1 公尺，厚度 40 公分，以直徑 0.5~1 公分的碎石子為基質鋪設。兩座底床的其中一座栽植水生植物香蒲 (*Typha latifolia*)，另一座不進行植栽作為控制組；待處理廢水來源主要是家庭廢水 (表 5-6)，滯留時間為 4.7 天。實驗操作時間為期兩年，監測項目包括生化需氧量、化學需氧量、總懸浮顆粒、氨氮、硝酸氮、亞硝酸氮及總磷，並估算濕地的淨化效率(Ciria et al., 2005)。

表 5-6 待處理之家庭廢水在第一年與第二年時，各項水質參數的濃度值(Ciria et al., 2005)。

濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	第一年	第二年
生化需氧量	340	458
化學需氧量	536	744
總懸浮顆粒	272	359
氨氮	36	43
硝酸氮	16	22
亞硝酸氮	0.077	0.099
總磷	23	29

圖 5-46 繪出進流水生化需氧量、化學需氧量、總懸浮顆粒濃度與此區降雨量的月變化，表 5-7 則比較了兩座底床對於生化需氧量、化學需氧量及總懸浮顆粒改善的成效，實驗第一年與第二年的結果並無明顯的差異。生化需氧量的降低可藉由物理及生物方式來達到，包括沈澱作用與生物的新陳代謝。所以，有栽植水生植物底床的濕地，其根系可提供微生物良好的生存環境，對生化需氧量的改善效果自然會高於無植栽的控制組。但化學需氧量並未若生化需氧量般地在於此兩座不同底床有差異性的存在，是因為要降低化學需氧量的值，其物理方式上的影響遠勝於水生植物所提供的生物作用。而總懸浮顆粒的結果亦與化學需氧量相同，不因水生植物的有無而產生差異。

而在氮的部分，影響濕地去除氮的因素大致有顆粒性形式的沈降（settlement）、植物吸收能力、微生物生物量與硝化及反硝化作用的速率。硝化作用必須要有足夠的氧氣供應才能得以進行，硝化菌在氧氣充足的狀態下，可以將氨氮轉化成硝酸氮；但如果水中的溶氧過低，反硝化細菌將會將硝酸氮轉換成氣態氮。

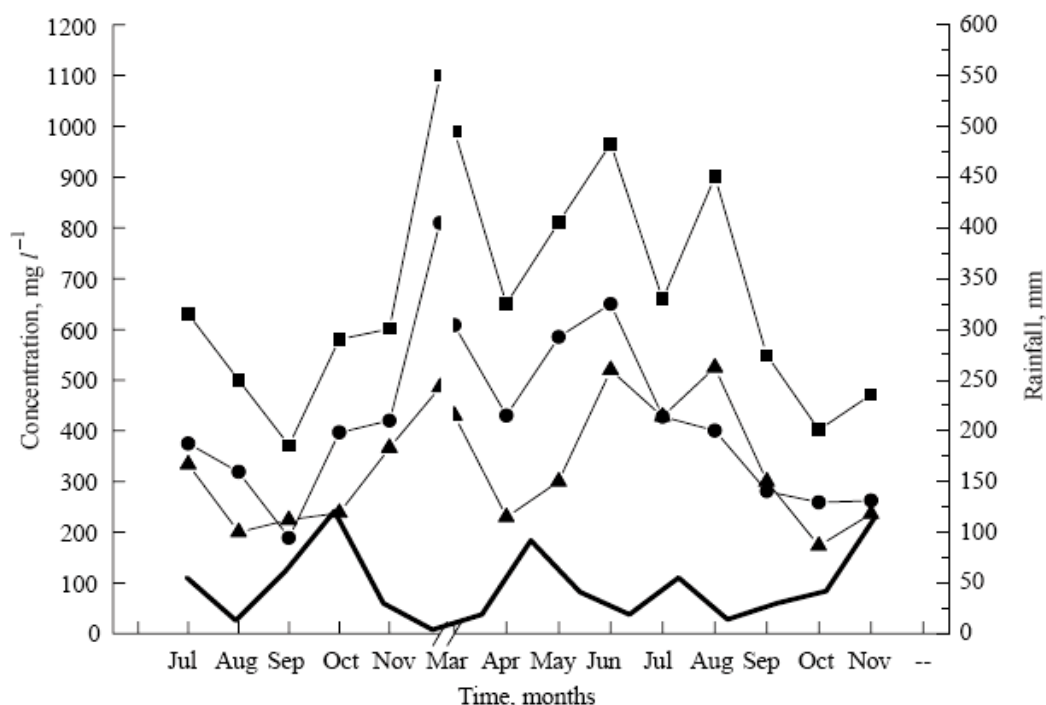


圖 5-46 進流水生化需氧量、化學需氧量、總懸浮顆粒濃度（左 Y）與此區降雨量（右 Y）的月變化圖(Ciria *et al.*, 2005)。

表 5-7 有植栽的實驗組及無植栽的控制組對於生化需氧量、化學需氧量及總懸浮顆粒改善的成效，兩年彼此間的結果並無明顯的差異(Ciria et al., 2005)。

	第一年	第二年	第一年	第二年	第一年	第二年
	生化需氧量		化學需氧量		總懸浮顆粒	
	去除效率（%）					
植栽組	97±1.2	97±3.0	79±0.3	81±3.0	92±4.2	92±1.3
無植栽組	86±0.5	83±2.7	75±1.3	79±2.1	93±3.0	91±2.8

平均±標準偏差。

從表 5-8 可以看出，此濕地移除氨氮與硝酸氮的效率並不高，主要是因為硝化作用受到廢水中低溶氧與高含碳量所影響。氨氮的去除效率在兩座底床都很低，但是有植栽的實驗組會較高於控制組，是因為植物體會將氧氣輸送到根部，提供微生物作為硝化作用之所需。所以在有植栽的實驗組裡，由於植物提供氧氣至水體中，使的硝化作用較為旺盛，有較多氨氮被轉化成硝酸氮。依此，這就是為何有植栽的實驗組，其氨氮的去除效率會比無植栽的控制組高；但硝酸氮的去除效率卻比較低之原因。

表 5-1 不同季節中，有植栽的實驗組及無植栽的控制組對於氨氮、硝酸氮及總磷的去除效率(Ciria et al., 2005)。

年	季	植栽	無植栽	植栽	無植栽	植栽	無植栽
		氨氮		硝酸氮		總磷	
		去除效率（%）					
第一年	夏	19±1.1	10±3.1	63±2.1	76±1.1	39±5.1	31±0.5
	秋	22±0.8	6±2.8	64±0.9	78±2.0	33±0.9	34±1.1
	冬	20±1.0	7±0.9	60±1.7	74±0.8	36±2.0	30±0.8
第二年	春	30±6.0	13±1.0	70±0.9	84±1.6	-34±2.8	-28±2.1
	夏	40±3.5	11±3.4	73±1.1	80±0.9	11±0.2	8±3.3
	秋	35±3.0	17±3.0	69±1.0	82±1.1	12±1.0	-4±2.8
	冬	38±4.1	13±0.9	75±2.1	82±0.8	-40±3.7	-30±7.0

平均±標準偏差。

至於磷的部分，濕地降低其濃度的方式不外乎吸附、鐵離子交換、植物利用與生物吸收。所以使用不同材料做為濕地底部的基質，自然對磷會有不同的去

除效率，同時亦受到進流廢水濃度的影響。濕地中的植栽實驗組與無植栽控制組在磷的移除上，夏天時有略優於冬天的現象，但兩組間並沒有顯著的差異。然在第二年時都有較差的現象，除了因為第二年的磷在輸入量上較第一年高以外，濕地對於磷的吸收可能也已經達到飽和的狀態（表 5-8）。此結果與 Sakadevan & Bavor 在澳洲的 Richmond，針對人工濕地底泥所做的結果相似(Sakadevan & Bavor, 1999)。

廢水中的總大腸桿菌、糞生大腸桿菌與糞生鏈球菌在此濕地的移除效率變化很大，從 73~97%（表 5-9）。有栽植香蒲的底床對於降低總大腸桿菌與糞生大腸桿菌數的效率高於無植栽的控制組，但對於糞生鏈球菌的移除效率上，實驗組與控制組並無顯著差異。

本實驗的結果可推論，人工濕地種植的水生植物香蒲具有降低生化需氧量、去除氨氮以及減少病原菌的功能，但是對於懸浮顆粒的移除並沒有顯著的成效，與部分前人研究相異(Chen *et al.*, 2006; Song *et al.*, 2006)。硝酸氮的減少主要是因為反硝化作用驅使，不論濕地中是否有水生植物的存在，此作用都會因微生物的存在不斷進行。所有監測的參數中，唯有磷在夏季的去除效率比其它季節較高外，其餘水質參數的改善都沒有明顯的季節變化。

表 5-9 有植栽的實驗組及無植栽的控制組對於總大腸桿菌、糞生大腸桿菌與糞生鏈球菌數減少的成效。有栽植者對於降低大腸桿菌數的效率高於無植栽者，但對於糞生鏈球菌，則兩者並無顯著差異。(Ciria *et al.*, 2005)。

	第一年	第二年	第一年	第二年	第一年	第二年
	總大腸桿菌		糞生大腸桿菌		糞生鏈球菌	
			減少效率(%)			
植栽組	92±9.5	95±8.2	97±7.8	93±3.2	80±6.0	81±2.9
無植栽組	79±9.3	83±8.1	88±8.0	77±4.7	73±7.1	78±3.8

平均±標準偏差。

5.3.4.3 澳洲

Sakadevan & Bavor 在澳洲的 Richmond 的廢水處理廠出水口處，建置 5 座自由表層流動的人工濕地，每座面積 30 公尺x5 公尺，土壤表層 40 公分、下層 30 公分。濕地內置入三種水生植物，分別為蘆葦（*Phragmites australis*）、大水莞（*Schoenoplectus validus*）與水麥冬屬植物（*Triglochin procera*）；並控制濕地內水的流入量與測量水的輸出量及雨量。每座濕地皆給予不同的環境參數，以每兩週採樣一次的週期，分析濕地的入水、出水處的氮磷含量，用以比較其處理二級廢水的差異（表 5-10）(Sakadevan & Bavor, 1999)。

結果顯示，此 5 座人工濕地中因強烈的蒸發作用，使水分大量地流失，蒸發量的差異是受到輸入量與深度的影響。磷的濃度在出水處的值大都低於入水處，而去除效率在第 3 與 4 濕地最高，主要是因為其輸入量較少；在第 1、2、5 濕地高濃度的磷輸入量已超過了濕地本身可吸收的能力，而使移除率降低，且深度越深、滯留時間越短、流量越大，磷的去除效率會較低。氮的濃度在出水處的值皆低於入水處；由於較低的流量，使得氮的移除效率在第 4 及 5 濕地呈現最高，且滯留時間越久、深度越淺、流量越小越能提高氮的移除效率。

如表 5-10 所示，土壤磷含量變化上，在濕地設置後的一年內有顯著上升的現象，而第二年與第一年相較，則無明顯變化，且不受輸入量、滯留時間與深度影響。氮的含量增減趨勢與磷相似，在第一年有顯著上升的現象，第二年則無，同樣不受輸入量、滯留時間與深度影響。而第 5 濕地會呈現出最高的氮移除率，是因其土壤中氮的增加量高於其餘 4 座。故推論，低流量與長時間的滯留可提高濕地對於水中氮與磷的移除效率，但並不會影響底土對氮磷的吸附能力。

表 5-10 Sakadevan & Bavor 所設立的 5 座人工濕地之各項參數與氮磷的移除效率比較，顯示出滯留時間越久、深度越淺、流量越小越能提高氮磷的移除效率。(Sakadevan & Bavor, 1999)。

濕地			1	2	3	4	5
流量	L · d ⁻¹		15000	6000	6000	2000	2000
深度	cm		50	20	20	20	20
滯留時間	day		5	5	5	15	15
水	輸入	ton	8434	4548	4682	2022	1674
	輸出	ton	8028	2604	3186	1282	1126
氮	輸入	mg · L ⁻¹	35.4	35.7	33.3	33.3	35.2
	輸出	mg · L ⁻¹	26.1	21.2	19.4	7.5	8.1
	去除率	%	26.3	37.8	41.7	77.0	77.0
磷	輸入	mg · L ⁻¹	8.18	2.21	3.58	3.45	8.26
	輸出	mg · L ⁻¹	7.3	7.1	1.8	1.8	6.4
	去除率	%	11.0	13.4	48.9	47.0	22.7

表 5-11 Sakadevan & Bavor 所設立的 5 座人工濕地土壤的氮磷含量變化，顯示濕地內底泥的氮磷含量在一年內有顯著上升的現象，而第二年與第一年相較，則無明顯變化，且不受輸入量、滯留時間與深度影響。(Sakadevan & Bavor, 1999)。

	磷			氮		
	g · m ⁻²					
	起始	1 年後	2 年後	起始	1 年後	2 年後
1	156±30	216±29	230±6	384±34	572±104	562±111
2	156±30	223±63	225±11	384±34	474±76	492±143
3	156±30	203±33	206±11	384±34	471±95	523±116
4	156±30	224±69	231±23	384±34	468±78	459±171
5	156±30	223±53	228±6	384±34	549±38	577±173

平均±標準偏差。

5.3.4.4 美國

人工濕地所栽植的植物種類與季節性的溫度變化，是影響營養鹽去除最重要的兩項因子；植物的蒸發散、光合作用與微生物的活性都會受其影響。為瞭解季節變化、植物種類組成與環境溫度所造成的差異，Picard *et al.* 便在美國俄亥俄州的 Bath 保護區內進行人工濕地的操作實驗。此實驗是以直徑 28.58 公分、高 35.88 公分的桶子作為小型濕地，裡面裝填 0.02 m³ 的有機土壤 (Carlisle muck)，上下鑽孔以防止水位過高與利於排水，總數共 72 個。處理方式共分 6 種，其中 4 種是分別以蘆葦植物 (*Carex lacustris*)、水蔥 (*Scirpus validus*)、鶩草 (*Phalaris arundinacea*) 與水蠟燭 (*Typha latifolia*) 進行單一種類栽植，另 1 種為上述 4 種植物相同個體數的混合栽植，最後為無栽植的控制組 (Picard *et al.*, 2005)。

以 6 種處理的 72 個小型濕地共有 12 個重複，再將其分成兩組。其中一組置於室外，使其直接暴露於自然環境中，作為暴露組 (exposed)；另一組雖同樣置於室外，但還完全埋入已挖好並置入隔版的土坑中，以減少外在環境的影響；深度略低於表土，做為隔離組 (insulation)；所有的濕地都是以隨機方式放置於樣區，並埋設溫度紀錄器以紀錄溫度。每個小型濕地以每週三次的頻率加入硝酸鈣與磷酸氫鉀，以作為營養鹽的添加；冬天時則每週再追加一次高濃度的營養鹽，以防止表面結冰。

在植物生長季時，小型濕地移除氮磷的效率會最高，冬天時最低；4~5 月是全年移除效率開始提高的時期，是因為受到溫度開始上升之影響。磷的移除效率相對於氮，季節的變化較不明顯，是因為底泥可以全年持續地吸收磷，而不受季節的影響。大部分有栽植植物之實驗組對於氮磷的移除效率都高於無植栽的控制組，且受季節變化所產生的月份間差異也小於控制組。但即使控制組是無植栽的濕地，其仍有移除氮磷的功能，主要是因為其水面會有浮萍生長 (*Lemna spp.*) 來吸收營養鹽。

濕地中的水生植物除了藉由本身吸收的方式來移除水中的氮磷外，其根部亦可提供良好的微棲地環境予微生物生存。藉由植物根部所釋放出來的有機碳，微生物便擁有適宜的生存環境，並有效率地吸收水中的氮磷。一般而言，不同的植物之生理、型態與營養需求會造成移除效率上的相異。但本實驗 5 種栽植水生

植物的實驗組中，除栽植 *Carex lacustris* 的濕地外，其餘 4 種對於氮磷的移除效率彼此間並無明顯差異。而混和栽植的濕地只有在特定的幾個月份中，其移除氮磷的效率才會高於單一栽植者。至於造成 *Carex lacustris* 移除效率偏低的原因是因為其地下部的生物量較少，且型態也相異於其它種類，使生長於其根部周圍的微生物量與種類低於其它實驗組，而使整體的效率較低。在溫度影響方面，暴露組與隔離組在溫暖的時期或植物生長季時，兩者對氮磷的移除效率並無差異。只有在低溫的冬天或早春時節，隔離組較高的溫度才會使得其移除效率高於暴露組。所以，若在寒冷的地區欲使用濕地來改善水質，首要條件必須要克服低溫所造成的限制，才能使其效能提高。

綜合上述結果，小型人工濕地是用以改善水質、吸附氮磷的有效方式。其所栽植的植物不但本身可吸附水中的氮磷，其根部所提供的碳源與微棲地亦有益於微生物生長，加速氮磷的移除效率。溫度是影響人工濕地移除效率最大的環境因素，唯有將溫度控制在適當的範圍，才能使濕地呈現出最大的功效。

5.3.4.5 大陸

此研究進行的地點位於大陸東北方山東省的榮城（圖 5-47），屬於溫帶氣候區；受大陸季風影響，年均溫 12℃，年雨量 1,191 公釐。最冷的冬季均溫為-0.1℃，春天時升到 11.1℃，夏天最高為 22.9℃，到秋天為 14.6℃ (Song *et al.*, 2006)。

濕地工程於 1998 年建造完成，總面積達 80 公頃，每天處理的廢水量為 20,000 立方公尺。整體結構包括了格版分離池 (grill-separation tank)、暫存池 (holding bank)、分配渠 (distribution ditches) 與濕地本身（圖 5-48）。廢水會先被送到格版分離池進行過濾，以去除直徑大於 10 公釐的顆粒，然後進到分配系統，最後由濕地來進行淨化過程。此系統含有 108 個處理床 (treatment bed)，每個長度 150 公尺，寬 30 公尺，最大深度 0.5 公尺，總表面積 4,500 平方公尺。處理床周圍鋪設增高的狹道 (berm)，以防止水的溢流（圖 5-49）。廢水經此系統的處理時間為 5 天，處理過的水將被輸送至生態池 (ecological pool) 供水中微生物繼續分解與吸收。處理床上所栽植的水生植物主要是蘆葦 (*Phragmites australis*)，再配合香蒲 (*Typha orientalis*)、水蔥 (*Scirpus validus*) 與浮萍 (*Lemna minor*) 等的合併使用。系統操作時間為 6 年，取樣點分兩處（圖 5-48），所監

測的項目包含 pH、生化需氧量、化學需氧量、懸浮顆粒、氨氮、總磷、總大腸桿菌量（total coliform）及糞生大腸桿菌量（fecal coliform）。



圖 5-47 Song *et al.*所建造人工濕地的樣區位於大陸東北方山東省的榮城（●）
(Song *et al.*, 2006)。

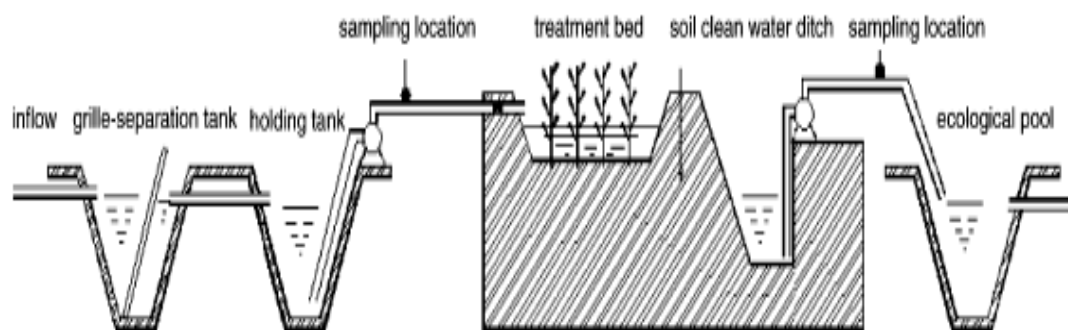


圖 5-48 Song *et al.*所建造人工濕地的整體結構、各個組成部分及採樣點位置。
包括了格版分離池（grill-separation tank）、暫存池（holding bank）、
與濕地本身與生態池（ecological pool）。廢水會從左方輸送到格版分離
池進行過濾，以去除直徑大於 10 公釐的顆粒。然後進水到分配系統，經
由濕地來進行淨化過程，最後到生態池以微生物進行最後處理。(Song *et al.*, 2006)。

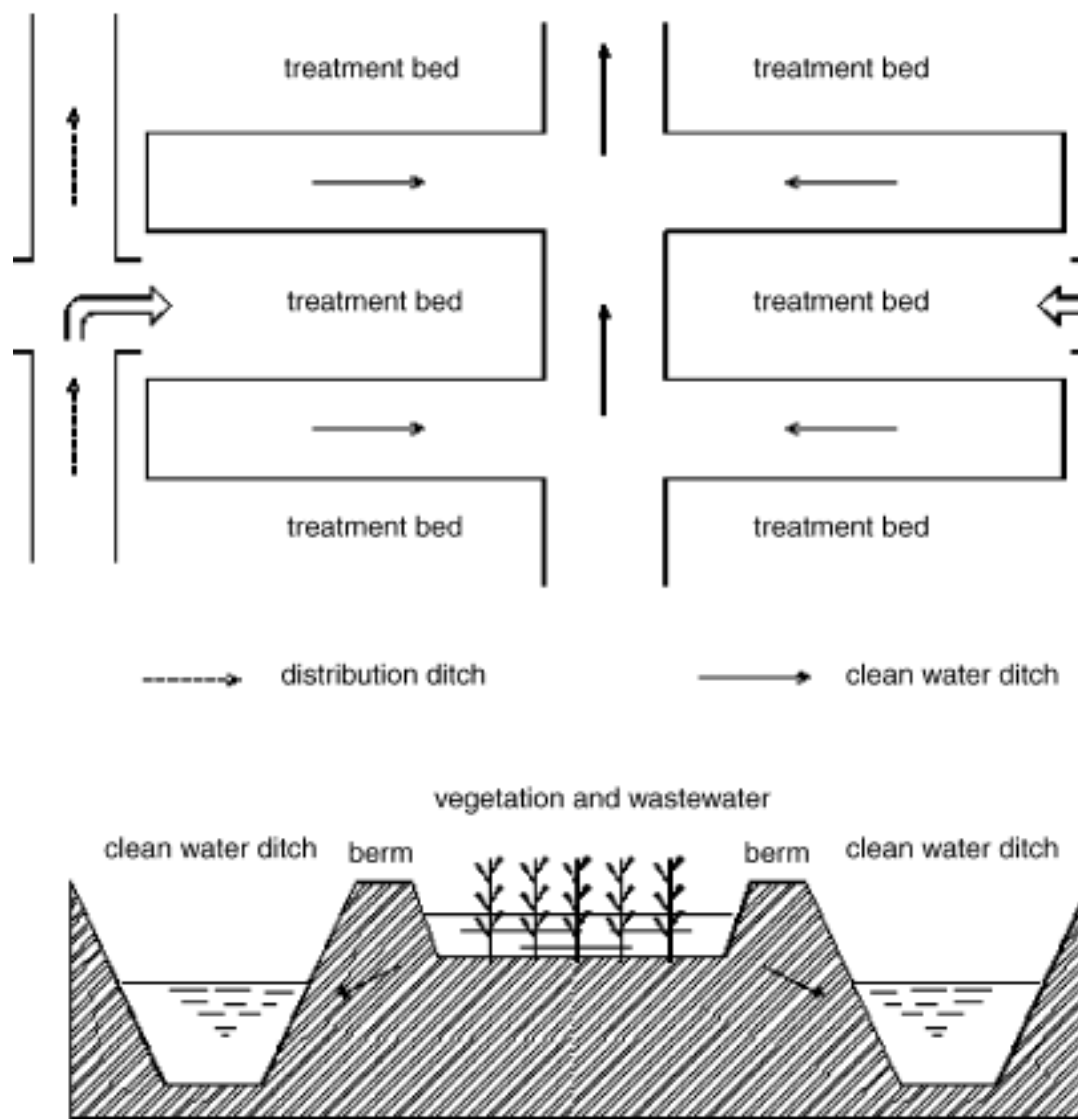


圖 5-49 人工濕地的鳥瞰圖（上）與側面圖（下）(Song *et al.*, 2006)。

表 5-12 顯示了在此實驗期間進流水與處理後的水之各項參數變化，表 5-13 則將部分參數依季節加以區分比較。由結果得知，系統對總大腸桿菌量及糞生大腸桿菌量的移除效果是最高的，分別達 99.7%與 99.6%。分別從每毫升 2.4×10^6 菌落數減少至 8×10^3 ，和 1.6×10^6 降低到 6×10^3 。pH 值在經過處理後有些微的上升現象，從原先的 7.17 ± 0.19 到 7.36 ± 0.23 。化學需氧量平均從 249.4 ± 52.1 到 91.0 ± 13.7 ，減少率為 $62.2 \pm 10.1\%$ 。生化需氧量的改善效率略優於化學需氧量，從進流水的 83.7 ± 15.8 降低到 23.8 ± 4.6 ，平均減少率為 $70.4 \pm 9.6\%$ 。生化需氧量與化學需氧量的比值從未處理的 0.34 降到處理後的 0.26，代表有機物在濕地中有明顯受到生物代謝分解的現象發生。進流水的生化需氧量值在秋冬季時比春夏時來的低，而經過濕地處理後，則是春天所量測的值會高於其它三季。平均減少率最高

的是春季的 72.8%，其次依序為夏季的 74.1%，秋天的 66.6%以及冬天的 67.8%。化學需氧量與生化需氧量的結果相似，進流水的值在秋冬季時都比春夏時來的低，經過濕地處理後也是春天所量測的值會高於其它三季。平均減少率最高的仍是春季 65.4%，其次依序為夏季的 66.3%，秋天的 61.1%以及冬天的 59.4%(表 5-13)。

可能是因為氨氮在進流水中的濃度並不高，造成其在濕地中被移除的比例也偏低，只有 $40.6 \pm 15.3\%$ 。進流水中的氨氮濃度在不同季節裡的變化並無差異，但濕地的去除效率卻有明顯的季節差異。夏天的移除效率最高，為 54.5%，其次為春天 33.7%，最後分別是秋冬的 43.3%與 32.4%；12 個月中，最高值是出現在 8 月的 60.1%（表 5-13）。總磷是所有參數中改善效率最差的，整體平均只有 $29.6 \pm 12.8\%$ ，可能與是因為進流水本身含量低的緣故所致。進流水中的總磷濃度在春天時最低，為 $2.77 \pm 0.34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ；最高是冬天的 $3.22 \pm 0.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在經濕地處理後，冬天仍然有最高的濃度值，而其它三季則無明顯差異。在去除效率方面，夏天的 35.0%為最高，其次依序為秋天 34.0%，春天的 28.2%與冬天的 28.9%。水中懸浮顆粒減少的狀況也相當顯著，達 $70 \pm 8.9\%$ ，經濕地處理過後的平均值只剩 $27.86 \pm 7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在四個季節中，懸浮顆粒經處理後殘餘量最高的是出現在秋季；但每個月之間的差異並不大，唯獨 10 月呈現出最低的移除效率（表 5-14）。

各項水質參數改善效率的年變化如表 5-15 所示。懸浮顆粒在 1999-2004 年間並無顯的差異，生化需氧量、化學需氧量與氨氮則是逐年上升；總磷在初期時並無改變，但於 2003 年後開始下降。

本研究所使用的濕地淨化系統能有效地去除懸浮顆粒，並降低化學、生化需氧量，對於大腸桿菌的減少也有明顯的功效。濕地中的物理過程與微生物作用是改善生化需氧量與化學需氧量最重要的兩項因子，本濕地有三項特性促使這些作用加速進行。首先是底質土壤的過濾、吸附，以及其間的生物轉化。第二是硬體上的設計，不但使污水更容易均勻分散於濕地中，也能產生波浪，讓空氣中有更多的氧氣進入栽植蘆葦的濕地中。最後，土壤基質的低孔隙率讓微生物可以在低氧氣的供應下，進行無氧呼吸代謝有機物。至於生化需氧量與化學需氧量的降低效率在季節間的變化，除了本身進流水固有的差異外，夏季高溫造成較大的蒸

發散量也是原因之一。降雨的時間分佈也是影響因子，在夏、秋較多雨的時期所採集的水樣含有較少的有機物。最後一項因素是生物活性，其亦會因不同的季節而有不同的活動力。

氨氮在濕地中的去除可藉由揮發、吸附、植物吸收與硝化作用來進行。由於廢水中的 pH 過低，不足以達到可讓氨氮自然揮發的水平。而吸附作用又容易受到物化環境的影響，底質泥土的無氧環境亦無法提供生物進行大量的硝化作用。所以，氨氮在此系統中的降低是受到植物生長以及溫度上升所致。至於磷，植物的吸收、土壤的吸附與微生物活動是其減少的主要因素；季節間的變異則受到底質的影響。生化需氧量、化學需氧量與氨氮的改善效果是逐年上升，代表濕地的使用時間越久，透過自我調控的過程，將使植物與微生物的結構組成更為成熟。然而總磷的去除效率會在後期降低的情形，是因為此時的植物已經長成，對於磷的需求量已未若幼苗時來的高；且死亡的植物體被分解後，又會再度釋放出磷至水體中，使濃度增高。

人工濕地的使用對於廢水處理具有良好的改善效果，它可以降低化學、生化需氧量，減少懸浮顆粒、營養鹽與大腸桿菌的數量。比起大型的廢水處理廠，它有低成本及減少能量浪費的優點。

表 5-12 實驗期間進流水與處理後的水之各項參數變化(Song et al., 2006)。

	進流水	經處理後
	mg · L ⁻¹ ; counts · 100 m L ⁻¹	
生化需氧量	83.7±15.8	23.8±4.6
化學需氧量	249.4±52.1	91.0±13.7
懸浮顆粒	102.5±21.6	27.8±6.7
氨氮	19.4±3.3	11.3±2.3
總磷	2.89±0.41	2.00±0.28
總大腸桿菌數	2.4×10 ⁶	8×10 ³
糞生大腸桿菌數	1.6×10 ⁶	6×10 ³
pH	7.17±0.19	7.36±0.23

平均±標準偏差。

表 5-13 生化需氧量、化學需氧量、氨氮與總磷在不同季節經濕地處理前後的濃度變化(Song et al., 2006)。

mg · L ⁻¹	春	夏	秋	冬
生化需氧量				
進	91.5±10.8	90.0±15.5	77.4±10.8	74.2±17.5
出	24.9±3.7	23.3±4.1	23.0±4.7	23.9±4.3
化學需氧量				
進	277.2±46.5	270.0±47.8	227.0±32.0	218.0±52.7
出	95.9±12.1	91.0±12.3	88.2±11.8	88.6±17.0
氨氮				
進	19.0±3.6	18.9±4.0	19.4±2.7	20.7±2.5
出	12.6±2.2	8.6±1.0	11.0±1.5	14.0±1.9
總磷				
進	2.77±0.34	2.91±0.36	2.91±0.39	3.22±0.42
出	1.99±0.27	1.89±0.29	1.92±0.28	2.29±0.16

平均±標準偏差。

表 5-14 各月份水中懸浮顆粒經濕地處理前後的濃度減少狀況與去除效率(Song et al., 2006)。

月份	進流水 mg · L ⁻¹	經處理後	去除效率 %
1	106.2±20.1	26.9±2.7	73.8±5.1
2	115.2±32.7	27.7±2.8	74.2±6.9
3	107.6±18.6	27.8±3.0	73.4±4.9
4	98.6±22.3	27.3±2.7	70.2±9.8
5	108.3±21.1	27.9±4.3	73.5±5.1
6	107.9±23.4	27.2±3.1	73.8±5.8
7	98.7±17.4	26.6±3.7	72.4±5.5
8	99.4±21.3	26.9±3.2	72.2±5.2
9	89.4±13.0	27.0±2.8	69.2±4.9
10	100.6±18.4	35.8±20.4	63.8±20.6
11	97.2±14.6	27.0±2.8	71.8±4.7
12	101.4±21.2	26.6±3.5	72.7±6.3

平均±標準偏差。

表 5-15 各項水質參數經濕地淨化後之改善效率的年變化(Song et al., 2006)。

mg · L ⁻¹ , %	1999	2000	2001	2002	2003	2004
BOD						
進	263.4±88.7	245.1±48.2	243.8±40.2	241.7±38.1	255.8±23.7	254.6±22.7
出	90.6±18.3	93.9±11.4	91.7±12.5	89.2±11.1	88.3±14.2	87.1±10.6
去除率	61.6±16.3	60.1±9.7	62.0±6.2	63.1±6.9	64.8±8.5	66.9±6.7
COD						
進	79.8±22.0	83.1±18.4	83.6±13.8	83.9±12.8	87.7±7.2	87.6±7.9
出	27.6±6.7	24.7±3.7	23.2±3.5	22.0±3.0	21.9±3.6	21.2±3.1
去除率	63.0±13.7	68.6±10.7	71.5±7.0	73.4±4.5	75.0±4.6	76.9±4.4
SS						
進	122.0±28.5	107.1±16.2	104.9±15.5	89.6±14.4	87.1±11.5	88.9±12.1
出	29.1±6.9	27.7±2.9	27.3±2.7	28.8±12.9	26.3±3.2	28.9±2.9
去除率	74.7±8.4	73.6±4.4	73.2±5.9	67.5±13.6	69.2±5.4	73.8±4.9
NH₄-N						
進	-	-	17.9±4.5	19.8±2.2	20.4±2.3	20.1±2.2
出	-	-	10.8±2.5	11.7±2.7	11.7±2.5	10.9±1.9
去除率	-	-	34.6±13.6	39.0±15.3	43.2±12.7	45.3±10.6
TP						
進	-	-	2.90±0.32	2.88±0.53	2.88±0.38	2.92±0.31
出	-	-	1.97±0.28	1.93±0.31	2.09±0.25	2.27±0.19
去除率	-	-	31.1±10.7	31.8±5.9	26.6±8.3	22.4±3.5

BOD：生化需氧量、COD：化學需氧量、SS：懸浮顆粒、NH₄-N：氨氮、P：總磷。
平均±標準偏差。

5.3.5 水生植物

水生植物是以水為生存及生長媒介之植物，大致分為挺水、浮葉、浮水、沈水四種；另有一種稱為濕生植物，雖不像前述四者畢生必須在有水的環境下完成，但有一些時期亦需生長於水中或終生生長於飽和含水量之土壤上。這些水生植物不但可栽培用以去除水中的營養鹽，有些種類還因為具有較強的養分競爭能力或釋放化學物質所形成的排它作用（allelopathy），而對其它藻類生長造成不利的影響。藉由這些特性不但可移除水中過多的氮磷，防止優養化；特別是其所

產生的排它物質（allelochemicals），亦是一種控制藻類生長很有用的工具。

5.3.5.1 以色列

使用浮萍處理廢水中的營養鹽是一種很有效的方式，且其收成後又可供魚類與家禽飼料之用。在以色列，van der Steen *et al.*設計一座具有 10 個水池的廢水處理系統，將系統內的水池從入水處至出水處依序編號 1~10（圖 5-50），並依不同設計方式分成三部分(van der Steen *et al.*, 1998)；以浮萍（*Lemna giba*）為對象，探討其去除水中營養鹽的能力。第一部分具有 2 個水池，水池中僅栽植浮萍，不進行其它處理，是待處理廢水進入整座系統的入口處。第二部分接於第一部份後，有 3 個水池，但不栽植浮萍，而以藻類取代，用以移除病原性細菌（bacterial pathogens）。在出水口前是最後的第三部分，5 座水池內全部都栽植浮萍，目的是為了去除藻類、吸收營養鹽及再淨化排出水的水質。每個水池的容積是 63 公升、深度 29 公分、表面積 0.24 平方公尺。平均流速為 $6.2 \text{ L} \cdot \text{hr}^{-1}$ ，滯留時間 4.2 天。實驗地位於以色列的那格夫沙漠區（Negev desert），整座系統置於室外；夏季溫度達 $30 \sim 35^\circ\text{C}$ 、冬溫為 20°C 、年降雨量 90 公釐、平均每日的全日照為 $450 \sim 600 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ 。廢水中的氨氮、有機氮、磷酸磷的濃度分別為 48 ± 20 、 6 ± 9 、 $17 \pm 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，硝酸氮的濃度低於可偵測值，COD 值 $132 \pm 87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，pH 值 $7.6 \sim 7.9$ 。以每週一次的頻率採收每個水池上 50% 的浮萍，以促使浮萍良好的生長來避免藻類增生。

廢水中有 90% 以上的氮是以氨的形式存在，所有水池內的硝酸氮濃度都低於 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，使得浮萍生長所需的氮源都是由氨氮所提供。浮萍最高的增長率是出現在最靠近入水口的 1 號水池，達 $8.2\text{-}16.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 。其餘水池的增長率隨離入水口越遠而越低，最近出水處的 10 號水池內浮萍增長率只有 1 號的 37%。此實驗發現 COD 值的高低會影響浮萍的增長狀況，因為越高的 COD 值代表水中的有機物含量與二氧化碳的濃度越高；而此狀態下，無氧呼吸分解所產生的物質即可促進浮萍的增長。本實驗浮萍的增長並未受氨濃度影響，結果與許多前人的試驗相異。是因為所使用的廢水中的氨濃度非常高，足夠供給浮萍在實驗期間之生長所需，並不會造成限制條件。所以，第 1、6 和 10 號水池中的浮萍，在氮含量上並無差異，每公克乾重有 0.059 ± 0.006 克的氮。沙漠中強烈的日照及

均溫 11~27°C 的溫差都不會抑制浮萍的生長；只有當水溫達 30~34°C 時，增長的狀況才會開始降低，浮萍也會從綠開始轉成黃色。系統內第三部分的 6 號水池，亦即緊接在含藻類的水池後面者，有時也有觀察到浮萍呈現黃色的現象。在此水池有檢驗出藻類存在並會不斷生長，唯有在 pH 值上升或個體間競爭提高時，藻類生長才會減緩。

氮在水池中增減的原因有浮萍的吸收、有機氮的顆粒沈澱、氨的揮發、硝化與反硝化作用。浮萍在第 1、6 及 10 號水池的平均增長率分別為 10.8、7.4 與 6.6 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ，而第 2、7、8 和 9 的估算值則分別是 10、7、7、與 7 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ，變異介在 4.1~16.4 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 之間。換算之後，每公升的廢水有 5.3 mg，也就是 18% 的氮會被浮萍吸收。因為廢水中的氮有 90% 是氨，所以經由沈澱作用而損失的氮量非常低，分析結果只佔總減少量的 6%。至於反硝化作用，因受水中低溶氧的影響，此作用並無法有效地移除水中的氮，故其貢獻只佔總減少量的 3%。所以大部分的氮被移除的途徑是透過揮發過程，第 1、6 與 10 號水池中的氨，以氨的形式揮發至大氣的量，分別佔總減少量的 66、59 及 59%。顯示以氨的形式自水中揮發的方式，是此系統去除氮最重要過程，平均佔總減少量的 73%。

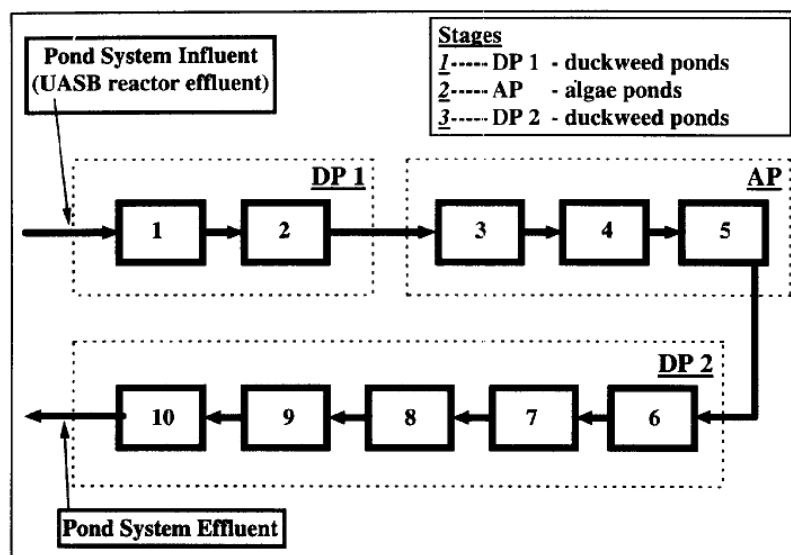


圖 5-50 van der Steen *et al.* 所設計的廢水處理系統，分為三個部分，共具 10 座水池(van der Steen *et al.*, 1998)。

表 5-16 van der Steen et al. 所設計的廢水處理系統對化學需氧量、懸浮固體、氨氮、硝酸氮、有機氮與磷酸磷營養鹽的濃度變化與整體去除效率(van der Steen et al., 1998)。

	濃度 (mg · l ⁻¹)		去除效率 (%)
	輸入	輸出	
化學需氧量	132±87	49±20	55±26
總懸浮固體	37±34	11±4	57±31
氨氮	48±20	24±13	53±30
硝酸氮	n.d.	2±1	-
有機氮	6±9	n.d.	100
磷酸磷	17±2	10±3	39±25
pH	7.6-7.9	7.4-8.3	-

平均±標準偏差。

n.d.：低於偵測極限。

5.3.5.2 日本

在日本，Nakai *et al.* 為了解水生植物對藍綠藻生長所造成的抑制作用，選擇以 *Microcystis aeruginosa* (NIES-87)、*Anabaena flos-aquae* (NIES-75) 與 *Phormidium tenue* (NIES-512) 3 種藍綠藻為目標藻種，以水蘊草 (*Egeria densa*)、白花穗蓴 (*Cabomba caroliniana*)、聚藻 (*Myriophyllum spicatum*)、金魚藻 (*Ceratophyllum demersum*)、牛毛氈 (*Eleocharis acicularis*)、綠葉眼子菜 (*Potamogeton oxyphyllus*)、馬藻 (*Potamogeton crispus*)、無柄花石龍尾 (*Limnophila sessiliflora*) 和鼈藻 (*Vallisneria denseserrulata*) 9 種水生植物為材料，進行一系列的培養與添加實驗(Nakai *et al.*, 1999)。

3 種藍綠藻皆以稀釋 5 倍後的 Gorham's 培養基培養，而 9 種水生植物則是以 CB 培養液栽植。光照強度為 5,000 lux，溫度為 25℃，操作時間依實驗設計的不同為 10~25 天不等；另為避免養份的供應不足，於實驗前期會添加硝酸鈉與磷酸氫鉀作為氮與磷的來源。繼以測量濁度與直接細胞計數方式來估算藍綠藻的生長狀況。此實驗的重點在於觀察不同的濃度及添加過程或不同的培養方式，是否對藍綠藻的生長有不同的影響，所以試驗設計是分為共存培養

(coexistence)、起始添加(initial addition)與半連續添加(quasi-continuous addition) 3 種方式。共存培養是將 1 種藍綠藻與 1 種水生植物同時培養在同一個培養容器中，於固定時間間隔內計數藍綠藻的細胞數量。另外的起始添加與半連續添加試驗，是取培養水生植物聚藻的培養液(*Myriophyllum spicatum* : 100 g-wet · l⁻¹)，並以濾紙過濾後，將此溶液加入有藍綠藻的培養基中；差別是前者只在第 1 天時加入，後者則是連續添加 5 天。

在共存培養的試驗中，將藍綠藻 *Microcystis aeruginosa* 與水生植物 *Ceratophyllum demersum* 一起放於培養基中培養的結果顯示，在有 *Ceratophyllum demersum* 存在時，*Microcystis aeruginosa* 的生長情形會明顯低於無添加 *Ceratophyllum demersum* 的控制組，且當 *Ceratophyllum demersum* 的量越多，生長的速率會越低(圖 5-51)。為瞭解其因果關係及排除養分與光照所造成的影響，培養基中營養鹽分析的結果顯示，剩餘的氮磷含量皆足以提供藻類持續生長，而光照即使是在培養瓶的底部亦是充足，故養分與光照皆不是造成此差異的主要因素。所以可以非常確信地推論是由於 *Ceratophyllum demersum* 的存在，而造成了 *Microcystis aeruginosa* 的生長速率下降。

在共存培養中，3 種藍綠藻受 *Ceratophyllum demersum* 的影響最大的是 *Microcystis aeruginosa*，其次為 *Anabaena flos-aquae*，而 *Phormidium tenue* 受到抑制的情形最小(圖 5-52)。*Ceratophyllum demersum* 對 *Microcystis aeruginosa* 與 *Anabaena flos-aquae* 的半效應濃度(EC₅₀)分別為 2.5 與 5 g-wet · l⁻¹。此 9 種大型藻的共存培養對 3 種藍綠藻的半效應濃度列於表 5-17，可清楚看出 *Anabaena flos-aquae* 很容易受到 *Egeria densa*、*Cabomba caroliniana*、*Myriophyllum spicatum*、*Ceratophyllum demersum* 與 *Eleocharis acicularis* 的抑制；而 *Phormidium tenue* 則是受 *Cabomba caroliniana*、*Myriophyllum spicatum* 及 *Limnophila sessiliflora* 的影響；至於 *Microcystis aeruginosa*，除了 *Potamogeton crispus* 外的其它 8 種水生植物對它都有明顯的抑制作用。依此，之後的起始添加與半連續添加實驗將以 *Microcystis aeruginosa* 藍綠藻和水生植物 *Myriophyllum spicatum* 為主要使用對象。

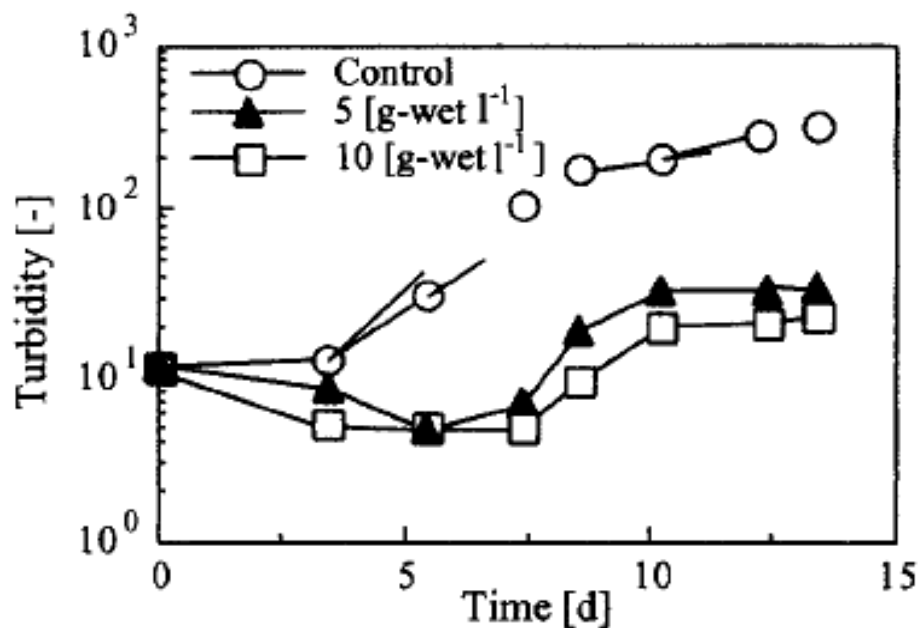


圖 5-51 將藍綠藻 *M. aeruginosa* 與不同重量的 *C. demersum* 共存培養後，*M. aeruginosa* 的生長曲線變化(Nakai *et al.*, 1999)。

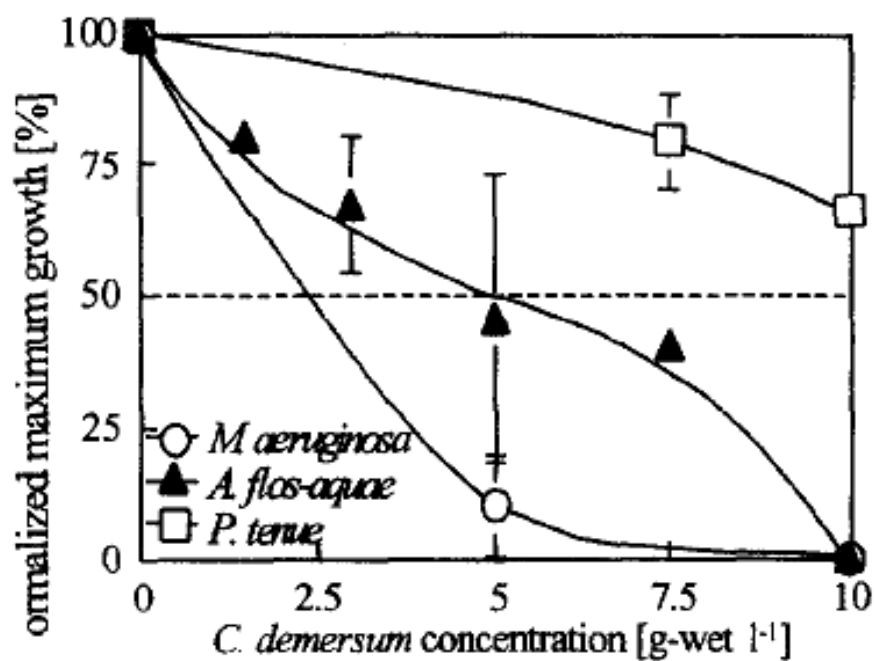


圖 5-52 共存培養中的 *C. demersum* 對 3 種藍綠藻生長的影響及其半效應濃度值 (Nakai *et al.*, 1999)。

表 5-2 Nakai et al.使用的 9 種水生植物對 3 種藍綠藻之排它作用的半效應濃度值(Nakai et al., 1999)。

水生植物	藍綠藻		
	<i>M. aeruginosa</i>	<i>A. flos-aquae</i>	<i>P. tenue</i>
<i>E. densa</i>	7	3	-
<i>C. caroliniana</i>	8	7	7
<i>M. spicatum</i>	1	3.5	2
<i>C. demersum</i>	2.5	5	-
<i>E. acicularis</i>	2	3	-
<i>P. oxyphyllus</i>	2.5	-	-
<i>P. crispus</i>	-	-	-
<i>L. sessiliflora</i>	5	-	4.5
<i>V. denseserrulata</i>	5.5	-	-

-：無或極低抑制作用。

圖 5-53 與圖 5-54 分別指出以 *Myriophyllum spicatum* 的培養液過濾液，對 *Microcystis aeruginosa* 進行起始添加與半連續添加後的結果。可清楚看出，起始添加的方式對 *Microcystis aeruginosa* 的生長只在前 2 天有些許的抑制作用，其後與無添加過濾液的控制組，在生長率上並無差異。而半連續添加的結果則明顯不同於起始添加，*Microcystis aeruginosa* 的生長情形幾乎完全受到 *Myriophyllum spicatum* 的過濾液影響，細胞數量一直維持在一個偏低甚至些微遞減的狀況。所以依此推論，*Myriophyllum spicatum* 所產生之排它物質，是需要不斷地釋放才能對 *Microcystis aeruginosa* 的生長產生抑制的效果。而要達到半效應濃度則需要 $65 \text{ g-wet} \cdot \text{l}^{-1}$ 的 *Myriophyllum spicatum*（圖 5-55），比先前共存培養的 $1 \text{ g-wet} \cdot \text{l}^{-1}$ 高出許多（表 5-17）。

此一系列的試驗說明了 *Myriophyllum spicatum* 的排它作用在 3 種試驗設計中，要抑制 *Microcystis aeruginosa* 生長所需要的半效應濃度值有極大的差異。排它作用在共存培養中有最高的效率，因為 *Myriophyllum spicatum* 可以不斷地產生排它物質來影響 *Microcystis aeruginosa*，所以只要 $1 \text{ g-wet} \cdot \text{l}^{-1}$ 的量就可達到半效應濃度。而若要以添加的方式實行，半效應濃度則需要達 $65 \text{ g-wet} \cdot \text{l}^{-1}$ *Microcystis spicatum* 的過濾液，並連續性的添加，才能達到抑制的效果。至於起

使添加的方式，則無法對 *Microcystis aeruginosa* 產生任何的抑制作用。

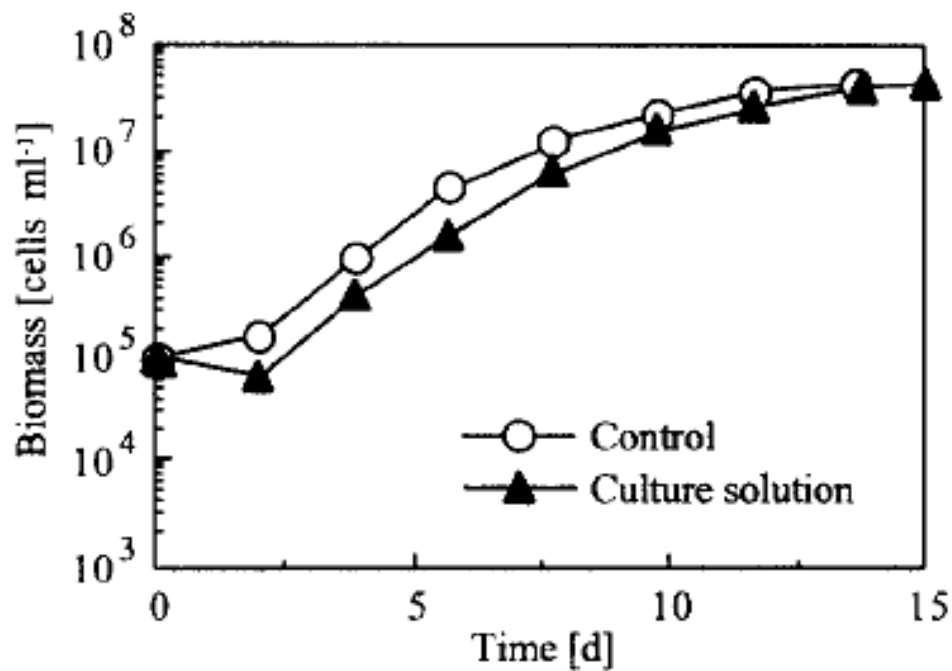


圖 5-53 以 *M. spicatum* 的培養基過濾液進行起始添加後，對 *M. aeruginosa* 生長的影響(Nakai *et al.*, 1999)。

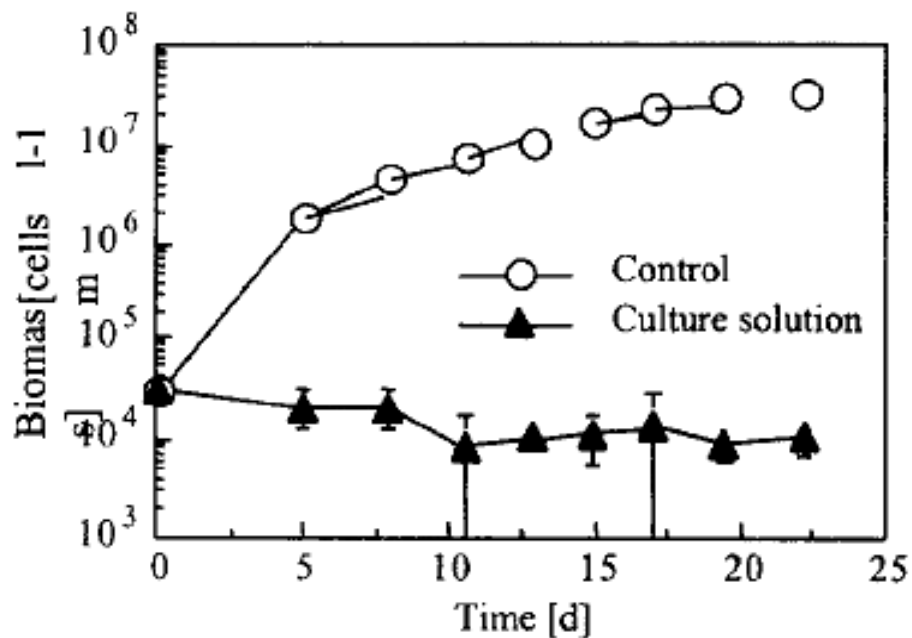


圖 5-54 以 *M. spicatum* 的培養基過濾液進行半連續添加後，對 *M. aeruginosa* 生長的影響(Nakai *et al.*, 1999)。

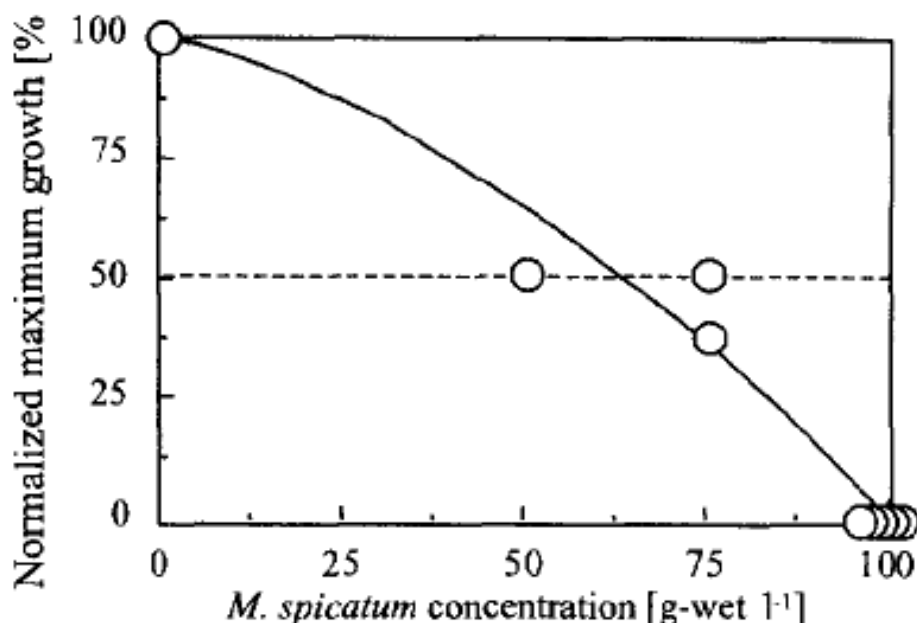


圖 5-55 不同濃度的 *M. spicatum* 培養基過濾液，對 *M. aeruginosa* 之生長產生的抑制效果，其半效應濃度為 $65 \text{ g-wet} \cdot \text{l}^{-1}$ (Nakai *et al.*, 1999)。

Nakai *et al.* 依上述之實驗結果，於 2000 年時繼續針對 *Microcystis spicatum* 所產生的排它物質，利用 HPLC 與 APCI-MS 進行定性分析與作用方式的探討 (Nakai *et al.*, 2000)。由分析結果得知，培養 *Microcystis spicatum* 後的過濾液中含有多酚化合物 (polyphenol)，包括 pyrogalllic acid (PA)、gallic acid (GA)、ellagic acid (EA) 及 (+) catechin (CATECH) (圖 5-56)。其中，前 3 種化合物 HPLC 很容易可偵測到存在，但最後的 (+) catechin 因為濃度很低，必須使用 APCI-MS 來進行檢測。

圖 5-57 顯示微囊藻 *Microcystis aeruginosa* 在受到 PA 的影響下，隨著 PA 的濃度越高，生長的速率會越低。在 PA 濃度為 $1.26 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ($10 \mu\text{M}$) 的狀態下，微囊藻的生長會明顯開始受到抑制，且數目也會開始減少，但仍可繼續存活。再分別將不同濃度的 4 種多酚化合物放入培養基中，觀察其對微囊藻生長所造成的抑制作用。圖 5-58 由所呈現的結果就可發現，PA、GA、EA 與 CATECH 的半效應濃度分別為 0.65、1.0、5.1 和 $5.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ；可見 PA 與 GA 對微囊藻的生長是具有比較強的抑制作用，而 EA 與 CATECH 相較而下是較弱的。

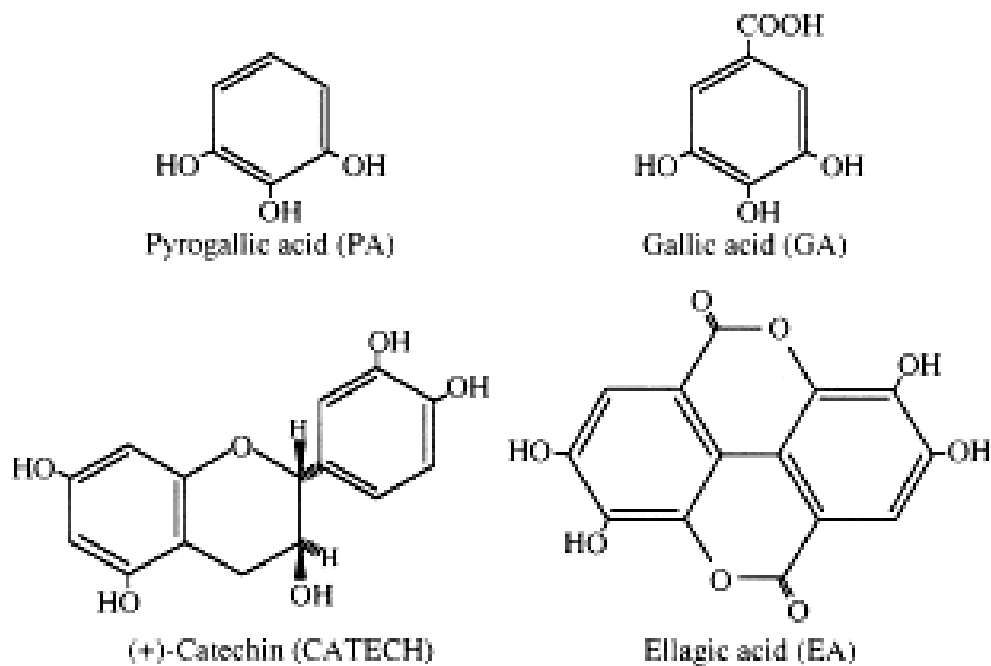


圖 5-56 *M. spicatum* 所含 4 種多酚化合物之化學結構(Nakai *et al.*, 2000)。

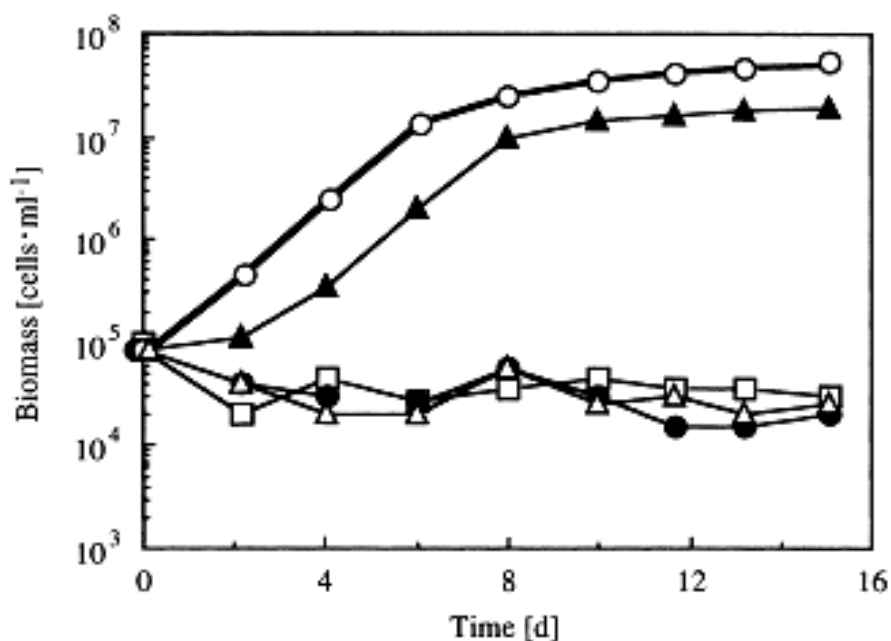


圖 5-57 藍綠藻 *M. aeruginosa* 受到不同濃度 PA 影響下的生長速率變化 (○：控制組、▲：0.63、□：1.26、●：2.52、△：5.04 mg · L⁻¹) (Nakai *et al.*, 2000)。

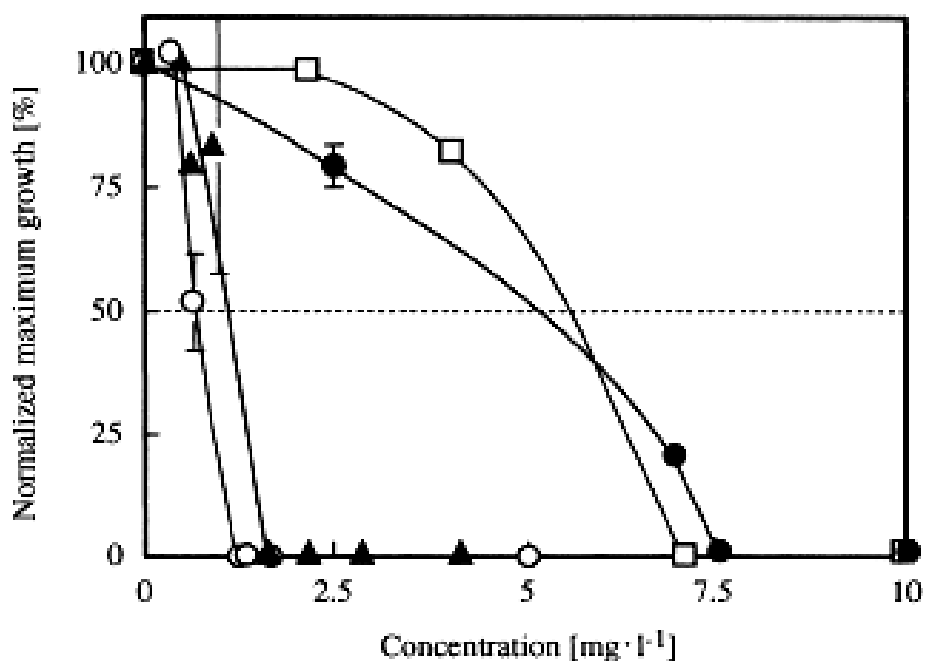


圖 5-58 4 種多酚化合物對藍綠藻 *M. aeruginosa* 生長所造成的影響 (○：PA、
▲：GA、●：EA、□：CATECH) (Nakai *et al.*, 2000)。

而 PA、GA、EA 與 CATECH，這 4 種多酚化合物本身都具有易氧化的性質。分別將 PA、GA、EA 與 CATECH 各 1.2、1.5、7.5、7.0 mg·L⁻¹ 放入培養基中，其存留時間在前兩者 PA 與 GA 為 1 小時，EA 為 12 天，CATECH 則為 8 天，之後這些化合物將完全因氧化而消失。而 Nakai *et al.* 為了解這些已氧化的化合物是否也有同樣的排它作用，便將其以人為方式完全氧化後放入培養基中，觀察微囊藻 *Microcystis aeruginosa* 受抑制的情形。結果相似於上述的實驗，抑制的效果非常顯著；相較於控制組，這些氧化後的多酚物質，仍可將 *Microcystis aeruginosa* 的生長速率完全抑制在零生長的狀態（圖 5-59）。另外，Nakai *et al.* 也發現，這些多酚化合物對 *Microcystis aeruginosa* 的抑制一種是協同作用（synergistic actions）；亦即，當這 4 種多酚物質同時存在時，就能對 *Microcystis aeruginosa* 的生長產生最大抑制效果（圖 5-60）。而且，除了這些物質本身的作用外，當其氧化後所形成的氧化物，亦可對 *Microcystis aeruginosa* 的生長產生極大的抑制作用。

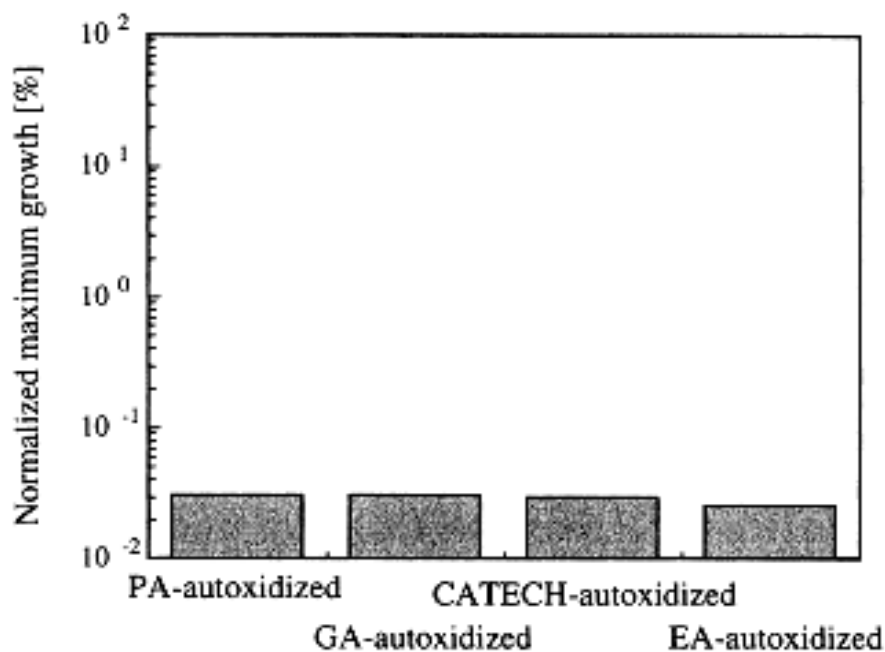


圖 5-59 4 種氧化後的多酚物質對藍綠藻 *M. aeruginosa* 生長速率的抑制效果 (Nakai *et al.*, 2000)。

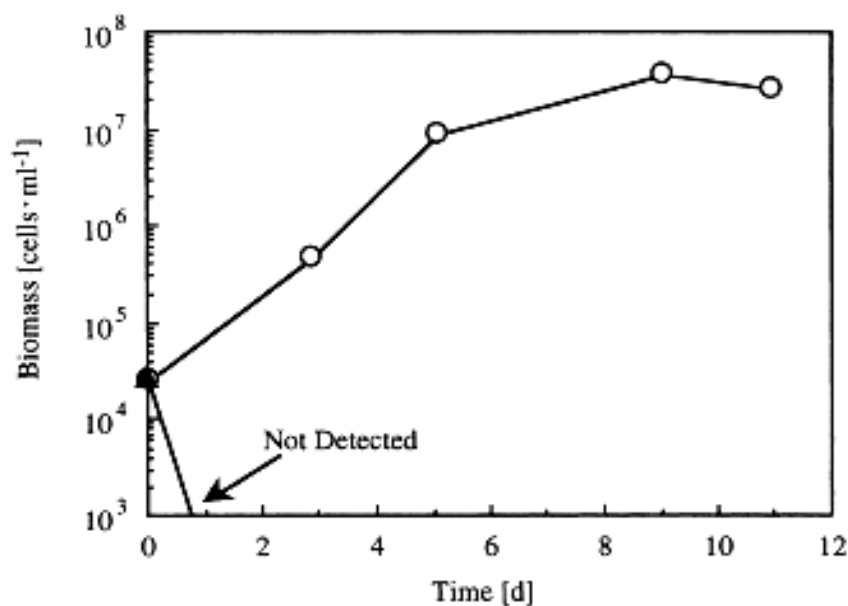


圖 5-60 4 種多酚物質同時存在時，能對藍綠藻 *M. aeruginosa* 的生長產生最大抑制效果（○：控制組、▲：實驗組）(Nakai *et al.*, 2000)。

5.3.6 藻類吸收

大量培養藻類用以處理被人類污染之廢水，吸收水中氮磷等營養鹽及重金屬物質以淨化水質；此法幾乎沒有使用化學處理所產生的後續問題，又可重複利

用，是一種較符合生態公法之方式。而此法最早可追溯到 1960 年代，在當時大都使用懸浮性的藻種做為材料，但對其收成與去除污染物的效率上有其相當程度的困難。直到近年，才陸續發展出許多固化的技術及硬體設施，使得此法在實際應用上更為方便有效(Hoffmann, 1998)。

5.3.6.1 固化與非固化影響

Mallick 在回顧過去利用藻類吸收營養鹽之研究的文獻中指出，此種方式不但可處理廢水中的氮、磷等營養鹽或重金屬，且其收成後亦可作為人類蛋白質食品或畜牧飼料的來源(Mallick, 2002)。但此種去除水中營養物質的方法，最大的挑戰在於藻類要如何有效地收成，使水質的淨化能不斷地循環進行。理由是因為大多數的藻類都是懸浮性，並非固著於基質的表面；而傳統將藻類置於水中任其漂浮的處理方式，會造成許多操作上的困難。所以使用固化技術(immobilization technology)將藻類固定於物質的表面或與培養介質混合，使其不再懸浮於水中，可使得許多操作更富彈性與效率。除此之外，也有提高藻類密度、增加細胞壁的通透性、防止藻類流失等優點，來加速淨化水質的速率。

所謂的固化技術是指，將藻類細胞以人為的方式將其固定於人工合成的材料或培養基上，使其無法自由地漂浮於水體中。當今最普遍使用的固化技術大致可區分為共價偶合(covalent coupling)、親合固化(affinity immobilization)、吸附(adsorption)、液液乳劑固化(confinement in liquid-liquid emulsion)、半透膜隔離(capture behind semipermeable membrane)及擔體結合(entrapment)等六種方法。以這些方式固化好的藻類尚必須置於特殊之裝置中，以利操作與控制，整組系統稱為生物反應器(bioreactor)。其目前已發展出流體化床(fluidized-bed)、填充床(packed-bed)、平行版(parallel-plate)、氣舉式(air-lift)及中空纖維(hollow-fibre)等五種系統，各有其優劣性。使用這些系統來進行水質淨化必須考慮到許多環境因子，如光照、pH、溫度等；並評估藻類本身被固化後的型態變化、生長特性與代謝能力等生理因素的差異。

表 5-18 顯示固化技術在影響藻類生長方面，以柵藻中的 *Scenedesmus obliquus* 為例，被固化後的個體其生長速率會較自由懸浮者來得遲緩，但生長曲線是呈現相同的趨勢，並皆顯示出指數型的最快生長速率，在綠球藻中的

Chlorella vulgaris 也有相同的現象。而綠球藻 *Chlorella vulgaris* 與魚腥藻 *Anabaena doliolum* 甚而在培養後的第 15 天，有測量到生物量高於自由懸浮者之情形。在細胞型態方面，被固化後的葡萄藻 *Botryococcus braunii* 具有較規則的形狀，且其藻團 (colony) 半徑達自由懸浮者的 2.5 倍。*Chlorella* 在被固化於藻膠 (alginate) 中時，會以單一個體存在，而從藻膠釋放至水體後，則會形成由 8~30 個個體組成的藻團。在代謝上，固化與懸浮的 *Chlorella* 個體在相同條件的光照下，氧氣的釋出效率並無明顯差異，被固化的個體甚至有較低的現象發生。但裸藻 *Euglena gracilis* 則顯示出不同的變化，原因是固化會增加 *Euglena* 體內葉綠素-蛋白質複合體的穩定性。即使經過三個月的培養，固化後的 *Euglena* 也能維持 90% 的葉綠素，然自由懸浮者則只能維持 7 天，而 *Botryococcus braunii* 也有類似的現象發生。在生產力比較方面，固化後的 *Botryococcus braunii* 合成碳水化合物之效率會高於自由懸浮者，*Anabaena* 釋放氮之速率甚至達 3 倍之差。而鞭枝藻 *Mastigocladus laminosus* 在固化後，其產生氮之速率也會較自由懸浮者高；固化後的衣藻 *Chlamydomonas reinhardtii* 也顯示出氮的合成會比較穩定且快速，且甘油的產生效率由原本自由懸浮個體的 $4 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，上升到固化後的 $7 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。然並非所有藻種都會因固化而使生產力提高，如紫球藻 *Porphyridium* 在多醣類 (polysaccharide) 上的產量就因此減少了 65%，而 *Anacystis* 與 *Chlorella* 的酮酸 (keto-acid) 產量則會減少 70~90%。

在去除氮磷的比較上，固化與自由懸浮的 *Scenedesmus obliquus* 在吸收磷的效率上相似；而固化者對於氮氮的吸收效率會較高，然有時並無差異，且有延遲的現象。但 *Chlorella* 與 *Anabaena* 在固化後，對氮磷的吸收效率都會高於自由懸浮的個體，且 *Chlorella* 的效率非常高；而螺旋藻 *Spirulina maxima* 與耐鹽性的杜氏藻 *Dunaliella salina* 在固化後也有吸收效率增高的現象。若比較固化後的 *Chlorella vulgaris* 與 *Scenedesmus bijugatus* 吸收氮磷的效率，雖然前者對氮磷的效率皆優於後者；但兩者在指數成長階段速率都會隨著磷的吸收量增加而上升，且吸收氮的效率並不受培養時間長短影響。以 *Chlorella emersonii* 而言，自由懸浮的個體在指數型成長的晚期，其吸收磷的效率達初期的 5 倍之高；但固化的個體則易受培養的基質與時間影響而顯示出不一樣的差異 (表 5-18)。

表 5-3 固化作用對藻類生理、代謝、吸收營養鹽與金屬的影響(Mallick, 2002)。

藻種	固化後的變化
<i>Anabaena</i>	釋放氫的速率增至 3 倍。
<i>Anabaena bijugatus</i>	提高鈷、鎳與鐵的移除效率。
<i>Anabaena doliolum</i>	生物量增加。
<i>Anacystis</i>	酮酸產量減少 70~90%。
<i>Ascophyllum nodosum</i>	於 10 mg · L ⁻¹ 的鎘溶液中，吸收鎘的效率上升至 99.98%。
<i>Botryococcus braunii</i>	具有較規則的形狀，藻團半徑增加為 2.5 倍。 葉綠素-蛋白質複合體穩定性增加，提高碳水化合物合成效率。
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	氨的合成較穩定且快速，甘油的產生效率由 4 g · L ⁻¹ 上升到 7 g · L ⁻¹ 。
<i>Chlorella</i>	酮酸產量減少 70~90%；固化後從藻膠釋放至水體時，會形成 8~30 個個體組成的藻團。
<i>Chlorella emersonii</i>	氧氣釋出率無明顯差異，有時有較低的現象發生。 非固化的個體在指數型成長的晚期，吸收磷的效率達初期的 5 倍之高；固化的個體易受培養的基質與時間影響而顯示出不一樣的差異。
<i>Chlorella homosphaera</i>	於濃度 1 mg · L ⁻¹ 的汞溶液中 12 天，吸收汞的效率上升至 90%。
<i>Chlorella salina</i>	提高金、鋅與鎘的吸收效率。
<i>Chlorella vulgaris</i>	提高鈷、鋅及錳的去除效率。 生物量提高，生長速率變緩，但仍顯示出指數型的最快生長趨勢。指數成長速率隨著磷的吸收量增加而上升，吸收氮的效率不受培養時間長短影響。 提高鈷、鎳、鐵、鎘、鉻與鋅的耐受度與吸收效率。於濃度 30 mg · L ⁻¹ 的銅、鎳溶液中 30 分鐘，移除效率分別為 97% 與 91%，且隨個體密度增加而上升。
<i>Euglena gracilis</i>	增加葉綠素-蛋白質複合體的穩定性。
<i>Mastigocladus laminosus</i>	提高氨的生產速率。
<i>Phormidium laminosum</i>	置於 43°C 的系統中，供以生長基質與廢水，吸收氮磷的速率分別為 0.24 與 0.11 mmol · day ⁻¹ · L ⁻¹ 。
<i>Porphyridium</i>	多醣類產量減少 65%。
<i>Scenedesmus acutus</i>	提高鎘、鉻與鋅的耐受度與吸收效率。
<i>Scenedesmus bijugatus</i>	指數成長速率隨著磷的吸收量增加而上升，吸收氮的效率不受培養時間長短影響。
<i>Scenedesmus obliquus</i>	生長速率變緩，仍顯示出指數型最快生長趨勢。對氮氮的吸收效率提高，有時並無差異，且有延遲的現象。
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	對氮的移除效率高於磷，效率會隨著時間逐漸地降低。
<i>Spirulina maxima</i>	提高氮磷的吸收效率。

柵藻 *Scenedesmus quadricauda* 對於氮的移除效率會高於磷，但隨著時間推移，效率會不斷地降低。藍綠藻中的顫藻 *Phormidium laminosum* 是一種耐高溫的藻類，將其固化後置於恆溫 43℃ 的環境中，並供以生長基質與廢水，其吸收氮磷的速率分別為 0.24 與 0.11 mmol · day⁻¹ · L⁻¹。總體而言，固化後的藻類密度在每公升 0.1 g 乾重與生長環境 pH6~8 的狀態下，對於營養鹽與金屬離子有最高的移除效率；而基質濃度、光照、二氧化碳與溫度亦是重要的影響因素（表 5-18）。

在吸附金屬元素的能力上，把固化後的 *Chlorella emersonii* 放置於濃度為 1 mg · L⁻¹ 的汞溶液中 12 天後，顯示其吸收汞的效率達 90%，明顯地高於自由懸浮的個體。將褐藻 *Ascophyllum nodosum* 固化後，置於 10 mg · L⁻¹ 的鎘溶液中，其吸收鎘的效率可高達 99.98%。在進行固化後的 *Scenedesmus acutus* 與 *Chlorella vulgaris*，對於鎘、鉻與鋅也有極高的耐受度與吸收效率。而以 *Chlorella vulgaris* 為例，將其固化後置於濃度 30 mg · L⁻¹ 的銅、鎳溶液中 30 分鐘，其對銅、鎳的移除效果分別為 97% 與 91%，且效率隨個體密度增加而上升。小球藻中的 *Chlorella homosphaera* 在固化後，對於廢水中的金、鋅與鎘等金屬元素有極佳的吸收效率；*Chlorella salina* 對於鈷、鋅及錳的移除亦有相同的效果；而 *Chlorella vulgaris* 與 *Anabaena bijugatus* 對鈷、鎳與鐵的吸附都具有相當大的潛力。藍綠藻中的微囊藻是藻華現象中最常見的種類之一，由於周圍具有囊狀的黏液層，故在自然界中可附著於物體的表面，同時也具有危害生物的毒性。最新實驗結果發現，以高溫、甲醛或抑制光合作用（DCMU-treated）之方式處理過的微囊藻，仍然具有與活細胞同等能力的金屬元素吸收效率。故利用死亡的微囊藻來進行水中重金屬的去除，是一項可行性非常高的方式。而使用耐高溫的藍綠藻作為淨化水質的材料，則是避免被其它藻種污染的最佳方式（表 5-18）。

Jiménez-Pérez *et al.* 以柵藻 *Scenedesmus intermedius* 與小綠球藻 *Nannochloris* sp. 兩種藻類為材料，比較其固化與未固化後的個體之生物量增長，及對氮磷的吸收效率(Jiménez-Pérez *et al.*, 2004)。固化與非固化的 *Scenedesmus intermedius* 在最大生物量與生長速率有顯著差異；*Nannochloris* sp. 僅在最大生物量有顯著差異（表 5-19）。與未固化的 *Nannochloris* sp. 比較，固化的 *Nannochloris*

sp.及固化與非固化的 *Scenedesmus intermediu* 對於磷的吸收會有時滯的現象。固化的 *Scenedesmus intermediu* 的最大磷濃度明顯高於未固化者，*intermediu* 的最大磷濃度明顯高於未固化者，但每小時的吸收速率並無差異；而固化的 *Nannochloris* sp.的最大磷濃度與每小時的吸收速率皆明顯高於未固化者；但兩種藻類的最大氮濃度與每小時氮吸收速率都是未固化者較高。綜合最大生物量與每小時的氮磷吸收速率來看，兩種藻類單位葉綠素的氮吸收量在固化與非固化間並無顯著差異；但單位葉綠素的磷吸收量則具顯著差異。

表 5-19 同時看出，固化後的藻類在每小時磷吸收速率上是相似或略高於未固化者，但其單位葉綠素的磷吸收量則高出未固化者許多；顯示出培養基質（Ca-alginate matrix）也有吸收磷現象發生，與無藻類植入的控制組有相似的結果。傳統以直接測量培養液或培養基質以推估藻類吸收營養鹽的方法，會忽略其它因子所造成的影響，而使數值產生誤差。故將藻類的生物量增長與生長速率一同列入計算，會有助於提高估算值的精準度。

表 5-19 固化和非固化之 *Scenedesmus intermedius* 與 *Nannochloris* sp.的生物量、成長速率及氮磷吸收率比較(Jiménez-Pérez et al., 2004)。

	<i>Scenedesmus</i>	<i>intermedius</i>	<i>Nannochloris</i> sp.	
	固化	未固化	固化	未固化
最大生物量 (mg chlorophyll per culture)	132.1±4.7*	427.9±5.5*	240.0±30.7*	269.7±23.0*
生長速率 (mg chlorophyll h-1)	0.011±0.001*	0.014±0.001*	0.018±0.001	0.018±0.001
最大磷濃度 (mg P per culture)	286.4±27.2*	169.2±23.6*	268.4±35.5*	106.3±5.0*
每小時磷吸收速率 (mg P h-1)	0.012±0.001	0.014±0.001	0.009±0.001*	0.006±0.000*
單位葉綠素磷吸收量 (mg P per chlorophyll)	2.17±0.27*	0.39±0.18*	1.12±0.16*	0.39±0.08*
最大氮濃度 (mg N per culture)	153.5±5.2*	644.5±15.1*	207.1±10.0*	488.7±9.1*
每小時氮吸收量 (mg N h-1)	0.009±0.001*	0.022±0.003*	0.006±0.001*	0.011±0.001*
單位葉綠素氮吸收量 (mg N per chlorophyll)	1.16±0.08	1.50±0.15	0.86±0.13	1.18±0.20

數值：平均±標準偏差。

*：固化與非固化具顯著差異。

5.3.6.2 培養密度差異

同一種藻類在吸收營養鹽的效率上，除了受光照、pH、溫度等環境因素的影響外，本身個體的密度也是重要的因子。相同環境下，藻類密度越高，增長的狀況會越快，營養鹽的吸收也會更有效率；但過高的密度卻會造成自我遮蔽效應（self-shading），使光合作用效率降低或養分缺乏(Lau *et al.*, 1995)。Lau *et al.* 先將綠球藻 *Chlorella vulgaris* 以 Bristol 培養基培養後，使用離心方式取出藻類，以每公升 5×10^5 、 1×10^6 、 5×10^6 及 1×10^7 的個體數分別代表低、中、高與超高密度。將此四種密度的藻類培養在裝有 300 毫升廢液的 500 毫升培養瓶中，並以無藻類培養的一組為控制組；於 24°C 環境下，連續 10 天給予每日 16 小時的光照，觀察每組處理廢水的能力。待處理廢水的氨氮、硝酸氮、總凱氏氮（total Kjeldahl N）、有機氮、總磷、磷酸磷濃度分別為 35.5、0.4、48.4、12.9、4.29、3.89 mg · L⁻¹，COD 值 157.5 mg · L⁻¹，pH 為 7.1。

低與中密度的生長速率在第 4-6 天的時滯期後開始呈指數生長；高與超高密度並無明顯的時滯期，個體數目在 7 天前是呈直線上升。超高密度在起始的 6 天有最高的生長速率，但在第 8 與 10 天時，因受光、二氧化碳與營養的影響，細胞密度於各重複的培養瓶之間有顯著的差異（圖 5-61）。葉綠素含量隨細胞數目上升而增加，在低與中密度是指數型增加，而高與超高密度是呈 S 型曲線。換言之，即使是以超高密度的培養，藻類在第 6 天以前仍可持續地合成葉綠素；但在第 8 與 10 天後，會因養分與二氧化碳的缺乏，開始呈 S 型起伏（圖 5-62）。在化學需氧量變化部分，四種密度的培養在降低化學需氧量之貢獻上並無顯著差異；除超高密度的培養外，其餘 3 組在第 8 天後都減少了 75% 以上的化學需氧量，使 COD 值降至 40 mg · L⁻¹。此外，無添加藻類的控制組也有相似的結果，代表除藻類外，其它微生物同樣也具有分解水中有機物的能力。

水中的氨氮會隨著時間的推移而顯著地減少，且細胞數目的增加與其趨勢相符；四種密度的培養都是以指數方式下降，尤其是高與超高密度會更加顯著（圖 5-63）。控制組於第 3 天時減少了 13% 的氨氮，至實驗結束平均減少 15.6%，顯示水中微生物同樣也有移除氨的能力。於第 8 天時，有 90% 的氨氮在超高密度的培養中被移除，第 10 天時去除率將近達 100%。在第 6 天前，高密度培養的

氨氮去除效率皆優於中與低密度，但在第 10 天時的 90% 卻低於中密度的 98%。

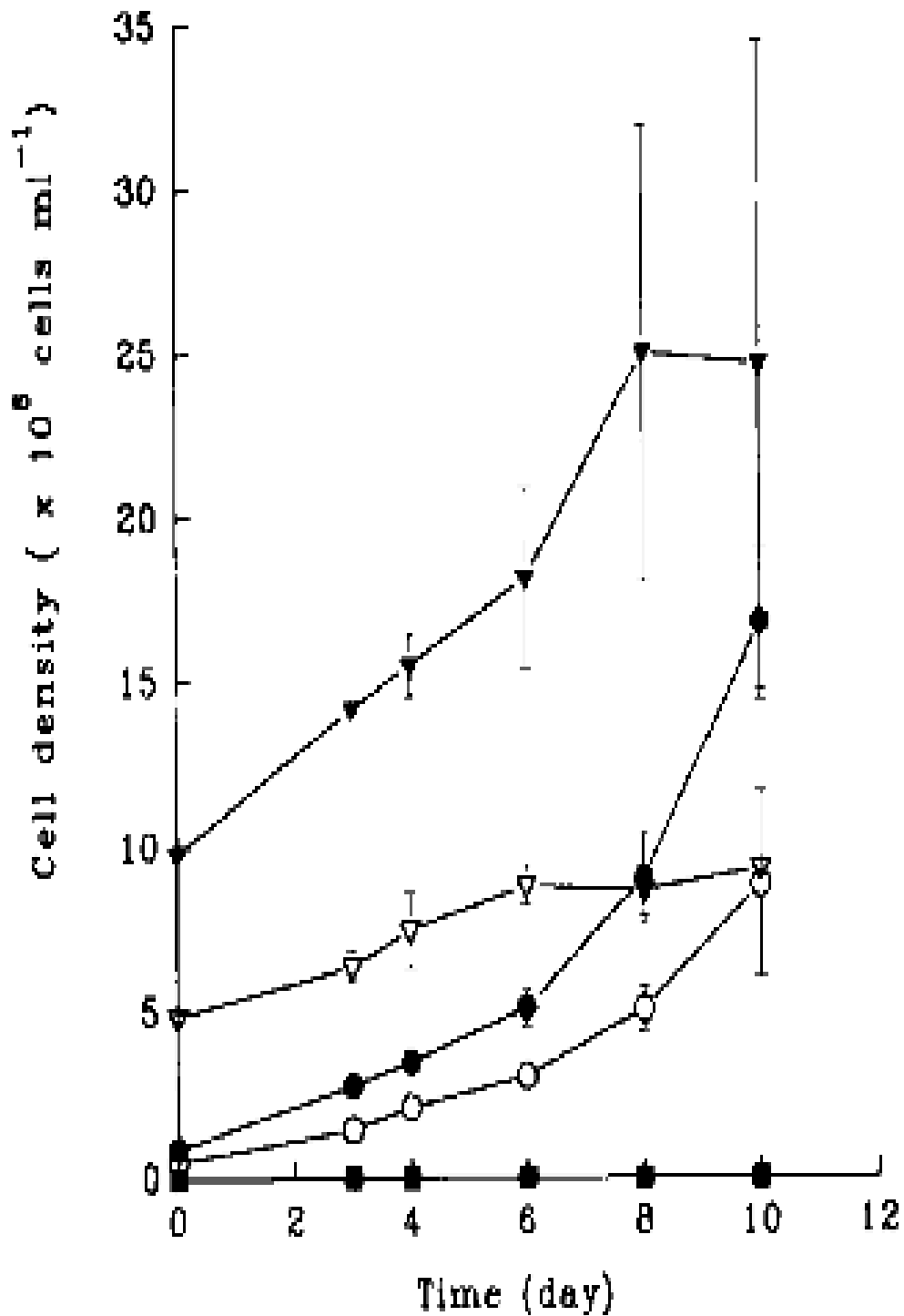


圖 5-61 不同密度 *Chlorella vulgaris* 培養時細胞密度 (Y) 之時間變化 (■：控制組、○：5x10⁵、●：1x10⁶、△：5x10⁶ 及 ▲：1x10⁷ ind • L⁻¹) (Lau *et al.*, 1995)。

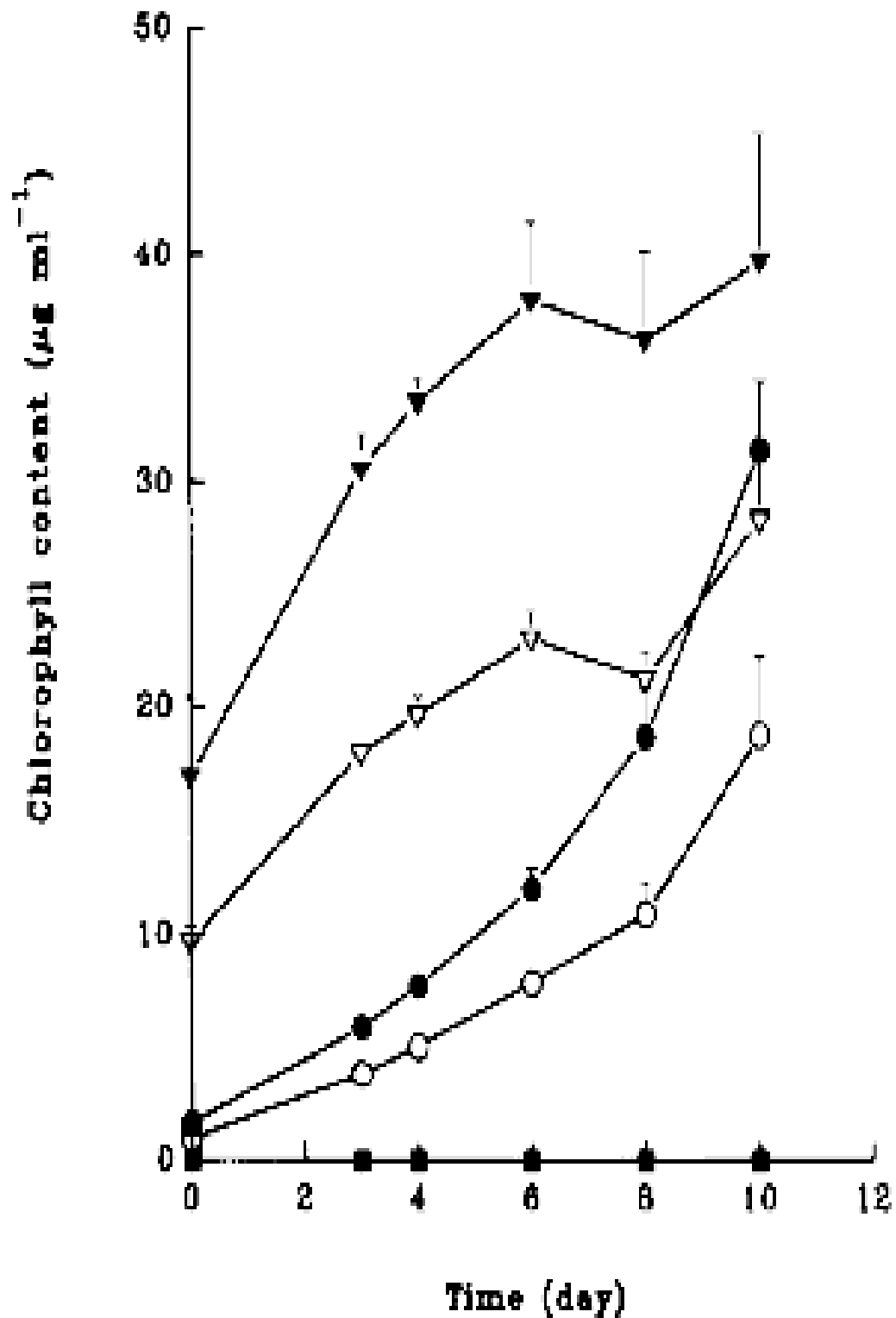


圖 5-62 不同密度的 *Chlorella vulgaris* 培養時葉綠素含量(Y)之時間變化(■：控制組、○：5x10⁵、●：1x10⁶、△：5x10⁶及▲：1x10⁷ ind • L⁻¹) (Lau *et al.*, 1995)。

由此推論，超高密度的培養因為有較高的個體密度，可使營養鹽的移除效率提高，適合用於短時間內的營養鹽去除。一般藻類在氮源的選擇優先順序為：氨氮>硝酸氮>小分子有機氮（如尿素）>氨基酸，所以即使在含有硝酸鹽或尿素的環境中，藻類仍是以氨氮作為首要的氮源。而具有分解尿素能力的細菌，會將尿素水解出氨，是培養過程中，藻類使用氨氮的另一項重要來源。

所有的培養組與控制組的全氮含量，都在實驗起的 3 天內，從 $12.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 迅速下降至 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，除了微生物分解尿素的因素外，也代表藻類以外的微生物可以很有效率地移除水中的氮。而在第 4 天至第 6 天時，全氮的濃度會維持在穩定的狀態，主要是因為大部分的尿素都已經被分解成氨所造成，且被藻類使用殆盡。但在第 10 天時，因為大量生長的結果，由死亡跟裂解的藻類所釋放出來的氮，而使全氮的濃度提高到 $8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

磷在四種密度培養中的濃度變化與氨氮相似，超高與高密度的培養都顯示出快速減少的趨勢，而中與低密度會成穩定性的減少（圖 5-64）。第 10 天後所量測的結果顯示，磷的最高移除效率是 93%，出現在中密度的培養；其次為高密度的 85%，而低密度只有 70%。無機的氮磷比於 4 種密度培養的初期，都維持在 8-10 之間，接近於藻類生長所需要的最適值。除低密度培養外，其餘三種密度都在試驗後期出現氮限制的現象，使得氮磷比降低至 2 以下；尤其是在超高密度，第 10 天時更降至 0.06。雖然水中具有分解尿素能力的細菌，會將尿素水解出氨，提供給藻類一個穩定的氮源；但培養一週後，水中的尿素將被使用殆盡。但藻類仍然會不斷地吸收氮作為生長所需，所以，氮磷比只有在實驗初期時可以維持在穩定的狀態。

綜合以上四種培養密度培養的比較結果（表 5-20），Lau *et al.*認為此實驗設計中的超高濃度培養，並無任何自我遮蔽效應而影響了藻類生長與營養鹽的去除。除藻類外，水中的細菌與其它原生動物（protozoa）也會分解有機物、尿素與吸收磷。所以利用開放的藻類培養系統，可以很有效率且具彈性地去除廢水中的營養鹽，培養時間也可藉由藻類密度的高低作適當調整。

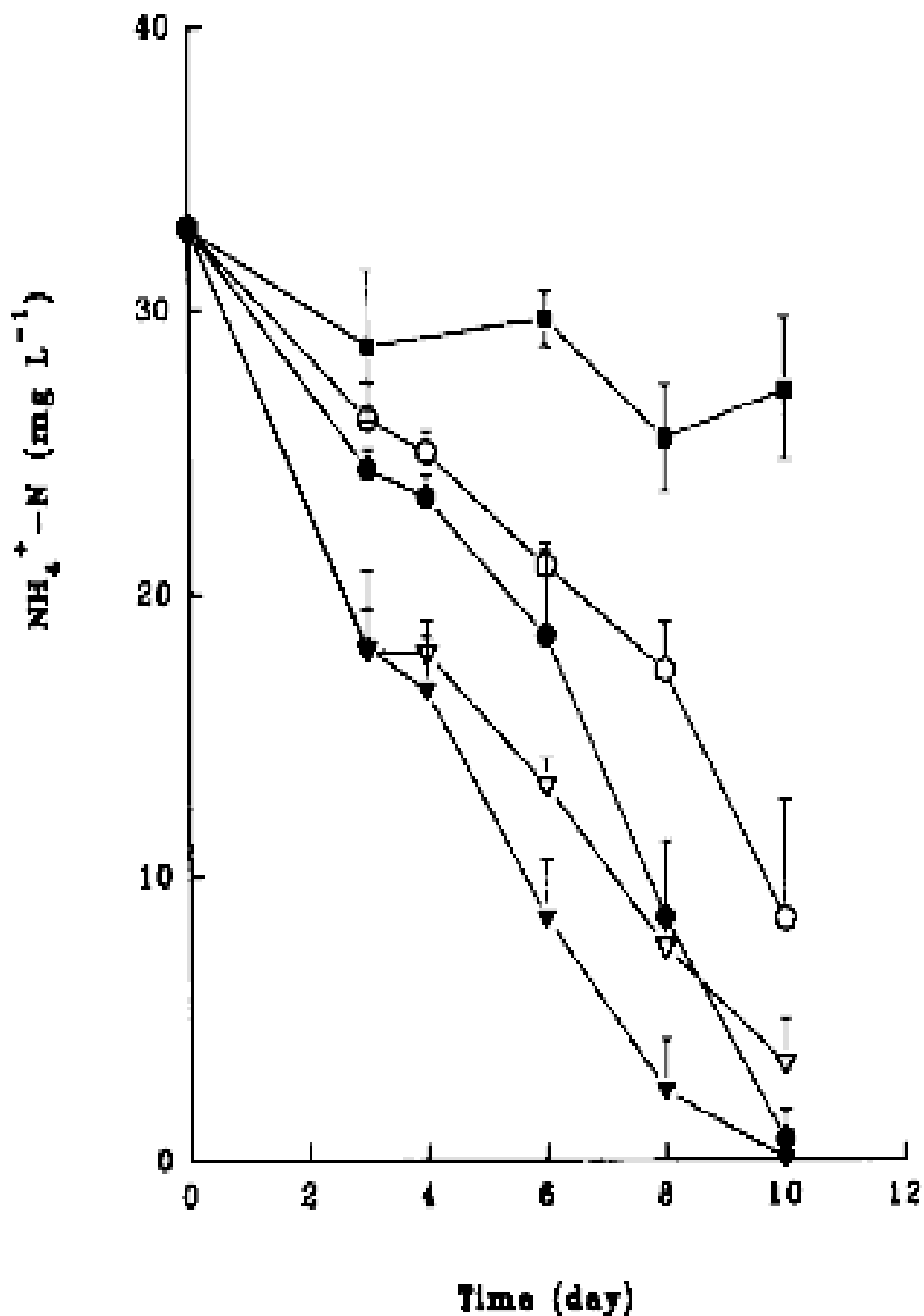


圖 5-63 廢水經不同培養密度的 *Chlorella vulgaris* 處理時，其氨氮濃度隨時間之變化量 (■：控制組、○： 5×10^5 、●： 1×10^6 、△： 5×10^6 及 ▲： 1×10^7 ind $\cdot \text{L}^{-1}$) (Lau *et al.*, 1995)。

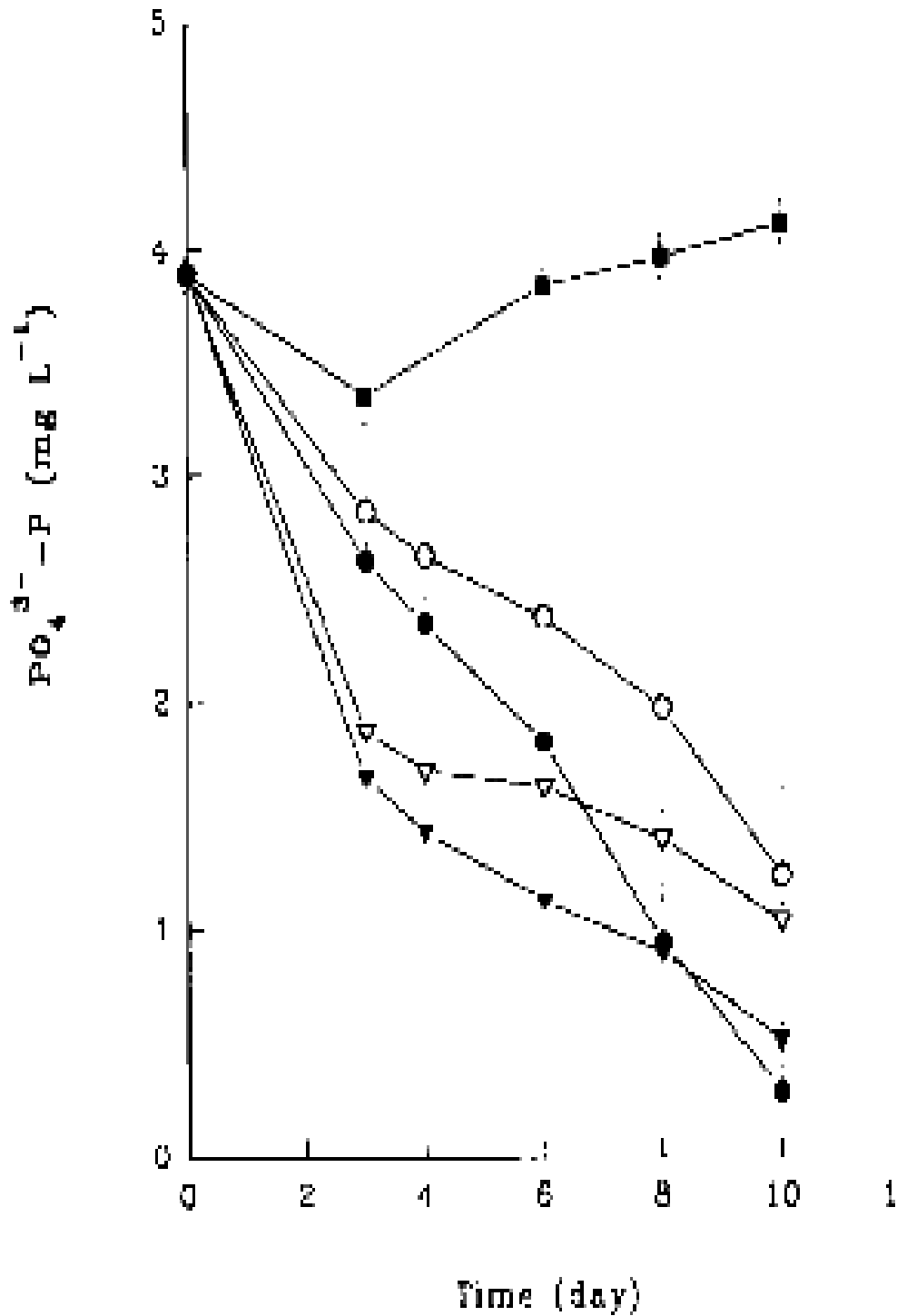


圖 5-64 廢水經由不同培養密度的 *Chlorella vulgaris* 處理時，其磷酸磷濃度隨時間之變化量 (■：控制組、○： 5×10^5 、●： 1×10^6 、△： 5×10^6 及▲： 1×10^7 ind $\cdot$ L $^{-1}$) (Lau *et al.*, 1995)。

表 5-20 四種不同培養密度之 *Chlorella vulgaris* 對氨氮、總凱氏氮、總有機氮、總磷、磷酸磷去除效率之比較(Lau et al., 1995)。

	天數	控制組	低密度 5×10 ⁵	中密度 1×10 ⁶	高密度 5×10 ⁶	超高密度 1×10 ⁷
去除效率(%)						
氨氮	3	12.7	20.5	25.8	45.3	45.0
	4	n.d.	24.0	28.9	45.6	49.6
	6	9.8	36.2	43.8	59.9	74.0
	8	22.6	47.5	73.9	77.1	92.5
	10	17.4	74.1	97.8	89.7	99.9
總凱氏氮	3	20.8	27.7	32.7	44.8	43.3
	4	n.d.	32.6	33.6	47.6	52.0
	6	17.7	10.9	46.5	56.7	69.1
	8	26.8	45.9	67.3	66.2	80.9
	10	23.2	61.6	81.6	72.4	82.7
總有機氮	3	45.0	49.3	53.2	43.5	38.7
	4	n.d.	58.0	47.7	53.5	58.9
	6	41.2	55.0	54.7	47.1	54.7
	8	48.0	41.1	47.7	33.9	46.5
	10	40.3	24.6	33.8	21.3	31.8
總磷	3	-	18.5	32.6	47.0	46.9
	4	-	24.2	34.2	49.8	55.4
	6	-	32.6	49.1	55.9	66.8
	8	-	46.6	69.7	59.5	71.4
	10	-	63.8	87.0	66.1	78.7
磷酸磷	3	-	28.6	34.7	51.9	53.9
	4	-	33.4	41.7	56.5	60.5
	6	-	40.2	54.6	58.3	68.8
	8	-	50.3	76.4	64.2	75.1
	10	-	68.8	92.8	73.4	85.6

n.d.：低於偵測極限。

密度：individual • L⁻¹。

5.3.6.3 藍綠藻與綠藻比較

藍綠藻與綠藻對於營養鹽、光、溫度都有不一樣的需求，在處理廢水中氮、磷也有不同的能力，所以 Tang *et al.* 以此兩型的藻類進行水中營養鹽吸附的比較 (Tang *et al.*, 1997)。Tang *et al.* 分別自極帶與寒帶地區收集藍綠藻 (*Phormidium*, E18)，與加拿大 Valcartier 地區的綠藻 (*Chlorella* 與 *Scenedesmus*, Vc) 作為實驗對象，所有的藻類皆培養在 BG-11 的培養基中，給予不同的培養溫度，以比較兩者的差異。

在生長狀況方面，於 25°C 以下，藍綠藻的生長會隨著溫度上升而遞增，達 35°C 時則開始停止生長；綠藻則在 30°C 時生長得最好。藍綠藻在 10°C 以下環境的生長狀況會優於綠藻，但一旦超過 20°C 時，則是綠藻較好，而兩者在 15°C 時的生長速度並無差異（表 5-21）。

除 5°C 的培養外，pH 值在其它溫度的培養下，都呈現迅速增加並超過 10 的現象，使得生長速率開始遲緩並降低光合作用的效率。大部分的培養基中之硝酸鹽濃度都成反指數型下降，除 20°C 外，藍綠藻在 5~25°C 之間，對於硝酸鹽的去除效率都是高於綠藻；而綠藻只有在 30°C 以上的環境時，移除硝酸鹽的效率才會高於藍綠藻。磷酸鹽濃度的減少趨勢與硝酸鹽類似，都是成反指數的曲線。在 10°C 的培養下，兩者對磷酸鹽的去除效率相似，但在 10°C 以下時，藍綠藻的效率會高出綠藻許多；然在 15°C 以上時，除 25°C 外，則是綠藻的效率較高（表 5-21）。

兩種藻類的葉綠素與胡蘿蔔素的濃度會隨著培養溫度的上升而增加（圖 5-65）；但胡蘿蔔素與葉綠素的比值會下降，直到 25°C 左右時，才會隨溫度增加而再繼續上升（圖 5-66）。光譜吸收試驗結果顯示，藍綠藻對於波長 680（葉綠素 a）、620（藻藍素，phycocyanin）與 650 nm（異藻藍素，allophycocyanin）的吸收狀況會隨溫度上升而增加，並在 25°C 時達最高，之後便開始下降；而 480 nm（胡蘿蔔素，carotenoid）則是在 30°C 時有最高的吸收值（圖 5-67）。藻藍素與葉綠素 a 吸收光的效率比值在所有溫度的培養下，都呈現一個穩定的狀態；異藻藍素與葉綠素 a 之光吸收效率的比值也是如此。但胡蘿蔔素與葉綠素 a 光吸收效率的比值與溫度之關係，是呈現 U 型的曲線；亦即，在低溫或高溫的環境

下的值會偏高（圖 5-68）。綠藻每單位生物量對於胡蘿蔔素與葉綠素 a 的光吸收效率，在所有溫度下都高於藍綠藻，於 20℃ 時有最高值，之後隨溫度上升而下降（圖 5-67）。綠藻的胡蘿蔔素與葉綠素 a 光吸收效率之比值與溫度的關係也是呈現 U 型的曲線，但相較於藍綠藻較不明顯（圖 5-68）。

表 5-21 比較藍綠藻（*Phormidium*, E18）與綠藻（*Chlorella* 與 *Scenedesmus*, Vc）在不同溫度培養下，其生長速率及氮磷的吸收效率之差異(Tang et al., 1997)。

	溫度℃	藍綠藻（E18）	綠藻（Vc）
		生長速率或吸收率（ $10^{-2} \cdot d^{-1}$ ）	
生長速率	5	11±0.8	8.7±1.5
	10	20±2.6	16±1.2
	15	21±3.1	21±2.0
	20	23±1.3	28±1.1
	25	28±1.2	39±4.7
	30	18±1.7	59±9.7
	35	-	22±1.5
氮吸收率	5	8.7±1.1	-
	10	9.7±1.4	-
	15	14±0.96	11±2.5
	20	16±1.8	16±2.9
	25	18±1.9	15±1.9
	30	6.8±1.9	18±0.96
	35	-	26±6.0
磷吸收率	5	5.0±0.56	2.0±0.36
	10	14±0.64	14±1.5
	15	19±0.72	23±0.87
	20	27±1.4	30±1.6
	25	33±2.4	34±1.6
	30	4.0±0.41	48±3.9
	35	-	33±1.9

數值：平均±標準偏差。

環境因子中的溫度很明顯地是影響藻類生長與代謝的重要因素，本實驗中所使用的藍綠藻 E18 喜好低於 10℃ 的低溫環境，而加拿大 Valcartier 地區的綠

藻 *Chlorella* 與 *Scenedesmus*, Vc 則偏好 20°C 以上的溫度。除溫度外，光與二氧化碳也是影響其生長的重要因子。藍綠藻對於光的高補抓能力與本身的低光補償點，使其即使在低光照環境下，也會有良好的生長狀況。雖然培養基中之硝酸鹽濃度都成反指數型下降，但在實驗初期，培養基有氨氮存在時，藻類會先以氨氮作為主要氮源，直至其消耗殆盡。

而磷酸鹽在實驗初期就會呈現大幅降低的趨勢，即使在藻類的生物量較低的狀況下；因為藻類會大量地吸收磷酸鹽，並以複磷酸鹽（polyphosphate）的形式儲存於細胞內。在 5~25°C 的溫度下，藍綠藻 E18 對於硝酸鹽的移除效率會比綠藻 *Chlorella* 與 *Scenedesmus*, Vc 來得高；但只有在 5°C 的低溫時，磷酸鹽的移除效率才會高於綠藻。兩類型的藻類對於氮磷吸收上的比值不因溫度改變而有變化，都是維持在一穩定的狀態；然藍綠藻的比值在所有培養下都高於綠藻，顯示藍綠藻是具有較高的氮儲存能力者，而主要儲存在體內的形式為藻膽蛋白（phycobiliprotein）。

葉綠素 a 與胡蘿蔔素的光吸收效率會隨著溫度的下降而降低，代表低溫會減緩細胞色素的合成；亦即藻類在低溫的環境下時，相較於光反應，暗反應中的碳合成反應較容易受到低溫的限制，光照的影響不如低溫來的明顯。胡蘿蔔素與葉綠素的比值在低與高溫時會較高，且大部分藻類在低溫的環境會出現光抑制作用（photoinhibition）；所以在低溫、高亮度的環境下，藻類增加胡蘿蔔素與葉綠素的比值可以抵銷光抑制作用所造成的不良影響。而胡蘿蔔素與葉綠素 a 的比值與光吸收率比值在藍綠藻會較高，顯示藍綠藻相較於綠藻比較不會有光抑制的現象發生。

由實驗結果可推論，藍綠藻 E18 適合在寒冷地區用於廢水處理，因為在低溫環境下，它比綠藻 *Chlorella* 與 *Scenedesmus*, Vc 擁有更佳的生長速率與氮、磷的去除效率。但在高溫的環境下則反之，夏季炎熱的氣候較適合綠藻生存，且高溫促使其快速成長的藻團，很容易就可競爭過藍綠藻而取代成為優勢藻種。所以，建議在早春的時期，利用藍綠藻 E18 在低溫下的高活性，是用以處理廢水的良好方式。

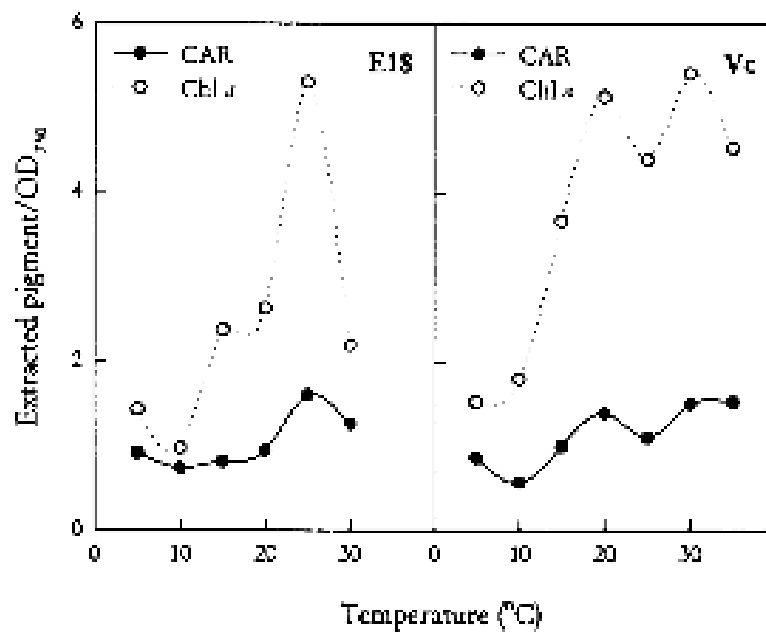


圖 5-66 藍綠藻(左: *Phormidium*, E18)與綠藻(右: *Chlorella* 與 *Scenedesmus*, Vc) 在不同溫度培養下，葉綠素與胡蘿蔔素的濃度變化(Tang *et al.*, 1997)。

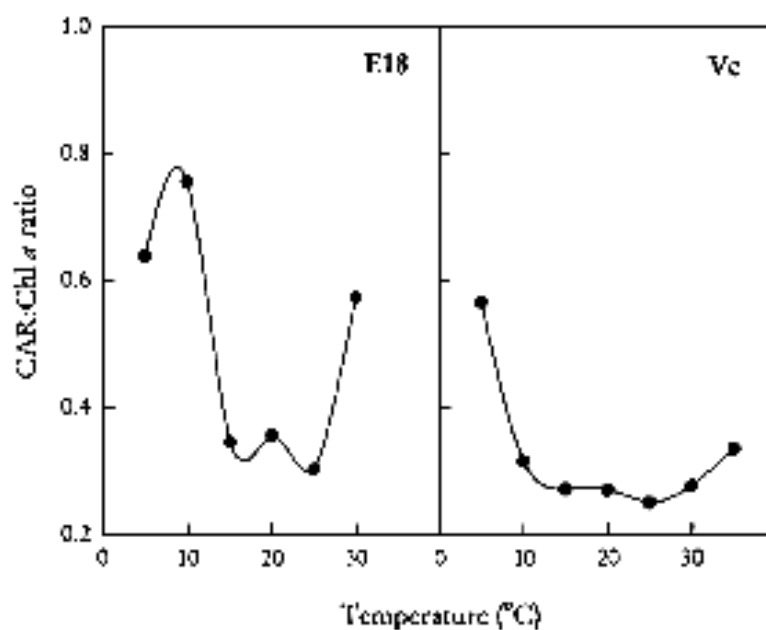


圖 5-66 藍綠藻(左: *Phormidium*, E18)與綠藻(右: *Chlorella* 與 *Scenedesmus*, Vc) 在不同溫度培養下，胡蘿蔔素與葉綠素的比值變化(Tang *et al.*, 1997)。

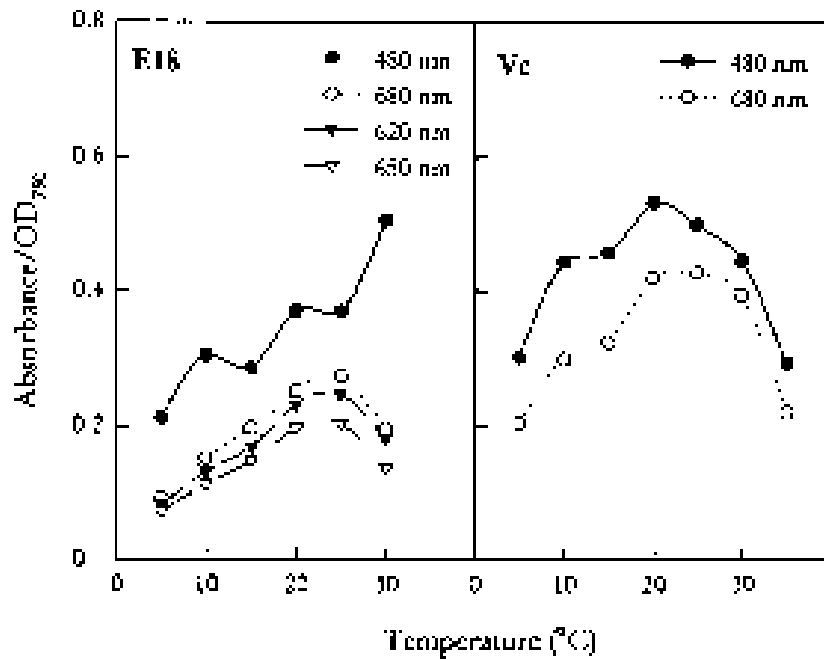


圖 5-67 藍綠藻 (左: *Phormidium*, E18) 與綠藻 (右: *Chlorella* 與 *Scenedesmus*, Vc) 在不同溫度培養下, 其各色素的吸光值變化(Tang *et al.*, 1997)。

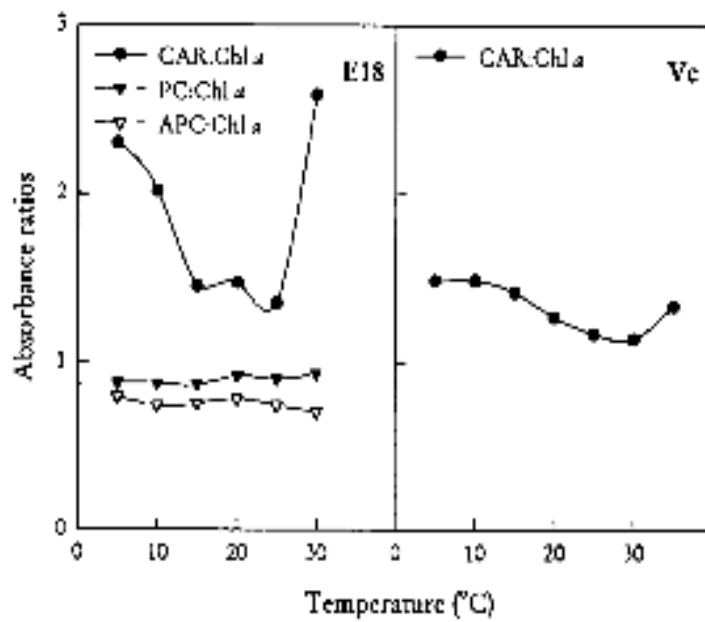


圖 5-68 藍綠藻 (左: *Phormidium*, E18) 與綠藻 (右: *Chlorella* 與 *Scenedesmus*, Vc) 在不同溫度培養下, 其各色素吸光值的比值變化(Tang *et al.*, 1997)。

5.3.7 貝類利用

5.3.7.1 韓國

牡蠣是一種濾食性動物，其在海洋中扮演著淨化水質的角色。在韓國南方的沿岸，牡蠣是其重要的水產資源，在 4,100 公頃的貝類養殖面積中，每年有高達 280,000 噸的產量。Kwon *et al.* 在研究報告中指出，牡蠣收成後廢棄的殼，除少部分作為農業與畜牧用途外，其剩餘大量的牡蠣殼與優養化皆是其海域環境相關的問題。而鈣是牡蠣殼中含量最高的元素，約有 37.4%。是故，他們以實驗室人為操作方式，將廢棄的牡蠣殼以日照曬乾後絞碎，分別以高溫（750°C）及熱裂解（pyrolysis, 650~800°C）的方式將殼中的碳酸鈣轉成氧化鈣，並將其灑入具高濃度磷的水樣中，藉著氧化鈣會與磷形成不可溶解之化合物的特性，來降低水樣中磷的含量，以達到優養化控制與處理大量廢棄殼之目的；結果發現其吸收磷的效率隨處理方式不同可達 68~98%（圖 5-69）。故利用廢棄牡蠣殼本身所具有的生理特性來進行對優養化控制，不但是一種具有相當潛力且經濟的方式，也兼具廢棄殼減量的目的(Kwon *et al.*, 2004)。

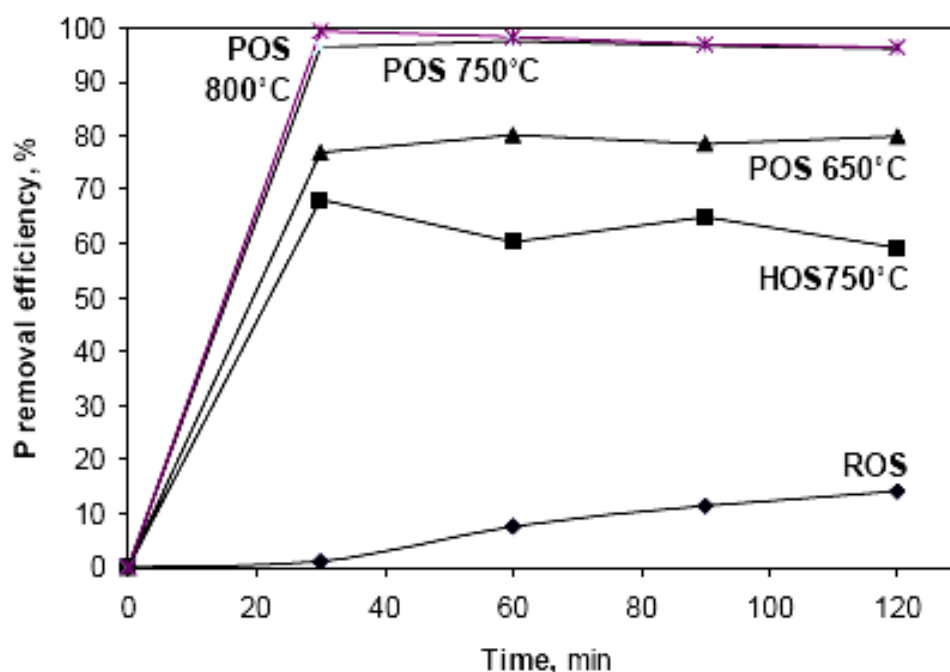


圖 5-69 經不同方式處理之牡蠣殼對磷的去除效率 (Y) 之時間變化 (ROS：無處理、HOS：高溫處理、POS：熱裂解處理) (Kwon *et al.*, 2004)。

5.3.8 食藻魚類

5.3.8.1 印度

若不針對營養鹽的去除來進行水質改善，則利用藻食性魚類攝食浮游性藻類，也是一種用來控制藻華的方式之一。Datta & Jana 進行了 silver carp、bighead 與 tilapia 三種食藻性魚類，對於微囊藻攝食的效率比較。其實驗分為兩部分，第一部份為野外現地操作，即在室外以人工圍欄的方式將湖中樣區分成四組，分別放入上述三種魚的操作組與不放魚的控制組；第二部分即以於相同的條件下，在實驗室進行水族箱的餵養(Datta(Saha) & Jana, 1998)。

在現地操作的部分，所有樣區中的浮游植物組成在四組樣區中並無顯著差異，95%是微囊藻，其餘 5%為綠藻。三組操作組在經過攝食後，微囊藻會開始減少，且具有顯著差異，最大的減少量是出現在第 3 與第 7 天；而在不考慮魚種的狀況下，微囊藻的量共減少了 60~93%。整體而言，控制組的微囊藻量是維持在一個穩定減少的狀態，而操作組在第 7 天以前，都呈現出快速減少的現象；但在第 10 天後，微囊藻會開始呈現漸增的趨勢；21 天後則又開始減少。微囊藻增加的狀況在置入 tilapia 的樣區內尤其明顯，其增加後的量甚至高於控制組。葉綠素 a 在四組樣區內的變化與微囊藻有相同的趨勢，而此三種魚在經 31 天實驗後，其重量並無增加；而實驗室的水族箱餵養與現地操作則有相同的結果（圖 5-71）。

三種使用的魚中，silver carp 對於微囊藻的攝食最為明顯，可減少水中 74~93%的微囊藻。主要是因為 silver carp 的鰓耙孔隙介於 20~25 μm 之間，有利於其取食直徑大於 30 μm 的微囊藻團，且其體內的消化酶對微囊藻也有較高的消化效率。相較於 bighead 與 silver carp，tilapia 在雖然實驗室餵養起始的 16 小時與現地操作的 3 天內，呈現最高的攝食效率；但因為對微囊藻的消化效率不佳，使其排泄物中仍殘留許多未消化過的藻團；所以在排出體外後，容易使水中的微囊藻量快速地回升。

實驗過程中，水中有 6~180%的營養鹽來自於魚體本身的分泌與排放的糞便，其中最為明顯的是 tilapia，其次依序為 bighead 與 silver carp（圖 5-70）。

所以，對於微囊藻的控制，tilapia 只能適用於短時間內的清除；而長時間的考量下，silver carp 則是最佳的選擇(Datta(Saha) & Jana, 1998)。

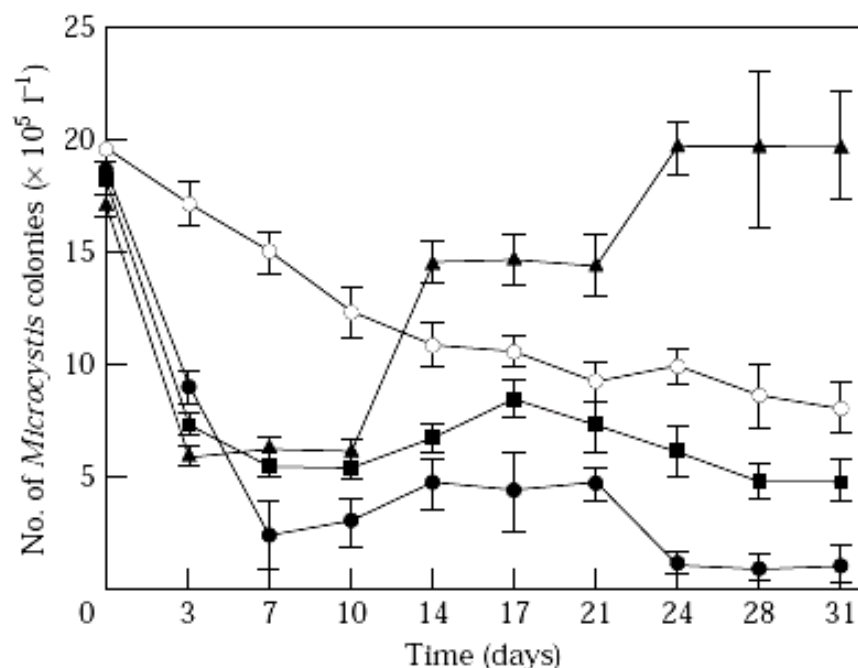


圖 5-70 現地操作之水池中的微囊藻密度變化 (○：控制組、●：silver carp、■：bighead、▲：tilapia) (Datta(Saha) & Jana, 1998)。

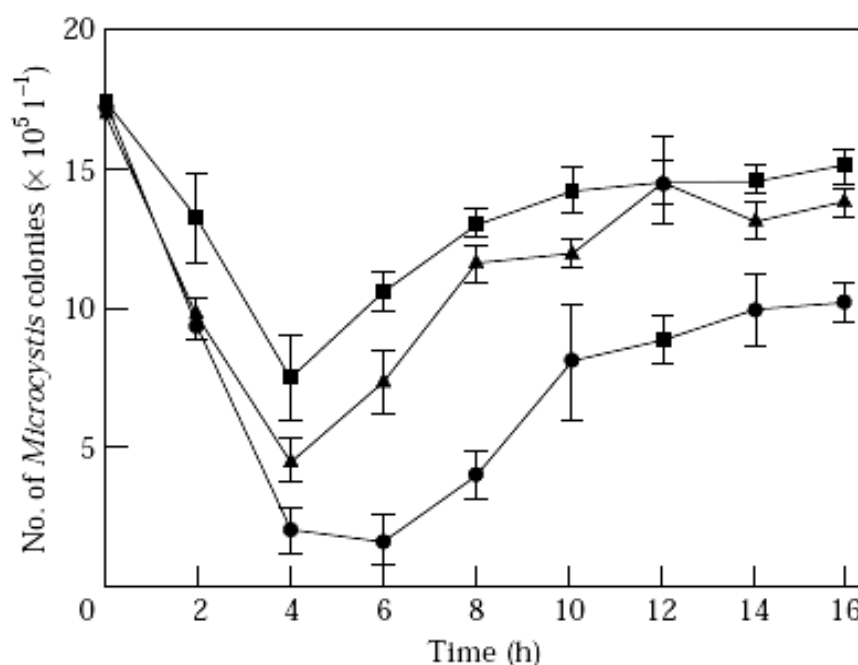


圖 5-71 水族箱飼養中的微囊藻密度變化 (●：tilapia、■：bighead、▲：silver carp) (Datta(Saha) & Jana, 1998)。

5.3.9 魚類移除

5.3.9.1 巴西

淡水慈鯛魚類 (tilapia) 因食性廣泛，對環境適應力又強，所以是一種在溫暖地區的湖泊內常見之魚種。為瞭解慈鯛魚對優養化及水域內磷循環的影響，Starling *et al.* 在巴西首都巴西利亞 (Brazilia) 附近的 Lago Paranoá 水庫進行大規模的漁撈作業 (圖 5-72) (Starling *et al.*, 2002)。此水庫面積 38 平方公里，平均深度 14 公尺，容量 498×10^6 立方公尺。水的滯留時間為 0.82 年，導電度 $20 \sim 100 \mu S \cdot cm^{-1}$ ，總磷濃度 $48 \mu g \cdot L^{-1}$ ，氮磷比 30，葉綠素 a 濃度 $58 \mu g \cdot L^{-1}$ ，初級生產力 $662 gC \cdot m^{-2} \cdot year^{-1}$ 。

Lago Paranoá 水庫的上游有許多分支，其中的 Bananal 和 Riacho Fundo 兩大分支是優養化較嚴重者，兩者的上游處都各有一座廢水處理廠用以處理附近流入的廢水。實驗設計是以網撈方式，只將 Riacho Fundo 中的 150 噸慈鯛魚從水中移除，Bananal 則不進行任何處理以供對照。在進行捕撈作業的前中後時期，每日紀錄廢水處理廠輸入的總磷，每週一次測量水中的總磷與葉綠素 a 濃度，及每月一次計數浮游動物的密度。慈鯛魚的磷分泌量是使用 40 公升的塑膠水槽，兩種放養方式分別是放入 16 隻 16 克的魚及 6 尾 40 克的魚 (平均每個水槽 250 克)，繼以連續 48 小時、每 4 小時測量一次溶解性磷與總磷濃度來估算。在現地監測中，配以聲納與網撈的方式，以瞭解 Riacho Fundo 中的魚種組成與慈鯛魚的生物量變化。

兩大支流的總浮游動物密度與大型浮游動比例變化如圖 5-73 所示，與能見度相同，皆未受捕撈行為所影響。外界總磷的輸入量在 Bananal 和 Riacho Fundo 隨時間的趨勢變化非常類似，但 Riacho Fundo 所承受的量都遠高於 Bananal (圖 5-74a)。實驗過程中，總磷濃度在 Riacho Fundo 所測得的最高值是 $300 \mu g \cdot L^{-1}$ ，是出現在進行網撈作業的時段，主因是由於網撈造成一些魚類死亡後，微生物分解後釋放磷所造成 (圖 5-74b)。在經大量的慈鯛魚捕撈後，Riacho Fundo 水中的總磷濃度從原先的 $100 \pm 41 \mu g \cdot L^{-1}$ ，顯著地降低至 $66 \pm 22 \mu g \cdot L^{-1}$ 。葉綠素 a 濃度變化與總磷相似，在捕撈過程後會些微地上升，達 $160 \mu g \cdot L^{-1}$ ，然後

下降；變化幅度是從捕撈前的 $84 \pm 42 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，明顯地降低至捕撈後的 $56 \pm 18 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ （圖 5-74c）。

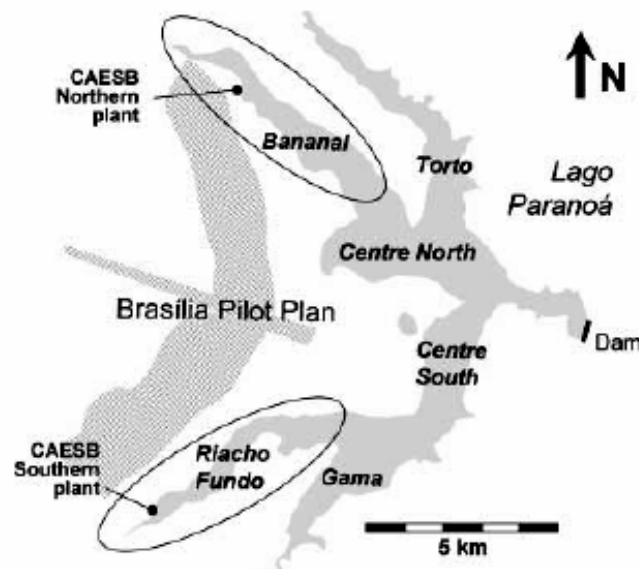


圖 5-72 巴西首都巴西利亞（Brasilia）附近的 Lago Paranoá 水庫支流分佈圖，Bananal 和 Riacho Fundo 兩大分支為實驗樣區(Starling *et al.*, 2002)。

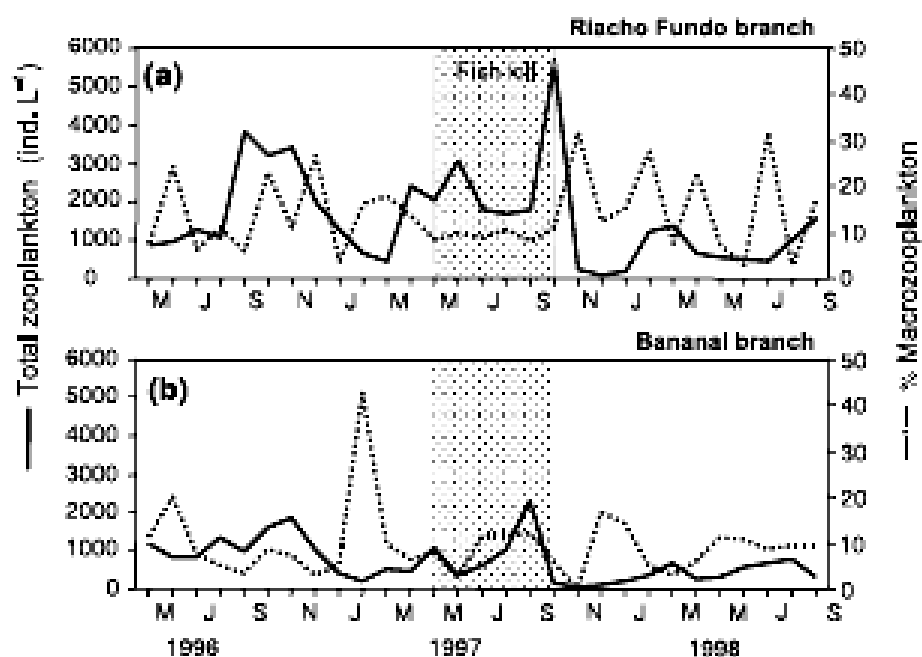


圖 5-73 Riacho Fundo (a) 和 Bananal (b) 兩大支流的總浮游動物密度（——）與大型浮游動物比例（-----）變化，Riacho Fundo 為進行捕撈作業的實驗組，Banalal 是無處理的控制組(Starling *et al.*, 2002)。

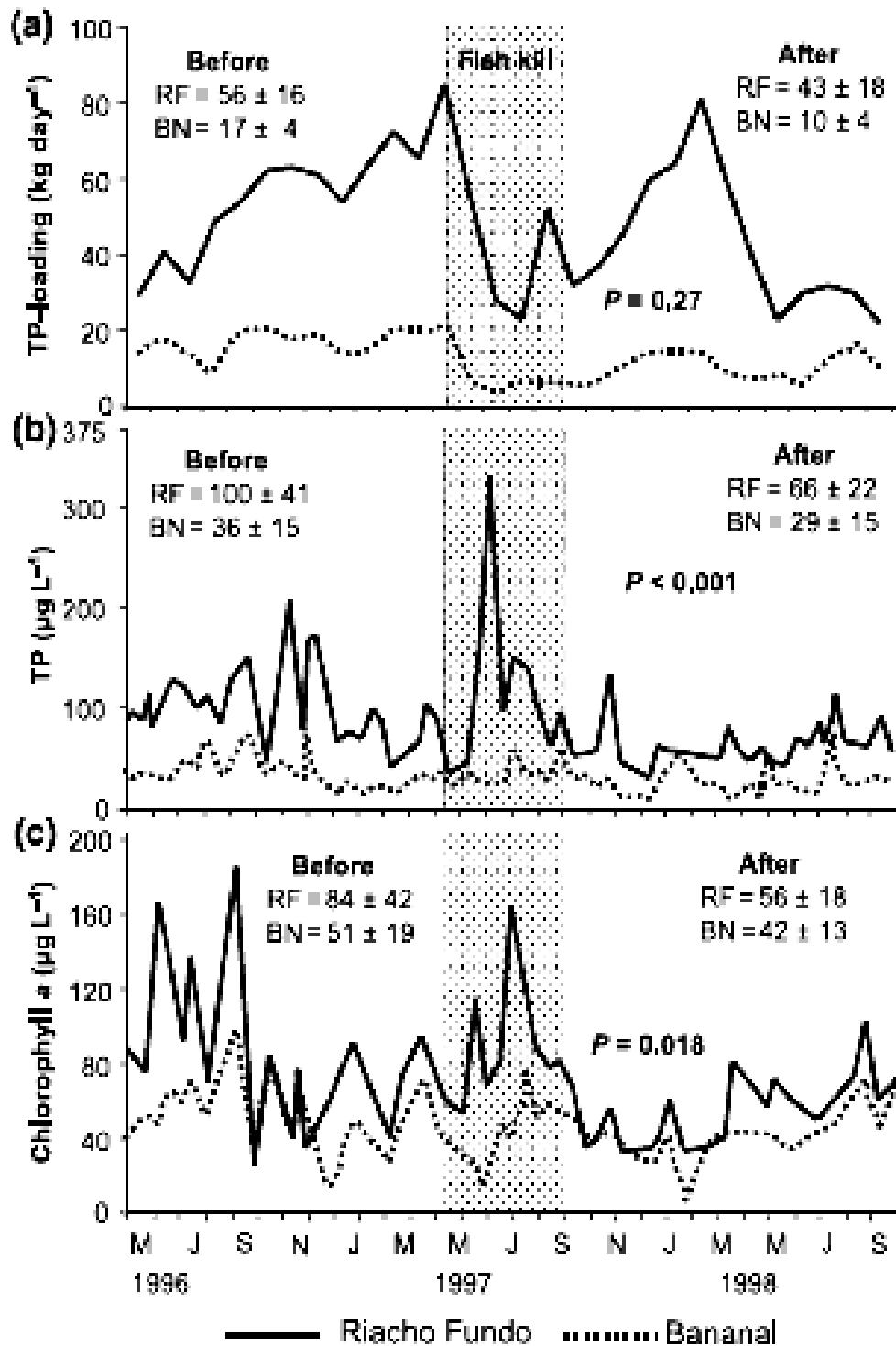


圖 5-74 Riacho Fundol 和 Banana 兩大支流總磷輸入量、總磷濃度與葉綠素 *a* 濃度的變化，Riacho Fundol 為進行捕撈作業的實驗組，Banana 是無處理的控制組(Starling *et al.*, 2002)。

利用聲納測定與漁網捕撈所得到之生物量會有許多變異與差距，如聲納的缺點在於無法量測到水深 1 公尺內的魚群，故會低估整個生物量。而用網撈方式則取決使用的網目孔徑與類型，如以一般 8 公釐網孔之手拋網所捕撈的漁獲中，88%的生物量是由慈鯛魚所組成；但若改以流刺網進行，則慈鯛魚只佔全部的 31%。除實驗儀器造成的影響外，慈鯛魚的生活週期也是變數之一；其在清晨與夜晚會比白天更具活動力，所以在白天與晚上所測得之生物量也有所差異；日夜分別是每公頃 341 與 791 公斤。魚體分泌磷的量與體型有絕大的關係(圖 5-75)，放養於水槽中之 16 克慈鯛魚的溶解性磷與總磷分泌量分別為 1.5 與 $1.73 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}\text{WW h}^{-1}$ ，40 克的個體則分別是 0.5 及 $1.12 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}\text{WW h}^{-1}$ (WW：濕重)。由廢水處理廠的監測資料得知，在大規模捕撈作業後的 10 個月，平均每天輸入到 Riacho Fundo 中的總磷有 43 公斤。綜合上述結果，在 Riacho Fundo 中慈鯛魚的日夜總磷分泌量分別為 3.9 及 $9.1 \text{ kg} \cdot \text{day}^{-1}$ ；亦即慈鯛魚對水中磷的貢獻可達外界輸入量的 9~21%。換言之，此實驗從 Riacho Fundo 捕撈起的 150 噸慈鯛魚的結果，平均每天可減少 5.1 公斤的磷進入水體之中。

藉網撈方式減少慈鯛魚在水庫中的量，是降低水中磷輸入的一項方式。此舉不但可減少慈鯛魚將磷分泌到水中的量，也避免了此種魚在底部翻攪底泥而將磷釋放出來的情形發生。且從水中捕撈漁獲的方式，也代表了營養鹽的直接移除；在此 150 噸重的生物量中，有達 857 公斤的磷含量，約等同於此區 20 天的外界輸入量。

慈鯛魚在水中的量越多，也代表了水中的總磷濃度、葉綠素 *a* 濃度及藍綠藻密度越高，此現象是由慈鯛魚分泌磷至水體以及翻攪底泥所造成。所以使用慈鯛魚並非是用以控制藻類生長的最佳方式，因其本身所分泌出的磷將會促進藻類生長，抵銷了其攝食藻類的量。此外，若欲以增加浮游動物密度的方式來提高對藻類的攝食量則需考慮一些因素，其一是浮游動物對於藻類的選擇性，若水體中的藻種大都由藍綠藻或浮游動物並不攝食的藻種所組成，則其效果不彰。其二是浮游動物的密度並不會因為慈鯛魚的移除而有所上升，故亦不會增加對藻類攝食的壓力。

實驗所得之結論是，適當地移除水中的慈鯛魚是控制水質的方式之一，同時也避免了冬天低溫造成大量魚群暴斃所造成的污染。所以除了控制外界物質的

輸入外，內部本身營養鹽的去除也是淨化水質的方法之一。

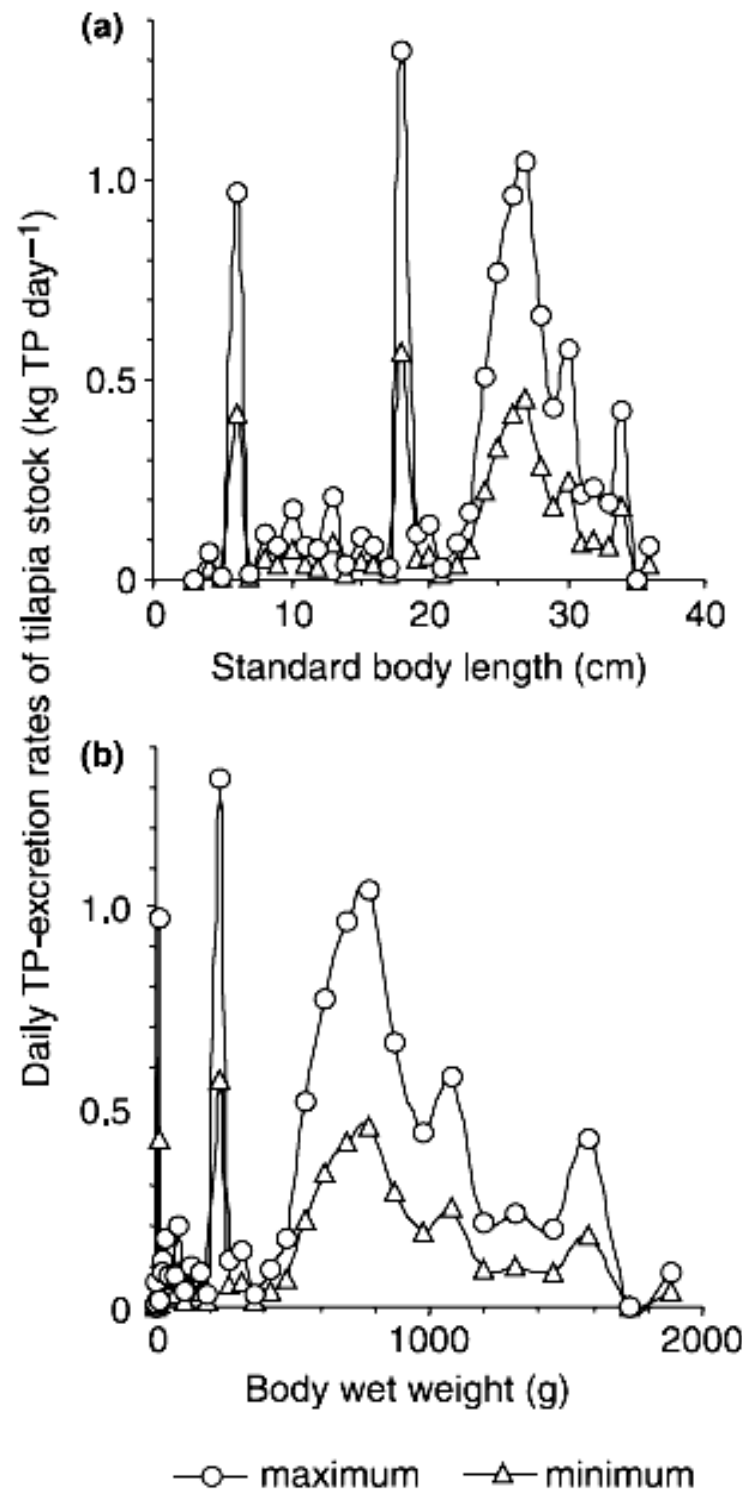


圖 5-75 淡水慈鯛魚的最大及最小磷分泌量(Y)與體長、重量(X)之關係(Starling *et al.*, 2002)。

5.3.10 生物控制

水域生態系的食物鏈結構並非只是簡單的層級結構或直線方向：藻類-浮游動物-魚類；它涉及了更多的因素與層級間的交互作用，如水生植物、內部的營養鹽循環及底泥中顆粒物質的再懸浮等（resuspension）。儘管能有效地減少營養鹽從外界，如工業或農業等污染源的輸入，許多湖泊仍然存在著優養化與藻華的問題(Hansson *et al.*, 1998)。

生物控制（biomanipulation）是解決此問題的方法之一，最早是在 1975 年時由 Shapiro 等人提出，在當時是一套頗具爭議性的理論。此法的中心思想在於利用減少食浮游動物魚類數量的方式，降低對浮游動物，特別是水蚤（*Daphnia*）的攝食壓力，間接提高水蚤的生物量以增加對藻類的攝食效率，最後水的品質便隨之提高。往後的生物鏈控制的理論與工法，以至於到近年來的施行與應用，皆由此說衍生而來(Hansson *et al.*, 1998)。

Hansson *et al.*, 1998 回顧近年在溫帶地區，利用生物鏈方式改善水質並超過 5 年以上監測的文獻，將其依不同的操作方式歸納統整後，提出整合性比較與相關建議，茲分述如下：

5.3.10.1 各方式施行案例

【鯉科魚類移除併食魚性魚類放入】

此法是利用拖網的方式補抓水中的鯉科魚類（cyprinid），再將食魚性魚類放入（piscivores），以增加對鯉科魚種殘餘個體或其幼魚（young of the year, YOY）的掠食壓力，減少對浮游動物的取食。

位在荷蘭的 Bleiswijkse Zoom 是一座面積 14.4 公頃、深度 1 公尺的小型湖泊。在此法使用 5 年後，水中的磷濃度雖無改變，但沙奇盤深度從原先的 0.1 公尺上升至 0.5 公尺，葉綠素濃度減少 50%，水蚤生物量降低，但水生植物的覆蓋率增加（表 5-22）。

同樣位於荷蘭的 Lake Zwemlust，地處城市地區，面積 1.5 公頃，提供居民游泳等水上活動場所。於 1987 年時，同時進行水的排乾、再填滿及實施生物控制。其後沙奇盤深度從 0.1 公尺大幅提昇至 1.9 公尺，葉綠素濃度減少 95%，

磷則減少 50%。食藻性浮游動物的生物量明顯提高，湖泊底部幾乎全為水生植物所覆蓋（表 5-22）。

表 5-22 各國施行生物控制後，各項參數的變化(Hansson et al., 1998)。

	Secchi			Chlorophyll			Macrophytes			Daphnia			Total Phosphorus			Blue-Green Algae			Source	Start	End
	0	5	±	0	5	±	0	5	±	0	5	±	0	5	±	0	5	±			
Fish reduction and piscivores																					
Bleiswijkse Zoom	0.1	0.5	+	95	50	-	0	50	+	1.50	0.60	-	250	230	0				1.2	1986	1991
Zwemlust	0.1	1.9	+	250	12	-	0	100	+	0.10	0.70	+	1200	750	-				2-4	1986	1991
Söderborgsjön	1.4	1.3	0	28	28	0				0.01	0.04	+	62	71 ^E	+				5	1980	1985
Vesijärvi (Enonselkä)	1.5	2.9	+	21	8	-			+ ^K			0 ^L	48	32	-	67	9	-	6-8	1989	1994
Fish reduction																					
Norddäp	0.1	0.9	+	55	10	-	30	62	+	1.5	1.4 ^H	0	200	400	-				2	1987	1991
Vaeng	0.8	1.8	+	78	10	-	0	78	+	0.03	0.3 ^H	+	150	140	0				2, 9, 10	1986	1991
Finjasjön	0.4	1.9	+	60	20	-	4	23	+	0.05	0.1 ^H	+	210	50	-	98	18	-	11	1992	1995-96
Sältoftasjön	0.8	1.1	+	58	35	-	15	16	0	0.26	0.20	-	93	75	-	44	51	+	12	1989	1994
Västra Ringsjön	1.9	1.3	0	37	26	-	8	10	0	0.36	0.35	0	56	67	+	39	25	-	12	1991	1996
Cockshoet																					
Broed				37	23	-	0.01 ^A	13 ^A	+	24 ^C	51 ^C	+	70	170	+				13	1988	1993
Piscivores																					
Bautzen																					
Reservoir	2.3	1.4	-	10 ^D	20 ^D	+				1.2 ^D	5.2 ^D	+	170 ^{gC}	448 ^G	+				14	1980	1985
Gjersjøen				5.5 ^D	1.8 ^D	-							20	17	-	60	7	-	15, 16	1981	1986
Lying	0.6	1.8	+	95	30	-				19 ^C	6 ^C	-	790	410	-	61	14	-	17	1989	1994
Nonselective reductions																					
Lake St. George	1.7	2.4	+	9	5	-				0.80	0.83	0	33	25	-				18	1981	1986
Haugtjern				14 ^F	4 ^F	-				45 ^C	74 ^C	+	45	33	-	14	32	+	15, 19, 20	1980	1984
Östra Ringsjön	0.7	1.7	+	48	28	-	3	3	+ ^J	0.16	0.11	-	114	72	-	72	27	-	12	1987	1992
Helgetjern	0.7	1.1	+	110	55	-				0.00	0.00	0	180	85	-	35	25	-	21	1984	1988

Sövdeborgssjön 湖位在瑞典的南部，面積 11 公頃，平均深度 2.5 公尺。鯉科魚類在此只移除了 20% 的量，後續放入食魚性鱸魚來增加掠食壓力。除水蚤生物量有明顯的增加外，其餘現象並無太大的變化；整體上並未獲得太大的改善，成效並不太顯著（表 5-22）。

芬蘭境內的 Lake Vesijärvi 是個大型的淡水湖，面積 110 平方公里，平均深度 6.8 公尺。總磷與葉綠素的濃度在此法使用後下降，沙奇盤深度提高 2 倍，藍綠藻佔浮游植物的比例更從 67% 降到 9%。水生植物的覆蓋率也有增加，特別是 *Elodea canadensis*（水蘊藻）及 *Ceratophyllum demersum*（金魚藻），前者甚至從 2 公尺的深度延伸到水面下 4 公尺的範圍生長（圖 5-76）。

【鯉科魚類移除】

類似於上述方式，差異在於不放入食魚性魚類。

Norddiep 湖也是位在荷蘭的一個小型湖泊，面積 31 公頃，水深僅 1.6 公尺。其在捕撈鯉科魚類後的結果與 Bleiswijkse Zoom 相似，沙奇盤深度上升，葉綠素濃度下降，水生植物增多，但磷的濃度卻是增加（表 5-22）。

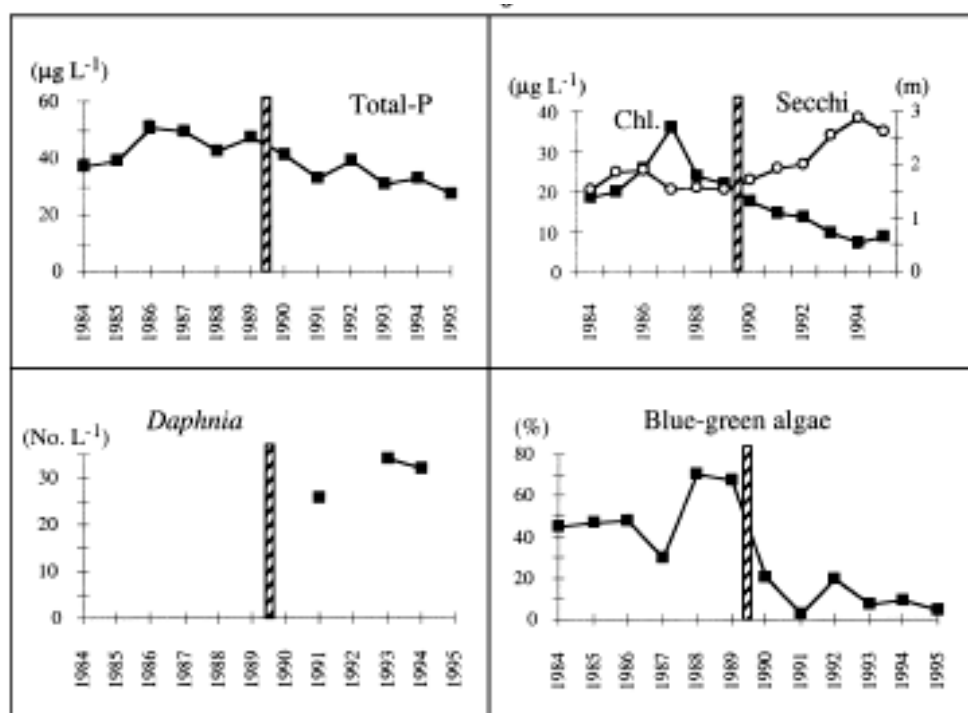


圖 5-76 Lake Vesijärvi 湖施行生物控制後，總磷、葉綠素濃度、沙奇盤深度、浮游動物量與藍綠藻比例的年變化(Hansson *et al.*, 1998)。

Væng 是一個 15 公頃的小湖泊，位處丹麥的日德蘭半島（Jutland）。此湖於捕撈鯉科魚類 1 年後，水中的磷與葉綠素濃度都有降低，沙奇盤深度也有提高（圖 5-77）。水蚤生物量在初期有增加的現象，但之後減少至一非常低的值。2 年之內，食魚性魚類佔魚類總生物量的比例從 20% 提升到 80%；4 年後水生植物在底部的覆蓋率也達表面積的 80%。然所有現象在 5 年後全部改觀，磷與葉綠素的濃度再度升高，沙奇盤深度降低，水生植物覆蓋率也逐漸減少；生物鏈結構明顯改變（圖 5-77）。

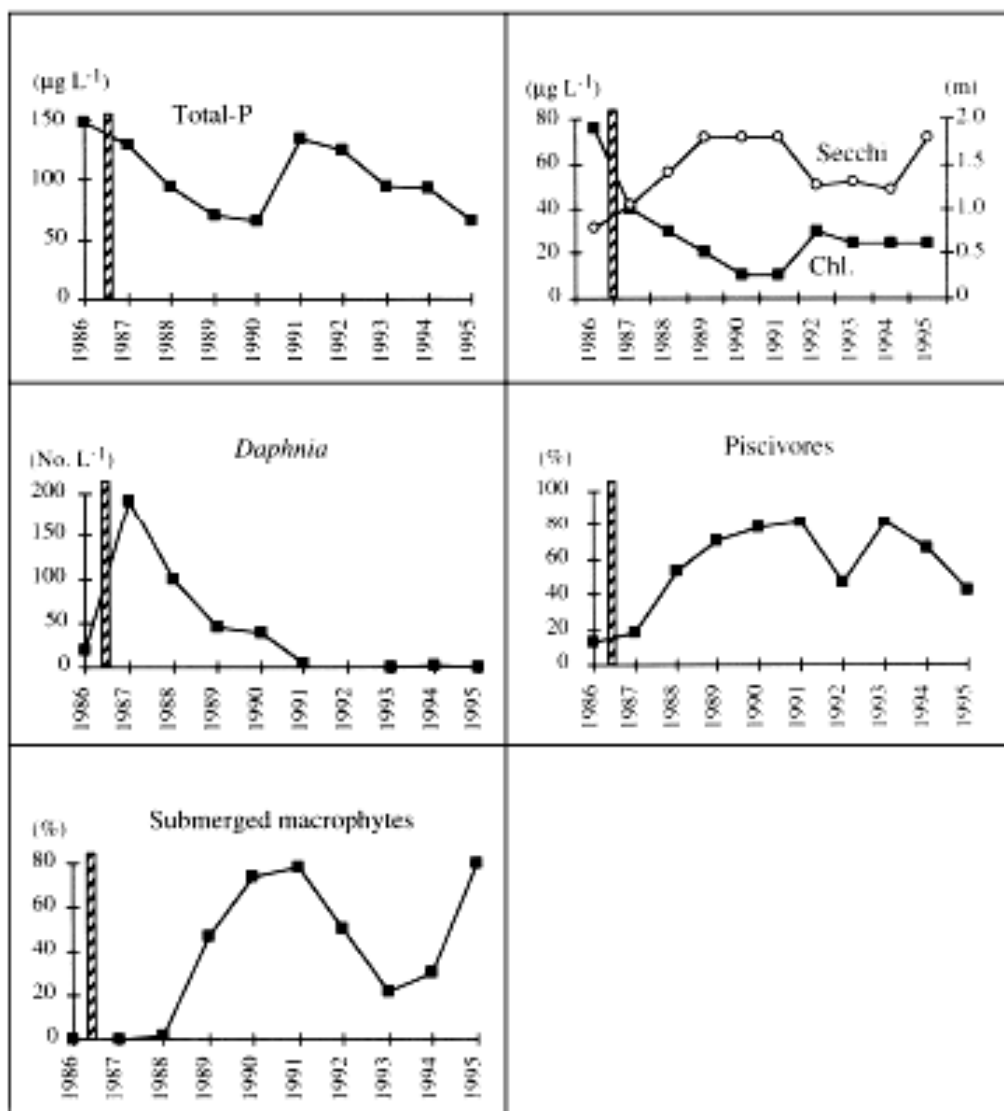


圖 5-77 Væng 湖施行生物控制後，總磷、葉綠素濃度、沙奇盤深度、浮游動物量、食魚性魚類比例與水生植物覆蓋率的年變化(Hansson *et al.*, 1998)。

Finjasjön 是瑞典南部一座水淺但較廣的湖泊，面積為 1,100 公頃，平均深度 2.7 公尺；此湖自 1992 年 10 月至 1994 年 6 月進行鯉科魚類的捕撈作業。總磷濃度在 1993 年以前偏高，且變化劇烈，其後開始呈現穩定下降。而到 1994 年時，沙奇盤深度才開始上升；葉綠素濃度則在此之前就已經開始降低。浮游動物的生物量在捕撈作業後開始提高，而水蚤所佔的比例變化很大。捕撈作業前的鯉科魚類生物量佔了所有魚類的 75%，食魚性魚類只有 10%；但在捕撈後的 2 年內，幼魚的數量不斷地增加；若忽略當年出生的幼魚不算，1995 年時，食魚性魚類的生物量已達 50% 之多。然此湖變化最明顯的是水生植物的覆蓋率從 5% 上升至 25%，及藍綠藻的比率從 95% 顯著降低至 20%（圖 5-78）。

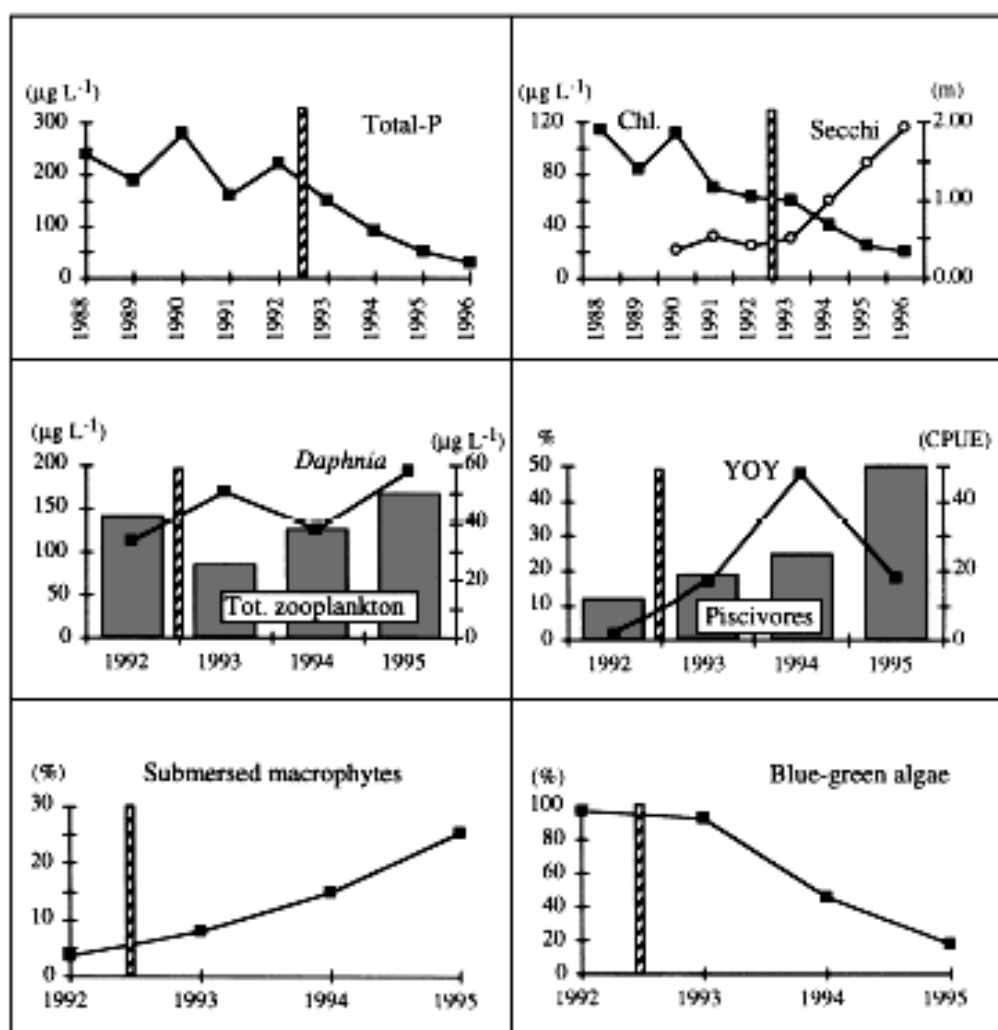


圖 5-78 Finjasjön 湖施行生物控制後，各項參數的年變化(Hansson *et al.*, 1998)。

位在瑞典南部的 Sätöftasjön 湖是屬於 Ringsjön 湖其中的一個分支，深度從 3 到 17.5 公尺。在 1989 年的鯉科魚類捕撈作業前，已開始以人工方式處理流入湖中之廢水，減少了總磷的濃度與藍綠藻的比率，並同時減低農業肥料的使用量。而在捕撈作業後，葉綠素濃度開始下降，沙奇盤深度逐漸提高，藍綠藻的比例下降。但食魚性魚類的比例、浮游動物量與水生植物的覆蓋率，皆沒有明顯的變化（圖 5-79）。

Western Ringsjön 湖則是另一個屬於 Ringsjön 湖的分支，深度介於 3.1~5.4 公尺之間。其捕撈後的沙奇盤深度下降，磷濃度上升，雖其它參數有獲得改善，但整體成效並不顯著（表 5-22）。

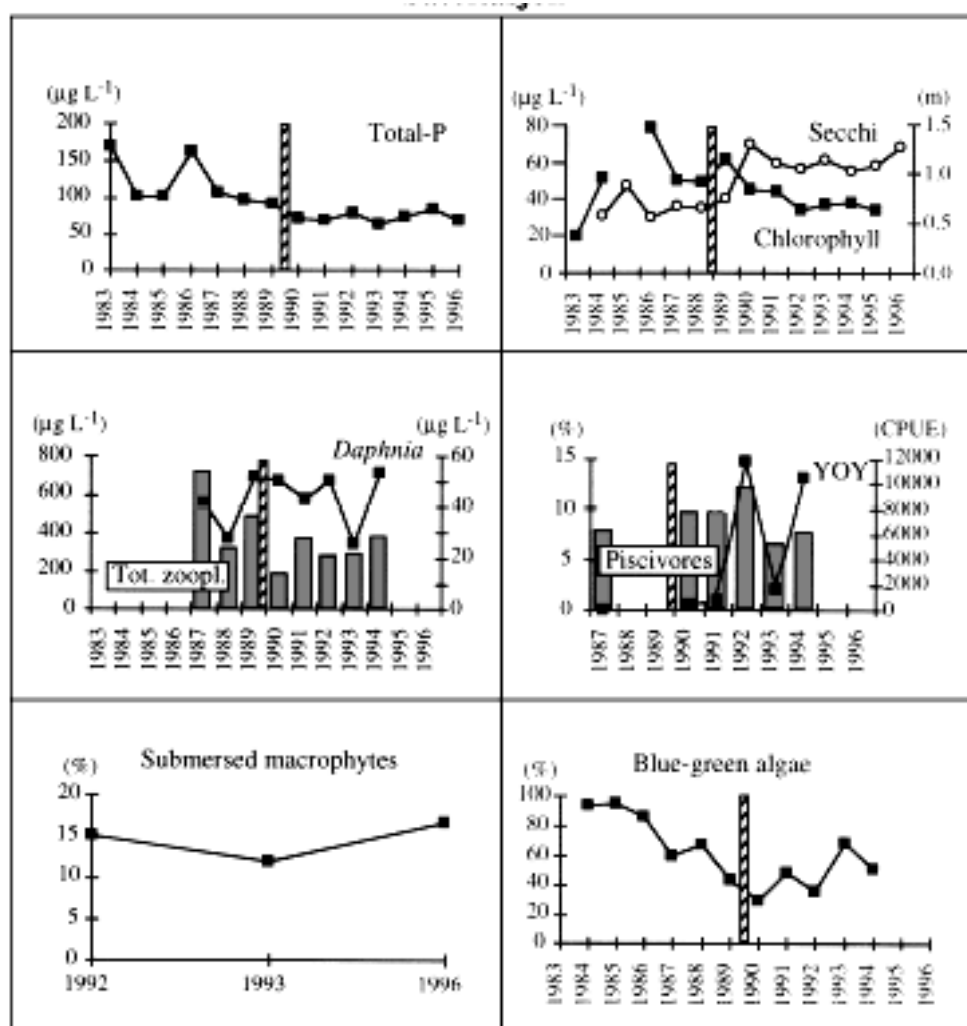


圖 5-79 Sätöftasjön 湖施行生物控制後，各項參數的年變化(Hansson *et al.*, 1998)。

Cockshoot Broad 是一個深度只有 1 公尺的小型湖泊，位於英格蘭東方的諾福克布羅德蘭（Norfolk Broadland）。網撈作業共捕獲了將近 95% 的鯉科魚類，5 年後的浮游動物量變為 2 倍，葉綠素濃度減少了 40%，水生植物逐漸增加，但磷的濃度卻是呈現增加的現象（表 5-22）。

【食魚性魚類放入】

食魚性魚類放入可增加對鯉科魚類的掠食壓力，此法相較於捕撈作業是較不費成本的方式，但其成效在各地區的差異很大。

德國的 Bautzen Reservoir 是世上率先使用生物控制法來淨化水質的大型水庫之一；其位於德國東部，面積超過 500 公頃。在放入食魚性魚類後，雖然水蚤生物量有增加的趨勢，但 1990 所檢測的結果卻顯示出磷、葉綠素濃度的升高、沙奇盤深度的下降（表 5-22）。

位在挪威的 Gjersøen 湖，面積 270 公頃，深度 23 公尺，屬於較大型的湖泊。在放入食魚性鱸魚（perch）後 5 年，葉綠素濃度不斷下降，藍綠藻的佔有比例從 60% 下降至 7%，磷濃度也有些微的下降（表 5-22）。

Lyng 湖面積 10 公頃，水深 2.4 公尺，是丹麥境內的一個小型湖泊。自 1990～1993 年間，以每公頃 500～3,600 公斤不同重量的鱸魚放入湖中，監測其對鯉科幼魚的控制能力。在鱸魚放入後的初期，水質有明顯地獲得改善，但在最後一次放入後的 2 年，水質則又回復到先前未放入鱸魚時的狀態（表 5-22）。

【無選擇性之魚類移除】

Lake St. George 亦是一座面積僅 10 公頃的小型湖泊，位於加拿大。1981～1982 年共捕撈起 60% 的魚獲，5 年後測得沙奇盤深度從 1.7 提高至 2.4 公尺，葉綠素濃度也從 9 下降至 5 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ （表 5-22）。

面積 9 公頃，但深度有 7.6 公尺深的 Haugatjern 湖泊位於挪威中部。1980 年 9 月先以魚藤精或稱毒魚酮的化學藥品（rotenone）進行魚類移除後，1982～1984 年再引入鱒魚的幼苗。此舉施行 5 年後，磷濃度降低 25%，水蚤的生物量自 45 上升至 74 ind $\cdot \text{L}^{-1}$ ，浮游植物生物量則減少 75%；但藍綠藻的比例仍然極

高，甚而超過了魚藤精處理前的狀態（表 5-22）。

瑞典南部的 Eastern Ringsjön 湖面積達 2,000 公頃，深度為 16.4 公尺。1987 冬天至 1988 年春天，共捕獲 80% 的歐鯉生物量（roach）。5 年後側得沙奇盤深度提高至 2 倍，磷濃度減少 40%，葉綠素濃度降低 60%（表 5-22）。

Helgetjern 湖位於挪威東南方，具 12 公頃的面積，3.5 公尺的水深。1984 年時以魚藤精進行魚類移除，於 5 年後的 1989 年，沙奇盤深度增加 40%，葉綠素、磷與藍綠藻都有明顯地降低，浮游動物則沒有變化；但所有的現象在其後又回復到最先前的狀態（表 5-22）。

5.3.10.2 其它因素與間接影響

生物控制法最大的爭議在於，減少魚類對浮游動物的攝食壓力，是否真的可以增加浮游動物的生物量，間接提高對藻類的攝食效率。在上述的大多數案例中，生物控制似乎可以在施行後的 1 年或短短幾年間，具有改善水質的效果。但浮游動物往往會在這些方法使用過後，生物量又再度下降（圖 5-80）。

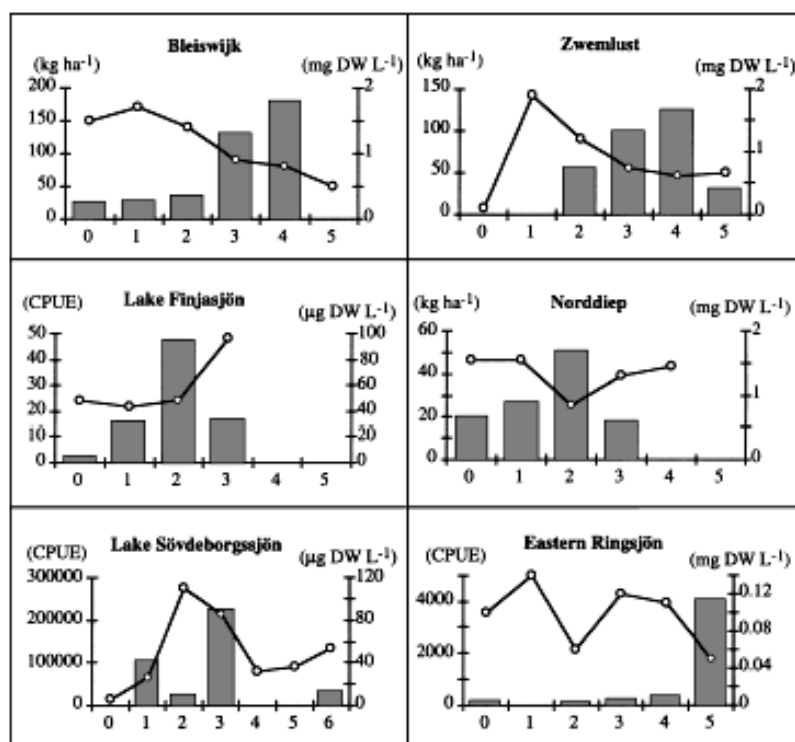


圖 5-80 各湖泊施行生物控制後，浮游動物（○）與幼魚生物量（■）的年變化（Hansson *et al.*, 1998）。

所以，依此可證明，生物鏈控制的確是一種有改善制水質的方式。鯉科魚類減少後，浮游動物隨之增加，藻類被取食的效率提高。底泥所受干擾亦因鯉科魚類的移除而減少，營養鹽溶出減緩，能見度提高，水生植物可以大量生長，水質漸獲改善。所以若要維持其成果，必須考慮到上述所有的因素與其間接所造成的影響，其分述如下：

【水生植物】

生物控制非常成功的一個成效在於促進了水生植物的增長，加速水中營養鹽的吸收，提高藻類的生存競爭，降低藻類的繁殖；且附生在其上的藻類亦可吸收水中的磷。除此，水生植物也可穩定底泥，減少底泥中的顆粒性物質再懸浮，間接提高了水體的透光度。水生植物另一項可以影響藻類繁殖的方式是，藉由化學物質的分泌所造成的排它作用。所以，藍綠藻與水生植物很少可以同時大量地共存在同一個水域中，除了當食浮游性生物的魚類以高密度的數量存在時。

【營養鹽濃度】

在丹麥一項研究 300 座內陸湖泊的報告中指出，只要當水中的總磷濃度低於 $50\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 時，水質是屬於較乾淨的、水生植物可以大量存在且食魚性魚類可佔魚類族群中大量的比例。而當總磷濃度在 $80 \sim 150 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 時，鯉科魚類將成為優勢族群、水生植物變得稀少，20%以上湖泊的優勢藻種轉為藍綠藻。如果總磷濃度繼續升高並超過此範圍時，水生植物將會絕跡，鯉科魚種與藍綠藻將分別成為魚類與藻類最優勢的族群。

要降低水中磷濃度是需藉由減少內部的循環、增加水生植物與附生於其上的藻類的吸收效率等方式。而其它會影響水中磷含量的因素有底泥上方的光環境、附生性藻類的生長狀況、氧氣的供應、化學性結合、底泥表面的生物性吸收能力，都可能藉由生物控制的方式來獲得改善。如減少底棲魚類，就可降低其翻攪底泥而釋放磷至水體中的現象發生。

【幼魚數量】

捕獲大量鯉科魚類的結果，使得食物的競爭性降低，促使其幼魚快速的增加與生長。而這些幼魚的高攝食效率與快速的成長、代謝率，極可能大幅降低浮

游動物的生物量以及釋放大量的營養鹽至水中，而抵銷了生物控制法的貢獻。圖 5-80 顯示浮游動物的生物量雖會在生物控制法操作後 1 年內上升；但在 2~5 年後，將隨著鯉科幼魚數量的增加而下降。雖然浮游動物與鯉科幼魚的變化趨勢隨地區有所不同，但大致是呈現出逆相關的增長。兩者間的相關性並不易掌握，因為要量化幼魚的生物量是一項非常困難的工作，且浮游動物除受到魚類的攝食外，也會受到彼此生存競爭與食物供應的影響。

所以，就此項變因而言，進行生物控制後的 1~4 年，如果食魚性魚類的數量不足以控制鯉科魚類增長時，將會造成大量鯉科幼魚增加的現象，攝食浮游動物後，接續大幅降低浮游動物的食藻效率。

【底棲魚類】

底棲性魚類是生物控制方式成功與否一項很重要的影響因素，因為它們對無脊椎生物取食的方式是在底泥表面採全面性的空間性攝食（vacuum cleaning）。如此的攝食行為將會使得底泥中的顆粒性物質再度懸浮於水體中，特別是在較淺的湖泊裡，因而降低了光的通透性。另外還會使得底泥中的營養鹽再度釋放到水中，提供藻類另一項養份來源，並因翻攪底泥而影響水生植物的著生與增長。

5.3.10.3 何謂成功的生物控制

成功的生物控制必須要達到三個目標：首先需消除藻類所造成水體能見度降低的現象，再來是減少藍綠藻的數量，最後是成效的穩定。前兩項可以避免藻華的形成或藻毒的污染，而後者關係到改善後的現象可維持的時間。但若單純只由表 5-22 所顯示的實驗數據來進行生物控制的成效評估實屬不易，且還必須考慮到不同地區的環境變因。所以 Hansson *et al.*(1998)依據表 22 所列出的各項參數，若各項參數在生物控制實行 5 年以上皆還仍維持在一良好狀態，則將其改善成效列為 100%（improved diagnosis variables）；亦即若有其中一項參數無法維持 5 年以上的時間，則其改善成效將會低於 100%（表 5-23）。是故，Hansson *et al.*認為一個成功的生物控制所應有的百分比例應在 5 年後仍有 75%以上。

5.3.10.4 成本效益分析

如果藉由生物控制的方式將魚類自水中移除可以改善水質，那麼改善成效將會隨著捕撈數量的增加而提高。圖 5-81 顯示改善成效與鯉科魚類從水體中被移除比例的相關，可清楚看出，若水中鯉科魚類被移除的數量只在 50% 以下，則改善成效是無法維持超過 5 年；但當比例提高至 75% 以上時，則要維持 5 年以上的成效是顯而易見的。所以在預算或各項條件都允許的狀況下，雖成本較高，但鯉科魚種的數量能移除越多就越能夠讓水質獲得更長期的改善；倘若在財力無法支助的情形下，只移除少部分的鯉科魚類，無法達到 75% 以上的目標時，則即使只是少量投資也是枉然。除捕撈的數量多寡以外，強度（intensity）也是重要的因素。每年捕撈 1 噸維持 10 年與 1 年內捕撈 10 噸差異在於，前者因為強度的不足，魚類可以很快地恢復到原本族群數量，結果仍然是徒勞。

表 5-23 各湖泊在施行生物控制後，各參數比較求得的改善成效及捕撈鯉科魚類的百分比(Hansson et al., 1998)。

湖泊	改善成效	鯉科魚類減少比例
	%	%
Finjasjön	100	80
Zwemlust	100	89
Gjersjön	100	80
Vesijärvi	83	85
Helgetjern	80	99
Lyng	80	無資料
Væng	80	50
Cockshoot Broad	75	95
Haugtjern	75	100
Lake St. George	75	60
Eastern Ringsjön	67	80
Bleiswijkse Zoom	60	75
Norddiep	60	56
Sätoftasjön	50	60
Western Ringsjön	33	49
Sövdebordssjön	25	20
Bautzen Reservoir	25	無資料

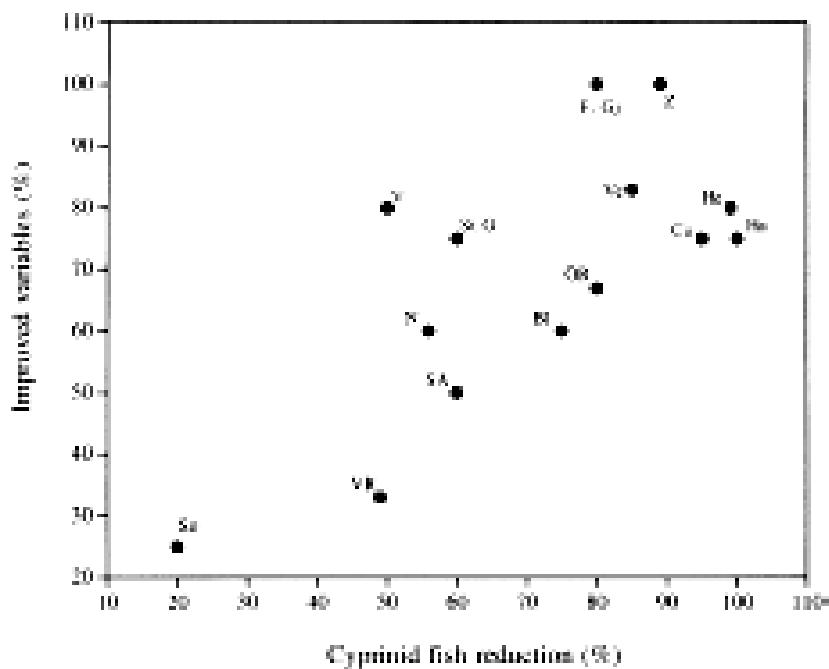


圖 5-81 各湖泊改善成效（Y）與鯉科魚類從水體中被移除比例（X）的相關（Hansson *et al.*, 1998）。

5.3.10.5 生物控制實行後的問題

生物控制主要的基礎是建立在浮游生物的層面上，但如上述，生物鏈並非只是單一方向或簡單的層次，其牽涉到許多層面的問題，如水生植物與底棲魚類。圖 5-82 繪出了生物控制實施後所造成的影響，圖中虛線上方的水質會因為藻類的減少而漸獲改善，但下方則會因藻類的增長而漸趨惡化；最上方的時間軸代表從生物控制法開始實施後的時間。左上方灰色方框中的變化是在魚類移除後，所產生最直接與立即性的影響。通常在大部分的情況中，但並非全部，浮游動物量會在魚類被捕撈後的 1~2 年內增加，藻類便隨之開始減少，水體透光度增加，水生植物開始生長。水生植物又可以與藻類競爭營養鹽，使藻類的繁殖更加不易，具有正面的貢獻。減少底棲性魚類可避免底泥的攪動，一來可避免顆粒物質的再懸浮與營養鹽的溶出，再者可減少對水生植物在底部著生時的干擾。另外，若捕撈的強度足夠，殘留個體對食物的競爭現象將會降低；若水中的食魚性魚類的數量也足以控制鯉科魚類的幼魚的話，則這些幼魚將不會對未來的成效有太多負面的影響。但是如果捕撈的強度不足，則這些食浮游動物的魚類將會在 2~4 年內恢復到原始的族群數量（圖 5-83）。浮游動物再度因被攝食而減少，底

泥再度被翻攪，藻類增加，能見度降低，水質回復到先前的狀態。

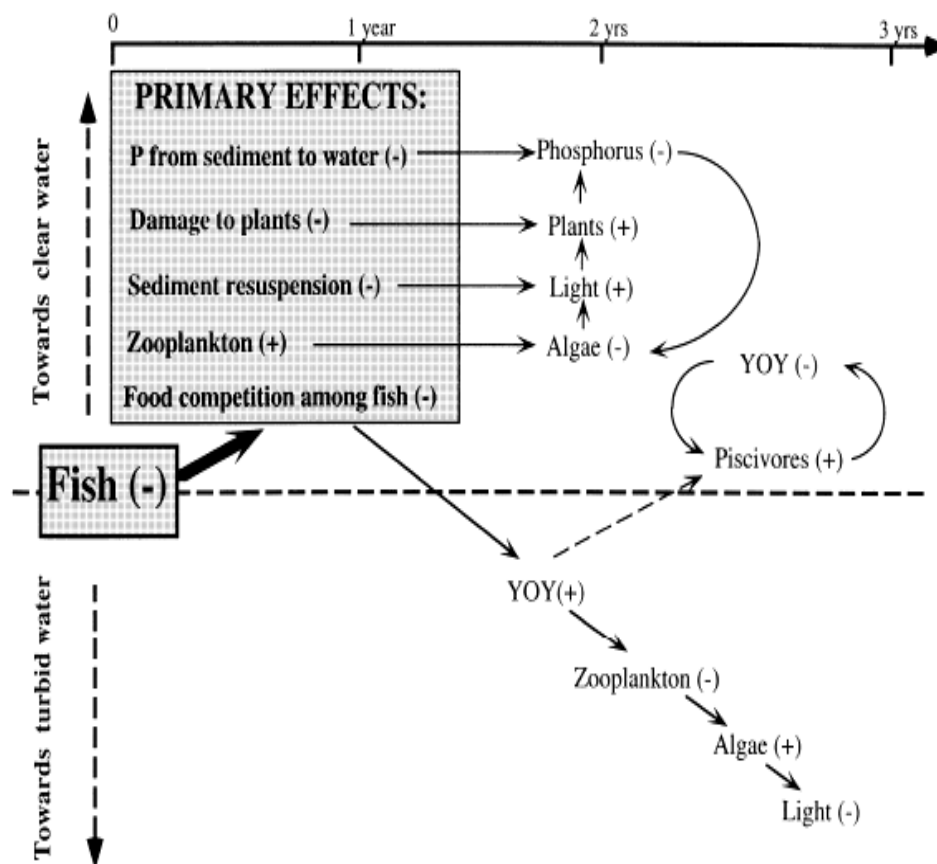


圖 5-82 湖泊在生物控制實施後所產生的各種影響及各層級間的交互作用。虛線上方的水質會因為藻類的減少而漸獲改善，但下方則會因藻類的增長而漸趨惡化；最上方的時間軸代表從生物控制法開始實施後的時間。左上方灰色方框中的變化是在魚類移除後，所產生最直接與立即性的影響。(Hansson *et al.*, 1998)。

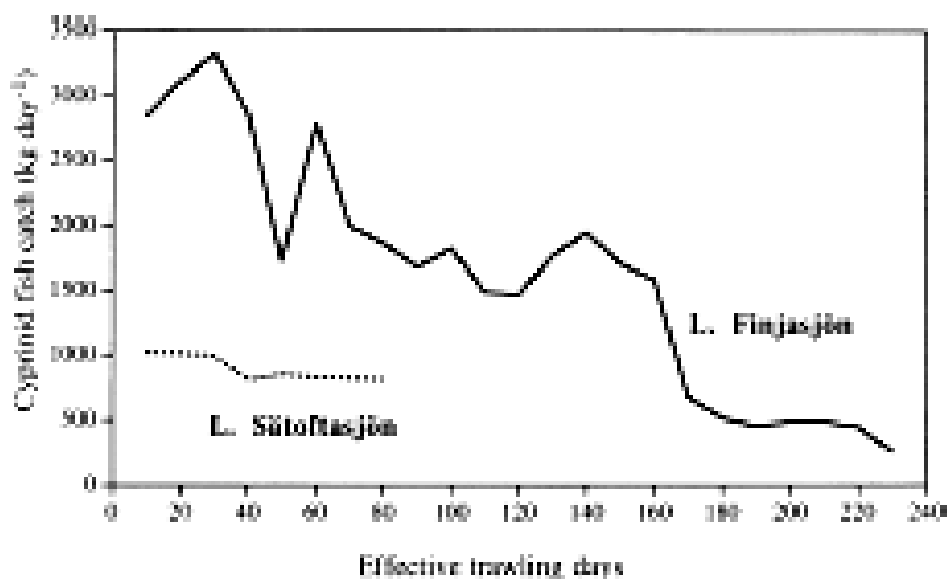


圖 5-83 Finjasjön (—) 與 Sätöftasjön (----) 兩座湖泊捕撈鯉科魚類的天數 (X) 及重量 (Y) 之變化圖，Sätöftasjön 湖由於捕撈的強度不足，使得生物控制的成效不彰(Hansson *et al.*, 1998)。

5.3.10.6 總結

生物控制法相對於在較大型或較深的水域中，淺小型的湖泊是可較容易且較不費成本地實行，尤其當水的滯留時間短，藍綠藻的數量低時。但浮游動物本身的生物量同時受控於由下而上 (bottom-up) 的食物供應，以及由上而下 (top-down) 的捕食壓力所影響。它不只是魚類的食物來源，亦受部分無脊椎動物的攝食而減少；然藻類數量的增減也會決定其族群量的上升或下降。所以，掠食者與藻類扮演了影響浮游動物生物量最重要的兩項因子。當然，季節變化所造成之掠食者、藻類與浮游動物種類與數量的變化亦不可忽略(Uye *et al.*, 2000)；且不同種類的浮游動物因為大小、型態與行為的相異，所受到的捕食壓力也不同(Chang *et al.*, 2004)。

Hansson *et al.*總結本節上述所有前人的研究後，列出以下幾項可提高生物控制成效的方式以供後人參考：

【足夠的魚類捕撈量】

若可以盡可能地將食浮游動物的魚類之捕撈量達 75%以上，即可降低浮游動物被攝食的壓力，而增加藻類被取食的效率，避免藻類茲長形成藻華，則生物

控制的成效將可大幅提高。但魚類捕撈方式要避免長期的低強度捕撈，否則將造成幼魚大量的增加，適得其反。

【底棲性魚類的減量】

減少底棲性魚種可避免底泥顆粒的再懸浮、營養鹽的溶出以及減少對水生植物著生的干擾。

【減緩幼魚的增加】

一般在魚類大量捕撈後的 1～3 年內，幼魚會逐漸地大量增加，若能在初期時就藉由提高食魚性魚類的數量來控制其增長，將可獲得顯著的改善。

【水生植物的生長】

水生植物可增加底泥的穩定性，與藻類競爭營養鹽或釋放排它物質影響藻類繁殖，是生物控制中很重要的一環。但若湖區有水鳥棲息，可利用網子的鋪設，保護其不被鳥類取食。

【降低磷的濃度】

磷的濃度需維持在 $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下，但不同大小的湖泊可能會有不同的臨界值，且還得考慮到氮的濃度與水中的魚種組成。

5.4 浮游藻類－浮游動物－魚蝦介類生物鏈工法

此為利用生物鏈架構之原理，即藉著浮游藻類吸收利用水中營養鹽，將無機營養鹽轉化成有機的浮游藻類質量，然後經由浮游動物的攝食，將浮游藻類轉換成食物鏈中較高能階的動物質量，如浮游動物、節肢動物、魚介類等。圖 5-84 為水污染與水域生態系中食物鏈各級生物的關係。

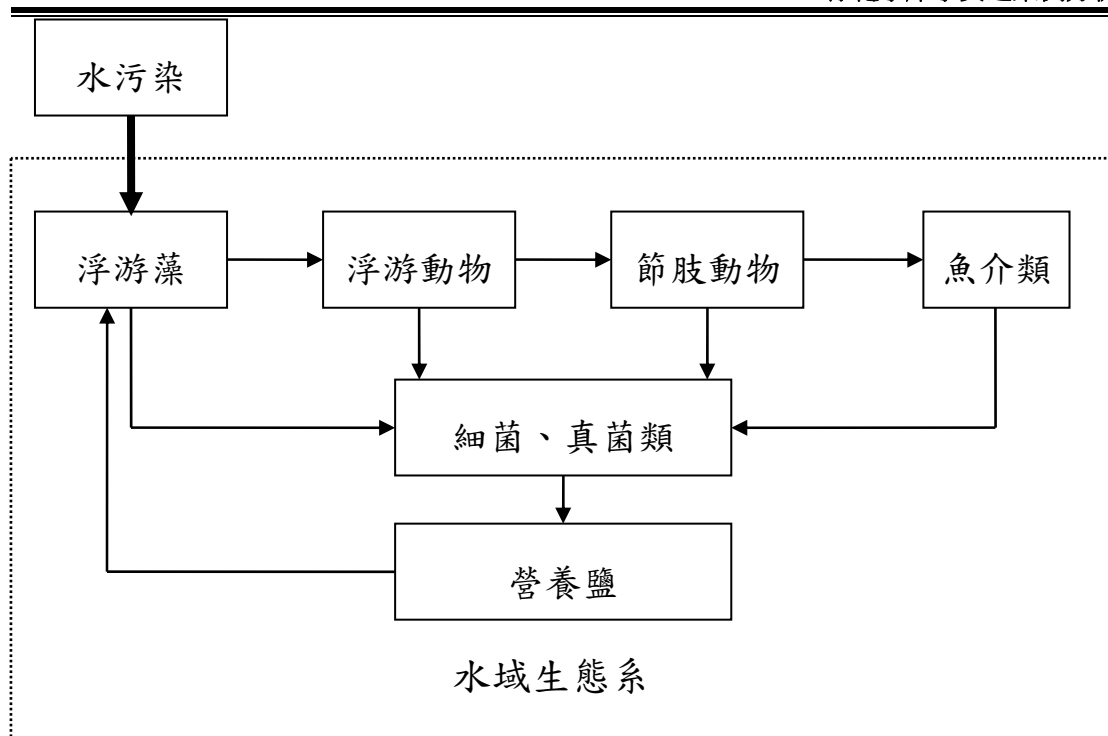


圖 5-84 水污染與水域生態系中食物鏈各級生物的關係

利用水網藻(*Hydrodictyon*)是以藻制藻的一種方法，此藻是一種大網片狀及網袋狀綠藻，內眼可見，繁殖能力強，在生長過程中能吸收大量的氨氮、硝氮及無機磷等，從而降低優養化水體中的氮、磷。它使其他藻類由於失去高營養條件而無法大量繁殖，達到以藻制藻的目的。此藻隨溫度的升高、光強增加和氮、磷濃度增加而生長速率也增加，它四季均可正常生長，對磷尤其有很好的去除效果，並可較有效的抑制水體中的藻類的過度繁殖，防止水華的發生。

為達到更好的淨化效果，許多國家採用包括鳳眼蓮、蘆葦、狹葉香蒲等大型水生植物進行水體修復。一方面，水生植物自身吸收一部分營養物質以供本身生長發育，同時，植物根區為微生物降解營養物質提供氧化—還原環境。區分微生物在一定水面覆蓋率下會得到較好的吸引效果，如鳳眼蓮在 30~40%的水面覆蓋率下效果最好。

生物鏈工法在國外有許多施行的案例，茲介紹如下：

【德國案例】

1. 德國 Bautzen 水庫在 1973 年建造完成，由於此水庫有很高的磷負荷，年負荷約 $7-17 \text{ g-P m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，水庫完工後水中梭子魚(Pike)的數量即快速增加，1976 年水庫開放釣梭子魚運動，二年後水中梭子魚數量因之明顯地下降。1997 年起，該水庫開始施行生物鏈工法，並停止釣梭子魚。改放草食性的鱸魚(perch)，讓梭子魚和鱸魚自然競爭，並於 1980~1988 年間捕撈 20000-80000 條魚，自 1980 年後，水庫水中之總磷量和藻類數量不再增加，使得水質優養化獲得控制，不再惡化。
2. 在德國 Saxony 水庫以生物操弄方式作為改善水庫水質之方法(Radke et al, 2003)。此水庫為一深水水庫，表面溫度超過 20°C 。以棕色鮭鱒魚(*Salmo trutta forma lacustris*)為獵食者，分析鮭鱒魚與被獵食魚種其在水體中垂直分佈情形，及分析鮭鱒魚食物種類及估計鮭鱒魚之消耗。由食物分析結果發現鮭鱒魚喜好在水體中垂直游動且主要之食物為表水層中的陸地及水生昆蟲。水庫中主要之物種為歐鯉(roach, *Rutilus rutilus*)，主要目的要減少歐鯉。鮭鱒魚其食物鏈之定位適合應用在深水水庫之生物控制方式改善水質方法，而存活在水庫中的鮭鱒魚其體型最好大於 500 mm。
3. 以下之案例是 Bautzen 水庫中之生物操弄(biomanipulation)之例子(Dörner et al., 2005)。在 1986~1997 年之實驗時間，討論第一階層(age-1)與第二階層(age-2)的河鱸(perch)其被捕食的狀況(preavailability)與作為食物(feeding behaviour)兩者之間的關係。並且分析第一階層與第二階層的河鱸胃中的食物。在此案例中，所關心的獵食者是 *Daphnia galeata* 及第 0 階層的魚(age-0)。採樣時，利用網目為 10~32 mm (bar mesh size)刺網來捕捉河鱸；利用 6、7 及 10 mm (bar mesh size)刺網捕捉第 0 階層的魚(age-0)；使用 500 及 750 μm 的生物補集網補集浮游動物。實驗觀察結果發現，第一階層的河鱸做為 *D. galeata* 的食物時，兩者數量之關係可以清楚地以方程式表

示。筆者認為湖泊中若河鱸之生長情形良好將可供應高比例食魚為生的物種存活，並且可以有效地持續進行生物操弄之試驗。

4. 義大利的 Annone 湖和丹麥的 Søbygaard 湖也有利用浮游動物控制浮游藻的例子，Jørgensen and de Bernardi (1997)和 Jørgensen (2002)曾分別將浮游動物與浮游藻間的互動關係予以模式化

【美國案例】

1. Hanlon et al. (2000)在 Florida 使用 3 倍體的草魚，去除 38 個湖中的大型藻類及水草。發現大型藻類 PAC (percent area coverage of macrophytes)為 14%、水草 PVI (percent volume infested with aquatic vegetation)為 2%，若放養每公頃小於 25-30 隻的草魚，則 PAC 與 PVI 增加；若放養每公頃大於 25-30 隻草魚，則大型藻即可受到控制。除了一些草魚不想吃的水草。使用 3 倍體草魚個體是希望牠們不要增生，否則會造成水質二次傷害，故大口鱸也要放養入湖中，以去除多餘的草魚。

Biological Controls

Dispersal of phytophagous insects and fish, especially triploid grass carp, are becoming more prominent as inexpensive, effective controls on macrophyte biomass. Some of the doubts about grass carp, such as side effects on other fish species and the significance of nutrient recycling causing algal blooms, have been partially answered. Uncertainties about effective stocking rates and plant selection still remain.

下表為美國各州使用三倍體的草魚的情形，如 B 組美國只有 12 州一定要用三倍體的草魚來去除大型藻類。

表 5-24 美國各州使用三倍體的草魚的情形

State Regulations on Possession and Use of Grass Carp			
A. Diploid (able to reproduce) and Triploid (sterile) permitted			
Alabama	Hawaii	Kansas	Oklahoma
Alaska	Iowa	Mississippi	New Hampshire
Arkansas	Idaho	Missouri	Tennessee
B. Only 100% Triploids permitted			
California	Illinois	New Jersey	South Carolina
Colorado	Kentucky	New Mexico	South Dakota
Florida	Montana	North Carolina	Virginia
Georgia	Nebraska	Ohio	West Virginia
C. 100% Triploids permitted for research only			
New York	Louisiana	Oregon	Wyoming
D. Grass Carp prohibited			
Arizona	Maryland	North Dakota	Utah
Connecticut	Massachusetts	Pennsylvania	Vermont
Delaware	Michigan	Rhode Island	Washington
Indiana	Minnesota	Texas	Wisconsin
Maine	Nevada		

Note: Modified from Allen, S. K., Jr., and R. J. Watendorf. *Fisheries* 12:20-24 (1987).

魚類的放養去處理優養化的現象宜有科學的依據及學理，不當數量的放養或不適宜的種類放養，且沒有加以移除的過程常導致優養化的現象更為明顯。下圖為湖中未放養前的葉綠素一般皆不超過 20mg/m³，但放養後其葉綠素含量即增加一倍，達 40mg/ m³，故鯉魚或吳郭魚最好不要放養。

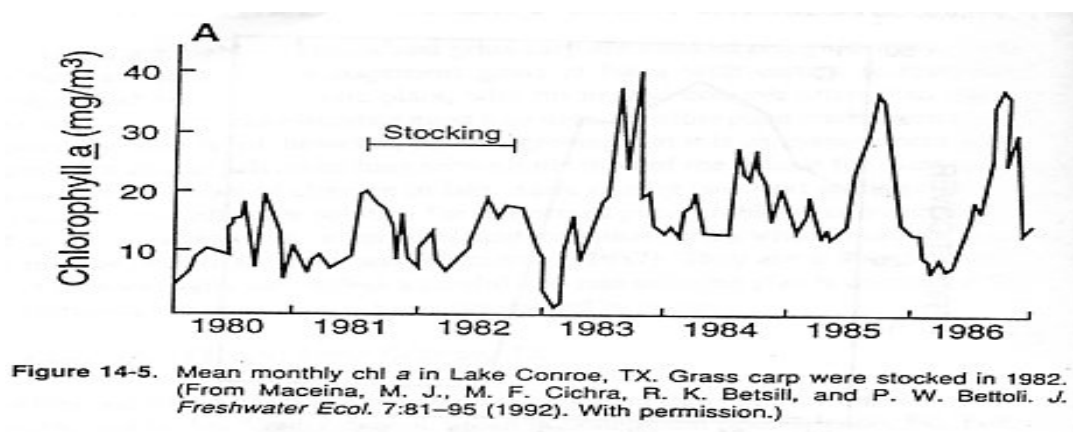


圖 5-85 魚類放置前後，葉綠素 a 的變化情形

- Hoyer and Canfield (1994)在 Bird abundance and species richness on Florida Lake 的報告指出，若鳥類吃過魚類後，能在附近築巢，對減少氮磷的負荷量及水土保護亦有幫助。因為大型植物為魚類的食物來源，而魚類為

鳥類的食物來源，所以當大型植物增加時，魚類數量亦增加，鳥類的豐富度和種類則會保持相對穩定，可帶走水中氮磷量，以維持湖泊生態系的平衡。

【日本案例】

1. Yamamuro (1999)在日本的 Lake Shiji 及 Lake Nakaumi 所進行的 Eutrophication Control through food web management in estuarine lagoons (1994-1999)。其中包括棲地結構、生態功能、底泥過程、營養動態及物理復育等。在湖中有濾食性的貝類-蜆，每年產值超過 2 千 3 百萬日幣。經過漁業的捕獲，每年約可去除氮的 15% 流入量，因為魚類是用逆流游動的方式去索食的，故貝類比魚類更能減少能量的浪費，所以以蜆為主要的營養去除者。

下圖為湖中優養化後的浮游藻類，利用貝類的攝食加以降低其含量，然後這些貝類又被鳥類及漁撈所捕捉，而減少其湖中的能量。是一個相當好的處理方式，在新山水庫，若能以珍珠貝來取代蜆類，則不僅可處理優養化，同時還可生產珍珠，一舉兩得。

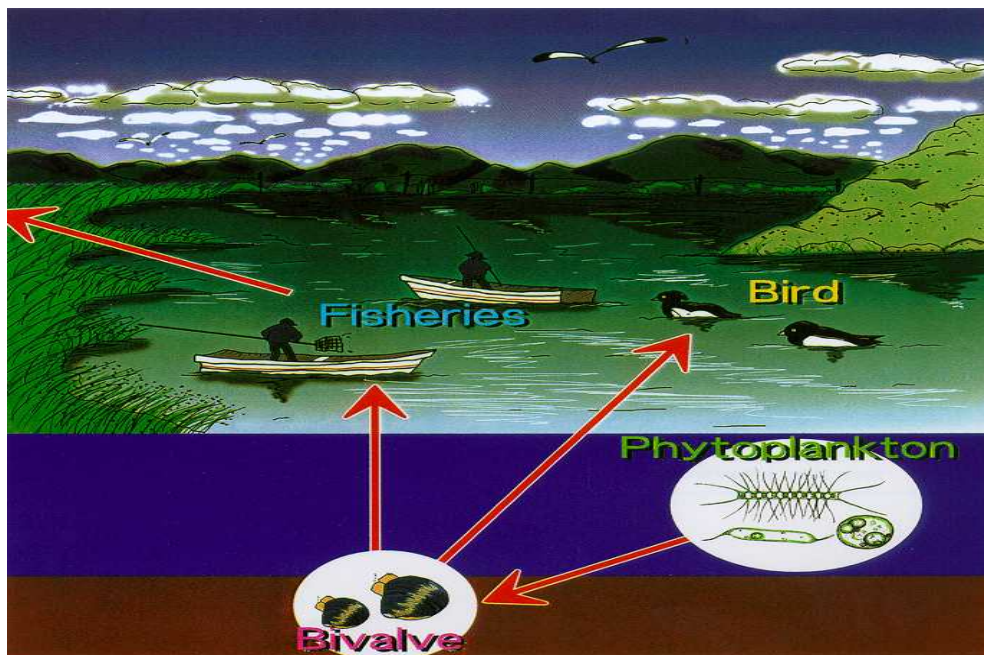


圖 5-86 利用食物鏈方式將藻類去除

【臺灣案例】

1. 陳(2006)研究淡水蜆去除水中浮游藻類的結果發現，在肥水池其水中藻類的葉綠素含量高達 $300 \mu\text{g/L}$ ，引入蜆池後其葉綠素含量可低到 $2.4 \mu\text{g/L}$ ，可知蜆對於去除浮游藻類有相當良好的功效，新山水庫的葉綠素含量平均約在 $5\sim 10 \mu\text{g/L}$ ，故知適量的貝類能有效將優養化的藻類降至最低。下表為肥水池與蜆池水中葉綠素的變化。在蜆池的營養鹽增加，係因為蜆池中副養的魚類的排泄物所致，這也說明水庫勿隨便放養不適當的魚類。

表 5-25 肥水池與蜆池水中葉綠素的變化

肥水池之水質																
採樣	鹽度	水溫(°C)			D.O(mg/L)			pH	T.NH ₄ -N	NO ₃	NO ₂ -N	PO ₄ -P	SiO ₃ -Si	透明度	葉綠素	水色
時間	(‰)	上層	下層	底泥	上層	下層	底泥		(mg/L)	(mg/L)	(μg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(cm)	(μg/L)	
08:30	10	31.4	31.4	31.3	5.1	4.2	0.2	8.71	0.037	0.034	8.0	0.223	1.436	15	121.38	深綠
10:50	10	33.2	33.1	32.9	8.9	8.1	0.4	8.75	0.038	0.089	21.3	0.218	1.253	15	181.84	深綠
15:30	10	35.3	35.3	35.3	15.3	12.0	0.4	9.11	0.050	0.188	44.0	0.173	1.353	8	378.10	深綠

節水養蜆池之水質																
採樣	鹽度	水溫(°C)			D.O(mg/L)			pH	T.NH ₄ -N	NO ₃	NO ₂ -N	PO ₄ -P	SiO ₃ -Si	透明度	葉綠素	水色
時間	(‰)	上層	下層	底泥	上層	下層	底泥		(mg/L)	(mg/L)	(μg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(cm)	(μg/L)	
08:45	6	31.0	31.3	31.3	3.0	2.5	0.7	7.39	1.730	0.867	168.9	0.499	1.037	120	2.38	透明
11:00	7	32.8	32.8	32.8	4.0	3.2	0.8	7.50	1.533	0.613	143.1	0.479	0.853	110	14.07	透明
13:00	8	34.7	34.4	34.4	4.7	3.8	0.7	7.75	1.448	0.616	147.2	0.453	1.150	100	19.04	透明
15:45	7	35.3	35.3	35.5	4.8	3.7	2.1	7.57	1.521	0.674	154.6	0.497	1.120	115	7.14	透明

肥水池的浮游生物相當多，如綠藻類 1mL 即達 10^6 個，但在蜆池即被攝食到測不出來，可見貝類對於去除藻類的功效，如下表。

表 5-26 不同池子的浮游動物相

蜆的肥水池	節水養蜆池	一般養蜆池
浮游動物	-	浮游動物
<i>Brachious</i> sp.	-	<i>Brachious</i> sp.
渦蟲 <i>Dugesia</i>	-	渦蟲 <i>Dugesia</i>
<i>Copepoda nauplius</i> 橈腳幼生	-	<i>Copepoda nauplius</i> 橈腳幼生
<i>Cyclopida</i>	-	<i>Cyclopida</i>
<i>Calanoida</i>	-	<i>Calanoida</i>
<i>Hexarthra mira</i>	-	<i>Hexarthra mira</i>
浮游植物	-	浮游植物
<i>Chroococcus turgidus</i> 7300/cm ³	-	<i>Chroococcus turgidus</i>
<i>Chlorella vulgaris</i> 9.73x10 ⁵ /cm ³	-	<i>Chlorella vulgaris</i> 1.33x10 ⁵ /cm ³
<i>Pediastrum quadricauda</i>	-	
<i>Cyclotella</i> sp.	-	

【大陸案例】

1. Sun and Sheng (2001)在大陸 Changchun 的 Nanhua Lake，利用生態工法在 1966 年進行的研究，發現從湖中捕獲的水草、魚類及貝類分別使磷的輸出量(output)為 149.6、188.9 及 153.4 Kg 這些移除量剛好是湖泊的輸入量(input)。因此此湖的水質較好，植物性浮游生物的總量減少，但種類增加，生物多樣性提高。

右圖為湖中的磷量的輸出與輸入變化。

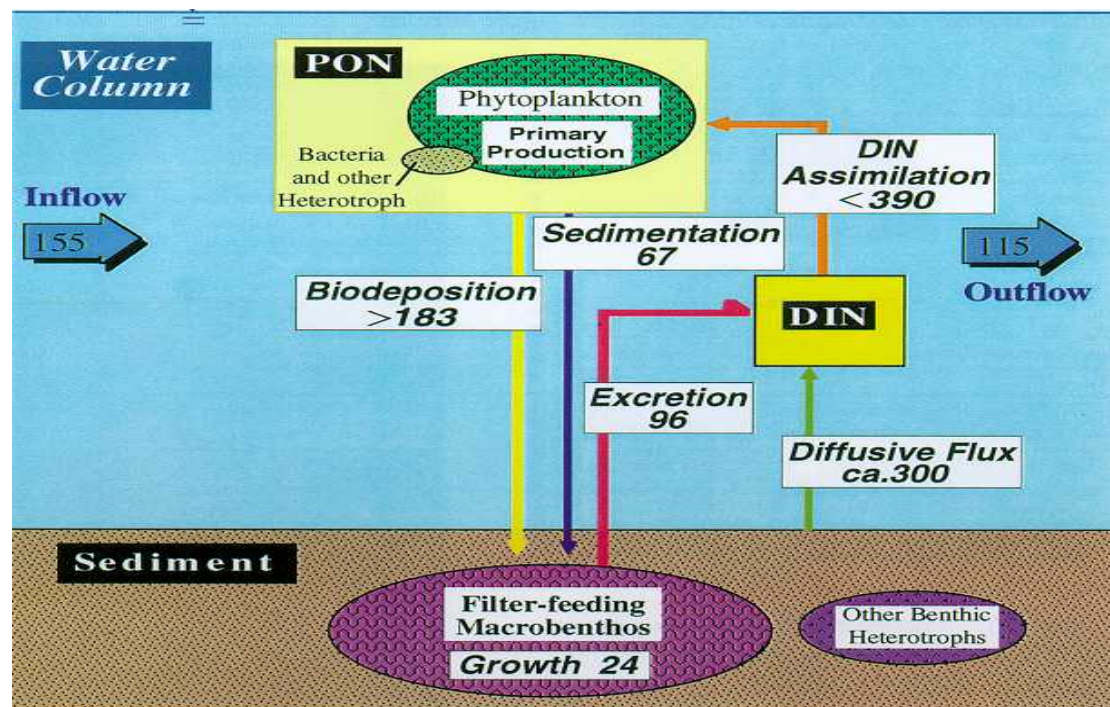


圖 5-87 湖中的磷量的輸出與輸入變化

【蘇俄案例】

Opuszynski and Shireman (1995)在 Herbivorous fish culture and use for weed management 的報告指出草食性魚類對水草的數量也有抑制的效果。

第五章摘要

本章就先進國家以生物鏈方式淨化水庫水質之案例來進行分析，先從營養鹽來源與優養化成因、營養鹽輸入影響到優養化控制，包含了北美、歐洲、德國、日本、大陸、馬來西亞、瑞士、芬蘭、韓國、澳洲、臺灣、盧森堡、西班牙、以色列、印度、巴西等國家的相關案例和資料，其中在優氧化控制中，化學處理、上游壩堤、攔網設置、人工濕地、水生植物、藻類吸收、貝類利用、食藻魚類、魚類移除、生物控制等方法可供參考。

第六章 新山水庫水質生態採樣結果分析

6.1 新山水庫概述

新山水庫位於臺灣北部的基隆市安樂區南邊，壩址在大武崙溪中游的支流新山溪上，屬淡水河流域中的基隆河水系，集水區面積為 1.64 平方公里，為一座離槽水庫。海拔高度 100~150 公尺，平均坡度約 28.5%；水庫集水區內主要的植被形式為闊葉林，佔總集水面積的 63%，其次為竹林與草生地。此水庫由水利局的中工處與北水局於 1976 年 3 月開始建造，於 1980 年 10 月竣工，壩體為分區滾壓土石壩。其為單一給水之水庫，受省自來水公司一區處管轄，供應基隆地區之民生與公共用水。目前主要水源來自八堵抽水站，所抽基隆河河水經 3.2 公里導管送新山淨水場處理分配，餘水再經 0.9 公里導管送到水庫儲存；水庫供水則反向由該導管送至新山淨水場。

此水庫於民國 69 年完工之始的蓄水量為 400 萬噸，後為因應用水量增加的需求，經自來水公司於 1993 年 7 月至 1999 年 12 月間，耗資 17 億 8 千萬元進行洩洪道增高與壩體加高 15 公尺的工程後，總容量已擴增為 1,000 萬噸，有效容量為 970 萬噸。此計畫除上述工程外，亦包括基礎處理工程、水土保持工程、管理大樓工程、環境整頓工，以及建造第二取水口。此新增之取水口預計係由臺北縣萬里鄉瑪鋤溪抽水，經 5 公里導管送入水庫，水庫供水時則反向經 1.5 公里導管送至新山淨水場。加高工程後之壩頂標高 90 公尺、高 66 公尺、長 262 公尺、寬 10 公尺、體積為 560 萬立方公尺。滿水位的面積為 56 公頃，標高則為 86 公尺。溢洪道採自由溢流喇叭口豎井與隧道的形式，其喇叭口直徑為 7.4 公尺、溢流頂標高 86 公尺；而隧道的直徑為 3 公尺、長 330 公尺；每秒的最大排洪量為 48 立方公尺。其具有兩處出水口，標高分別為 45 與 72 公尺，目前的每日供水量為 20 萬立方公尺。

此水庫的水源基隆河是臺灣北部淡水河系三大支流之一，發源自臺北縣平溪鄉的菁桐山，其各支流在經匯集後，由東北流至瑞芳再向西折，流經八堵、七堵、五堵、汐止、南港、汐止、北投後，再於社子島與關渡附近注入淡水河；主流長度約 86 公里，流域面積達 501 平方公里。整個流域位於臺灣北部，屬亞熱帶氣候區，夏季有西南風，而冬季時受大陸冷氣團影響，盛行東北季風。至於安樂社區，為基隆市人口最高的地區之一，約有 85,000 人。市區內有許多遊憩觀

光景點及沿岸著名漁港，加上陸續匯集的海鮮餐飲業，使得近年觀光人潮有漸增趨勢。

6.2 生態採樣

6.2.1 水質理化分析

由於新山水庫的主要水源是經由八堵抽水站，將基隆河河水抽至此處儲存。鑑於為瞭解河水進入水庫前之化學組成，特於每次採樣時，進入新山淨水場以 PP 樣品瓶採 1 公升水樣進行化學分析。而水庫區的採樣點共有兩處，分別位於壩堤附近（第一測站， $25^{\circ}07'55.0''$ ， $121^{\circ}42'34.5''$ ）與水庫南方上游處（第二測站， $25^{\circ}07'33.6''$ ， $121^{\circ}42'26.7''$ ）（圖 6-1）。採樣時先以沙奇盤（Sacchi disc）測量可見度，再以採水器採取不同深度之水樣，用 250 毫升 PP 樣品瓶裝取原水進行各項化學分析。

陰陽離子以離子色層分析儀測定濃度（Dionex, DX-100, Sunnyvale CA 94085, USA），項目包括陰離子的氯、亞硝酸根、硝酸根、磷酸根、硫酸根；陽離子的鈉、鉍、鉀、鎂與鈣離子。總有機碳以濕式氧化法 TOC 分析儀量測（O·I·Analytical Model 1010, USA），總有機氮（TON）與總磷（TP）之分析係分別以消化法及呈色法來進行之。

總有機氮的消化法是將 50 毫升的原水水樣放入凱氏瓶中，再加入 36N 的濃硫酸 0.6 毫升及一匙的 Selenium reagent mixture。將此凱氏瓶放進 440°C 的消化器中消化，直至水分完全蒸發後取出置於室溫冷卻。冷卻後以 30 毫升去離子水清洗管壁之消化後之物質，再將 pH 值滴定到 6~7 之間並定量回 50 毫升後，繼以默克藥劑組進行一系列的添加（Spectroquant, Ammonium-Test, Merck, Germany），即可用分光光度計測定總有機氮之濃度（Spectroquant, VEGA 400, Merck, Germany）；本法之精確度值可達 0.01 ppm。

總磷的呈色法是取 50 毫升的原水水樣放入錐形瓶中，加入 11N 硫酸 1.0 毫升與 0.4 克過硫酸鉍（ $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$ ）。待完全混和後，將錐形瓶放於加熱板上加熱，使其蒸發至剩約 10 毫升的體積。之後加入酚酞指示劑與以氫氧化鈉滴定至粉紅色後，再定量回 50 毫升。最後加入 8 毫升呈色劑，於 30 分鐘內以分光光度計（Spectrophotometer, DU 640B, Beckman Coulter, USA）進行波長 $880\mu\text{m}$ 的吸

收率測定後，再計算濃度值；本法之精確度值達 1 ppb。

將淨水廠（Pcon）與水庫內第一測站（Rcon）所測得之總有機碳、總磷、總氮及各陰陽離子的濃度，依 $D = \frac{P_{con} - R_{con}}{P_{con}} \times 100$ 方式計算，求得從淨水廠輸送至水庫時減少的百分比（D），來瞭解這些化學組成的濃度減少狀況。再依此數據推論，減少百分比最高之營養鹽，就極可能是新山水庫內最關鍵性的污染鹽或是生物生長的限制因子。

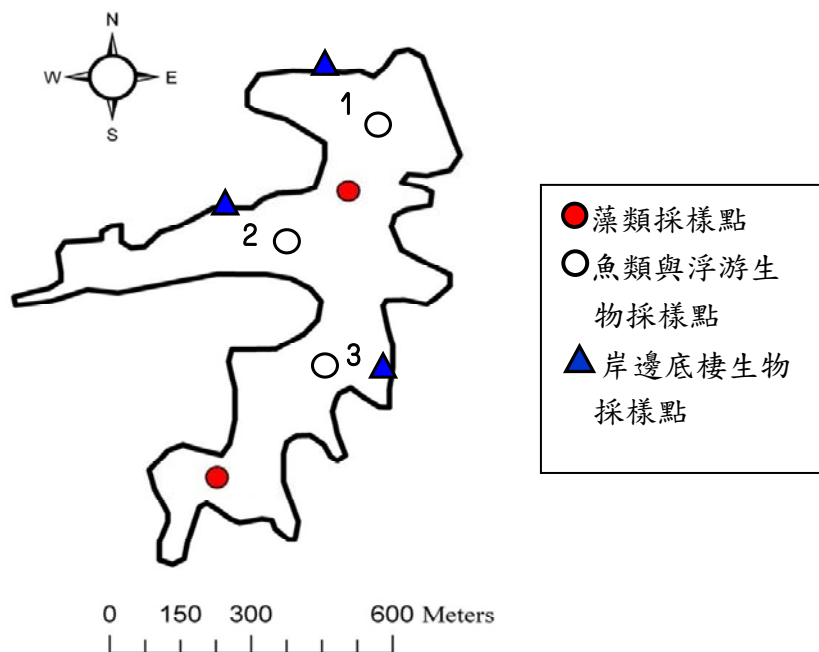


圖 6-1 新山水庫輪廓圖與採樣點位置

6.2.2 藻類相調查

水庫區內的兩測站是使用採水器採取不同深度之水樣，以攜帶式葉綠素計（Turner Designs, 845W, Maude Avenue, Sunnyvale CA 94085, USA）當場測其葉綠素濃度；並以 PP 樣品瓶取 1 公升原水用以進行藻類之定性、定量與葉綠素值校正。葉綠素校正的方式是取各深度之原水 100 毫升，以 $0.45 \mu\text{m}$ 玻璃纖維濾紙過濾（Whatman, GF/F, England）。其後將濾紙置於 20 毫升 99.5% 的甲醇，並放入 60°C 的水浴中進行 30 分鐘的萃取。30 分鐘後取出冷卻，從中取出 5 毫升以螢光度計（Turner Designs, 10-AU Fluorometer, Sunnyvale, USA）進行葉綠素濃度測定，求得相關式用以校正現地的量測值。葉綠素的水平分佈是以環繞水庫周圍的方式，採取表水進行現場量測，並以 GPS 記錄座標（eTrex, Garmin, USA）。所

有表水的量測值也以上述所求得之相關式進行校正，再以 ArcMap 9.1 進行等值線標示。

所有藻類樣本之原水當場皆以陸戈碘溶液固定之。在實驗室內，經脫水及染色程序，以製作成半永久玻片，矽藻則以酸處理方式製作成永久玻片，供顯微鏡下之觀察、計數和鑑定藻種。供定量計數之樣本，其藻細胞須先以可瑪西藍染色，再用減壓過濾之方式，將藻細胞過濾於硝酸纖維濾膜上，濾膜乾燥後滴加顯微鏡浸油使之變為透明，然後於顯微鏡下計數藻細胞。

生物量估算是取第一測站表水 50 公升，現場先以 10 μ m 的浮游生物網過濾後裝入樣品瓶。攜回實驗室後再定量至 250 毫升，即濃縮了 200 倍。之後繼以 0.45 μ m 已烘乾，並確認重量已不在變化之玻璃纖維濾紙過濾 100 毫升(Whatman, GF/F, England)。將過濾完之濾紙以 60 $^{\circ}$ C 烘乾，同樣確定其重量不再變化後，再秤重以計算生物量，並推估單位生物量的葉綠素濃度值。

藻類群落分析的項目包括種歧異度 (H) 和種豐富度 (MI) 兩項，分別依 Shannon & Weaver(Shannon & Weaver, 1949) 和 Margalef (1958) 所發展之公式計算之。算式中 P_i 為出現之各藻種的頻度；S 為出現之藻種數目；N 為所計數之全部藻細胞數目。

$$H = - \sum P_i \log_2(P_i)$$

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

6.2.3 優養化分析

以藻類群落作為水質指標之方法有數種，傳統的方法如 Kolkwitz & Marsson(Kolkwitz & Marsson, 1908)之腐水指標系統 (Saprobien System)，此法須鑑定藻類至種的階段，然後依各指標種之權重 (g_i)、指標值 (s_i) 及其出現之頻度 (h_i)，計算腐水度指數，其式如下 (Saprobic Index, S) (Zelinka & Marvan, 1961)：

$$S = \sum (s_i \cdot h_i \cdot g_i) / \sum (h_i \cdot g_i)$$

所得之指數值即水域之腐水度值。按 Sládeček(Sládeček, 1973)之區分：

$S < 0.5$	為飲水級 (Xenosaprobity)
$0.5 < S < 1.5$	為貧腐水級 (Oligosaprobity)
$1.5 < S < 2.5$	為 β -中腐水級 (β -mesosaprobity)
$2.5 < S < 3.5$	為 α -中腐水級 (α -mesosaprobity)
$3.5 < S$	為強腐水級 (Polysaprobity)

而一般較常用的優養指數為卡爾森優養指數 (Carlson trophic state index, CTSI) 是用以評估水庫水質優養程度 (Carlson, 1977)。此公式是根據水中透明度 (SD, m)、葉綠素 *a* (Chl-*a*, $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 及總磷 (TP, $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)，將其分項計算單一指數後，再進行合併，其計算方式如下：

$$\text{TSI (SD)} = 60 - 14.41 \ln \text{SD}$$

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

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

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

卡爾森指數值越低表示水質越好，若超過 50 以上則代表水體已達優養化的狀態，越高就表示優養化的情形越趨嚴重。

另一種方式是利用浮游藻作為水質優養化的指標，其方法係將水庫中出現的指標藻種歸類為貧養 (oligo)、中養 (meso) 和優養 (eu) 三類指標種，然後以各級指標種出現的頻度 (分別為 F_{oligo} 、 F_{meso} 和 F_{eu})，依下式計算藻類優養指標 (ATSI)：

$$\text{藻類優養指數 (ATSI)} = (F_{\text{oligo}} + F_{\text{meso}}) / (F_{\text{eu}} + F_{\text{meso}})$$

$1.25 < \text{ATSI}$	為貧養級水
$0.5 < \text{ATSI} < 1.25$	為中養級水質
$\text{ATSI} < 0.5$	為優養級水質

此數值卡爾森指數相反，數值愈低表示優養的情形愈嚴重。且由於此指標法不受季節變化的影響，故可以彌補卡爾森指數受季節影響之缺點。

6.2.4 初級生產力

初級生產 (primary production) 是生物利用太陽能將無機物，如二氧化碳、水等，合成為含高能量之有機物的程序，它常和「光合作用」互通使用。光合作用生產的有機物質總量，是為初級生產毛量 (gross primary production)。初級生產的產物，一部份會被細胞用於代謝消耗，另有一部份經過生物轉化形成初級生產者 (primary producers) 的細胞組成或生物體，這一部份就是淨初級生產量 (net primary production)。生物體之質量累積愈多，即表示初級生產力愈高 (primary productivity)。在一定時間之內，初級生產者之生物量愈多，即稱其現存量愈高 (standing crop)。在水域生態系中，一部份初級生產者會被消費者

如浮游動物、魚、蝦、貝類等所攝食，也有一部份初級生產者因為死亡而被分解，所以淨初級生產量除初級生產者的現存量外，尚包括提供水域生態系中之消費者和分解者生存所需的有機物。水域初級生產力，通常以每天或每年在單位面積內所產生之碳量，即以 $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 或 $\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{year}^{-1}$ 表示之。

生產力的試驗設計是分別在第一測站取 0.0、0.5、1.0、1.5、2.0 公尺深度之水樣，裝滿 350 毫升的溶氧瓶後密封，每層裝 4 瓶。其中 2 瓶以鋁箔完全包覆處理形成暗瓶，另不包覆的 2 瓶則為亮瓶。再將其依採樣深度懸掛於壩堤附近無遮蔽的水體中，時段為中午 12 點前後 3 小時。其後所有亮瓶、暗瓶皆先於現場以硫酸錳、氫氧化鈉與硫酸氫鈉等溶液進行溶氧的固定。再攜回實驗室以默克之溶氧測定藥劑組（Aquamerck, Sauerstoff-Test, Merck, Germany）進行各深度的溶氧量測定；每瓶量測 2 次，整個過程於 2 小時內完成。其後配以生物量、葉綠素值、光照、水體體積估算初級生產力。

6.2.5 動物相調查

本次採樣共分三站，如圖 6-1 所示，由於湖水太深，故底棲生物之採樣點為附近的岸邊。

6.2.5.1 浮游性動物相調查(依環保署 NIEA E701.20C)

水庫中以垂直採樣為主，以網口綁附流量計之採集網具，網目大小為 0.055 mm，並加掛重錘，緩慢下放至近底層後，再垂直向上慢速(每秒不超過 3 m)拉回至水面。所獲得之生物予以福馬林浸泡，攜回實驗室進一步鑑種。

6.2.5.2 水生昆蟲與底棲生物相調查(依環保署 NIEA E801.30T)

以蘇伯氏採集網（Surbernet sampler）採取岸邊底棲性且肉眼可見的水生昆蟲，其大小能以 30 號標準篩（網孔大小為 0.595 mm）篩獲者。在採樣站 50 公尺範圍內選擇岸邊各 3 點進行採集。兩人一組，一人固定網框，另一人將網框內之庫岸底質攪動，使其間之底棲昆蟲隨水流入或以網具捕捉。若有附著在石塊者，則用鑷子夾入標本瓶中或用刷子刷入網袋。將水生昆蟲網提起至岸邊挑蟲，挑蟲時以鑷子將網上之昆蟲放入標本瓶內。底棲生物之調查包含庫岸出現的螺貝與蝦蟹類等大型底棲生物，以徒手、手抄網與四角網採集方式採集。小型底棲則以長寬為 100 公分之方形區域定量採樣，利用小鏟子或徒手在泥沙中挖掘至 30

號標準篩，所獲得之生物予以福馬林浸泡，攜回實驗室進一步鑑種。

6.2.5.3 魚類相與食性調查

利用三種不同大小的三層網(網目大小為 5.5、3.3& 1.8 英吋)、手拋網及手抄網捕捉魚體後拍照，鑑定種類並測量其體長體重，同時注射福馬林至魚體腹腔，並攜回實驗室做進一步食性檢測。

6.2.6 生態分析方法

6.2.6.1 優勢度指數(Dominance Index, C)

優勢度指數計算式為 $C = \sum (P_i)^2$ ，式中 $P_i = n_i/N$ 為各生物出現之頻度。優勢度指數愈高，則顯示有明顯的優勢種出現，或環境屬於污染狀態，個體數分佈可能集中在少數耐污種類上，而其他物種則相對較少，亦可表示水質愈差的情形。

6.2.6.2 種歧異度指數(Shannon diversity index, H')

種歧異度指數計算式為 $H' = - \sum P_i \log P_i$ ，式中 $P_i = n_i/N$ 為各生物出現之頻度。一般水域 H' 值愈小，則代表生物種類愈少而水質愈差。為水體優養之種歧異值指標之一，並可做為豐富度與均勻度之參考。臺灣地區大約為: $H' > 3.75$ 為貧養; $3.75 > H' > 2.5$ 為輕度優養; $2.5 > H' > 1.5$ 為中度優養; $H' < 1.5$ 為嚴重優養。

6.2.6.3 種豐富度指數(Species Richness Index, SR)

種豐富度指數計算式為 $SR = (S-1)/\log N$ ，式中 S 為生物種數， N 為所有種類之個體數。 SR 值愈大則生物種類數愈大，則水質較佳。

6.2.6.4 均勻度指數(Evenness Index, J')

均勻度指數計算式為 $J' = H' / H_{\max}'$ ，式中 $H_{\max}' = \log S$ (S 為生物種數)。 J' 值愈大，則個體數在種間分配愈均勻，則水質較佳。其值與優勢度指數 C 值相反。

6.2.6.5 生物之水質指標

用生物出現時，所反映的水質表示之。如 α 、 β_{ps} 表示 α 、 β 的強度腐水性指標，如 α 、 β_{ms} 表示 α 、 β 的中度腐水性指標，如 os 表示為寡腐水性指標。若標為(α_{ms})~ β_{ms} 者，則表示主要為的 β 中度腐水性指標，但少部份可在 α_{ms} 中發現之。

6.3 水質採樣

6.3.1 採樣說明

第一次採樣日期為民國 95 年 4 月 12 日，第二次採樣日期為民國 95 年 7 月 19 日，第三次採樣日期為民國 95 年 10 月 16 日，各有兩處採樣位置，表 6-1 為本計畫兩次採樣之地點及其 GIS 位置。第一次採樣中第二測站之位置較第一測站稍北，亦在大壩附近。第二次採樣及第三次採樣之第二測站之後則更改與吳俊宗老師相同。

採集之樣品主要分為水體及底泥部分，利用深水器採集水樣，以及利用重力鑽取式之底泥採樣器採集底泥。每個採樣點之水體皆分層採樣，其採樣之深度為表水、2、5、8、10、20 及 30 公尺。但第一次採樣時第二測站實際水深較淺，故無法採集 30 公尺，且第二次採樣之第二測站，無法採集到 20 及 30 公尺，第三次採樣最深僅採至 15 公尺。而底泥方面，因水庫底層性質之差異，故第二次採樣之採樣點為 N 25°07' 36.4"，E 121°42' 29.1"，第三次採樣之採樣點為 N 25°12' 59.8"，E 121°70' 78.7"。

各項水質分析項目，依照行政院環境保護署環境檢驗所中水質檢測方法總則（NIEA W102.51C）所規定方式將採集之水樣保存(表 6-2)。採集之底泥於 4℃下保存。

表 6-1 採樣地點與位置

採樣點	第一測站	第二測站		第三測站
2006/4/12	N 25°07' 54.6" E 121°42' 36.1"			N 25°07' 59.8" E 121°42' 37.4"
2006/7/19	N 25°07' 33.1" E 121°42' 24.2"	水樣	底泥	
		N 25°07' 33.1" E 121°42' 24.2"	N 25°07' 36.4" E 121°42' 29.1"	
2006/10/16	N 25°13' 20.5" E 121°71' 07.3"	水樣	底泥	
		N 25°12' 79.4" E 121°70' 86.6"	N 25°12' 59.8" E 121°70' 78.7"	

表 6-2 樣品保存方法

檢測項目	容 器	保 存 方 法	保存期限
氨氮	玻璃或塑膠瓶	加硫酸使水樣之 pH < 2, 暗處, 4 °C 冷藏。	7 天
總凱氏氮	玻璃或塑膠瓶	加濃硫酸將樣品酸化至 pH 值為 1.5 至 2.0, 並儲存於 4 °C。	14 天
硝酸鹽	玻璃或塑膠瓶	暗處, 4 °C 冷藏。	48 小時
亞硝酸鹽	玻璃或塑膠瓶	暗處, 4 °C 冷藏 (樣品不可加酸保存)。	48 小時
總磷	以 1 + 1 熱鹽酸洗淨之玻璃瓶	加硫酸使水樣 pH < 2, 暗處, 4 °C 冷藏。	7 天
磷酸鹽	以 1 + 1 熱鹽酸洗淨之玻璃瓶	4 °C 下貯存。	48 小時
底泥		4 °C 下貯存。	

水質及底泥分析項目及分析方法 (表 6-3), 其中水質溫度、pH、溶氧、比導電度及底泥上層水 ORP 為使用電極法於現場監測所得。

表 6-3 水質及底泥分析項目及分析方法

分析項目	分析方法
溫度	電極法
pH	電極法
溶氧	電極法
比導電度	電極法
總反應性磷	NIEA W427.52B
溶解性總磷	NIEA W427.52B
總磷	NIEA W427.52B
亞硝酸鹽氮	NIEA W418.51C
硝酸鹽氮	NIEA W419.50A
氨氮	NIEA W448.51B
凱氏氮	NIEA W451.50B
底泥前處理	底泥分樣、離心
孔隙水之金屬 (鐵、錳、鋁、鈣、鎂)	離心後依總量方法分析 NIEA W306.52A
底泥總氮(TKN)	Method of soil analysis II, Regular Kjeldahl Method
底泥總磷(TP)	Method of soil analysis II, 24-2.3 HClO ₄ digestion, Phosphomolybdate method
孔隙水反應性磷及總磷	NIEA W427.52B
底泥之有機質	Method of Soil Analysis II 29-3,-4 Dichromate oxidation method
底泥之 pH	NIEA S410.61C
粒徑分析	濕篩法及雷射粒徑分析儀
含水量	NIEA S280.61C
底泥上層水之 ORP	電極法

6.4 生態採樣結果分析

6.4.1 化學分析結果

6.4.1.1 淨水廠

淨水廠 4 月份所測得之總有機碳濃度為 $3.04 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，鈉、鉀、鎂、鈣、氯、亞硝酸氮、硝酸氮、磷酸磷與硫酸硫的濃度分別為 20.36、2.64、5.70、20.78、13.18、0.85、1.10、0.10 與 $11.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ；而 7 月份的總有機碳濃度為 $4.11 \text{ mg} \cdot$

L^{-1} ，鈉、鉀、鎂、鈣、氯、亞硝酸氮、硝酸氮與硫酸硫的濃度分別為 29.17、2.97、6.42、17.64、13.76、1.39、0.93 及 13.69；至 10 月份時的總有機碳濃度為 $2.40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，鈉、鉀、鎂、鈣、氯、亞硝酸氮、硝酸氮與硫酸硫的濃度分別為 25.85、2.54、6.70、18.03、11.49、0.77、0.76 及 10.87。很明顯地，三次採樣分析的結果，所有陰陽離子皆以鈉的濃度表現為最高，都超過 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上；其次依序為鈣、氯及硫酸硫，介於 $10 \sim 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的範圍，亞硝酸氮及硝酸氮的濃度相較偏低，約在 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 上下。7 月份除磷酸低於偵測極限以及鎂、鈣、硝酸氮外，其餘離子與總有機碳都是 7 月份時的濃度高於 4 月和 10 月。而比較 4 月與 10 月的結果，除鈉與鎂較高以外，10 月份的總有機碳與其餘離子之濃度皆低於 4 月份。

淨水廠在 4 月份時的總氮濃度為 $4.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，總磷則為 $164.4 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，氮磷莫耳濃度比為 56.2；而 7 月份時總氮為 $4.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，總磷則為 $270.7 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，氮磷莫耳濃度比為 32.9；到 10 月份時的總氮濃度為 $2.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，總磷則為 $196.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，氮磷莫耳濃度比為 31.7。2006 年三次採樣結果顯示，淨水廠內基隆河水樣之氮磷比有逐漸下降的趨勢。

6.4.1.2 水庫

而水庫內第一測站、第二測站之總有機碳與離子濃度的深度變化分別如圖 6-2 所示。兩個測站之總有機碳濃度的整體趨勢是隨著深度遞增而降低，而陰陽離子大致上是隨深度增加而遞增，且在此三個月份，各種離子有不同程度的表現。此三個月的總有機碳濃度，在 5 公尺以內表水層之深度變化無明顯的一致性，但在 5.0~10 公尺間都會明顯地大幅降低。兩測站在 7 月份時，表水至 10 公尺間的總有機碳濃度約為 $2.14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，略高於 4 月的 1.96 與 10 月份的 $1.88 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，10 公尺以下則是 4 月份最高。

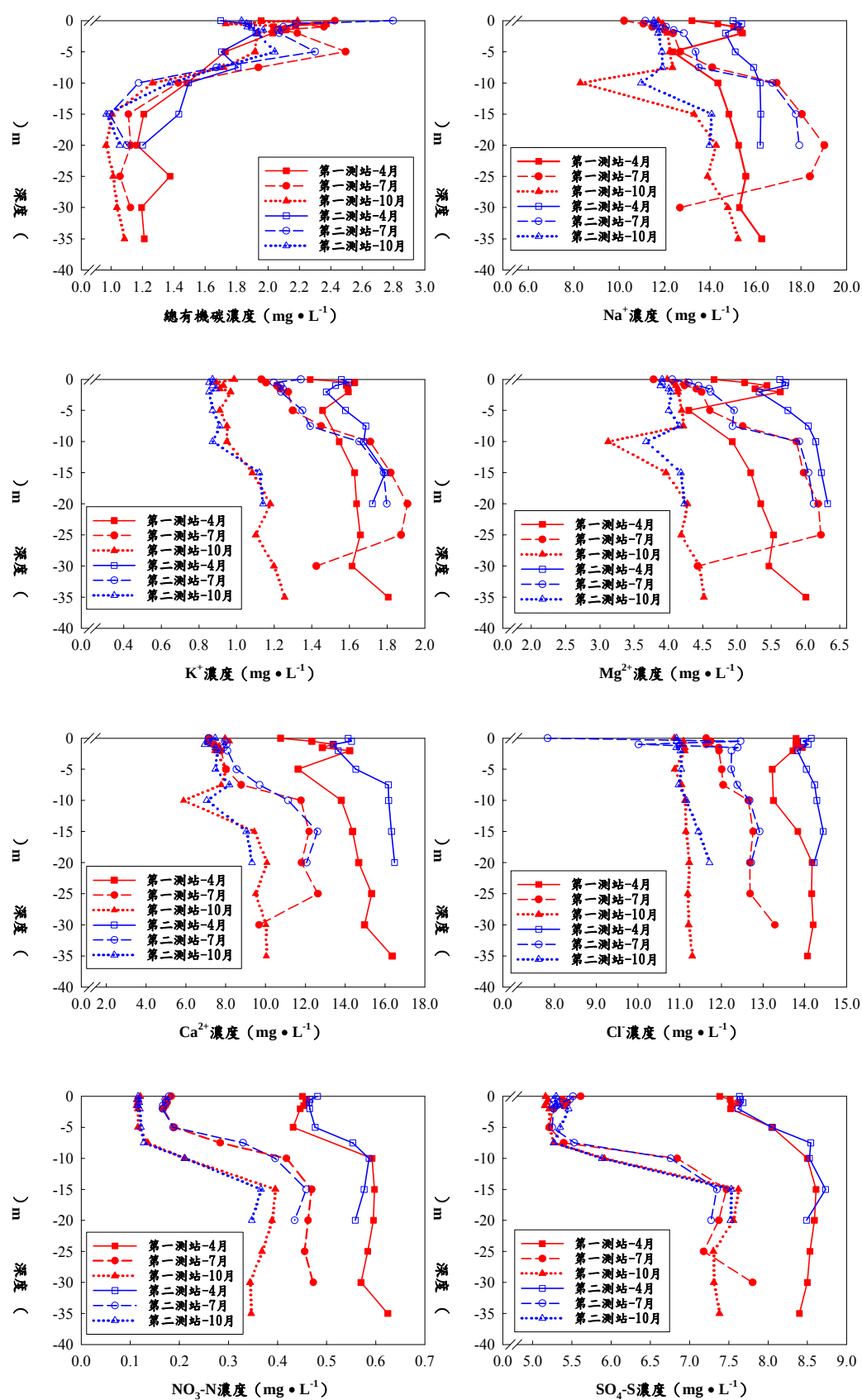


圖 6-2 2006 年新山水庫內第一、二測站總有機碳與離子濃度之深度變化圖

在陰陽離子部分，陰離子在時空上的趨勢變化會比陽離子來得明顯；而陽離子在表水層的濃度變化則較無一致性，但大致都隨深度有遞增的現象。鈉離子濃度在 4 月及 7 月時會高於 10 月份，濃度範圍約在 $10\sim 19\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之間，隨深度的變化並不規律。鉀離子在 10 月份的濃度值介於 $0.8\sim 1.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 範圍內，低於 4 月與 7 月的 $1.2\sim 1.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，濃度大致都隨深度略增。鎂離子亦是以 10 月的濃度較低，約在 $3.0\sim 4.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之間，然 4 月及 7 月都有 $4.0\sim 6.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的濃度值，也有隨深度漸增的趨勢。鈣離子的變化在此三個月的差異是陽離子中最明顯的，以 4 月的 $11\sim 16\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 最高，10 月的 $6.0\sim 10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 為最低；但在 4 月與 7 月時，鈣離子的濃度在表水層非常相近，到 10 公尺以下才有明顯的時間差異。

氯離子是所有陰陽離子中，在空間上變化最小的；在時間上仍可看出 4 月份濃度最高，約在 $14\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 上下，10 月份只有 $11\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右為最低。氯離子在兩測站的比較與深度的變化上，除 7 月份第二測站的表水外，都沒有明顯的差異。硝酸氮濃度在兩測站間的差異極小，而在時間上的差異則是所有離子中最為顯著的，且隨深度的變化在此三個月都有相同的趨勢。硝酸氮在所有深度的濃度值都是在 4 月時的 $0.4\sim 0.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 表現最高，10 月時呈現最低的現象，只有 $0.1\sim 0.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。三次的分析結果皆顯示硝酸氮在 5 公尺以下會開始急遽升高，至 15 公尺以下出現一非常穩定的值。硫酸硫的表現與硝酸氮非常相似，但 7 月與 10 月的濃度值因為相當接近，故差異未若硝酸氮明顯，範圍落在 $5.0\sim 8.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之間；4 月份時則有 $7.5\sim 9.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的濃度值。三個月的結果皆顯示硫酸硫濃度在 5 公尺以下開始顯著升高，至 15 公尺以下呈現一非常穩定的值，此趨勢與硝酸氮相同。

第一測站 4 月份之總氮為 $1.16\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，總磷為 $29.2\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，氮磷莫耳濃度比則為 88.0；到 7 月份時總氮為 $1.21\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，總磷為 $27.5\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，氮磷莫耳濃度比則為 97.9；10 月份時測得總氮為 $0.64\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，總磷為 $76.0\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，氮磷莫耳濃度比則為 18.7。所以，總氮的含量是 7 月份最高，10 月份最低；而總磷是 10 月份最高，7 月份最低；氮磷比值則以 7 月份最高，10 月為最低。

此三季所分析的結果可發現，除氯離子的差異較小外，淨水廠的總有機碳與各離子的濃度皆明顯高於水庫內的兩測站，並有偵測到亞硝酸與磷酸的存在。由淨水廠與第一測站結果也可得知，總氮與總磷在從基隆河進入水庫後，濃度會

顯著地降低；4 月與 7 月時，總磷減少的現象較總氮顯著，但 10 月時則是總氮的減少情形較總磷明顯。總氮在 4 月時，濃度從 4.18 降至 1.16 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，7 月時則從 4.02 至 1.21 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，到了 10 月時從 2.81 降至 0.64 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。總磷部分，4 月時濃度從 164.4 降至 29.2 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，7 月時則從 270.7 至 27.5 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，到了 10 月時從 196.0 降至 76.0 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。此現象造成 4 月份的氮磷濃度比從淨水廠的 56.2 升至水庫內的 88.0，7 月份更從 32.9 提高至 97.9；但在 10 月時的變化則相異於 4 月及 7 月，比值從 31.7 下降至 18.7（表 6-4）。

表 6-4 2006 年淨水廠與水庫內第一測站之總氮、總磷濃度及氮磷比

	淨水廠			水庫內第一測站		
	總氮	總磷	氮磷比	總氮	總磷	氮磷比
	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	ratio	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	ratio
4 月	4.18	164	56.2	1.16	29.2	88.0
7 月	4.02	271	32.9	1.21	27.5	97.9
10 月	2.81	196	31.7	0.64	76.0	18.7

6.4.2 藻類相

6.4.2.1 藻類群落

過去有關新山水庫的藻類相之歷史資料比較欠缺，以往的零星資料顯示，它是個以藍綠藻類（cyanophyta）為最優勢的水庫，本計畫三次的採樣結果也顯示相似情形。在 4 月份採樣之前二週，曾有由微囊藻（藍綠藻類）形成輕微藻華的情形，雖在往後採樣時沒再發生，但是目前藻類群落仍以藍綠藻類為最優勢。

以細胞數目計算，2006 年 4 月份時藍綠藻類在水庫內第一和第二測站各佔藻類群落的 78.3%和 64.7%（圖 6-3、圖 6-4），7 月時略微提高至 81.3%和 66.3%（圖 6-5、圖 6-6），10 月份是佔有比例最高的月份，達 82.5%和 86.9%（圖 6-7、圖 6-8）。所以不論是那個月份，藍綠藻在兩個測站都是藻類最優勢的族群。綠藻（chlorophyta）是次於藍綠藻的第二優勢藻類，因季節不同約佔 10~30%之間不等。其它出現的藻種，包括了 4 月份出現的矽藻類（bacillariophyta）、金藻類（chrysophyceae）和隱藻類（cryptophyta），7 月份則有矽藻類、甲藻類（pyrrhophyta）與裸藻類（euglenophyta），10 月份的藻類相較為豐富，上述的

矽藻、甲藻、金藻、隱藻與裸藻都有出現；但這些藻種的出現的個體數量都並不高，故所佔之百分率相對較低。

在這些出現的藻種中，其細胞體積差異很大。4 月份出現的金藻類之細胞密度並不高，兩測站分別只有 2.2%與 10.3%。但由於其細胞體型大，故而若以體積計算時，此藻即成為水庫中很優勢的藻類，達 32.1%及 62.5%(圖 6-9、圖 6-10)。其次為綠藻類的 32.1%和 35.5%。7 月份時因為未發現金藻的存在，所以綠藻成為體積上最大的族群，兩測站各達 61.0%與 74.9% (圖 6-11、圖 6-12)。10 月份時綠藻同樣也是體積上最大的族群，兩測站分別為 57.4%及 77.5% (圖 6-13、圖 6-14)。反之，在細胞數量最多的藍綠藻，由於體型相對上較小，若以體積計算時，卻成為弱勢藻群。所以 4 月份的第一、二測站分別只有 2.9%跟 0.98%；7 月份有明顯升高，為 24.3%與 7.8%。至 10 月份時第一測站又更提高，達 28.8%，第二測站則只有 4.7%。

除藍綠藻外，矽藻類、隱藻類、甲藻類與裸藻類在採樣期間，其體積上所佔的比例也都很低。4 月份所有這些藻類的體積在兩測站只有 1.6%與 0.9%，7 月份時分別為 14.7%和 17.3%，10 月份各為 13.6%及 17.7%。

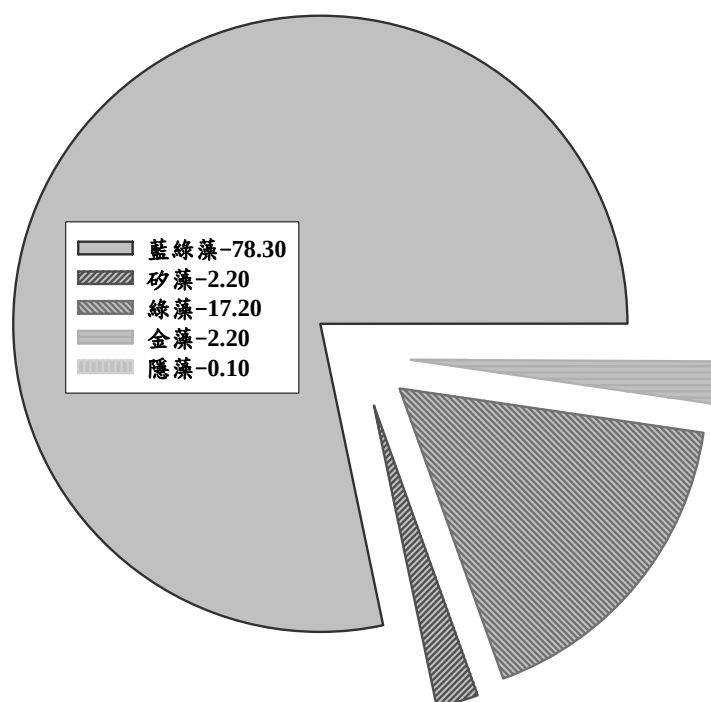


圖 6-3 新山水庫 2006 年 4 月份第一測站各藻類細胞數量之出現頻度

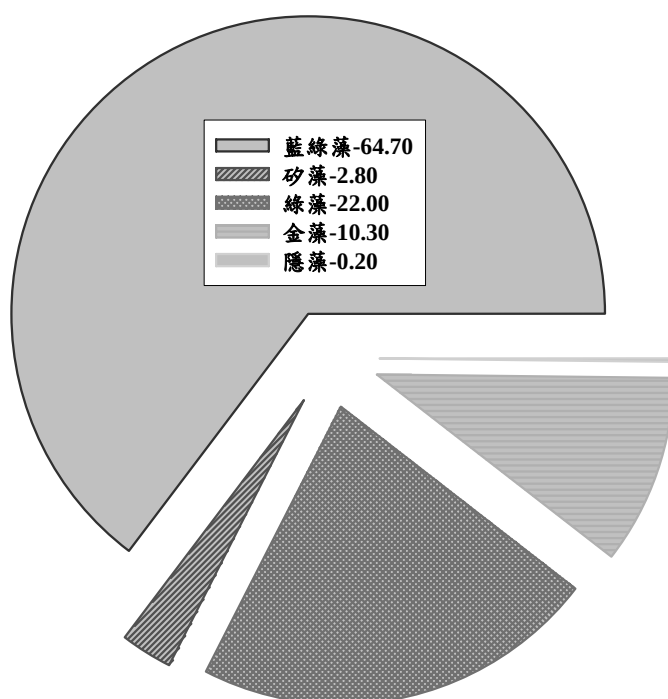


圖 6-4 新山水庫 2006 年 4 月份第二測站各藻類細胞數量之出現頻度

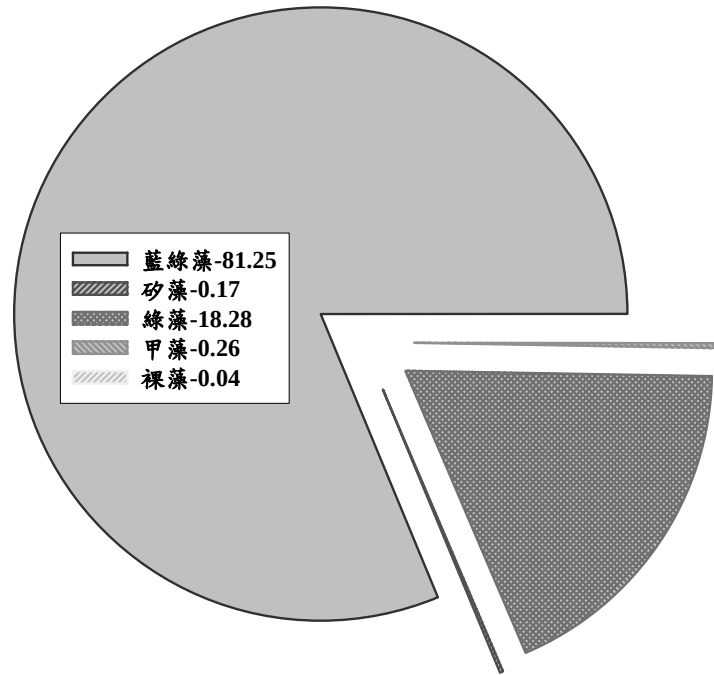


圖 6-5 新山水庫 2006 年 7 月份第一測站各藻類細胞數量之出現頻度

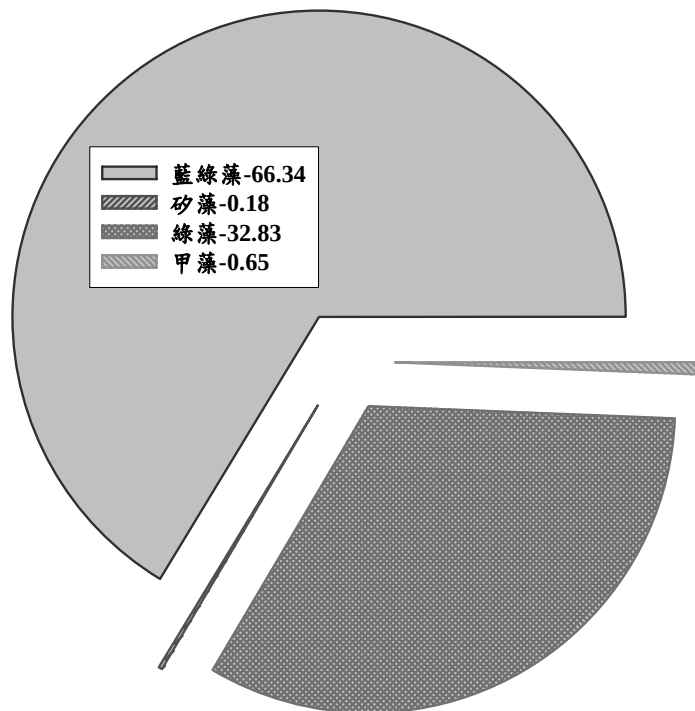


圖 6-6 新山水庫 2006 年 7 月份第二測站各藻類細胞數量之出現頻度

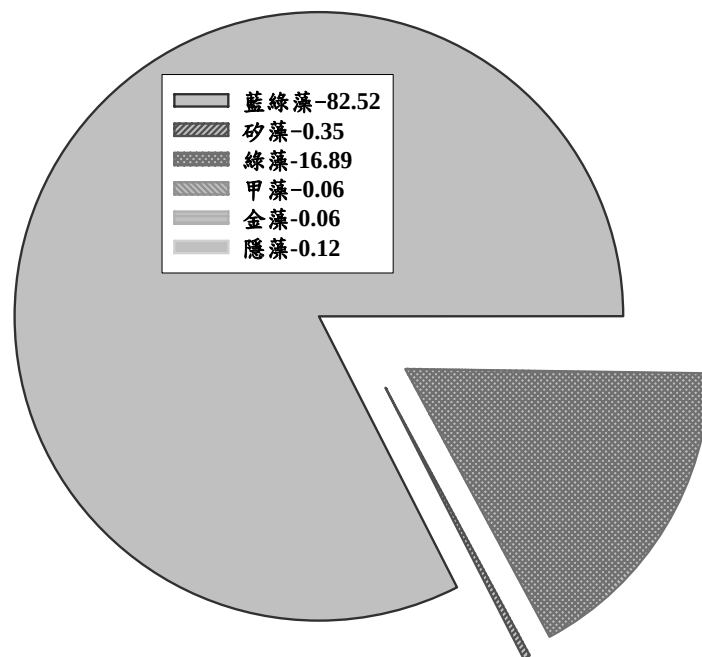


圖 6-7 新山水庫 2006 年 10 月份第一測站各藻類細胞數量之出現頻度

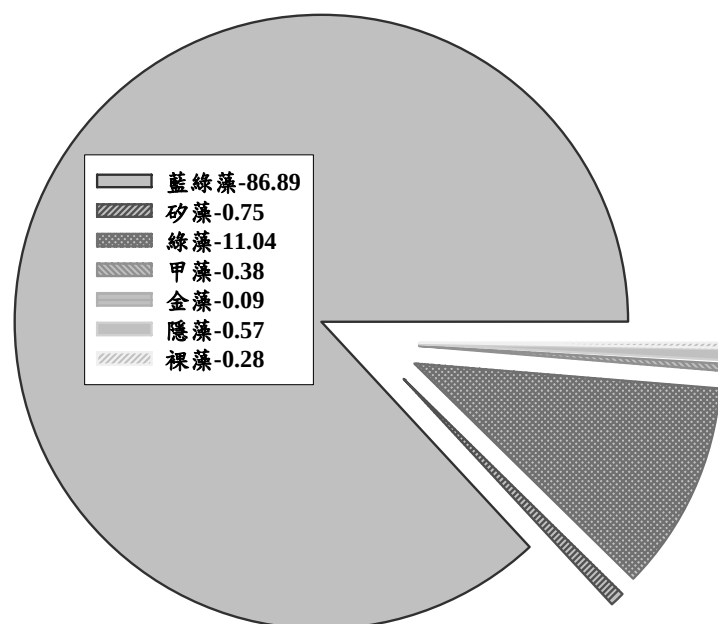


圖 6-8 新山水庫 2006 年 10 月份第二測站各藻類細胞數量之出現頻度

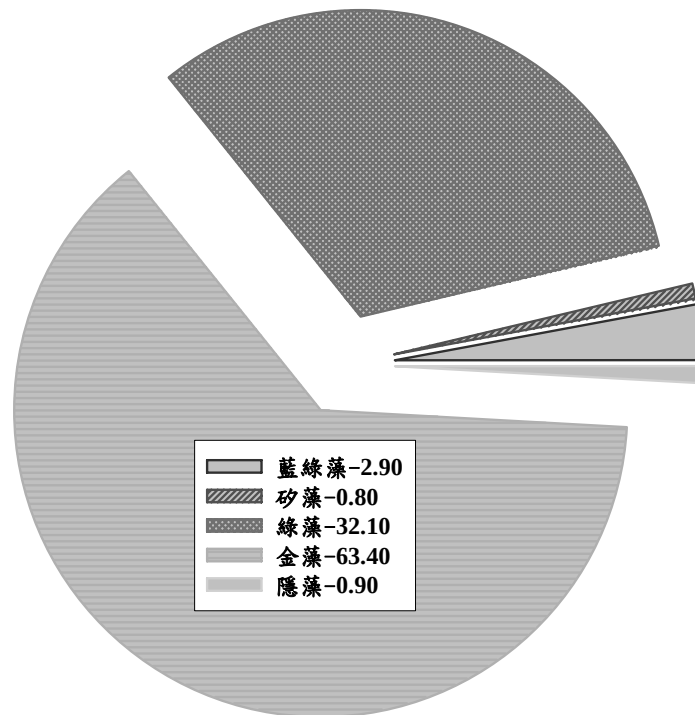


圖 6-9 新山水庫 2006 年 4 月份第一測站各藻類細胞體積所佔百分比

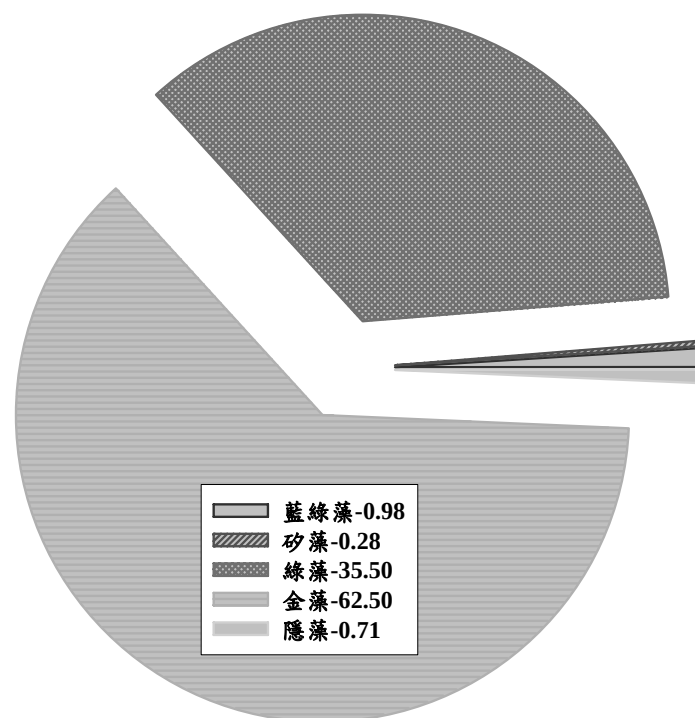


圖 6-10 新山水庫 2006 年 4 月份第二測站各藻類細胞體積所佔百分比

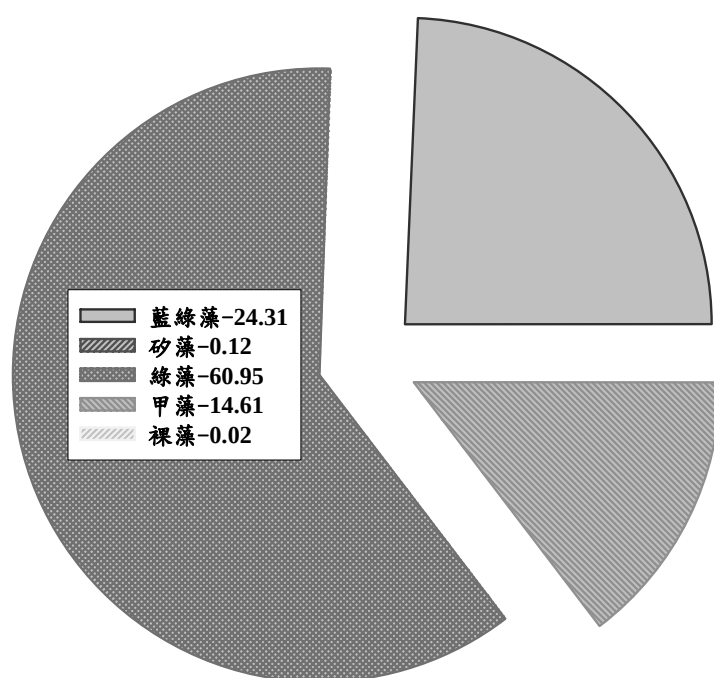


圖 6-11 新山水庫 2006 年 7 月份第一測站各藻類細胞體積所佔百分比

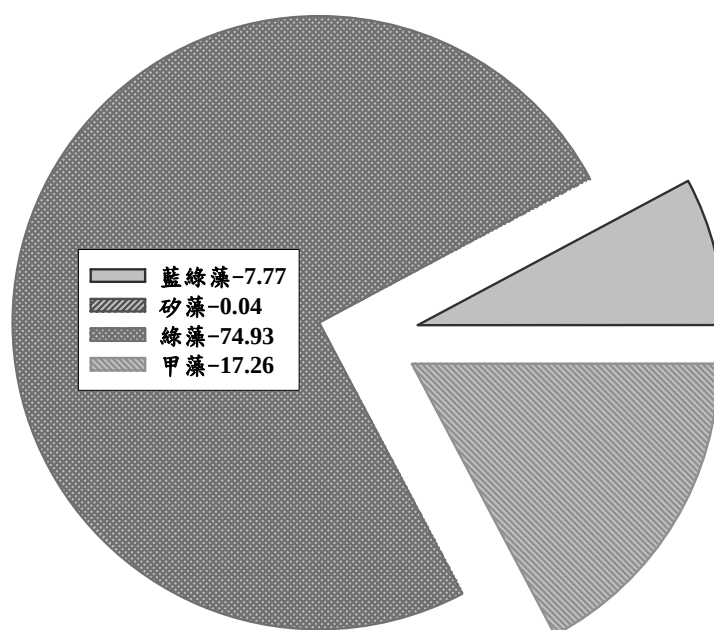


圖 6-12 新山水庫 2006 年 7 月份第二測站各藻類細胞體積所佔百分比

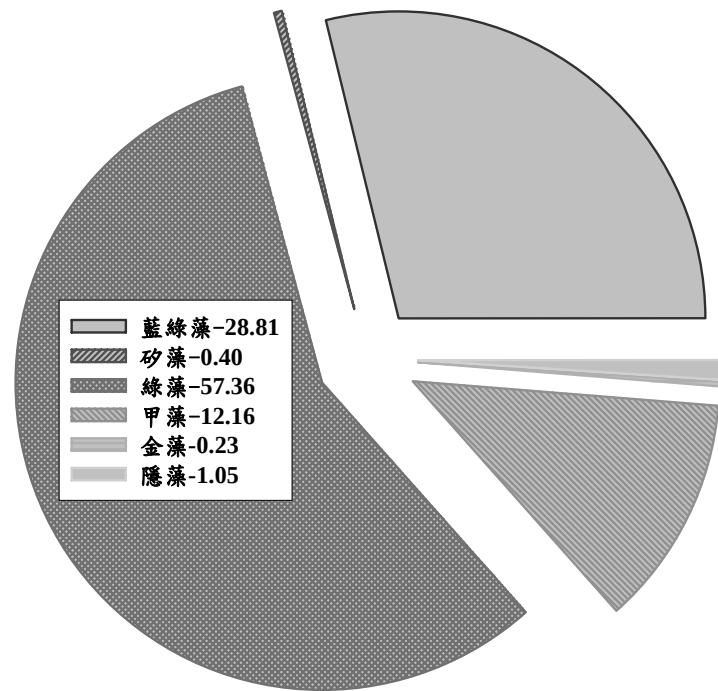


圖 6-13 新山水庫 2006 年 10 月份第一測站各藻類細胞體積所佔百分比

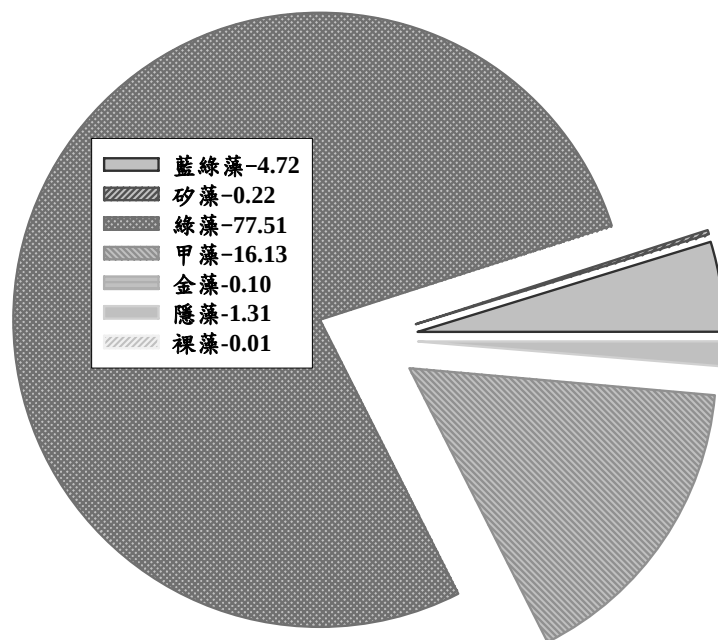


圖 6-14 新山水庫 2006 年 10 月份第二測站各藻類細胞體積所佔百分比

6.4.2.2 藻類密度

新山水庫 2006 年 4 月份兩測站表水的藻類密度分別為 5.6×10^7 與 6.9×10^7 ind $\cdot$ L $^{-1}$ ，7 月份則降低為 2.7×10^7 及 3.0×10^7 ind $\cdot$ L $^{-1}$ ，到了 10 月份則達到一較高值 7.1×10^7 和 8.4×10^7 ind $\cdot$ L $^{-1}$ 。此三次採樣的結果都顯示出第二測站的藻類密度都高於第一測站；而 10 月份為最高，4 月次之，7 月為最低，10 月與 7 月的數量差異達將近 3 倍之多。

圖 6-15 顯示此三個月份於兩測站現地所測得之葉綠素濃度值與實驗室萃取後以螢光度計量測之值；其間的相關式為 $1.26X+1.95$ ，相關係數 $R^2=0.74$ 。其後於現場量測的葉綠素濃度水平分佈，皆由每次所得之迴歸式進行校正後，再進行等值線繪製。

由圖 6-16 可發現兩測站的葉綠素濃度值，在隨深度的變化上大都是第二測站所量測的值略高於第一測站。然時間上就 5 公尺以內的深度而言，是 4 月份最高，10 月次之，7 月份最低；至 10 公尺以下，則三個月的量測值會逐漸接近，但仍以 4 月份較高。此兩測站不同深度之葉綠素濃度值，於 4 月份時介於 $2.0 \sim 13$ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之間，7 月份是 $0.5 \sim 8.0$ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右，10 月份時約在 $0.5 \sim 9.0$ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的範圍內；此三個月的變化皆隨深度成指數型趨勢遞減。且如同藻類密度變化，此三個月的葉綠素濃度都在 0~10 公尺間有明顯之先升後降的現象，約在 7.5 公尺上下處有一明顯的分界，其後的深度便開始遞減；10 尺以下的深度則會維持在一個較低且穩定的狀態，約只有表水層的 20~30% 左右。唯藻類密度是以 10 月最高，4 月次之，7 月最低；但葉綠素濃度的測值則是 4 月最高，10 月次之，7 月一樣為最低。

而 2006 年 4 月、7 月及 10 月的表水層之葉綠素濃度分佈如圖 6-17、圖 6-18 及圖 6-19 所示。可以發現 4 月份的濃度值大都落於 $7.0 \sim 18$ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之間，到 7 月份明顯下降到 $2.0 \sim 5.0$ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，但 10 月份則又提高至 $3.0 \sim 13$ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的範圍。但整體上在大壩或第一測站的附近是呈現較低的值，越往南方上游處遞增越明顯，且在靠東、西方的邊岸處也有較高的濃度，此現象於 4 月時會比 7 月時來得顯著。但在 10 月的調查中，雖然葉綠素值在靠邊坡的東、西方並未若 4 月與 7 月明顯地高於大壩處，但可發現在第二測站的周圍有出現高濃度的現象，顯示此區有較多的藻類聚集。

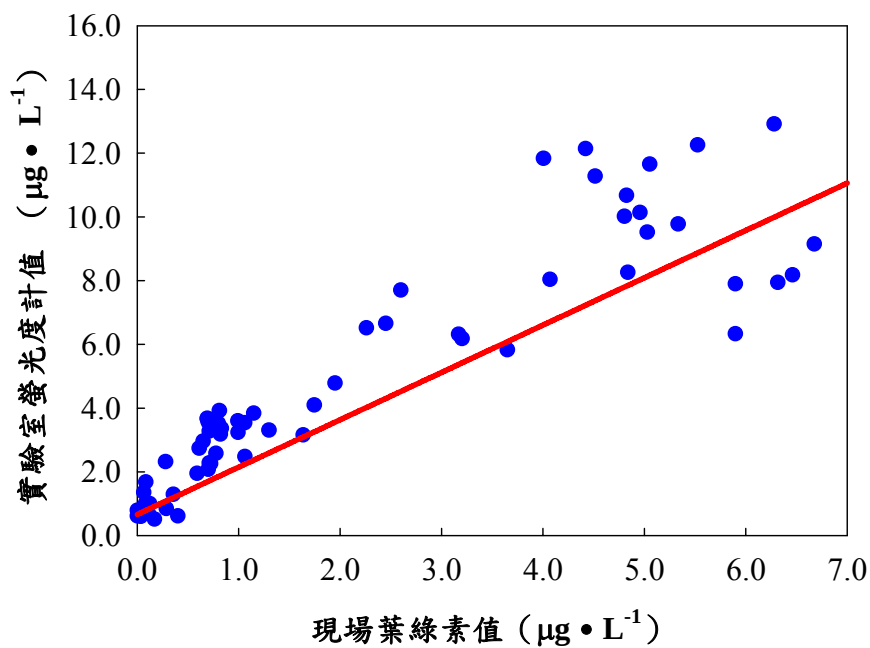
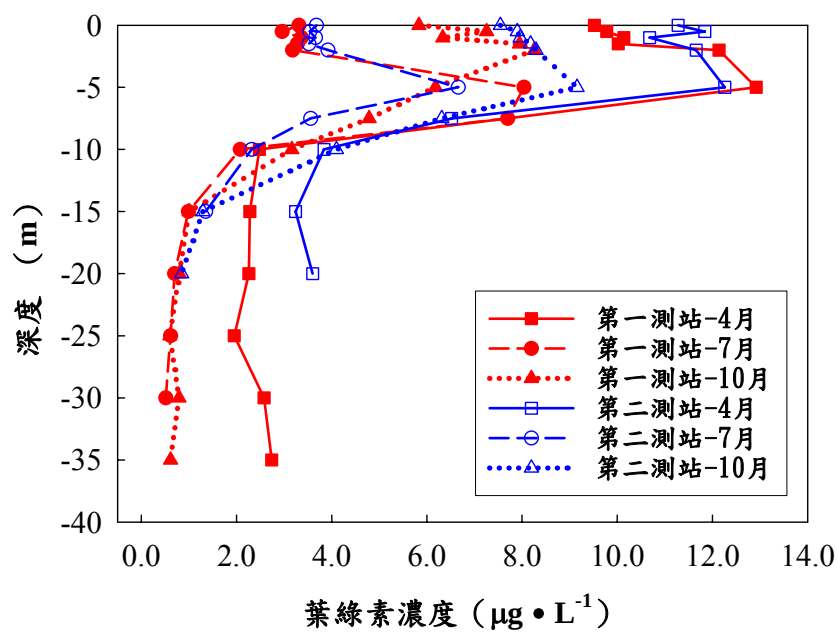


圖 6-15 現地實測值與實驗室經萃取後以螢光測量所得葉綠素濃度值之相關性

圖 6-16 新山水庫 2006 年兩測站葉綠素 a 濃度隨深度之變化圖

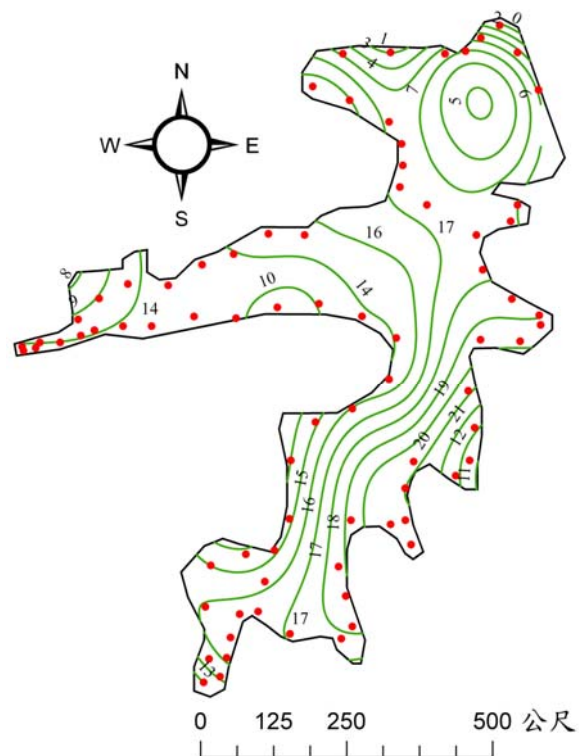


圖 6-17 新山水庫表水之葉綠素 *a* 濃度於 2006 年 4 月時的水平分佈，其濃度介於 $7.0 \sim 18 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之間

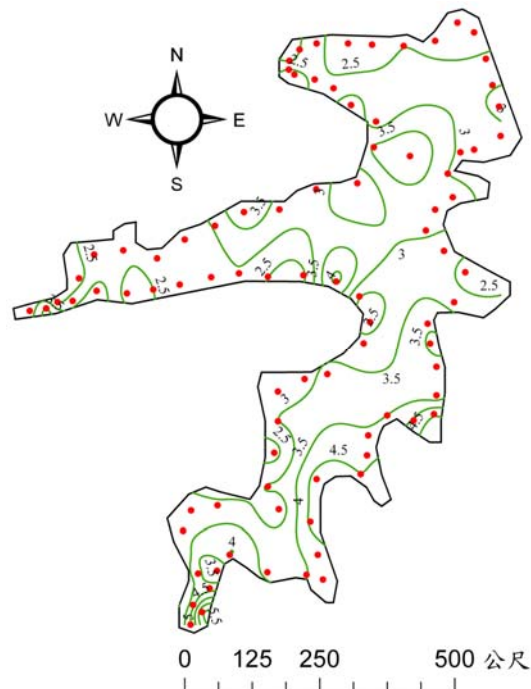


圖 6-18 新山水庫表水之葉綠素 *a* 濃度於 2006 年 7 月時的水平分佈，其濃度介於 $2.0 \sim 5.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之間

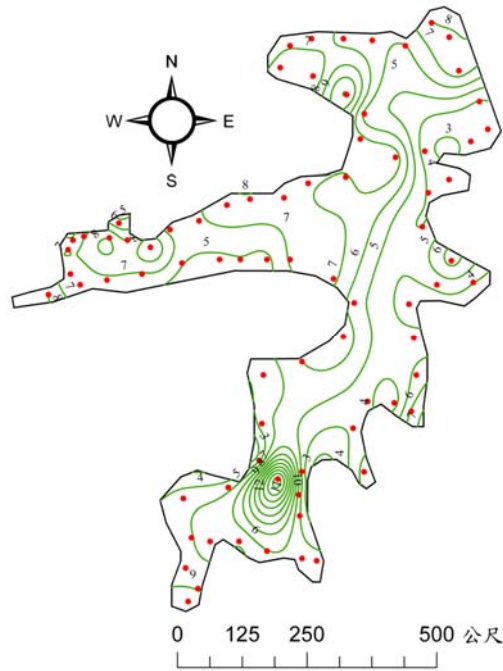


圖 6-19 新山水庫表水之葉綠素 a 濃度於 2006 年 10 月時的水平分佈

6.4.2.3 藻類垂直分布

圖 6-20 為藻類密度在兩測站隨深度的變化，可明顯看出與葉綠素濃度的變化一致，最高的量測值都出現在 5 公尺以內的深度。三次的測量結果都是在 5 公尺以內有隨深度增加的現象，且第二測站的密度值會高於第一測站。然 5 公尺以下是隨深度的遞增而降低，且第一測站的密度值會略高於第二測站；而在約 5~10 公尺的深度時，減少的情形是最為顯著，到 10 公尺以下的深度則會維持在一個較低且穩定的狀態。

2006 年 4 月份時，兩測站的藻類密度介於 $1.5 \times 10^6 \sim 8.8 \times 10^7 \text{ ind} \cdot \text{L}^{-1}$ 與 $1.6 \times 10^6 \sim 12 \times 10^7 \text{ ind} \cdot \text{L}^{-1}$ 之間，到 7 月份則分別在 $4.9 \times 10^6 \sim 6.9 \times 10^7 \text{ ind} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $2.9 \times 10^6 \sim 4.0 \times 10^7$ ，10 月份時介於 $4.6 \times 10^6 \sim 9.5 \times 10^7 \text{ ind} \cdot \text{L}^{-1}$ 及 $8.9 \times 10^6 \sim 9.1 \times 10^7 \text{ ind} \cdot \text{L}^{-1}$ 的範圍內。整體上為 7 月份最低，4 月份次之，10 月份為最高。

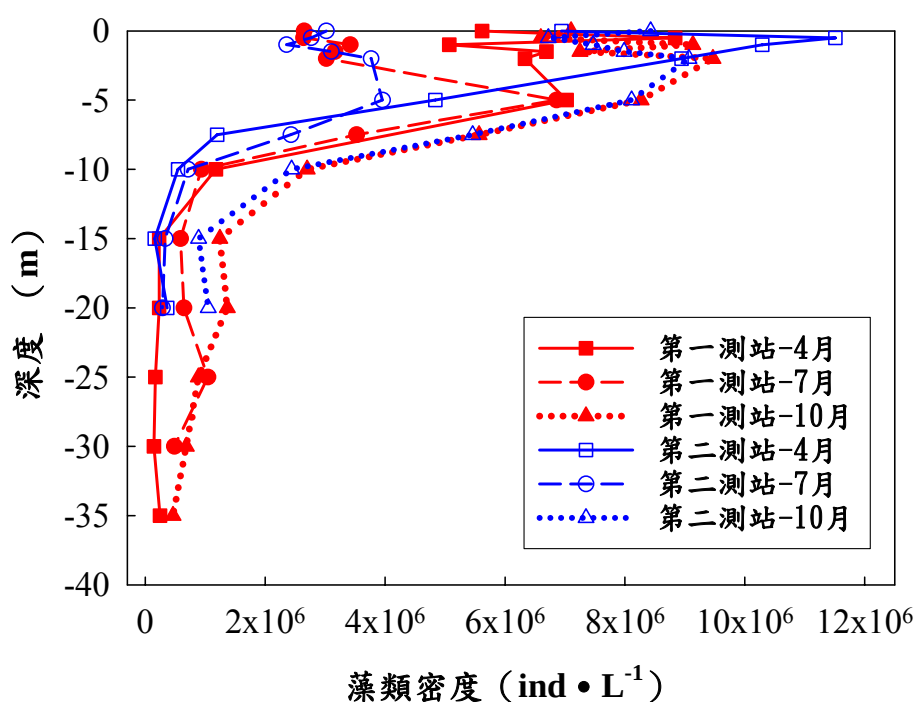


圖 6-20 2006 年新山水庫內兩測站藻類密度之深度變化圖

6.4.2.4 藻類群落指標

由於水庫內之藻類群落由少數藻類形成優勢的情形甚為明顯，以致藻類的種歧異度指數和種豐富度指數值都不高，屬於優養化水庫的現象（表 6-5）。

以指標藻種計算所得之腐水度指數值，4 月份時二個測站分別為 1.69 和 1.81，顯示水質受到有機污染；水質屬於中腐水度級。7 月份時則分別為 1.50 與 1.52，亦屬中腐水度級。到 10 月份之時腐水度指數值分別為與 1.61 及 1.65，亦屬中腐水度級水質。

表 6-5 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，兩處採樣點表水之藻類群落種歧異度、種豐富度和腐水度指數

測站	4 月		7 月		10 月	
	一	二	一	二	一	二
種歧異度指數 SHANNON INDEX (H)	1.54	1.96	2.39	2.42	2.21	1.78
種豐富度指數 MARGALEF INDEX	2.38	2.09	2.32	2.73	2.02	2.15
腐水度指數 SAPROBIC INDEX (S)	1.69	1.81	1.50	1.52	1.61	1.65

6.4.2.5 藻類生質量

2006 年 4 月份由原水所量測之生物量為 $0.0020 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，葉綠素濃度為 $9.52 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ；亦即，原水每克乾重的葉綠素含量為 $5,410 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。而 7 月份所測得之生物量為 $0.0017 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，葉綠素濃度為 $3.31 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ；亦即，原水每克乾重的葉綠素含量為 $1,959 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。至 10 月份時，所測得之生物量為 $0.0015 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，葉綠素濃度為 $5.83 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ；所以原水每克乾重的葉綠素含量為 $3,995 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。換言之，生物量是 4 月份最高，10 月份最低；葉綠素濃度也是 4 月份最高，但 7 月份最低；而原水每克乾重的葉綠素含量則亦是 4 月份最高，7 月份最低。

表 6-6 是將兩測站所測得各深度之葉綠素濃度與總有機碳、營養鹽濃度進行迴歸分析後所得之相關係數，發現葉綠素濃度只與總有機碳呈現正相關，與所有的陰陽離子皆成負相關。而整體上，葉綠素濃度除與總有機碳、硝酸氮及硫酸硫外的相關性較高外，與其餘陰陽離子在兩測站是呈現出較低的負相關，且較無一致性變化；空間上是第二測站之相關係數大都高於第一測站；而時間上以 10 月的相關性較高，4 月次之，7 月為最低。

2006 年 4 月份第一測站各深度的葉綠素濃度與總有機碳的相關係數 R^2 是 0.73，第二測站則是 0.65；7 月份時分別下降至只有 0.51 及 0.54；到 10 月份則提高至 0.86 與 0.99。在 4 月時，所有的陰陽離子中，與葉綠素濃度相關性最高的是硝酸氮，第一、二測站的 R^2 分別是 0.95 及 0.94；其次為硫酸硫，各為 0.77 與 0.83，其餘的鈉、鉀、鎂及鈣在第二測站亦有高的相關係數。但 7 月時相關性全部下降，總有機碳在兩測站的 R^2 只有 0.51 及 0.54，硝酸氮只剩 0.35 及 0.54，硫酸硫為 0.58 與 0.65。到 10 月份時，與硝酸氮的 R^2 又再提高為 0.91 和 0.93，硫酸硫也升高到為 0.90 與 0.88。

而圖 6-21 與圖 6-22 則是分別將兩測站之葉綠素濃度與總有機碳、硝酸氮濃度之相關性以圖形分佈表示。可發現，雖然 4 月、7 月與 10 月三次所表現出的斜率不同，但同一時間點下，兩測站的斜率是相近的。換言之，此水庫葉綠素濃度與營養鹽的相關性，受時間上的影響遠比空間上來的大。

表 6-6 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，兩測站各深度之葉綠素濃度與總有機碳、陰陽離子之相關係數 R^2 。其中除總有機碳外，其餘皆呈負相關

	測站	TOC	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ -N	SO ₄ -S
4月	一	0.73	0.25	0.29	0.17	0.53	0.22	0.95	0.77
	二	0.65	0.89	0.79	0.84	0.84	0.71	0.94	0.83
7月	一	0.51	0.20	0.25	0.15	0.31	0.35	0.35	0.58
	二	0.54	0.42	0.46	0.35	0.48	0.04	0.54	0.65
10月	一	0.86	0.29	0.23	0.01	0.49	0.39	0.91	0.90
	二	0.99	0.60	0.80	0.16	0.63	0.83	0.93	0.88

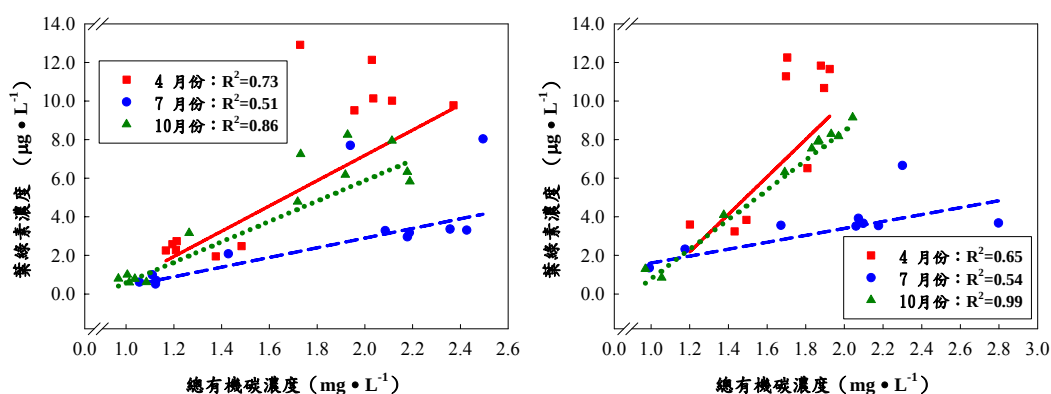


圖 6-21 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，第一測站（左）與第二測站（右）各深度葉綠素濃度與總有機碳之相關性

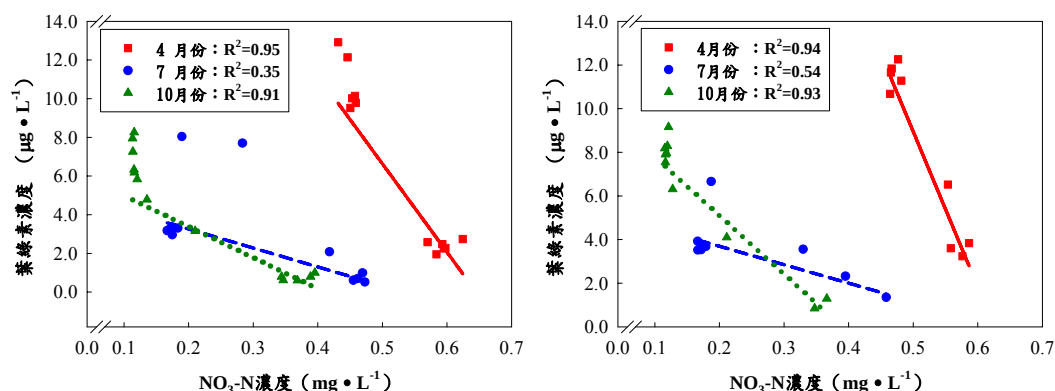


圖 6-22 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，第一測站（左）與第二測站（右）各深度葉綠素濃度與硝酸氮濃度之相關性

6.4.3 優養指數

4 月份時第一測站所測得之能見度、葉綠素濃度與總磷濃度各分別為 1.85 公尺、 $9.52 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 與 $29.2 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。此月份的葉綠素濃度為三次調查中最高，總磷濃度與能見度則介於 7 月及 10 月之間，較相近於 7 月份的值。估算卡爾森指數得其值為 52.2，介於 7 月與 10 月的計算值，已超過優養化的臨界點，屬於輕度優養化。由藻類群落算得之藻類優養指數值為 0.50，也顯示屬於優養化水質（表 6-7）。

7 月份第一測站之能見度、葉綠素濃度與總磷濃度各分別為 1.70 公尺、 $3.31 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 與 $27.5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。此月份的葉綠素與總磷濃度為三次調查中最低，但能見度卻是最差。求出卡爾森指數為 48.9，略低於 4 月份的 52.2 與 7 月份的 53.8，是三次中的最低者，但亦逼近優養化的臨界值。藻類群落算得之藻類優養指數值為 0.55，顯示屬於輕微優養化水質（表 6-7）。

10 月份第一測站之能見度、葉綠素濃度與總磷濃度各分別為 2.50 公尺、 $5.83 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 與 $76.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。此月份之能見度雖優於 4 月與 7 月，但總磷高於 4 月和 7 月許多，葉綠素濃度則界於 4 月和 7 月間。算得卡爾森指數為 53.8，是三次調查中最高的，亦屬於輕度優養化狀態。藻類群落算得之藻類優養指數值為 0.48，顯示屬於優養化的水質（表 6-7）。

表 6-7 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月第一測站之優養指數

各項參數	單位	4 月 20 日	7 月 12 日	10 月 20 日
能見度	m	1.85	1.70	2.50
總磷濃度	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	29.2	27.5	76.0
葉綠素濃度	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	9.52	3.31	5.83
卡爾森指數		52.2	48.9	53.8
藻類優養指數		0.50	0.55	0.48

6.4.4 關鍵污染鹽

表 6-8 顯示總有機碳、總磷、總氮及各陰陽離子的濃度，依公式 1 計算從淨水廠輸送至水庫時減少的百分比。表中可明顯看出，氮與磷在從基隆河進入水庫後，濃度降低的現象最為明顯。2006 年 4 月時總氮從 $4.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 減少至 $1.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 72.2%；總磷從 $164.4 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $29.2 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 82.2%；硝酸氮從 1.10 降到

0.45 mg · L⁻¹，減少 59.0%。7 月時總氮則從 4.02 減少至 1.21 mg · L⁻¹，減少 69.8%；總磷自 270.7 降至 27.5 μg · L⁻¹，減少 89.9%；硝酸氮從 0.93 降到 0.18 mg · L⁻¹，減少 80.2%。到 10 月時總氮則從 2.81 減少至 0.64 mg · L⁻¹，減少 77.2%；總磷自 196.0 降至 76.0 μg · L⁻¹，減少 61.2%；硝酸氮從 0.76 降到 0.12 mg · L⁻¹，減少 84.3%。此現象造成 4 月份的氮磷濃度比從淨水廠的 56.2 上升至水庫內的 88.0，7 月份更從 32.9 提高至 97.9，但 10 月份則是從 31.7 下降至 18.7。顯示氮與磷在輸送至水庫內後，生物吸對其收利用的效率，相對於其它營養鹽是較為迅速。其它營養鹽，如鉀、鎂、鈣、硫酸等，雖然從基隆河進入水庫後，濃度都有不同程度減少的情形發生，但都未若磷、氮明顯，唯獨氯在 4 月份有些微增加的現象。

故可證明，在此水庫的各種營養鹽中，氮與磷相較其它元素，確實是水中生物需求量較高者。再由氮磷莫耳濃度比的變化來看，4 月與 7 月淨水廠兩次的比值皆會在進入水庫後上升，代表在此兩月份磷是此水庫重要的限制因子。但是在 10 月時，則是總氮與硝酸氮的減少量會高於總磷。代表在 10 月份時，氮的輸入量可能降低，或是其被使用掉的量高於磷，亦有可能只是生物對磷的需求量降低所致。

表 6-8 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，總有機碳、總磷、總氮及各陰陽離子從淨水廠輸送至水庫時減少的百分比

	TOC	TN	TP	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ -N	SO ₄ -S
	%									
4月	35.5	72.2	82.2	35.2	47.3	18.1	48.2	-4.6	59.0	36.6
7月	40.9	69.8	89.9	65.0	61.9	41.1	59.4	15.4	80.2	59.0
10月	8.8	77.2	61.2	54.7	61.1	40.5	55.8	5.4	84.3	52.5

6.4.5 初級生產力

如表 6-9 顯示，初級生產力的試驗中，除 4 月份在 1.5 公尺其中一瓶暗瓶之溶氧量略高於亮瓶而忽略不計外，其餘每次各層的暗瓶溶氧量皆等於或低於亮瓶。將各層亮瓶之溶氧減去暗瓶溶氧後，即可得各層的淨產氧量；並以梯型面積算式求得 0~0.5、0.5~1.0、1.0~1.5 與 1.5~2.0 公尺間的平均淨產氧量。4 月份分別為 0.35、0.39、0.33 與 0.11 mg · L⁻¹，而 0~2 公尺的總淨產氧量為 1.18 mg ·

L^{-1} 。在 7 月份分別為 0.23、0.16、0.13 與 0.11 $mg \cdot L^{-1}$ ，而 0~2 公尺的總淨產氧量為 0.61 $mg \cdot L^{-1}$ 。在 10 月份分別為 0.26、0.21、0.17 與 0.21 $mg \cdot L^{-1}$ ，而 0~2.0 公尺的總淨產氧量為 0.84 $mg \cdot L^{-1}$ 。是故，三次量測到較大的淨產氧量都是出現在 0~1.0 公尺的深度，而 1 公尺以下是呈現較低的值；以平均值而言，7 月與 10 月時的產氧量都遠低於 4 月份。

生產力試驗設計中，亮瓶之溶氧量會因為藻類光合作用的影響，使得溶氧量升高；而暗瓶則會因為無日照提供光源予藻類行光合作用，故只會有耗氧的呼吸作用。所以，兩者溶氧之差值，即為光合作用所產生之淨產氧量。而此三月份初級生產力試驗之相關參數列於表 6-10，包括生物量、葉綠素濃度、產氧量、產碳量與光照。

於 2006 年 4 月 20 日所進行 3 小時試驗的期間內，新山水庫的每單位面積產氧量為 2.363 $g \cdot m^{-2}$ ，亦即此 3 小時的初級生產力為 0.886 $gC \cdot m^{-2}$ 。然此 3 小時之總日照量為 587 $W \cdot m^{-2}$ ，而當日之總日照量為 1,315 $W \cdot m^{-2}$ ；亦即以比率換算後，2006 年 4 月 20 日全天的總初級生產力為 1.99 $gC \cdot m^{-2} \cdot day^{-1}$ 。

在 2006 年 7 月 12 日所進行 3 小時試驗的期間內，新山水庫的每單位面積產氧量為 1.225 $g \cdot m^{-2}$ ，亦即此 3 小時的初級生產力為 0.459 $gC \cdot m^{-2}$ 。然此 3 小時之總日照量為 923 $W \cdot m^{-2}$ ，而當日之總日照量為 3,393 $W \cdot m^{-2}$ ；以比率換算後，2006 年 7 月 12 日全天的總初級生產力為 1.69 $gC \cdot m^{-2} \cdot day^{-1}$ 。

在 2006 年 10 月 20 日所進行 3 小時試驗的期間內，新山水庫的每單位面積產氧量為 1.688 $g \cdot m^{-2}$ ，亦即此 3 小時的初級生產力為 0.633 $gC \cdot m^{-2}$ 。然此 3 小時之總日照量為 893 $W \cdot m^{-2}$ ，而當日之總日照量為 3,289 $W \cdot m^{-2}$ ；以比率換算後，2006 年 10 月 20 日全天的總初級生產力為 2.33 $gC \cdot m^{-2} \cdot day^{-1}$ 。

所以就時間上而言，10 月的初級生產力為最高，其次為 4 月，7 月份最低。

表 6-9 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月時，於霸堤附近所進行的初級生產力實驗
 結果

深度	4 月 20 日				7 月 12 日				10 月 20 日			
M	亮瓶		暗瓶		亮瓶		暗瓶		亮瓶		暗瓶	
溶氧量 (MG · L ⁻¹)												
0.0	8.2	8.3	7.0	7.1	7.2	7.3	6.8	6.9	9.4	9.2	8.6	8.5
0.0	9.7	9.7	8.8	8.9	7.3	7.5	6.9	7.0	9.0	8.9	8.7	8.8
0.5	9.3	9.4	9.0	9.1	7.6	7.6	7.2	7.1	9.1	9.0	8.4	8.4
0.5	8.4	8.5	8.0	8.0	7.6	7.5	7.0	7.1	8.9	8.9	8.5	8.4
1.0	9.7	9.5	8.9	8.8	7.5	7.4	7.2	7.3	8.8	8.8	8.5	8.3
1.0	9.5	9.6	7.9	7.9	7.3	7.4	7.3	7.2	8.7	8.8	8.7	8.5
1.5	9.3	9.5	9.1	9.2	7.4	7.6	7.2	7.0	8.6	8.7	8.4	8.3
1.5	9.6*	9.7*	9.7*	9.7*	7.1	7.4	6.8	7.1	8.7	8.8	8.2	8.3
2.0	7.6	7.5	6.9	6.9	7.2	7.3	7.0	7.3	8.9	8.7	8.2	8.4
2.0	8.8	8.8	8.8	8.7	6.8	7.0	6.8	6.9	8.7	8.6	8.2	8.3

*：暗瓶溶氧濃度高於亮瓶。

表 6-10 新山水庫 2006 年 4、7 與 10 月初級生產力試驗之相關參數

各項參數	單位	4 月 20 日	7 月 12 日	10 月 20 日
生物量	$\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	0.0020	0.0017	0.0015
0 公尺葉綠素濃度	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	9.52	3.31	5.83
0~2 公尺葉綠素濃度	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	10.32	3.22	7.13
單位面積產氧量	$\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$	2.363	1.225	1.688
單位面積產碳量	$\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$	0.886	0.459	0.633
實驗期間日照量	$\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$	587	923	893
當日全天日照量	$\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$	1315	3393	3289
當日總產碳量	$\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$	1.99	1.69	2.33

6.4.6 動物相調查

爲了預防或控制水庫的優養化，除了一些物化的處理外，利用生物生態工法來去除超量的營養塩、溶存的有機物、分解中的微細有機顆粒及現存的浮游動植物，係值得研究與嘗試的做法(van Donk, et al., 1990)，然而能量不滅道理在水庫生態循環系統中仍具重要地位，也就是除了能量累積轉化外(Keup, 1979；Reinertsen, et al., 1990)，也必須要合理及適當的移去，才能維持水庫的清淨，減

少邁向優養化的過程。水庫的生態中以食物鏈的關係最為重要。在一個穩定的水庫生態系中，營養塩及能量的變動一般維持在某種程度的範圍，亦即能量的輸入與輸出大致相同，才不會有所變動。在減少優養化的過程中，就是能量的輸出要大於輸入(Hosper & Jagtman, 1990)，因此利用營養轉化及能量移除的生態工法漸為大家所重視(van Donk, et al., 1990)。而如何去除水中過多能量則以自然的食物鏈方法，確有其重要性、方便性與必要性。故水庫內各種生物之組成分佈，捕食者與生產者之間的關係(Benndorf, 1989)，特別是魚介類的食性研究或胃內含物的調查，則為實施生態工法之依據之一。

6.4.6.1 浮游性動物相

新山水庫內三站浮游動物種類與數量在第一次的採樣結果(95 年 4 月)示如表 6-11，與石門水庫者比之，其數量較不豐富。一般言之，不論地點，三站都以甲殼類的水蚤為最多，輪形動物很少，而原生動物更少，只在第一站每噸水出現 2 隻，這是因為原生動物採樣方法的關係。輪形動物中以 *Ascomorpha ecaudis* 及 *A. ovalis* 與 *Trichocerca capucina* 較多些，但其數量也只有每噸水 0-21 隻而已，輪虫的個體甚少，因此其在浮游動物的族群中並不佔有重要的地位。反倒是甲殼類出現最多的為橈腳類的 *Eodiaptomus japonicus* 與 *Macrocylops albidus* 及枝角類的 *Bosmina longirostris*，如下圖，其數量在不同的地點可分別達每噸水有 2002、1940 及 123 隻，若再包括其 egg、nauplius 及 copepodite，則數量更是豐富。其分佈與數量與陳等(1981)調查明潭水庫的情形相似。然而，也就是因為這幾種甲殼類的均勻度較差(0.41-0.47)，優勢度指數則較高(73.5-84)，故各站的種類雖高達 12-22 種，但種歧異度的指數仍不是很高(1.03-1.45)，這些應與水中藻類、水溫、有機物及以這些甲殼類為食的生物(大肚魚、吳郭魚、餐條...)較多有關。另外從這些浮游動物所反映的水質，一般都在(os)-βms 之間，為輕微的有機物污染，與一般魚池的浮游生物與水質比較，尚屬清淨。另外三站的生物相結構經分析後，相似度甚高(0.72-0.89)，應可認為三站同屬一環境下的生物。



圖 6-23 新山水庫較多的浮游生物

第二次採樣時(95 年 7 月)，由於水溫較高，水位較低的濃縮作用，故浮游動物種類數增加(表 6-12)，尤其是第三站從 4 月份的 12 種增加到最多的 26 種，而總數量更分別為第一站的 27087 隻/m³，第二站的 18636 隻/m³ 及 21917 隻/m³，與第一次採樣相較更分別增加 7.95 倍(第一站)、4.3 倍(第二站)與 7.94 倍(第三站)，其原因即為水溫高，有利於浮游動物的增長。第二次採樣中，仍以前述的甲殼類為最主要，表明庫內水質仍屬輕微的有機污染，其中最主要的種類仍是 *Bosmina*、*Eodiaptomus* 與 *Macrocyclus*。這幾種甲殼類的增加，提供了許多水生魚介類喜好的飼料，在水庫能量的循環上應有某種程度的助益。然而若以輪虫類而言，第一次(4 月)採樣的種類與數量與第二次(7 月)者相比，則發現第一站的種類與數量分別從 7 種 34 隻，增加到 7 月 9 種 446 隻，第二站則從 4 種 41 隻增加到 8 種 179 隻，第三種更從 3 種 13 隻增加到 11 種 157 隻。輪虫的增加，除了水溫升高外，優養化較為明顯(溶氧降低)及從基隆河進水引入輪虫亦有關係。輪虫增加表示夏天水質比其春末時較差，故 $\beta ms - \alpha ms$ 的種類也紛紛出現，這也是第三站浮游動物的種類數增加到 26 種的原因，因此 7 月份的浮游動物的豐富度可比美石門水庫的族群數量。

第三次採樣時(95 年 10 月)，由於今年颱風帶來的雨水不多，水庫的儲水明

顯降下數公尺，但因水溫已開始下降，使浮游動物的數量大為減少(表 6-13)。三站的種類數從 7 月份分別為 25、21 及 26 種，減少到 10 月份的 18、16 及 18 種，其中以輪形動物的減少最為明顯，從 7 月的 14 種減至 10 月的 5 種而已。10 月份沒出現的輪形動物中，如 *Ascomorpha ovalis* 在 7 月份為出現數量次高的種類，但夏天一過短短的數月之間竟然沒有發現，可知其生物生命週期相當短，種的延續性變化甚快。至於甲殼類的浮游動物中，在各站的種類數 7 月與 10 月者相差不大，但數量都減少很多，以 *Eodiaptomus japonicus* 日本原鏢水蚤而言，7 月份在三站分別為每噸水 6516、7889 及 6067 隻，但到 10 月時，則減為 529、434、152 隻，與 7 月份相比即減少了 18-40 倍之多。然而 10 月時另一種水蚤 *Macrocyclus albidus* 則取而代之，大幅增加成為該月的優勢種，但數量上在 7 月時三站分別為每噸水 1451、9298 及 13237 隻，減少到 10 月時的 3707、5068 及 6795 隻，減少了 2-4 倍之多，充分說明了浮游動物相的承續與變化(圖 6-24)。上述這些變化應與水溫的降低及生物適溫的需求有關，另外從 10 月的浮游動物的生物群聚分析，可知這三站仍屬同一水域，且亦分別表示水質已遭受有機污染為 β ms- α ms 的水質，但 10 月份的浮游動物則較為單調化。

圖 6-25 為三種主要的水蚤在新山水庫(95 年 4 月)垂直分佈圖。第一站的採集時間約在 10 點半左右，光照已強，三種水蚤對光線刺激相當敏感，故主要分佈下潛到 10-20m 深的水層，其中以 15-20m 為最多。第二站採水時約為 12 點左右，光照最強，故三種水蚤更下潛到 20-30m 水深，也意味著此層仍有溶氧可供水蚤存活。第三站由於已是下午 1 點半左右，最強的照度已開始下降，且藻類比其他二站為多，濁度增加，故除了日本原鏢水蚤(*Eodiaptomus japonicus*)的分佈從 20-30m 的地方上昇到 20-25m 的水層外，其他二種蚤類(*Bosmina longirostris* 長額象鼻水蚤、*Macrocyclus albidus* 大劍水蚤)都已上浮，並以 0-5m 深的水層為主要棲息的水域，顯示這三種水蚤都有垂直變化情形，其中以長額象鼻水蚤最為明顯，最主要的因素應為光照度的影響，水中濁度亦有相關。另外可知水深在 20-30m 深的水層，在白天仍可供水蚤棲息，也因為有這麼多的水蚤，其產下的糞便累積到底泥相當多，如圖 6-26。由於底部的水溫甚低，殘糞分解不易，如何利用或去除這些殘糞，以減少有機物與能量之逐漸累積，造成底部缺氧，將來也應加考量與探討。

表 6-11 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m3)(95 年 4 月)

採樣測站	第 1 站	第 2 站	第 3 站	所代表的水質指標
Protozoa 原生動物				
Tintinnopsis cratera 筒殼蟲	2	0	0	βms
Trochelminthes 輪形動物				
Asplanchna sp. 晶囊輪蟲	1	3	0	βms
Ascomorpha ecaudis 沒尾無柄輪蟲	8	21	5	(os)-βms
Ascomorpha ovalis	10	0	7	βms
Brachionus angularis 臂尾輪蟲	1	0	0	βms-ams
Brachionus falcatus 臂尾輪蟲	5	0	0	βms
Polyarthra major 多肢輪蟲	2	0	0	βms
Rotaria rotatoria 轉輪蟲	5	0	0	(βms)-ams
Trichocerca capucina 刺蓋異尾輪蟲	0	12	1	βms-(ams)
Trichocerca cylindrica 圓桶異尾輪蟲	0	5	0	βms-(ams)
Crustacea 甲殼類				
Cladocera 枝角類				
Alona sp. 尖額水蚤	1	0	0	os-(βms)
Bosmina longirostris 長額象鼻水蚤	85	123	76	(os)-βms
Daphnia pulex 蚤狀水蚤	15	10	46	βms
Copepoda 橈腳類				
Calanoida 哲水蚤				
Calanus sp.	2	2	5	os-βms
Eodiaptomus japonicus 日本原鏢水蚤	1681	1558	2002	os-βms
Pareuchaeta simplex 擬真刺水蚤	26	3	24	os-(βms)
Cyclopoida 劍水蚤				
Acanthocyclops morimoto	8	16	0	os
Macrocyclops albidus 大劍水蚤	407	1940	315	os-(βms)
Mesocyclops leuckarti	1	3	0	os
Heteropoda 猛水蚤	4	0	1	os-(βms)
nauplius 無節幼蟲	279	164	161	βms-(ams)
Copepodite 橈腳幼體	43	2	0	βms-(ams)
egg 橈腳類卵	824	466	118	βms-(ams)
Aquatic insect 水生昆蟲				
Chironomus sp. 搖蚊幼生	1	3	0	ams-(βps)
Unknown 未知	0	1	0	
單位個體量 (ind./m3)	3409	4333	2760	
種類數	22	17	12	
Shannon's diversity index 種歧異度指數	1.45	1.31	1.03	
Dominance Index 優勢度指數	0.32	0.34	0.55	
Species Richness 種豐富度指數	2.58	1.91	1.39	
Pielou evenness index 均勻度指數	0.471	0.461	0.415	
Community Similarity 相似度	△1 - △2	△2 - 3	△3 - △1	
	0.782	0.719	0.892	

表 6-12 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m3)(95 年 7 月)

採樣測站	第 1 站	第 2 站	第 3 站	所代表的水質指標
Trochelminthes 輪形動物				
<i>Asplanchna</i> sp. 晶囊輪蟲	1	0	7	β ms
<i>Ascomorpha ovalis</i>	168	24	22	β ms
<i>Brachionus angularis</i> 臂尾輪蟲	0	12	0	β ms-ams
<i>Brachionus calyciflorus</i> var. <i>amphiceros</i>	2	0	0	β ms
<i>Brachionus falcatus</i> 臂尾輪蟲	0	38	0	β ms
<i>Brachionus forficula</i> 臂尾輪蟲	192	33	45	β ms
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>macrocantha</i>	72	8	32	β ms-ams
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> 螺形龜甲輪蟲	3	0	4	β ms-ams
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> f. <i>microcantha</i>	1	0	4	β ms-ams
<i>Keratella valga monstrosa</i>	0	0	1	β ms-ams
<i>Rotaria rotatoria</i> 轉輪蟲	4	12	17	(β ms)-ams
<i>Trichocerca capucina</i> 刺蓋異尾輪蟲	0	47	14	β ms-(ams)
<i>Trichocerca cylindrica</i> 圓桶異尾輪蟲	3	0	8	β ms-(ams)
<i>Trichocerca similis</i>	0	5	3	β ms-ams
Crustacea 甲殼類				
Cladocera 枝角類				
<i>Alona</i> sp. 尖額水蚤	4	0	8	os-(β ms)
<i>Alonella globulosa</i> 球形銳額水蚤	10	13	0	os- β ms
<i>Bosmina longirostris</i> 長額象鼻水蚤	285	353	1674	(os)- β ms
<i>Daphnia pulex</i> 蚤狀水蚤	95	121	157	β ms
<i>Diaphanosoma aspinosum</i> 缺刺秀體水蚤	0	0	1	β ms-ams
<i>Diaphanosoma paucispinosum</i> 寡刺秀體水蚤	0	0	4	β ms-ams
<i>Diaphanosoma leuchtenbergianum</i> 長肢秀體水蚤	1012	44	36	β ms
<i>Moina</i> sp. 裸腹水蚤	2	0	0	β ms
Copepoda 橈腳類				
Calanoida 哲水蚤				
<i>Calanus</i> sp.	1140	14	79	os- β ms
<i>Eodiaptomus japonicus</i> 日本原鏢水蚤	16516	7889	6067	os- β ms
<i>Pareuchaeta simplex</i> 擬真刺水蚤	5387	44	7	os-(β ms)
Cyclopoida 劍水蚤				
<i>Macrocyclus albidus</i> 大劍水蚤	1451	9298	13237	os-(β ms)
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	581	7	95	os
Hetropoda 猛水蚤	2	3	3	os-(β ms)
nauplius 無節幼蟲	44	383	136	β ms-(ams)
Copepodite 橈腳幼體	2	0	0	β ms-(ams)
egg 橈腳類卵	110	279	255	β ms-(ams)
Unknown 未知	1	9	2	
單位個體量 (ind./m3)	27087	18636	21917	
種類數	25	21	26	
Shannon's diversity index 種歧異度指數	1.31	1.07	1.09	
Dominance Index 優勢度指數	0.42	0.43	0.45	
Species Richness 種豐富度指數	2.45	2.03	2.50	
Pielou evenness index 均勻度指數	0.403	0.352	0.334	
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D1	
	0.674	0.959	0.467	

表 6-13 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m3)(95 年 10 月)

採樣測站	第 1 站	第 2 站	第 3 站	所代表的水質指標
Protozoa 原生動物				
<i>Tintinnopsis cratera</i> 筒殼蟲	2	0	0	βms
Trochelminthes 輪形動物				
<i>Asplanchna</i> sp. 晶囊輪蟲	22	0	0	βms
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>macrocantha</i>	9	0	1	βms-ams
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> 螺形龜甲輪蟲	5	1	0	βms-ams
<i>Rotaria rotatoria</i> 轉輪蟲	2	2	1	(βms)-ams
<i>Trichocerca capucina</i> 刺蓋異尾輪蟲	1	0	1	βms-(ams)
Crustacea 甲殼類				
Cladocera 枝角類				
<i>Alona</i> sp. 尖額水蚤	3	2	1	os-(βms)
<i>Alonella globulosa</i> 球形銳額水蚤	0	0	1	os-βms
<i>Bosmina longirostris</i> 長額象鼻水蚤	159	249	777	(os)-βms
<i>Daphnia pulex</i> 蚤狀水蚤	30	6	4	βms
<i>Diaphanosoma aspinosum</i> 缺刺秀體水蚤	139	184	207	βms-ams
<i>Diaphanosoma leuchtenbergianum</i> 長肢秀體水蚤	0	12	5	βms
<i>Moina</i> sp. 裸腹水蚤	4	1	1	βms
Copepoda 橈腳類				
Calanoida 哲水蚤				
<i>Calanus</i> sp.	0	0	10	os-βms
<i>Eodiaptomus japonicus</i> 日本原鏢水蚤	527	152	433	os-βms
<i>Pareuchaeta simplex</i> 擬真刺水蚤	5	59	83	os-(βms)
Cyclopoida 劍水蚤				
<i>Acantocyclops morimoto</i>	3	2	2	
<i>Macrocyclus albidus</i> 大劍水蚤	3707	5068	6795	os-(βms)
Hetropoda 猛水蚤	2	4	4	os-(βms)
nauplius 無節幼蟲	9	12	23	βms-(ams)
egg 橈腳類卵	102	54	40	βms-(ams)
Unknown 未知	0	0	1	
單位個體量 (ind./m3)	4730	5807	8388	
種類數	18	15	19	
Shannon's diversity index 種歧異度指數	0.86	0.60	0.75	
Dominance Index 優勢度指數	0.63	0.77	0.67	
Species Richness 種豐富度指數	2.13	1.73	1.99	
Pielou evenness index 均勻度指數	0.29	0.22	0.26	
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D1	
	0.72	0.93	0.73	

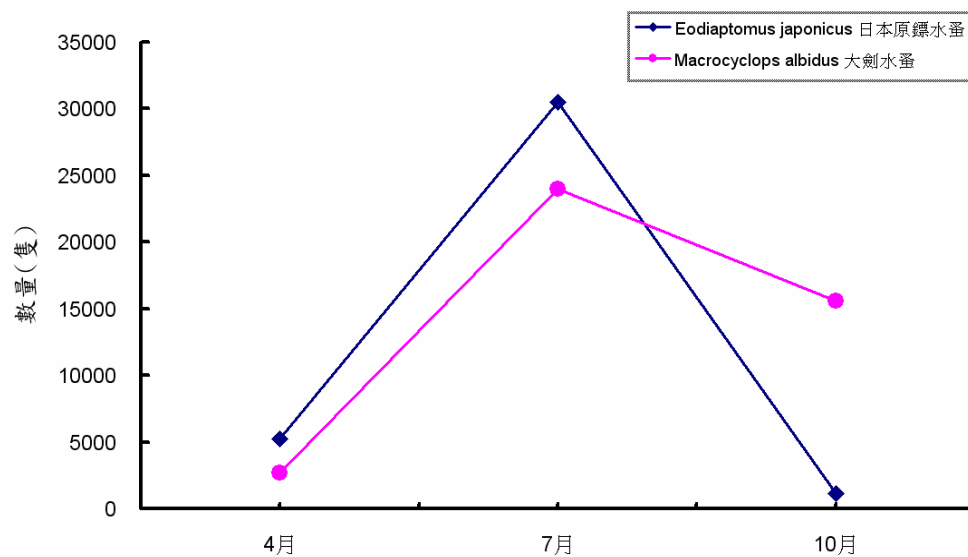


圖 6-24 日本原鏢水蚤(*Eodiaptomus japonicus*)與大劍水蚤(*Macrocyclus albidus*)
在數量上的季節性變化

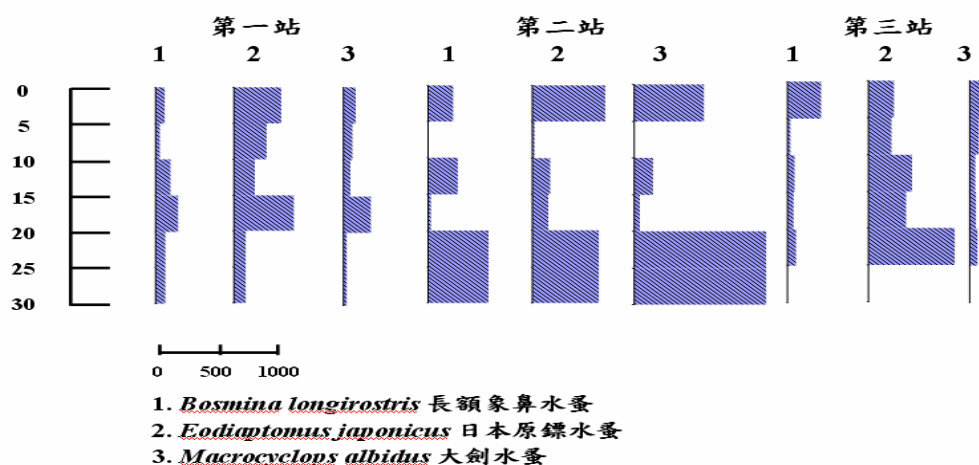


圖 6-25 新山水庫三種水蚤之垂直分佈圖

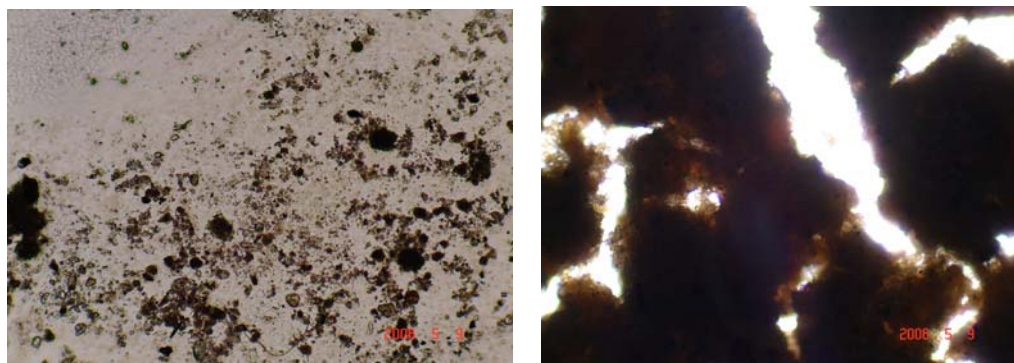


圖 6-26 新山水庫中底泥水蚤糞便泥圖(左圖), 右圖為放大圖, 表示分解不快。

6.4.6.2 微細浮游動物相

由於利用浮游生物網，採取浮游動物時，標準規格的網目太大，致原生動物的數量一般都偏低，也因此為一般的研究所忽略。其實這些微細的原生動物稱之為 *nannoplankton* 甚或 *picoplankton*，在水生生態上佔有相當重要的地位(Scavia & Fahnenstiel, 1988)，尤其是有機體腐敗分解時，這些生物與細菌參與了重要的代謝再生之功能。為了彌補及瞭解其生態，故採取 1L 的水量不經過濾，直接計數其種類與數量，表 6-14 為 95 年 7 月份水庫內各站的微細浮游動物的資料。這些微細動物中包括 9 種原生動物、3 種輪虫及 2 種其他動物，由於體形甚小，故不為人所重視，但數目甚多。最多者為 *Trachelomonas* 及 *Ceratium*，分別高達每 1L 有 860 隻，這些原生動物一般都表示水中的水質為 β ms- α ms，即為有機物輕微到中度污染之環境。由於第 1 站還發現有 *Copepodite* 的幼生，故其水質應較其他二站清淨些，這可由溶氧的測定結果得到證明，在第一位的表底層溶氧分別為 9.0 及 2.2 mg/L，但在第二站與第三站的表底層溶氧則分別為 7.8、8.1 與 1.6、1.9 mg/L。這些微細的原生動物除了直接當作許多小型水生動物(如小魚蝦苗...)的食物外，尚具有消化分解水中殘存的有機物碎屑，並結合細菌形成有機聚體當作其他生物的營養來源。而表 6-15 為 95 年 10 月份水庫內各站的微細浮游動物的資料。綜觀二次的分析發現 95 年 10 月份的數量比起 95 年 7 月份者增加，計有 9 種原生生物、4 種輪虫及 2 種其他動物，這次的增加應與水中浮游動物比 7 月份者減少有關，蓋大型浮游動物及魚蝦苗亦有可能捕食微細浮游動物，這次出現的原生動物最多，也表示水中的水質為 β ms- α ms，為有機物輕度到中度的污染，與 7 月份所顯示的水質相同。另外雖然三站的種類數分別為 13、7 及 7 種，但若將此三站的微細浮游動物，依生態生物相結構分析之，特別是種類歧異度及高相似度，則仍可視之為在同一水體環境下所出現的生物。

表 6-14 新山水庫中各站之微細浮游動物(ind./L) (95 年 7 月)

站名/生物種類	第 1 站	第 2 站	第 3 站	所代表的 水質指標
原生動物				
<i>Vorticella</i> sp.	430			β ms
<i>Euglena</i> sp.			430	β ms
<i>Euglena oblonga</i>	430			os- β ms
<i>Euplotes</i> sp.	430	430		β ms
<i>Trachelomonas</i> sp.	430	430	860	β ms-ams
<i>Strombidium</i> sp.		430		β ms
<i>Tintinopsis</i> sp.	430	430		β ms
<i>Tintinnidium</i> sp.			430	β ms-ams
<i>Ceratium</i> sp.	860			β ms
輪虫				
<i>Branchionus</i> sp1.		430	430	β ms-ams
<i>Branchionus</i> sp2.		430		β ms-ams
<i>Polyarthra</i> sp.	430			β ms
甲殼類				
Copepodite	430			os- β ms
軟體動物				
Unknown egg	430		430	
種類數	9	7	5	
總數 ind./L	4300	2580	2580	
Shannon's diversity index	2.16	1.79	1.56	
Dominance Index	0.12	0.17	0.22	
Species Richness	0.95	0.63	0.51	
Pielou evenness index	0.98	1.00	0.97	

表 6-15 新山水庫中各站之微細浮游動物(ind./L) (95 年 10 月)

站名/生物種類	第 1 站	第 2 站	第 3 站	所代表的 水質指標
原生動物				
<i>Vorticella</i> sp.	1290			β ms
<i>Euglena</i> sp.	430		430	β ms
<i>Euglena oblonga</i>	430			os- β ms
<i>Euplotes</i> sp.	430	430		β ms
<i>Trachelomonas</i> sp.	430	430	860	β ms-ams
<i>Strombidium</i> sp.		430		β ms
<i>Tintinopsis</i> sp.	2580	430	430	β ms
<i>Tintinnidium</i> sp.	430		430	β ms-ams
<i>Ceratium</i> sp.	860			β ms
輪虫				
<i>Keratella</i> sp.	860	430		β ms-ams
<i>Branchionus</i> sp1.	860	860	430	β ms-ams
<i>Branchionus</i> sp2.		860	430	β ms-ams
<i>Polyarthra</i> sp.	430			β ms
甲殼類				
Copepodite	430			os- β ms
軟體動物				
Unknown egg	430		430	
種類數	13	7	7	
總數 ind./L	9890	3870	3440	
Shannon's diversity index 種歧異度指數	2.34	1.89	1.91	
Dominance Index 優勢度指數	0.12	0.16	0.16	
Species Richness 種豐富度指數	1.30	0.73	0.74	
Pielou evenness index 均勻度指數	0.91	0.97	0.98	

6.4.6.3 水生昆蟲與底棲生物相

新山水庫岸邊 95 年 4 月的底棲生物與水生昆蟲的種類與數量示如表 6-16，由於水庫深達 30-40 公尺，加上溶氧較低的關係，因此採取底泥樣品檢查底棲生物時，發現深層全是沉泥或淤泥，並未發現肉眼可見之生物，故改為採取岸邊之底棲生物，結果發現岸邊生物相的種類亦不多，只有 6-7 種而已。其中以石田螺 (*Sinotaia quadrata*) 最為豐富，每平方公尺平均約有 12 隻。且石田螺主要為刮食性的雜食生物，喜歡有硬物或在石塊的地方棲息，刮食附生在石頭或硬物之藻類

或水草，在少數情況下亦可吃腐敗的有機質與有機碎屑。由於這些生物所反映出水質，除了搖蚊(*Chironomus* sp.)為 α ms- β ms 外，其他者所表示的水質為(os)- β ms，即為輕微有機污染的水域環境，也就是水質尚屬清淨，故其水生生物的數量不多。三站的生物相甚為一致，種類數在 6-7 種而已。至於第二次(95 年 7 月)與第三次(95 年 10 月)的採樣(表 6-17 & 6-18)，由於夏季儲水量減少，水位下降 2-3 米之多，故種類數即生物相結構雖沒有減少，但數量卻從 4 月份的每平方公尺 19-29 隻，減少到 10 月份的每平方公尺僅 7-13 隻，這是因為水量減少後，主要的岸邊棲地裸露出的關係。國外水位下降後亦有相同的發現(Cook, et al., 1993)。另外的原因亦有可能是水溫下降的關係。綜合三次的採樣，即知其季節性變化不大，但水生昆蟲與底棲生物相也很貧瘠。

表 6-16 新山水庫底棲生物與水生昆蟲的種類與數量(95 年 4 月)

種類/採樣測站	第 1 站	第 2 站	第 3 站
ARTHROPODA 節肢動物門			
INSECTA 昆蟲綱			
DIPTERA 雙翅目			
Chironomidae 搖蚊科			
<i>Chironomus</i> sp. 搖蚊幼生	2	2	3
ODONATA 蜻蛉目			
Gomphidae 春蜓科			
<i>Sieboldius deflexus</i> 水蜚	0	1	3
CRUSTACEA 甲殼綱			
Palaemonidae 長臂蝦科			
<i>Macrobrachium nipponense</i> 日本沼蝦	2	3	3
<i>Caridina japonica</i> 大和米蝦	1	1	0
MOLLUSCA 軟體動物門			
Viviparidae 田螺科			
<i>Sinotaia quadrata</i> 石田螺	13	9	16
<i>Physa</i> sp. 禾螺	1	2	2
CHORDATA 脊椎動物門			
AMPHIBIA 兩棲綱			
AUNRA 無尾目			
Ranidae 赤蛙科			
<i>Rana swinhoana</i> 蝌蚪	1	1	2
單位個體量 (ind./m ³)	20	19	29
種類數	6	7	6
Shannon's diversity index 種歧異度指數	1.19	1.61	1.40
Dominance Index 優勢度指數	0.45	0.27	0.35
Species Richness 種豐富度指數	1.67	2.02	1.48
Pielou evenness index 均勻度指數	0.66	0.83	0.78

表 6-17 新山水庫底棲生物與水生昆蟲的種類與數量(95 年 7 月)

種類/採樣測站	第 1 站	第 2 站	第 3 站
ARTHROPODA 節肢動物門			
INSECTA 昆蟲綱			
DIPTERA 雙翅目			
Chironomidae 搖蚊科			
<i>Chironomus</i> sp. 搖蚊幼生	1	1	2
ODONATA 蜻蛉目			
Gomphidae 春蜓科			
<i>Sieboldius deflexus</i> 水蠶	0	1	2
CRUSTACEA 甲殼綱			
Palaemonidae 長臂蝦科			
<i>Macrobrachium nipponense</i> 日本沼蝦	1	2	1
<i>Caridina japonica</i> 大和米蝦	1	0	0
MOLLUSCA 軟體動物門			
Viviparidae 田螺科			
<i>Sinotaia quadrata</i> 石田螺	3	2	5
<i>Physa</i> sp. 禾螺	1	1	1
CHORDATA 脊椎動物門			
AMPHIBIA 兩棲綱			
AUNRA 無尾目			
Ranidae 赤蛙科			
<i>Rana swinhoana</i> 蝌蚪	0	0	0
單位個體量 (ind./m ³)	7	7	11
種類數	5	6	5
Shannon's diversity index 種歧異度指數	1.48	1.55	1.41
Dominance Index 優勢度指數	0.27	0.22	0.29
Species Richness 種豐富度指數	2.06	2.06	1.67
Pielou evenness index 均勻度指數	0.92	0.96	0.88

表 6-18 新山水庫底棲生物與水生昆蟲的種類與數量(95 年 10 月)

種類/採樣測站	第 1 站	第 2 站	第 3 站
ARTHROPODA 節肢動物門			
INSECTA 昆蟲綱			
DIPTERA 雙翅目			
Chironomidae 搖蚊科			
<i>Chironomus</i> sp. 搖蚊幼生	5	2	2
ODONATA 蜻蛉目			
Gomphidae 春蜓科			
<i>Sieboldius deflexus</i> 水蠶	2	1	3
CRUSTACEA 甲殼綱			
Palaemonidae 長臂蝦科			
<i>Macrobrachium nipponense</i> 日本沼蝦	1	2	1
<i>Caridina japonica</i> 大和米蝦	1	1	1
MOLLUSCA 軟體動物門			
Viviparidae 田螺科			
<i>Sinotaia quadrata</i> 石田螺	3	2	1
<i>Physa</i> sp. 禾螺	1	1	1
CHORDATA 脊椎動物門			
AMPHIBIA 兩棲綱			
AUNRA 無尾目			
Ranidae 赤蛙科			
<i>Rana swinhoana</i> 蝌蚪	1	0	0
單位個體量 (ind./m ³)	13	9	9
種類數	7	6	6
Shannon's diversity index 種歧異度指數	1.59	1.74	1.68
Dominance Index 優勢度指數	0.24	0.19	0.21
Species Richness 種豐富度指數	1.95	2.28	2.28
Pielou evenness index 均勻度指數	0.89	0.97	0.94

6.4.7 魚類相

新山水庫在 95 年 4 月以各種網具所捕獲的魚種與數量示如表 6-19。所謂的網具為三種不同大小的三層網、手拋網及手抄網，故可捕捉不同大小的魚類。由於水庫本身的特色，浮游生物數量與營養塩稍低的關係，故魚類相並不特別豐富，總共採到九種魚類，種歧異度在 1.67-1.84，優勢度尚佳且均勻度亦高，為一尚屬穩定的魚類群聚網。其中以數量言之，吳郭魚相當多，但都是新近孵化者，體形都在 2.5-4.3 公分，亦表示水庫內尚有大型的吳郭魚親魚。其實值得重視者為黑鰱，俗稱大頭鰱，雖只捕獲到 6 隻，數量不多，但體長都在 88-103 公分，體重約在 10-20kg，其總體重則為其他各種魚類之冠，至少在總量的 90%以上。由大頭鰱的體長反推，得知其年齡至少 7 齡以上，已屬成熟種魚，然而卻沒有看

到小於 15cm 的幼魚，表示大頭鰱並無在此自然繁殖的情形，這是一個非常良好現象，適合將來以生態工法來處理水質與藻類、浮游動物等。另一原因可能是較難捕獲小魚的關係，此將在往後的採樣中繼續探討。在水庫的魚類相中，有以浮游生物為主食的魚類，如黑鰱、高身鰱、餐條及大眼華鰮，有以魚蝦為食的泰國鰮及土殺魚，有以雜食性為主的吳郭魚，以微細浮游動物為主的大肚魚，另外亦有以附著藻的平頷鱮，由於這些生物的出現，其所構成 prey-predator 的關係亦能建立，但若再有以水草為食的草魚及浮游植物與有機碎屑為食的貝類，能豐富存在的話，則其生態系將更為穩定。由水庫內魚類相得知其水棲環境應屬 β ms-ams 之水體，但較偏向 β ms 的水質。

表 6-19 新山水庫以各種網具捕獲的魚種與數量(95 年 4 月)

魚種	學名	數量(隻/網)			體形大小(cm)
		第 1 站	第 2 站	第 3 站	
高身鰱	<i>Carassius cuvieri</i>	1	1	3	15.5-18.5
大眼華鰮	<i>Sinibrama macrops</i>	3	1	2	20-23
黑鰱	<i>Aristichthys nobilis</i>	1	2	3	88-103
極樂蝦虎	<i>Rhinogobius candidianus</i>	6	8	10	2.0-3.0
泰國鰮魚	<i>Channa maculata</i>	1	0	0	40
吳郭魚	<i>Tilapia sp.</i>	12	10	17	2.5-4.3
大肚魚	<i>Gambusia affinis</i>	5	7	7	2.5-4.0
平頷鱮	<i>Zacco platypus</i>	7	6	3	5.0-8.5
土殺魚	<i>Clarias fuscus</i>	1	0	0	25
單位個體量 (ind./網)		37	35	45	
種類數		9	7	7	
Shannon's diversity index 種歧異度指數		1.84	1.69	1.67	
Dominance Index 優勢度指數		0.20	0.21	0.23	
Species Richness 種豐富度指數		2.22	1.69	1.58	
Pielou evenness index 均勻度指數		0.84	0.87	0.86	

表 6-20 新山水庫以各種網具捕獲的魚種與數量(95 年 7 月)

魚種	學名	數量(隻/網)			體形大小(cm)
		第 1 站	第 2 站	第 3 站	
高身鯽	<i>Carassius cuvieri</i>	0	1	2	15.5-18.5
大眼華鯿	<i>Sinibrama macrops</i>	2	1	0	20-23
黑鱧	<i>Aristichthys nobilis</i>	0	0	1	100
極樂蝦虎	<i>Rhinogobius candidianus</i>	4	4	7	2.0-3.0
泰國鱧魚	<i>Channa maculata</i>	4	0	0	47.5
吳郭魚	<i>Tilapia sp.</i>	2	1	3	2.4-8.5
大肚魚	<i>Gambusia affinis</i>	7	10	9	2.0-4.0
餐條	<i>Hemiculter leuciscus</i>	2	2	1	7.0-18.0
土殺魚	<i>Clarias fuscus</i>	0	0	1	26
單位個體量 (ind./網)		21	19	24	
種類數		6	6	7	
Shannon's diversity index 種歧異度指數		1.67	1.37	1.59	
Dominance Index 優勢度指數		0.21	0.34	0.25	
Species Richness 種豐富度指數		1.64	1.70	1.89	
Pielou evenness index 均勻度指數		0.93	0.76	0.82	

表 6-21 新山水庫以各種網具捕獲的魚種與數量(95 年 10 月)

魚種	學名	數量(隻/網)			體形大小(cm)
		第 1 站	第 2 站	第 3 站	
高身鯽	<i>Carassius cuvieri</i>	1	1	2	15.5-18.5
大眼華鯿	<i>Sinibrama macrops</i>	2	3	0	20-29
黑鱧	<i>Aristichthys nobilis</i>	0	0	0	
極樂蝦虎	<i>Rhinogobius candidianus</i>	6	4	7	2.0-3.5
泰國鱧魚	<i>Channa maculata</i>	2	0	1	47.5-62.3
吳郭魚	<i>Tilapia sp.</i>	23	13	32	3.4-16.3
大肚魚	<i>Gambusia affinis</i>	70	62	88	2.0-3.0
餐條	<i>Hemiculter leuciscus</i>	5	5	6	5.0-20.0
土殺魚	<i>Clarias fuscus</i>	0	0	1	25.2
單位個體量 (ind./網)		21	19	24	
種類數		6	6	7	
Shannon's diversity index 種歧異度指數		1.10	1.00	1.05	
Dominance Index 優勢度指數		0.46	0.52	0.47	
Species Richness 種豐富度指數		1.28	1.12	1.22	
Pielou evenness index 均勻度指數		0.57	0.56	0.54	

表 6-22 彙整後新山水庫內曾經出現的魚介類與數量

魚種	學名	數量
魚類		
草魚	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	+
鱮	<i>Aristichthys nobilis</i>	++
鯉	<i>Cyprinus carpio</i>	+
高身鯽	<i>Carassius cuvieri</i>	++
高體鰱	<i>Rhodeus ocellatus</i>	+
大眼華鯪	<i>Sinibrama macrops</i>	+++
鰱魚	<i>Cirrhinus molitorella</i>	++
扁圓吻鰻	<i>Distoechodon compressus</i>	++
餐條	<i>Hemiculter leuciscus</i>	+++
鯰	<i>Parasilurus asotus</i>	+
塘虱魚	<i>Clarias fuscus</i>	++
斑鱧	<i>Channa maculate</i>	+
七星鱧	<i>Channa asiatica</i>	-
吳郭魚	<i>Oreochromis sp.</i>	+++
吉利吳郭魚	<i>Tilapia zillii</i>	+
大肚魚	<i>Gambusia affinis</i>	+++
極樂吻蝦虎	<i>Rhinogobius candidianus</i>	+++
明潭吻蝦虎	<i>Rhinogobius candidius</i>	+
豆仔魚	<i>Mugil cephalus</i>	-
鱸鰻	<i>Anguilla marmorata</i>	-
白鰻	<i>Anguilla japonicus</i>	+
貝類		
石田螺	<i>Sinotaia quadrata</i>	+++
禾螺	<i>Physa sp.</i>	-
田貝	<i>Anodonta woodiana</i>	+
蝦類		
日本沼蝦	<i>Macrobrachium nipponense</i>	++
大和米蝦	<i>Caridina japonica</i>	+

95 年 7 月第二次魚類採樣時，由於水庫經過 3 次颱風的肆虐及補給自來水的用量，導致水面下降 2-3m，魚類的種類數及數量分別從 4 月時的 7-9 種及 35-45 尾，減低到 7 月份的 6-7 種及 19-24 尾(表 6-20)。在第二次採樣中，大頭鰱的採捕數量從原來 6 尾降至 1 尾，除了捕撈的技術與天候的影響外，是否尚有其他的原因尚待觀察，然而在岸邊觀看時，仍可發現其在戲水或躍水的動作。值得一提的是泰國鱧魚大有斬獲，且平均體長從 40cm 增加到 47.5cm(43.4~50.6cm)，而吳

郭魚從 2.5~4.3cm 增加到 2.4~8.5cm，顯示都有不錯的成長，也表示水體中較無不利於成長水質因子。由魚類的生態指數得知，其均勻度都甚高，且水體只有 1.60 平方公里，應可視為同一水體。在第三次採樣中(表 6-21)，特將網具加長橫跨整個湖面並固定，然而仍然沒有捕到黑鰱，推測其數量已然不多，這給予將來的生態工法有合理的處理空間。另外從這次的採捕中，雖然三站同屬一生態體系的水塊，但與前二次的種歧異度指數有較大的差異，除了大魚較少外，應亦與水溫有關。綜觀三次魚類相的結果，發現三次都出現的種類，計有高身鯽、大眼華鰱、極樂蝦虎、泰國鱧、吳郭魚、大肚魚、餐條與土沙等，而這些都代表水質屬於 β ms- α ms。

由於不同的網具能捕獲的魚類不同，以鰻魚為例只能由釣獲或讓其進入鰻簍來加以撈取，因此用流刺網或拋網很難有捕獲成績。新山水庫雖為離槽水庫，但在打水進入儲存時，很有可能讓鰻苗隨之進入水庫而存活，這可從在水庫移水入自來水廠時，其過濾網上有時可發現白鰻或鱸鰻而得知。因此除了以網具捕獲的魚類外，訪談附近的居民、釣客或水庫工作人員，經彙整後得知在新山水庫曾經出現的魚介類示於表 6-22，共有魚類 21 種、貝類 3 種、蝦類 2 種，圖 6-27。其中在 6 年前的一次大乾旱時，塘虱魚傾巢而出，聚集在僅存的水體內，多到工作人員以木頭先將其敲昏後才能加以清除。至於田貝並不多見，只在乾淺的泥岸才能發現。草魚則因有漁民捕獲而得知。從這些魚介類的組成，可知以大眼華鰱、餐條、吳郭魚、大肚魚、蝦虎及石田螺為最常見。這些魚介類中有專吃水草的草魚，偏好浮游藻類的大眼華鰱、豆仔魚等，有專吃微細動物的幼苗及體型較小的大肚魚、蝦虎，有喜好浮游動物的鱮及餐條，有專吃小魚小蝦的肉食性魚類如泰國鱧及鰻魚，有雜食性的吳郭魚，有刮食附於表面的石田螺等，充分顯現一個較為穩定、多樣且成熟的水生生態系(Benndorf, 1989)。



圖 6-27 新山水庫內的主要魚類

6.4.8 魚貝類食性

從水庫內捕獲魚類的種類中，得知黑鯢在以魚體重為計算單位時，其為最重要的魚類，故從表 6-23 所示之黑鯢攝食的主要種類的數量百分比中，以藍綠藻的 *Aphanocapsa* 為最多佔 53%，另外浮游動物枝角類的 *Clodocera*、橈腳類的 *Copepoda* 數量亦佔 18%，有機碎屑亦不少佔 13%。若以體積而言，則浮游動物與有機碎屑為佔多數。另外胃內含物亦有綠藻與矽藻的發現，故知其為浮游生物的索食者。鯢鰱雖為濾食性魚類，但對於食物仍有選擇性與偏好，從鯢鰱魚類鰓耙數的比較表 6-24 中，其平均鰓耙數分別為 3.2-7.0 及 10.1-16.8，明顯看出鯢可過濾更小的藻類，而鰱則攝食較大的藻類或浮游動物，其實鯢鰱的食性會隨著水中環境食物的數量、季節與體長大小有所變化(Lin,1969)，當水中混濁度增加，則以浮游動物為主要的攝食對象，當浮游動物減少時或水較清澈時，則以浮游植物為主。

表 6-23 新山水庫內黑鱧(*Aristichthys nobilis*)攝食的主要生物

門	種類	百分比%
Cyanophyta 藍綠藻	<i>Aphanocapsa</i>	53
Chlorophyta 綠藻	<i>Closterium</i> , <i>Scenedesmus</i>	8
Bacillariophyta 矽藻	<i>Cyclotella</i>	5
Cryptophyta 金藻	<i>Dinobryon</i> , <i>Cryptomonas</i>	3
Zooplankton 浮游動物	<i>Clodocera</i> , <i>Copepoda</i>	18
Detritus 有機碎屑	<i>Organic debris</i>	13

表 6-24 鱧鰱魚類鰓耙數測量比較表與過濾浮游生物的大小

魚類	鰱	鱧
體長(cm)	42.7	36
第一鰓弓鰓耙數	695	1781
平均鰓耙數/mm	3.2-7.0	10.1-16.8
鰓耙間距(μm)	57-103	33.75-56.25
過濾生物大小(μm)	40-60 以上	21-60
濾食生物的種類	浮游動物	浮游植物

表 6-25 新山水庫內吳郭魚(*Oreochromis sp.*)攝食的主要生物

門	種類	百分比%
Cyanophyta 藍綠藻	<i>Oscillatoria</i>	20
Chlorophyta 綠藻	<i>Pediastrum</i> 、 <i>Cosmarinu</i>	9
Bacillariophyta 矽藻	<i>Cyclotella</i> 、 <i>Navicula</i> 、 <i>Nitzschia</i> 、 <i>Melosira</i>	28
Detritus 有機碎屑	<i>Organic debris</i>	43

表 6-26 新山水庫內大眼華鰮(*Sinibrama macrops*)攝食的主要生物

門	種類	百分比%
Cyanophyta 藍綠藻	<i>Oscillatoria</i> 、 <i>Chroococcus</i>	10
Chlorophyta 綠藻	<i>Chlorella</i> 、 <i>Tetrahedron</i>	9
Bacillariophyta 矽藻	<i>Cyclotella</i> 、 <i>Diatoma</i> 、 <i>Staurastrum</i> <i>Synedraulna</i> 、 <i>Melosira</i> 、 <i>Navicula</i>	58
Detritus 有機碎屑	<i>Organic debris</i>	23

表 6-27 新山水庫內餐條(*Hemiculter leucisculus*)重量與主要胃含物(*Daphnia* sp.)
 的數量

編號	重量(g)	<i>Daphnia</i> sp.的數量
1	15	550
2	22	760
3	45	2070
4	20	956
5	25	1042
6	25	561

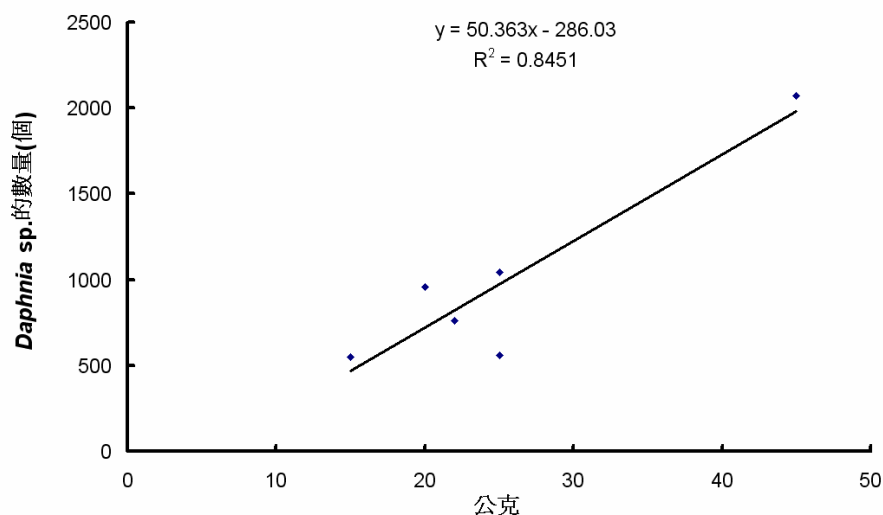


圖 6-28 新山水庫內餐條體重與主要胃含物(*Daphnia* sp.)數量的關係

吳郭魚的食性一般為雜食者，包括浮游性動植物、小魚小蝦或有機碎屑等，視當時的餌料生物出現的情形。然而 95 年 7 月時從 5 隻吳郭魚的胃內含物中，卻發現其以矽藻為主如表 6-25 所示，並以矽藻的 *Melosira* sp. 為最多佔 25%，尚有不少的有機碎屑。但並無浮游動物的出現，其真正原因仍不十分清楚有待繼續調查。95 年 10 月時從 3 隻大眼華鰱的胃內含物中，也發現其同樣以矽藻為主如表 5-26 所示，並也以矽藻的 *Melosira* sp. 為最多佔 45%，亦有不少的有機碎屑。另外，水庫內數量相當多的餐條，經過這三次的捕捉，發現從其口部大小、鰓部結構，從其口部大小，鰓部結構應屬小型動物或浮游動物為主的索食者，因此其胃內含物幾乎為 *Daphnia* sp.，再者漂浮或跌入水表的昆蟲亦為其喜愛之食物，

故在其胃內亦有蜘蛛的發現。餐條攝食 *Daphnia* 的量與餐條大小有關，隨著體型的增加而增多，如 15 公克的餐條胃內含物有 550 隻 *Daphnia*，而體重 45 公克則有 2070 隻(表 6-27 與圖 6-28)。餐條的活動能力比吳郭魚敏捷且快速，吳郭魚胃內無浮游動物是否有競爭者有關有待研究。

至於新山水庫其他魚貝類的食性與胃內含物如下：

至於新山水庫其他魚貝類的食性與胃內含物如下：

- 1、 泰國鱧(*Channa maculata*)：為日本沼蝦、矽藻、大肚魚、吳郭魚。
- 2、 吳郭魚(*Oreochromis sp.*)：食性複雜，除了一般常見藻類,如:藍綠藻，綠藻，矽藻…等，還有大型植物碎片，大型絲狀藻類(*Melosira sp.*)，有機碎屑物及大型 zooplankton。
- 3、 鯉魚(*Cyprinus carpio carpio*)：有機碎屑物相當的多，此外主食藻類以矽藻為主，浮游動物次之。
- 4、 大肚魚(*Gambusia affinis*)：主食微細浮游動物及浮游動植物與有機碎屑物等。
- 5、 大眼華鰮(*Sinibrama macrops*)：俗稱大目孔，在水庫的中上層活動，主食矽藻特別是底棲或附著性藻類為主，如 *Cyclotella*、*Diatoma*、*Staurostrum*、*Synedraulna*、*Melosira*、*Navicula*，另外亦以 *Chironomus*、魚蝦如米蝦、沼蝦及大肚魚之幼生或植物腐屑為食。
- 6、 餐條(*Hemiculter leucisculus*)：以浮游動物為主，尚有水生昆蟲、少量有機碎屑物。
- 7、 石田螺(*Sinotaia quadrata*)：主食附著性藻類、有機物或腐敗屍體。
- 8、 日本沼蝦(*Macrobrachium nipponense*)：主食附著性生物如藻類與原生動物或浮游動物、小魚苗及有機碎屑物。

6.5 水質採樣結果分析

6.5.1 第一次採樣（95 年 4 月 12 日）結果分析

6.5.1.1 水質監測結果（一）水質之垂直分佈(以不同測站之相同水質為比較)

第一與第三點水質分析之結果，除亞硝酸鹽氮濃度低於偵測極限，其他溫度、pH、溶氧、比導電度、總反應性磷、總磷、溶解性總磷、硝酸鹽氮、氨氮、凱氏氮等十種水質項目於不同測站之情形見表 6-28 及表 6-29。

表 6-28 第一測站(N 25°07' 54.6"，E 121°42' 36.1")各深度之各水質濃度

深度 (m)	TRP ($\mu\text{g/L}$)	TP ($\mu\text{g/L}$)	DTP ($\mu\text{g/L}$)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/L)	$\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/L)
0	5.39	6.39		0.735	0.041	N.D.
2	5.24	16.06	11.33	0.709	0.043	N.D.
5	6.17	12.22	2.5	1.141	0.034	N.D.
8	7.75	19.33	10.67	0.912	0.047	N.D.
10	5.5	5.9	6.83	0.933	0.054	N.D.
20	5.22	6.56	2.56	0.948	0.071	N.D.
30	5.72	9.89		0.878	0.032	N.D.

註：TRP 為總反應性磷；TP 為總磷；DTP 為溶解性總磷。

深度 (m)	DO (mg/L)	Temp ($^{\circ}\text{C}$)	pH	比導電度 ($\mu\text{S/cm}$)	TKN (mg/L)
0	11.47	25.08	7.852	136.8	0.96
2	12.83	22.8	8.113	136.5	1.86
5	10.64	17.65	7.865	141.4	1.74
8	8.78	16.83	7.662	144.3	2.58
10	8.64	16.65	7.54	144.5	2.41
20	8.59	16.4	7.362	144.7	-
30	8.11	16.18	7.262	140.3	1.90

表 6-29 第三測站(N 25°07' 59.8" , E 121°42' 37.4")各深度之各水質濃度

深度 (m)	TRP ($\mu\text{g/L}$)	TP ($\mu\text{g/L}$)	DTP ($\mu\text{g/L}$)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L)	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/L)	$\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/L)
0	5.28	6.39	1.44	0.716	0.05	N.D.
2	6.47	5.22	3.72	0.746	0.03	N.D.
5	6.75	10.44	2.17	0.818	0.04	N.D.
8	7.61	7.91	3.5	0.754	0.052	N.D.
10	6.13	18.61	4.72	0.927	0.054	N.D.
20	9.31	10.72	8.89	0.732	0.052	N.D.

註：TRP 為總反應性磷；TP 為總磷；DTP 為溶解性總磷。

深度 (m)	DO (mg/L)	Temp ($^{\circ}\text{C}$)	pH	比導電度 ($\mu\text{S/cm}$)	TKN (mg/L)
0	11.35	25.9	7.867	137.6	4.89
2	12.78	22.85	8.561	136.5	1.82
5	11.6	17.64	8.224	140.1	4.22
8	8.94	16.7	8.06	144.8	0.61
10	8.52	16.72	7.82	144.8	1.84
20	8.34	16.42	8.323	144.7	1.50
30	8.45	16.29	—	143.5	—

兩測站之溫度分層情形一樣，且採樣當時新山水庫水體分層明顯，變溫層深度約為水深 5 至 8 米處，8 米之下，水溫降至約 16°C (圖 6-29a)。在溶氧及比電導度方面，兩測站之數值相當接近(圖 6-29c 及 6-29d)。在水面以下 8 m 以內溶氧的濃度均超過該溫度下飽和溶氧的濃度，顯示該水層內之光合作用旺盛。第三測站之 pH 值，較第一測站稍高。兩站之 pH 與溶氧均在水深 2 公尺處有最高值，pH 分別為 8.56 及 8.15(圖 6-29b)，兩站之最大溶氧為 12.8 mg/L 。此顯示光合作用最旺盛之處為水深 2 m 處，深度增加，pH 隨之下降。然而在接近底泥處，pH 有回升之情形，其原因尚待研究。

營養鹽方面，磷主要分為總反應性磷、溶解性總磷、以及總磷；氮主要分為硝酸鹽氮、氨氮、亞硝酸鹽氮及凱式氮。兩測站之總反應性磷濃度均相當低，其值皆不超過 $10 \mu\text{g/L}$ (圖 6-29e 及圖 6-29f)。第一測站之總磷較第三測站總磷稍高一些，整體而言此次採樣新山水庫之磷濃度普遍不高，總磷濃度不超過 $20 \mu\text{g/L}$ ，溶解性總磷不超過 $12 \mu\text{g/L}$ (圖 6-29g)。氮分析方面，兩測站之亞硝酸鹽濃度皆低於偵測極限，氨氮濃度不超過 0.1 mg/L (圖 6-29i)，硝酸鹽濃度介於 0.7

至 1.2 mg/L (圖 6-29h)，凱氏氮成分中主要以有機氮為主（有機氮為凱氏氮扣除氨氮之濃度），第三測站之凱氏氮濃度較第一測站高，尤以第三測站之表水，其值高達 4.89 mg/L (圖 6-29j)。

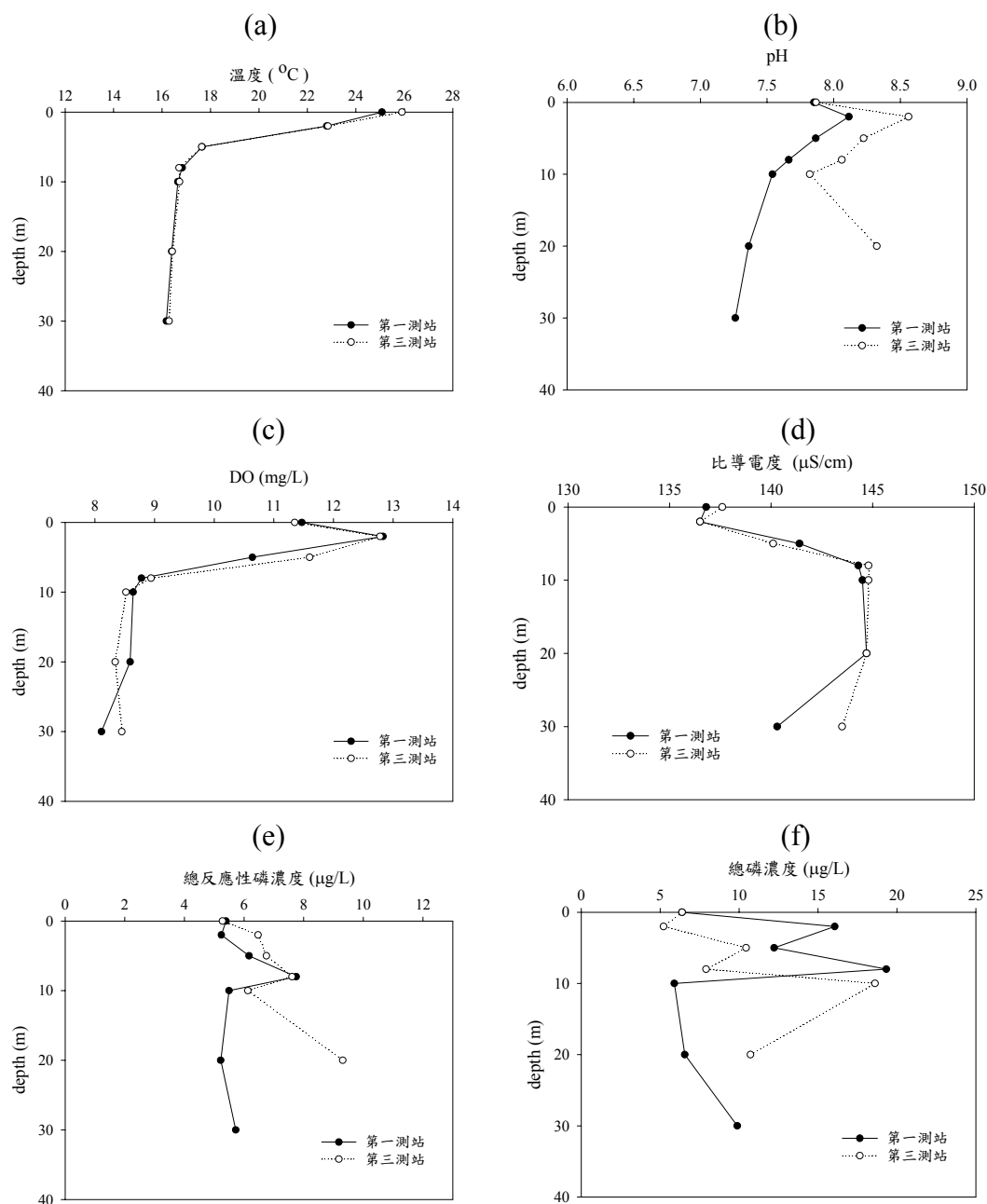


圖 6-29 新山水庫 2006 年 4 月 12 日兩測站水溫及水質之垂直分佈

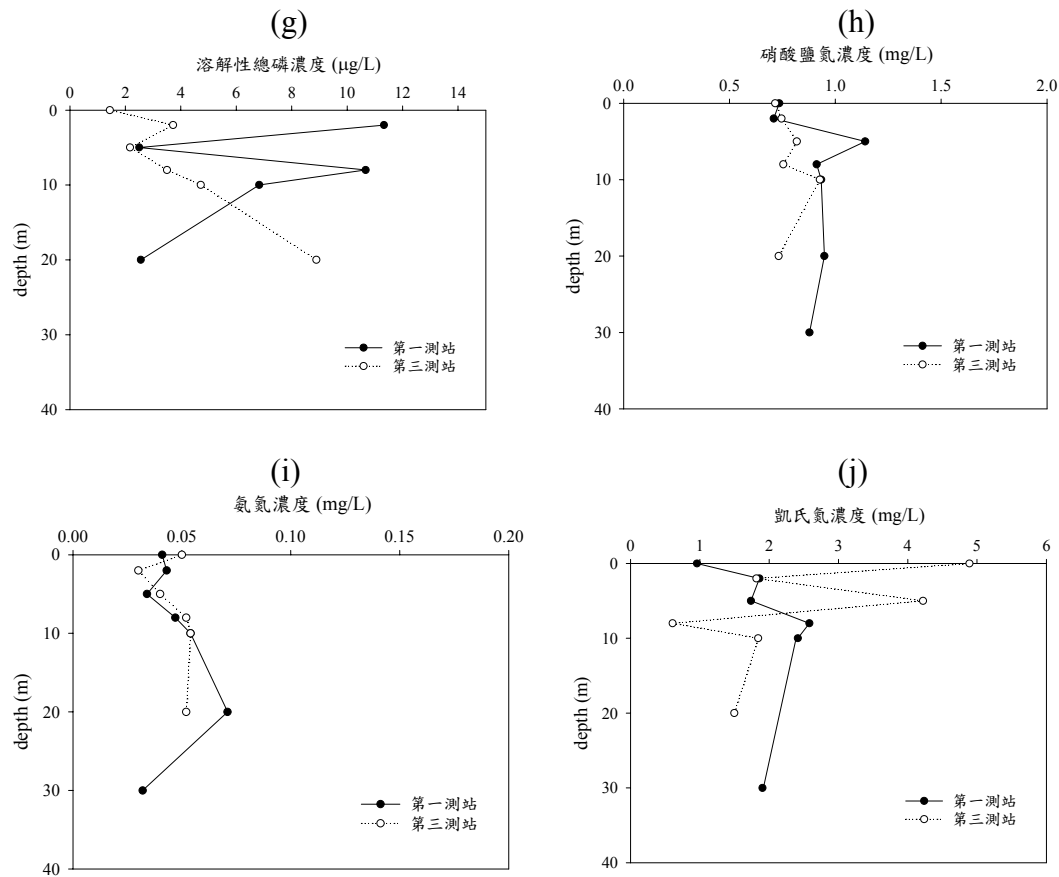


圖 6-29(續) 新山水庫 2006 年 4 月 12 日兩測站水溫及水質之垂直分佈

6.5.1.2 水質監測結果(二) 水質之垂直分佈 (同測站之各水質參數之比較)

圖 6-30~圖 6-32 為第一測站之各水質參數之比較情形。由圖 6-30 可得知第一測站之水溫、溶氧、pH 及比導電度皆有分層之現象，比導電度趨勢變化與溶氧及 pH 趨勢相反。溶氧及 pH 在水深 2 公尺處有最大值，可以推測藻類在此光合作用旺盛。在磷方面，水中磷濃度不高，在水深 10 公尺處，可以發現絕大部分之磷是溶解性反應性磷，其值大約為 $6\mu\text{g/L}$ ，在水深 8 公尺處總磷有最大值，為 $19.33\mu\text{g/L}$ 。圖 6-32 為第一測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖，由圖中得知水體中無機氮以硝酸鹽為主，在水深 5 公尺處有最大值濃度約為 1.14 mg/L ，絕大部分之氮為有機氮，有機氮濃度約為 $1\sim 2.5\text{ mg/L}$ ，最大值亦在水深 8 公尺處，其濃度為 2.54 mg/L 。

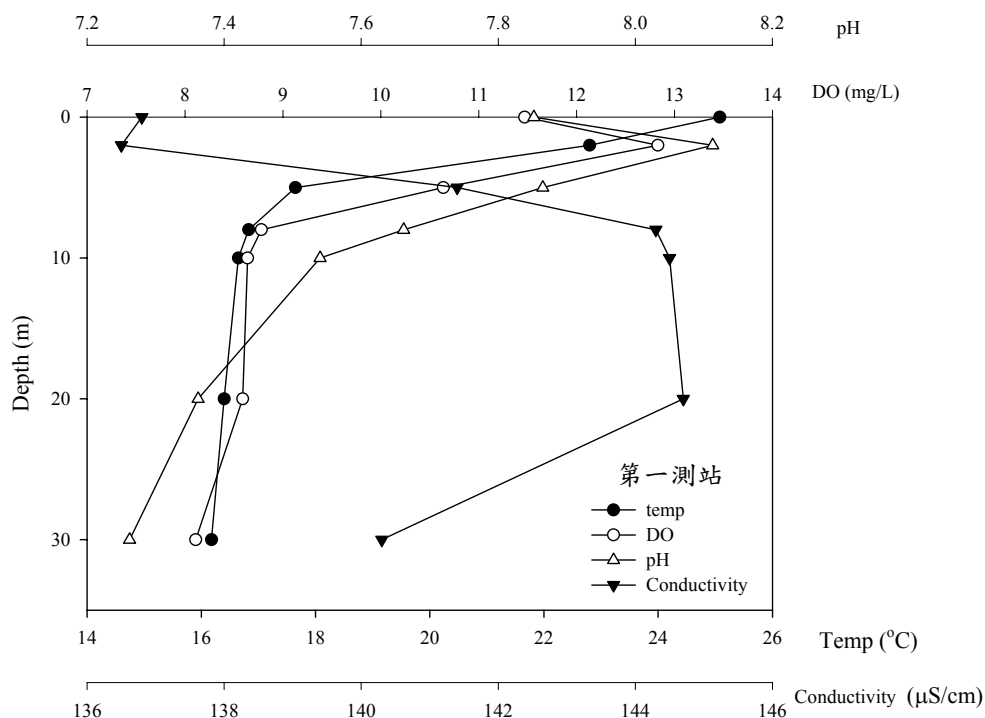


圖 6-30 第一測站水溫、溶氧、pH 及比導電度隨深度之變化圖

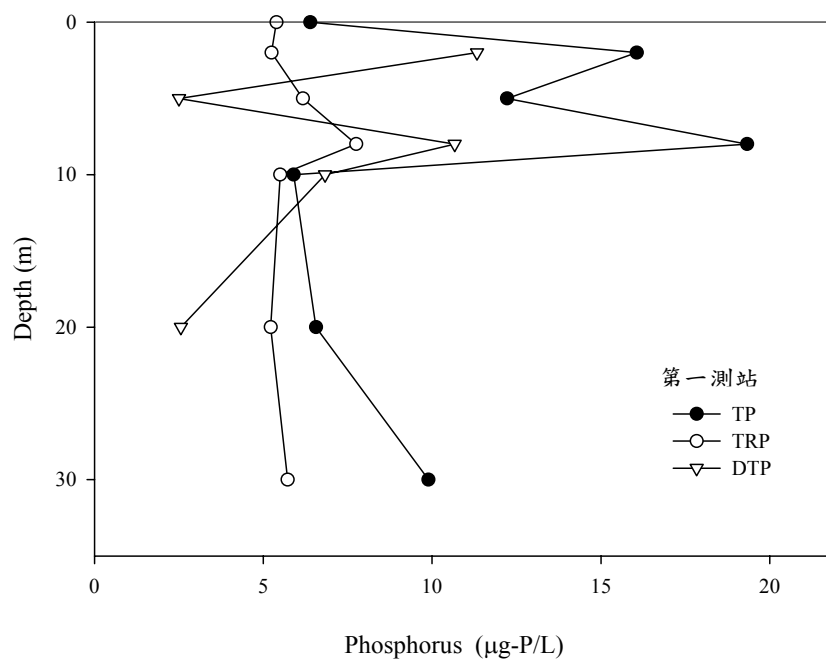


圖 6-31 第一測站總磷、總反應性磷及溶解性總磷濃度隨深度之變化圖

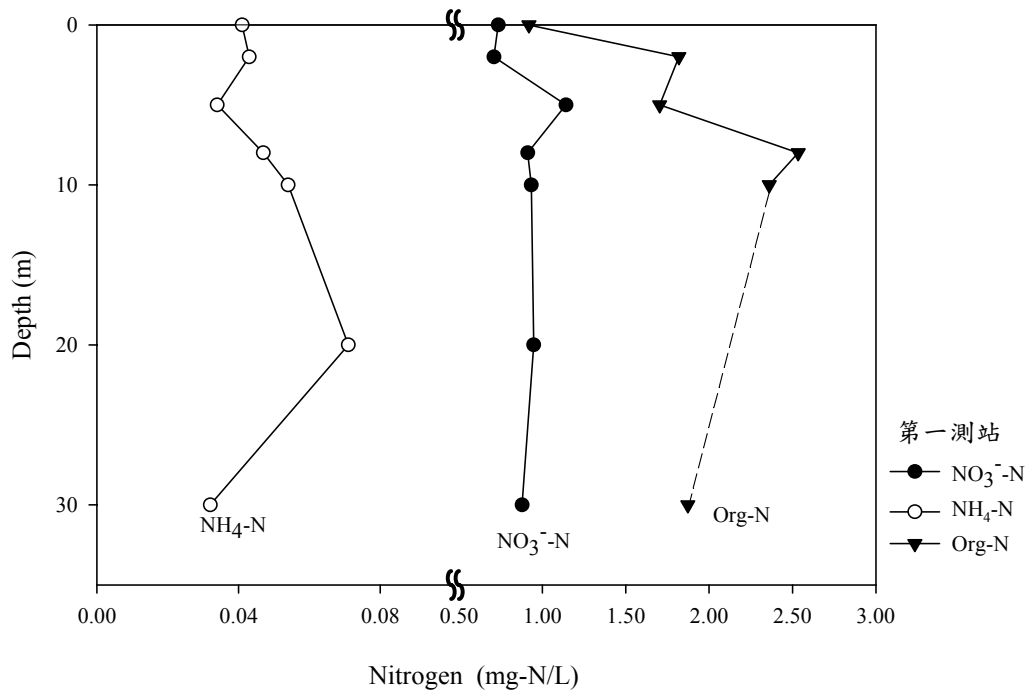


圖 6-32 第一測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖

圖 6-33~圖 6-35 為第三測站之各水質參數之比較情形。由圖 6-33 可得知第三測站之水溫、溶氧、pH 及比導電度皆有分層之現象，比導電度趨勢變化與溶氧及 pH 趨勢相反。與第三測站相較，第一測站水體之分層較為明顯，溶氧及 pH 在水深 2 公尺處有最大值，可以推測藻類在此光合作用旺盛。在磷濃度方面，水中磷濃度亦不高，在水深 8 公尺處，可以發現絕大部分之磷是反應性磷，其值大約為 7.6 μ g/L，在水深 10 公尺處總磷有最大值，為 18.6 μ g/L (圖 6-34)。圖 6-35 為第三測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖，由圖中得知水體中無機氮以硝酸鹽為主，在水深 10 公尺處有最大值濃度約為 0.93 mg/L，絕大部分之氮為有機氮，有機氮濃度約為 0.6~4.9 mg/L，最大值在表水，其濃度為 4.84 mg/L，在水深 8 米處有機氮濃度最低，且與硝酸鹽氮濃度相當。

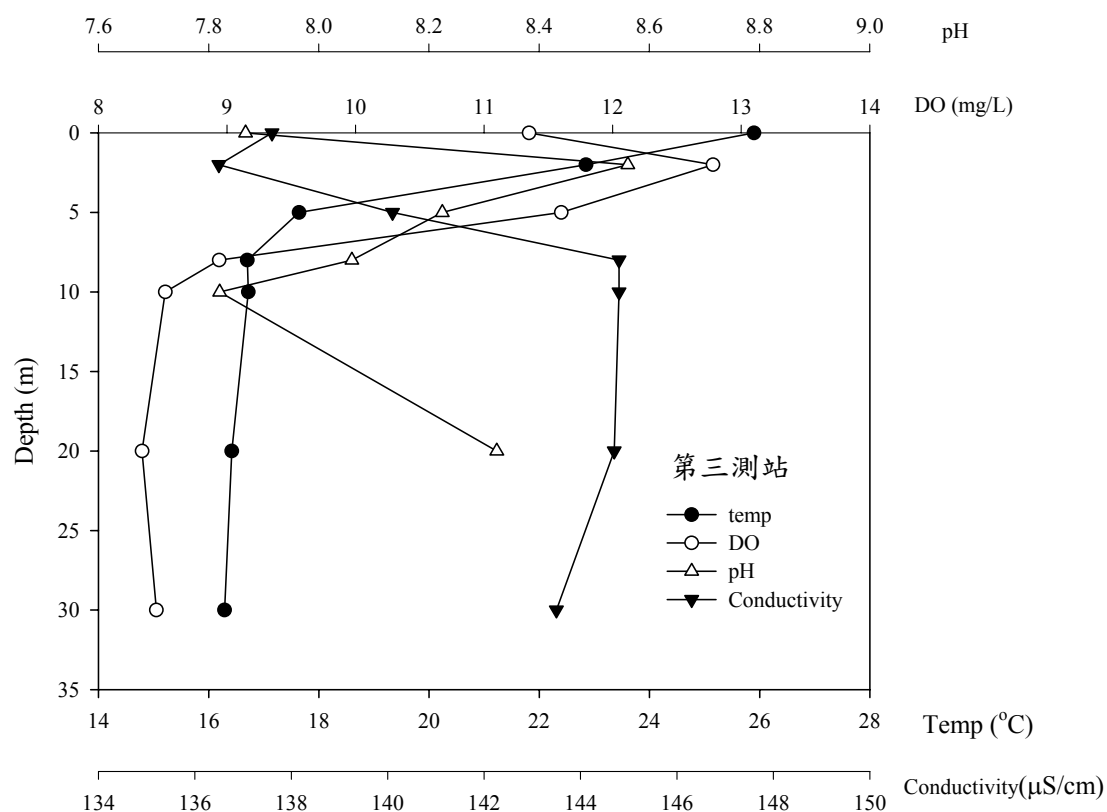


圖 6-33 第三測站水溫、溶氧、pH 及比導電度隨深度之變化圖

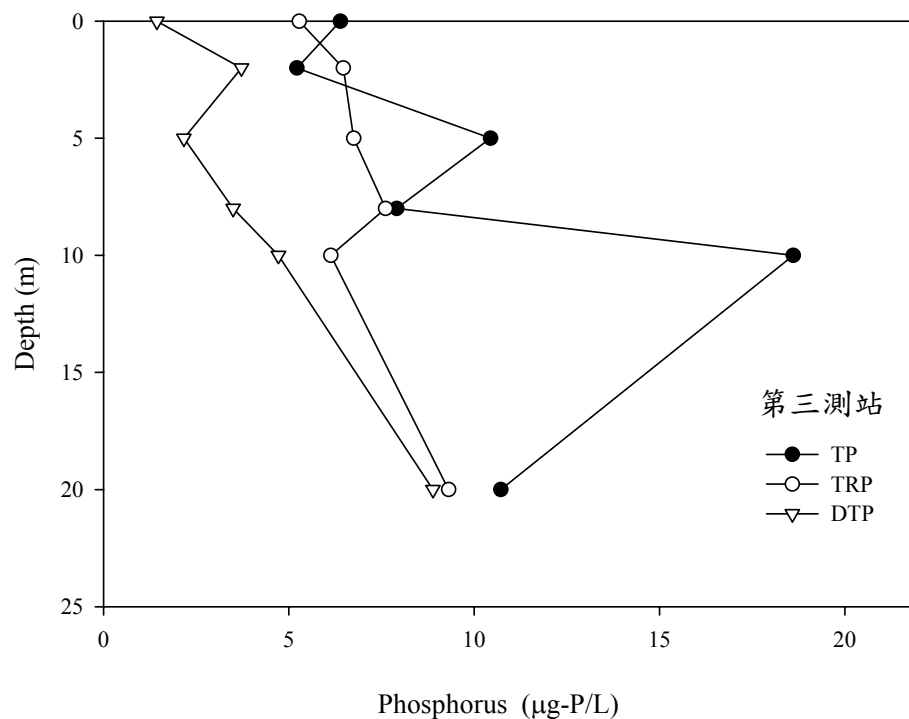


圖 6-34 第三測站總磷、總反應性磷及溶解性總磷濃度隨深度之變化圖

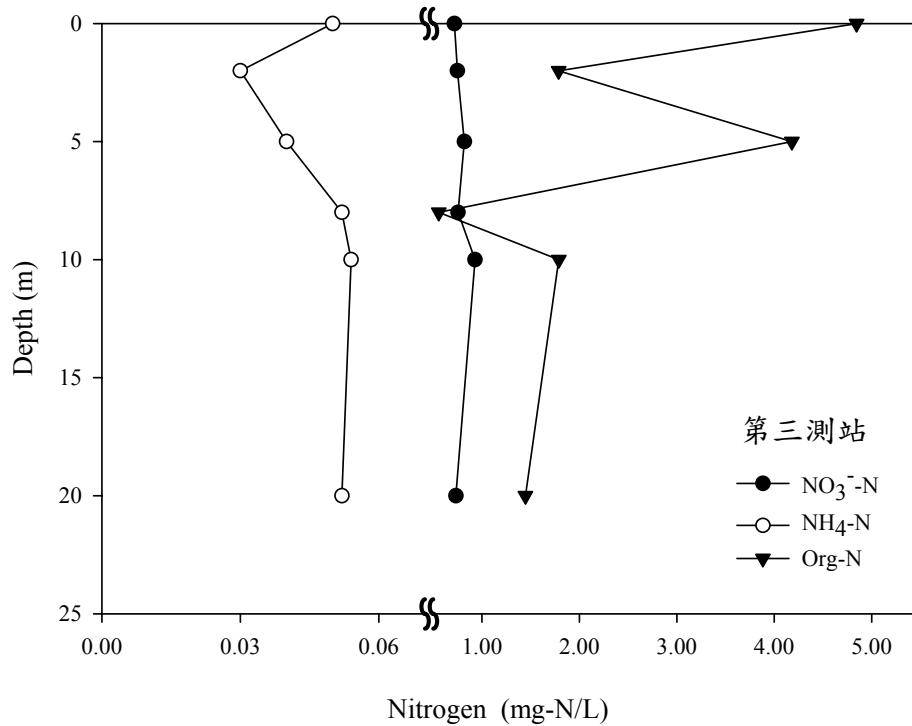


圖 6-35 第三測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖

6.5.2 第二次採樣（95 年 7 月 19 日）結果分析

6.5.2.1 水質監測結果（一）水質之垂直分佈(以不同測站之相同水質為比較)

第一與第二點水質分析之結果，除亞硝酸鹽氮濃度低於偵測極限，其他溫度、pH、比導電度、總有機碳、總反應性磷、總磷、溶解性總磷、硝酸鹽氮、氨氮、凱氏氮等十種水質項目於不同測站之情形見表 6-30 及表 6-31。

表 6-30 第一測站(N 25°07' 33.1" , E 121°42' 24.2")各深度之各水質濃度

深度 (m)	TRP ($\mu\text{g/L}$)	TP ($\mu\text{g/L}$)	DTP ($\mu\text{g/L}$)	NO ₃ -N (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)
0	2.29	25.59	5.29	0.46	0.024	N.D.
2	2.11	19.34	7.57	0.38	0.024	N.D.
5	0.79	45.15	16.65	0.46	0.059	N.D.
8	0.75	11.43	2.87	0.78	0.035	N.D.
10	3.14	38.57	8.75	0.84	0.023	N.D.
20	0.71	29.63	4.78	0.90	0.055	N.D.
30	0.89	23.27	5.26	0.81	0.038	N.D.

註：TRP 為總反應性磷；TP 為總磷；DTP 為溶解性總磷。

深度 (m)	TOC (mg/L)	Temp ($^{\circ}\text{C}$)	pH	比導電度 ($\mu\text{S/cm}$)	TKN (mg/L)
0	2.70	31	7.97	117	0.22
2	2.35	30.3	7.96	117	0.36
5	2.14	27.9	6.82	115	0.35
8	2.06	21.3	6.27	135	0.16
10	1.77	19.4	6.4	152	0.36
20	1.56	18.6	6.41	161	0.27
30	2.03	18.5	6.6	172	0.35

表 6-31 第二測站(N 25°07' 33.1" , E 121°42' 24.2")各深度之各水質濃度

深度 (m)	TRP ($\mu\text{g/L}$)	TP ($\mu\text{g/L}$)	DTP ($\mu\text{g/L}$)	NO ₃ -N (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)
0	2.57	16.99	1.65	0.39	0.029	N.D.
2	3.43	15.40	3.13	0.37	0.032	N.D.
5	2.25	8.27	5.88	0.40	0.052	N.D.
8	4.36	12.83	10.51	0.85	0.029	N.D.
10	1.11	9.67	6.07	0.81	0.028	N.D.

註：TRP 為總反應性磷；TP 為總磷；DTP 為溶解性總磷。

深度 (m)	TOC (mg/L)	Temp ($^{\circ}\text{C}$)	pH	比導電度 ($\mu\text{S/cm}$)	TKN (mg/L)
0	2.78	31.3	7.83	118	0.14
2	2.80	28.2	6.96	128	0.24
5	2.37	28.2	6.96	128	0.25
8	2.01	21.6	6.17	143	0.30
10	1.85	20	6.41	171	0.40

採樣當時新山水庫水體分層明顯，變溫層深度約為水深 8 至 10 米處，10 米之下，水溫降至約 19°C(圖 6-36a)。在總有機碳、比電導度、硝酸鹽氮及氨氮方面，兩測站之數值相當接近(圖 6-36c、6-36d、6-36h、6-36i)。第二測站在水深 2 至 5 米處水溫及 pH 值並無太大變化，推測可能是因為降雨水體有擾動，混和較佳。第二測站之 pH 值，於 0 至 5 米較第一測站稍高。兩站之 pH 與溶氧均在表層有最高值，pH 分別為 7.97 及 7.83(圖 6-36b)，深度增加，pH 隨之下降。然而第一測站在接近底泥處，pH 有回升之情形，其原因尚待研究。在水面以下 5 m 以內總有機碳的濃度偏高，推測是因為表層藻類及浮游生物造成，第一測站 30 公尺濃度偏高則推測是因為接近底層。

營養鹽方面，磷主要分為總反應性磷、溶解性總磷、以及總磷；氮主要分為硝酸鹽氮、氨氮、亞硝酸鹽氮及凱式氮。兩測站之總反應性磷濃度均相當低，其值皆不超過 $5 \mu\text{g/L}$ (圖 6-36e)。第一測站之總磷較第二測站總磷稍高一些，最高達 $38.57 \mu\text{g/L}$ (圖 6-36g)。氮分析方面，兩測站之亞硝酸鹽濃度皆低於偵測極限，氨氮濃度不超過 0.1 mg/L (圖 6-36i)，硝酸鹽濃度介於 0.3 至 1.0 mg/L (圖 6-36h)，凱氏氮成分中主要以有機氮為主（有機氮為凱氏氮扣除氨氮之濃度），第一測站之凱氏氮濃度較第二測站高。

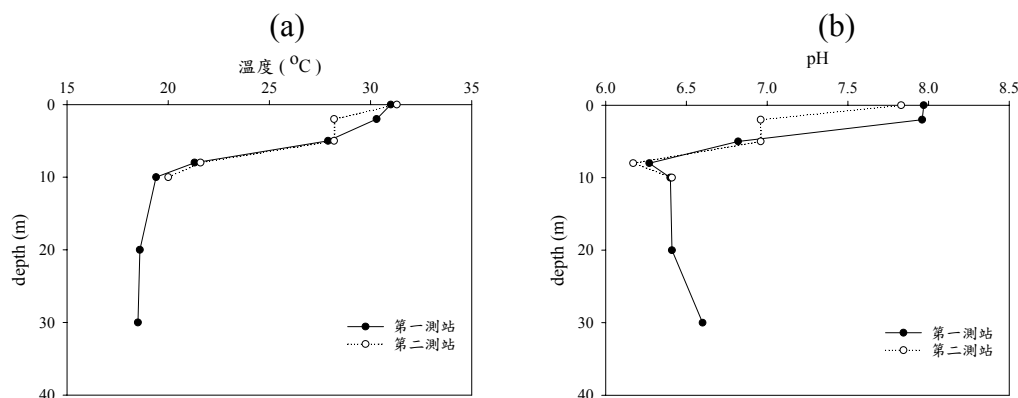


圖 6-36 新山水庫 2006 年 7 月 19 日兩測站水溫及水質之垂直分佈

以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)
 —以生物鏈方式淨化水庫水質

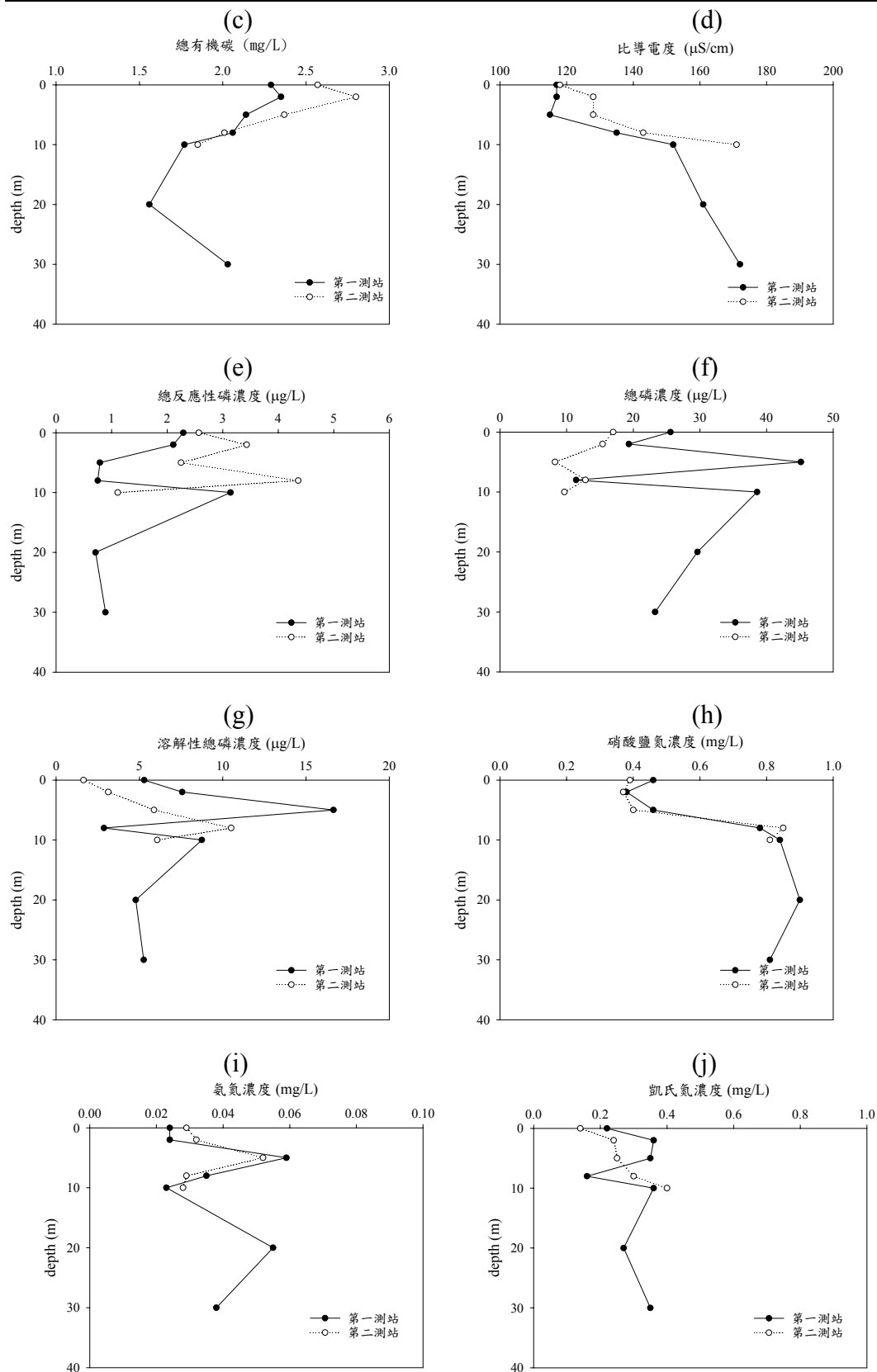


圖 6-36(續) 新山水庫 2006 年 7 月 19 日兩測站水溫及水質之垂直分佈

6.5.2.2 水質監測結果(二) 水質之垂直分佈 (同測站之各水質參數之比較)

圖 6-37 至圖 6-39 為第一測站之各水質參數之比較情形。由圖 6-37 可得知第一測站之水溫、pH 及比導電度皆有分層之現象，比導電度趨勢變化與溶氧及 pH 趨勢相反。在磷方面，在水深 5 公尺處總磷有最大值，為 $38.57 \mu\text{g/L}$ 。圖 6-39 為第一測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖，由圖中得知水體中無機氮以硝酸鹽為主，在水深 20 公尺處有最大值濃度約為 0.9 mg/L 。

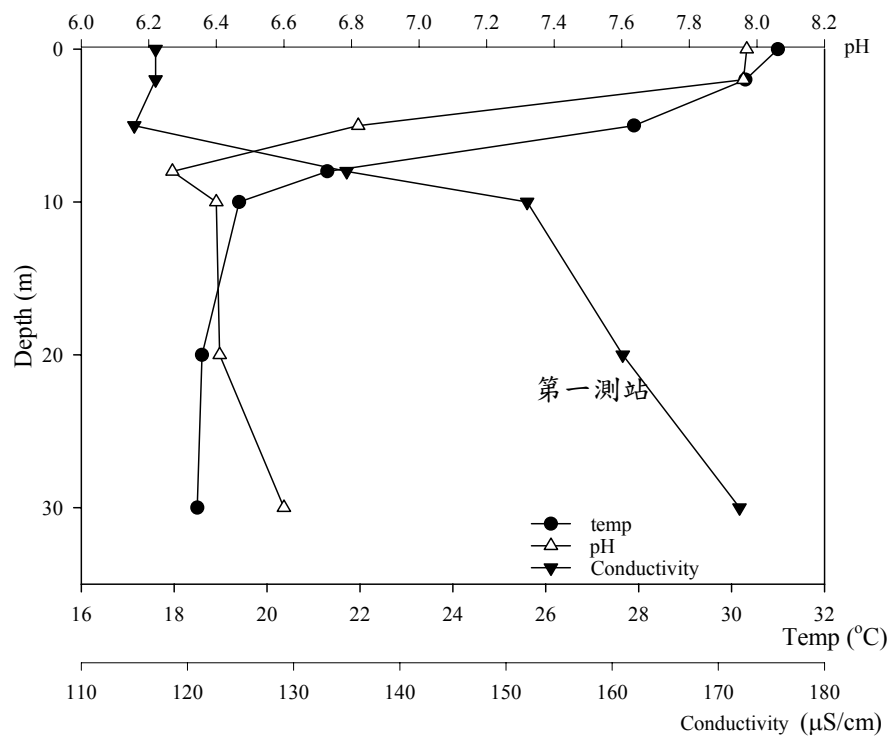


圖 6-37 第一測站水溫及 pH 隨深度之變化圖

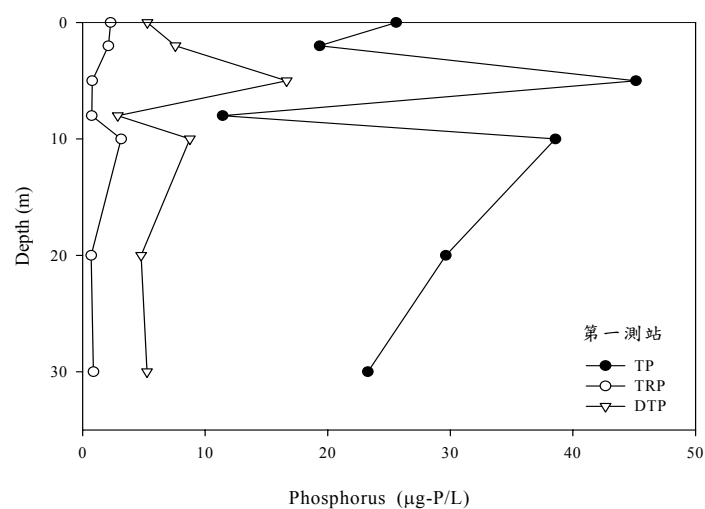


圖 6-38 第一測站總磷、總反應性磷及溶解性總磷濃度隨深度之變化圖

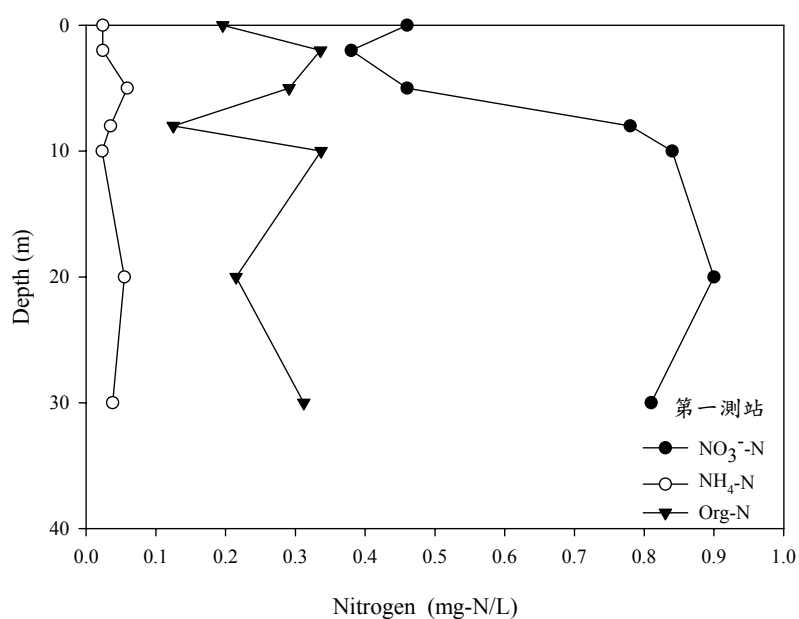


圖 6-39 第一測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖

圖 6-40 至圖 6-42 為第二測站之各水質參數之比較情形。由圖 6-40 可得知第二測站之水溫及 pH 有分層之現象。與第二測站相較，第一測站水體之分層較為明顯。在磷濃度方面，水中磷濃度亦不高，在表水總磷有最大值，為 17.0µg/L (圖 6-41)。圖 6-42 為第二測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖，由

圖中得知水體中無機氮以硝酸鹽為主，在水深 8 公尺處有最大值濃度約為 0.85 mg/L，有機氮濃度約為 0.1 至 0.4 mg/L，最大值在水深 10 米，其濃度為 0.37mg/L，在表水處有機氮濃度最低。

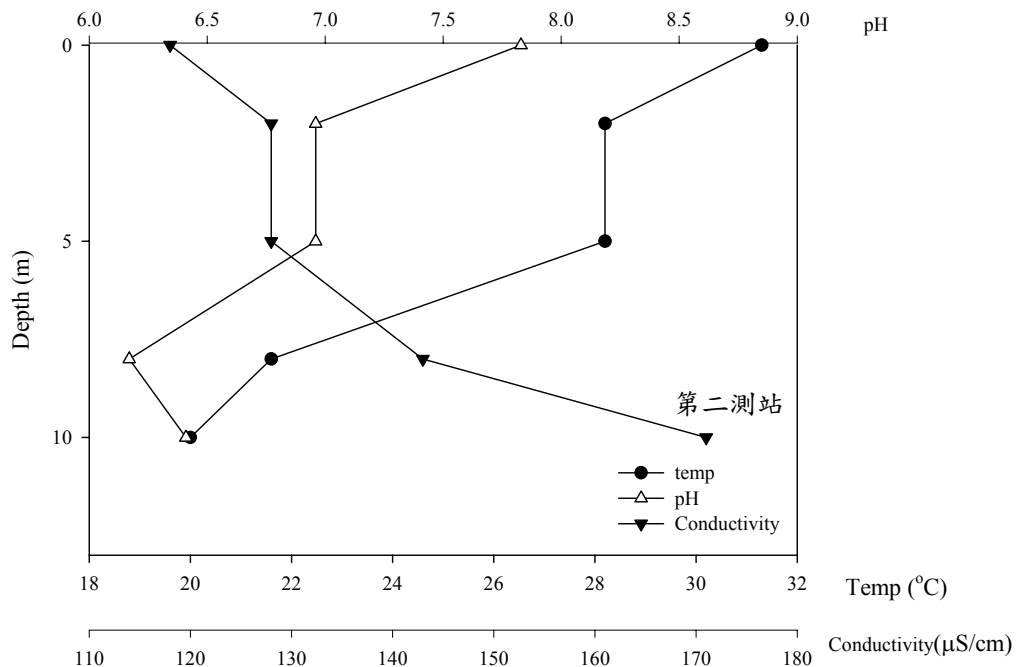


圖 6-40 第二測站水溫及 pH 隨深度之變化圖

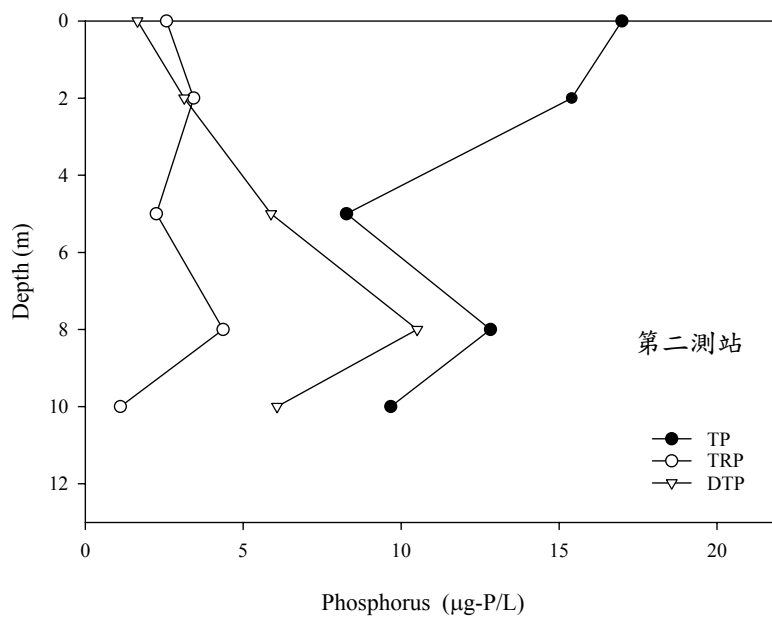


圖 6-41 第二測站總磷、總反應性磷及溶解性總磷濃度隨深度之變化圖

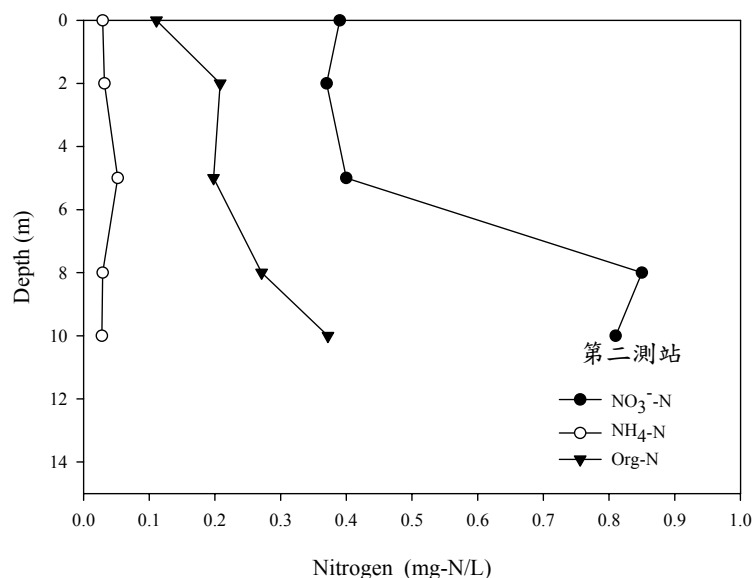


圖 6-42 第二測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖

水溫及水樣監測初步之結果顯示：

1. 水體呈現分層現象以第一測站較明顯，。
2. 上層水營養鹽濃度較高，。
3. 第一點與第二點水質之分佈大致相似。

6.5.3 第三次採樣（95 年 10 月 16 日）結果

6.5.3.1 水質監測結果（一）水質之垂直分佈(以不同測站之相同水質為比較)

第一與第二點水質分析之結果，除亞硝酸鹽氮濃度低於偵測極限，其他溫度、pH、比導電度、溶氧、總反應性磷、總磷、溶解性總磷、硝酸鹽氮、氨氮、凱氏氮等十種水質項目於不同測站之情形見表 6-32 及表 6-33。

表 6-32 第一測站(N 25°13' 20.5" , E 121°71' 07.3")各深度之各水質濃度

深度 (m)	TRP ($\mu\text{g/L}$)	TP ($\mu\text{g/L}$)	DTP ($\mu\text{g/L}$)	NO ₃ -N (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)
0	7.53	57.17	-	0.43	-	N.D.
2	1.30	42.25	-	0.44	0.0016	N.D.
5	2.00	77.09	56.42	0.44	0.0124	N.D.
8	2.11	39.60	-	0.49	0.0176	N.D.
10	0.29	54.18	-	0.59	0.0138	N.D.
15	1.7	107.93	68.95	1.06	0.0055	N.D.

註：TRP 為總反應性磷；TP 為總磷；DTP 為溶解性總磷。

深度 (m)	DO (mg/L)	Temp (°C)	pH	比導電度 ($\mu\text{S/cm}$)	TKN (mg/L)
0	7.25	26	8.36	121	0.36
2	6.73	25.7	8.27	120	0.10
5	6.37	25.6	8.09	120	0.24
8	6.1	25	6.73	123	0.05
10	6	22.8	6.47	160	0.11
15	1.33	22	6.52	170	-

表 6-33 第二測站(N 25°12' 79.4" , E 121°70' 86.6")各深度之各水質濃度

深度 (m)	TRP ($\mu\text{g/L}$)	TP ($\mu\text{g/L}$)	DTP ($\mu\text{g/L}$)	NO ₃ -N (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)
0	1.83	45.94	35.46	0.46	0.0140	N.D.
2	2.07	66.41	39.40	0.45	0.0019	N.D.
5	2.07	90.22	42.40	0.45	0.0122	N.D.
8	3.37	86.62	32.61	0.47	0.0172	N.D.
10	0.78	63.86	-	0.64	0.0113	N.D.
15	0.71	111.83	-	0.99	0.0204	N.D.

註：TRP 為總反應性磷；TP 為總磷；DTP 為溶解性總磷。

深度 (m)	DO (mg/L)	Temp (°C)	pH	比導電度 ($\mu\text{S/cm}$)	TKN (mg/L)
0	7.14	26.1	8.42	125	0.15
2	6.53	26.1	8.37	123	0.21
5	7.2	25.7	8.08	123	0.13
8	6.45	25.3	6.78	123	0.29
10	6.22	23.2	6.48	157	0.04
15	1.47	22.1	6.55	162	0.20

採樣當時新山水庫水體分層明顯，變溫層深度約為水深 10 米處，10 米之下，水溫降至約 20°C(圖 6-43a)。在溫度、pH、溶氧、比電導度及硝酸鹽氮方面，兩測站之數值相當接近(圖 6-43a、6-43b、6-43c、6-43d、6-43h)，顯示水體混和效果佳。第二測站 5 至 10 米之溶氧較第一測站高。兩站之 pH 在表層有最高值，pH 分別為 8.36 及 8.42(圖 6-43b)，深度增加，pH 隨之下降，至 10 米後 pH 約 6.5。

營養鹽方面，磷主要分為總反應性磷、溶解性總磷、以及總磷；氮主要分為硝酸鹽氮、氨氮、亞硝酸鹽氮及凱式氮。兩測站之總反應性磷濃度均相當低，僅第一測站表層濃度超過 5 $\mu\text{g/L}$ (圖 6-43e)。第一測站之總磷較第二測站總磷稍低一些，二測站底層總磷約 110 $\mu\text{g/L}$ (圖 6-43g)。氮分析方面，兩測站之亞硝酸鹽濃度皆低於偵測極限，氨氮濃度不超過 0.05 mg/L (圖 6-43i)，硝酸鹽濃度介於 0.4 至 1.2 mg/L (圖 6-43h)，凱氏氮成分中主要以有機氮為主（有機氮為凱氏氮扣除氨氮之濃度）。

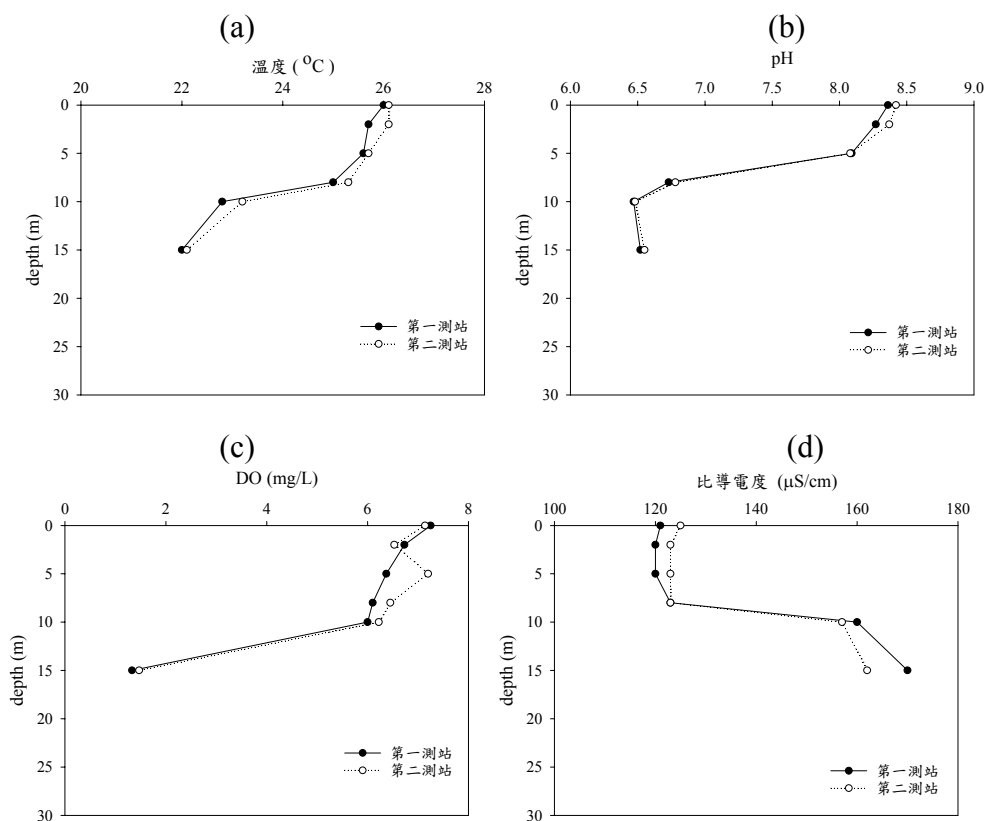


圖 6-43 新山水庫 2006 年 10 月 16 日兩測站水溫及水質之垂直分佈

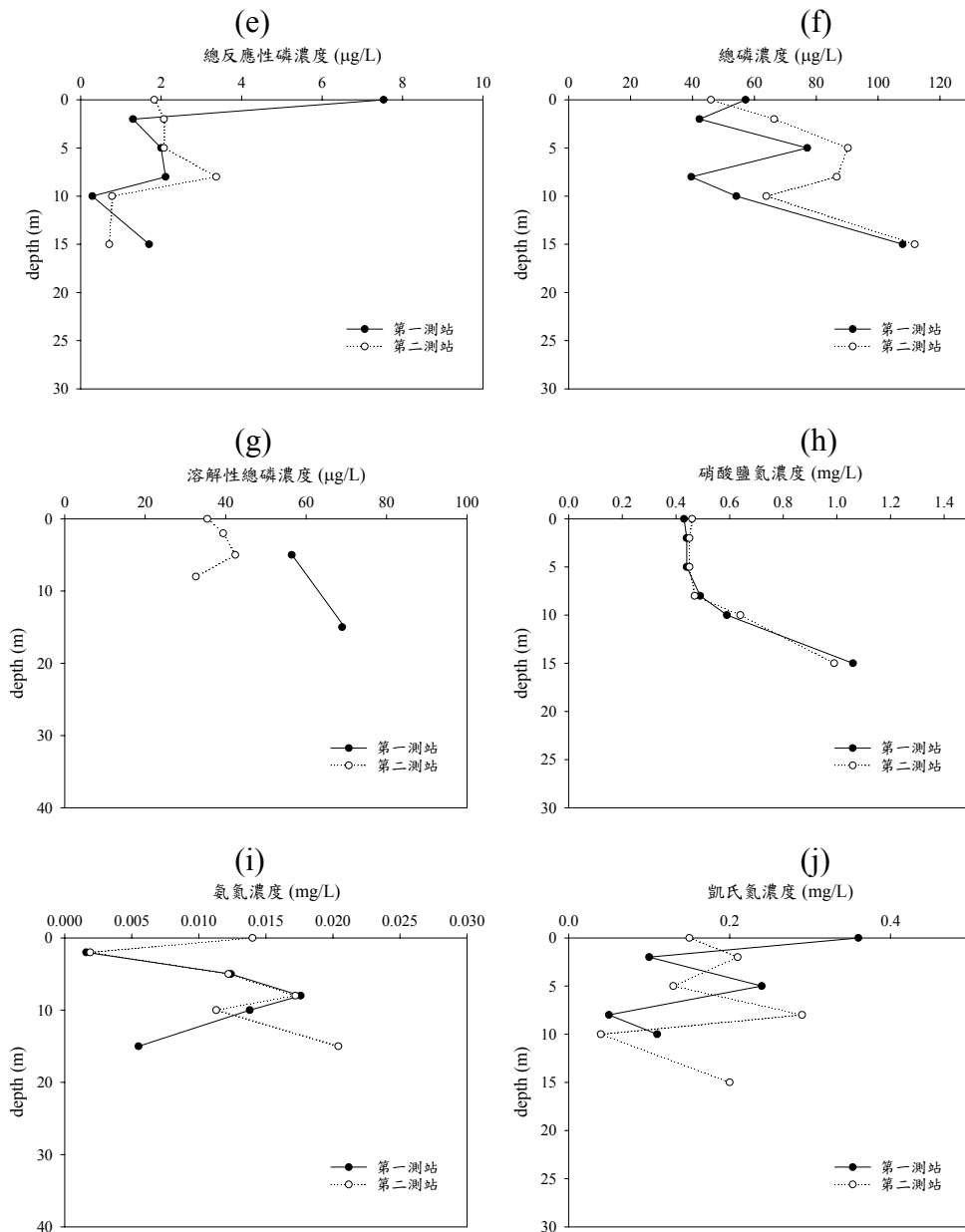


圖 6-43(續) 新山水庫 2006 年 10 月 16 日兩測站水溫及水質之垂直分佈

6.5.3.2 水質監測結果(二) 水質之垂直分佈 (同測站之各水質參數之比較)

圖 6-44 至圖 6-46 為第一測站之各水質參數之比較情形。由圖 6-44 可得知第一測站之水溫、pH 及比導電度皆有分層之現象，比導電度趨勢變化與溶氧及 pH 趨勢相反。在磷方面，在水深 15 公尺處總磷有最大值，為 $107.93\mu\text{g/L}$ 。圖 6-46 為第一測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖，由圖中得知水體中無機氮以硝酸鹽為主，在水深 15 公尺處有最大值濃度約為 1.06 mg/L 。

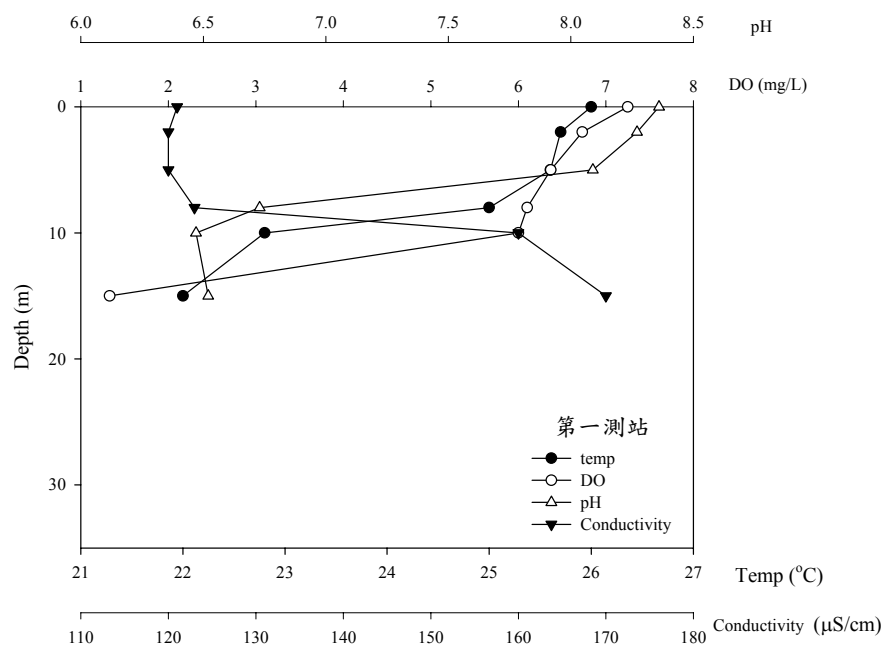


圖 6-44 第一測站水溫、pH、溶氧及導電度隨深度之變化圖

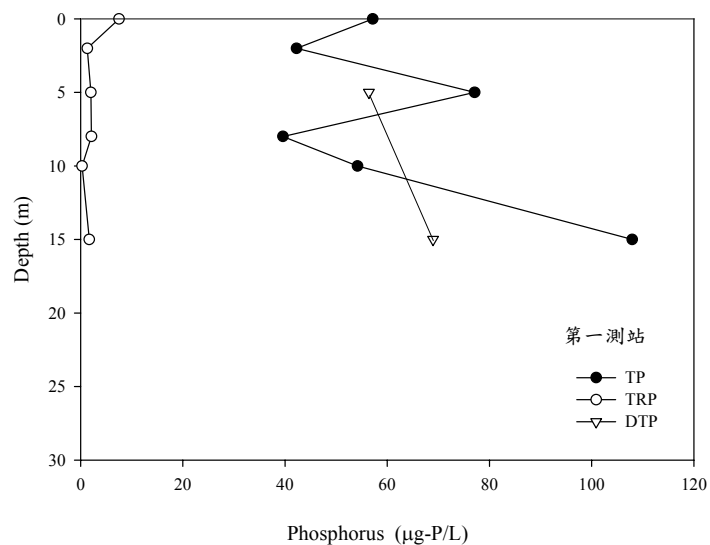


圖 6-45 第一測站總磷及總反應性磷濃度隨深度之變化圖

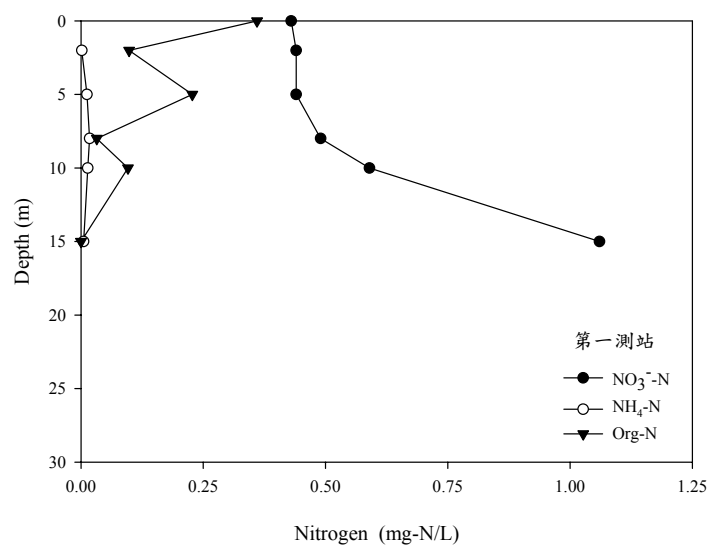


圖 6-46 第一測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖

圖 6-47 至圖 6-49 為第二測站之各水質參數之比較情形。由圖 6-47 可得知第二測站之水溫、pH 有分層之現象。在磷濃度方面，在底層總磷有最大值，為 $111.83\mu\text{g/L}$ (圖 6-48)。圖 6-49 為第二測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖，由圖中得知水體中無機氮以硝酸鹽為主，在水深 15 米處有最大值濃度約為 0.99 mg/L ，有機氮濃度約為 $0.02\sim 0.3\text{ mg/L}$ ，最大值在水深 8 米，其濃度為 0.27mg/L ，在水深 8 米處有機氮濃度最低。發現二測站均以底層營養鹽濃度較高。

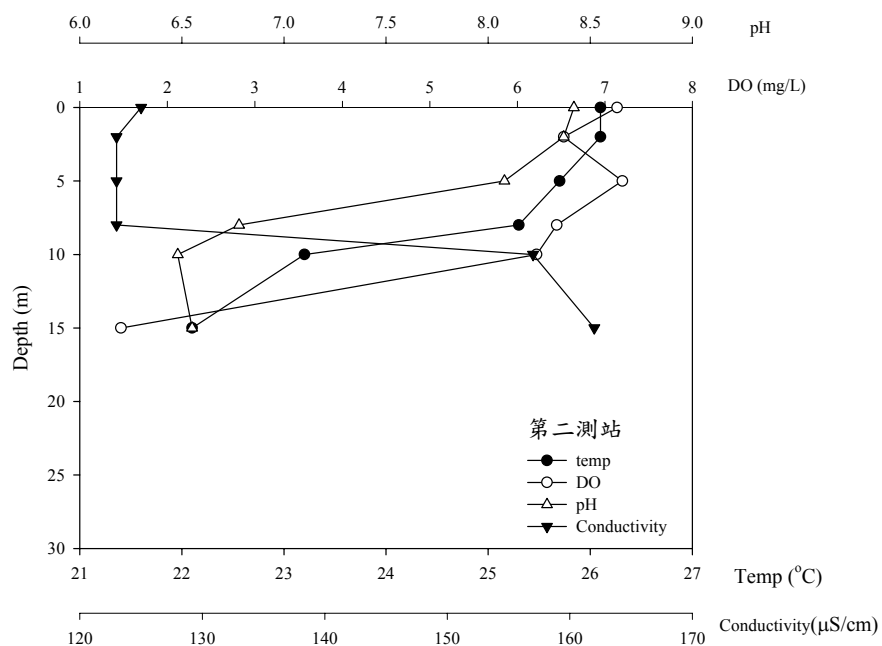


圖 6-47 第二測站水溫、溶氧、pH 及比導電度隨深度之變化圖

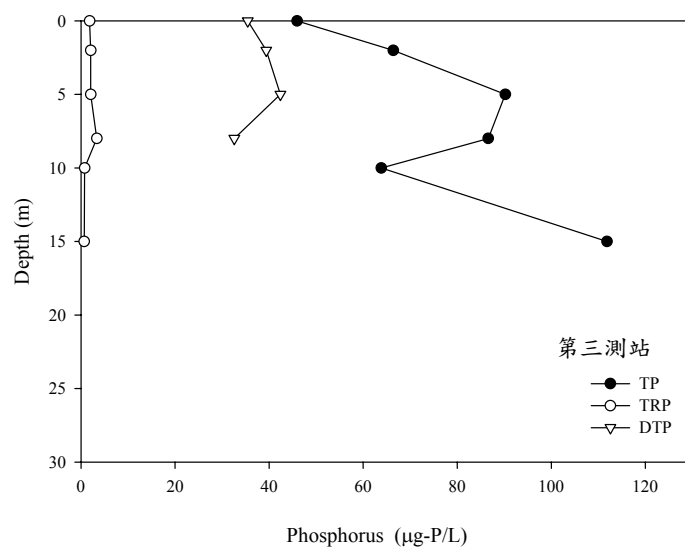


圖 6-48 第二測站總磷、總反應性磷及溶解性總磷濃度隨深度之變化圖

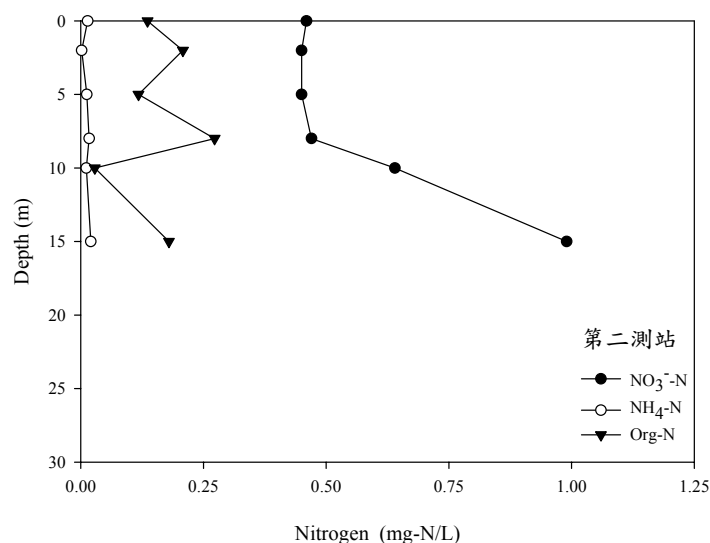


圖 6-49 第二測站硝酸鹽氮、氨氮及有機氮濃度隨深度之變化圖

6.5.4 水質時間變化

6.5.4.1 第一測站三次採樣水質監測結果比較

圖 6-50 比較新山水庫第一測三次採樣水溫及水質之垂直分佈之關係。第一次採樣溫度約 16~25℃，最高 25.08℃，第二次採樣約 18~31℃，最高 31℃，第三次採樣約 22~26℃，最高 26℃，第三次採樣水溫分佈範圍介於第一及第二次採樣之間（圖 6-50a）。pH 值第一次採樣最高 8.11，第二次採樣最高 7.97，第三次採樣最高 8.36，以第三次採樣之分佈範圍最廣（圖 6-50b）。第一次採樣溶氧約 8.11~12.83 mg/L，第二次採樣約 0.19~9.00 mg/L，第三次採樣約 1.33~7.25 mg/L（圖 6-50e），發現於第三次採樣時溶氧之超飽和現象已較不明顯。

於營養鹽方面第一次採樣總反應性磷約 5.3~7.75 μg/L，第二次採樣約 0.71~2.29 μg/L，第三次採樣約 0.29~7.53 μg/L，發現第三次採樣除表水偏高之外，總反應性磷之濃度範圍與第一次採樣相近（圖 6-50e）。凱氏氮第一次採樣約 0.96~2.58mg/L，第二次採樣約 0.16~0.36mg/L，第三次採樣約 0.05~0.36mg/L，發現第三次採樣時總凱氏氮濃度比前兩次採樣低（圖 6-50j）。

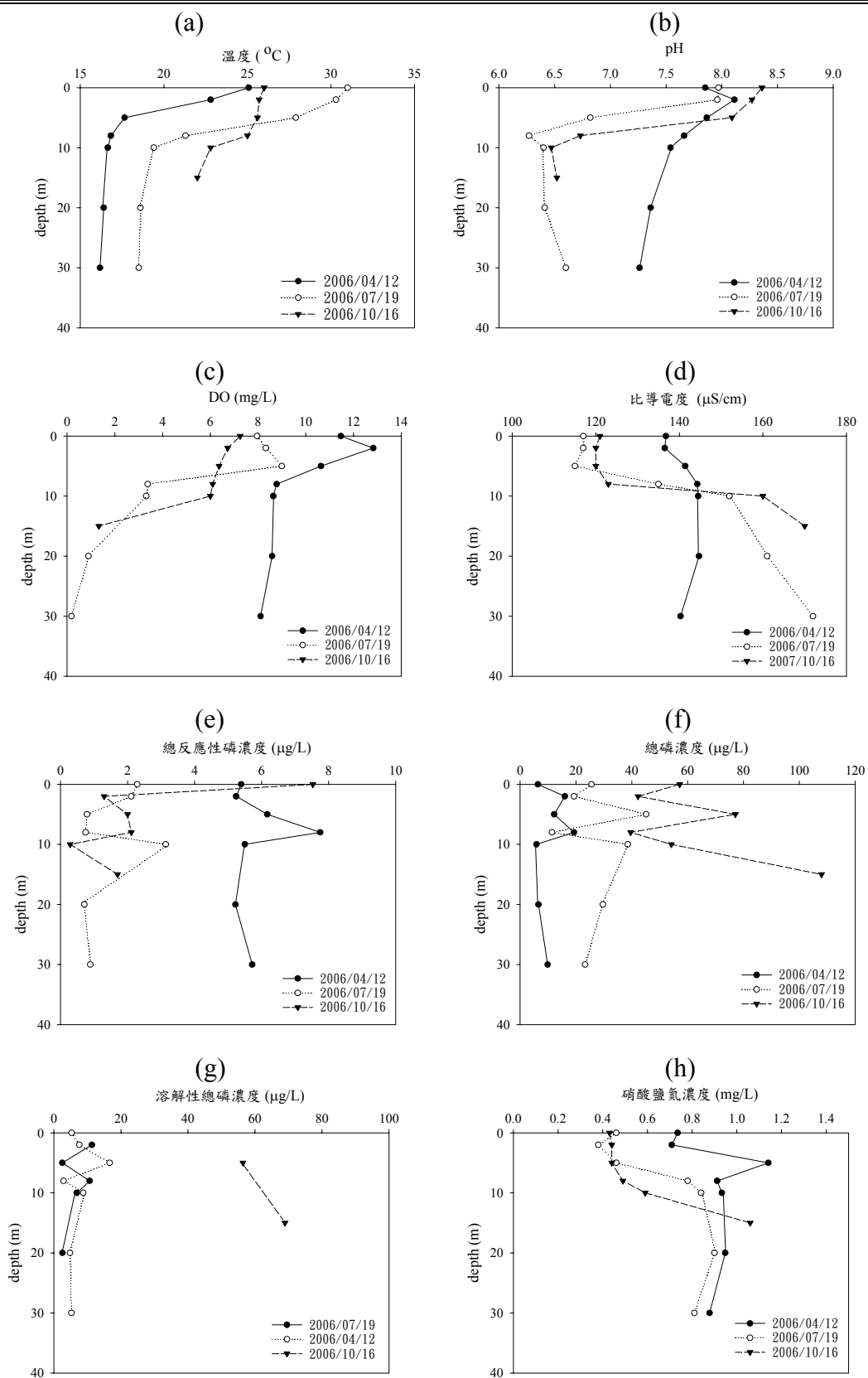


圖 6-50 新山水庫第一測站三次採樣水溫及水質之垂直分佈

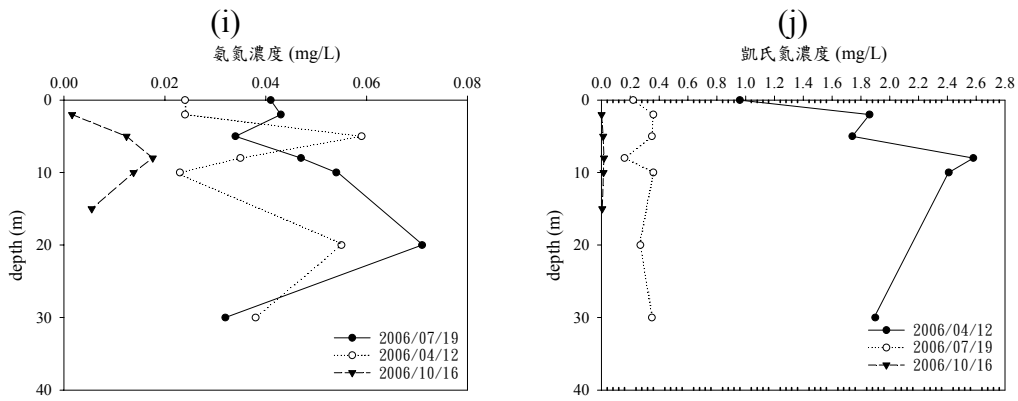


圖 6-50(續) 新山水庫第一測站三次採樣水溫及水質之垂直分佈

6.5.4.2 第二測站二次採樣水質監測結果比較

圖 6-51 比較新山水庫第二測兩次採樣水溫及水質之垂直分佈之關係。第二次採樣溫度約 20~31.3℃，最高 31.3℃，第三次採樣約 22.1~26.1℃，最高 26.1℃（圖 6-51a）。pH 值第二次採樣最高 7.83，第三次採樣最高 8.37，以第三次採樣 pH 較高（圖 6-51b）。第二次採樣溶氧約 1.5~8.05 mg/L，第三次採樣約 1.47~7.2 mg/L（圖 6-50e）。

於營養鹽方面第二次採樣總反應性磷約 1.11~24.36 $\mu\text{g/L}$ ，第三次採樣約 0.71~3.37 $\mu\text{g/L}$ ，發現於深度 5 米以上以第二次採樣濃度較高，深度 5 米以下則趨勢相統（圖 6-50e）。凱氏氮第二次採樣約 0.14~0.40mg/L，第三次採樣約 0.04~0.29mg/L（圖 6-50j）。

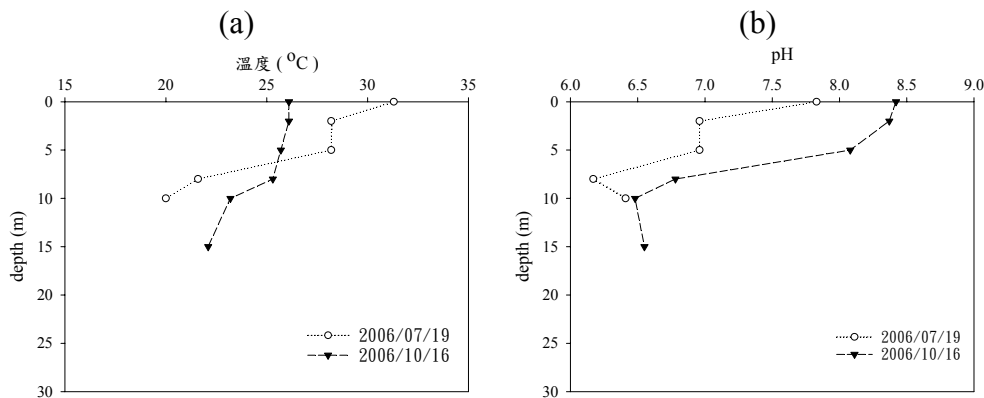


圖 6-51 新山水庫第二測站兩次採樣水溫及水質之垂直分佈

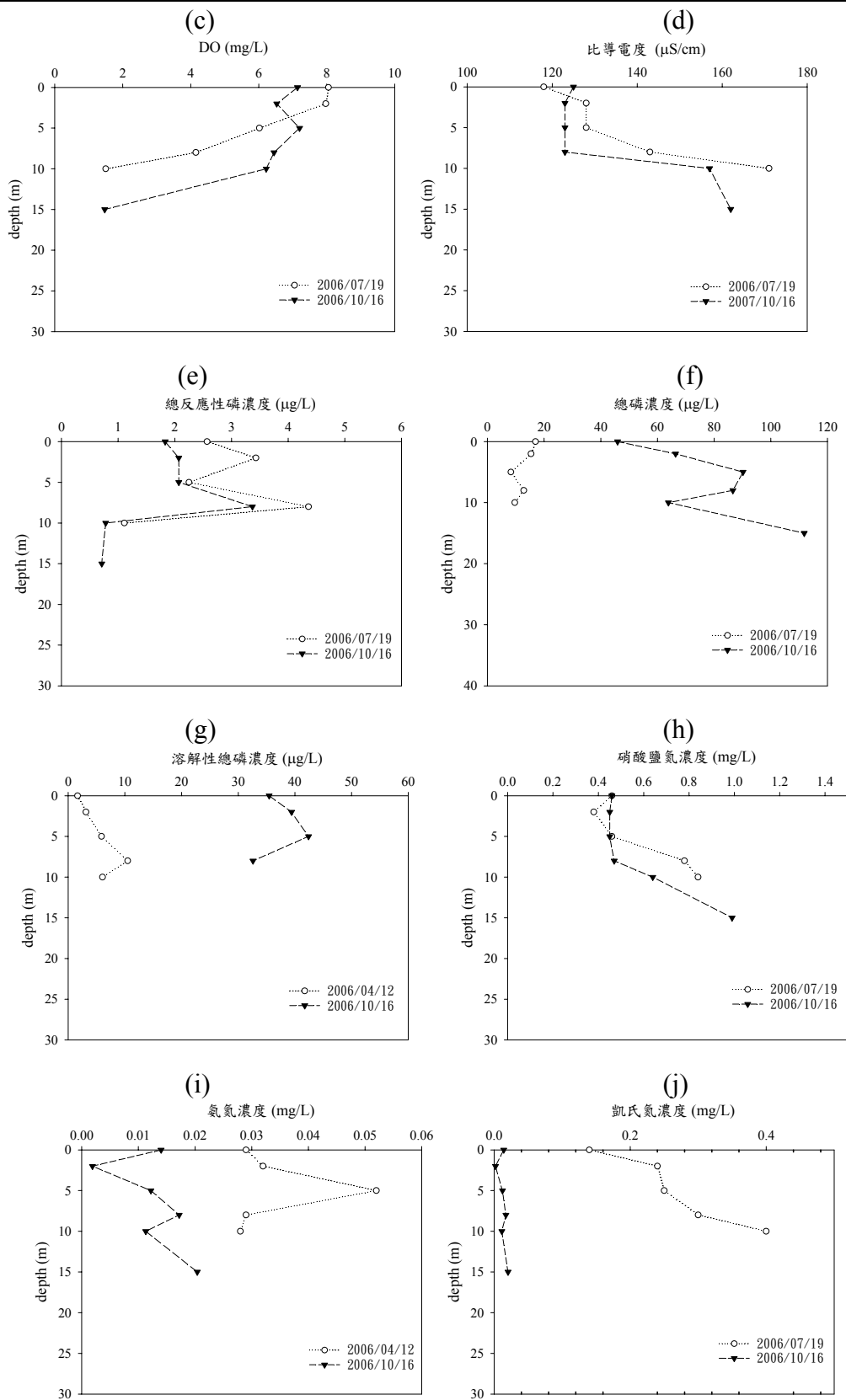


圖 6-51(續) 新山水庫第二測站兩次採樣水溫及水質之垂直分佈

6.6 新山水庫水文水質特性及其對生態系統之影響

本研究團隊於執行「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫」期間曾經調查新山水庫水溫及溶氧隨深度變化情形，再加上本年度計畫中採樣三次，共計七次採樣調查，調查時間為 2005 年 6 月 2 日至 2006 年 10 月 19 日。圖 6-52 及圖 6-53 分別為新山水庫全年水溫及溶氧隨深度變化情形，由水溫及溶氧分佈情形可得知新山水庫大約在 4 月份開始逐漸形成分層，至 10 月份之後水體又漸漸混合，8、9 月為新山水庫分層最明顯的時期。在分層明顯的期間新山水庫底部有缺氧現象，溶氧常在 2 mg/L 以下。

本計畫所採樣的時間為 4、7 及 10 月份，採樣時間適介於新山水庫水體開始分層至分層結束時期。這段期間，水庫下層總磷濃度有隨時間增加之趨勢，見圖 6-50 (f)，推測應是由於此時期新山水庫水體分層明顯，水面氧氣無法經由水體混合下傳，底部逐漸呈現厭氧狀態，使得底部磷溶解度增加，從底部被釋放出來。由今年初之水質監測結果顯示，1 月至 4 月份是新山水庫水體混合情形最好之時期，總磷因此被傳送至上層，加上溫度回暖，故今年 3、4 月開始，確實有一段藻類濃度攀高的時期。由於今年再度發生夏季分層現象，預期明年 3 至 4 月開始，藻類濃度偏高的情形將會再度發生。

除了間接造成藻類濃度偏高之外，水庫底層發生厭氧狀態，對於生態系統的結構及分佈也有極大的直接影響。厭氧區域的存在，除了壓縮水生動物迴游的空間之外，也完全阻礙底棲生物，例如貝類、底棲昆蟲的生存，同時沈積物的微生物代謝作用也減慢(微生物之厭氧代謝較好氧代謝速率小約一個數量級)，不利於有機物的清除。此外，由於新山水庫係由底層出水，缺氧的水會含有硫化物及氨等臭味物質，對於其經處理後所產生之自來水水質，亦可能造成不良影響。

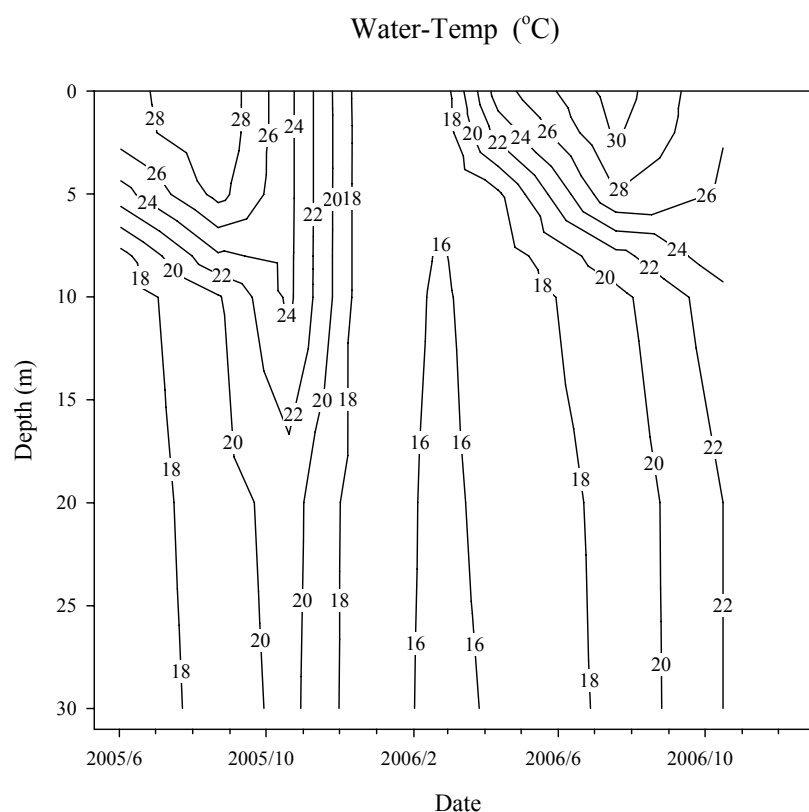


圖 6-52 新山水庫 2005 年 6 月至 2006 年 10 月水溫隨深度變化情形

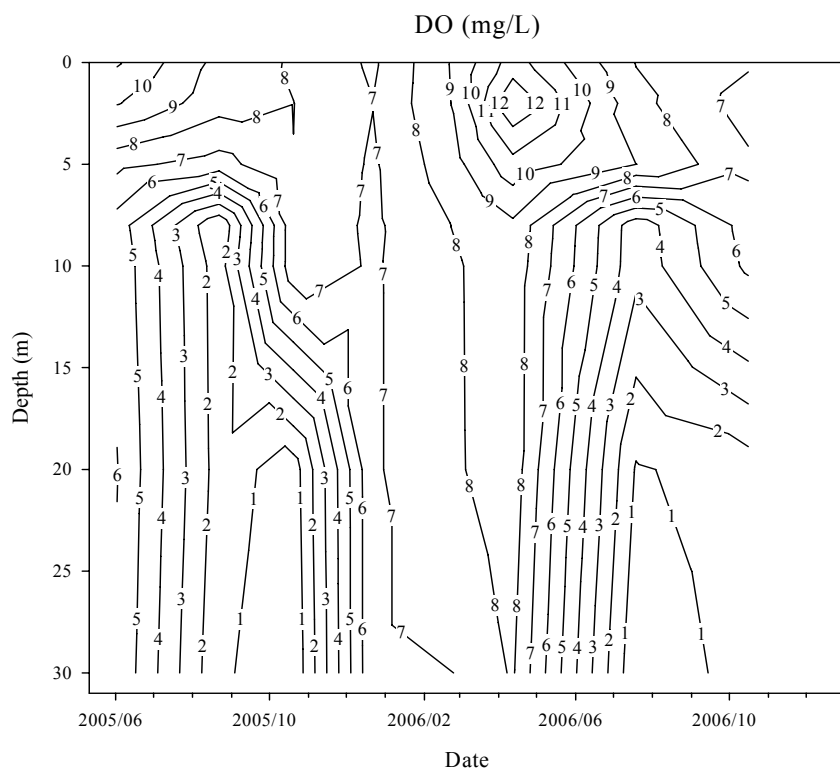


圖 6-53 新山水庫 2005 年 6 月至 2006 年 10 月溶氧隨深度變化情形

6.7 底泥採樣分析結果

底泥運送回實驗室後，冷藏於 4°C 冰箱內待底泥沈降穩定。穩定後再緩慢將上層水抽出，以推進方式將上層約 15 公分之底泥推出採樣管柱，同一採樣點之不同管柱收於同容器內視為相同底泥。將底泥均勻混合，進行初步陰乾，以冷凍乾燥機進行冷凍乾燥程序約五天，取出乾燥後底泥以研鉢研磨並收集通過 20 號篩網之底泥。於孔隙水方面則以離心機 7000rpm，20 分鐘離心底泥樣品，上澄液以 0.2μm 之針頭過濾器過濾，收集濾液於 4°C 冷藏。

底泥分析項目分別為孔隙水總磷、底泥總磷、重金屬（鐵、錳、鈣）、有機質、含水率、酸鹼值及 ORP，其分析結果見表 6-34。

表 6-34 底泥採樣分析結果

		總磷		重金屬 ^a			有機質 ^b	含水率 ^b	pH	ORP
		孔隙水 ^c	底泥 ^a	Fe	Mn	Ca	% dry wt.	% wet wt.		
JUL.	S1	*	*	22.17	1.26	0.28	1.53	38.7	*	*
	S2	*	*	34.49	1.61	0.28	1.59	37.7	*	*
AUG.	S1	0.49	0.39	24.96	1.28	0.039	1.37	*	*	-281.7
	S2	0.35	*	42.49	0.72	0.048	1.49	*	*	-213.8
OCT.	S1	0.13	0.88	37.36	1.01	0.08	1.34	53.7	6.7	-327
	S2	0.06	0.77	33.9	0.74	0.15	1.61	60.8	6.5	-300

S1：採樣點一 S2：採樣點二 單位： a. mg/kg b. % c. mg/L *:未測定

分析十月份底泥之粒徑，皆主要分布在 38~16μm 之內(圖 6-54)，佔重量百分比約 50%。可作為估算沈降係數時之參考依據。由於底泥採樣器每次鑽取之位置雖接近但仍舊有所不同，因此含水率對採樣之位置具有相關性。採樣點 1 及採樣點 2 之底泥含水率由 40%增加至 55%，呈現些微增加趨勢。

孔隙水中總磷濃度由八月約 0.4mg/L 逐漸減少至 0.06~0.13mg/L，而底泥總磷濃度由 0.39 mg/g 增加至約 0.8 mg/g。底泥中總鐵含量由七月份 22.17 mg/g 逐漸增加至 37.36 mg/g；錳含量於七月份約 1.26 mg/g 至十月 1.01 mg/g 無明顯變化；鈣含量自七月份至十月份之含量約在 0.08~0.28 mg/g 之間。底泥磷受到鐵、錳、鈣等金屬錯合效應，形成金屬磷化合物，由圖 6-55 可知，隨著七月至十月重金屬含量增加，造成更多磷形成金屬化合物而使磷濃度隨之增加。於有機質方

面，底泥有機質於七月至十月間內無明顯變化，重量百分比均分佈在 1.3~1.6%，因此可推測在此段時間之內，底泥磷之變化可能非由有機磷所造成。

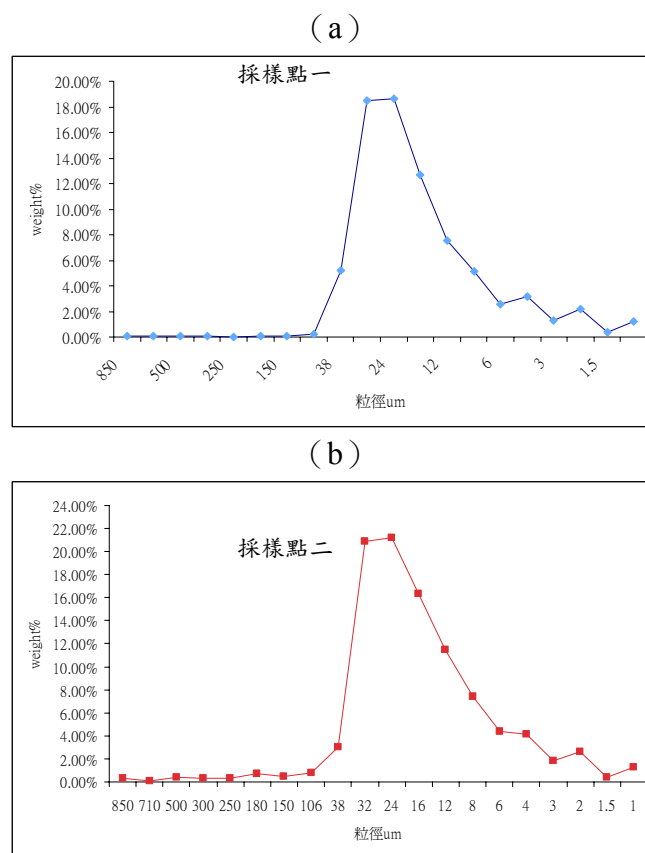


圖 6-54 底泥粒徑分布

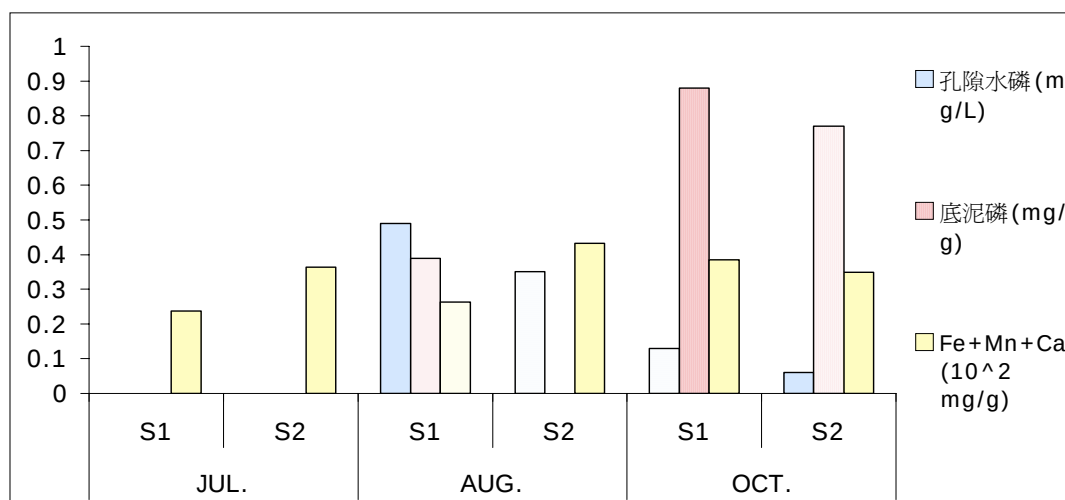


圖 6-55 七月、八月、十月孔隙水磷及底泥磷與鐵、錳、鈣含量趨勢

第六章摘要

本計畫針對新山水庫進行調查生態，提出以生物鏈方式淨化水庫中氮磷水質項目之評估結果及相關準備工作，本章就生態、水質之採樣方法和採樣結果進行分析，可以發現依卡爾森指數與藻類優養指數來看，新山水庫已屬於一輕度優養化之水庫；腐水度指數亦顯示其以受相當程度的有機污染。由 2006 年三次採樣調查分析結果發現，會造成新山水庫優養化的主要原因是由於磷與氮的大量輸入。尤其是當磷的輸入量越高時，越容易促使藍綠藻類的生長，甚而造成微囊藻藻華的現象，而直接或間接地影響了物種組成或食物鏈的結構。

新山水庫內氮及磷的來源可能主要是由淨水廠抽取基隆河之河水而來；當然，水庫邊周圍陸地上表面徑流也貢獻一小部分。除此，底泥的釋出以及水生物如魚類代謝或體表的分泌、底棲性魚種之翻攪底泥造成磷自沈積物釋放至水中等，都可能成為磷的重要來源。水中的懸浮固體與有機物甚多，此為多年來沒有清理庫底的淤泥及水庫內動植物的殘骸與動物的糞團少經分解有關，這也是造成水庫優養化及營養鹽持續循環與增加的主因之一。

由過去一年溫度及溶氧等濃度曲線圖可以看出新山水庫大約在 4 月份開始逐漸形成分層，至 10 月份之後水體又漸漸混合，8、9 月為新山水庫分層最明顯的時期，且在分層明顯時新山水庫底部溶氧幾乎低於 2 mg/L。溶氧低的情形除了造成營養鹽累積，間接造成每年 3、4 月藻類濃度的高峰，亦對於迴游動物及底棲生物之生存造成威脅，是不容忽視的問題。

第七章 討論

7.1 生態

基隆河沿岸有許多住宅區與工廠林立，受許多人為活動輸入及工業排放的影響，可能是造成其營養鹽濃度高於水庫的主因，特別是氮、磷與硫。基隆河與水庫在地理位置上為濱海地區，加上夏季有西南風吹拂，而冬季時受大陸冷氣團籠罩，盛行東北季風，故受海洋影響深遠；是氮、鈉及鎂離子的重要來源。

而河水內的營養鹽，包括總有機碳、總磷與總氮，在輸送至水庫後，則會受生物吸收或揮發、沈澱、吸附等物理、化學作用，使得濃度逐漸降低；但氮離子不被生物所利用且性質穩定，故濃度的改變極微。水庫內兩測站之氮、亞硝酸氮與磷酸磷的濃度皆低於可偵測值，是因為氮很容易以氣體的形式自水中揮發(van der Steen *et al.*, 1998)，且又是藻類最優先使用的氮源(Lau *et al.*, 1995)，所以在水體中的存量會非常的低。亞硝酸又容易受硝化作用而氧化成硝酸的形式，故其含量也非常少。而磷更是水中藻類相當重要的限制元素(Bechmann *et al.*, 2005)，它們會大量地吸收磷酸鹽，並以複磷酸鹽的形式儲存於細胞內(Tang *et al.*, 1997)，造成水體的磷含量極低。

就氮、硝酸氮與磷酸磷的濃度而言，水庫內的氮與磷酸磷都低於偵測極限值，而硝酸氮分別在 4、7 及 10 月時都分別有 0.45 、 0.18 與 $0.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上的濃度值。將本計畫於第一測站所量測的硝酸氮（圖 7-1）、總磷（圖 7-2）及計算出之氮磷莫耳濃度比（圖 7-3）與環保署歷年之監測資料比較，此三者之值皆與環保署近年所得之數值相近。並可發現，除本年度所進行的三次調查外，新山水庫的硝酸氮亦有逐年減少的趨勢。至於總磷，其起伏變化則非常劇烈，從低於 $10 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下到本計畫 10 月時量測的 $76.0 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 都有發生；而氮磷比近年來也有逐漸下降的現象。

原水從淨水廠輸送到水庫後，生物對水中氮與磷的利用效率，相對於其它營養鹽是較為迅速的。2006 年 4 月時總氮從 4.18 減少至 $1.16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 72.2%；總磷從 164.4 降至 $29.2 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 82.2%；硝酸氮從 1.10 降到 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 59.0%。7 月時總氮則從 4.02 減少至 $1.21 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 69.8%；總磷自 270.7 降至 $27.5 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 89.9%；硝酸氮從 0.93 降到 $0.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 80.2%。到 10 月時總氮則從 2.81 減少至 $0.64 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 77.2%；總磷自

196.0 降至 $76.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 61.2%；硝酸氮從 0.76 降到 $0.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，減少 84.3%。此現象造成 4 月份的氮磷濃度比從淨水廠的 56.2 上升至水庫內的 88.0，7 月份更從 32.9 提高至 97.9，但 10 月份則是相異於前兩次，從 31.7 下降至 18.7。

由上述結果可推論，於 4 月及 7 月時，磷很明顯的是此區較重要的限制元素，比氮還更快速地被生物所利用，與前人研究有相同的結果(Bechmann *et al.*, 2005; Kontas *et al.*, 2004)，而此現象則是與人為活動有極大的關聯性(Wang & Liu, 2005)。但到 2006 年 10 月之時，原水從淨水廠輸送到水庫後，氮濃度減少的程度卻高於磷，總氮濃度也比前兩個月來的低，然總磷濃度卻比 4 月和 7 月時來的高。此現象代表在此時期，生物利用氮的效率可能高於磷，或是氮的輸入量開始減少，使得水中的氮很快地就被生物使用殆盡，亦有可能只是生物對磷的需求量降低所致。

而第二測站的陰陽離子濃度都會高於第一測站，可能是因為在接近南方處水深較淺、面積較小、離岸較近，易受邊坡的表面逕流輸入營養鹽影響(Salvia-Castellvi *et al.*, 2001)，特別是有降雨發生時所造成的陸源性輸入(Bergström & Jansson, 2006)。而越往下游，深度漸深、水域漸廣；加上水流自南方往大壩方向時，受生物吸收、揮發、沈澱、吸附等作用影響，使得陰陽離子含量慢慢減少。同樣地，兩測站之陰陽離子濃度會隨著深度增加而遞增，可能也是受到這些因素影響所致。

圖 7-4 是將此兩月份於第一測站所測量之葉綠素濃度值與環保署歷年監測之資料比較，可發現此水庫在 2004 年時有偵測到一次極高的濃度值，其後便迅速下降，而本計畫所得之值亦落於環保署歷年數值之範圍內。兩測站 4 月、7 月與 10 月的藻類密度與葉綠素濃度值在 0~5.0 公尺之深度時，以 4 月為最高，10 月次之，7 月最低，且都會隨深度的增加而遞增。但在 5 公尺以下水深，則隨深度的增加而降低，呈指數型趨勢遞減，且在 5.0~10 公尺間的值有大幅降低的現象。當水深達到 10 公尺以下時，藻類密度與葉綠素濃度則會維持在一個較低且穩定的狀態，且三個月之間的差異會比表水層來得小。上述結果代表在受到光照的影響下，在約 5 公尺以內陽光可到達深度的範圍中，大部分藻類會有較適宜的生存環境，且受季節變化的影響。但在 10 公尺以下的水深時，因為此三個月所量測的值，彼此間的差異會比表水層來得接近；亦即在此深度以下，除藻類本身的數量極少外，受季節影響的程度也低於表水層。同時也顯示了藻類密度及葉

綠素濃度，在不同時間裡雖會有不同的高低起伏，但隨深度的趨勢變化並不受季節所影響；皆於表水層漸增後，再成指數型遞減，然後在 10 公尺後逐漸達到一個穩定的極低值。

由於新山水庫內之藻類群落是由少數藻類形成優勢族群，以致藻類的種歧異度指數和種豐富度指數值都不高，亦曾有藻華的狀況發生過。表水層之葉綠素濃度在 2006 年時，是以 4 月為最高，10 月次之，7 月最低；藻類密度是以 10 月最高，4 月次之，7 月為最低。4 月與 7 月的葉綠素濃度和藻類密度兩者無法相符合的原因，可能是由於藻種組成的不同，或是因季節變化而造成藻類細胞的葉綠素含量改變所致。雖然 4 月份的溫度與光照都低於 7 與 10 月，但營養鹽濃度是三次調查中最高，特別是硝酸氮，故提供了足夠的養分給予藻類生長，提高了藻類族群數量。而時至 7 月，因為營養鹽濃度比 4 月時來的低，且浮游動物的數量又比 4 月時高出許多。此時藻類在強烈的攝食壓力下，又無足夠的營養提供來使其繁殖，所以造成 7 月份的藻類密度大幅降低。到了 10 月，浮游動物的數量又再度減少，雖然營養鹽濃度是三次中偏低的；但在溫度適宜與日照足夠的環境以及攝食壓力減少的情況下，藻類得以持續增長，所以數量會比有大量浮游動物的 7 月與較低溫和低光照的 4 月時來的多些。由此可知，新山水庫內藻類的數量變化，同時是受控於環境與生物的因子。環境上的影響因子有溫度與日照；而就食物鏈的觀點來看，藻類的族群數量是同時受控於由下而上（bottom-up）的營養供應，以及由上而下（top-down）的攝食壓力所影響。

葉綠素濃度之水平分佈在此三次的調查中，大壩皆是呈現最低的，越往南方處遞增現象越明顯，且在靠東、西方的邊岸處會有較高的濃度值。此現象尤以 4 月最為明顯，甚而在 10 月份時，於第二測站出現一個最高的濃度值。推論可能造成的原因是由於在南方或東、西方的邊岸處，因離岸距離短，易受邊坡的表面逕流或粉塵輸入營養鹽影響，使得靠南、東與西方的表水會有較高的葉綠素濃度。是故，邊坡表面逕流或粉塵等陸源性輸入的影響，首先提高了水體中營養鹽的濃度，繼而促進了藻類的生長，使得水中的葉綠素濃度較高於大壩處。若營養鹽可持續不斷地輸入，又無藻食性魚類或浮游動物可控制其繁殖速率，再加上溫度與光照等其它環境因子適宜的話，將有可能形成藻華的現象。

而圖 7-5 與圖 7-6 則分別顯示出，環保署歷年所調查之葉綠素的消長與硝酸氮、總磷濃度的相對變化。由此兩圖中不難看出，除少數幾次的時間點可能受

當時氣象或人為影響外，整體上葉綠素的濃度高低起伏與水體中的硝酸鹽、總磷含量變化相當吻合，代表藻類生長速率的增減與此兩種營養鹽濃度有密切的關係。所以就單純以營養鹽方面來看，若能控制氮與磷輸入至水庫中的量，或是減少氮、磷在水體中的濃度，即或許可以降低藻類的數量，避免優養化現象的形成。但若是將歷年的葉綠素、硝酸氮與總磷濃度同時呈現於 3D 立體圖上（圖 7-7），卻很難發現到兩種營養鹽濃度同時對葉綠素濃度所造成的影響。所以，若想控制藻類在水庫中的生長，不但要考慮到無機氮與磷本身各自的濃度外，有機氮與其它營養鹽的含量，以及總氮、總磷間的比例，都可能是重要的關鍵(Lee *et al.*, 2000; Smith, 1983; Vézic *et al.*, 2002; Yusoff & McNabb, 1997)。而且除了營養鹽的影響外，如上所述，尚有許多生物及環境上的因子，包括浮游動物(Hansson *et al.*, 1998)、魚類(Chang *et al.*, 2004; Datta(Saha) & Jana, 1998; Starling *et al.*, 2002)、光照與溫度等(Lee *et al.*, 2000; Litchman *et al.*, 2003; Tang *et al.*, 1997; White *et al.*, 2005)，亦會影響到藻類的繁殖速率。

在葉綠素濃度與總有機碳、營養鹽相關方面，藻類在行光合作用時，即會將生成之含碳化合物儲存或釋放至水體中，使水中的碳濃度上升。所以，葉綠素濃度與總有機碳的濃度在三個調查月份裡，兩測站都會出現 $R^2=0.50$ 以上的正相關，尤以 10 月份為最高，達 0.86 與 0.99。而 4 月份時葉綠素濃度與硝酸氮呈現高度的負相關，是因為硝酸鹽類是藻類獲得氮的重要來源之一。所以當藻類的含量越高，利用的效率就越明顯(Lau *et al.*, 1995)，水體中的硝酸鹽濃度也隨之越低。但 7 月份時此相關值明顯地下降，10 月份又再度升高，可能是因為受藻類數量的變化之故。

但從葉綠素與硝酸氮的濃度變化仍約略可以發現，無論是哪一月份，兩者濃度在 5.0~10 公尺的深度時會有明顯的改變；前者會下降，後者則會上升，顯示兩者間仍存在一定的相關性。除硝酸氮外，鉀、鎂、鈣及硫酸硫也與葉綠素濃度有類似的情形，但於不同的季節都有各自的相對變化，並無規律的一致性。第二測站葉綠素濃度與陰陽離子的相關大都高於第一測站，推論是由於南方處有較高濃度的營養鹽所造成。而這些營養鹽在經過運輸到達第一測站時，可能已受生物吸收與揮發、沈澱、吸附等物理、化學作用影響，使得含量產生不同程度且非線性地遞減，以致相關性降低。由此三次測量結果也得知，因為此水庫範圍不大，但臺灣氣候季節變化明顯；所以葉綠素濃度與營養鹽的相關性，受到時間的影響

會比空間上來的大。

初級生產力部分，2006 年 4 月 20 日、7 月 12 日與 10 月 20 日全天的總初級生產力分別為 1.99 、 1.69 和 $2.33 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ 。雖然 4 月 20 日全天的日照量只有 $1,315 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ ，遠低於 7 月 12 日的 $3,393$ 與 10 月 20 日的 $3,289 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ ，但 7 月 12 日所量測的每公克浮游生物乾重之葉綠素含量只有 4 月 20 日的 36%。所以即使 7 月 12 日時的日照量高於 4 月 20 日，但受限於較低的葉綠素濃度，而造成初級生產力不及 4 月 20 日。到了 10 月，葉綠素濃度介於 4 月與 7 月之間，日照量略低於 7 月，但相差不大。然 10 月所估算出來的初級生產力卻大於 4 月與 7 月的值，此兩月分別只有 10 月份的 85% 和 73%。可推估能是因為此時期水中的藻類族群量較充足，加上日照足夠，才使得初級生產力大幅提高。所以水體中的初級生產力不但受日照量多寡的影響，生物量、葉綠素濃度、藻密度，甚至是溫度，都可能是關鍵的環境因子。

因本計畫並無法密集性地監測水質與物種組成變化，對於周圍非點源性污染及大氣沈降的部分也未加以採樣分析。且由於新山水庫為一離槽水庫，抽水場會不定時與不定量地輸送基隆河水至水庫，或從水庫抽水回去，使得營養鹽收支的估算有相當的難度。如此以致於資料不足，而不易找出此水庫內營養鹽與物種組成變化的關連性。

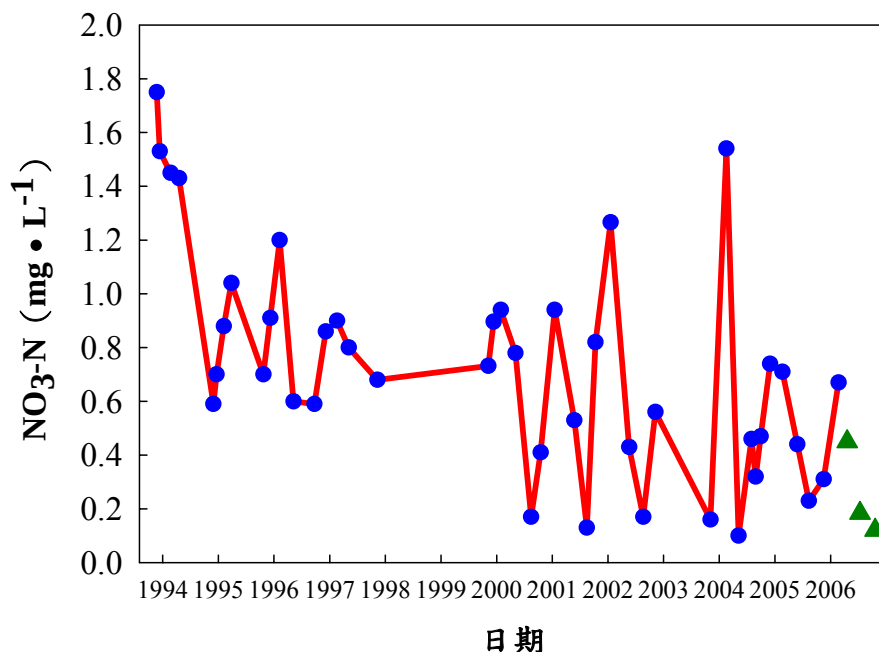


圖 7-1 本計畫 4、7 與 10 月所量測硝酸氮濃度 (▲) 與環保署歷年資料之比較

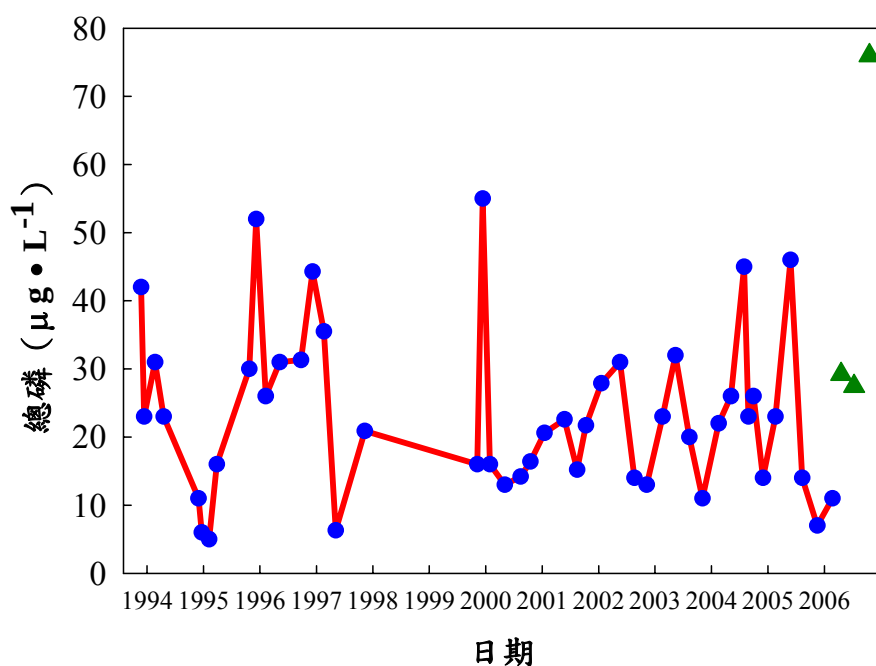


圖 7-2 本計畫 4、7 與 10 月所量測總磷濃度 (▲) 與環保署歷年資料之比較

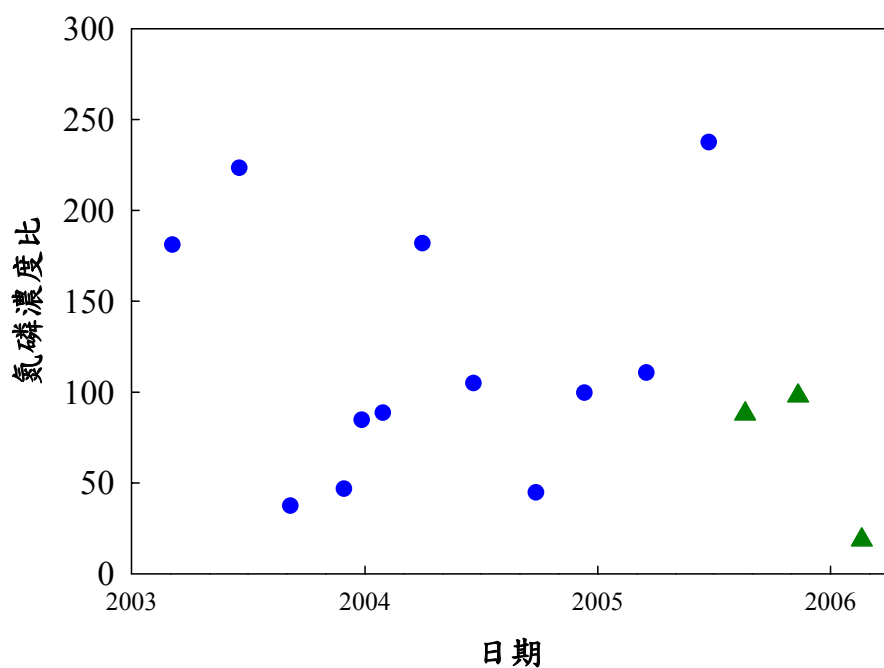


圖 7-3 本計畫 4、7 與 10 月所量測氮磷濃度比 (▲) 與環保署歷年資料之比較

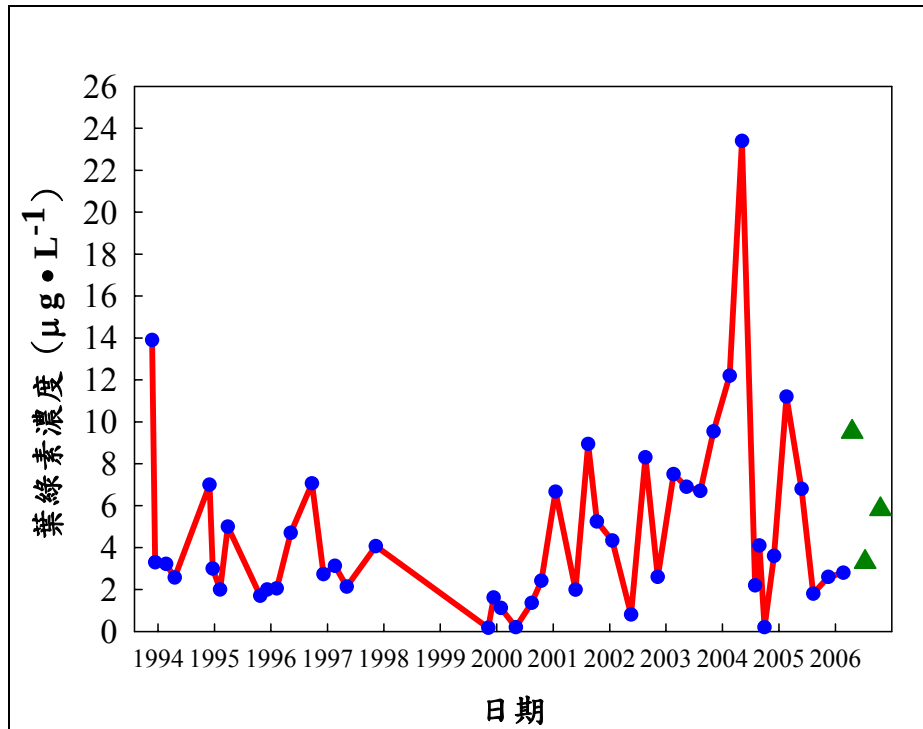


圖 7-4 本計畫 4、7 與 10 月所量測葉綠素濃度比 (▲) 與環保署歷年資料之比較

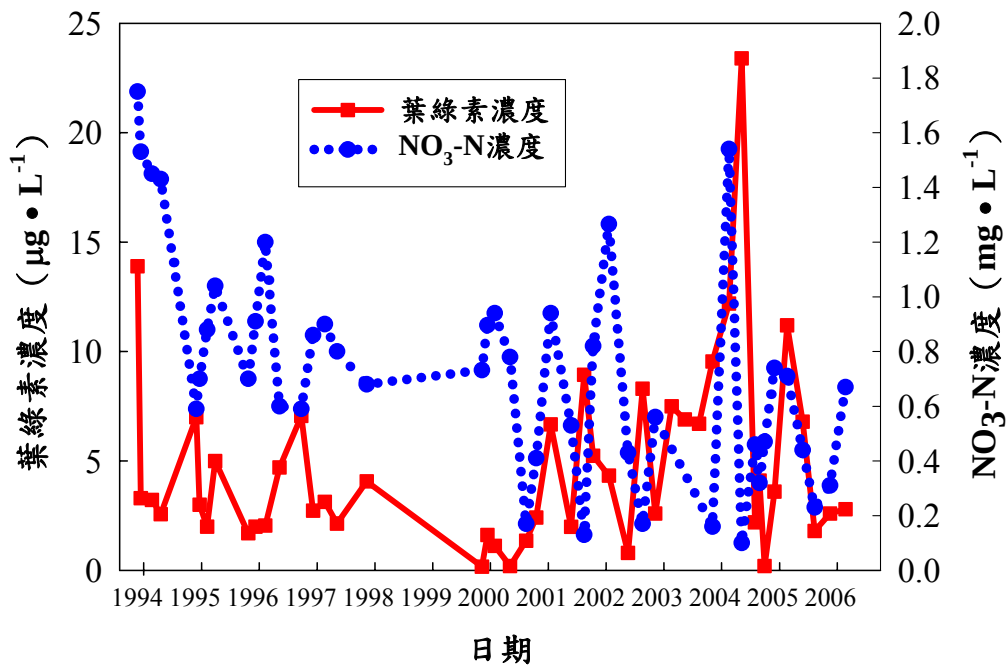


圖 7-5 新山水庫歷年葉綠素濃度與硝酸氮濃度之變化(環保署資料)

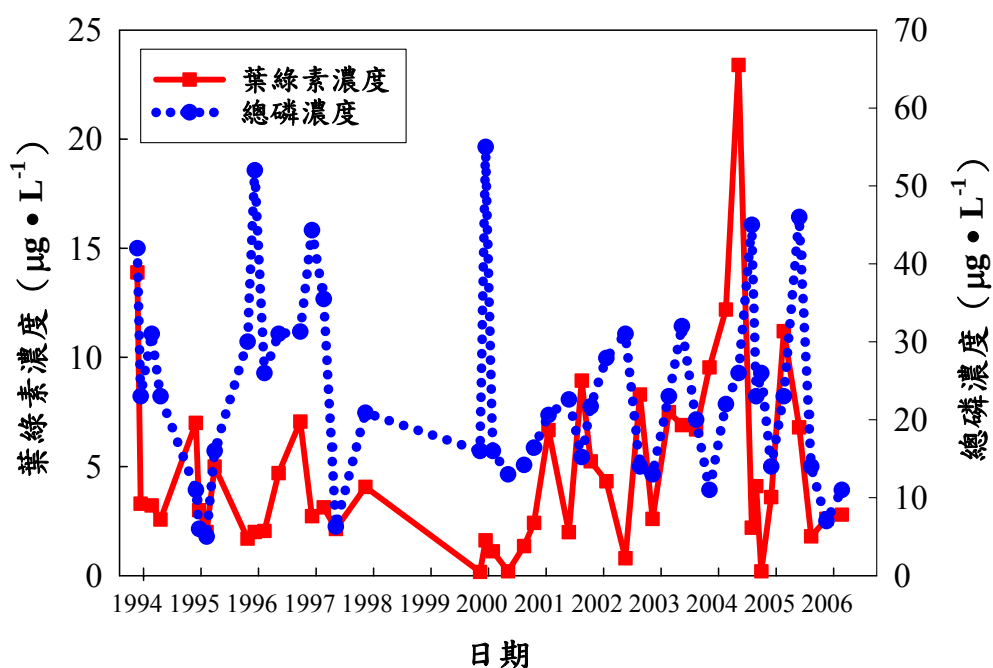


圖 7-6 新山水庫歷年葉綠素濃度與總磷濃度之變化(環保署資料)

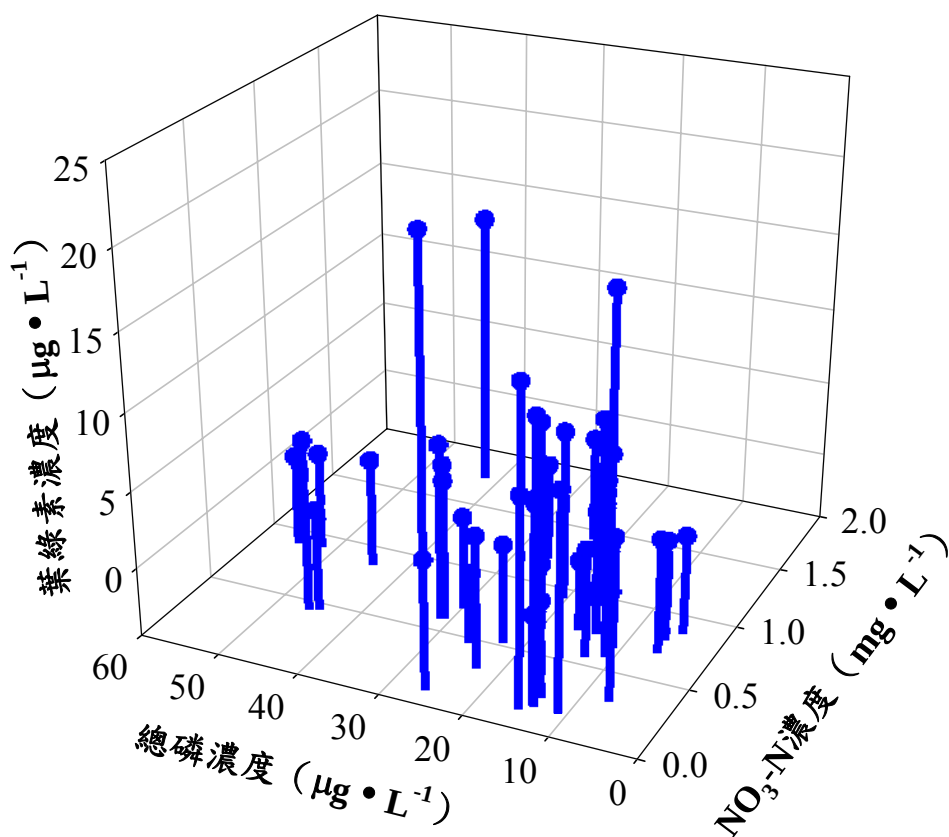


圖 7-7 新山水庫歷年葉綠素濃度與硝酸氮、總磷濃度之變化(環保署資料)

本水生生物相的調查重點為瞭解水庫內水生生物的種類、數量及其相互間的生態關係，做為將來以生態工法來預防或控制水庫的優養化(Shapiro, 1990)。本研究經過三次的採樣後，分別有 22 種、26 種及 18 種浮游動物。各站或各水層雖有不同種及數量差異，但可視之為屬於同一環境水體的生物。由於浮游動物中以甲殼類的 *Bosmina*、*Eodiaptomus* 及 *Macrocyclus* 為最多，雖亦有不少的輪虫出現，但從這些生物反映其水質，則屬於輕度有機污染(β ms)的水體。三次採樣結果的差異與季節變化，特別是水溫與水位的高低有關。浮游動物具有垂直分佈與移動的現象，此與光照度有關，但底層有甚多的殘糞累積，表示能量的流動速度並不快。另外，浮游物數量的季節變化，在某種水蚤如 *Eodiaptomus* 亦非常明顯，至於微細的浮游動物(nannoplankton)則相當豐富，由於其體型甚小，每 1L 的水中高達 2580~4300 隻，以 10 月比 7 月份 1.5~2 倍，其中以 *Trachelomonas*、*Tintinopsis* 及 *Ceratium* 為較多，這些生物在能量的循環及小魚小蝦的食物中，佔有重要的地位(Scavia & Fahnenstiel, 1988)。它也跟水質極具關係，在較多的溶氧下，其種類與數量都多。

由於水質屬於輕度有機污染，故水生昆蟲與底棲生物的族群量並不豐富，三次採樣僅有 6~7 種而已。其中以石田螺最為豐富，每平方公尺約有 12~16 隻，視地點而定。第二次採樣，水生昆蟲與底棲生物的族群量大量減少，應與水庫水位下降 2~3 米有關。第三次採樣的底棲生物更少，此可能與水溫有關。

至於用網具捕獲的魚種與數量也不豐富，只有 6~9 種而已，可能是因為輕度污染的關係，其中以黑鰱最為重要，因其體長都在 88~100 公分左右，且有一定的數量。水庫中最多者則為極樂蝦虎、吳郭魚、大肚魚及餐條，其中除了吳郭魚有達 1~2kg 外，其餘都是小型魚，但對能量的移轉都具有相當的地位，可從其食性或胃內含物而得知。訪問當地居民及水庫工作人員，則約有 21 種魚類、3 種貝類、2 種蝦類，尚屬多樣化的生物種類。這些魚種皆有不同的食性，非常有趣。其中，專吃水草的草魚數目已經非常稀少，也無其他水草魚的發現，故草魚的放流，似有必要。

若與其他水庫比較之，得知新山水庫的生態與翡翠水庫頗為相似，但稍為簡單，這可能是魚種較少的關係。其鱖魚的食物種類與翡翠水庫者十分雷同，沈(1991)在翡翠水庫曾加以研究發現。本研究亦發現鱖魚的食性主要為動物性浮游生物的 *Cladocera* 的 *Bosmina* 及 *Ceriodaphnia* 與 *Copepoda* 的 *Calanoida* 及

Cyclopoida，如表 2.4-6 所示，同時亦有藍綠藻、綠藻與矽藻，但為次要者。另外，譚與雷(1989)研究翡翠水庫水域生態時亦有相同的食性發現。同年曾(1989)在鷺鷥潭的黑鰱胃內含物亦發現有大量的浮游動物碎片及為數甚多的矽藻 (*Melosia*, *Achnanthes*, *Navicula* 及 *Fragilaria*)及少量的綠藻(*Eutetramorus* 與 *Scenedesmus*)及藍綠藻的 *Aphanocapsa*。至於在桃園的石門水庫，姜(2006)發現庫內黑鰱的胃內含物主要也為浮游動物約佔 75%，浮游藻類最多只達 25%，另有水生昆蟲的出現，也就是黑鰱的食物廣含浮游動物與藻類。至於白鰱的食性因尚未捕獲，只能從文獻中彙集，Lin(1969)發現其消化道內含物依身處在不同池沼而異，亦即有以綠藻為主約佔總量的 12-84%，另外，有些則以藍藻為主高達 49-92%。而不論何種池沼，白鰱胃內含物的動物性浮游生物的數量約只佔 0-12%，一般不超過 5%，故知白鰱較不喜好動物性浮游生物。也因此若比較鰱鰻對於水庫內浮游生物的去除效果，鰻魚似乎比其他魚類為佳，因其可去除浮游動植物，在第二次及第三次魚類採樣時，仍無白鰱的出現，訪問附近居民，亦得知新山水庫並無白鰱的蹤跡。因此將來勿放養白鰱，以防生物污染，至於鯉魚亦在禁止放養之列(Havvns, 1991)。另外，泰國鰱魚因已減少，宜放養以控制這些禁放魚種的幼苗。至於餐條的胃內含物主要為 *Daphnia*，曾發現 40 多公分的魚體胃內有 2 千多隻水蚤，其對 *Daphnia* 的攝食量與體形成正比，故利用 *Daphnia* 吃藻類，餐條吃 *Daphnia* 的食物鏈工法，應多少可降低優養化的程度。

利用放養草鰱魚來控制池沼水庫的優養化，雖也有成功之案例(Cassani, 1996；Opuszynski & Shireman, 1995；Small *et al.*, 1985)，但一般都是在池沼湖泊等面積不大的水體，而且其水體的優養化程度已很明顯，達到over-eutrophic的狀態。如此其水中葉綠素的含量都在 200mg/m³以上，在充足的藻類與浮游動物的供應下，若放養草鰱魚當然會將水中的浮游生物充分利用，而取得豐富的漁產，最後再排乾沼湖收穫，此種養殖的例子不少。但一般水庫的葉綠素含量在 0-10mg/m³，若放養的魚類在食物不足下難以長大，加上水庫不能排乾，捕魚工作變得非常困難，水庫的能量雖有移轉，但經過捕獲而輸出甚少，其優養化的現象將持續存在，預防或處理優養化的功效不彰，故此方面還要有其他方法如捕魚(Reinertsen *et al.*, 1990)去移除能量加以配合，才是上策。否則寧願不放養白鰱。

中國大陸池沼養殖珍珠或其他國家養蜆的觀念，似乎可彌補能量輸出的缺乏，也就是在水庫內利用網袋來養殖珍珠貝，其可淨化水質；減少水中藻類及有

機碎屑含量(Yamamuro,1999)，又可因簡單的收穫而將能量輸出且亦有珍珠可收成，一舉數得，故珍珠貝的食性與養成，將進行彙整以供參考。今年本想種植一些淡水珍珠貝，無奈因野生的珍珠貝愈來愈少，購買不易，現仍在蒐購中。目前已進行利用蜆的濾食來減少水中浮游藻類的研究，成效不錯頗值得參考(陳，2006)。

至於吳郭魚在新山水庫的大量出現似乎是水庫水質惡化的一大隱憂，它已反映出水庫水質有優養化的跡象，它又在岸邊挖土為巢造成混濁、破壞水質，且因慢慢的適應冬季水溫，已然不致凍死，目前已大量繁殖存在，將造成生態惡化，其之防除應有其急迫性與必要性。另外在以網具捕撈魚類時，發現網具將被懸浮有機物或懸泥附著，亦即表示水中幾米以下的懸浮固體物質太多，加上底泥累積的有機物如糞團等等，這些應是形成營養鹽增多及維持其能量循環的主因。

7.2 總結

綜合近年來國內外利用物化和生物控制、食物鏈等方式來達到移除水中營養鹽和改善水質，其中可能可以作為國內水庫，尤其是新山水庫之參考的，歸納如下：

7.2.1 上游壩堤：

原理：於上游處建造較小型的壩堤，延長水在上游的滯留時間。

優點：1.磷減量的反應區，藉浮游植物的吸收或金屬離子吸附後沈澱。

2.若有叢生的水生植物，則可加速磷的吸收。

3.總磷移除率達 60~80%。

4.調節水量與蓄水的功能。

缺點：1.受限於浮游植物的組成及生物鏈結構。

2.水體受溫度分層影響。

3.無法控制磷自底泥的釋出。

4.只適用於具大型支流的水庫。

5.淤積問題。

6.浩大工程，人力、物力與財力的負擔。

參考文獻：Salvia-Castellvi *et al.*, 2001

7.2.2 人工濕地：

原理：利用黏土層與石子、沙粒等的鋪設，並培養藻類或種植水生植物。

優點：1.植物、藻類及微生物可有效去除氮、磷。

2.降低生化、化學需氧量、懸浮顆粒、大腸桿菌。

3.底土亦可吸附氮磷，但能力有限。

4.規模可大可小，比廢水處理廠更節約能源與成本。

5.可隨時監測。

缺點：1.成效取決於植物種類與底質類型。

2.可能會受季節性的溫度變化影響。

3.亦因深度、滯留時間與流量的不同而有差異。

4.要注意氧氣的供應及定期採收植物。

5.專門設備的需求與硬體建築。

6.後續投資人力管理與維持。

參考文獻：Chen *et al.*, 2006; Ciria *et al.*, 2005; Jing *et al.*, 2001; Picard *et al.*, 2005; Sakadevan & Bavor, 1999; Song *et al.*, 2006

7.2.3 水生植物：

原理：栽植水生植物以吸收水中營養鹽或抑制藻類生長。

優點：1.有效去除氮、磷附生其上的藻類亦有相同功能。

2.與藻類競爭營養鹽，影響藻類繁殖。

3.分泌排它物質抑制藻類繁殖。

4.取材容易、設計簡單、管理方便。

5.收成後可用於食品或飼料。

缺點：1.成效取決於植物種類。

2.受環境因素影響。

3.需評估排它物質對生物體的潛在危險。

4.要有良好管理制度，並考慮後續採收問題。

參考文獻：Hansson *et al.*, 1998; Nakai *et al.*, 1999; Nakai *et al.*, 2000; van der Steen *et al.*, 1998; Yamamuro *et al.*, 2006

7.2.4 藻類吸收：

原理：培養藻類用以吸收水中營養鹽及重金屬物質。

優點：1.無二次污染問題，收成後亦可作為食品或飼料。

2. 培養容易，效果迅速、顯著。

缺點：1.不易收成，事先需藉由特定基質將其固化。

2.藻種選擇、放置時間與培養密度需審慎評估。

3.需使用特殊設備進行操作管理。

4.由於成長快速，需持續不斷替換更新。

5.易受環境因素影響。

參考文獻：Jiménez-Pérez *et al.*, 2004; Lau *et al.*, 1995; Mallick, 2002; Tang *et al.*, 1997

7.2.5 貝類利用：

原理：使用經處理後的廢棄牡蠣殼來移除水中的磷。

優點：1.部分臨海地區牡蠣殼產量大，取得容易。

2.可與磷形成不可溶解之化合物。

3.去除磷的效率達 68~98%。

缺點：1.需以特殊儀器進行物理與化學方式前處理。

2.尚無法確認其對水質或水中生物的影響。

參考文獻：Kwonet *et al.*, 2004

7.2.6 食藻魚類：

原理：利用藻食性魚類攝食浮游性藻類。

優點：1.不需任何人工建設，減少成本支出。

2.材料取得容易。

3.約減少微囊藻 60~93%的量。

缺點：1.不同魚種具不同攝食效率與消化能力，需審慎評估與選擇。

2.魚體的分泌與糞便的排放會增加水體中 6~180%的營養鹽。

3.必須兼顧到後續如何控制繁殖的問題。

參考文獻：Datta(Saha) & Jana, 1998

7.2.7 食魚魚類：

原理：放入食魚性魚類，增加對鯉科魚類的掠食壓力。

優點：1.魚種取得容易，成本較低。

2.有效控制鯉科魚類的繁殖，增加浮游動物生物量。

3.減少底泥干擾，助長水生植物著生。

4.降低磷自底泥釋放至水中。

缺點：1.本身營養鹽的分泌與糞便的排放，亦會增加水體中的養分。

2.必須考量到後續如何控制其增長的問題。

參考文獻：Hansson *et al.*, 1998

7.2.8 魚類移除：

原理：分非選擇性移除及鯉科魚種移除兩種。

優點：1.總磷及葉綠素 a 濃度明顯降低。

2.能見度提高，浮游動物量增加，藍綠藻比例下降。

3.移除 150 噸的魚平均每天可減少 5.1 公斤的磷進入水體。

4.捕撈漁獲也代表了營養鹽的直接移除。

5.避免魚類在底部翻攪底泥而釋放出磷或干擾水生植物生長。

6.減少對浮游動物的攝食，增加藻類被浮游動物取食的效率。

缺點：1.若水體範圍太廣，則捕撈不易，費時費力。

2.捕撈過程造成生物個體死亡，屍體分解後提高水中營養鹽濃度。

3.成效不易維持，需不斷並大數量捕撈，或放入食魚性魚種控制。

參考文獻：Chang *et al.*, 2004; Hansson *et al.*, 1998; Starling *et al.*, 2002

7.2.9 以生物控制（圓蚌）控制水庫藻類濃度之初步理論分析

以生物控制方法抑制藻華是一可能之優養控制方法，已如前述。由於缺乏本土實例之研究，生物控制方法之可行性如何，仍有待進一步之研究。但是在有限之數據下，可以用理論分析之方法，初步評估其可行性。由於圓蚌是本土常見的淡水貝類，且過去曾有一些有關其習性之研究，故以下即假設放置圓蚌於新山水庫，於單純只考慮圓蚌之濾水率的情況下，以質量平衡的方法，探討其去除藻

類所需之置放量。

若要以圓蚌來抑制水庫水中藻類繼續增生，所需圓蚌數量，根據新山水庫之環境條件，首先假設：

- 1.) 影響藻類生長速率的因素，只考慮溫度造成的影響。
- 2.) 因為在水庫水中，SS 濃度甚低 ($< 5\text{mg/L}$)，所以將圓蚌所攝取的藻類數量，當作其攝食量。
- 3.) 圓蚌濾水後，可以將過濾水中的藻類完全去除。
- 4.) 圓蚌的作用，以阻止藻類增生為主，先不考慮利用圓蚌濾食來減少藻類的數量。

接下來再取較小的control volume $V = 1\text{ m}^3$ 來估算，並且為了計算方便，假設水溫為 24°C 。

根據期中報告的數據顯示：新山水庫的藻密度分布在 10 公尺以下急劇減少，又考慮深水區的溶氧過低，不適合圓蚌生長，所以只考慮表水至水深 10 公尺之藻類，假設藻密度 $C_{al} = 5 \times 10^6 \text{ cell/L}$ 。

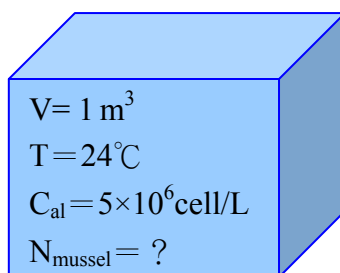
至於藻類生長之基本資料，則是參考 Aehonditsis and Brett, 2005 之數據：

- 1.) 最大生長速率 $\mu_{\max} = 1.2\text{ day}^{-1}$ ，以總磷濃度 $20\text{ }\mu\text{g/L}$ ，代入 Monod's eq. 計算，可以得到生長速率為 0.63 day^{-1} 。
- 2.) 溫度影響生長速率因子 $f_{\text{temp.}} = e^{-K_T(T-20)} = e^{-0.006(24-20)} = 0.98$
- 3.) 內呼吸速率 $k_{r,al} = bm_{ref} e^{ktbm(T-20)} = 0.08 e^{0.069(24-20)} = 0.11\text{ day}^{-1}$

參考 Cole et al. (1992) 對 *Potamocorbula amurensis* 所量測之攝水量，令圓蚌之攝水量 (P) 為 *P. amurensis* 之 10 倍，故圓蚌的濾水率為 1000~5800 L/day/個，

攝食藻類速率係數， $k_{p,al} = \frac{P \times N_{\text{mussel}}}{V}$ 。

所以，我們可以利用質量平衡方程式來計算所需要圓蚌的數目 N_{mussel} ，算法如下所示：



$$\frac{dC_{al}}{dt} = \mu C_{al} - k_{r,al} C_{al} - k_{p,al} C_{al}$$

$$= \mu_{\max} \cdot f_{temp.} \cdot C_{al} - k_{r,al} C_{al} - \frac{P \times N_{mussel}}{V} C_{al}$$

當達到 Steady-state 時， $\frac{dC_{al}}{dt} = 0$

$$\text{所以 } \mu - k_{r,al} - k_{p,al} = 0$$

代入數據後可得：

$$0.63 \times 0.98 - 0.11 - \frac{P \times N_{mussel}}{1} = 0$$

$$N_{mussel} = 0.09 \sim 0.51$$

由計算結果可以知道，要平衡體積 1 m^3 的水庫水中藻類繼續增生，所需要的圓蚌數量 $N_{mussel} = 0.09 \sim 0.51 / \text{m}^3$ ，若要考慮整個水庫所需的數量，則須乘上水庫處理體積：新山水庫在滿水位時的表面積為 0.56 平方公里，處理水深為 2 公尺，則水庫處理體積為 $1.12 \times 10^6 \text{ m}^3$ ，因此，欲使水庫中藻類不再繼續增生，所需要的圓蚌數量約為 10 萬至 57 萬隻。

7.2.10. 以深層曝氣機增加底部溶氧

在此，本研究團隊建議為避免底層發生厭氧情形，致使營養鹽（總磷等）因混合作用被帶至上層，應在分層期間增加底部溶氧，但應維持分層，不可造成底部擾動。由於在分層結束時底部呈現厭氧狀態，若在此時提供氧氣可減少底部營養鹽的釋出，之後雖水體開始混合，但因底部所釋放出之營養鹽濃度不高，預期可以改善每年 3 、 4 月新山水庫藻華情形。

增加水庫底部溶氧但盡量不造成底部擾動方法，可以使用深層曝氣循環

機。此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，但不破壞湖水的分層。曝氣機之型態有很多，其中一例如圖 7-8 所示。深層曝氣循環機主要底部低溶氧的水抽進深層曝氣機內，經過曝氣裝置，再將溶氧濃度較高的水送回水庫底部，不斷在底部循環，而氣體則由管線導出水面。由於底部水溫較低其密度較大，因此可達增加水體底部溶氧卻不造成水體擾動之目的。

曝氣機之型態有很多，其中一例如圖 7-1 所示。深層曝氣循環機主要底部低溶氧的水抽進深層曝氣機內，經過曝氣裝置，再將溶氧濃度較高的水送回水庫底部，不斷在底部循環，而氣體則由管線導出水面。由於底部水溫較低其密度較大，因此可達增加水體底部溶氧卻不造成水體擾動之目的。

在國外亦有使用此種曝氣方式之水庫，其水體物理性條件和新山水庫相似，可做為比較與參考之對象。表 7-1 為新山水庫、Richard B. Russell Lake (Georgia)及Camanche Reservoir (California)之物理條件。Richard B. Russell Lake 及Camanche Reservoir 都有季節性水體分層現象及優養化之問題。以Richard B. Russell Lake為例，曝氣系統每天供應 100 噸氧氣，水庫底部溶氧濃度可達 5 mg/L 以上，氧傳效率可達 55 %，氨氮、磷、鐵、錳等物質減少約 50 至 80 %。以Camanche Reservoir為例，曝氣系統每天供應 8 噸氧氣，水庫底部溶氧濃度可維持 5 mg/L 以上，氧傳效率可達 50 %。其深水層中的正磷酸鹽濃度從 200 $\mu\text{g-P L}^{-1}$ 降至 50 以下 $\mu\text{g-P L}^{-1}$ ，氨氮濃度從 1000~1700 $\mu\text{g-N L}^{-1}$ 降至 200 $\mu\text{g-N L}^{-1}$ 以下，夏天表水的葉綠素 a 從 40~50 $\mu\text{g L}^{-1}$ 降至 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ 以下，沙其盤深度從 1.5 公尺增加到 5 公尺(Wilson and Beutel, 2005)。

表 7-1 新山水庫、Richard B. Russell 湖泊及 Camanche 水庫其物理條件一覽表

	新山水庫	Richard B. Russell Lake	Camanche Reservoir
平均深度 (m)	18	12	17
最大深度 (m)	48	47	31
集水體積 (m ³)	1.0×10^7	1.3×10^9	5.1×10^8

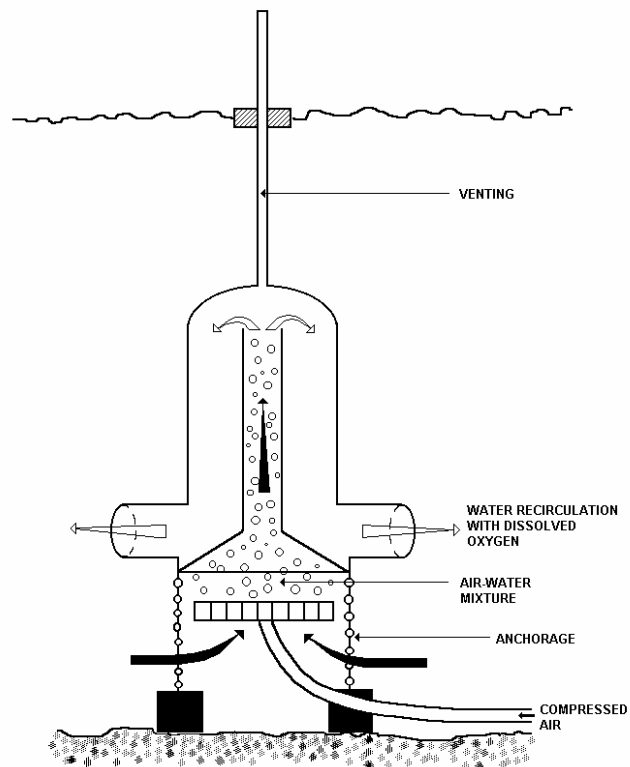


圖 7-8 深層曝氣循環機

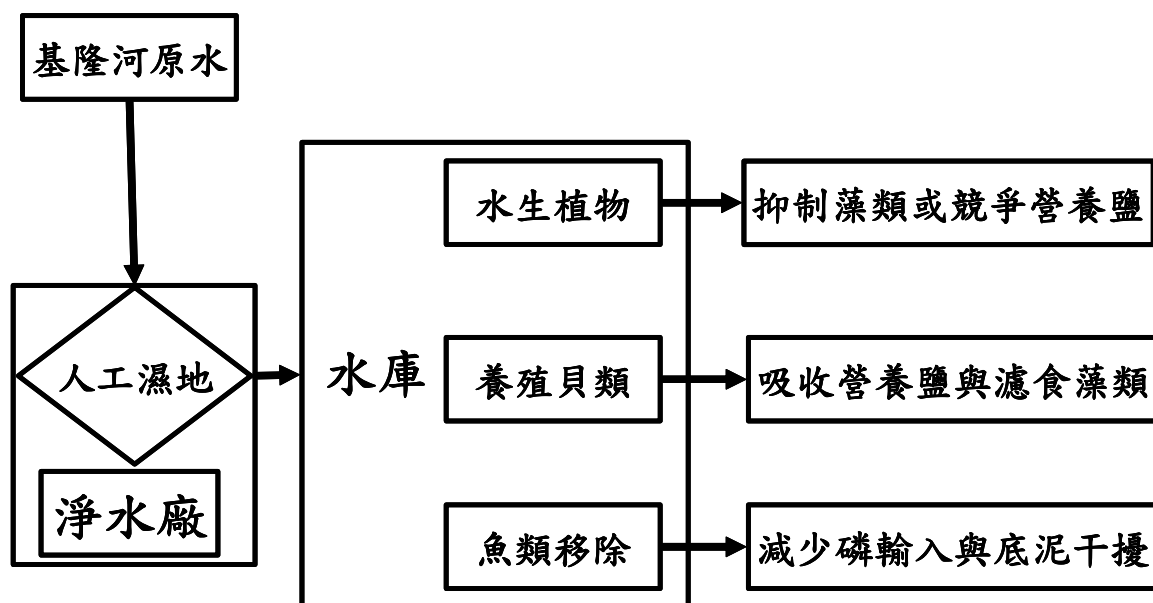


圖 7-9 新山水庫優養化控制建議方式與流程圖

第七章摘要

本章針對蒐集、採樣分析的資料進行討論與探討。其中新山水庫中，最重要的限制因子為磷，不論從實際分析或是前人研究有相同的結果。

第八章 結論與建議

8.1 結論：

【生態部分】

1. 本計畫收集和分析國內外有關利用生物及相關方法於控制水質優養化，並歸納和陳述一些可供削減水庫水質優養化程度之策略，可供國內之參考。
2. 依卡爾森指數與藻類優養指數來看，新山水庫已屬於一輕度優養化之水庫；腐水度指數亦顯示其以受相當程度的有機污染。由 2006 年三次採樣調查分析結果發現，會造成新山水庫優養化的主要原因是由於磷與氮的大量輸入。尤其是當磷的輸入量越高時，越容易促使藍綠藻類的生長，甚而造成微囊藻藻華的現象，而直接或間接地影響了物種組成或食物鏈的結構。
3. 新山水庫內氮及磷的來源可能主要是由淨水廠抽取基隆河之河水而來；當然，水庫邊周圍陸地上表面徑流也貢獻一小部分。除此，底泥的釋出以及水生物如魚類代謝或體表的分泌、底棲性魚種之翻攪底泥造成磷自沈積物釋放至水中等，都可能成為磷的重要來源。
4. 要控制新山水庫優養化的現象，或減緩水質惡化，須從降低氮與磷的輸入量著手。若能有效地減少此兩者的輸入，或是將其自水體中移除，便可控制藻類的生長，尤其是藍綠藻。理論上，當生物鏈中的初級生產者的生物量被削減後，緊接其後的各級消費者便會因食物的限制，生物量亦開始逐層往較高消費者遞減。如此，營養鹽去除後所造成藻類的減量，即可避免水質的惡化及微囊藻毒的產生。
5. 以捕撈鯉科魚類的方式進行水質改善，已在歐、美國家得到成功的驗證。當鯉科魚類減少後，浮游動物便隨之增加，藻類被取食的效率提高。底泥所受干擾亦因鯉科魚類的移除而減少，營養鹽溶出減緩，再懸浮現象降低，水體能見度提高，水生植物可以大量生長與藻類競爭營養鹽或釋放排它物質。所以藻類的生存壓力增加，數量減少，水質也可得以漸獲改善。
6. 本文所有列舉之各項方式皆有其利弊，且隨地區有所差異；其中不乏有部分仍只是小區域性實行，甚至僅限於實驗室的操作結果。然生態工法或生物控制乃目前許多先進國家的潮流，希冀以最接近自然的方式，減少人為建造工

程、降低社會成本支出與環境破壞，以達到預期的各種效果。國內的生態工法是否能有效地確切實行，與政府機關、學者和當地居民有極大的相關。且還要因地制宜的本土化，制訂符合國內需求的法律規範，並給予民眾灌輸正確的觀念及教育。故決策者需評估各種層面之可行性，考量國內各項因素，依序解決所有問題。但生態系統龐大複雜，影響因子不計其數，人為控制施行的範圍有限，且效果並非立竿見影。這些前人或國外學者的研究，僅能提供做為參考或建議，並非直接適用於國內。所以相關單位除應以國外經驗截長補短，著重所有基礎資料庫之建立，欲將生態工法確實地有效執行，還要長期支持國內基礎資料的收集，才能落實本土生態工法之推動，達到事半功倍之效。

7. 水中的懸浮固體與有機物甚多，此為多年來沒有清理庫底的淤泥及水庫內動植物的殘骸與動物的糞團少經分解有關，這也是造成水庫優養化及營養鹽持續循環與增加的主因之一，因此清理淤泥來灌溉周邊的山林或附近農田的方法，應有助於根本解決優養化的方法。
8. 從魚類相及胃內容物的分析，得知水庫內可適度放養黑鱧及草魚甚或淡水珍珠貝，亦可生產珍珠增加收益。至於吳郭魚、鯉魚或白鱧請勿放流，因其會加速營養循環及優養化的過程。
9. 岸邊若能種植水草，除了減少水中氮氧的濃度外，亦可供石田螺或餐條等的棲息，有助於生態攝食工法，以去除浮游生物。

【水質部分】

由過去一年溫度及溶氧等濃度曲線圖可以看出新山水庫大約在 4 月份開始逐漸形成分層，至 10 月份之後水體又漸漸混合，8、9 月為新山水庫分層最明顯的時期，且在分層明顯時新山水庫底部溶氧幾乎低於 2 mg/L。溶氧低的情形除了造成營養鹽累積，間接造成每年 3、4 月藻類濃度的高峰，亦對於迴游動物及底棲生物之生存造成威脅，是不容忽視的問題。

【模式部分】

1. 本年度計畫共模擬了三個模式，包含 Vollenweider 零維總磷質量平衡模式、WASP 水質模式，以及 Ecopath 生態模式等三種模式。
 2. 利用 Vollenweider 分別針對 93、94 年的數值進行參數檢定與模式驗證，所
-

模擬出來的結果可以發現，模擬值與實測結果兩者有相同的趨勢，且結果相近。這表示用 Vollenweider 模式模擬新山水庫的平均總磷濃度具有相當程度的可靠性。

3. 以 WASP 分別針對 93、94 年的數值進行參數檢定與模式驗證，可以發現模擬的各項結果與實際值相近，顯示此模式適用於新山水庫。並且對新山水庫 93、94 年水質進行優養分析預測，可控制新山水庫水質指標(葉綠素 a)降低至中養時，大約需要削減入流磷系統 30~40%左右，而要達到貧養的程度，需要消滅入流磷系統 70~80%左右，顯示新山水庫的入流水質不佳為水庫優養化的主要原因。
4. Ecopath 生態模式模擬新山水庫，初步建立水庫中生態模式能量流的移轉情形。模式中發現，整個系統的初級生產量除總呼吸量為 1.228，可得知新山水庫是一個相對接近成熟的生態系統，水庫中族群變化相對的穩定。
5. 本研究更進一步，將 Ecopath 結合 WASP 模式，以計算於水庫中放置珍珠貝，利用其攝食藻類的特性，來改善新山水庫的水質狀況的效果。依據模式模擬結果，發現如果要改善水庫水質至中養狀態需要放置約 3,000 顆的珍珠貝，而如果要降低至貧養狀態，則需要更多的珍珠貝。

8.2 建議：

【生態部分】

1. 利用生物控制法已在歐美國家得到相當的驗證，且相對於中小型或較淺的湖泊或水庫是可較容易且較不費成本，值得引用。
2. 從調查結果得知，新山水庫的主要關鍵污染物為磷，將來可針對削減此污染物著手，達到降低水庫中藻類數量尤其是藍綠藻的滋長和微囊藻毒的威脅。
3. 國內有關水庫生物相的資料十分欠缺，本計畫在新山水庫完成三季的調查，雖初步建構水庫食物鏈的組成關係，但資料仍不足一年，未來宜持續支持此調查工作之進行，收集至少完整一年的水庫生物相資料，才能初步了解該水庫生物的季節特性。
4. 新山水庫的主要污染係來自基隆河，由八堵抽水站不定時自基隆河抽取輸送至水庫。要削減此污染可針對進水以人工濕地的方式進行營養鹽去除後，再輸入至水庫之中。即利用挺水性或浮水性水生植物、微生物及底泥等，來減

少進流水之氮、磷等營養鹽和污染物。而水庫中的營養鹽、邊坡的陸源性輸入、底泥釋放及魚類代謝等，可利用箱網養殖和/或浮島栽種水生植物、及魚類捕撈等方式來削減。

5. 對水庫水質狀況及水庫生物相的了解，是施行食物鏈工法和永續經營所必要的資訊，此資料應也是一般水庫經營管理所必須監測和收集的資料。國內過去對水庫水質之監測多只限於水質理化參數，多數水庫內的生物相資料十分欠缺，建議應將生物相調查納入監測項目。
6. 要施行食物鏈工法，須有許多完備的背景資料，尤其要達到永續經營更要許多措施的配合，例如魚類、貝類等之適量捕撈，濕地中的水生植物的適當採收、栽種，底泥亦需要定期監測等，都需要收集足夠的資料作為研判和適當管理措施的配合，國內需要更多的努力，才能讓此工法成功地推動。
7. 水庫內生物相雖然變化不大，但仍非常複雜，為了瞭解及釐清各生物的功能，宜繼續進行調查，彙集更多的資料，以供未來應用生態工法之依據。
8. 宜進行實驗室內淡水珍珠貝的攝食量及耗氧量的研究，利用這些基本資料，做為生態工法的依據。

【水質部分】

1. 為避免底層發生厭氧情形，致使營養鹽（總磷等）因混合作用被帶至上層，應在分層期間增加底部溶氧，但應維持分層，不可造成底部擾動。由於在分層結束時底部呈現厭氧狀態，若在此時提供氧氣可減少底部營養鹽的釋出，之後雖水體開始混合，但因底部所釋放出之營養鹽濃度不高，預期可以改善每年 3、4 月新山水庫藻華情形。
2. 增加水庫底部溶氧但盡量不造成底部擾動方法，可以使用深層曝氣循環機，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，但不破壞湖水的分層。

【模式部分】

1. 本年度針對新山水庫 93、94 年度進行水質及生態模擬，建議除了在基隆河及新山水庫內進行詳細之水質監測以外，應該可以增加新山淨水廠處理過後到進入水庫前的原水進行水質的檢測，應包含氨氮、硝酸氮、有機氮、磷酸鹽、有機磷、溶氧、生化需氧量、葉綠素 a 等，可以使模式更具可靠性。

2. 根據模式模擬結果，建議再加強原水進入水庫前針對水質之總磷進行處理，或引用其他較乾淨之水源，或至更上游地區引水才能有效降低新山水庫內的營養鹽。
3. 由於珍珠貝的相關實驗數據仍有不足，因此本團隊採用文獻資料進行粗估，可能會造成誤差。建議於延續計畫中，可以進行珍珠貝的相關基礎研究，以減少參數檢定的不確定性，再配合新山水庫的生態及水質模擬，可更正確模擬出珍珠貝放置前後，水質的改善狀況。

參考文獻

1. 行政院，2002，「挑戰 2008」國家發展重點計畫。
2. 日本水產資源保護協會，1980，湖泊優養狀態與浮游植物中優勢種之關係。
3. 水庫富營養化調查研究課題組，1987，典型貧養與優養湖泊生物特徵之差異中國大陸全國主要湖泊。
4. 林幸助，野外監測湖泊優養化操作項目，
http://www.kmnp.gov.tw/Research_P/Research/manage_cline/k6.asp 網站
5. 林明郁，2004，翡翠水庫中藻類種群消長之動態模擬，國立臺灣大學環境工程學研究所碩士論文。
6. 林財富，2005，飲用水水源及水質中產毒藻種及藻類毒素之研究，行政院環境保護署。
7. 吳俊宗、黃蓀茵，1987，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，臺北翡翠水庫建設委員會委託。
8. 吳俊宗、王怡文，1988，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，臺北翡翠水庫管理局委託。
9. 吳俊宗、王怡文，1989，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，臺北翡翠水庫管理局委託。
10. 吳俊宗、張慧玲、吳雅昭，1990，翡翠水庫藻類與水質關係研究(I)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
11. 吳俊宗、張慧玲，1991，翡翠水庫藻類與水質關係研究(II)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
12. 吳俊宗、萬淑惠，1992，翡翠水庫藻類與水質關係研究(III)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
13. 吳俊宗、歐淑蘭，1993，翡翠水庫藻類與水質關係研究(IV)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
14. 吳俊宗、李美枝，1994，翡翠水庫藻類與水質關係研究(V)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
15. 吳俊宗、周晉文，1996，翡翠水庫浮游藻與水質關係(I)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
16. 吳俊宗、周晉文，1997，翡翠水庫浮游藻與水質關係(II)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
17. 吳俊宗、高麗珠、周晉文，1998，翡翠水庫浮游藻與水質關係(III)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
18. 吳俊宗、高麗珠，1999，翡翠水庫浮游藻與水質關係(IV)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。

北翡翠水庫管理局委託。

19. 吳俊宗、高麗珠、陳秀如，2000，翡翠水庫浮游藻與水質關係(V)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
20. 吳俊宗、高麗珠、黃文亞，2001，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，臺北翡翠水庫管理局委託。
21. 吳俊宗、高麗珠、黃文亞，2002，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，臺北翡翠水庫管理局委託。
22. 吳俊宗、高麗珠、王永昇，2003，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，臺北翡翠水庫管理局委託。
23. 吳俊宗、高麗珠、藍秋月、林宜孜，2004，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，臺北翡翠水庫管理局委託。
24. 吳俊宗、高麗珠、藍秋月、林宜孜，2005，翡翠水庫藻類與水質關係之長期監測(V)，中研院植物所執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
25. 吳芳池，2003，河川流域管理- WASP 水質模式評估愛河之整治方案，國立中山大學環境工程研究所碩士論文。
26. 吳俊宗、周傳鈴，1996，臺北水源特定區河川藻類相與水質關係研究(VI)，中研院植物所執行，臺北水源特定區管理委員委託。
27. 洪正中、張嵩林、楊世平，1986 以底棲生物當作本省河川污染生物指標之研究，臺灣環境保護第三冊。
28. 沈世傑、曾晴賢、王慎之，1991，翡翠水庫水生動物與水質關係研究(I)，中華民國自然生態保育協會執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
29. 沈世傑、曾晴賢、王慎之，1992，翡翠水庫水生動物與水質關係研究(II)，中華民國自然生態保育協會執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
30. 沈世傑、曾晴賢、王慎之，1993，翡翠水庫水生動物與水質關係研究(III)，中華民國自然生態保育協會執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
31. 沈世傑、曾晴賢、陳懸弧，1994，外來種魚類對於翡翠水庫水態及水質關係之研究，中華民國自然生態保育協會執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
32. 和新工程顧問股份有限公司，2001，新山水庫第二次安全評估計畫水庫水深圖測繪工作測算成果報告書，臺灣省自來水公司第一區管理處委託。
33. 陳有祺、陳筱華、朱達仁、周文杰、張睿昇、王偉德、郭一羽、溫清光，2003~2005，石門水庫水質監測、水域生態環境及非點源污染之調查研究(一)~(三)，中華大學水域生態環境研究中心執行，經濟部水利署北區水資源局委託。
34. 陳弘成，2006，臺灣蜆節水養殖技術之研究，行政院農委會漁業署期中報告書。
35. 陳秋陽等人，1998~2002，德基水庫集水區第四期整體治理計畫，第一~五年水質監

- 測與管理計畫，經濟部水利署委託。
36. 陳秋陽等人，2003~2005，**德基水庫集水區第五期整體治理計畫**，第一~三年水質監測與管理計畫，經濟部水利署委託。
37. 陳建初、幹崇陽、謝元程，1981，**臺灣湖沼、水庫浮游生物之初步調查**，海洋大學養殖系七十年畢業論文集，95-119。
38. 莊進源、森若美代子、郭崇義、林慧芳，1984，**臺灣地區湖泊水庫浮游生物水質指標研究，I.分類(1)**，行政院衛生署環境保護局，BEP73-06-001。
39. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、郭崇義，1985，**臺灣地區湖泊水庫浮游生物水質指標研究 I.分類(2)**，行政院衛生署環境保護局，BEP74-06-001。
40. 莊進源、森若美代子、郭崇義，1984，**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**，行政院衛生署環境保護局，BEP74-06-002。
41. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、林慧芳、郭崇義，1985，**曾文溪及曾文水庫水質指標生物調查報告**，行政院衛生署環境保護局，BEP74-06-003。
42. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、齊家、陳秀妙，1986，**石門水庫指標生物與優養化程度調查報告**，行政院衛生署環境保護局，BEP75-06-002。
43. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、齊家、陳秀妙，1986，**以生物方法對新店溪水質之判定研究報告**，行政院衛生署環境保護局，BEP75-06-001。
44. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、齊家，1986，**翡翠水庫指標生物與水質調查報告(74年)**，行政院衛生署環境保護局，BEP76-06-004。
45. 莊進源、呂世宗、蔡惠澤、森若美代子、齊家、梁素月、陳秀妙，1986，**日月潭指標生物及蓄發電對水質之影響**，行政院衛生署環境保護局、臺灣省環境保護局，BEP76-06-001。
46. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、郭崇義，1987，**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，臺北。
47. 莊進源，1987，**以指標生物方法對臺灣地區重要水庫優養化情形之初步評鑑報告**，行政院衛生署環境保護局，BEP76-06-003。
48. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、齊家，1987，**以水質生物指標對大甲溪暨德基水庫水質調查報告**，行政院衛生署環境保護局，BEP76-06-005。
49. 莊進源、蔡惠澤、森若美代子、齊家，1987，**翡翠水庫指標生物與水質調查報告(75)**，行政院衛生署環境保護局，BEP76-06-007。
50. 許嘉珍，2006，**新山水庫藻類生態模擬及改善優養化工法之初步探討**，國立臺灣大學環境工程學研究所碩士論文。
51. 郭振泰、吳俊宗、吳先琪、林正芳、龍梧生、吳銘圳、陳怡靜、楊州斌，2005，**以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫**，臺灣大學執行，行政院環保署委託，

EPA-94-U1GI-02-102。

52. 郭振泰、郭文健、吳俊宗、張穗蘋、黃益助、柳文成，2003，**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，經濟部水利署南區水資源局委託。
53. 郭振泰，1998，**翡翠水庫水質模擬與應用(一)**，臺灣大學執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
54. 郭振泰，2000，**翡翠水庫水質模擬與應用(三)**，臺灣大學執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
55. 顏清連、於幼華、王鴻楷、沈世傑、黃增泉、陳朝明、蔡宏進、譚天賜、林曜松、李光周、駱尚廉、郭城孟，1981，**翡翠水庫環境影響初步評估之研究**，國立臺灣大學土木工程學研究所執行，臺北翡翠水庫建設委員會委託。
56. 齊家、蔡惠澤、森若美代子，1988，**石門水庫與大漢溪上游水系指標生物及水質調查報告**，行政院衛生署環境保護局，BEP77-06-001。
57. 譚天賜，**翡翠水庫水域生態環境調查與研究**，1988，中華民國生態保育協會執行。
58. 譚天賜、雷淇祥，**翡翠水庫水域生態及魚類食性調查與研究**，1989，中華民國生態保育協會執行。
59. 曾晴賢，1997，**魚類應用於翡翠水庫水質保全和監測上的研究(1)**，國立清華大學生命科學系執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
60. 曾晴賢，1998，**魚貝類應用於翡翠水庫水質保全和監測上的研究(2)**，國立清華大學生命科學系執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
61. 曾晴賢，1999，**魚類應用於翡翠水庫水質保全和監測上的研究(3)**，國立清華大學生命科學系執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
62. 曾晴賢。1999。**翡翠水庫水質保全和監測上的研究**。清華大學生命科學系。69頁。
63. 曾晴賢、陳國璽，2000，**生態模擬在翡翠水庫水質保全和監測上的研究**，國立清華大學生命科學系執行，臺北翡翠水庫管理局委託。
64. 鍾虎雲，1992，**翡翠水庫在其水系魚類寄生蟲之調查**，農委會自然文化景觀調查研究計畫成果提要集(五)。
65. 楊世平、洪正中、何鎧光，1980 **淡水河流域蜉蝣目稚蟲之初步研究**，臺大植病學刊，7:69-87。
66. 翡翠水庫藻類資料庫網站，<http://www.sinica.edu.tw/~dbalgae/>。
67. 賴進松、郭振泰、吳俊宗、龍梧生、胡弘道，2003，**水庫整體保育技術與推廣計畫**，臺灣大學水工試驗所執行，經濟部水利署委託。
68. 廖文蓓，2002，**翡翠水庫藻類族群結構分析及分層系統動態模擬**，國立臺灣大學環境工程學研究所碩士論文。
69. 姚俊豪，2005，**翡翠水庫藻類之模擬**，國立臺灣大學土木工程學研究所碩士論文。

70. 溫清光、郭振泰、龍梧生、張穗蘋、李志賢、莊淑滿，2003，**曾文水庫水質調查及改善後計畫**，財團法人成大研究發展基金會執行，經濟部水利署南區水資源局委託。
71. 周昌弘、洪楚璋、吳俊宗、邵廣昭、張乃斌，1999，**流域水資源與生態環境之變遷之調查分析計畫：以後龍溪為案例**，經濟部水利署。
72. 姜鈴，2006，**石門水庫河殼菜蛤生態調查研究**，經濟部 94pt012，74 頁。
73. 能邦科技顧問股份有限公司，2005，**新山及西勢水庫集水區保育計畫**，臺灣省自來水公司第一區管理處委託。
74. 經濟部，2004，**南化水庫集水區整體治理規劃**。
75. 黃騰毅，2005，**QUAL2K 運用於淡水河系用戶接管最適化配當之研究**，國立聯合大學環境工程與安全衛生學研究所碩士論文。
76. 劉富光，1985，**圓蚌攝餌量及濾水量之研究**，貝類學報 (Bulletin of Malacology) 11 P25-34
77. Aehonditsis, G. B. and Brett, M. T., (2005), Eutrophication model for Lake Washington (USA) Part I. Model description and sensitivity analysis, *Ecological Modeling* 187, P140-178.
78. Ambrose, R. B., Wool, T. A., and Martin, J. L. (1993) The water quality analysis simulation program, WASP5, Part A: model documentation. *U.S. EPA Center for Exposure Assessment Modeling*, Athens, GA.
79. Arhonditsis, G. B., and Brett, M. T. (2005) Eutrophication model for Lake Washington(USA) Part II - model calibration and system dynamics analysis. *Ecological Modelling* 187:179-200.
80. Asaeda, T., Pham, H. S., Nimal Priyantha, D. G., Manatunge, J. & Hocking, G. C. (2001). Control of algal blooms in reservoirs with a curtain: a numerical analysis. *Ecological Engineering* 16, 395 - 404.
81. Barnes, R.K., Mann, K.H. (1978). *Fundamentals of Aquatic Ecosystems*.
82. Bechmann, M. E., Berge, D., Eggstad, H. O. & Vandsemb, S. M. (2005). Phosphorus transfer from agricultural areas and its impact on the eutrophication of lakes-two long-term integrated studies from Norway. *Journal of Hydrology* 304, 238-250.
83. Benndorf, J. (1989). Food-web manipulation as a tool in water-quality management. *JWSRT Aqua* 38: 296-304.
84. Benndorf, J. (1990) Conditions for effective biomanipulation: conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200/201:187-203.
85. Bergström, A.-K. & Jansson, M. (2006). Atmospheric nitrogen deposition has

- caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the northern hemisphere. *Global Change Biology* 12, 635-643.
86. Carlson, R. E. (1977) Trophic state index for lake. *Limnology Oceanography* 22:361-369.
87. Cassani, J. R., ed. (1996). Managing aquatic vegetation with grass carp, a guide for water resource managers. *American Fisheries Society*, Bethesda, MD.196 pp.
88. Chang, K.-H., Nagata, T. & Hanazato, T. (2004). Direct and indirect impacts of predation by fish on the zooplankton community: an experimental analysis using tanks. *Limnology* 5, 121-124.
89. Chen, T. Y., Kao, C. M., Yeh, T. Y., Chien, H. Y. & Chao, A. C. (2006). Application of a constructed wetland for industrial wastewater treatment: A pilot-scale study. *Chemosphere* 64, 497-502.
90. Cheng, W. P. & Chi, F.-H. (2003). Influence of eutrophication on the coagulation efficiency in reservoir water. *Chemosphere* 53, 773-778.
91. Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A. & Newroth, P. R. (1993). Restoration and management of lakes and reservoirs. *CRC Press, Inc.* Boca Raton, Florida. 547pp.
92. Ciria, M. P., Solano, M. L. & Soriano, P. (2005). Role of Macrophyte *Typha latifolia* in a Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Assessment of Its Potential as a Biomass Fuel. *Biosystems Engineering* 92, 535-544.
93. Cole B. E., Thompson J. K. and Cloern J. E., (1992). Measurement of filtration rates by infaunal bivalves in a recirculating flume, *Marine Biology*, Volume 113, Number 2.
94. Datta(Saha), S. & Jana, B. B. (1998). Control of bloom in a tropical lake: grazing efficiency of some herbivorous fishes. *Journal of Fish Biology* 53, 12-24.
95. Di Toro, D. M., Fitzpatrick, J. J., and Thomann, R. V. (1983) Water quality analysis simulation program (WASP) and model verification program (MVP) documentation. Report submitted by *Hydroscience, Inc.* to EPA Environmental Research Laboratory, Duluth, MN.
96. Dorner, H., Schultz, H., Mehner, T., and Berndorf, J. (2001) Interaction between prey availability and feeding behaviour of age-1 and age-2 perch (*Perca fluviatilis* L.) in a biomanipulated lake (Bautzen Reservoir, Germany), *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 31(1):11-16.
97. Droop, M. R. (1973) Some thoughts on nutrient limitation in algae. *J. Phycol.* 9:
-

- 264-272.
98. Dubovskaya, O. P., Klimova, E. P., Kolmakov, V. I., Gaevsky, N. A. & Ivanova, E. A. (2005). Seasonal dynamic of phototrophic epibionts on crustacean zooplankton in a eutrophic reservoir with cyanobacterial bloom. *Aquatic Ecology* 39, 167-180.
99. Feuerpfeil, P., Rieling, T., Estrum-Youseff, S. R., Dehmlow, J., Papenfuß, T., Schoor, A., Schiewer, U. & Schubert, H. (2004). Carbon budget and pelagic community compositions at two coastal areas that differ in their degree of eutrophication, in the Southern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61, 89-100.
100. Fogg, G. E. (1991) The phytoplanktonic ways of live. *Tansley Review* No.30. New Phytologist 118: 191-232.
101. Gasiūnaitė, Z. R., and Olenina, I. (1988) Zooplankton-phytoplankton interactions: a possible explanation of the seasonal succession in the Kuršių Marios lagoon. *Hydrobiologia* 363:333-339.
102. Guo, L. & Li, Z. (2003). Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture* 226, 201-212.
103. Hanlon, S. G. et al. (2000) Evolution of macrophyte control in 38 Florida lakes using triploid grass carp. *J. Aquat. Plant Manage.* 38: 48-54.
104. Hansson, L.-A., Annadotte, H., Bergman, E. (1998). Minireview: Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1, 558-574.
105. Harper, D. M. (1992) Eutrophication of Freshwaters: Principles, Problems and Restoration. Chapman & Hall.
106. Havens, K. E. (1991). Fish-induced sediment resuspension: effects on phytoplankton biomass and community structure in a shallow hypereutrophic lake. *J. Plankton Res.* 13: 1163-1176.
107. Hietala, J., Vakkilainen, K. & Kairesalo, T. (2004). Community resistance and change to nutrient enrichment and fish manipulation in a vegetated lake littoral. *Freshwater Biology* 49, 1525-1537.
108. Hoffmann, J. P. (1998). Wastewater treatment with suspended and nonsuspended algae. *Journal of Phycology* 34, 757-763.
109. Hosper, S. H. & Jagtman, E. (1990). Biomanipulation additional to nutrient

- control for restoration of shallow lakes in the Netherlands. *Hydrobiologia* 200: 523-534.
110. Hoyer, M. V., and Canfield, D. E. (1994) Bird abundance and species richness on Florida lakes : Influence of trophic status, lake morphology, and aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*. 280: 107-119.
111. Jørgensen, S. E. (2002) *Integration of Ecosystem Theoreis: A Pattern*. 3rd ed. Kluwer Academic. Dordrecht, The Netherlands. 428 pp.
112. Jickells, T. (2005). External inputs as a contributor to eutrophication problems. *Journal of Sea Research* 54, 58-69.
113. Jiménez-Pérez, M. V., Sánchez-Castillo, P., Romera, O., Fernández-Moreno, D. & Pérez-Martínez, C. (2004). Growth and nutrient removal in free and immobilized planktonic green algae isolated from pig manure. *Enzyme and Microbial Technology* 34, 392-398.
114. Jing, S.-R., Lin, Y.-F., Lee, D.-Y. & Wang, T.-W. (2001). Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. *Bioresources Technology* 76, 131-151.
115. Jørgensen, S. E., and de Bernardi, R. (1997) The use of structural dynamic models to explain the success and failure of biomanipulation. *Hydrobiologia* 370:147-158.
116. Keen, W.H. & Gagliardi T. (1981). Effect of brown bullheads on release of phosphorus in sediment and water systems. *Prog. Fish. Cult.* 43: 183-185.
117. Keup, L. E. (1979). Fisheries in lake restoration. *Fisheries* 4: 7-10.
118. Knoechel, R., and Kalff, J. (1975) Algal sedimentation: the cause of a diatom-blue-green succession. *Verh. Internati. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 19: 745-754.
119. Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1908). Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber Deut Bot Ges* 26A, 505-519.
120. Kontas, A., Kucuksezgin, F., Altay, O. & Uluturhan, E. (2004). Monitoring of eutrophication and nutrient limitation in the Izmir Bay (Turkey) before and after wastewater treatment plant. *Environment International* 29, 1057-1062.
121. Kratz, W. A., and Myers, J. (1995) Nutrition and growth of several blue-green algae. *Am. J. Bot.* 42: 282-287.
122. Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1908). Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber Deut Bot Ges* 26A, 505-519.
123. Kuo, J. T. and R. V. Thomann, (1983). Phytoplankton Modeling in the

- Embayments of Lakes," *Journal of Enviromental Engineering*, ASCE, Vol. 109, No.6, pp.1311-1332.
124. Kuo, J. T. and J. H. Wu, (1991). A Nutrient Model for a Lake with Time-Variable Volumes, *Water Science and Technology*, Vol.24, No.6, pp.133-139.
125. Kuo, J. T. and M. D. Yang (2002). Water Quality Modeling in Reservoirs. "Environmental Fluid Mechanics, *ASCE Engineering Mechanics Division*, Chapter 11, pp. 377-420.
126. Kwon, H.-B., Lee, C.-W., Jun, B.-S., Yun, J.-d., Weon, S.-Y. & Koopman, B. (2004). Recycling waste oyster shells for eutrophication control. *Resources, Conservation and Recycling* 41, 75-82.
127. Lau, P. S., Tam, N. F. Y. & Wong, Y. S. (1995). Effect of algal density on nutrient removal from primary settled wastewater. *Environmental Pollution* 89, 59-66.
128. Lee, S. J., Jang, M. H., Kim, H. S., Yoon, B. D. & Oh, H. M. (2000). Variation of microcystin content of *Microcystis aeruginosa* relative to medium N:P ratio and growth stage. *Journal of Applied Microbiology* 89, 323-329.
129. Lehman, P. W., Boyer, G., Hall, C., Waller, S. & Gehrts, K. (2005). Distribution and toxicity of a new colonial *Microcystis aeruginosa* bloom in the San Francisco Bay Estuary, California. *Hydrobiologia* 541, 87-99.
130. Lehman, J. T. (1988). Algal biomass unaltered by food-web changes in Lake Michigan. *Nature* 332: 537-538.
131. Lin, S. Y. (1969). The feeding habits of Siliver Carp, Bighead and Mud Carp. *J.C.R.R* 8, 49-66.
132. Litchman, E., Steiner, D. & Bossard, P. (2003). Photosynthetic and growth responses of three freshwater algae to phosphorus limitation and daylength. *Freshwater Biology* 48, 2141-2148.
133. Mallick, N. (2002). Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: A review. *BioMetals* 15, 377-390.
134. Margalef, R. (1958). Information Theory in Ecology. *Gen. Syst.*, 3:36-71.
135. Marks, J. C., Power, M. E. & Parker, M. S. (2000). Flood disturbance, algal productivity, and interannual variation in food chain length. *Oikos* 90, 20-27.
136. Mehner, T., Mattukat, F., Bauer, D., Voigt, H. & Benndorf, J. (1998). Influence of diet shifts in underyearling fish on phosphorus recycling in a hypertrophic biomanipulated reservoir. *Freshwater Biology* 40, 759-769.
137. Mitsch, W. L., and Gosselink, J. G. (2000) *Wetlands*. 3rd ed. Wiley, New York, 920

- pp.
138. Mitsch, W., and Jørgensen, S. E. (2004) *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*. John Wiley & Sons, Inc.
139. Mur, L.R., and Schreurs, H. (1995) Light as a selective factor in the distribution of phytoplankton species. *Wat. Sci. Tech.* 32(4): 25-34.
140. Nakai, S., Inoue, Y., Hosomi, M. & Murakami, A. (1999). Growth inhibition of blue-green algae by allelopathic effects of macrophytes. *Water Science and Technology* 39, 47-53.
141. Nakai, S., Inoue, Y., Hosomi, M. & Murakami, A. (2000). Myriophyllum spicatum-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae Microcystis aeruginosa. *Water Research* 34, 3026-3032.
142. Ojala, A., Kokkonen, S. & Kairesalo, T. (2003). The role of phosphorus in growth of phytoplankton in Lake Vesijärvi, southern Finland – a multitechnique approach. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries* 65, 287-296.
143. Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Keskitalo, J., Horppila, J., Tallberg, P., Taponen, T., Lehtovaara, A. & Sammalkorpi, I. (2006). Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of Southern Finland. *Hydrobiologia* 553, 67-88.
144. Oliver, R. L., and Ganf, G. G. (1988) The optical properties of a turbid reservoir and its phytoplankton in relation to photosynthesis and growth (Mount Bold Reservoir, South Australia). *J. Plankton Res.* 10: 1155-1177.
145. Opuszynski, K., and Schardt, J. D. (1995) Herbivorous fishes culture and use for wood management CRC Press. *Florida*. 223pp.
146. Palomares, M. L., and Pauly D. (1989). A Multiple Regression Model for Predicting the Food Consumption of Marine Fish Populations. *Aust. J. Mar. Freshwater Res* 40, 259-73
147. Persson, A., Barkman, A. & Hansson, L.-A. (1999). Simulating the effects of biomanipulation on the food web of Lake Ringsjön. *Hydrobiologia* 404, 131-144.
148. Picard, C. R., Fraser, L. H. & Steer, D. (2005). The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresource Technology* 96, 1039-1047.
149. R. B. Ambrose, and J. L. Martin, (1991). *Wasp5.x, 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. Environmental
-

-
- Protection Agency.
150. Radke, R. J., Kahl, U., and Berndt, J. (2003) Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predator, *Limnologica*, 33:92-98.
 151. Reinertsen, H., Jensen, A., Koksuk, J. I., Langeland A. & Olsen, Y. (1990). Effects of fish removal on the limnetic ecosystem of a eutrophic lake. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 47: 166-173.
 152. Rhee, G-Y. (1978) Effects of N: P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition, and nitrate uptake. *Limnol. Oceanogr.* 23: 10-25.
 153. Ruley J. E., and Rusch K. A. (2004) Development of simplified phosphorus management model for a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake., *Ecol. Eng.*, 22:77-98.
 154. Sarvala, J., Helminen, H., Saarikari, V., Salonen, and Vuorio, K. (1998) Relations between planktivorous fish abundance, zooplankton and phytoplankton in three lakes of differing productivity. *Hydrobiologia* 363:81-95.
 155. Sakadevan, K. & Bavor, H. J. (1999). Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. *Water Science and Technology* 40, 121-128.
 156. Salvia-Castellvi, M., Dohet, A., Vander Borght, P. & Hoffmann, L. (2001). Control of the eutrophication of the reservoir of Esch-sur-Sûre (Luxembourg): evaluation of the phosphorus removal by predams. *Hydrobiologia* 459, 61-71.
 157. Scavia, D., & Fahnenstiel. (1988). From picoplankton to fish: complex interactions in the Great Lakes. In *Complex Interactions in Lake Communities*, S.R. Carpenter, Ed. *Springer-Verlag*, New York. 85-97.
 158. Schindler, D. W. (1978) Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 23: 478-486.
 159. Seidel, K. (1964) Abbau von Bacterium Coli durch höhere Wasserpflanzen. *Naturwissenschaften* 51:395.
 160. Seidel, K. (1966) Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. *Naturwissenschaften* 53:289-297.
 161. Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. Illinois Press, Urbana, Chicago, London.
 162. Shapiro, J. (1990). Biomanipulation: the next phase-making it stable, *Hydrobiologia* 200: 13-27.
-

163. Sládeček, H. (1973) System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 7: 1-218.
164. Small, J. W. Jr., Richard, D. I. & Osborne, J. A. (1985). The effects of vegetation removal by grass and herbicides on the water chemistry of four Florida lakes. *Freshw. Biol.* 15: 587-596.
165. Smith, V. H. (1983). Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221, 669-671.
166. Sommer, U. (1985) Comparison between steady state and non-steady state competition: Experiments with natural phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 30(2): 335-346.
167. Sondergaard, M., Jeppson, E., Mortensen, E. Dall, Kristensen, P. & Sortkjoer, O. (1990). Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing. *Hydrobiologia* 200/201: 229-240.
168. Song, Z., Zheng, Z., Li, J., Sun, X., Han, X., Wang, W. & Xu, M. (2006). Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China. *Ecological Engineering* 26, 272-282.
169. Starling, F., Lazzaro, X., Cavalcanti, C. & Moreira, R. (2002). Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology* 47, 2443-2452.
170. Sun, G., and Sheng, L. (2001) *Ecological engineering for eutrophication control in lake*. Ying Yong Sheng Tai Xue Bao, 12(4): 592-594.
171. Tang, E. P. Y., Vincent, W. F., Proulx, D., Lessard, P. & de la Noüe, J. e. (1997). Polar cyanobacteria versus green algae for tertiary waste-water treatment in cool climates. *Journal of Applied Phycology* 9, 371-381.
172. Tilman, D. (1981) Tests of resource competition theory using four species of Lake Michigan. *Ecology* 62(3): 802-815.
173. Uye, S., Shimazu, T., Yamamuro, M., Ishitobi, Y. & Kamiya, H. (2000). Geographical and seasonal variations in mesozooplankton abundance and biomass in relation to environmental parameters in Lake Shinji–Ohashi River–Lake Nakaumi brackish-water system, Japan. *Journal of Marine Systems* 26, 193-207.
174. Van der Steen, P., Brenner, A. & Oron, G. (1998). An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation. *Water Science and*

-
- Technology* 38, 335-343.
175. van Donk, E., Grimm, M.P., Gulati, R. D., Heuts, P. G. M., deKloet, W. A. & van Liere, L. (1990). First attempt to apply whole-lake food-web manipulations on a large scale in the Netherlands. *Hydrobiologia* 200/201: 291-301.
 176. Vézic, C., Rapala, J., Vaitomaa, J., Seitsonen, J. & Sivonen, K. (2002). Effect of Nitrogen and Phosphorus on Growth of Toxic and Nontoxic Microcystis Strains and on Intracellular Microcystin Concentrations. *Microbial Ecology* 43, 443-454.
 177. Vezjak, M., Savsek, T., and Stuhler, E. A. (1998) System dynamics of eutrophication processes in lakes. *Eur. J. Oper. Res.* 109: 442-451.
 178. Villy Christensen, Carl J. Walters and Daniel Pauly, (2005) *Ecopath with Ecosim: A user's guide,* Fisheries Centre University of British Columbia Vancouver, Canada.
 179. Wang, X. J. & Liu, R. M. (2005). Spatial analysis and eutrophication assessment for chlorophyll a in Taihu Lake. *Environmental Monitoring and Assessment* 101, 167-174.
 180. White, S. H., Duivenvoorden, L. J. & Fabbro, L. D. (2005). Impacts of a toxic Microcystis bloom on the macroinvertebrate fauna of Lake Elphinstone, Central Queensland, Australia. *Hydrobiologia* 548, 117-126.
 181. Willen, E. (1991) Planktonic diatoms-an ecological review. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 89: 69-106.
 182. Wilson, D. E. and Beutel, M., (2005). *Review of Feasibility of Oxygen Addition or Accelerated Upwelling in Hood Canal, Washington, Puget Sound Action Team Office of the Governor, Olympia, WA 98504-0900, Publication No. OTH05-02.*
 183. Wu, J. T. (1991) Periodicity of phytoplankton in a freshwater fishpond in northern Taiwan. *Taiwania* 36:281-292.
 184. Xu, M., Cao, H., Xie, P., Deng, D., Feng, W. & Xu, J. (2005). The temporal and spatial distribution, composition and abundance of Protozoa in Chaohu Lake, China: Relationship with eutrophication. *European Journal of Protistology* 41, 183-192.
 185. Yamamoto, Y. & Nakahara, H. (2005). Competitive dominance of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in nutrient-rich culture conditions with special reference to dissolved inorganic carbon uptake. *Phycological Research* 53, 201-208.
 186. Yamamuro, M. (1999) Eutrophication control through food web management
-

- in estuarine lagoons. [http:// staff.aist.go.jp/m-yamamuro](http://staff.aist.go.jp/m-yamamuro).
187. Yamamuro, M., Hiratsuka, J.-I., Ishitobi, Y., Hosokawa, S. & Nakamura, Y. (2006). Ecosystem shift resulting from loss of eelgrass and other submerged aquatic vegetation in two estuarine lagoons, Lake Nakaumi and Lake Shinji, Japan. *Journal of Oceanography* 62, 551-558.
188. Yusoff, F. M. & McNabb, C. D. (1997). The effects of phosphorus and nitrogen on phytoplankton dominance in tropical fish ponds. *Aquaculture Research* 28, 591-597.
189. Zelinka, M. & Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. *Arch Hydrobiol* 57: 387-497.

附錄一 1 2006 年 4、7 與 10 月新山淨水廠所採基隆河河水之總有機碳與離子濃度 (TP : $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; 其它 : $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 。

月	TOC	TON	TP	Na ⁺	NH ₄ -N	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	SO ₄ -S
4	3.04	2.23	164.4	20.36	n.d.	2.64	5.70	20.78	13.18	0.85	1.10	0.10	11.65
7	4.11	1.70	270.7	29.17	n.d.	2.97	6.42	17.64	13.76	1.39	0.93	n.d.	13.69
10	2.40	1.27	196.0	25.85	n.d.	2.54	6.70	18.03	11.49	0.77	0.76	n.d.	10.87

附錄一 2 新山水庫 2006 年 4 月 20 日第一測站各深度之總有機碳與陰陽離子濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 。

深度	TC	Na ⁺	NH ₄ -N	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	SO ₄ -S
m	mg • L ⁻¹										
0.0	1.96	13.20	n.d.	1.39	4.67	10.75	13.79	n.d.	0.45	n.d.	7.38
0.5	2.37	14.34	n.d.	1.63	5.11	12.33	13.83	n.d.	0.46	n.d.	7.52
1.0	2.04	15.02	n.d.	1.58	5.44	13.39	13.78	n.d.	0.46	n.d.	7.62
1.5	2.11	15.32	n.d.	1.59	5.26	12.85	13.94	n.d.	0.45	n.d.	7.53
2.0	2.03	15.43	n.d.	1.59	5.63	14.22	13.71	n.d.	0.45	n.d.	7.52
5.0	1.73	12.35	n.d.	1.46	4.30	11.64	13.22	n.d.	0.43	n.d.	8.05
10	1.48	14.34	n.d.	1.55	4.93	13.81	13.25	n.d.	0.59	n.d.	8.50
15	1.21	14.82	n.d.	1.63	5.20	14.38	13.83	n.d.	0.60	n.d.	8.61
20	1.17	15.25	n.d.	1.64	5.35	14.68	14.18	n.d.	0.60	n.d.	8.59
25	1.38	15.57	n.d.	1.66	5.53	15.32	14.16	n.d.	0.58	n.d.	8.53
30	1.19	15.29	n.d.	1.61	5.47	14.98	14.20	n.d.	0.57	n.d.	8.50
34	1.21	16.26	n.d.	1.81	6.01	16.36	14.06	n.d.	0.62	n.d.	8.40

附錄一 3 新山水庫 2006 年 7 月 12 日第一測站各深度之總有機碳與陰陽離子濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。

深度	TC	Na ⁺	NH ₄ -N	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	SO ₄ -S
m	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$										
0.0	2.43	10.21	n.d.	1.13	3.78	7.16	11.63	n.d.	0.18	n.d.	5.61
0.5	2.18	11.06	n.d.	1.16	4.08	7.11	11.75	n.d.	0.17	n.d.	5.38
1.0	2.36	11.46	n.d.	1.21	4.23	7.37	11.64	n.d.	0.17	n.d.	5.44
1.5	2.09	12.01	n.d.	1.23	4.40	7.60	11.94	n.d.	0.17	n.d.	5.40
2.0	2.19	12.36	n.d.	1.27	4.48	7.75	11.94	n.d.	0.17	n.d.	5.26
5.0	2.49	12.68	n.d.	1.30	4.61	8.01	12.01	n.d.	0.19	n.d.	5.21
7.5	1.94	14.09	n.d.	1.45	5.09	8.77	12.04	n.d.	0.28	n.d.	5.40
10	1.43	16.92	n.d.	1.71	5.87	11.77	12.65	n.d.	0.42	n.d.	6.84
15	1.11	18.02	n.d.	1.82	5.97	12.19	12.76	n.d.	0.47	n.d.	7.47
20	1.13	19.02	n.d.	1.91	6.19	11.80	12.68	n.d.	0.46	n.d.	7.37
25	1.06	18.39	n.d.	1.87	6.23	12.63	12.69	n.d.	0.45	n.d.	7.18
30	1.12	12.67	n.d.	1.42	4.42	9.67	13.28	n.d.	0.47	n.d.	7.80

附錄一 4 新山水庫 2006 年 10 月 20 日第一測站各深度之總有機碳與陰陽離子濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。

深度	TOC	Na ⁺	NH ₄ -N	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	SO ₄ -S
m	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$										
0.0	2.19	11.72	n.d.	0.99	3.98	7.97	10.87	n.d.	0.12	n.d.	5.16
0.5	1.73	11.91	n.d.	0.89	4.26	8.19	11.09	n.d.	0.11	n.d.	5.20
1.0	2.18	12.00	n.d.	0.93	4.11	7.49	11.05	n.d.	0.12	n.d.	5.18
1.5	2.11	12.05	n.d.	0.91	4.14	7.61	11.12	n.d.	0.11	n.d.	5.15
2.0	1.93	12.12	n.d.	0.97	4.14	7.44	11.12	n.d.	0.12	n.d.	5.21
5.0	1.92	12.22	n.d.	0.91	4.19	8.02	10.88	n.d.	0.12	n.d.	5.21
7.5	1.72	12.33	n.d.	0.55	4.22	7.77	11.05	n.d.	0.14	n.d.	5.27
10	1.26	8.29	n.d.	0.57	3.12	5.88	11.13	n.d.	0.21	n.d.	5.91
15	1.01	13.29	n.d.	1.08	3.96	9.44	11.15	n.d.	0.40	n.d.	7.62
20	0.97	14.26	n.d.	1.18	4.28	10.06	11.23	n.d.	0.39	n.d.	7.56
25	1.01	13.88	n.d.	1.10	4.19	9.50	11.19	n.d.	0.37	n.d.	7.30
30	1.04	14.78	n.d.	1.20	4.45	10.01	11.21	n.d.	0.34	n.d.	7.31
32	1.09	15.23	n.d.	1.26	4.52	10.04	11.30	n.d.	0.35	n.d.	7.38

附錄一 5 新山水庫 2006 年 4 月 20 日第二測站各深度之總有機碳與陰陽離子濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。

深度	TC	Na^+	$\text{NH}_4\text{-N}$	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{SO}_4\text{-S}$
m	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$										
0.0	1.70	15.00	n.d.	1.56	5.63	14.15	14.15	n.d.	0.48	n.d.	7.63
0.5	1.88	15.39	n.d.	1.60	5.71	14.32	13.97	n.d.	0.47	n.d.	7.65
1.0	1.89	15.21	n.d.	1.53	5.70	13.41	14.08	n.d.	0.46	n.d.	7.68
2.0	1.92	14.67	n.d.	1.48	5.32	13.64	13.82	n.d.	0.47	n.d.	7.62
5.0	1.70	15.10	n.d.	1.58	5.74	14.53	14.04	n.d.	0.48	n.d.	8.05
7.5	1.81	15.91	n.d.	1.69	6.04	16.17	14.23	n.d.	0.55	n.d.	8.54
10	1.49	16.19	n.d.	1.68	6.15	16.18	14.28	n.d.	0.59	n.d.	8.53
15	1.43	16.22	n.d.	1.79	6.23	16.32	14.44	n.d.	0.58	n.d.	8.73
20	1.20	16.20	n.d.	1.72	6.32	16.48	14.22	n.d.	0.56	n.d.	8.49

附錄一 6 新山水庫 2006 年 7 月 12 日第二測站各深度之總有機碳與陰陽離子濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。

深度	TC	Na^+	$\text{NH}_4\text{-N}$	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{SO}_4\text{-S}$
m	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$										
0.0	2.80	11.14	n.d.	1.34	4.05	7.13	7.83	n.d.	0.18	n.d.	5.51
0.5	2.18	11.57	n.d.	1.20	4.30	7.96	12.46	n.d.	0.17	n.d.	5.47
1.0	2.10	12.06	n.d.	1.24	4.44	8.04	10.02	n.d.	0.17	n.d.	5.36
1.5	2.06	12.40	n.d.	1.25	4.59	7.91	12.39	n.d.	0.17	n.d.	5.31
2.0	2.07	12.84	n.d.	1.24	4.62	8.09	12.24	n.d.	0.17	n.d.	5.27
5.0	2.30	13.36	n.d.	1.35	4.96	8.54	12.23	n.d.	0.19	n.d.	5.25
7.5	1.67	13.50	n.d.	1.39	4.93	9.70	12.38	n.d.	0.33	n.d.	5.53
10	1.18	16.74	n.d.	1.65	5.91	11.13	12.67	n.d.	0.40	n.d.	6.76
15	0.99	17.77	n.d.	1.78	6.04	12.61	12.91	n.d.	0.46	n.d.	7.35

附錄一 7 新山水庫 2006 年 10 月 20 日第二測站各深度之總有機碳與陰陽離子濃度 (mg • L-1)。

深度 m	TOC	Na ⁺	NH ₄ -N	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	SO ₄ -S
mg • L ⁻¹											
0.0	1.83	11.52	n.d.	0.87	3.91	7.46	10.92	n.d.	0.12	n.d.	5.30
0.5	1.86	11.53	n.d.	0.85	3.91	7.11	10.92	n.d.	0.12	n.d.	5.26
1.0	1.87	11.59	n.d.	0.87	3.88	6.94	10.99	n.d.	0.12	n.d.	5.32
1.5	1.97	11.76	n.d.	0.89	4.00	7.48	10.92	n.d.	0.12	n.d.	5.24
2.0	1.93	11.70	n.d.	0.85	4.03	7.57	11.02	n.d.	0.12	n.d.	5.46
5.0	2.04	11.87	n.d.	0.87	4.00	7.48	11.04	n.d.	0.12	n.d.	5.35
7.5	1.69	11.90	n.d.	0.91	4.16	8.18	10.97	n.d.	0.13	n.d.	5.27
10	1.38	10.96	n.d.	0.87	3.67	7.05	11.16	n.d.	0.21	n.d.	5.88
15	0.97	14.06	n.d.	1.12	4.18	9.03	11.45	n.d.	0.37	n.d.	7.53
19.5	1.05	13.96	n.d.	1.14	4.23	9.32	11.71	n.d.	0.35	n.d.	7.52

附錄一 8 新山水庫 2006 年 4 月 20 日現地所測得之葉綠素濃度值，與實驗室萃取後以螢光度計量測之值。其間的相關式為 $1.94X+1.34$ ，相關係數 $R^2=0.93$ 。

第一測站			第二測站	
深度	現場值	實驗室	現場值	實驗室
m	μg • L ⁻¹	μg • L ⁻¹	μg • L ⁻¹	μg • L ⁻¹
0.0	5.029	9.52	4.516	11.28
0.5	5.333	9.78	4.006	11.84
1.0	4.956	10.14	4.825	10.68
1.5	4.804	10.02	-	-
2.0	4.420	12.14	5.054	11.66
5.0	6.279	12.92	5.525	12.26
7.5	-	-	2.260	6.52
10	1.063	2.48	1.149	3.84
15	0.711	2.28	0.993	3.24
20	0.724	2.26	0.992	3.60
25	0.590	1.95	-	-
30	0.776	2.58	-	-
34	0.611	2.74	-	-

附錄一 9 新山水庫 2006 年 7 月 12 日現地所測得之葉綠素濃度值，與實驗室萃取後以螢光度計量測之值。其間的相關式為 $1.97X+1.41$ ，相關係數 $R^2=0.85$ 。

第一測站			第二測站	
深度	現場值	實驗室	現場值	實驗室
	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$		$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	
0.0	1.300	3.31	0.690	3.68
0.5	0.650	2.96	1.060	3.54
1.0	0.830	3.36	0.690	3.66
1.5	0.710	3.28	0.800	3.52
2.0	0.820	3.18	0.810	3.92
5.0	4.070	8.04	2.450	6.66
7.5	2.600	7.70	0.700	3.56
10	0.700	2.08	0.280	2.32
15	0.080	0.99	0.065	1.35
20	0.110	0.70	-	-
25	0.400	0.62	-	-
30	0.170	0.52	-	-

附錄一 10 新山水庫 2006 年 10 月 20 日現地所測得之葉綠素濃度值，與實驗室萃取後以螢光度計量測之值。其間的相關式為 $0.99X+1.45$ ，相關係數 $R^2=0.88$ 。

第一測站			第二測站	
深度	現場值	實驗室	現場值	實驗室
m	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$		$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	
0.0	3.65	5.83	7.26	7.55
0.5	7.50	7.25	5.90	7.90
1.0	5.90	6.33	7.26	7.96
1.5	6.32	7.95	6.46	8.18
2.0	4.84	8.26	8.10	8.29
5.0	3.20	6.18	6.68	9.15
7.5	1.95	4.79	3.17	6.31
10	1.64	3.16	1.75	4.10
15	0.12	1.00	0.36	1.30
20	0.07	0.80	0.29	0.85
25	0.04	0.60	-	-
30	0.00	0.79	-	-
32	0.00	0.62		

附錄一 11 新山水庫 2006 年 4 月 20 日各種矽藻出現之百分頻度。

矽藻學名	第一測站	第二測站
<i>Achnanthes minutissima</i> Kuetzing	0.5	-
<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grunow) Ross	0.5	-
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simensen	13.5	10.0
<i>Aulacoseira</i> sp.	7.7	13.1
<i>Cyclotella glabriuscula</i> (Grun.) Hakansson	8.2	14.6
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kuetzing	0.5	-
<i>Cyclotella stelligere</i> A. Cl. & Grunow	67.3	61.5
<i>Cymbella affinis</i> Kuetzing	0.5	-
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	1.0	-
<i>Rhizosolenia</i> sp.	0.5	0.8

附錄一 12 新山水庫 2006 年 7 月 12 日各種矽藻出現之百分頻度。

矽藻學名	第一測站	第二測站
<i>Achnanthes minutissima</i> Kuetzing	3.8	3.2
<i>Amphora pediculus</i> (Kuetz.) Grunow	-	1.6
<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grunow) Ross	3.0	-
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simensen	1.5	19.0
<i>Aulacoseira</i> sp.	6.1	-
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	3.8	0.8
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	0.8	-
<i>Cyclotella glabriuscula</i> (Grun.) Hakansson	16.7	21.4
<i>Cyclotella stelligere</i> A. Cl. & Grunow	45.5	42.1
<i>Cymbella affinis</i> Kuetzing	-	0.8
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	0.8	0.8
<i>Eunotia fallax</i> A. Cleve-Euler var. <i>fallax</i>	0.8	-
<i>Navicula bryophila</i> Petersen	0.8	-
<i>Navicula cryptocephala</i> Kuetzing	3.8	-
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	0.8	4.8
<i>Navicula ingrata</i> Krasske	0.8	0.8
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kuetzing	2.3	1.6
<i>Navicula tenera</i> Hustedt	0.8	-
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kuetz.) W. Smith	-	0.8
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	3.0	2.4
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kuetz.) Grun. var. <i>frustulum</i>	0.8	-
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch	1.5	-
<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow	0.8	-
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cleve	0.8	-
<i>Plagiotropis pusilla</i> (Greg.) Cleve	0.8	-
<i>Rhizosolenia</i> sp.	0.8	-

附錄一 13 新山水庫 2006 年 10 月 20 日各種矽藻出現之百分頻度。

矽藻學名	第一測站	第二測站
<i>Achnanthes microcephala</i> (Kuetz.) Grunow	0.9	-
<i>Achnanthes minutissima</i> Kuetzing	2.1	1.8
<i>Achnanthes pusilla</i> (Grun.) De. Toni	0.4	-
<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grunow) Ross	1.7	1.8
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simensen	12.9	28.8
<i>Aulacoseira</i> sp.	6.0	8.0
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	-	0.6
<i>Cyclotella glabriuscula</i> (Grun.) Hakansson	6.4	8.6
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kuetzing	-	1.2
<i>Cyclotella stelligera</i> A. Cl. & Grunow	31.3	36.2
<i>Cymbella affinis</i> Kuetzing	0.9	0.6
<i>Cymbella hustedtii</i> Krasske	1.7	-
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	0.4	-
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) De Toni	-	1.2
<i>Frustulia</i> sp.	0.4	-
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kuetz.) Kuetzing	31.3	0.6
<i>Navicula bryophila</i> Petersen	0.4	1.2
<i>Navicula cryptocephala</i> Kuetzing	0.4	1.2
<i>Navicula phyllepta</i> Kuetzing	-	1.2
<i>Navicula pupula</i> Kuetz. var. <i>pupula</i>	0.4	-
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kuetzing	0.4	1.8
<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i> (Kuetz.) Cleve	-	0.6
<i>Neidium juda</i> Carter	-	0.6
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kuetz.) Grunow	-	0.6
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	0.4	-
<i>Nitzschia palea</i> (Kuetz.) W. Smith	0.4	0.6
<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i> (Grun.) Grunow	0.4	0.6
<i>Nitzschia</i> sp.	-	0.6
<i>Pinnularia</i> sp.	-	1.2
<i>Synedra ulna</i> (Nitz.) Ehrenberg	0.4	-

附錄一 14 新山水庫 2006 年 4 月 20 日除矽藻外之各種藻類的出現百分頻度。

藻種學名	第一測站	第二測站
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et. G. S. West	74.2	61.5
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittr.) Kirchner	4.0	3.3
<i>Cryptomonas erosa</i> var. <i>reflexa</i>	0.1	0.2
<i>Cyclotella glabriuscula</i> (Grun.) Hakansson	0.1	-
<i>Cyclotella stelligera</i> A. Cl. & Grunow	2.1	2.8
<i>Botryococcus branuii</i> Kuetzing	1.9	1.5
<i>Closterium acerosum</i> var. <i>elongatum</i> Brebisson	0.2	0.1
<i>Coelastrum polycordum</i> (Kors.) Hindak	10.9	14.9
<i>Coenocystis subcylindrica</i> Korschikoff	0.6	0.1
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Komarek	0.6	-
<i>Pseudoquadrigula</i> sp.	0.9	2.6
<i>Radiococcus bavaricus</i> (Skuja) Komarek	0.8	0.5
<i>Scenedesmus obtusiusculus</i> Chodat	1.2	1.8
<i>Staurostrum perundulatum</i> Gronblad	0.1	0.4
<i>Tetradesmus</i> sp.	0.1	-
<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg var.	0.1	0.1
<i>Chromulina</i> sp.	-	0.4
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	2.1	9.8
<i>Mallomonas</i> sp.	0.1	-
<i>Ochromonas</i> sp.	-	0.1

附錄一 15 新山水庫 2006 年 7 月 12 日除矽藻外之各種藻類的出現百分頻度。

藻種學名	第一測站	第二測站
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et. G. S. West	19.4	9.5
<i>Chroococcus minutus</i> (Kg.) Naegeli	1.1	0.8
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittr.) Kirchner	38.8	49.2
<i>Microcystis</i> sp.	22.0	6.9
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simensen	0.2	-
<i>Cyclotella glabriuscula</i> (Grun.) Hakansson	-	0.05
<i>Cyclotella stelligere</i> A. Cl. & Grunow	-	0.1
<i>Trachelomonas</i> sp.	0.0	-
<i>Botryococcus branuii</i> Kuetzing	1.4	1.5
<i>Chlamydomonas</i> sp1.	0.0	
<i>Coelastrum polycordum</i> (Kors.) Hindak	2.2	2.2
<i>Coenochloris</i> sp.	11.3	21.0
<i>Coenocystis subcylindrica</i> Korschikoff	-	0.6
<i>Monoraphidium</i> sp.	0.0	0.1
<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann	1.2	1.1
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	0.7	2.6
<i>Pseudoquadrigula</i> sp.	0.2	1.4
<i>Radiococcus bavaricus</i> (Skuja) Komarket	0.2	1.2
<i>Scenedesmus ecornis</i> (ehr.) Chodat	0.3	0.7
<i>Staurastrum limneticum</i> Schmidle var. <i>burmense</i>	-	0.05
<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg var.	-	0.05
<i>Tetraedron regulare</i> Kuetzing	0.7	0.3
<i>Gymnodinium</i> sp.	-	0.05
<i>Peridinium bipes</i> Sten.	0.04	0.1
<i>Peridinium</i> sp.	0.2	0.5

附錄一 16 新山水庫 2006 年 10 月 20 日除矽藻外之各種藻類的出現百分頻度。

藻種學名	第一測站	第二測站
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et. G. S. West	37.9	53.0
<i>Chroococcus minutus</i> (Kg.) Naegeli	-	0.8
<i>Chroococcus</i> sp.	0.5	-
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittr.) Kirchner	25.3	33.1
<i>Microcystis</i> sp.	18.8	-
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	0.1	0.6
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simensen	0.4	0.8
<i>Trachelomonas</i> sp.	-	0.3
<i>Botryococcus branuii</i> Kuetzing	1.9	-
<i>Closterium acerosum</i> var. <i>elongatum</i> Brebisson	-	0.2
<i>Coenochloris</i> sp.	13.4	6.6
<i>Coenocystis subcylindrica</i> Korschikoff	-	0.9
<i>Didymocystis</i> sp.	0.1	-
<i>Oocystis parva</i> W. et. G. S. West	0.2	0.2
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	-	1.5
<i>Scenedesmus ecoris</i> (ehr.) Chodat	0.2	-
<i>Staurastrum crenulatum</i> (Naeg.) Delponte	0.1	-
<i>Staurastrum perundulatum</i> Gronblad	0.5	1.3
<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg var.	0.4	0.3
<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Mueller) Schrank	0.1	0.3
<i>Peridinium</i> sp.	-	0.1
<i>Mallomonas</i> sp.	0.1	0.1

附錄一 17 新山水庫 2006 年 4 月 20 日除矽藻外之各種藻類的體積百分頻度。

藻種學名	第一測站	第二測站
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et. G. S. West	0.36	0.13
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittr.) Kirchner	2.47	0.85
<i>Cryptononas erosa</i> var. <i>reflexa</i>	0.87	0.71
<i>Cyclotella glabriuscula</i> (Grun.) Hakansson	0.33	-
<i>Cyclotella stelligere</i> A. Cl. & Grunow	0.39	0.22
<i>Botryococcus branuii</i> Kuetzing	1.78	0.61
<i>Closterium acerosum</i> var. <i>elongatum</i> Brebisson	31.83	6.52
<i>Coelastrum polycordum</i> (Kors.) Hindak	18.17	10.70
<i>Coenocystis subcylindrica</i> Korschikoff	0.81	0.04
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Komarket	0.34	-
<i>Pseudoquadrigula</i> sp.	1.15	1.50
<i>Radiococcus bavaricus</i> (Skuja) Komarket	0.48	0.14
<i>Scenedesmus obtusiusculus</i> Chodat	0.39	0.26
<i>Staurostrum perundulatum</i> Gronblad	7.54	15.43
<i>Tetradesmus</i> sp.	0.13	-
<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg var.	0.85	0.35
<i>Chromulina</i> sp.	-	0.01
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	31.71	62.51
<i>Mallomonas</i> sp.	0.39	-
<i>Ochromonas</i> sp.	-	0.04

附錄一 18 新山水庫 2006 年 7 月 12 日除矽藻外之各種藻類的體積百分頻度。

藻種學名	第一測站	第二測站
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et. G. S. West	0.05	0.01
<i>Chroococcus minutus</i> (Kg.) Naegeli	1.31	0.39
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittr.) Kirchner	11.60	5.93
<i>Microcystis</i> sp.	11.34	1.43
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simensen	0.12	-
<i>Cyclotella glabriuscula</i> (Grun.) Hakansson	-	0.04
<i>Cyclotella stelligere</i> A. Cl. & Grunow	-	0.005
<i>Botryococcus branuii</i> Kuetzing	0.63	0.27
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.01	-
<i>Coelastrum polycordum</i> (Kors.) Hindak	1.83	0.73
<i>Coenochloris</i> sp.	3.37	2.53
<i>Coenocystis subcylindrica</i> Korschikoff	-	0.15
<i>Monoraphidium</i> sp.	0.08	0.07
<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann	7.81	2.68
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	43.47	65.81
<i>Pseudoquadrigula</i> sp.	0.11	0.36
<i>Radiococcus bavaricus</i> (Skuja) Komarket	0.05	0.15
<i>Scenedesmus ecornis</i> (ehr.) Chodat	0.02	0.02
<i>Staurostrum limneticum</i> Schmidle var. <i>burmense</i>	-	1.44
<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg var.	-	0.10
<i>Tetraedron regulare</i> Kuetzing	3.60	0.68
<i>Gymnodinium</i> sp.	-	0.43
<i>Peridinium bipes</i> Sten	9.61	12.47
<i>Peridinium</i> sp.	4.98	4.31

附錄一 19 新山水庫 2006 年 10 月 20 日除矽藻外之各種藻類的體積百分頻度。

藻種學名	第一測站	第二測站
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et. G. S. West	0.15	0.05
<i>Chroococcus minutus</i> (Kg.) Naegeli	-	0.40
<i>Chroococcus</i> sp.	0.05	-
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittr.) Kirchner	12.52	4.26
<i>Microcystis</i> sp.	16.08	-
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	1.05	1.31
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simensen	0.40	0.22
<i>Trachelomonas</i> sp.	-	0.01
<i>Botryococcus branuii</i> Kuetzing	1.43	-
<i>Closterium acerosum</i> var. <i>elongatum</i> Brebisson	-	8.00
<i>Coenochloris</i> sp.	6.62	0.85
<i>Coenocystis subcylindrica</i> Korschikoff	-	0.26
<i>Didymocystis</i> sp.	0.01	-
<i>Oocystis parva</i> W. et G. S. West	0.16	0.03
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	-	41.20
<i>Scenedesmus ecoris</i> (ehr.) Chodat	0.03	-
<i>Staurastrum crenulatum</i> (Naeg.) Delponte	9.10	-
<i>Staurastrum perundulatum</i> Gronblad	36.41	26.53
<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg var.	3.59	0.64
<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Mueller) Schrank	12.16	15.18
<i>Peridinium</i> sp.	-	0.94
<i>Mallomonas</i> sp.	0.23	0.10

附錄一 20 新山水庫 2006 年 4 月 20 日各深度之藻類密度。

	第一測站	第二測站
深度	藻細胞數*10 ⁶	
m	ind • L ⁻¹	
0.0	56.2	69.4
0.5	88.4	115.1
1.0	50.7	102.9
1.5	66.9	-
2.0	63.3	89.4
5.0	70.3	48.4
7.5	-	12.0
10	11.8	5.5
15	2.3	1.6
20	2.3	3.7
25	1.7	-
30	1.5	-
34	2.5	-

附錄一 21 新山水庫 2006 年 7 月 12 日各深度之藻類密度。

	第一測站	第二測站
深度	藻細胞數*10 ⁶	
m	ind • L ⁻¹	
0.0	26.5	30.2
0.5	26.4	27.7
1.0	34.2	23.6
1.5	31.7	31.0
2.0	30.2	37.7
5.0	68.6	39.6
7.5	35.2	24.3
10	9.4	7.2
15	5.9	3.3
20	6.5	2.9
25	10.5	-
30	4.9	-

附錄一 22 新山水庫 2006 年 10 月 20 日各深度之藻類密度。

	第一測站	第二測站
深度	藻細胞數*10 ⁶	
m	ind • L ⁻¹	
0.0	71.0	84.3
0.5	66.0	67.2
1.0	91.3	74.7
1.5	72.5	79.9
2.0	94.7	90.7
5.0	82.7	81.1
7.5	55.7	54.6
10	27.0	24.4
15	12.4	8.9
20	13.7	10.5
25	8.9	-
30	6.8	-
32	4.6	-

附錄一 23 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m³)(95 年 4 月)

採樣測站	第 1 站				
測站編號	D1 (0-5m)	D2 (5-10m)	D3 (10-15m)	D4 (15-20m)	D5 (>20m)
Protozoa 原生動物					
Tintinnopsis cratera 筒殼蟲	1	0	0	0	1
Trochelminthes 輪形動物					
Asplanchna sp. 晶囊輪蟲	1	0	0	0	0
Ascomorpha ecaudis 沒尾無柄輪蟲	0	3	0	5	0
Ascomorpha ovalis	2	1	1	5	0
Brachionus angularis 臂尾輪蟲	0	0	0	0	1
Brachionus falcatus 臂尾輪蟲	0	0	0	5	0
Polyarthra major 多肢輪蟲	2	0	0	0	0
Rotaria rotatoria 轉輪蟲	3	1	0	0	1
Trichocerca capucina 刺蓋異尾輪蟲	0	0	0	0	0
Trichocerca cylindrica 圓桶異尾輪蟲	0	0	0	0	0
Crustacea 甲殼類					
Cladocera 枝角類					
Alona sp. 尖額水蚤	0	0	0	0	1
Bosmina longirostris 長額象鼻水蚤	13	6	21	31	14
Daphania pulex 蚤狀水蚤	3	4	1	5	1
Copepoda 橈腳類					
Calanoida 哲水蚤					
Calanus sp.	2	0	0	0	0
Eodiaptomus japonicus 日本原鏢水蚤	460	315	205	587	113
Pareuchaeta simplex 擬真刺水蚤	14	2	0	10	0
Cyclopoida 劍水蚤					
Acantocyclops morimoto	1	0	1	5	0
Macrocyclus albidus 大劍水蚤	85	63	48	189	23
Mesocyclops leuckarti	0	1	0	0	0
Hetropoda 猛水蚤	1	0	1	0	1
nauplius 無節幼蟲	33	92	65	89	0
Copepodite 橈腳幼體	0	0	0	0	43
egg 橈腳類卵	36	53	356	314	64
Aquatic insect 水生昆蟲					
Chironomus sp. 搖蚊幼生	0	0	0	0	1
Unknown 未知	0	0	0	0	0
單位個體量 (ind./m3)	659	541	700	1247	263
種類數	15	11	9	11	12
Shannon's diversity index 種歧異度指數	1.14	1.26	1.26	1.42	1.49
Dominance Index 優勢度指數	0.51	0.39	0.36	0.31	0.28
Species Richness 種豐富度指數	2.16	1.59	1.22	1.40	1.97
Pielou evenness index 均勻度指數	0.422	0.527	0.571	0.594	0.600
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D4	D4- D5	D5- D1
	0.975	0.997	0.985	0.977	0.996

附錄一 23 續表 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m³) (95 年 4 月)

採樣測站	第 2 站				
測站編號	D1 (0-5m)	D2 (5-10m)	D3 (10-15m)	D4 (15-20m)	D5 (>20m)
Protozoa 原生動物					
Tintinnopsis cratera 筒殼蟲	0	0	0	0	0
Trochelminthes 輪形動物					
Asplanchna sp. 晶囊輪蟲	0	0	3	0	0
Ascomorpha ecaudis 沒尾無柄輪蟲	3	10	0	0	7
Ascomorpha ovalis	0	0	0	0	0
Brachionus angularis 臂尾輪蟲	0	0	0	0	0
Brachionus falcatus 臂尾輪蟲	0	0	0	0	0
Polyarthra major 多肢輪蟲	0	0	0	0	0
Rotaria rotatoria 轉輪蟲	0	0	0	0	0
Trichocerca capucina 刺蓋異尾輪蟲	2	0	10	0	0
Trichocerca cylindrica 圓桶異尾輪蟲	0	5	0	0	0
Crustacea 甲殼類					
Cladocera 枝角類					
Alona sp. 尖額水蚤	0	0	0	0	0
Bosmina longirostris 長額象鼻水蚤	26	0	31	3	63
Daphnia pulex 蚤狀水蚤	2	0	0	1	7
Copepoda 橈腳類					
Calanoida 哲水蚤					
Calanus sp.	2	0	0	0	0
Eodiaptomus japonicus 日本原鏢水蚤	650	21	164	136	587
Pareuchaeta simplex 擬真刺水蚤	3	0	0	0	0
Cyclopoida 劍水蚤					
Acantocyclops morimoto	16	0	0	0	0
Macrocyclus albidus 大劍水蚤	588	16	157	54	1125
Mesocyclops leuckarti	3	0	0	0	0
Hetropoda 猛水蚤	0	0	0	0	0
nauplius 無節幼蟲	127	0	14	1	21
Copepodite 橈腳幼體	2	0	0	0	0
egg 橈腳類卵	171	0	14	1	279
Aquatic insect 水生昆蟲					
Chironomus sp. 搖蚊幼生	0	0	0	3	0
Unknown 未知	0	0	0	1	0
單位個體量 (ind./m3)	1594	52	395	202	2089
種類數	13	4	7	8	7
Shannon's diversity index 種歧異度指數	1.35	1.28	1.31	0.89	1.15
Dominance Index 優勢度指數	0.32	0.30	0.34	0.53	0.39
Species Richness 種豐富度指數	1.63	0.76	1.00	1.32	0.78
Pielou evenness index 均勻度指數	0.528	0.923	0.672	0.427	0.590
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D4	D4- D5	D5- D1
	0.911	0.912	0.901	0.757	0.924

附錄一 23 續表 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m³) (95 年 4 月)

採樣測站	第 3 站				
測站編號	D1 (0-5m)	D2 (5-10m)	D3 (10-15m)	D4 (15-20m)	D5 (>20m)
Protozoa 原生動物					
Tintinnopsis cratera 筒殼蟲	0	0	0	0	0
Trochelminthes 輪形動物					
Asplanchna sp. 晶囊輪蟲	0	0	0	0	0
Ascomorpha ecaudis 沒尾無柄輪蟲	4	0	0	1	0
Ascomorpha ovalis	5	2	0	0	1
Brachionus angularis 臂尾輪蟲	0	0	0	0	0
Brachionus falcatus 臂尾輪蟲	0	0	0	0	0
Polyarthra major 多肢輪蟲	0	0	0	0	0
Rotaria rotatoria 轉輪蟲	0	0	0	0	0
Trichocerca capucina 刺蓋異尾輪蟲	0	0	1	0	0
Trichocerca cylindrica 圓桶異尾輪蟲	0	0	0	0	0
Crustacea 甲殼類					
Cladocera 枝角類					
Alona sp. 尖額水蚤	0	0	0	0	0
Bosmina longirostris 長額象鼻水蚤	44	4	9	8	11
Daphania pulex 蚤狀水蚤	4	2	13	2	26
Copepoda 橈腳類					
Calanoida 哲水蚤					
Calanus sp.	0	0	3	0	2
Eodiaptomus japonicus 日本原鏢水蚤	238	214	400	348	802
Pareuchaeta simplex 擬真刺水蚤	8	9	5	0	3
Cyclopoida 劍水蚤					
Acantocyclops morimoto	0	0	0	0	0
Macrocyclus albidus 大劍水蚤	110	66	40	44	56
Mesocyclops leuckarti	0	0	0	0	0
Hetropoda 猛水蚤	1	0	0	0	0
nauplius 無節幼蟲	84	5	8	22	42
Copepodite 橈腳幼體	0	0	0	0	0
egg 橈腳類卵	38	0	0	17	62
Aquatic insect 水生昆蟲					
Chironomus sp. 搖蚊幼生	0	0	0	0	0
Unknown 未知	0	0	0	0	0
單位個體量 (ind./m3)	534	300	480	441	1004
種類數	10	7	8	7	9
Shannon's diversity index 種歧異度指數	1.55	0.85	0.70	0.80	0.82
Dominance Index 優勢度指數	0.28	0.56	0.70	0.64	0.65
Species Richness 種豐富度指數	1.43	1.05	1.13	0.99	1.16
Pielou evenness index 均勻度指數	0.675	0.437	0.335	0.411	0.375
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D4	D4- D5	D5- D1
	0.907	0.975	0.999	0.998	0.824

附錄一 24 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m3)(95 年 7 月)

採樣測站	第 1 站		
測站編號	D1 (0-10m)	D2 (10-20m)	D3 (20-30m)
Trochelminthes 輪形動物			
<i>Asplanchna</i> sp. 晶囊輪蟲	1	0	0
<i>Ascomorpha ovalis</i>	167	1	0
<i>Brachionus angularis</i> 臂尾輪蟲	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i> var. <i>amphiceros</i>	0	2	0
<i>Brachionus falcatus</i> 臂尾輪蟲	0	0	0
<i>Brachionus forficula</i> 臂尾輪蟲	192	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>macrocantha</i>	68	3	2
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> 螺形龜甲輪蟲	3	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> f. <i>microcantha</i>	1	0	0
<i>Keratella valga monstrosa</i>	0	0	0
<i>Rotaria rotatoria</i> 轉輪蟲	0	4	0
<i>Trichocerca capucina</i> 刺蓋異尾輪蟲	0	0	0
<i>Trichocerca cylindrica</i> 圓桶異尾輪蟲	0	3	0
<i>Trichocerca similis</i>	0	0	0
Crustacea 甲殼類			
Cladocera 枝角類			
<i>Alona</i> sp. 尖額水蚤	3	0	0
<i>Alonella globulosa</i> 球形銳額水蚤	9	1	0
<i>Bosmina longirostris</i> 長額象鼻水蚤	248	34	3
<i>Daphnia pulex</i> 蚤狀水蚤	90	4	0
<i>Diaphanosoma aspinosum</i> 缺刺秀體水蚤	0	0	0
<i>Diaphanosoma paucispinosum</i> 寡刺秀體水蚤	0	0	0
<i>Diaphanosoma leuchtenbergianum</i> 長肢秀體水蚤	1000	12	1
<i>Moina</i> sp. 裸腹水蚤	2	0	0
Copepoda 橈腳類			
Calanoida 哲水蚤			
<i>Calanus</i> sp.	1139	0	1
<i>Eodiaptomus japonicus</i> 日本原鏢水蚤	16230	265	22
<i>Pareuchaeta simplex</i> 擬真刺水蚤	5379	8	0
Cyclopoida 劍水蚤			
<i>Macrocyclus albidus</i> 大劍水蚤	1246	172	33
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	579	1	1
Hetropoda 猛水蚤	1	0	0
nauplius 無節幼蟲	4	34	6
Copepodite 橈腳幼體	2	0	0
egg 橈腳類卵	6	47	57
Unknown 未知	0	1	0
單位個體量 (ind./m3)	26371	591	125
種類數	21	18	15
Shannon's diversity index 種歧異度指數	1.27	1.57	1.43
Dominance Index 優勢度指數	0.43	0.30	0.31
Species Richness 種豐富度指數	1.96	2.66	2.90
Pielou evenness index 均勻度指數	0.417	0.544	0.528
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D1
	0.836	0.931	0.594

附錄一 24 續表 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m3)(95 年 7 月)

採樣測站	第 2 站		
測站編號	D1 (0-10m)	D2 (10-20m)	D3 (20-30m)
Trochelminthes 輪形動物			
<i>Asplanchna</i> sp. 晶囊輪蟲	0	0	0
<i>Ascomorpha ovalis</i>	2	15	7
<i>Brachionus angularis</i> 臂尾輪蟲	1	0	10
<i>Brachionus calyciflorus</i> var. <i>amphiceros</i>	0	0	0
<i>Brachionus falcatus</i> 臂尾輪蟲	0	0	38
<i>Brachionus forficula</i> 臂尾輪蟲	7	5	21
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>macrocantha</i>	5	3	0
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> 螺形龜甲輪蟲	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> f. <i>microcantha</i>	0	0	0
<i>Keratella valga monstrosa</i>	0	0	0
<i>Rotaria rotatoria</i> 轉輪蟲	7	1	3
<i>Trichocerca capucina</i> 刺蓋異尾輪蟲	5	3	38
<i>Trichocerca cylindrica</i> 圓桶異尾輪蟲	0	0	0
<i>Trichocerca similis</i>	1	0	3
Crustacea 甲殼類			
Cladocera 枝角類			
<i>Alona</i> sp. 尖額水蚤	0	0	0
<i>Alonella globulosa</i> 球形銳額水蚤	2	7	3
<i>Bosmina longirostris</i> 長額象鼻水蚤	217	52	84
<i>Daphnia pulex</i> 蚤狀水蚤	15	15	91
<i>Diaphanosoma aspinosum</i> 缺刺秀體水蚤	0	0	0
<i>Diaphanosoma paucispinosum</i> 寡刺秀體水蚤	0	0	0
<i>Diaphanosoma leuchtenbergianum</i> 長肢秀體水蚤	26	5	14
<i>Moina</i> sp. 裸腹水蚤	0	0	0
Copepoda 橈腳類			
Calanoida 哲水蚤			
<i>Calanus</i> sp.	7	0	7
<i>Eodiaptomus japonicus</i> 日本原鏢水蚤	6187	775	926
<i>Pareuchaeta simplex</i> 擬真刺水蚤	34	0	10
Cyclopoida 劍水蚤			
<i>Macrocyclus albidus</i> 大劍水蚤	4351	1890	3056
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	0	0	7
Heteropoda 猛水蚤	0	0	3
nauplius 無節幼蟲	28	310	45
Copepodite 橈腳幼體	0	0	0
egg 橈腳類卵	161	98	21
Unknown 未知	1	1	7
單位個體量 (ind./m3)	11057	3181	4398
種類數	18	14	20
Shannon's diversity index 種歧異度指數	0.91	1.16	1.03
Dominance Index 優勢度指數	0.47	0.42	0.53
Species Richness 種豐富度指數	1.83	1.61	2.26
Pielou evenness index 均勻度指數	0.316	0.439	0.343
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D1
	0.842	0.995	0.786

附錄一 24 續表 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m3)(95 年 7 月)

採樣測站	第 3 站		
測站編號	D1 (0-10m)	D2 (10-20m)	D3 (20-30m)
Trochelminthes 輪形動物			
<i>Asplanchna</i> sp. 晶囊輪蟲	0	6	1
<i>Ascomorpha ovalis</i>	7	13	2
<i>Brachionus angularis</i> 臂尾輪蟲	0	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i> var. <i>amphiceros</i>	0	0	0
<i>Brachionus falcatus</i> 臂尾輪蟲	0	0	0
<i>Brachionus forficula</i> 臂尾輪蟲	14	25	7
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>macrocantha</i>	10	19	3
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> 螺形龜甲輪蟲	0	4	0
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> f. <i>microcantha</i>	3	0	1
<i>Keratella valga monstrosa</i>	0	0	1
<i>Rotaria rotatoria</i> 轉輪蟲	7	6	4
<i>Trichocerca capucina</i> 刺蓋異尾輪蟲	6	4	5
<i>Trichocerca cylindrica</i> 圓桶異尾輪蟲	0	8	0
<i>Trichocerca similis</i>	1	2	0
Crustacea 甲殼類			
Cladocera 枝角類			
<i>Alona</i> sp. 尖額水蚤	0	4	5
<i>Alonella globulosa</i> 球形銳額水蚤	0	0	0
<i>Bosmina longirostris</i> 長額象鼻水蚤	105	276	1293
<i>Daphnia pulex</i> 蚤狀水蚤	6	126	26
<i>Diaphanosoma aspinosum</i> 缺刺秀體水蚤	0	0	1
<i>Diaphanosoma paucispinosum</i> 寡刺秀體水蚤	0	4	0
<i>Diaphanosoma leuchtenbergianum</i> 長肢秀體水蚤	10	19	7
<i>Moina</i> sp. 裸腹水蚤	0	0	0
Copepoda 橈腳類			
Calanoida 哲水蚤			
<i>Calanus</i> sp.	0	17	62
<i>Eodiaptomus japonicus</i> 日本原鏢水蚤	1997	705	3365
<i>Pareuchaeta simplex</i> 擬真刺水蚤	7	0	0
Cyclopoida 劍水蚤			
<i>Macrocyclus albidus</i> 大劍水蚤	4812	1499	6926
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	69	19	7
Hetropoda 猛水蚤	1	0	2
nauplius 無節幼蟲	0	11	125
Copepodite 橈腳幼體	0	0	0
egg 橈腳類卵	27	206	22
Unknown 未知	0	2	0
單位個體量 (ind./m3)	7082	2974	11861
種類數	16	21	20
Shannon's diversity index 種歧異度指數	0.82	1.52	1.04
Dominance Index 優勢度指數	0.54	0.33	0.43
Species Richness 種豐富度指數	1.69	2.50	2.03
Pielou evenness index 均勻度指數	0.295	0.500	0.348
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D1
	0.969	0.994	0.982

附錄一 25 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m3)(95 年 10 月)

採樣測站	第 1 站		
測站編號	D1 (0-10m)	D2 (10-20m)	D3 (20-30m)
Protozoa 原生動物			
<i>Tintinnopsis cratera</i> 筒殼蟲	2	0	0
Trochelminthes 輪形動物			
<i>Asplanchna</i> sp. 晶囊輪蟲	21	1	0
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>macrocantha</i>	9	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> 螺形龜甲輪蟲	5	0	0
<i>Rotaria rotatoria</i> 轉輪蟲	1	1	0
<i>Trichocerca capucina</i> 刺蓋異尾輪蟲	1	0	0
Crustacea 甲殼類			
Cladocera 枝角類			
<i>Alona</i> sp. 尖額水蚤	0	3	0
<i>Alonella globulosa</i> 球形銳額水蚤	0	0	0
<i>Bosmina longirostris</i> 長額象鼻水蚤	70	58	31
<i>Daphania pulex</i> 蚤狀水蚤	24	6	5
<i>Diaphanosoma aspinosum</i> 缺刺秀體水蚤	76	57	0
<i>Diaphanosoma leuchtenbergianum</i> 長肢秀體水蚤	0	0	0
<i>Moina</i> sp. 裸腹水蚤	4	0	
Copepoda 橈腳類			
Calanoida 哲水蚤			
<i>Calanus</i> sp.	0	0	0
<i>Eodiaptomus japonicus</i> 日本原鏢水蚤	474	51	2
<i>Pareuchaeta simplex</i> 擬真刺水蚤	5	0	0
Cyclopoida 劍水蚤			
<i>Acantocyclops morimoto</i>	3	0	0
<i>Macrocyclus albidus</i> 大劍水蚤	2611	703	393
Hetropoda 猛水蚤	1	0	0
nauplius 無節幼蟲	1	4	4
egg 橈腳類卵	0	80	22
Unknown 未知	0	0	0
單位個體量 (ind./m3)	3307	965	457
種類數	16	10	8
Shannon's diversity index 種歧異度指數	0.76	1.02	0.58
Dominance Index 優勢度指數	0.64	0.55	0.75
Species Richness 種豐富度指數	1.85	1.31	1.14
Pielou evenness index 均勻度指數	0.276	0.441	0.280
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D1
	0.681	0.670	0.225

附錄一 25 續表 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m3)(95 年 10 月)

採樣測站	第 2 站		
測站編號	D1 (0-10m)	D2 (10-20m)	D3 (20-30m)
Protozoa 原生動物			
<i>Tintinnopsis cratera</i> 筒殼蟲	0	0	0
Trochelminthes 輪形動物			
<i>Asplanchna</i> sp. 晶囊輪蟲	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>macrocantha</i>	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> 螺形龜甲輪蟲	1	0	0
<i>Rotaria rotatoria</i> 轉輪蟲	1	0	0
<i>Trichocerca capucina</i> 刺蓋異尾輪蟲	0	0	0
Crustacea 甲殼類			
Cladocera 枝角類			
<i>Alona</i> sp. 尖額水蚤	0	2	0
<i>Alonella globulosa</i> 球形銳額水蚤	0	0	0
<i>Bosmina longirostris</i> 長額象鼻水蚤	57	62	130
<i>Daphania pulex</i> 蚤狀水蚤	0	3	3
<i>Diaphanosoma aspinosum</i> 缺刺秀體水蚤	16	41	127
<i>Diaphanosoma leuchtenbergianum</i> 長肢秀體水蚤	0	0	12
<i>Moina</i> sp. 裸腹水蚤	1	0	0
Copepoda 橈腳類			
Calanoida 哲水蚤			
<i>Calanus</i> sp.	0	0	0
<i>Eodiaptomus japonicus</i> 日本原鏢水蚤	64	14	74
<i>Pareuchaeta simplex</i> 擬真刺水蚤	3	42	14
Cyclopoida 劍水蚤			
<i>Acantocyclops morimoto</i>	1	0	0
<i>Macrocyclops albidus</i> 大劍水蚤	3193	794	1080
Hetropoda 猛水蚤	4	0	0
nauplius 無節幼蟲	7	3	2
egg 橈腳類卵	5	45	4
Unknown 未知	0	0	0
單位個體量 (ind./m3)	3354	1006	1447
種類數	12	9	13
Shannon's diversity index 種歧異度指數	0.26	0.87	0.93
Dominance Index 優勢度指數	0.91	0.63	0.58
Species Richness 種豐富度指數	1.36	1.16	1.65
Pielou evenness index 均勻度指數	0.107	0.394	0.362
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D1
	0.692	0.883	0.832

附錄一 25 續表 新山水庫浮游動物種類與個體量(ind./ m3)(95 年 10 月)

採樣測站	第 3 站		
測站編號	D1 (0-10m)	D2 (10-20m)	D3 (20-30m)
Protozoa 原生動物			
<i>Tintinnopsis cratera</i> 筒殼蟲	0	0	0
Trochelminthes 輪形動物			
<i>Asplanchna</i> sp. 晶囊輪蟲	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>macrocantha</i>	0	0	1
<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i> 螺形龜甲輪蟲	0	0	0
<i>Rotaria rotatoria</i> 轉輪蟲	0	0	1
<i>Trichocerca capucina</i> 刺蓋異尾輪蟲	1	0	0
Crustacea 甲殼類			
Cladocera 枝角類			
<i>Alona</i> sp. 尖額水蚤	0	1	0
<i>Alonella globulosa</i> 球形銳額水蚤	1	0	0
<i>Bosmina longirostris</i> 長額象鼻水蚤	331	213	232
<i>Daphania pulex</i> 蚤狀水蚤	0	0	4
<i>Diaphanosoma aspinosum</i> 缺刺秀體水蚤	33	17	157
<i>Diaphanosoma leuchtenbergianum</i> 長肢秀體水蚤	2	1	2
<i>Moina</i> sp. 裸腹水蚤	1	0	0
Copepoda 橈腳類			
Calanoida 哲水蚤			
<i>Calanus</i> sp.	2	8	0
<i>Eodiaptomus japonicus</i> 日本原鏢水蚤	88	189	157
<i>Pareuchaeta simplex</i> 擬真刺水蚤	23	20	40
Cyclopoida 劍水蚤			
<i>Acantocyclops morimoto</i>	0	0	2
<i>Macrocyclops albidus</i> 大劍水蚤	3906	2354	534
Hetropoda 猛水蚤	4	0	0
nauplius 無節幼蟲	1	18	4
egg 橈腳類卵	7	17	16
Unknown 未知	0	1	0
單位個體量 (ind./m3)	4400	2839	1149
種類數	13	11	12
Shannon's diversity index 種歧異度指數	0.47	0.68	1.47
Dominance Index 優勢度指數	0.79	0.70	0.30
Species Richness 種豐富度指數	1.43	1.26	1.56
Pielou evenness index 均勻度指數	0.185	0.285	0.590
Community Similarity 相似度	D1- D2	D2- D3	D3- D1
	0.890	0.884	0.838

95 年度「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)-以生物鏈方式淨化水庫水質」第 1 次工作進度報告會議紀錄

一、時間：95 年 6 月 8 日(星期四)下午 2 時 0 分	
二、地點：本署 9 樓會議室	
三、主席：葉副處長俊宏	記錄：范國政
四、出席（列）單位及人員： 國立臺灣大學 吳俊宗 吳先琪(陳怡靜代) 水保處 魏文宜	
五、主席致詞：略。	
六、簡報：略。	
審查委員意見	答覆辦理情形
(一) 范技正國政	
1. 文字敘述建請更加詳細，如 P.2-3 捕魚之後使藻類減少，及 P.2-4 三倍體魚種，均請加強說明，使各界人士均能明瞭報告書之內容。	修正文字敘述。P.2-3 係指將增加之魚類予以捕撈之後，能使藻類質量獲得控制，達到減少整體污染量之目的。P.2-4 係利用放養人工育成之染色體套組為三倍體的魚種來控制水質，此魚種不會在水庫內繁殖後代，易於控制。
2. P.3-13 land filled leachate 如何使氨氮減少請說明。	有養份之湖水經過岸上樹林滲漏後，養份被土壤吸收，其水變佳再進入湖水中。貝類較不移動，也不會逆流行動，故減少能量浪費。
3. P.5-3 以藻抑藻是否仍需移除優勢種藻類請說明。	以藻抑藻多以無害的藻種去抑制有害藻類的滋長，且此無害的藻類體型較大，易於移除控制，而最終使營養鹽以無害而較大型藻體自水庫移除。
4. P.5-5 貝類比魚類減少能量浪費，請說明理由。	貝類較不移動，也不會逆流行動，故減少能量浪費。
5. P.6-4 卡爾森優養指數之範圍請補充。	遺漏之指數值範圍說明將於後續之報告中予以補述之。
(二) 魏科長文宜	
1. 建請加強國外採行生物鏈控制優養的案例及資料搜集及分析。	感謝指正，將繼續加強國外有關案例及資料之搜集和分析，於期中報告陳述之。
2. 對於國外採行生物鏈控制優養的資料分析中，對於採生物控制的	感謝提醒，將依建議，於將來之報告中加強分析。

副作用及控制中應注意事項，建議特別強調分析。	1、如吳郭魚、白鰱可去除藻類，但會增加混濁度或排出糞便污染水質。 2、若大量加入草魚，反而會增加水中葉綠素的含量，或引起 nonnoplankton 之濃度。
3. 本計畫結果之一為建立新山水庫之生物鏈資訊，並提出如何進行試驗之具體建議。	本年度將採樣三次，作為建立該水庫生物鏈資訊之背景資料依據。
4. 請提出明年度之試驗進行方式。	將於期末報告時綜合提出可行之試驗進行方式。
5. P.3-3「季藻」是否有誤？	感謝指正，應是指每季藻類採樣。
6. P.3-5 採樣方式的適用性、適用條件及限制條件，建議補充，以作為後續推動參考。	1、魚類的採樣較不能完整，故補充訪談與彙整之資料。 2、浮游動物則加入微細浮游動物，此為創見。
7. P.3-16 國外經驗之參考文獻部分建議補充。	將在將來之報告中增補。
8. P.4-1，92 年水庫水質資料請更新至 94 年。	感謝指正，將照建議更新之。
9. 本計畫之生物鏈研究及未來實施試驗是否包含鳥類？	鳥類雖為食物鏈中的一員，但是屬於最高階，難以控制，將來不打算列入實施試驗內，但是實施前後其數量之變化應予以記錄，也是重要資料。不含鳥類，但國外有魚類之捕魚而移除水域之能量的例子。
(三) 葉副處長俊宏	
1. 請說明水庫內水體之停留時間是否影響生物鏈。	水體之停留時間會影響水質，也就會影響生物鏈的結構。
2. 請說明魚類排泄物對於水質之影響。	1、會增加水中 NH ₃ 之濃度。 2、排泄物腐敗分解會產生溶解性 N、P、H ₂ S 及 CO ₂ ，使水質變差。
3. 營養鹽如已沉澱，不被藻類吸收，如何移除？	營養鹽如已沈澱至底泥會有二種情形：一、繼續被沈降的底泥往下壓密，即所謂成巖作用，若不被擾動則將永遠對水體沒有後續之影響，無須移除；二、營養鹽中的有機性部分經生物分解，或無機部分因庫底水質之改變(例如由好氧轉變成厭氧)，再度釋出入水層，回到水體。

	此部分視水庫之水文地化特性，釋出通量不同，本團隊正利用實驗及理論模式，探討新山水庫之可能的釋出通量。
4. 驗證部分建議先評估於水庫內進行實驗之可行性，比較控制氮磷成效。	感謝此建設性的建議，將納入執行之參考。
5. 建議探討物種增減對於水質變化之影響。	將儘量配合。 1、鯉、鰱、烏魚...不宜引入水庫。 2、草魚、大頭鰱的數量，依優養化的情形而定。

七、結論：	
1. 第 1 次工作進度報告通過，並依討論意見持續進行研究工作。	謝謝支持。

95 年度「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2) -以生物鏈方式淨化水庫水質」期中報告會議委員意見回覆

一、時間：95 年 8 月 18 日(星期 5)下午 2 時 0 分

二、地點：本署 5 樓第 3 會議室

三、主席：葉副處長俊宏

記錄：范國政

四、出席(列)單位及人員：

李委員錦地

張教授穗蘋

胡教授苔莉(書面意見)

張教授有義(書面意見)

林教授奇剛

經濟部水利署

經濟部水利署北區水資源局

臺灣省自來水股份有限公司第一區管理處 顏永和 吳民鐘

國立台灣大學 吳俊宗 郭振泰 吳先琪 陳弘成 林柏余

水保處 魏科長文宜

五、主席致詞：略。

六、簡報：略。

審查委員意見	答覆辦理情形
(一) 李委員錦地	
1. 本報告調查所獲生物相或水質因子多已完成，值得肯定。	1. 感謝肯定。
2. 對各測點水質分析結果，水質深度變化數值宜與相關因子如藻類，營養鹽等加以討論。	2. 等第三次採樣結果出來後，於期末報告中一併加以討論。
3. 建議本計畫宜多收集其他台灣案例文獻加以參考。	3. 感謝指教，將繼續努力收集文獻資料，在期末呈現之。
4. 本計畫宜作長期調查及觀測，方易建立生物鏈方式。	4. 非常同意。據悉環保署在明年度已有編列預算，此外，建請環保署能有長期支持國內水庫之生物相的調查及觀測，才能建構本地之生物鏈模式。
(二) 張穗蘋教授	
1. 建議於生態調查部分：新山水庫之物種可能對於水質之影響及各生物相之關聯性亦能討論。	1. 將在期末報告中對水庫物種對於水質之可能影響及物種間之關聯性進行討論。
2. 新山水庫為一離槽水庫，水體進入水庫前對營養源之去除之可行性應	2. 此意見甚寶貴，將納入於研擬工法時之參考。

可考量。	
3. 建議臺大團隊能利用收集案例規劃或建議應用於新山水庫。	3. 等完成案例收集和分析後，將一併納為規劃工法之參考
4. 水質分層採樣溶氧(DO)均高且底層NO ₃ ⁻ 、SO ₄ ²⁻ 均高，是較特殊的現象，建議考量水庫內優養控制方法選定注意考量。	4. 本次採樣時間為4月中旬，適為新山水庫冬季完全混合後，故水體上下均呈好氧狀態。後續預期水庫會分層，且會產生低溶氧的底層水質，將於後續採樣時特別注意。
5. 新山水庫中之Hemiculter leucisculus調查以浮游動物為主，南部水庫的調查主要以藻類為主，請參考。	5. 新山水庫的生態調查是全面性的，浮游藻類也是重點之一，另外浮游動物在夏天亦增殖很多，故都很重要。
(三) 林奇剛教授	
1. 建議蒐集先進國家之相關案例，宜以「實務案例」為優先蒐集，另以「研究成果」類型資料為輔；同時可考慮瞭解該水庫與新山水庫型態之相似度。	1. 感謝此建議，將來期末報告將參考此原則進行彙整。
2. 日本部分之相關資料稍缺(應有更多)。	2. 報告中已收納一些日本的資料，將來繼續加強。
3. 建議可利用本年度對明年延續工作樣品分析結果之解析作業、先瞭解現場作實質調查。	3. 此意見甚中肯。實際上，在執行本計畫時已初步對現場作瞭解，在期末報告時會作說明。
4. 本計畫未來對新山水庫調查研究所採「生物鏈」之工法為何？建議可將焦點縮小，便於展現研究成果。	4. 生物鏈的工法為利用浮游藻類吸收累積N.P.而使水中N.P.減少，再利用吃浮游藻類的魚類及貝類來減少藻類的數量，使其為水質清淨及藻類減少的水體，最後再收成魚貝類，減少其能量的循環，而達到水質處理的效果，並可生產真珠增加收益。
5. 建議於水庫不同營養期(優、中、貧養)各類生物優勢種之呈現與CTSI與ATSI之相關關係的呈現，同時水深、水溫變動及季節變遷與水庫中生物相之關係再展現。	5. 水庫不同營養階之各類生物優勢種會有不同，也會隨季節而略有變化，但是其與CTSI或ATSI值之關係較固定；將來擬藉生態模式來呈現之間的關係，使較易於管理和掌控。
6. 多種類之「生物鏈」生態工法中，另類思考可瞭解「利用(大型)浮游植物(phytoplankton)抑制藍綠藻等之	6. 此構想很有創意。不過，大型浮游植物雖可能有抑制藍綠藻的現象，但是要在水庫中營造大型浮游植物並不是

增殖，繼而控制水庫優養化現象」在本計畫新山水庫的可行性。	很容易，原因是不易找到適合的藻種。國外有利用大型水生植物來抑制藍綠藻的案例，它可以在溼地或利用浮島來進行，在水太深的水庫則不易執行。
(四)張有義教授	
1. Page 6-41 圖 6-21，第一測站的 NO_3^--N，NH_4^+-N和org-N隨深度變化關係，為何與Page 6-50 中圖 6-30 第三測站所測得的結果不同？即，為何第一測站的org-N在三者中為最高？而NO_3^--N在第三測站所測得值為最高？	1. 圖 6-21 及圖 6-30 均為第一測站之結果，時間不同而已。圖 6-21 為 4 月的水質，當時藻類濃度較高，故 org-N 濃度為 2 mg/L 上下；而圖 6-30 為 7 月之水質，當時藻類濃度較低，org-N 僅有 0.3 mg/L 左右。至於 NO_3^--N 及 NH_4^+-N 則兩次之濃度沒有太大差異。
2. page 6-54 中圖 6-34 中(g)、(h)、(i)和(j)圖，(第一測站兩次的水質採樣)，為何在水深 5 米至 10 米處，兩次的水質分析結果有如此大的差異？是水溫的影響？或其他的因素造成的？	2. 4 月中旬，適為新山水庫冬季完全混合後，故水體上下營養鹽濃度呈均勻狀態，且藻類濃度高，故有機氮濃度偏高。第二次 7 月時，水庫會分層，上層營養鹽及藻類濃度均低。
(五)胡苔莉教授	
1. 本期中報告內容充實。	1. 感謝肯定。
2. 書寫方式可能引起誤會，即第三章係描述本研究所採用採樣法之依據或是敘述本研究採樣之實際過程？因易與第六章文中之採樣過程混淆，因二者內容有出入，如採樣深度、地點描述等。	2. 感謝指正。在期末報告中作總修正，已避免混淆。
3. Page 6-25 表 6-8 中浮游動物與水質指標之關係如何判斷？在前面亦未述及(第 3 章，3-5 節中)。Page 6-27 微細浮游動物相，基本上在微生物學的定義，該相即為浮游動物中之原生動物綱，因此不宜另起一個生物族群來分析。	3. 浮游動物與水質的關係，主要依據日本污水生物的研究成果，環保署的污水生物指標及本團隊多年在河川及水庫的調查整理而成。另外微細浮游動物的重要性，目前在國外愈受重視，且國內亦少有人研究，故特別成一小節討論之。
4. 水庫生態模擬中，本計畫擬用 Ecopath4.0 建構水庫營養流動之生	4. Ecopath 與 Wasp 所使用的生物量的確是以一個估計的量值，如果需要精

態系模型，其中生物量(biomass)之定義各為何請說明清楚，若仍然是一個模糊的大量(乾差)數值，則與本計畫花心思去詳細計數分類藻類，浮游動物之意義何在？生物鏈各項之分析變得並不重要！	密的計算則需要大量且長期的監測資料，以及分析其食性關係，在目前只有兩年的資料且經費不足的狀況下，的確是很難做精密的分析。而仔細計算藻類及浮游動物是可提供新山水庫物種分析，而可以針對量特別大的藻類或是浮游動物作了解，可在後續利用食物鏈工法時，選定物種來去除。
(六)自來水公司第一區管理處	
1. 第 6 章第一節新山水庫概述：第 9 行加高計畫所另設之第二取水口，係由臺北縣萬里鄉瑪鍊溪抽水，上述請修正，目前僅用基隆河原水。	1. 感謝指正，將修正之。
2. 基隆地區缺乏水源，新山水庫主要水源由基隆河抽取原水，而基隆河水質遭受天外天垃圾場及沿河生活污水污染嚴重，建請於基隆河八堵抽水站做一淨水水質之研究，更能使新山水庫免於優養化。	2. 此意見除請自來水公司向有關單位反應外，本計畫可於期末報告納入建議事項中。
3. 微囊藻毒曾有成大教授發表文章，對人體健康有相當大影響，對本公司造成相當大困擾，建請補充敘述新山水庫僅 4-6 月段會滋長，其餘月份較沒影響。	3. 將於期末報告補充敘述之。
(七)魏科長文宜	
1. 請說明哪些魚類可以攝食微囊藻？	1. 從魚類的胃內含物中，有白鰱、華鯪魚、吳郭魚都會吃這些微囊藻。
2. 請說明文獻中固化與非固化方法之差別。	2. 固化係藉人工合成之材料將藻類細胞固定於介質上，詳細參見於 5-50~5-55 頁之說明。
3. 請說明生物鏈工法的運作與深度之關係。	3. 此視生物鏈工法之種類而定。凡是水層深度在補償深度以上及水中溶氧允許魚貝類的生存、覓食的水層都可運作，底層無氧區唯有靠細菌、微生物處理之。
4. 生態生物鏈工法是否與季節、分布有關聯？	4. 若放養的魚貝類適當，則工法在春天的效果最佳，夏天較差，因藻類能在夏天大量增殖，引起藻華，處理不易。

5. 是否可以提供生物鏈工法應用在其他水庫的標準步驟？	5. 俟文獻及資料整理完成後，於期末報告中彙整呈現之。不過，生物鏈工法須因地制宜，不同水庫之背景因素差異很大，其工法也會有不同，故只能提供原則性的施行步驟。
6. 請提供明年應該執行之方向或是需要之準備工作。	6. 於期末報告時呈現之。
(八)范技正國政	
簡報內容較報告書內容增加許多，建議期末報告提出之時程可預先協調，使各項資料均可納入。	感謝指正，將來會遵照辦理。
結論：	
本報告原則通過，請執行機關參酌委員意見持續修正於期末報告提出。	

95 年度「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2) -以生物鏈方式淨化水庫水質」期末報告會議委員意見回覆

一、時間：95 年 12 月 7 日(星期 5)下午 1 時 30 分

二、地點：本署 5 樓第 2 會議室

三、主席：葉副處長俊宏

記錄：范國政

四、出席(列)單位及人員：

李委員錦地

胡教授苔莉

張教授有義

柯淳涵教授

經濟部水利署北區水資源局 徐笑情

臺灣省自來水股份有限公司第一區管理處 劉德良

國立臺灣大學 吳俊宗 吳先琪 陳弘成 郭振泰

水保處 魏科長文宜

五、主席致詞：略。

六、簡報：略。

審查委員意見	答覆辦理情形
(一) 李委員錦地	
1. 本期末報告內容完整充實，討論充分，值得肯定。	1. 感謝肯定。
2. 於報告之撰述，討論部分可就下列事項提出說明並作成摘要： (1)國外生物鏈淨化水庫水質案例； (2)新山水庫生態採樣結果，如 6.4 及 6.5； (3) 討論等加以分列，併單獨為一章。建議另立一章，再就討論檢討提出建議。	2. 已修正於報告中。
3. 對於新山水庫 2005/6~2006/10 水溫與深度，以及 DO 與深度比較，其 DO 與水溫對比差異，建議可就溶氧飽和度加以探討。	3. 經過一年之監測，水庫水體垂直剖面之時間變化已大致完成。水溫資料顯示 11 月至 3 月水體完全混合，帶來水庫上下飽和的溶氧；6 月至 10 月的溫度分層，阻隔氧氣向下傳送，以致造成底部產生厭氧區域。3 月至 9 月上層水的溶氧超過飽和，則是旺盛的藻華進行光合作用所致。本研究已切實掌握新山水庫之水文與水質特性。

4. 對於水庫總磷濃度及硝酸氮濃度變化由 1994 至 2006 已有資料，是否可以水庫選定一基準蓄水量作為氮、磷之平衡，以備將來明瞭生物鏈方式處理之效果。	4. 新山水庫的有效蓄水量為 970 萬噸，此數值可以作為計算氮、磷之平衡基準。
(二) 胡苔莉教授	
1. 浮游動物是否與微細浮游動物項目分開計數？其採樣方法不同，是否微細者亦應將其採樣方法列入採樣方法中？浮游動物採樣法為以 30 μ m 之網目採集，為何本實驗用 55 μ m ？	1. 二者分別採樣。微細者已將其採樣方法補列入採樣方法中。海洋浮游動物的採樣法以 330 μ m 為準，國內無淡水浮游動物之標準，故採用美國的 55 μ m。
2. 浮游動物之物種與水質指標之關係，請於第三章中詳細說明。	2. 國內物種與指標在 1972 年開始採用，其後日人森若小姐將日本的系統引入國內，才有發表數十篇的論文，這些是根據日本的污水生物學與水質污濁調查指針二書而演發而成，其基本的學理是利用一些浮游動物會在喜愛的水質生長，因此當這些生物在不同的環境中被發現，即可反推出這環境的水質。環保署檢驗所已發表水生動物與水質關係，可供參考。
3. 十月份初級生產力與該月浮游動物之量及微細浮游動物量之間關係如何轉換？	3. 初級生產力與浮游動物的關係應成反比，原則上其轉換為 5~10:1。
4. 新山離槽水庫其運作方式與日月潭相似嗎？	4. 日月潭水庫位於南投縣魚池鄉水社村及日月村，為一離槽水庫，主要水源自濁水溪武界壩及支流栗栖壩引入，水量以供發電並配合觀光、民生用水及灌溉等多目標運用。兩水庫雖為離槽水庫，但目標有些不同，故運轉方式也稍有不同。
5. 文中建議以深層曝氣循環機與生態工法是否會有衝突？	5. 廣義之生態工法，亦可以包括利用接近自然的方法，營造健康的生態棲息環境。在水庫底層厭氧區內，動物無法生存，且會產生有毒性的氨及硫化物，是不良的生態環境。深層曝氣可以恢復水庫底層的生機，增加底棲生

	物的多樣性，應與生態工法沒有衝突。
6. 請將國外水庫優養化以生物鏈改善的速度，提供環保署針對生態工法改善水庫水質之資料。	6. 生物鏈改善的速度一般需時較久，國外的經驗，其改善時程至少需數年，因為營建健全的食物鏈本身至少需數年時間。國內位於亞熱帶和熱帶，水生物的滋長較溫帶地區快，但是也不可能於一、二年內即可立竿見影。
7. 摘要錯字請修正	7. 感謝指正，將照建議更新之。
(三)張有義教授	
1. 報告書中建議採用放養黑鮰，淡水珍珠貝等生物鏈方法來淨化新山水庫優養化的水質，所需的時間約多久？	1. 以淡水珍珠貝而言，視放養的密度及欲處理到何種水質，一般而言以 3-5 年為佳，如此才能使底泥中的營養物質有效的減少。
2. 在新山水庫的水質分析中，氨氮和總磷、葉綠素和透明度，三者中，何者是造成該水庫水質優養化的主因？	2. 由調查分析結果看，磷是藻類生長的關鍵營養鹽，且硝酸氮濃度和藻類的關係比氨氮高，因此，總磷負荷才是此水庫水質優養化的主因。
3. 由 p6-23 頁中的圖 6-16 可看出新山水庫表水的葉綠素濃度值為 10.0ppb 左右，此濃度是否會影響淡水珍珠貝的生長？有無降低該水庫葉綠素濃度的有效工法？	3. 此葉綠素濃度值表示提供淡水珍珠貝生長的藻類密度並不很高，珍珠貝的生長可能會比一般養殖池慢。不過，放養淡水珍珠貝的目的為削減藻類，其生長速度較慢應無關係。
(四)柯淳涵教授	
1. 本報告國內國際資料收集詳實，理論亦深入探討，水準很高。	1. 感謝肯定。
2. 結論部分請以量化方式呈現對新山水庫的推估值，例如污染流入量，藻類生產量/分解量，水棲生物生產量/分解量，魚貝攝食量/排泄量、魚貝移除量等，作生物量平衡 (biomass balance) 一估算，以供環保署施政先初步一下參考。(每公斤 N、P/每噸水)	2. 目前的資料尚不足以提供此答案。因為要回答此問題需進行許多試驗和量測，目前經費不勻許。
3. 其他生物體的移除和管理策略，請說明圓蚌大小為何？生態上每平方公尺可以放幾隻？可以吃掉多少藻類？多久要撈一次？一次要撈幾克？	3. 圓蚌約從 50-250 克都可。每平方公尺可放養 1-10 個，視需要及來源而定。每年可撈一次並採取珍珠。

4. 摘要後面不用寫「將再更進一步…」等假設性的說法，因為計畫執行完畢。	4. 感謝指正，將照建議更新之。
(五)自來水公司第一區管理處	
1. 可以提供比較具體之做法，方便水公司在未來實作上面可以使用。	1. 由藻類及水質垂直分布資料，可提供將來決定取水位置之參考。此外，基隆河原水含細菌、磷量等較高，宜先經過適度處理或先經水庫後取水等，這些意見將納入於建議項目中供參考。
2. 關於模式模擬結果，建議加強對於進入水庫前的原水進行總磷處理等事項，水公司已考量參採之可行性。	2. 新山水庫的水源引水自基隆河，經過新山淨水廠處理之後，和水庫內的水混合後，進入基隆市內使用，多餘之水才進入水庫之中，因此需要測量在水廠處理後之水源，才能了解與原本基隆河原水之差別，還有進入水庫內營養鹽的量，目前只有基隆河和水庫內之資料。
(六)魏科長文宜	
1. 報告內說到珍珠貝等生物相關研究的資料不足，請說明需要幾年的資料才足夠？	1. 若能有 2-3 年的研究資料，特別提供其濾食量及生長等關係。
2. 生態部分的建議中提到，不適合放置吳郭魚、鰱魚、白鰱等，理由為何請補充說明？	2. 不適合放養的魚類，因其在底部覓食、混濁水質、產生下代、並加速營養鹽的循環，故不適合。
3. 對於後續進行實作試驗之研究，有何評估的結果？	3. 實作試驗應另成立一個計劃，供水庫人員投放珍珠貝，本團隊研究人員則調查評估其效果，否則以少數的費用如何處理新山水庫。
結論：	
本報告修正後通過，請執行機關參酌委員意見修正後提出期末報告修正版及期末結案所需摘要及資料，以便辦理計畫結案事宜。	

計畫座談會一覽表

依據評選須知規定，本計畫將邀請本領域專家學者辦理三場座談會，至少 20 位參與研討。本團隊研擬與舉辦三場研討會舉辦之日期如下所示。

場次	舉辦日期	邀請對象
1	95 年 6 月 23 日	本領域專家學者
2	95 年 9 月 7 日	本領域專家學者
3	95 年 12 月 8 日	本領域專家學者

以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2) —以生物鏈方式淨化水庫水質

第一次專家學者座談會簽到冊

時間：中華民國 95 年 6 月 23 日(星期五)上午 9 時 30 分

地點：國立台灣大學土木工程學系館 203 會議室

出席人員名冊	簽到
行政院環境保護署水質保護處 呂鴻光 處長	請假
行政院環境保護署水質保護處 魏文宜 科長	請假
行政院環境保護署水質保護處 范國政 技正	范國政
經濟部水利署保育事業組 謝政道 組長	謝政道
經濟部水利署北區水資源局 賴伯勳 局長	賴伯勳
台北翡翠水庫管理局 康世芳 局長	康世芳
台灣省自來水公司 黃慶四 總經理	黃慶四
台灣省自來水公司第一區管理處	林奉國代
台灣大學海洋研究所 白書禎 教授	請假
台灣大學海洋研究所 黃崇哲 教授	黃崇哲
中興大學生命科學系 林幸助 教授	戴孝勳代

以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2) —以生物鏈方式淨化水庫水質

第一次專家學者座談會簽到冊

時間：中華民國 95 年 6 月 23 日(星期五)上午 9 時 30 分

地點：國立台灣大學土木工程學系館 203 會議室

出席人員名冊	簽到
台灣大學生物環境系統工程學系 侯文祥 教授	陳以容(代)
台灣大學生命科學系 莊鈴川 博士	莊鈴川
逢甲大學環境工程與科學學系 胡苔莉 教授	請假
台灣大學生態學與演化生物學研究所 吳俊宗 教授	吳俊宗
台灣大學漁業科學研究所 陳弘成 教授	陳弘成
台灣大學環境工程學研究所 吳先琪 教授	請假
台灣大學土木工程學系 郭振泰 教授	郭振泰
台灣大學環境工程學研究所 陳怡靜 博士	

行政院環保署

「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2) －以生物鏈方式淨化水庫水質」

第一次專家學者座談會會議記錄

一、時間：中華民國 95 年 6 月 23 日(五)上午 10 時 0 分

二、地點：國立台灣大學土木工程學系館 203 會議室

三、主持人：吳俊宗教授

四、出(列)席單位及人員：如簽到單

五、列席委員意見

● 臺大生工系 侯文祥副教授：

1. 底層水的溶氧量怎麼增加？磷的去除是否只依賴生物鏈就能達到？
2. 生物鏈完整建立後，其去除氮磷之效益多少？

臺灣省自來水公司水質處吳美惠經理：

以生態工法或生物鏈方式來淨化水質水庫是相當新的方法，雖然需要相當長的時間，但是值得肯定的，本公司曾花了相當大的經費來清除水庫淤泥淨化水質，雖然臭味沒有了，但水庫仍屬傾向優養化，原來是河川的磷仍不斷的進入水庫，造成水庫仍繼續優養化，總而言之，除了淨化水庫的水質或加強後段的監測水庫水質，以達到預警作用提供安全水質外，對河川水質的總磷如能管制，才是一勞永逸的方法。

● 台北翡翠水庫管理局 康世芳局長：

1. 離槽水庫與在槽水庫之水文、水力條件不同，致營養源(污染物)之累積消長不同，其是否影響生態系統變化，建議後續研究補充。
2. 水庫管理單位水質監測管理以物理化學為主，對藻類、浮游動植物、底棲生物、魚類等生物相之調查較欠缺，且行政管理法令亦未規定，建議環保署、水利署可增訂法令，以公共給水水庫為優先對象，依法編列預算，執行生態相關監測調查。
3. 生物鏈生態方法淨化水庫水質，為國內新引進技術，國外亦有成功案例，值得國內水庫試作以確認其效能。歡迎研究團隊至翡翠水庫進行試作。

● 經濟部水利署北區水資源局 賴伯勳局長：

1. 新山水庫選擇當調查之水庫，因其本身係一離槽水庫，水源來自基隆河，其

生物相調查、水質調查及優養化之代表性能加以說明。

2. 石門水庫目前計畫在上游重要點源污染亦將水理水質研究與處理研究計畫，亦可提供本計畫之參考。
3. 建議「在槽」及「離槽」水庫移除營養鹽之生態工法或食物鏈工法是否有其差異性，亦能加以說明。

● **臺大海研所 黃哲崇副教授：**

1. 水體內營養鹽之去除：
直接法：利用人工浮島方式，以水耕蔬菜之栽種，採收方法去除水體內之營養鹽，效率較高，時效性佳。
間接法：透過生態食物鏈之方法，選用適當之魚類，去除多餘之營養鹽。效率低，時效性低(因需較長時期)，但有利水質之穩定。
2. 底泥中之去除：建間方法：經由水生生物之種類與變動，選用適合之生物物種，透過食物鏈之方式。直接方法：攫取。
3. 生態食物鏈之方法，最主要的是要考慮如何方便移動部分食物鏈的生物，方可藉此移除營養鹽。
4. 可利用 Ecopath 之食物鏈生態模式，評估各種方式食物鏈之穩定性與有效性，以利移除量。若有需要本人可在此項目給予後援。

● **經濟部水利署保育事業組 謝政道組長**

1. 本計畫係以生物鏈方式來淨化水庫水質之研究，對於水庫優養化之解決，不失為一種不錯的方式。
2. 本計畫選擇新山水庫為調查對象，除調查了解水庫生物鏈中各級生物之關聯性外，宜進一步了解各級生物對污染源(如氨氮、總磷等)去除之貢獻，俾作為擬定處理方法之參考。
3. 評估以生物鏈方式來淨化水庫水質，宜先依所選擇水庫之需求，訂定水質之處理目標，作為評估之一具。
4. 了解生物鏈中各級生物之關聯性及其對水庫污染源去除之貢獻，建議宜長期監測，建立資料庫。

● **臺大生科系 莊鈴川技士：**

1. 水庫是一個生態系，故其環境與上游水源有密切的關係。換言之，水源的優劣對水庫水質的變化影響很大。所以對水庫環境的維護也需顧及上游集水區的監控。
2. 新山水庫規模較小，水庫生物種類也較少，對於目前進行的生物鏈方面研究，其實是不錯的試驗環境，因為由目前的調查結果可以合理規論該水庫中的食物鏈機制應該較其他大型水庫單純一些。故建議本計畫應特別著重食物鏈物質、能量的傳遞路徑，各階層間質能的轉換效率等資料的分析等，以依為將

來水庫管理的基礎參考資料。

3. 可以多參考國外的模式研究，以尋求適合台灣環境操作的模式。

● **臺灣省自來水公司一區管理處檢驗室 林豐國主任：**

1. 原趙文雄已退休，現任經理為施樹育。
2. 新山水庫水源來自基隆河，將來會增加瑪鋉溪水源。
3. 新山水庫為離槽水庫，水源來自基隆河，基隆河水質受天外天垃圾場及沿河生活廢水污染嚴重，為新山水庫優養化之重要來源。

中興大學生命科學系林幸助教授

從國內瀉湖的模式與野外研究結果來看，確實水域中草時性動物的量會顯著降低，影響水中浮游藻類的量。從國外許多的案例報告中也確知以食物鏈的方式來控制水庫中營養鹽的濃度與浮游藻類的量是可行的。在施作之前，模式的建構是必要的，透過模式的模擬，我們才能知道水庫生態系中移除營養鹽或藻類的機制為何，也才能施行有效的經營管理措施，例如應該放多少魚，或者養多少貝類，或者移除多少魚蝦等，以維持水庫的永續自淨能力。模式的建構在技術上已不成問題，關鍵在於參數資料的正確性而已。

以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2) —以生物鏈方式淨化水庫水質

第二次專家學者座談會簽到冊

時間：中華民國 95 年 9 月 7 日(星期四)下午 2 時 0 分

地點：國立台灣大學土木工程學系館 203 會議室

出席人員名冊	簽到
行政院環境保護署水質保護處第五科	黃國明
經濟部水利署保育事業組 謝政道 組長	謝政道
台灣省自來水公司 洪世政 秘書	洪世政
經濟部水利署北區水資源局 黃琇蘭 副工程司	黃琇蘭
經濟部水利署北區水資源局 陳敬慈 工程員	陳敬慈
台北翡翠水庫管理局 林金面 股長	林金面
台灣省自來水公司第一區管理處 李春男 股長	李春男
成功大學環境工程學系 溫清光 教授	溫清光
中興大學生命科學系 林幸助 教授	林幸助
台灣大學生物環境系統工程學系 侯文祥 教授	陳以容代
逢甲大學環境工程與科學學系 胡苔莉 教授	胡苔莉

以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2)
—以生物鏈方式淨化水庫水質

第二次專家學者座談會簽到冊

時間：中華民國 95 年 9 月 7 日(星期四)下午 2 時 0 分

地點：國立台灣大學土木工程學系館 203 會議室

出席人員名冊	簽到
台灣大學海洋研究所 黃哲崇 教授	請假.
台灣大學生態學與演化生物學研究所 吳俊宗 教授	吳俊宗
台灣大學漁業科學研究所 陳弘成 教授	陳弘成
台灣大學環境工程學研究所 吳先琪 教授	吳先琪
台灣大學土木工程學系 郭振泰 教授	郭振泰

行政院環境保護署

「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2) －以生物鏈方式淨化水庫水質」

第二次專家學者座談會會議記錄

一、時間：中華民國 95 年 9 月 7 日(四)下午 2 時 0 分

二、地點：國立臺灣大學土木工程學系館 203 會議室

三、主持人：吳俊宗教授

四、出(列)席單位及人員：如簽到單

五、列席委員意見

● 中興大學生命科學系林幸助教授

1. 大鵬灣的例子可以說明 Ecopath 應可以利用在湖泊水庫中。
2. 生物參數應該要持續加強收集，尤其是生物間的食性關係及微小生物的生物量。
3. Ecopath 可以 Biomass 為單位，回答如何移除藻類的問題，或者可以 N 或 P 為單位，回答如何移除營養鹽的問題。
4. Ecopath 已更新至 5.0 β 版以上。

● 臺北翡翠水庫管理局林金面股長

1. 翡翠水庫自 92 年來即以生態工法(草溝、草帶、人工濕地)淨化水庫水質，經過四年之執行狀況說明如下：
 - (1) 生態工法施行條件：
 - I. 邊坡坡度緩和，有利於污染源於生態設施之滯留時間。
 - II. 土壤透水性低，有利於溼地之保水。
 - III. 位於水庫淹沒區以上，以防設施淹水。
 - (2) 水庫生態工法問題：坡度太陡、空間狹窄、施作生態設施困難；另外，高水位時易淹水，而損壞設施。
 - (3) 建議中央單位徵收保護帶施作生態設施，一愛不淹水之狀況下，可完全淨化水庫水質。

● 逢甲大學胡苔莉教授

1. 以食物鏈之生態工法處理水庫優養化的問題層於非常前瞻性及有趣的問題，由於食物鏈具體實施，水庫水質的特性及起實施條件必需要確實了解，否則食物鏈會斷掉。

2. 本計劃中有關魚類之食性資料相當有意義，如此可以事先了解會有某種魚類及藻類之水庫是去適合進行食物鏈之生態工法。
3. 期待 Ecopath 生態模式之推廣，該模式中之生物量參數是去要很細如種、屬，資料或只要乾物重即可？
4. 目前臺灣水庫適合以食物鏈之生態工法淨化嗎？

● 水利署謝政道組長

推動水庫生態工法永續經營，應優先重視下列幾點：

1. 基本資料庫應充足一生資料應長期監測並與水庫水量、水質資料相互結合。
2. 水利、水保等工法之設計參數(如水深、流速等)與生態參數(如魚類最大跳躍高度、最大持續泳速等)應予聯結，以資應用。
3. 訂定簡單而有用的指示，以有效評估生態工法之成效，並從執行成果獲得經驗與技術改進。

● 成功大學溫清光教授

1. 有關水庫內優養的控制方法很多，每一種方法都有適用條件，至於新山水庫要用什麼生態工法，應先了解新山水庫的環境條件，包括流入營養鹽的負荷(越域引水)、底泥釋出量以及集水區流入的量。若是底泥釋出量所佔的比例大，可用控制底泥釋出的方法，如底層曝氣、底下固化(鈍化)，底泥浚渫等方法。

根據日本超伏養湖沼的經驗用布袋蓮收割或直接將湖水過汙藻類，再焚化。

2. 生態模式應用於水庫水質管理之應用：
數學模式可以預測生物量和水質，也可以模擬改變環境條件預測藻類濃度。建立模式要有很久之數據，模式模擬才能正確。所以要做長時間的監測資料，包括水文、水質、環境、生物資料，建請主管機關重視長期資料的調差與建置，長期編列計算。

● 臺大生工系侯文祥副教授

很好的學習機會，謝謝主席。

以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2) —以生物鏈方式淨化水庫水質

第三次專家學者座談會簽到冊

時間：中華民國 95 年 12 月 8 日(星期五)上午 10 時 0 分

地點：國立台灣大學土木工程學系館 203 會議室

出席人員名冊	簽到
經濟部水利署綜合企劃組 謝政道 組長	請假
台灣省自來水公司 吳美惠 經理	請假
台北翡翠水庫管理局 林金面 股長	請假
台北翡翠水庫管理局 曾婉綢 幫工程司	曾婉綢
台灣省自來水公司第一區管理處 李春男 股長	李春男
經濟部水利署北區水資源局 徐笑情 工程司	徐笑情
中興大學生命科學系 林幸助 教授	林幸助
台灣大學生物環境系統工程學系 侯文祥 教授	陳以容代
行政院環境保護署水質保護處第五科	謝國政
台灣大學生態學與演化生物學研究所 吳俊宗 教授	吳俊宗
台灣大學漁業科學研究所 陳弘成 教授	陳弘成
台灣大學環境工程學研究所 吳先琪 教授	吳先琪
台灣大學土木工程學系 郭振泰 教授	吳建德代

行政院環境保護署

「以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫(2) －以生物鏈方式淨化水庫水質」

第三次專家學者座談會會議記錄

一、時間：中華民國 95 年 12 月 8 日(五)上午 10 時 0 分

二、地點：國立臺灣大學土木工程學系館 203 會議室

三、主持人：吳俊宗教授

四、出(列)席單位及人員：如簽到單

五、列席委員意見

● 臺北翡翠水庫管理局曾婉綢幫工程司

5. 新山水庫藻類濃度高峰出現在每年 3、4 月，而翡翠水庫水域藻類高峰期常出現在 8、9、10 月，除溫度外，請說明其他影響因子。
6. 本計劃建議欲改善新山水庫水質狀況可增加局部溶氧，可使用深層曝氣循環機，此對翡翠水庫之適用性如何？或是使用表層曝氣機藉由攪拌表層水質而改善藻類成層？

● 中興大學生命科學系林幸助教授

5. Ecopath 模式之生物類群應該可以再細分種類，並將原生動物與細菌部份考慮進去。
6. 圓蚌對新山水庫生態系的衝擊應該要考慮進去，長期效應又是如何？
7. 新山水庫有明顯的分層現象，且在夏秋極為明顯，建構模式時應該要考慮季節之不同，所造成之分層影響。
8. 微囊藻的食性關係應深入研究，包括可能取食微囊藻之動物，加入模式模擬。

● 台灣省資來水公司水質處吳美惠經理

4. 以生態工法淨化水庫水質控制優氧化立意甚佳，減緩水庫優氧化當可有效改善淨水處理效能。
5. 本公司於 79 年曾委託成功大學辦理「水庫養殖生物對水質優氧防治之研究」，研究內容係以布袋蓮、空心菜、大藻、黃金葛等四種植物，探討對水中氮、磷的去除率。研究結果顯示，在水庫種植植物，確能達到去除氮、磷的效果，但對於種植的植物需定期管理與清除，否則根系及老葉腐爛後，又釋出營養源。
6. 無論未來採用何種形式之生物鏈，建議應考慮後續管理問題，避免影響改善

效果。

● 北區水資源局徐笑情

1. 石門水庫現階段因外來種淡水之河殼菜蛤入侵，成為水庫區之優勢種生物，影響水庫生態及水工結構物，請教河殼菜蛤對削減營養源淨化水質之功能如何？水庫高濁度之水質對生物影響非常大，是必須考量的因素。
2. 以生物鏈方式淨化之工法。其與環境季節及分布是息息相關，生物中藻類、魚類、貝類原生動植物等。其生長過程中哪一時期對水質淨化功能效果特別明顯；另依排序何種類生物對削減營養效果最佳。
3. 本計劃示範之水庫—新山水庫為一離槽水庫其水力、水文、環境、污染量條件單純，依本計畫所提之原則性施行步驟是可行先進的技術。應用於在槽水庫時，除原則性的施行步驟，是否可以說明需考量哪些因素及條件。

● 臺大生工系侯文祥副教授

謝謝主持人，肯定其工作團隊的研究。

附錄六

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	1,300,000	1,300,000	含主持人、偕同主持人、顧問、研究員等
2.	維護費	全	1	500,000	500,000	含電腦、相關設備維修及檢驗分析費
3.	業務費	全	1	300,000	300,000	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 顧問返國生活及交通費等
4.	其他及雜項費用	全	1	201,846	201,886	資料檢索, 計算機使用費
5.	服務管理費及稅捐6%	全	1	138,114	138,114	
	合 計					
總計(新台幣)				2,440,000	2,440,000	