



中華民國自來水協會 108 年度研究計畫

傳統淨水處理程序因應原水中 微囊藻毒處理策略之研究

Microcystin Treatment Strategy of Conventional Process for Algal Bloom Raw Water

委託單位:中華民國自來水協會

研究單位:中華民國自來水協會技術研究委員會

計畫主持人:陳曼莉委員

研究人員:薛志宏、賴頌仁、張玉玲、王姍莉、

張凱迪

執行期間:108 年 3 月 1 日至 108 年 11 月 30 日

中華民國 108 年 11 月

中華民國自來水協會 108 年度研究計畫

傳統淨水處理程序因應原水中
微囊藻毒處理策略之研究

**Microcystin Treatment Strategy of Conventional
Process for Algal Bloom Raw Water**

委託單位:中華民國自來水協會

研究單位:中華民國自來水協會技術研究委員會

計畫主持人:陳曼莉委員

研究人員:薛志宏、賴頌仁、張玉玲、王姍莉、

張凱迪

執行期間:108 年 3 月 1 日至 108 年 11 月 30 日

中華民國 108 年 11 月

計畫成果中文摘要

地面水及水庫為大台北地區淨水處理最重要之水源，因此，河川及水庫水質的優劣，直接影響自來水的品質，及用水民眾的健康。臺北自來水事業處(下稱北水處)水源良好，加上具備完善淨水設備及嚴密操作與水質監控下，供水水質相當優良，與先進國家水質相當。然綜觀全球許多水源受各類污水污染機率大，導致營養鹽污染潛勢增高，促使水源中藍綠藻大量繁殖，且隨著全球暖化氣候變遷之影響，傳統淨水程序面對原水藻類滋生及藻毒處理挑戰之機率將大增。本研究計畫希瞭解原水發生藻華現象時，含藻毒微囊藻細胞原水，在混凝沉澱及前加氯等傳統淨水程序中，藻細胞之去除率與藻毒釋出與去除狀況，及對濁度去除之影響。另探討在淨水程序不同地點加注粉狀活性碳之影響及結果。

本研究利用長興淨水場原水及清水，添加溶解性微囊藻毒，透過杯瓶試驗及完全攪拌批次反應試驗，模擬傳統淨水程序藻毒及藻細胞去除。在添加溶解性微囊藻毒的試驗中，結果顯示3種粉狀活性碳在10、1.0及0.1 $\mu\text{g/L}$ 藻毒濃度下，添加約15~20mg/L可達穩定效果，持續增加粉狀活性碳添加濃度至50mg/L，以木質粉狀活性碳去除率最佳；此結果可利用 Freundlich 等溫吸附方程式，求得粉狀活性碳加注濃度參考公式，有助於淨水場實際狀況應用。另加氯氧化去除亦有效果，在pH=7.5、T=21 $^{\circ}\text{C}$ 、餘氯0.70mg/L下，起始藻毒濃度約10及1.0 $\mu\text{g/L}$ ，殘餘藻毒濃度與起始藻毒濃度之比對反應時間(t)呈假一次反應速率方程式(Pseudo-first order equation)遞減，反應速率約為木質粉狀活性碳吸附的四分之一。

原水添加自行培養含藻毒銅綠微囊藻，使藻細胞達約 10^5 Cells/mL時，僅添加淨水場現場多元氯化鋁(PACl)混凝劑加藥濃度狀況下，混凝沉澱濁度去除率僅24.7%，藻細胞去除率可達36.8%，若增加至1.3倍混凝劑加藥量，濁度去除率可增至32.47%，藻細胞去除率可增至77.9%；但淨水場現場PACl混凝劑量，加了前氯1.0mg/L後，濁度去除率明顯變差，藻細胞去除率亦明顯降至23.7%，前氯加到1.56 mg/L後，甚至沉澱水濁度反而較原水濁度為高，藻細胞被充分破壞，去除率反而達84.2%，可知，單純添加混凝劑，加注濃度增加，對濁度及藻細胞去除，均有助益；但加不同程度的前氯，破壞藻細胞釋出細胞質程度不同，惟均降低混凝效能，對實驗室培養的初代藻細胞或自然界早春藻細胞為單細胞時，混凝及前氯均會使之釋出藻毒，群體形態藻則不然。

模擬取水口加注木質粉狀活性碳，粉狀活性碳具有清除(Scavenger)水中總有機碳，而略助混凝；但混凝劑要分攤凝結去除濁度、藻細胞、活性碳顆粒及前加氯釋出之總有機碳，達有效濁度去除之最適加注濃度將增加。

混凝去除群體形態藻細胞，會隨混凝劑加藥濃度增加，而持續增加去除率，不似濁度去除於最適混凝劑加注濃度後，去除率出現反轉。於取水口添加足量木質粉狀活性碳時之混凝狀況亦然。

本研究綜整實驗結果及藻毒去除操作相關文獻，提出傳統淨水程序單元操作及藻毒監測策略與注意事項，希對傳統淨水程序淨水場遇藻華原水時之應變操作有所助益。

關鍵字：銅綠微囊藻、微囊藻毒、粉狀活性碳、加氯氧化

ABSTRACT

The objective of this study was to determine the influence of three commercially available powdered activated carbons (PAC) and chlorination on soluble microcystin-LR (MC-LR) by being mixed the Changxing water purification plant raw water and finished water. The removal effect of soluble MC-LR by jar-tests and fully stirred batch reaction tests showed while MC-LR concentrations were 10, 1.0 and 0.1 $\mu\text{g/L}$, the three PACs were dosed about 15 ~ 20 mg/L achieving a stable effect. However, to be continued to increase the concentration of PACs to 50 mg/L. The removal rate of wood based PAC was the best. These data by using the Freundlich isotherm adsorption equation could obtain the reference dosing formulas for different kinds of PAC, which is helpful to the actual application of the water purification plant.

In addition, chlorination also had an effective effect. The situation was at pH=7.5, T=21 °C, residual chlorine 0.70mg/L, the initial MC-LR were 10 and 1.0 $\mu\text{g/L}$. Correlations were found between the natural logarithm of ratio residual chloride, initial MC-LR concentration and the reaction time showing decrease in the Pseudo-first order equation. And the reaction rate was about one quarter of the adsorption of woody PAC.

Cultured *Microcystis aeruginosa* (*M. aeruginosa*) was mixed with the Changxing water purification plant raw water to simulate water entering a treatment plant during an algal bloom. The initial raw water cell density of *M. aeruginosa* was 1×10^5 cells mL^{-1} . The jar-test apparatus was used to evaluate the effectiveness of conventional water treatment process in removing turbidity and *M. aeruginosa* cells and utilizing turbidity of settled water as a coagulation performance index. Removal of turbidity and algal by flocculation using coagulant of Polyaluminum chloride (PACl) dosed at concentrations of treatment plant regular dosage and 1.3 times of regular dosage. Results showed under regular dosage of PACl that turbidity removal rate was only 24.7% as well as algal removal rate was 36.8%. Increasing the dosage of PACl to 1.3 times that enhanced both turbidity removal rate to 32.4% and algal removal rate to 77.9%. On the other hand, the regular dose coagulant was added after 1.0mg/L prechlorine. Results showed that turbidity removal rate was obviously worse and algal removal rate also reduced to 23.7%. Increasing prechlorine to 1.56mg/L resulted in turbidity of settled water raising higher than original raw water. On the contrary, *M. aeruginosa* cells were so fully damaged that cells removal rate reached to 84.2%. Therefore, the coagulant simply was increased in feeding concentration that is one of the most important steps in turbidity and algal removal. *M. aeruginosa* cells suffered from different level of destruction that caused releasing cytosol result form different level of prechlorine. The problem could decrease in coagulation/flocculation efficacy in the same time. *Microcystis* young generation in laboratory

cultures or under nature condition in early Spring are as single cells which are easy to be lysed by treatment coagulant and chlorine. Once *Microcystis* is cultivated after long-term cultivation, it will form colonies under natural conditions that would not be affected.

To imitate *Microcystis* bloom large colonies formation and dose PAC in water intake, PACs were demonstrated possessed of the effect of scavenger which could clean up TOC. This function could few assist with the coagulant. In the role of the coagulant was generally expected to provide removal of turbidity, algal, PAC particles and TOC. For these reasons, the coagulant dosage reaching optimal removal of turbidity was increased.

Results of removing *Microcystis* bloom large colonies formation showed with the dosage of coagulant increasing, the removal rate of algal was also increasing. It was unlike removal rate of turbidity was inversion over the optimal dosage. The same result appeared while dosed PAC in water intake.

In this researches, we summarized the comprehensive experiments of results and the literatures concern with the removal of MC-LR to propose conventional water treatment processes, MC-LR monitoring strategies and the matter needing attentions. These researches hope helpful to conventional water treatment processes in providing drinking water during a severe bloom event when there are high levels of cyanobacteria and cyanotoxins in source waters.

Keyword : Microcystin; *Microcystis aeruginosa*; powdered activated carbon; chlorination

目錄

圖目錄	VIII
表目錄	XI
第一章 研究緣起與目的	1
1.1 緣起	1
1.2 研究目的	2
第二章 文獻探討	3
2.1 藻毒發生因素監測與判斷	3
2.1.1 微囊藻毒事件之發生原因與徵兆	4
2.1.2 事件發生之判斷確認與加強監測	7
2.2 水質標準、檢測方法與健康影響	9
2.2.1 各國水質標準、檢測方法	9
2.2.2 健康影響	11
2.3 藻毒去除與傳統淨水程序調整	11
2.3.1 加氯氧化去除藻毒之反應機制	13
2.3.2 活性碳吸附去除藻毒之機制	19
2.3.3 含藻原水傳統淨水程序調整	22
2.4 實驗室培養與自然界產生銅綠微囊藻細胞之差別	34
2.5 藻毒監測	36
第三章 研究內容與方法	40
3.1 研究內容	40
3.2 實驗設備及藥品	41
3.2.1 實驗設備	41

3.2.2	實驗藥品.....	44
3.3	檢驗方法及偵測極限.....	46
3.4	實驗步驟.....	47
3.4.1	以溶解性微囊藻毒-Microcystin-LR(MC-LR)添加於原水， 探討藻毒之去除.....	47
3.4.2	以培養產毒微囊藻細胞添加於原水，探討於淨水程序前氯、 混凝與不同地點加注粉狀活性碳對藻細胞、微囊藻毒及濁度去除 之影響.....	53
3.4.3	含藻細胞原水 PACl 最適加藥濃度試驗.....	64
第四章	研究結果與討論.....	67
4.1	次氯酸鈉去除藻毒之影響.....	67
4.1.1	去氯試劑對 ELISA 檢測藻毒之影響.....	67
4.1.2	氯氧化去除藻毒實驗結果.....	70
4.2	不同種類粉狀活性碳去除藻毒之影響.....	76
4.3	不同種類活性碳對微囊藻毒去除之加藥經驗式建立.....	80
4.4	粉狀活性碳與次氯酸鈉合併添加去除藻毒之影響.....	83
4.4.1	添加粉狀活性碳對加氯之影響.....	83
4.4.2	粉狀活性碳與次氯酸鈉合併添加去除藻毒之影響.....	84
4.5	含藻原水混凝與前加氯對去除微囊藻及微囊藻毒之影響.....	85
4.5.1	濁度去除效果.....	86
4.5.2	藻細胞去除效果.....	87
4.5.3	藻毒釋出狀況.....	90
4.6	不同活性碳加注位置對去除微囊藻及微囊藻毒之影響.....	92
4.6.1	濁度與藻細胞去除效果.....	94

4.6.2	藻毒釋出結果	97
4.7	含藻原水最適混凝	98
4.7.1	含藻原水混凝濁度去除加藥濃度預測試	98
4.7.2	含藻原水混凝最適加藥濃度之決定	101
4.7.3	PACl 混凝時藻細胞不同內毒釋出現象原因探討	104
4.8	含藻細胞原水取水口添加粉狀活性碳最適混凝	106
4.8.1	取水口添加粉狀活性碳淨水場內混沉濁度去除最適混凝 加注濃度	106
4.8.2	含藻細胞原水取水口添加粉狀活性碳淨水場內最適 PACl 混凝劑加注濃度之決定	108
4.9	傳統淨水程序含微囊藻原水混凝操作策略	110
4.10	傳統處理程序含藻原水藻毒去除操作注意事項	111
4.11	藻毒監測方案	116
4.11.1	水源及淨水場原水	116
4.11.2	淨水處理	117
4.11.3	廢水回收與污泥處理	117
第五章	結論與建議	119
5.1	結論	119
5.1.1	原水中溶解性微囊藻毒之去除	119
5.1.2	PACl 混凝及粉狀活性碳吸附去除含藻原水微囊藻毒	121
5.2	建議	123
	參考文獻	127
	附錄 A 期中報告委員審查意見及回覆	134
	附錄 B 期末報告委員審查意見及回覆	138

圖目錄

圖 2.1-1 MICROCYSTIN-LR 化學結構圖	4
圖 2.1-2 微囊藻氣囊結構(HIRSCH AND PANKRATZ, 1970)	6
圖 2.1-3 氣囊協助藻體白天上下移動與夜間浮於表層示意圖	6
圖 2.3-1 微囊藻毒化學結構.....	15
圖 2.3-2 活性碳孔洞吸附址示意圖.....	21
圖 2.4-1 不同型態(MORPHOLOGY)培養銅綠微囊藻(CHEN,2018).....	35
圖 2.4-2 藻華形成過程示意圖(XU,2014).....	36
圖 2.5-1 我國環保署訂定之「水庫藻毒事件處理作業程序」	39
圖 3.1-1 研究流程圖.....	41
圖 3.2-1 自行架設養藻設備	43
圖 3.3-1 銅綠微囊藻之培養.....	55
圖 3.3-2 PETROFF-HAUSSER 細菌計數器，加入待測樣品的方法	56
圖 3.3-3 含藻原水混凝與前加氯對去除微囊藻及微囊藻毒之影響試驗紀錄表 ..	60
圖 3.3-4 不同活性碳加注位置對去除微囊藻及微囊藻毒之影響試驗紀錄表	63
圖 4.1-1 長興場清水添加 10 μ G/L MC-LR 加氯降解狀況(pH=7.5，T=21 $^{\circ}$ C，餘氯 =0.80 MG/L)	71

圖 4.1-2 長興場清水添加 1.0 μ G/L MC-LR 加氯降解狀況(pH=7.4, T=24 $^{\circ}$ C, 餘氯 =0.8 MG/L)	71
圖 4.1-3 不同氯氧化時間之藻毒降解比率(pH=7.5,T=21 $^{\circ}$ C,餘氯 0.70MG/L,藻毒起始濃度 8.9 μ G/L)	72
圖 4.1-4 不同氯氧化時間之藻毒降解比率(pH=7.4,T=24 $^{\circ}$ C,餘氯 0.70MG/L,藻毒起始濃度 0.72 μ G/L)	72
圖 4.1-5 較高藻毒濃度藻毒氯化降解速率常數之求取(pH=7.5,T=21 $^{\circ}$ C,餘氯 0.70MG/L,藻毒起始濃度 8.9 μ G/L)	74
圖 4.1-6 較低藻毒濃度藻毒氯化降解速率常數之求取(pH=7.4,T=24 $^{\circ}$ C,餘氯 0.70MG/L,藻毒起始濃度 0.72G/L)	74
圖 4.1-7 較高藻毒濃度藻毒氯化降解速率常數之求取(pH=7.5,T=21 $^{\circ}$ C,藻毒起始濃度 8.9 μ G/L)	75
圖 4.1-8 較低藻毒濃度藻毒氯化降解速率常數之求取(pH=7.4,T=24 $^{\circ}$ C,藻毒起始濃度 0.72G/L)	75
圖 4.2-1 添加 10 μ G/L 微囊藻毒原水之不同粉狀活性碳去除濃度變化	77
圖 4.2-2 添加 1.0 μ G/L 微囊藻毒原水之不同粉狀活性碳去除濃度變化	77
圖 4.2-3 添加 0.1 μ G/L 微囊藻毒原水之不同粉狀活性碳去除濃度變化	78
圖 4.2-4 不同濃度微囊藻毒原水之椰殼粉狀活性碳去除率變化	78
圖 4.2-5 不同濃度微囊藻毒原水之木質粉狀活性碳去除率變化	79

圖 4.2-6 不同濃度微囊藻毒原水之煤質粉狀活性碳去除率變化	80
圖 4.3-1 椰殼粉狀活性碳吸附等溫線常數決定	81
圖 4.3-2 木質粉狀活性碳吸附等溫線常數決定	82
圖 4.3-3 煤質粉狀活性碳吸附等溫線常數決定	82
圖 4.4-1 添加粉狀活性碳時清水餘氯消耗狀況	84
圖 4.4-2 氯氧化與粉狀活性碳於藻毒去除效果之比較與加成影響	85
圖 4.5-1 不同混凝程序藻細胞與混沉濁度去除率	87
圖 4.5-2 不同混凝程序沉澱水中微囊藻毒狀況	92
圖 4.6-1 不同粉狀活性碳加注程序濁度、藻細胞與 TOC 去除率.....	96
圖 4.6-2 不同粉狀活性碳加注程序沉澱水中微囊藻毒狀況	98
圖 4.7-1 含藻原水不同 PACL 混凝劑加注濃度沉澱水濁度變化	100
圖 4.7-2 不同 PACL 混凝劑加注濃度濁度及微囊藻細胞去除狀況	104
圖 4.7-3 不同培養期銅綠微囊藻目視及顯微鏡下型態	105
圖 4.8-1 不同 PACL 混凝去除取水口添加粉狀活性碳最適加注濃度	107
圖 4.8-2 含藻細胞原水取水口添加粉狀活性碳不同 PACL 混凝劑加注濃度去除效 果	110
圖 4.10-1 長興淨水場處理含毒微囊藻淨水處理程序應變處理事項示意圖	115

表目錄

表 2.1-1 可能情境下產生藻毒的狀況(澳洲全球水研究聯盟).....	8
表 2.2-1 各國藻毒水質標準指引值或標準限值	10
表 2.3-1 各種細胞內毒之去除方法與效度	12
表 2.3-2 微囊藻毒細胞外毒各項去除方法及功效	13
表 2.3-3 不同微囊藻毒氨基酸組合型式一覽表	15
表 2.3-4 微囊藻毒 0.3 μ G/L，不同水溫及 PH 值下，有效 CT 值.....	31
表 2.5-1 澳洲之警報等級架構.....	37
表 2.5-2 世界衛生組織之藻毒警報等級架構	38
表 3.3-1 本研究所使用檢驗方法及偵測極限一覽表	46
表 4.1-1 去氯試劑干擾 ELISA 藻毒檢測試驗結果	69
表 4.3-1 粉狀活性碳吸附去除藻毒加注濃度參考公式	83
表 4.5-1 混凝及前氯杯瓶試驗結果數據	86
表 4.5-2 不同混凝程序沉澱水中微囊藻細胞呈現型態	89
表 4.6-1 混凝前氯及粉狀活性碳杯瓶試驗結果數據	93
表 4.7-1 含藻原水最適濁度去除加藥量試驗數據	100
表 4.7-2 混凝同時去除濁度及藻細胞效果試驗數據	103

表 4.8-1 PACL 混凝劑混凝去除取水口添加粉狀活性碳試驗數據 107

表 4.8-2 含藻細胞原水取水口添加粉狀活性碳 PACL 混凝試驗數據 109

第一章 研究緣起與目的

1.1 緣起

臺北自來水事業處(下稱北水處)水源維護良好，在淨水處理設備功能不斷提升與更新，及完善自動化加藥控制流程與水質監控系統運作下，供水水質相當優良，歷年原水及清水藻毒監測均為未檢出，與先進國家水質相當。但隨著全球氣候變遷之影響，滂旱加劇，氣溫升高，使用地面水作為水源之自來水淨水場，原水水質受到影響，首要面對的是藻類滋生及藻毒處理的問題。2014年8月，美國俄亥俄州 Toledo 市，發生因飲用水中藻毒超標，緊急通知停止飲用自來水之事件，50萬居民飲用水受到影響，因而引起該國國務院關注，開始重視藻毒管理。位處亞熱帶的我國，亦應即早準備，以免屆時引起民眾恐慌。

美國環保署 2015 年出版之「公共給水系統微囊藻毒管理建議」(Recommendation for public water systems to manage cyanotoxins in drinking water)中，對一旦原水中測出微囊藻毒提出幾項處理策略:(1)優先考量去除完整藻細胞，例如使用傳統混凝沉澱程序。(2)降低原水預氧化量，避免藻細胞裂解，釋出藻毒。(3)添加粉末活性碳。(4)增加後氯氧化。

北水處所有淨水場皆為傳統淨水處理，大致皆為原水添加前氯、凝劑經快混、慢混、沉澱、過濾、後氯消毒等淨水程序。本研究將進行一系列試驗，以瞭解傳統淨水程序於微囊藻毒去除效果，並研擬一旦原水發生藻華時，淨水場之處理因應策略。

1.2 研究目的

為瞭解原水發生藻華現象時，傳統淨水程序對於微囊藻毒及含藻毒微囊藻細胞去除效果與淨水場面臨藻毒如何因應，本研究透過杯瓶試驗模擬及評估(1)添加次氯酸鈉及活性碳於傳統淨水程序去除溶解性微囊藻毒之效果。(2)含藻毒微囊藻細胞原水在凝沉澱及前加氯等傳統淨水程序中，藻細胞之去除率與藻毒釋出及去除狀況，及對濁度去除之影響，另探討在淨水程序不同地點加注粉狀活性碳之影響及結果。根據試驗結果及相關文獻，提出一旦淨水場發生藻毒事件時，淨水程序緊急因應之參考方式，確保供水水質與降低民眾健康風險。

第二章 文獻探討

2.1 藻毒發生因素監測與判斷

微囊藻毒(Microcystin)係由藍綠藻(Cyanobacteria)產生。水中營養源(氮及磷)濃度增加、氣溫升高、日照充足及較靜止水體(如湖泊、水庫等)等條件下，大量藻類滋生，會發生藻華(Algal Bloom)現象，若藻種會分泌毒素或細胞質中含有毒素，則會導致藻毒問題發生，大部分並伴隨水中臭味(Taste & Odor)問題。目前已知有 30 種藍綠藻會產生藻毒，藻毒分為肝毒(Heptatoxins)、神經毒(Neurotoxins)及皮膚毒(Dermotoxins)三大類。每 1 種藍綠藻可能產生不只 1 種藻毒，如微囊藻(Microcystis spp.)可產生微囊藻毒(Microcystin)及節球藻毒素(Nodularin)等肝毒；柱孢藻(Cylindrospermopsis raciborskii)則可產生柱孢藻毒(Cylindrospermopsin)及麻痺性貝毒素(Saxitoxins)等神經毒，但普遍存在的藻毒為微囊藻毒(Microcystin)，微囊藻毒已發現有大於 80 種化合物，最常出現之化合物為 Microcystin-LR(結構如圖 2.1-1)，由於具有環狀結構，為穩定存在水中之化合物，煮沸及一般傳統處理程序無法將之去除。美國地質調查局(USGS)針對美國約 5 萬個人工及天然湖泊進行調查，發現約有 30%水中存在藍綠藻每公升大於 20000 個藻細胞狀況，另有約 27%存在微囊藻毒。

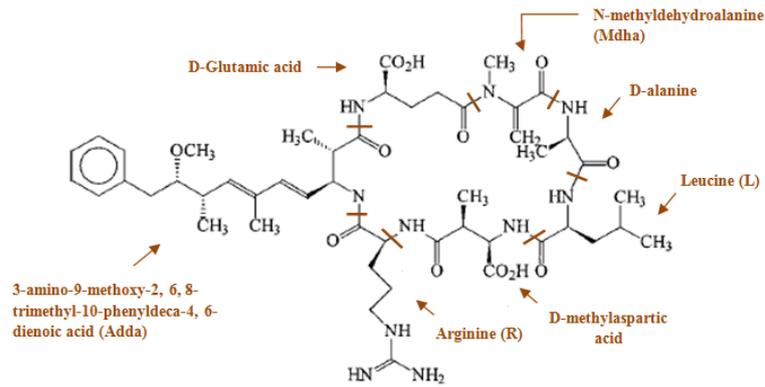


圖 2.1-1 Microcystin-LR 化學結構圖

2.1.1 微囊藻毒事件之發生原因與徵兆

微囊藻華事件通常發生於較靜止的水域，如湖泊、水庫或流動較慢的河川水體，該等水體水中氮及磷等營養源豐富，此主要來自農作、養殖及遊憩等人為汙染，結合氣候條件，如水溫大於 25°C 及集水區經常降雨沖刷後接連強日照等因素，即有利於藻類繁殖。

確認水源藍綠藻華之發生一般可從原水水質指標加以判斷，指標項目有葉綠素 a(Chlorophyll-a)及藻藍素(Phycocyanin)、濁度、沙奇盤透明度、pH 值日變化、臭味、水溫營養源及天然有機物等。其中濁度、沙奇盤透明度、水溫與營養源及天然有機物(NOM)為一般性判斷優養可能狀況之方法，大體而言，該等指標越高，越可能產生優養現象，發生藻華。而透過藻體內螢光探測器(In vivo fluorescence probe)，以線上監測原水中葉綠素 a(Chlorophyll-a)及藻

藍素(Phycocyanin, PC)方式，能偵測藍綠藻細胞體內色素(pigment)代謝狀況，因而反映出藍綠藻孳生狀況，但測值要考慮濁度(>15 NTU)及葉綠素 a(>14 μ g/L)帶來的干擾。另外由於藍綠藻於水體行光合作用特性，藉由一日內水體 pH 值變化，可判斷藍綠藻之孳生。藍綠藻含內氣囊如圖 2.1-2 使其白天浮於水面，藉由陽光照射及吸收二氧化碳，使 pH 值增高，於藻體內進行光合作用合成碳水化合物，因此藻體比重逐漸變大擠壓內氣囊，逐漸沉入深層營養成分較多的水體，pH 值降低，到了夜晚藻體成長消耗掉碳水化合物，產生氣泡，藻體浮力增加，上浮至水表面如圖 2.1-3。另水體 pH 值持續升高，亦為藻類滋生之可能狀況。在淨水處理可能發生藻類滋生的徵兆則有原水或處理池水色變(黃)綠、快濾池濾程縮短或混凝後沉澱水或過濾水濁度不佳等狀況。

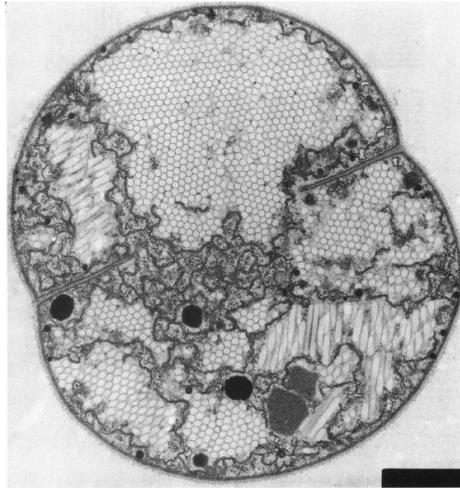


圖 2.1-2 微囊藻氣囊結構(Hirsch and Pankratz, 1970)

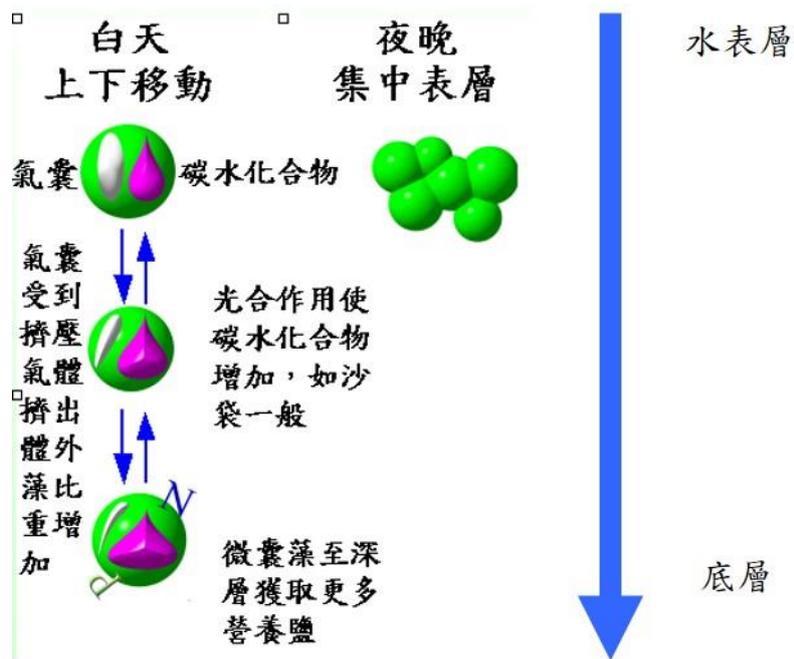


圖 2.1-3 氣囊協助藻體白天上下移動與夜間浮於表層示意圖

2.1.2 事件發生之判斷確認與加強監測

確認藍綠藻華最直接有效的方法為藻細胞計數與鑑定，透過顯微鏡操作，可瞭解原水中藻細胞之種類與單位體積之細胞數。確認為藍綠藻華後，應進行藻毒檢測，檢測內容包括細胞內毒與細胞外毒。澳洲全球水研究聯盟(Global Water Research Coalition)利用模式算出可能情境下產生藻毒的狀況，如表 2.1-1，可用以評估原水中產生藻毒的可能狀況。

依美國環保署規定，採樣應使用棕色玻璃容器，以避免藻毒吸附於塑膠容器及避免光解，水中若有餘氯存在，應立即予以去氯，採樣後立即予以冷藏保存，並於 5 天內分析完畢。

分析藻毒要能區分細胞內毒及細胞外毒，以利決定淨水處理調整方式，依美國環保署公告方法 Method 546，取 5 至 10 mL 水樣，將水樣置於 40mL 小瓶中，進行冷凍及 35°C 解凍反覆循環，以裂解 (Cell lysis) 藻細胞，使藻毒釋出，此溶液經 0.45 μ m 玻璃纖維針筒過濾膜過濾後分析細胞內毒，未破藻細胞前之水樣濾液分析則測定細胞外毒，二者相加則為總藻毒。

若發生藻毒狀況，適當的採樣檢測頻率與藍綠藻的生長速率有

關，曾有相關研究顯示，隨著起始藻細胞數及生長速率的不同，從1週到甚至小於2天，藻細胞會滋生，使細胞數達2倍。故建議每週檢測，至細胞數達超過2000個/mL時，則增加為每週2次。

表 2.1-1 可能情境下產生藻毒的狀況(澳洲全球水研究聯盟)

水庫營養源狀態	總磷濃度(μg/L)	情境	微囊藻數(cells/ml)	總微囊藻毒(μg/L)
低	40	最佳狀況	2000	0.03
		最可能狀況	27000	1.15
		最差狀況	44000	12.8
中	80	最佳狀況	4000	0.06
		最可能狀況	53000	2.3
		最差狀況	89000	25.6
高	160	最佳狀況	8000	0.12
		最可能狀況	107000	4.6
		最差狀況	356000	51.2

2.2 水質標準、檢測方法與健康影響

2.2.1 各國水質標準、檢測方法

世界衛生組織訂定 Microcystin-LR 慢性暴露準則值為 1 $\mu\text{g/L}$ ，加拿大衛生部訂 1.5 $\mu\text{g/L}$ ，澳洲訂定國家標準為 1.3 $\mu\text{g/L}$ ，美國未訂國家標準，少數州(Ohio 及 Oregon)訂 1 $\mu\text{g/L}$ 。美國環保署於 2015 年 6 月，已將訂定藍綠藻毒飲用水法規列為最高優先順序，並於 6 月 15 日釋出兩種藍綠藻毒的【健康忠告】(HAs, Health Advisories)，訂出對 6 歲以下學齡前兒童飲用水中微囊藻毒 10 天暴露的最高濃度為 0.3 $\mu\text{g/L}$ ，柱胞藻毒的 10 天暴露的最高濃度為 1.6 $\mu\text{g/L}$ ；對 6 歲以上兒童及成人，則分別為 0.7 $\mu\text{g/L}$ 及 3.0 $\mu\text{g/L}$ 。【健康忠告】非法規強制規範，但提供一個 10 天暴露無任何影響健康效應的基準點。其他各國藻毒水質標準指引值或限值如表 2.2-1。

藻毒之檢測方法有酵素結合免疫吸附分析法(Enzyme-linked immunosorbent assay, ELISA)及高效能液相層析儀串聯質譜儀法(LC/MS/MS)。ELISA 一般用以篩檢(Screening)藻毒，可快速檢測總藻毒，但無法決定個別藻毒濃度，以微囊藻毒檢測試劑組而言，除特异性檢出微囊藻毒外，亦可檢出其他結構相似的毒素或分子，致呈偽陽性結果，一般市售微囊藻毒試劑組偵測極限約為 0.16 $\mu\text{g/L}$ ，

對評估淨水處理成效極為有用。LC/MS/MS 則可定量個別藻毒，但設備昂貴，檢測成本高，操作人員需高度訓練，偵測極限可達約 0.1~0.01 $\mu\text{g/L}$ 。

表 2.2-1 各國藻毒水質標準指引值或標準限值

國 家	指引值或標準限值
阿根廷	總微囊藻毒 1.3 $\mu\text{g/L}$ ，以 MC-LR 表示
巴西	微囊藻毒 1.0 $\mu\text{g/L}$
加拿大	總微囊藻毒 1.5 $\mu\text{g/L}$ ，以 MC-LR 表示
捷克	1.0 $\mu\text{g/L}$ MC-LR
中國	1.0 $\mu\text{g/L}$ MC-LR
法國	1.0 $\mu\text{g/L}$ MC-LR
義大利	總微囊藻毒 0.85 $\mu\text{g/L}$
日本	1.0 $\mu\text{g/L}$ MC-LR
韓國	1.0 $\mu\text{g/L}$ MC-LR
紐西蘭	1.0 $\mu\text{g/L}$ MC-LR
挪威	1.0 $\mu\text{g/L}$ MC-LR
波蘭	1.0 $\mu\text{g/L}$ MC-LR
葡萄牙	1.0 $\mu\text{g/L}$ MC-LR
南非	0-0.8 $\mu\text{g/L}$ MC-LR
西班牙	總微囊藻毒 1.0 $\mu\text{g/L}$
泰國	未訂

2.2.2 健康影響

藍綠藻毒對人體之影響包括肝、神經系統及腸內道系統，並有急性及慢性之分。1996 年巴西因藻毒汙染飲用水，導致 50 人死於血液透析；有中國之研究顯示喝了含微囊藻毒的水，會導致肝癌及腸癌。WHO 之資料顯示，已證明微囊藻毒可促進腫瘤生長，國際癌症研究署(IARC)並將之分類成「極可能致癌物」(2B)。高濃度的神經毒素-魚腥藻毒(Anatoxin)可導致呼吸衰竭死亡；其他非致死藍綠藻毒則可引發發燒、頭痛、肌肉關節酸痛、腹瀉、嘔吐及皮膚過敏等症狀。

2.3 藻毒去除與傳統淨水程序調整

藍綠藻導致的自來水場問題有，臭味問題(通常產生土霉味)、干擾淨水操作，影響效能、消毒副產物增加及產生藻毒。

藍綠藻毒於淨水程序的去除要分細胞外毒及細胞內毒兩部分來討論，細胞內毒去除指將整個完整的藻細胞去除，同步將細胞內有毒素的細胞質去除；而細胞外毒指透過處理方法，將藻細胞分泌、死亡腐化或細胞壁破裂後，已溶入水中之細胞質毒素予以去除。

細胞內毒(藻細胞)之各種去除方法與去除效度如表 2.3-1，沉

澱單元去除之藻細胞，累積於沉澱池底污泥，或快濾池反洗廢水中，仍可能因細胞死亡腐化或細胞壁破裂，而釋出藻毒，形成細胞外毒，需特別注意，提高清除頻率。另若使用預氧化處理，如前加氯或前臭氧，由於氧化劑將先使細胞裂解(Lysis)，使藻毒釋出，而使處理更加困難。

細胞外毒(微囊藻毒)各項去除方法及功效如表 2.3-2，傳統混凝/沉澱/過濾對細胞外毒完全無效，細胞外毒可以臭氧或加氯氧化去除，或以活性碳吸附，後者需注意吸附飽和及天然有機物(NOM)競爭吸附作用。

表 2.3-1 各種細胞內毒之去除方法與效度

去除方法	混凝/沉澱 /過濾	混凝/浮除 /過濾	膜 濾	活性碳吸附 (含 PAC 及 GAC)
去除效果	佳(混凝沉澱 去除率可達 90%)	佳(浮除去除 率可達 50~100%)	佳(>97%)	無效

表 2.3-2 微囊藻細胞外毒各項去除方法及功效

去 除 方 法	效 果
加氯氧化	pH 值低於 8 時有效
氯胺	無效
高錳酸鉀	有效
二氧化氯	一般飲用水加注量下無效
臭氧氧化	非常有效
活性碳吸附	視使用之活性碳種類而定，大部分有效
紫外光	高劑量才有效，一般用以消毒之劑量無效
薄膜過濾	RO 有效，NF 無效

2.3.1 加氯氧化去除藻毒之反應機制

加氯是傳統淨水處理程序中最普遍使用、最熟悉且相對便宜的消毒處理方式，在水源發生微囊藻毒藻華時，原水中充滿銅綠微囊

藻(Microcystis Aeruginosa)細胞，依據文獻研究顯示，有大於 90% 藻毒存在藻細胞內，但由於藻細胞在水源或沉澱污泥中之自然凋亡、前加氯氧化破壞藻細胞壁或淨水混凝攪拌機械力等作用影響，均有可能會導致藻毒釋出於水中，混凝沉澱對此細胞外毒毫無去除效果，加氯則有一定效果。

藻毒的化學結構如圖 2.3-1，為強水溶性分子，環狀結構，故具化學穩定性，可抵抗煮沸及中性環境下化學水解及氧化，高強度紫外光照射或強氧化劑如臭氧及氯等才會對其產生降解。藻毒分子結構為具 7 個胺基之單環七肽(Heptapeptide)，其毒性來源來自 ADDA 部分(圖 2.3-1 反灰部分)結構中之共價雙鍵(二烯)，不同的胺基酸群(橘色框內)會形成不同的藻毒，如表 2.3-3，目前已知有超過 80 種以上，最常出現者為 Microcystin-LR(MC-LR)。

氯對不同種類藻毒的反應性不同，研究指出氯氧化速率 MC-YR> MC-RR> MC-LR> MC-LA，顯示對氯的反應性，與兩胺基酸群有關。氯氧化微囊藻毒後副產物，被確認出 6 種衍生物，確實可降低其急毒性。

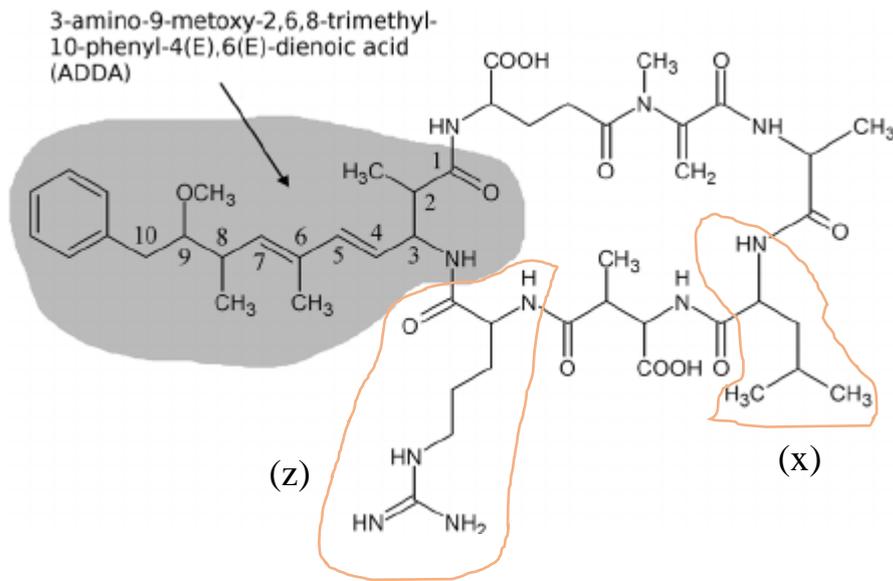


圖 2.3-1 微囊藻毒化學結構

表 2.3-3 不同微囊藻毒氨基酸組合型式一覽表

微囊藻毒型式	氨基酸-(x)位置	氨基酸-(z)位置
MC-YR	Tyrosine (Tyr, Y)	Arginine (Arg, R)
MC-RR	Arginine (Arg, R)	Arginine (Arg, R)
MC-LR	Leucine (Leu, L)	Arginine (Arg, R)
MC-LA	Leucine (Leu, L)	Alanine(Ala, A)

氯氧化藻毒之效率與氧化劑的特性、加藥量、接觸時間及 pH 值有關。Merel 等人(2009 年)以超純水添加微囊藻毒 MC-LR 進行加氯試驗，結果顯示，在約 30 分鐘之接觸時間下，每莫耳 MC-LR 需

氣量約為 12.6 莫耳氣，同時反應過程生成結合餘氯，在接觸時間 10 min 達到最大值，之後遞減。MC-LR 每莫耳 995.19 公克，HOCl 每莫耳 52.46 公克，若存在水中 MC-LR 為 10 μ g/L，則每公升水中存在 0.01 μ 莫耳 MC-LR，對以 0.8mg/L HOCl 則每公升含 15.25 μ 莫耳而言，HOCl/MC-LR 莫耳比達 1525，極大於 12.6，故實際加氯氧化約 10 μ g/L 藻毒時，0.8 mg/L 餘氯濃度可視為定值。因總氯濃度 [HOCl]₀ 於氧化時可視為定值，微囊藻毒 MC-LR 加氯氧化降解可以假一級反應式(Pseudo-first-order)反應式表示

$$-\frac{d[MC - LR]}{dt} = k'[MC - LR] \quad \text{公式 2.3-1}$$

上式經積分成下式

$$-\ln \frac{[MC - LR]}{[MC - LR]_0} = k't \quad \text{公式 2.3-2}$$

在固定 [HOCl]₀ 及 pH 值下，以 -ln [MC-LR] / [MC-LR]₀ 對時間 t 作圖，可得直線，斜率即為反應常數 k'，斜率越大 k' 越大，反應越快；k' 越小，反應越慢。又起始加氯濃度越高 k' 越大，此係因氯和藻毒反應之可能性增加，k' 為起始加氯濃度 [HOCl]₀ 的線性 1 次函數，綜上，微囊藻毒 MC-LR 之加氯降解速率為「起始加氯濃度」及「微

囊藻毒濃度」的一次速率式。

在 pH 值影響方面，研究發現，MC-LR 之加氯降解較喜發生在低 pH 值狀態下，由於親電子(Electrophilic)狀態的差別，氯(Cl₂)水溶液較次氯酸鈉溶液，氧化效果為佳。此係因[HOCl]是主要親電子物質，一般(MC-LR)氯化反應主要反應發生在[HOCl]與[MC-LR]間，而 OCl⁻之反應性較低，幾可忽略。Xagorarakis(2006 年)以批次實驗發現，[MC-LR]與[HOCl]之反應，超過其與[OCl⁻]反應 20 倍。次氯酸(HOCl)在水中會解離成 H⁺與 OCl⁻，為一可逆反應，高 pH 值狀況下，大部分次氯酸(HOCl)均解離成 OCl⁻，在酸性條件下，則主要存在[HOCl]促成此反應。在 pH 值低於 5 狀態下，因[H⁺]的存在，產生酸催化作用，反應更快。一般微囊藻毒 MC-LR 之加氯降解希維持在 pH 值 8.0 以下。在 1 至 8 μg/L 微囊藻毒濃度下，氯氧化速率幾乎不受起始微囊藻毒濃度影響。影響藻毒加氯氧化效能的因子包括[加氯穩定度]及[加氯接觸控制]。加氯穩定度與原水或處理水中存在氯的濃度有關，若原水污染較嚴重，所含天然有機物(NOM)或氨較高，可能造成較高需氯量，致起始加氯量被消耗，而影響藻毒氧化效果，例如水中存在較高濃度的氨，與氯反應成氯胺，氯胺對藻毒降解幾乎無作用，即大大影響氯氧化藻毒之效果。另淨水處

理時 pH 值及水溫亦會影響氧化效果。

加氯接觸控制與 CT 值有關，Acero(2005)算出在柱流反應器 (Plug-flow reactor) 與完全攪拌槽反應器 (Completely stirred tank reactor, CSTR) 在不同溫度、不同 pH 值及起始藻毒濃度下之 CT 值，大致而言，較低之 pH 值、較低之起始微囊藻毒濃度及較高的水溫，達到最終微囊藻毒濃度為 $1\mu\text{g/L}$ 時，需較低的 CT 值。而在理想狀態柱流反應器(或批次反應器)較完全攪拌槽反應器所需 CT 值為低。實廠接觸效率通常介於二者之間。

研究發現由高濃度藻毒持續氧化，發現在低濃度藻毒狀況下，如 10 ng/L ，氧化反應速率變慢，氧化反應速率常數遠低於高濃度 ($1\mu\text{g/L}$) 狀況，推測原因為藻毒與氯反應生成之產物對氯產生競爭效應，或因此類產物存在，降低殘餘藻毒與氯之有效碰撞。在水中存在腐植酸狀況下，雖會導致所添加氯之衰減，但腐植酸濃度越高，藻毒氧化反應之速率反而更高，可能原因為 NOM 與藻毒反應或二者形成高反應性 4 級胺產物所致。

對存在藻細胞之真實原水，氯氧化會受到細胞裂解的影響，Fan(2012 年)利用培養的銅綠微囊藻細胞，添加入純水及真實原水中，發現在不同 pH 值下，需氯量會隨著加氯量及藻細胞數增加而

增加的趨勢相同，銅綠微囊藻每個細胞之需氯量為 5.6 ± 0.2 $\text{pgCl}_2/\text{cell}$ 。另於存在藻細胞之真實原水加氯氧化(類似淨水處理前加氯狀況)，藻細胞很快就會裂解，細胞內藻毒很快(在很低的 CT 值)就會釋出，但隨即被氯氧化，之後細胞內毒及細胞外毒均會隨 CT 值增加而降低。

2.3.2 活性碳吸附去除藻毒之機制

活性碳是將煙煤、椰殼及木屑等含碳物質，經粉碎及高溫(小於 700°C)加熱後，再經水蒸氣或二氧化碳於 $800\sim 900^\circ\text{C}$ 活化處理所生成。由於具高多孔性及高比表面積，故可作為吸附劑，飲用水處理所用者，依外觀分為粉狀活性碳(Powdered Activated Carbon, PAC)及粒狀活性碳(GAC)兩類，粉狀活性碳指直徑小於 300 mesh 的微粒碳粉(約 $10\sim 100\ \mu\text{m}$)，不能重複使用；而粒狀活性碳顆粒尺寸通常介於 $0.4\sim 2.5\text{mm}$ ，可再生使用，但仍有使用壽命。

活性碳的性質對吸附效能影響極大，一般常見之性質有「比表面積」、「孔徑分佈」、「單位質量的表面積」及「表面化學」，活性碳比表面積一般介於 $500\sim 1500\ \text{m}^2/\text{g}$ ，比表面積越大吸附能力越大。孔徑分佈分為粗孔(Macropore，孔徑大於 50nm)、中孔(Mesopore，孔徑介於 $2\sim 50\text{nm}$)及微孔(Micropore，孔徑小於 2nm)，如圖 2.3-2，

微孔所占體積越大，比表面積越大，但仍需存在一部分粗孔與中孔，作為被吸附物質進入微孔通道。活性碳顆粒大小，僅影響吸附速率快慢。一般所謂「中孔碳」指至少 50%總孔體積落於中孔範圍，小於 25%落於粗孔範圍之粉狀活性碳。活性碳之化學表面特性與存在不同原子(如氧原子)有關，表面低氧含量使成疏水性，存在較親水性(高氧含量)大之吸附能量。

「孔徑分佈(Pore volume distribution)」與「表面化學特性(Surface chemistry)」在活性碳吸附扮演的角色，視活性碳與吸附物而定。微囊藻毒 Microcystin-LR 在粉狀活性碳之吸附效能，主要受總孔徑表面積影響，由於 Microcystin-LR 之分子直徑，估算約 1~2 nm，故對其吸附效果最佳粉狀活性碳性質為具孔徑大於 1 nm 孔洞佔較大體積者，中孔符合此條件，微孔則過小。木質 PAC 大部分產生較大體積之中孔洞，故吸附 Microcystin-LR 效果較產生較多微孔之椰殼 PAC 為佳。

活性碳吸附效能亦受溶液化學(Solution chemistry)的影響，若水中含有高濃度天然有機物質(Natural organic matter, NOM)，NOM 會產生競爭吸附，也有可能阻塞孔洞，形成所謂碳垢(Carbon fouling)而影響吸附。

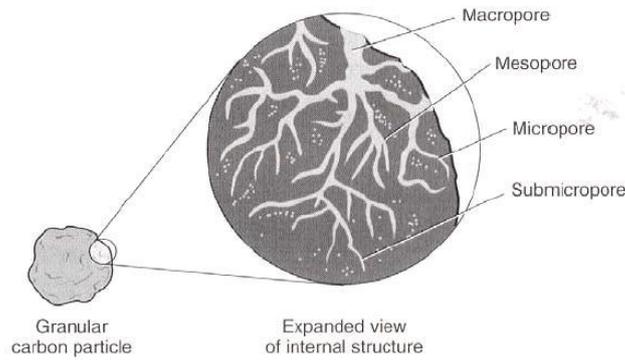


圖 2.3-2 活性碳孔洞吸附址示意圖

粉狀活性碳吸附微囊藻毒可以 Freundlich 等溫吸附方程式 (Isotherm) 公式 2.3-3 表示， q 代表每克 PAC 可吸附之微囊藻毒微克數， C_f 為吸附達平衡時溶液之微囊藻毒濃度， K_f 及 $1/n$ 分別為吸附容量及強度之實驗常數。

$$q \left(\frac{\mu g}{g} \right) = K_f C_f \left(\frac{\mu g}{L} \right)^{\frac{1}{n}} \quad \text{公式 2.3-3}$$

去除微囊藻毒所需添加 PAC 濃度，可以公式 2.3-4 計算出來，作為加注量之參考。

$$\text{Dose} \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{C_i - C_f}{q} \times 1000 \quad \text{公式 2.3-4}$$

式中 C_i 為待處理水之微囊藻毒起始濃度。

2.3.3 含藻原水傳統淨水程序調整

美國環保署 2015 年出版之「公共給水系統微囊藻毒管理建議」(Recommendation for public water systems to manage cyanotoxins in drinking water)中，對一旦原水中測出微囊藻毒提出幾項處理策略：(1)優先考量去除完整藻細胞，例如使用傳統混凝沉澱程序。(2)降低原水預氧化量，避免藻細胞裂解，釋出藻毒。(3)添加粉末活性炭。(4)增加後氯氧化。

在傳統淨水程序中，粉末活性炭之添加是最機動有效且省錢的方法，在添加時可考慮於原水添加沉澱單元去除或沉澱水添加快濾單元去除，添加量應考慮原有濁度去除效果，並預先進行試驗。

粉末活性炭處理效果與使用活性炭種類及水中存在天然有機物有關，一般以木質活性炭最有效，添加量要超過 20 mg/L，才能有效去除藻毒。

在確認水源確實發生微囊藻華現象後，首應確認是否可透過取水調整，避免含微囊藻細胞的原水進入淨水場。一般水庫水源易發生季節性熱分層(Thermal stratification)水體，是較易滋生微囊藻者。由監測瞭解微囊藻在水庫水體不同深度之存在狀況，及是否因日照

光合作用浮出水面之浮動規律性，利用取水庫較下層水或一日內不同深度取水，達到前述目的。但取水庫下層水，要注意因缺氧作用造成還原作用而使鐵錳溶出問題。若無法透過原水取水避免，則應確認原水中發生的藻毒是在藻細胞內 (Intracellular)、細胞外 (Extracellular) 或均存在，以決定傳統淨水程序之應變方式，一般而言，混凝、沉澱及過濾等程序可有效去除藻細胞體(即細胞內毒)，溶解性藻毒(細胞外毒)則可於淨水程序前端以添加粉狀活性碳 (PAC) 或以強化加氯氧化程序去除之。

在調整原淨水處理程序後，各程序單元及出水水質之藻毒監測極為重要，一般而言，除濁度、餘氯及 pH 值等基本項目外，應每日檢測原水、混凝水、沉澱水、淨水場清水及管網清水中之藻毒，以確認調整處理成效及回復原處理程序時間。

2.3.3.1 含藻細胞原水(細胞內毒)之混凝之處理

若原水中存在微囊藻毒細胞(即細胞內毒)，很重要的處理策略為限制細胞內藻毒釋出及儘量將有毒藻細胞去除，淨水場操作應評估停止或降低前氯加注對其影響，而透過混凝、沉澱及過濾等程序能同時兼顧濁度與藻細胞去之去除，並能維持快濾池之有效運作。

混凝劑加注量應透過杯瓶試驗(Jar test)加以評估，杯瓶試驗時應注意 pH 值之控制，因為水之 pH 值除影響程序後端加氯氧化藻毒之效果外，亦影響沉澱污泥內藻細胞的裂解，pH 值應維持在 6.0 以上，以避免藻細胞裂解及藻毒釋出。

澳洲水質研究中心 2010 出版「藍綠藻管理策略-公共用水事業指引」表示含藻原水混凝沉澱受不同藻種形狀、尺寸及藻細胞壁性質等影響，其中細胞壁強度與完整度、電荷及組成均會影響處理成效。以正常濁度參數決定最適混凝劑加藥量，通常可去除藻細胞及連帶的細胞內毒。但 Newcombe(2009)認為為達到最適混凝所需添加的較高量混凝劑，需高強度的攪拌混合能量，存在藻細胞裂解的風險。水研究基金會 2015 年以 Myponga 水庫水進行硫酸鋁混凝杯瓶試驗(pH=6.3)，發現在低濁度及中等藻細胞密度($10^4 \sim 10^5$)藻細胞對濁度有貢獻，濁度去除與藻細胞去除對混凝加藥量，有相同之去除率趨勢與最適加注藥量，但藻細胞去除率高於濁度。最適藻細胞去除，可以濁度為替代指標(Surrogate)，看法與澳洲水質研究中心相同。美國自來水協會及水研究基金會 2016 年表示因每一次藻華發生狀況均不同，故無特殊混凝加藥準則，還是要靠杯瓶試驗決定最適加藥量。Gheraout 等於 2010 年進行文獻回顧，原水中藻類於

傳統淨水程序之去除，因其低密度、移動性、外型特性及帶負電荷，而較無機顆粒困難，文獻中主要混凝機制，在於藻細胞與帶正電之初形成之金屬氫氧化物核間之電荷中和。很多例子顯示，增加混凝劑量使形成掃除(Sweep)混凝無法增加藻細胞之去除率，還是要靠電荷中和。美國俄亥俄州環保署 2016 年表示混凝效能會被藻細胞及較差水質影響，應實施杯瓶試驗，機械或水力亂流會影響藻細胞及膠羽的完整度，若可能應降低亂流、維持平均流速及降低流速。美國環保署 2015 年探討進行混凝杯瓶試驗時，若高濁度原水(>10NTU)，沉澱水濁度可作為藻細胞去除之替代指標，但原水濁度<10NTU，則濁度去除與藻細胞去除之相關性不佳。

另一很重要的操作是應降低沉澱污泥的滯留期(Sludge age)，每日應儘速清理淤泥，勿使滯留過久，以免藻細胞在污泥內持續繁殖，或細胞裂解釋出藻毒、天然有機物及臭味物質。澳洲研究指出沉澱污泥在 1 天內就會釋出藻毒。另快濾池之反洗頻率應增加，反洗廢水應避免回收，以免增加原水中之藻細胞數或使之在程序中濃縮。

2.3.3.2 含藻細胞原水(細胞內毒)之前氯之處理

一般傳統淨水場採取前氯操作，但面對含藻原水卻應有不同考

量，澳洲水質研究中心 2010 年表示前氯會影響藻細胞，從最輕的藻細胞壁傷害至最嚴重的藻細胞死亡及細胞壁裂解(Lysis)。含藻原水處理應停止前氯，若一定要加，應使藻細胞壁完全裂解，形成溶解態藻毒，再透過其他處理方式(如粉狀活性碳)去除，惟應注意溶出有機碳對淨水處理之影響。Newcombe 等人 2009 年亦認為前氯雖可改善混凝，但有釋出藻毒的風險。水研究基金會 2015 年以 Happy Valley 淨水場原水(存在綠藻)進行杯瓶試驗，加 1.0 mg/L 前氯，所加氯對藻類的存活(Viability)、最適硫酸鋁加注量、沉澱水濁度及過濾水濁度，均無影響。但加 2 mg/L 前氯，藻類的存活(Viability)迅速下降，並釋出 geosmin 細胞質，顯示加氯將藻細胞壁裂解、失去浮力及降低存活，有益於藻細胞混凝去除效率。Robert I. Daly 等(2007) 使用流式細胞(Flow Cytometry)技術,探討水庫水加氯對銅綠微囊藻之影響，結果發現在正常加氯範圍 7 ~29 mg/L 狀況下，細胞內毒會從損傷的細胞中釋出，且釋出速度是氯氧化藻毒的 3 倍。美國俄亥俄州環保署 2016 年建議淨水處理應降低或去除前氧化劑添加。Fan yan 2012 年以實際河水及超純水添加培養之微囊藻細胞進行加氯實驗，結果 CT 值分別在 110.7 及 130.3mg.min/L 下，可裂解 76% 藻細胞，並氧化釋出藻毒至 1.0 μ g/L 以下，藻毒被氯氧化之速

率等於或大於藻細胞裂解速率。需氯量隨加氯濃度水中藻細胞密度增加而增加，超純水中銅綠微囊藻單一藻細胞需氯量為 $5.6\pm 0.2\text{pg/cell}$ 。天然藻華之藻細胞較人工培養藻細胞更抗氯。

2.3.3.3 細胞外毒之處理

藍綠藻細胞裂解後會釋出細胞外毒，可以添加 PAC 或以加氯氧化去除，PAC 於原水中添加，於沉澱池中沉降去除，添加活性碳種類以木質(Woodbase)或褐煤(Lignite)類，具 2-50 nm 中孔(Mesopore)孔徑粉狀活性碳對吸附藻毒最為有效。於原水添加時，若仍維持前加氯，氯會與活性碳於吸附址反應生成氧化物，降低活性碳之吸附能量，並消耗氯，故須同時注意吸附效果與消毒效果之維持。一般而言，最有效之木質活性碳添加通常要大於 10mg/L，且接觸時間大於 45 分鐘，才能達到很好效果，但高添加量，可能導致沉降效果變差或細活性碳粉末穿透濾床致過濾水濁度增高，應予以注意及調整混凝劑加注量。

傳統淨水程序受限於既有設備，既有混凝劑及消毒劑加注點已固定，以 PAC 吸附去除藻毒時，PAC 加注點及加注後與混凝劑及消毒劑間之交互影響，為探討重點。澳洲水質研究中心 2010 年提

出 PAC 加注效能應考慮足夠的接觸時間，在淨水程序中應儘可能使加注後之接觸時間最大化，故可添加於混凝劑加注點之前，或原水取水處。亦可加注於混凝之後，但缺點為接觸時間較短，優點為因部分 NOM 已為混凝去除，可避免其形成競爭吸附。美國自來水協會及水研究基金會 2016 年亦提出 PAC 盡量加注在淨水程序前端，以增加接觸時間，尤其加注後至沉澱單元前(PAC 被去除)要有足夠的接觸時間。PAC 是季節性在淨水程序中間歇性加注的選擇，加注點通常可在混凝前於沉澱池被去除，或於沉澱池加注於快濾池被去除。PAC 不可回收再利用或再生。若 PAC 加注在混凝劑快混單元，因 PAC 顆粒會被包覆於膠羽中，而降低其吸附效度。美國俄亥俄州環保署 2015 年表示 PAC 表示若添加於混凝後，可降低 NOM 之競爭吸附，但降低接觸時間；研究顯示，木質或褐煤(lignite) PAC 較其他形式為佳，接觸時間建議至少要有 45~60 分鐘。USEPA(2015)也表示 PAC 可加注於取水口，於添加前氧化劑高錳酸鉀或其他氧化劑之後，於沉澱池被除去；或加於沉澱池於過濾池除去。美國俄亥俄州環保署 2016 年表示淨水程序去除藻毒加注木質 PAC，加注容量要達 40~50 mg/L，碘值(Iodine number)不能當作用以判斷 PAC 吸附微囊藻毒能量的指標。PAC 加注點決定要考慮最大接觸時間，

且要和前氧化劑加注點分開，以避免可能的干擾。平常就要維持加注設備正常可運作，以快速因應可能的藻華現象；另 PAC 加注系統，至少要有兩個加注點，應多點加注以增加去除效率，該加注點具有足夠的接觸時間及降低氧化劑之干擾，如氧化劑加注點至少應跟 PAC 加注點間隔 20 min 以上。Konklin 等人 2016 年以 Olentangy 河添加溶解性 LR 型微囊藻毒 10 μ g/L 後進行批次試驗，以瞭解混凝劑硫酸鋁存在狀況下，對 PAC 吸附效果之影響，實驗結果添加硫酸鋁會降低 PAC 之吸附效果，但整體去除率卻增加。因而提出當硫酸鋁加入時，混凝產生膠羽使 PAC 併入其中，減少吸附址，降低吸附能量，但產生的氫氧化鋁卻會產生吸附 LR 型微囊藻毒的功用，增加了整體藻毒去除率。美國環保署 2016 年表示，處理細胞外毒，一般而言，PAC 以木質添加 10mg/L 以上，接觸時間 45 分鐘以上為最佳。PAC 顆粒會損壞混合器軸承，且高添加量可能穿透濾床，導致出水濁度增加。Newcombe 等人 2009 年提出 PAC 最好添加在淨水場取水上游，以增加接觸時間，若與混凝劑同時添加可能因 PAC 併入膠羽中，導致降低吸附效能，因而增加添加量。亦可添加於混凝之後，好處為混凝已將水中天然有機物去除，可免其與藻毒間之吸附競爭，壞處為 PAC 接觸時間不足。

若前氯與粉狀活性碳於淨水程序最前端添加，後氯之添加則考慮視為過濾水中溶解性藻毒之氧化去除，及原出水自由餘氯之維持。

加氯氧化效果與水溫及 pH 值等因素有關，不同水溫及 pH 值下，達到目標藻毒值所需的 CT 值不同。pH 值越高，所需 CT 值越高；水溫越高，所需 CT 值越低。一般藻毒加氯氧化建議在 pH 值維持 6~8 之間。表 2.3-4 為達到美國環保署學齡前兒童健康建議值 $0.3\mu\text{g/L}$ 下，不同水溫及 pH 值下，所需之有效 CT 值。依據表 2.3-4 及實際清水水溫、pH 值及餘氯值，可推算出所需之接觸時間(t)，再以控制處理流量方式操作，以期達到預期之氧化去除效果。

表 2.3-4 微囊藻毒 0.3 $\mu\text{g/L}$ ，不同水溫及 pH 值下，有效 CT 值

pH 值	微囊藻毒 濃度 ($\mu\text{g/L}$)	有效 CT 值($\text{mg/L}\cdot\text{min}$)				
		10 $^{\circ}\text{C}$	15 $^{\circ}\text{C}$	20 $^{\circ}\text{C}$	25 $^{\circ}\text{C}$	30 $^{\circ}\text{C}$
6	10	48.8	42.2	36.6	32.0	28.1
	25	61.5	53.2	46.2	40.4	35.4
	50	71.2	61.5	53.5	46.7	41.0
	100	80.8	69.9	60.7	53.0	46.5
7	10	56.9	50.1	44.3	39.5	35.5
	25	71.8	63.1	55.9	49.8	44.7
	50	83.1	73.0	64.7	57.6	51.7
	100	94.3	82.9	73.4	65.5	58.8
8	10	129.8	119.7	111.2	103.9	97.6
	25	163.7	151.0	140.2	131.0	123.1
	50	189.3	174.7	162.2	151.6	142.4
	100	215.0	198.3	184.2	172.1	161.7
9	10	466.6	421.7	382.0	346.8	315.3
	25	588.5	531.9	481.9	437.4	397.7
	50	680.7	615.3	557.4	505.9	460
	100	772.9	698.7	632.9	574.5	522.3

2.3.3.4 原水傳統淨水程序之操作應變

水源藻華期，淨水場原水之操作與平常不同，有需要加強注意之處。澳洲水質研究中心(2010年)提出沉澱淤泥及反洗廢水中，已將藻細胞留滯，但細胞可能在1天之內即死亡裂解而溶出藻毒，故上澄液應與淨水程序隔離，直至約1至4週，微生物完全分解溶出藻毒，才能回收。另藻華時期，由於部分藻細胞可能會帶至濾床，

其會在濾床上死亡裂解而溶出藻毒，故應較平日增加反洗頻率，不允許藻細胞在濾床累積留滯過長時間而釋出藻毒。水研究基金會 2015 年以實際水庫水進行試驗，結果發現藻細胞一旦被污泥抓住，可能是活的，並可能繁衍約 2 週，同時 1 日內藻細胞可能死去裂解，並釋出 DOC 及代謝物。美國俄亥俄州環保署 2015 年建議藻華期沉澱池沉澱污泥抽出頻率應增加，且應監測沉澱池釋出藻毒狀況；另濾前加氯會使釋出藻毒穿透濾床，應避免或降低；反洗廢水及沉澱污泥應儘量避免回收至淨水程序中，以免於程序中濃縮，及於快濾池中濾除裂解釋出藻毒；沉澱污泥儘可能降低在沉澱池中留滯時間，應增加清除頻率；每一濾床水損及出水水質應加強監測，反洗頻率應增加，避免濾床上藻細胞累積過久釋出藻毒；濾床應避免水力負荷變動，以免藻細胞穿透。Driks 等(2001 年)以培養的銅綠微囊藻以水庫水調製原水進行混凝沉澱杯瓶試驗，實驗中，被凝集於污泥中之藻細胞，立即破裂並釋出藻毒，藻毒 2 天後開始裂解。建議濾床反洗及沉澱池污泥清洗頻率應增加，且避免回收上澄液，因可能含高濃度藻毒。美國環保署(2015 年)建議藻華期，沉澱污泥之清除頻率應增加，儘可能每天執行。快濾池應增加反洗後之棄水時間，以排除殘存濾床中的藻毒。

Pestana 等人(2016 年)模擬研究顯示，藍綠藻在污泥塘污泥中，並不會立即死亡，反而持續存活繁殖至少 10 天，而釋出代謝物及降解效應，則與物理、化學及微生物環境有關。研究以質量平衡方式評估，污泥中代謝物濃度會達原來的 5 倍，導致淨水程序回收水質風險。建議上澄液離線 3~4 週後俟降解後再回收至淨水程序。美國環保署(2016 年)表示，增加快濾池反洗頻率(因沉澱污泥及反洗廢水 1 日內細胞即會裂解釋出藻毒，2~3 週以上還會示釋出藻毒)，快濾池要確保 95% 出水濁度 <0.1 NTU，才能有效去除藻細胞。高速反洗濾床是去除附著藻細胞所必要的。美國俄亥俄州環保署 2016 年表示後氯加注應在法規許可範圍最大化以去除藻毒，並維持清水池高水位，以增加接觸時間；另降低處理水量，以增加接觸時間。

由於藻華期淨水程序改變，除濁度去除外，監測藻毒去除效能極為重要，澳洲水質研究中心(2010 年)提出淨水處理藻毒去除效能監測原則(1)進場原水測細胞內毒及溶解性藻毒；(2)決定 PAC 加注之有效度之取樣點，隨加注點不同而不同，一般而言，假設以 PAC 去除溶解性藻毒，沉澱程序前應取樣。(3)為瞭解沉澱淤泥藻細胞是否溶出藻毒，沉澱水應予取樣；(4)若要回收沉澱污泥上澄液或反洗廢水，污泥濃縮池應予取樣；(5)清水應予取樣。

2.4 實驗室培養與自然界產生銅綠微囊藻細胞之差別

微囊藻在自然界中正常形成群體(Colony)態，數十或數百個藻細胞聚集在黏液(Mucilage)中，但在實驗室無菌培養狀態卻存在單細胞或雙細胞狀態，如圖 2.4-1。就外觀上，自然界水中微囊藻團浮在水面上，培養的藻則分散水中呈均勻綠色。研究指出，胞外多醣體(Extracellular Polysaccharides；EPS)存在繁殖的藻細胞間，並促進藻類群體(colonies)的產生及產生浮力。存在 EPS 之藻群體中單獨藻細胞在電子顯微鏡下觀察，尺寸較單細胞藻大，表面呈不規則形狀，存在薄薄一層 EPS。微囊藻形成群體態，具有對抗金屬應力(Heavy Metal Stress)及光輻射，並能抵抗生態系統中浮游動物補食的優點。高 EPS 含量及形成群體，通常伴隨低生長速率。

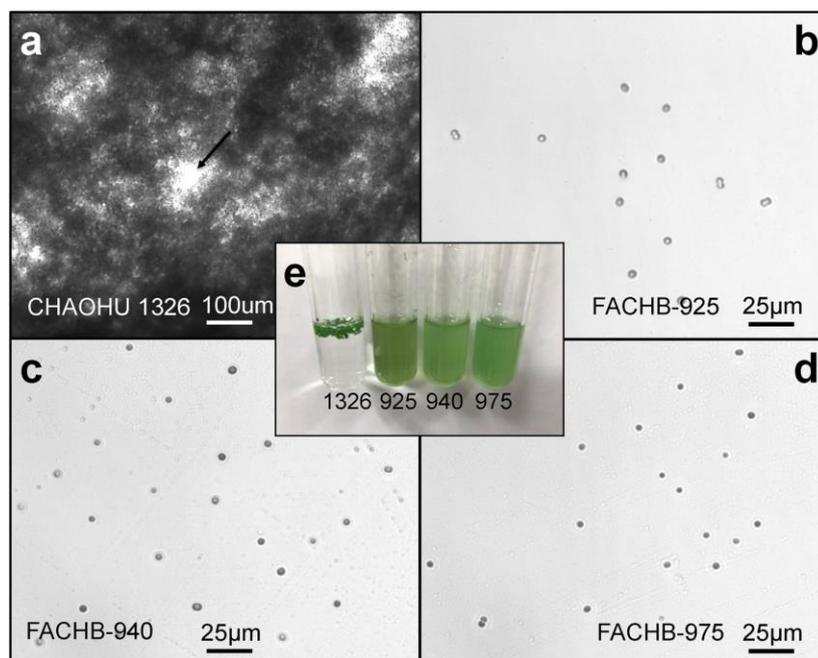


圖 2.4-1 不同型態(Morphology)培養銅綠微囊藻(Chen,2018)

Li 等(2013 年)以不同光強度及不同溫度培養銅綠微囊藻，結果顯示光強度及溫度越高，藻的生長速率越快。但藻顆粒 EPS 含量越少，粒徑越小，而實驗室培養時(標準培養條件)，藻的生長速率較自然界快，故存在單細胞或雙細胞型態。

Liu 等(2018 年)回顧文獻，整理出 2 個藻群體(Colony)及藻華形成之觀念框架，其中 Xu 等人(2014 年)提出者，如圖 2.4-2，顯示藻群體初期以個別藻細胞存在水中，因對抗外界環境之生存策略(Survival Strategy)產生 EPS，後形成群體，不論自然界產生者或培養藻，表面皆帶負電荷。

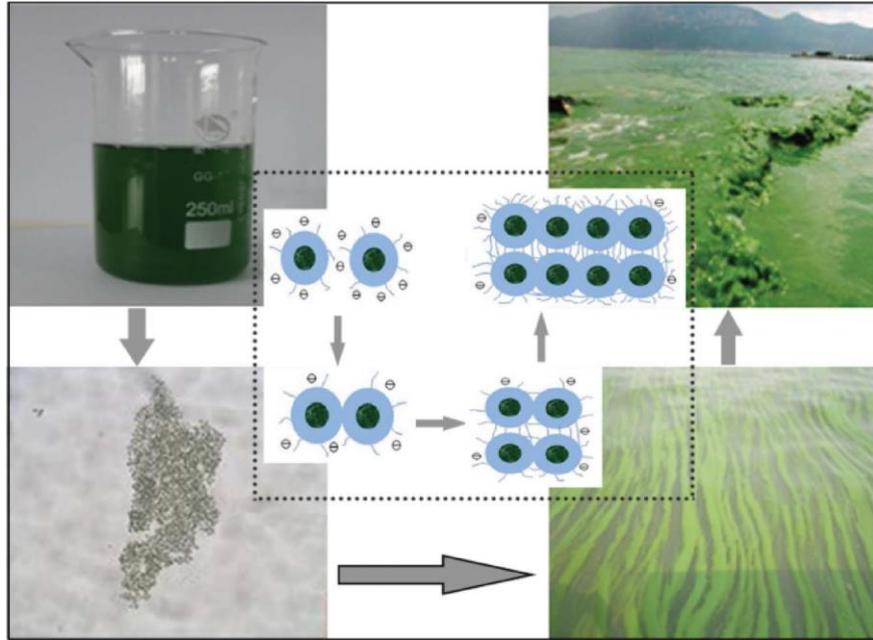


圖 2.4-2 藻華形成過程示意圖(Xu,2014)

2.5 藻毒監測

在水源發生藻華時，藻類及藻毒的監測變得非常重要，澳洲及世界衛生組織均發展出警報等級架構(Alert Level Frameworks，ALFs)，訂定出監測及管理行動之時間序，供自來水業者遵循及修正成自己適用者，以利於水源在不同存在藍綠藻狀況下，採取適當有效之應變措施。

澳洲之警報等級架構如表 2.5-1 所示

表 2.5-1 澳洲之警報等級架構

等級	警報強度	取水監測門檻值	建議採取行動
檢測等級	低	藍綠藻 ≥ 500 & < 2000 cells/ml	<ul style="list-style-type: none"> a. 每週 1 次採樣測藻細胞密度 b. 例行檢視取水口附近水面浮渣狀況
警報等級 1	中等 (可能藻毒濃度在水質準則值 1/3 至 1/2)	藍綠藻 ≥ 2000 & < 6500 cells/ml	<ul style="list-style-type: none"> a. 通報主管機關 b. 增加取水口採樣為每週 2 次採樣測藻細胞密度 c. 決定進行毒性評估或藻毒監測(包括原水、清水及處理去除效能)
警報等級 2	高 (可能藻毒濃度在水質準則值附近或超過)	藍綠藻 ≥ 6500 cells/ml	<ul style="list-style-type: none"> a. 依檢測數據，諮詢及執行可能的去除處理方案及檢測方式(包括原水、清水及處理去除效能) b. 維持取水口採樣每週 2 次採樣測藻細胞密度 c. 清水藻毒檢測
警報等級 3	非常高 (藻毒濃度在水質準則值 10 倍以上)	藍綠藻 ≥ 65000 cells/ml	<ul style="list-style-type: none"> a. 持續取水口採樣每週 2 次採樣測藻細胞密度 b. 持續監測原水藻毒直至連續 3 個測值為 0 為止 c. 若無適當或有效處理，通知用戶使用濾水器

世界衛生組織之藻毒警報等級架構，如表 2.5-2 所示。

表 2.5-2 世界衛生組織之藻毒警報等級架構

警報等級	監測門檻值	建議採取行動
警戒(Vigilance) (早期預警)	藍綠藻 1cells/ml; 臭味被偵測到	a. 每週 1 次採樣測藻細胞密度 b. 例行檢視取水口附近水面浮渣狀況
等級 1	藍綠藻 ≥ 2000 cells/ml (原水藻毒超過準則值 $1\mu\text{g/L}$)	a. 評估是否透過改變取水深度及可用有效之去除藻毒設備系統，降低藻毒濃度 b. 每週 1 次採樣測藻細胞密度及藻毒
等級 2	藍綠藻 ≥ 100000 cells/ml	啟動緊急供水應變計畫： a. 切換替代水源 b. 執行緊急處理系統 c. 提供用戶緊急維生用水 d. 持續每週 1 次採樣監測藻細胞密度及藻毒 e. 持續評估緊急處理之效性

我國環保署亦訂有「水庫藻毒事件處理作業程序」，如圖 2.5-1 所示，為一原則性訂定。主要精神在於水庫管理單位與下游淨水場間之通報聯繫，水庫管理單位以定期目視，判斷藻華發生情形，一但如變更取水口位置或改變水源等其他措施亦無法避免的狀況，即應通知淨水場進行飲用水微囊藻毒檢測，藻毒濃度 $\geq 1\mu\text{g/L}$ ，淨水場則應進行包括改變淨水處理程序、暫停取水及供水、以水車配水及變更替代水源等應變措施，直至連續 1 週檢測 $< 1\mu\text{g/L}$ ，始恢復正常供水。

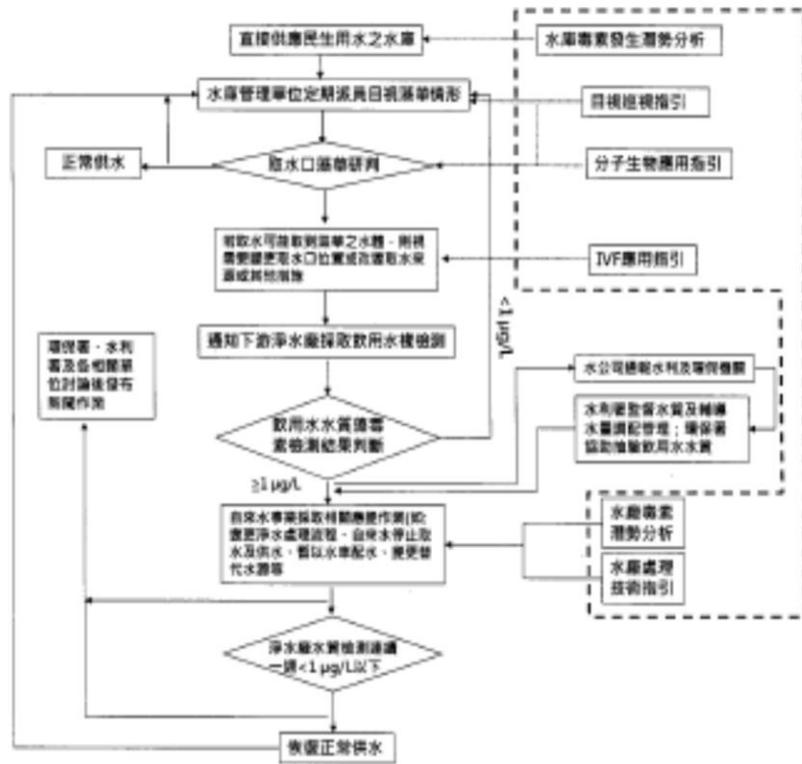


圖 2.5-1 我國環保署訂定之「水庫藻毒事件處理作業程序」

第三章 研究內容與方法

3.1 研究內容

本研究流程如圖 3.1-1：

- 一、 綜整文獻包含藻毒發生因素監測與判斷、各國相關水質標準、藻毒檢測方法與健康影響、藻毒去除方式與傳統淨水程序調整操作。
- 二、 進行添加次氯酸鈉及活性碳以杯瓶試驗，模擬傳統淨水程序去除溶解性微囊藻毒相關試驗，將探討：
 - 1、 粉狀活性碳對添加微囊藻毒原水中藻毒之去除效果。
 - 2、 次氯酸鈉對添加微囊藻毒清水中藻毒之去除效果。
 - 3、 次氯酸鈉及粉狀活性碳合併添加對清水中微囊藻毒去除效果之影響。
- 三、 含藻毒微囊藻細胞原水於傳統淨水程序中，藻細胞之去除率與藻毒釋出與去除狀況。將探討：
 - 1、 混凝劑多元氯化鋁及前加氯(次氯酸鈉)對含藻毒微囊藻細胞原水於傳統淨水程序中，藻細胞去除率與藻毒溶出與去除狀況，及對濁度去除之影響。
 - 2、 不同淨水程序地點添加粉狀活性碳對藻細胞、藻毒及濁度去除之影響。
- 四、 根據試驗結果及相關文獻，考量淨水場現場操作，提出一旦淨水場原水發生藻華事件時，傳統淨水流程因應藻毒去除操作策略，以提供傳統淨水程序緊急因應之參考。

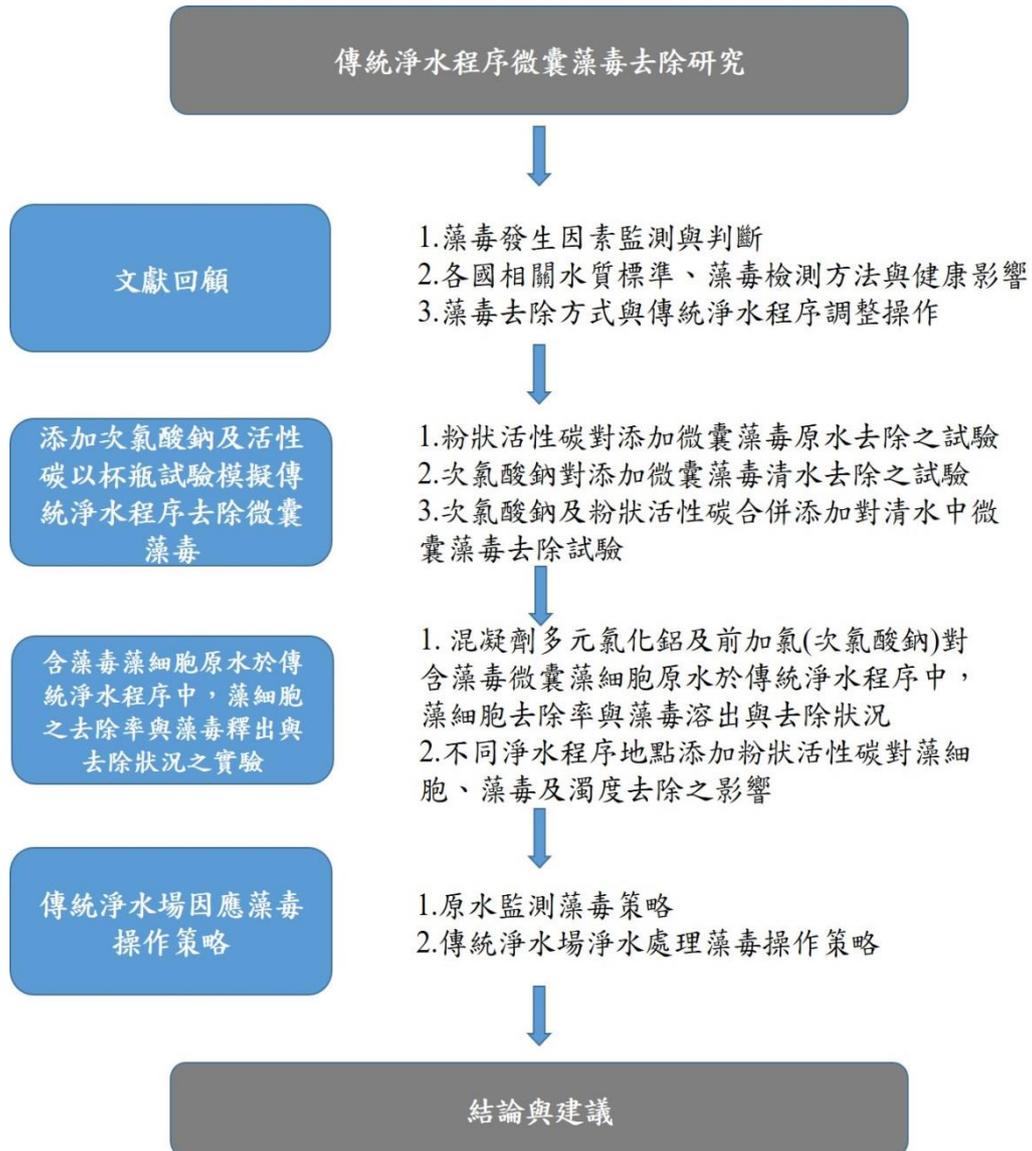


圖 3.1-1 研究流程圖

3.2 實驗設備及藥品

3.2.1 實驗設備

實驗設備	廠牌	型號
酵素免疫偵測儀 (ELISA reader)	Biotek	ELX808™
離心機	KUBOTA	5310
螢光微分干涉位相差 顯微鏡	NIKON	E600
畢得霍-華斯細菌計數器 (Petroff-Hausser Counter)	Paul Marienfeld	
垂直式生物安全操作檯	Laminar flow	VCM-420
濁度計	HACH	2100Q
餘氯計	HACH	Pocket Colorimeter™ II
酸鹼度計	METTER TOLEDO	Seven 2Go
磁石攪拌器	Fargo	MS-90
實驗室超純水機	Millipore	Milli-Q
杯瓶試驗機	Phipps & Bird	PB-900
烘箱	Memmert	UM500
紫外光-可見光吸收光譜儀	JASCO	V-530
培養藻裝置 (如圖 3.2-1)	自行架設	內含： (1) 二氧化碳氣體 (2) 浮子流量計 (3) T5 白色螢光燈 (4) 定時器 (5) 多點攪拌器



圖 3.2-1 自行架設養藻設備

3.2.2 實驗藥品

實驗藥品	廠牌	規格
<p>微囊藻毒檢驗 試劑組</p>	<p>Envirologix A. QuantiPlate™ Kit for Microcystins High Sensitivity (EP-022-HS) B. QuantiPlate™ Kit for Microcystins (EP-022)</p>	<p>內含： (1)、有抗體塗層的 96 孔讀盤 (plate)。 (2)、微囊藻毒檢量線標準液 A.陰性控制組、0.1ppb、0.3ppb、0.6ppb、1.2ppb 之微囊藻毒-LR 標準液。 B. 陰性控制組、0.6ppb、0.6ppb、2.0ppb 之微囊藻毒-LR 標準液。 (3)、分析稀釋液(Assay Diluent)1 瓶。 (4)、酵素結合微囊藻毒液 (Microcystin-enzyme conjugate)1 瓶。 (5)、可配製的沖洗鹽 1 包。 (6)、酵素基質(substrate)1 瓶。 (7)、1.0N HCL 中止液 1 瓶。</p>

實驗藥品	廠牌	規格
銅綠微囊藻株	美國奧斯汀 德州大學自 然科學學院 分子生物學 系藻類採集 培養中心	UTEX LB 2386
10%(w/v)次氯酸鈉	Scharlau	Extra pure
硫代硫酸鈉	Merck	分析級
藻毒標準品	Cayman	$\geq 95\%$
煤質粉狀活性炭	中國炭素工 業公司	C-325/ID1000
椰殼粉狀活性炭	中國炭素工 業公司	G-135/ID1000
木質粉狀活性炭	中國炭素工 業公司	Z-325A
10%聚氯化鋁	永吉化工	淨水處理藥劑

3.3 檢驗方法及偵測極限

本試驗所檢驗微囊藻毒使用 NIEA E510.50B 方法，方法偵測極限為 0.043 $\mu\text{g/L}$ (EP-022-HS)、0.088 $\mu\text{g/L}$ (EP-022)。總有機碳使用 NIEA W532.52C，方法偵測極限為 0.04 mg/L。自由有效餘氯使用 NIEA W408.51A，方法偵測極限為 0.011 mg/L。濁度使用 NIEA W219.52C，UV254 使用 APHA Standard Methods 19th 5910，pH 值使用 NIEA W424.53A。如表 3.3-1：

表 3.3-1 本研究所使用檢驗方法及偵測極限一覽表

檢項	檢驗方法	方法偵測極限(MDL)
微囊藻毒	NIEA E510.50B	0.043 $\mu\text{g/L}$ (EP-022-HS) 0.088 $\mu\text{g/L}$ (EP-022)
總有機碳	NIEA W532.52C	0.04 mg/L
自由有效餘氯	NIEA W408.51A	0.011 mg/L
濁度	NIEA W219.52C	-
UV254	APHA Standard Methods 19th 5910	-
pH 值	NIEA W424.53A	-
藻密度	畢得霍-華斯細菌計數器(Petroff-Hausser Counter)	10^4 cells/mL

3.4 實驗步驟

3.4.1 以溶解性微囊藻毒-Microcystin-LR(MC-LR)添加於原水，探討藻毒之去除

3.4.1.1 餘氯氧化去除藻毒試驗

本試驗以批次試驗進行人工添加微囊藻毒清水試驗，對象為長興淨水場清水，以模擬傳統淨水程序中後氯消毒對於氧化去除微囊藻毒之效果，並探討淨水場淨水處理環境下，加氯氧化呈現之去除效果，影響之因素及如何提升去除處理效能。

3.4.1.2 餘氯消耗狀況測試

- (1) 試驗瓶清洗：血清瓶先以清潔劑清洗後，裝含氯自來水維持 30min 後，以實驗室純水清洗 3 次，以確認不會耗氯。
- (2) 自來水餘氯添加：由氯 stock 溶液定量添加於長興淨水場清水中，使水中自由餘氯量呈約 0.8 mg/L。
- (3) 餘氯消耗狀況測試：添加氯後之長興淨水場清水裝於血清瓶中，外以鋁箔紙包覆遮光，置於磁石攪拌器上，持續輕微攪拌，攪拌時間達 10min、30min、60min、120min 及 180min

時，分別取出水樣測試自由餘氯含量，紀錄之。

3.4.1.3 餘氯氧化藻毒試驗

- (1) 添加氯後之長興淨水場清水及實驗室試劑水(控制組)，分別置於血清瓶中，測定濁度、餘氯、水溫及 pH 值，記錄之。
- (2) 添加 10 μ g/L 的微囊藻毒，充份混合後，以內裝有硫代硫酸鈉去氯試劑的血清瓶，立即盛裝樣品(立即去氯)，檢測藻毒含量(C_0)。
- (3) 將步驟 2 之裝水血清瓶密封後，外以鋁箔紙遮光，置於磁石攪拌器上，持續輕微攪拌。
- (4) 攪拌時間達 10min、30 min、60 min、120 min 及 180min 時，分別以內裝有去氯試劑的玻璃瓶取出試驗水樣，立即去氯。另取樣測餘氯及 pH 值。
- (5) 取樣水檢測藻毒含量(C)。
- (6) 添加 1.0 μ g/L 的微囊藻毒，重複(1)~(5)步驟。

3.4.1.4 活性碳吸附去除藻毒試驗

為瞭解淨水場原水檢測出微囊藻毒時，於淨水程序添加粉狀活性碳去除藻毒的效能，使用杯瓶試驗機進行人工添加微囊藻毒原水試驗，對象為長興淨水場原水，每批杯瓶試驗皆以淨水場實場混凝劑加注量進行混凝劑多元氯化鋁加注，同時以不同粉狀活性碳加注濃度加注，並模擬現場混凝攪拌及沉降時間。

粉狀活性碳採用市售(中國炭素工業公司)煤質、椰殼及木質等 3 種(產品編號分別為 C-325/ID1000、G-135/ID1000 及 Z-325A)，添加濃度分別為 10、1.0、0.1 $\mu\text{g/L}$ ，每批杯瓶試驗擇 1 活性碳加注濃度進行重複組試驗。微囊藻毒以 ELISA 法檢測。

實驗步驟如下:

(1)採集長興場原水

(2)添加微囊藻毒標準液於原水中，使成為 10、1.0、0.1

1 $\mu\text{g/L}$ 濃度，均勻混合後，先行檢測微囊藻毒濃度。

(3)將粉狀活性碳(PAC)以 105 $^{\circ}\text{C}$ 烘乾 4 小時後靜置冷卻後秤 5 克

溶於 500 毫升實驗室純水，並以磁石持續攪拌成泥漿(Slurry)

狀備用，是為 10000 mg/L。

- (4) 第 1 批試驗於杯瓶試驗機 6 燒杯中，均添加相同濃度藻毒(10 $\mu\text{g/L}$)的原水，及該原水濁度下淨水場實場相同之加藥量；第 1 及 2 瓶無添加(重複組) 粉狀活性碳；3~6 瓶分別添加 1、2、4 及 7 mg/L 之 PAC，依杯瓶試驗標準作業程序進行快混(120 RPM,3 分鐘)、慢混(30 RPM,8 分鐘)及沉降(10 分鐘)。
- (5) 第 2 組試驗於杯瓶試驗機 6 燒杯中，均添加相同濃度藻毒(10 $\mu\text{g/L}$)的原水，及淨水場現場相同之加藥量；第 1 及 2 瓶添加 10 mg/L 之 PAC (重複組) ；3~6 瓶分別添加 15、22、33 及 50 mg/L 之 PAC，依杯瓶試驗標準作業程序進行快混、慢混及沉降。
- (6) 步驟 4 及 5 之沉降水取出分別測定 pH、濁度、鹼度、UV-254 與微囊藻毒。
- (7) 以同樣添加 10 $\mu\text{g/L}$ 藻毒的原水，添加以不同種類(第 2 種及第 3 種)粉狀活性碳，重複 4~6 步驟。
- (8) 以添加 1.0 $\mu\text{g/L}$ 藻毒的原水，重複 4~7 步驟。
- (9) 以添加 0.1 $\mu\text{g/L}$ 藻毒的原水，重複 4~7 步驟。

(10) 分析數據。

水樣分析藻毒前先以 1.2 μm 玻璃纖維濾紙過濾，以去除已吸附藻毒有機物或固體粒子之干擾，分析 UV-254 前先以 0.45 μm 玻璃纖維濾紙過濾。

3.4.1.5 次氯酸鈉與粉狀活性碳合併添加去除藻毒試驗

粉狀活性碳表面含碳官能基會因為添加次氯酸鈉氧化成碳氧官能基，進而消耗次氯酸鈉，同時也將影響粉狀活性碳吸附藻毒之能力。為瞭解次氯酸鈉與粉狀活性碳同時添加對於去除藻毒之交互影響。本試驗以批次試驗模擬同時加注次氯酸鈉與粉狀活性碳於長興淨水場清水，對於添加藻毒去除效果之影響，以評估同時添加次氯酸鈉與粉狀活性碳於傳統淨水流程之可能性。

3.4.1.5.1 粉狀活性碳消耗自由餘氯試驗

(1) 取添加氯後之長興清水於血清瓶中，測定自由餘氯含量，紀錄之。

(2) 清水中添加木質 PAC 20 mg/L，充份混合後，密封後，外以鋁箔紙遮光，置於磁石攪拌器上，持續輕微攪拌。

(3) 攪拌時間達 10min、30 min、60 min、120 min 及 180min 時，
分別取樣測餘氯值，紀錄之。

3.4.1.5.2 自由餘氯對粉狀活性碳吸附效能之影響試驗

(1) 取添加氯後之長興清水及實驗室試劑水(控制組) 於血清瓶中，
分別添加 10 $\mu\text{g/L}$ 的微囊藻毒及木質 PAC 20 mg/L，充份混合
後，取水測餘氯，水溫及 pH 值，另以內裝有去氯試劑的玻璃
瓶，盛裝樣品(立即去氯)，檢測藻毒含量(C_0)。

(2) 重複 3.4.1.3 (3)~(5)步驟，以瞭解餘氯對 PAC 吸附能量之影
響。

(3) 數據分析。

3.4.2 以培養產毒微囊藻細胞添加於原水，探討於淨水程序前氣、凝滲與不同地點加注粉狀活性碳對藻細胞、微囊藻毒及濁度去除之影響

3.4.2.1 藻株活化、培養，藻密度及藻毒測定

3.4.2.1.1 冷凍銅綠微囊藻株活化、培養

銅綠微囊藻株的培養、取用，均於垂直式生物安全操作檯內操作。所有實驗過程中接觸到銅綠微囊藻株及其毒素之實驗用品，均以 10% 漂白水浸泡 20 分鐘後，再高壓滅菌 121°C,30 分鐘。

- (1) 將購得之銅綠微囊藻株 UTEX LB 2386 冷凍管進行藻株活化。
- (2) 預熱 37°C 水浴槽，將藻株冷凍管置入 37°C 水浴槽中，輕輕搖動直至冰完全融化。
- (3) 離心 230g,15 分鐘後，將藻株濃縮於冷凍管底部。
- (4) 移除上清液，加入 3mL 新鮮的培養液於冷凍管中，靜置數分鐘。

- (5) 230g 離心 15 分鐘。
- (6) 移除上清液，再加入 1mL 新鮮的培養液於藻株冷凍管中，使藻株懸浮於培養液中。
- (7) 將此藻株懸浮液轉置於含約 60mL 培養液之已滅菌培養瓶中，混合均勻，培養瓶口上之鋁箔紙輕輕包覆。
- (8) 置於震盪器中，以 78 RPM 持續搖晃，維持 20~24°C，1% CO₂，12:12(光/暗循環)方式培養。提供光合作用的光源為白色螢光燈，光強度為 2408lux~3200lux (maximum)。
- (9) 初始生長期 1~2 週內，需要將培養瓶中的含藻株培養液，以離心方式更換新培養基，進行繼代培養，其後之繼代培養，由小體積培養瓶轉置於含大體積培養液之已滅菌培養瓶中，繼續培養，生長 4~12 週達穩定期後(如圖 3.4-1)，就可進行杯瓶實驗。



圖 3.4-1 銅綠微囊藻之培養

3.4.2.1.2 藻密度測定

- (1) 培養完成之銅綠微囊藻細胞(*Microcystis aeruginosa*)以拋棄式移液管將其混合均勻。
- (2) 25 RPM 速度攪拌 2 分鐘使之完全混合。
- (3) 取 10 μ L 加入 Petroff-Hausser 細菌計數器中。
- (4) 置計數器於顯微鏡下，先行測定藻細胞密度(cell density，單位 cells/mL)，如圖 3.4-2。

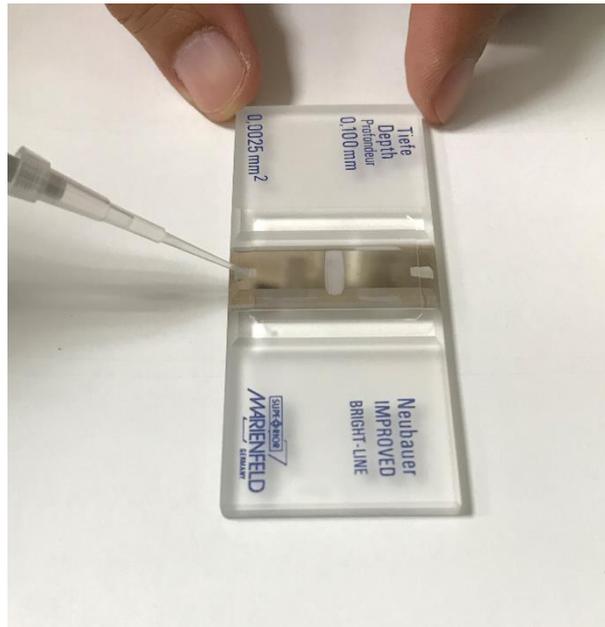


圖 3.4-2 Petroff-Hausser 細菌計數器，加入待測樣品的方法

3.4.2.1.3 細胞外毒測定

- (1) 取 5mL 水樣上清液置於 50mL 離心瓶中。
- (2) 2330g 離心 10 分鐘。
- (3) 分離上清液與藻體，上清液以 0.45 μ m 玻璃纖維濾紙過濾於 1.5mL 小型離心管中冷凍儲存。
- (4) 以 ELISA kit 方法測定即為細胞外毒。

3.4.2.1.4 細胞內毒測定

- (1) 取 3.4.2.1.3 (3)只含藻體之 50mL 離心瓶
- (2) 放入冷凍庫(-20°C)冷凍(freeze)。
- (3) 乾燥 24 小時後，取出放入 60°C 超音波水浴槽內振盪 30 分鐘
解凍(thaw)使藻細胞裂解。
- (4) 重複(2)-(3)，1 次。使藻細胞裂解之冷凍(freeze)及解凍(thaw)
程序。
- (5) 再放入冷凍庫冷凍乾燥 24 小時。
- (6) 取出此含藻體之 50mL 離心瓶，加入 100% 甲醇試劑 5mL 與
藻體混合均勻。
- (7) 置於 60°C 超音波水浴槽內萃取 30 分鐘，使細胞完全裂解
(lysis)。
- (8) 以 0.45µm 玻璃纖維濾紙，過濾均勻混合之裂解樣品，濾液置
於 1.5mL 小型離心管中冷凍儲存
- (9) 以 ELISA kit 方法測定即為細胞內毒。

3.4.2.1.5 總藻毒測定

合計細胞內毒(intracellular microcystins) 及細胞外毒(extracellular microcystins)為總藻毒(Total microcystins)。

3.4.2.2 含藻原水混凝與前加氯對去除微囊藻及微囊藻毒之影響

- (1) 原水先取樣測濁度、pH 值、TOC、DOC 及 UV254
- (2) 依藻細胞密度之測定結果，計算稀釋倍數，將培養之產毒微囊藻細胞(為繼代第 5 代藻細胞)以原水稀釋成密度為 10^5 cells/mL 水樣，進行杯瓶試驗。
- (3) 杯瓶試驗程序如下：
 - 1、快混—120rpm，3min
 - 2、慢混—30rpm，8min
 - 3、沉澱—10min
- (4) 以 2 公升玻璃燒杯，分別裝 2 公升製備原水。6 杯杯瓶試驗加藥量如下，藻需氯量以 Fan(2012)之研究結果，微囊藻需氯量為 5.6 pg/cell 計算，若原水中有 10^5 cells/mL，則需氯量相

當 0.56ppm)，1.3 倍多元氯化鋁混凝劑加注量則以水研究基金會(2015)之硫酸鋁混凝研究結果估算，：

- 1、控制組，原水不加藥。
 - 2、添加長興場前氯濃度及混凝劑量。
 - 3、添加長興場現場前氯濃度+微囊藻增加之需氯量
0.56ppm+現場混凝劑量。
 - 4、添加長興場現場前氯濃度+加量混凝(現場混凝劑量 1.3 倍
多元氯化鋁)。
 - 5、無前氯混凝組，僅添加同現場混凝劑量。
 - 6、無前氯增量混凝組，僅添加現場混凝劑量 1.3 倍多元氯化
鋁。
- (5) 杯瓶試驗程序完成後，每 1 杯沉澱水上清液均取樣後，先測定濁度、自由餘氯、pH 值、TOC DOC、UV254 等化學參數。
- (6) 另取樣添加硫代硫酸鈉當量去氯，沉澱水上清液檢測藻細胞密度及細胞內毒及溶解性細胞外毒。
- (7) 實驗記錄表如圖 3.4-3

含藻原水混凝與前加氯對去除微囊藻及微囊藻毒之影響 試驗實驗紀錄表 實驗日期:													
Jar-test: 快混 120rpm 3min, 慢混 30rpm 8min, 沉澱 10min 濁度: _____ NTU、pH: _____、現場前氯量: _____ mg/L 混凝劑量: _____ mg/L TOC: 0-T-0、DOC: 0-D-0、UV ₂₅₄ : 0-U-0													
組別	(1) 控制組 (原水不加藥)		(2) 添加現場 前氯量 混凝劑量		(3) 添加現場 前氯量+微囊藻增 加之需氯量 (0.56ppm) 混凝劑量		(4) 添加現場 前氯量 混凝劑1.3x		(5) 添加現場 混凝劑量		(6) 添加現場 混凝劑1.3x		
	前氯	-	前氯	_____	前氯	_____	前氯	_____	前氯	-	前氯	-	
加藥量 (mg/L)	混凝劑	-	混凝劑	_____	混凝劑	_____	混凝劑	_____	混凝劑	_____	混凝劑	_____	
檢項	沉澱水	過濾水 (0.45um)	沉澱水	過濾水 (0.45um)	沉澱水	過濾水 (0.45um)	沉澱水	過濾水 (0.45um)	沉澱水	過濾水 (0.45um)	沉澱水	過濾水 (0.45um)	
溫度(°C)													
pH													
濁度(NTU)													
餘氯(mg/L)													
TOC	1-T-S	-	2-T-S	-	3-T-S	-	4-T-S	-	5-T-S	-	6-T-S	-	
DOC	1-D-S	1-D-F	2-D-S	2-D-F	3-D-S	3-D-F	4-D-S	4-D-F	5-D-S	5-D-F	6-D-S	6-D-F	
UV ₂₅₄	1-U-S	1-U-F	2-U-S	2-U-F	3-U-S	3-U-F	4-U-S	4-U-F	5-U-S	5-U-F	6-U-S	6-U-F	
藻密度	1-A-S	-	2-A-S	-	3-A-S	-	4-A-S	-	5-A-S	-	6-A-S	-	
藻毒	1-M-S	1-M-F	2-M-S	2-M-F	3-M-S	3-M-F	4-M-S	4-M-F	5-M-S	5-M-F	6-M-S	6-M-F	

圖 3.4-3 含藻原水混凝與前加氯對去除微囊藻及微囊藻毒之影響試驗紀錄表

3.4.2.3 不同活性碳加注位置對去除微囊藻及微囊藻毒之影響

(1) 重複 3.4.2.2 (1)-(2)。

(2) 杯瓶試驗程序如下：

1. 模擬原水由取水口經原水管輸送入場—120rpm，120min
2. 快混—120rpm，3min
3. 慢混—30rpm，8min
4. 沉澱—10min

(3) 六杯杯瓶試驗加藥量如下：

1. 模擬取水口添加粉狀活性碳:先添加 20mg/L 木質粉狀活性碳，以 120 rpm 攪拌 120 min(模擬取水口添加粉狀活性碳後經原水管輸送入場)後，再經快混(120rpm 3min)、慢混(30rpm 8min)、沉澱(10min)，不添加前氯及混凝劑。
2. 模擬取水口添加粉狀活性碳及淨水場前端添加現場前氯及混凝劑:先添加 20mg/L 木質粉狀活性碳，以 120 rpm 攪拌 120 min(模擬取水口添加粉狀活性碳後經原水管輸送入場)後，添加現場前氯及混凝劑量後，再經快混(120rpm 3min)、慢混(30rpm 8min)、沉澱(10min)。
3. 模擬取水口添加粉狀活性碳及淨水場前端添加現場前氯(增加藻細胞需氯量)及混凝劑: 先添加 20mg/L 木質粉狀活性碳，以 120 rpm 攪拌 120 min(模擬取水口添加粉狀活性碳後經原水管輸送入場)後，添加現場混凝劑量及前氯(添加前氯為長興場現場前氯濃度+微囊藻增加之需氯量 0.56ppm)後，再經快混(120rpm 3min)、慢混(30rpm 8min)、沉澱(10min)。

4. 模擬取水口前氯+藻需氯量、淨水場前端添加粉狀活性碳及現場混凝劑:先添加長興場現場前氯濃度+微囊藻增加之需氯量 0.56ppm 後，以 120 rpm 攪拌 120 min ，再添加 20mg/L 木質粉狀活性碳及現場混凝劑量後，再經快混(120rpm 3min)、慢混(30rpm 8min)、沉澱(10min)。
 5. 模擬淨水場前端添加粉狀活性碳及現場混凝:添加 20mg/L 木質粉狀活性碳後，再添加現場混凝劑量後，再經快混(120rpm 3min)、慢混(30rpm 8min)、沉澱(10min)。
 6. 模擬淨水場前端添加粉狀活性碳及現場前氯及混凝:先添加 20mg/L 木質粉狀活性碳後，添加前氯(長興場現場前氯濃度)及現場混凝劑量後，再經快混(120rpm 3min)、慢混(30rpm 8min)、沉澱(10min)。
- (4) 沉澱水取上清液後，先測定濁度、自由餘氯、pH 值、TOC、DOC、UV254 等化學參數。
 - (5) 另取樣添加硫代硫酸鈉當量去氯，沉澱水上澄液檢測藻細胞密度、細胞內毒及細胞外毒。
 - (6) 試驗紀錄表如圖 3.4-4。

不同活性碳加注位置對去除微囊藻及微囊藻毒之影響 實驗紀錄表 實驗日期: 107/9/3												
Jar-test :												
(1) 快混 120rpm 120min												
(2) 快混 120rpm 3min, 慢混 30rpm 8min, 沉澱 10min												
濁度: 10.2 NTU、pH: 7.53、現場前氣量: 1 mg/L 混凝劑量: 10.0 mg/L TOC: 0-T-0、DOC: 0-D-0、UV254: 0-U-0												
組別	(1) 模擬取水口添加 粉狀活性碳		(2) 模擬取水口添加粉狀活性 碳及添加現場 前氣量及混凝劑 混凝劑量		(3) 模擬取水口添加粉狀活性碳添 加現場 前氣量+微囊藻增加之需氣量 (0.56ppm)及混凝劑量		(4) 模擬取水口前氣+藻增加 之需氣量。 淨水場前端添加活性碳 及現場混凝劑		(5) 添加現場前端添 加粉狀活性碳及 現場混凝劑量		(6) 模擬淨水場前端 添加粉狀活性碳 及現場前氣及混 凝劑量	
	取水口 加藥量 (mg/L)	活性碳 前氣	20 -	活性碳 前氣	20 -	活性碳 前氣	20 -	活性碳 前氣	- 1.56	活性碳 前氣	- -	活性碳 前氣
快混 120rpm 120min												
淨水場前端 加藥量 (mg/L)	活性碳	-	活性碳	-	活性碳	-	活性碳	20	活性碳	20	活性碳	20
	前氣	-	前氣	1	前氣	1.56	前氣	-	前氣	-	前氣	1
	混凝劑	-	混凝劑	10	混凝劑	10	混凝劑	10	混凝劑	10	混凝劑	10
快混 120rpm 3min, 慢混 30rpm 8min, 沉澱 10min												
檢項	沉澱水		沉澱水		沉澱水		沉澱水		沉澱水		沉澱水	
溫度(°C)												
pH												
濁度(NTU)												
餘氯(mg/L)												
TOC	1-T		2-T		3-T		4-T		5-T		6-T	
DOC	1-D		2-D		3-D		4-D		5-D		6-D	
UV ₂₅₄	1-U		2-U		3-U		4-U		5-U		6-U	
藻密度	1-A		2-A		3-A		4-A		5-A		6-A	
藻毒-胞內	1-M-in		2-M-in		3-M-in		4-M-in		5-M-in		6-M-in	
藻毒-胞外	1-M-out		2-M-out		3-M-out		4-M-out		5-M-out		6-M-out	
藻毒-全	in+out		in+out		in+out		in+out		in+out		in+out	

圖 3.4-4 不同活性碳加注位置對去除微囊藻及微囊藻毒之影響試驗紀錄表

3.4.3 含藻細胞原水 PACl 最適加藥濃度試驗

3.4.3.1 含藻細胞原水淨水場內 PACl 混凝最適加藥濃度試驗

- (1) 取長興淨水場原水，先測濁度，添加培養之微囊藻(為繼代第 20 代藻細胞)使成約 1×10^5 cells/mL 藻細胞密度之測試原水，再測原水濁度。
- (2) 以 PACl 為混凝劑，不加前氯，以濁度為指標，進行杯瓶試驗。添加 6 種不同 PACl 加注濃度(包含 1 控制組)，並依 PACl 加注濃度添加適量 NaOH，以調整混凝 pH 值，經快混(120rpm 3min)、慢混(30rpm 8min)、沉澱(10min)，於每 1 杯沉澱水上澄液取樣後，測沉澱水濁度，求得最適沉澱水濁度時之 PACl 加藥濃度。
- (3) 以配製之含藻原水，以(2)所得最適 PACl 加藥濃度及 1.5 倍、2.0 倍、2.5 倍、3.0 倍加藥濃度等共 5 種加藥濃度及 1 控制組(未添加混凝劑)，進行同(2)混凝條件杯瓶試驗，每 1 杯沉澱水上澄液取樣後，測濁度、藻細胞密度、細胞內毒、細胞外毒、pH 及 TOC。
- (4) 數據分析。

3.4.3.2 含藻細胞原水，取水口添加木質 PAC 及淨水場內添加 PACI

混凝劑，最適 PACI 混凝劑加藥濃度試驗

- (1) 取長興淨水場原水先測濁度，模擬取水口添加 50mg/L 木質粉狀活性炭，以 PACI 為混凝劑，不加前氯，以濁度為指標，進行杯瓶試驗，以 120 rpm 攪拌 120 min(模擬原水取水經原水管流至長興場)後，添加 6 種不同 PACI 加注濃度，並依 PACI 加注濃度添加適量 NaOH，以調整混凝 pH 值，經快混(120rpm 3min)、慢混(30rpm 8min)、沉澱(10min)，於每 1 杯沉澱水上澄液均取樣後，測沉澱水濁度，求得最適沉澱水濁度時之 PACI 加藥濃度。
- (2) 取長興淨水場原水先測濁度，添加培養之微囊藻使成約 1×10^5 cells/ml 藻細胞密度之測試原水，測原水濁度。配製之含藻原水，分別添加不同場內混凝劑量，分別為 3.4.3.2-(1)之最適 PACI 加藥濃度及依序為(2)之最適 PACI 加藥濃度增加 10 mg/L、20 mg/L、30 mg/L 及 40 mg/L 等共 5 種加藥濃度及 1 控制組(未添加混凝劑)，進行同 3.4.3.2-(1)之杯瓶試驗條件，於每 1 杯沉澱水上澄液均取樣後，測濁度、藻細胞密度、細胞內毒、細胞

外毒、pH 及 TOC。

(3) 數據分析。

第四章 研究結果與討論

4.1 次氯酸鈉去除藻毒之影響

4.1.1 去氯試劑對 ELISA 檢測藻毒之影響

本研究實驗初期，發現去氯試劑可能對 MC-LR 的 ELISA 檢測值有影響，致影響藻毒氧化批次實驗之結果，因此，設計一些實驗釐清之。於試劑水及長興清水(餘氯 0.78 mg/L)添加 10 μ g/L 藻毒後，分別添加包括接近當量(前者為餘氯濃度之 3.2 倍；後者為餘氯濃度之 2.3 倍)、7.5 mg/L 及 112.5 mg/L 之維生素 C 及硫代硫酸鈉，以 ELISA 檢測添加後之藻毒，結果如表 4.1-1。由表 4.1-1 顯示，試劑水分別添加 1.0 μ g/L 及 10 μ g/L 藻毒，ELISA 檢測回收率平均僅分別為 72% 及 80%，再添加兩種去氯試劑於約當量濃度，ELISA 檢測回收率分別為 110.8% 及 71.2%。含餘氯清水分別添加不同濃度硫代硫酸鈉(1.8、7.5、122.5 mg/L)，藻毒 ELISA 檢測回收率分別為 88.7%、79.8% 及 58.4%，去氯試劑添加濃度越高，對 ELISA 藻毒檢測之抑制干擾效應越大；添加不同濃度之維生素 C 回收率結果則分別為 74.4%、78.8% 及 60.9%，添加濃度越高亦具抑制干擾效應。此結果與研究顯示：「水中存在 0.01% 維生素 C(Ascorbic acid)會抑制 ELISA 的檢測，而 0.001% 及 0.01% 的硫代硫酸鈉，則無影響」不同，本研究實驗結果，過高濃度

的去氯試劑添加(>100 mg/L)，不論所加為維生素 C 或硫代硫酸鈉，均會使 MC-LR 之測值偏低。故進行加氯氧化去除微囊藻毒試驗，連續取樣去氯進行 ELISA 檢測時，應注意添加去氯試劑濃度應接近與餘氯反應當量濃度，且以選擇硫代硫酸鈉較佳，以免對 ELISA 檢測 MC-LR 造成干擾。

表 4.1-1 去氯試劑干擾 ELISA 藻毒檢測試驗結果

添加藻毒 濃度(μg/L)	測試水樣	添加去氯試劑 種類	去氯試劑 添加濃度 (mg/L)	藻毒檢測 濃度(μg/L)	去氯後餘 氯濃度 (mg/L)
1	試劑水	無	0	0.76	—
1	試劑水 (重複組)	無	0	0.68	—
10	試劑水	無	0	8.55	—
10	試劑水 (重複組)	無	0	7.51	—
10	試劑水	硫代硫酸鈉	1.8	8.90	—
10	清水(餘氯 0.78 mg/L)	硫代硫酸鈉	1.8	7.12	0.03
10	清水(餘氯 0.78 mg/L)	硫代硫酸鈉	7.5	6.41	0.02
10	清水(餘氯 0.78 mg/L)	硫代硫酸鈉	112.5	4.69	0.02
10	試劑水	維生素 C	2.5	5.72	-
10	清水(餘氯 0.78 mg/L)	維生素 C	2.5	5.97	0.04
10	清水(餘氯 0.78 mg/L)	維生素 C	7.5	6.33	0.03
10	清水(餘氯 0.78 mg/L)	維生素 C	112.5	4.89	0.04

4.1.2 氯氧化去除藻毒實驗結果

以長興場清水(餘氯 0.42mg/L)添加氯至餘氯約 0.80 mg/L 後，再添加 MC-LR 約 10 μ g/L，在 pH 值 7.5 及水溫 21 $^{\circ}$ C 下，藻毒隨 CT 值降解狀況如圖 4.1-1，在此環境狀況下，微囊藻毒在 CT 值達約 40 mg.min/L，即可由 9 μ g/L 降至 3 μ g/L 左右，之後，需更高 CT 值才能由 3 μ g/L 降至 1.6 μ g/L。添加 MC-LR 約 1.0 μ g/L，在 pH 值 7.4 及水溫 24 $^{\circ}$ C 下，藻毒隨 CT 值降解狀況如圖 4.1-2，在 CT 值約 40 mg.min/L，即可由 0.70 μ g/L 降至 0.24 μ g/L 左右，之後，需更高 CT 值才能由 0.24 μ g/L 降至 0.14 μ g/L。若以藻毒濃度 MC 比 MC₀ 對氯氧化時間作圖，如圖 4.1-3 及圖 4.1-4，在 pH 值 7.5、水溫 21 $^{\circ}$ C 及餘氯 0.70mg/L 狀況下，無論較高(約 10 μ g/L)或較低(約 1.0 μ g/L)藻毒濃度，藻毒被氯降解至 40%，約需 60 min，降解至 20%，約需 180min。

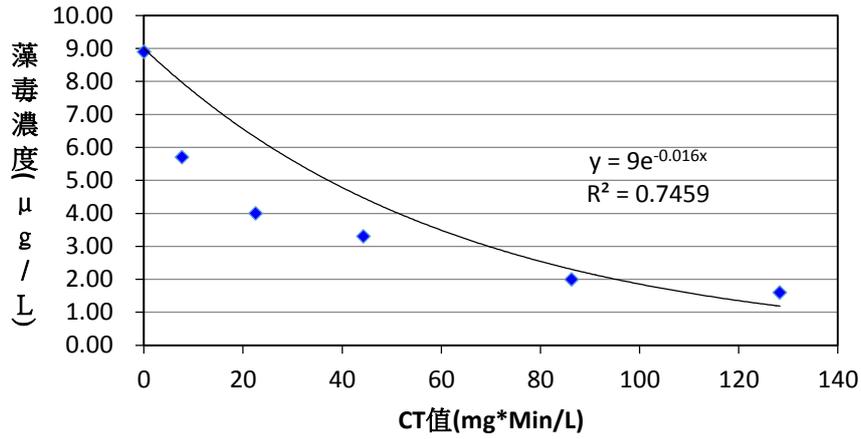


圖 4.1-1 長興場清水添加 10 μ g/L MC-LR 加氯降解狀況(pH=7.5, T=21 $^{\circ}$ C, 餘氯=0.80 mg/L)

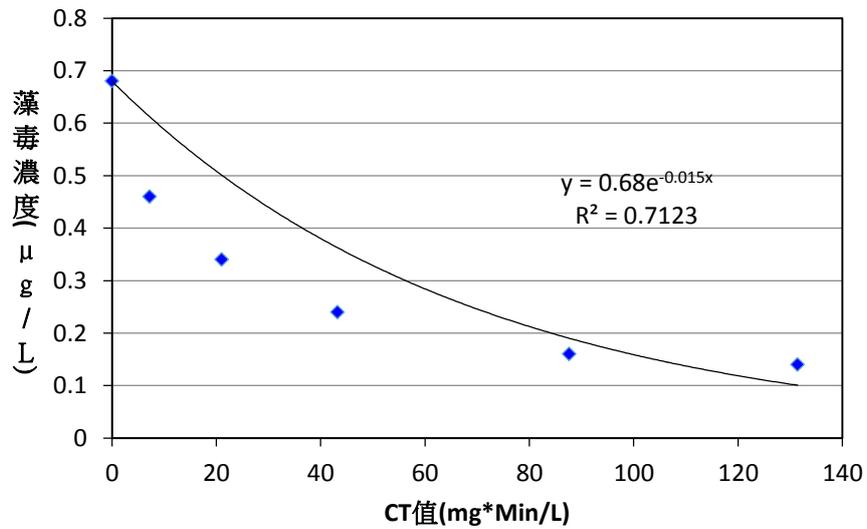


圖 4.1-2 長興場清水添加 1.0 μ g/L MC-LR 加氯降解狀況(pH=7.4, T=24 $^{\circ}$ C, 餘氯=0.8 mg/L)

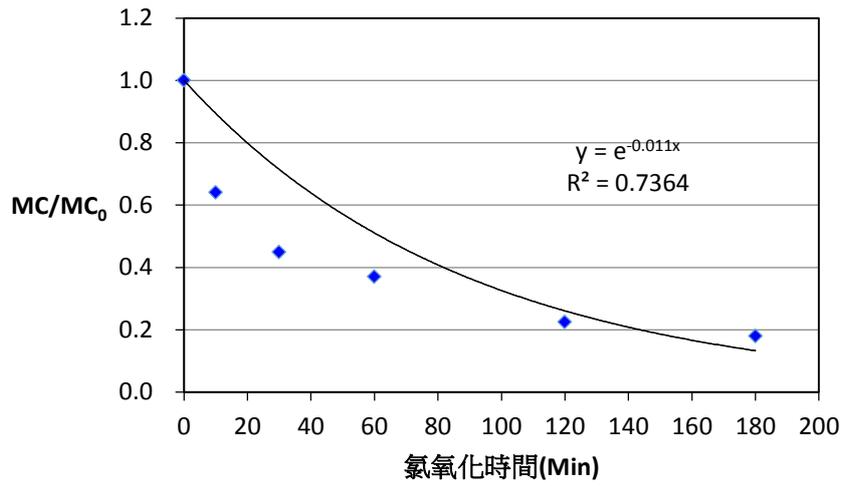


圖 4.1-3 不同氯氧化時間之藻毒降解比率(pH=7.5,T=21°C,餘氯 0.70mg/L,藻毒起始濃度 8.9µg/L)

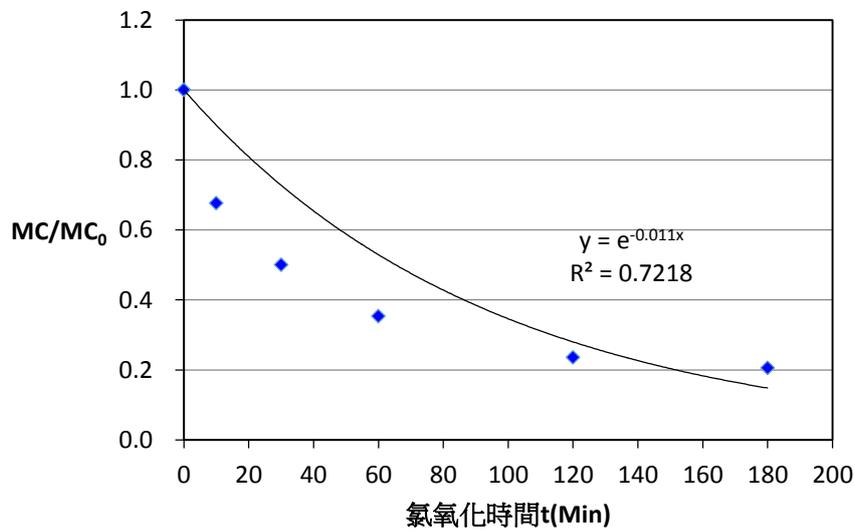


圖 4.1-4 不同氯氧化時間之藻毒降解比率(pH=7.4,T=24°C,餘氯 0.70mg/L,藻毒起始濃度 0.72µg/L)

將 MC/MC_0 取自然對數對反應時間作圖(圖 4.1-5 及圖 4.1-6)，求得假一次反應速率常數(Pseudo-first order rate constant)，在較高藻毒濃度($8.9\mu\text{g/L}$)及在較低藻毒濃度($0.72\mu\text{g/L}$)分別為 $0.0112(1/\text{min})$ 及 $0.0106(1/\text{min})$ ，二者相當接近，顯示二不同濃度藻毒，在約略相同條件(餘氯、pH 值及水溫)下，加氯氧化速率是相同的。對照 Xagorarakis(2006 年)之實驗數據，在 11°C ， $\text{pH}=7.5$ ， $MC_0=0.967\mu\text{g/L}$ 及 $7.257\mu\text{g/L}$ ，餘氯濃度 0.9 mg/L 及 0.8mg/L ，氧化速率常數均為 $0.02(1/\text{min})$ 相當吻合，但此氧化速率常數約為 $MC_0=0.751\mu\text{g/L}$ 及 $7.924\mu\text{g/L}$ ，餘氯濃度 9.9 mg/L 及 8.7mg/L ，pH 均為 7.5 狀況下的 $1/10$ 分之一，可見加氯濃度確實影響氧化速率；另在 $MC_0=0.885\mu\text{g/L}$ 及 $5.827\mu\text{g/L}$ ，餘氯濃度 0.9 mg/L 及 9.0mg/L ，pH 均為 6.0 狀況下，氧化速率常數為 0.13 及 $1.42(1/\text{min})$ ，均遠高於本實驗之結果，可見 pH 值亦影響氧化反應速率，且越酸越有利於氧化反應。

再以 MC/MC_0 取自然對數對 ct 作圖(圖 4.1-7 及圖 4.1-8)，求得假一次反應速率常數，在較高藻毒濃度($8.9\mu\text{g/L}$)及在較低藻毒濃度($0.72\mu\text{g/L}$)分別為 $0.0157(1/\text{min})$ 及 $0.0145(1/\text{min})$ ，與圖 4.1-5 及圖 4.1-6 的結果相當接近，顯示加氯濃度為定值之假設是正確的。

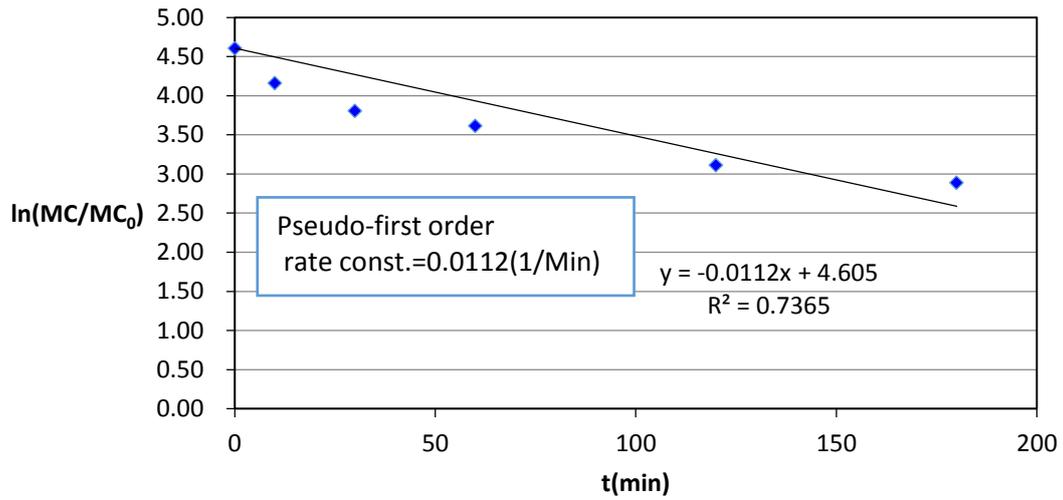


圖 4.1-5 較高藻毒濃度藻毒氯化降解速率常數之求取(pH=7.5,T=21°C,餘氯 0.70mg/L,藻毒起始濃度 8.9μg/L)

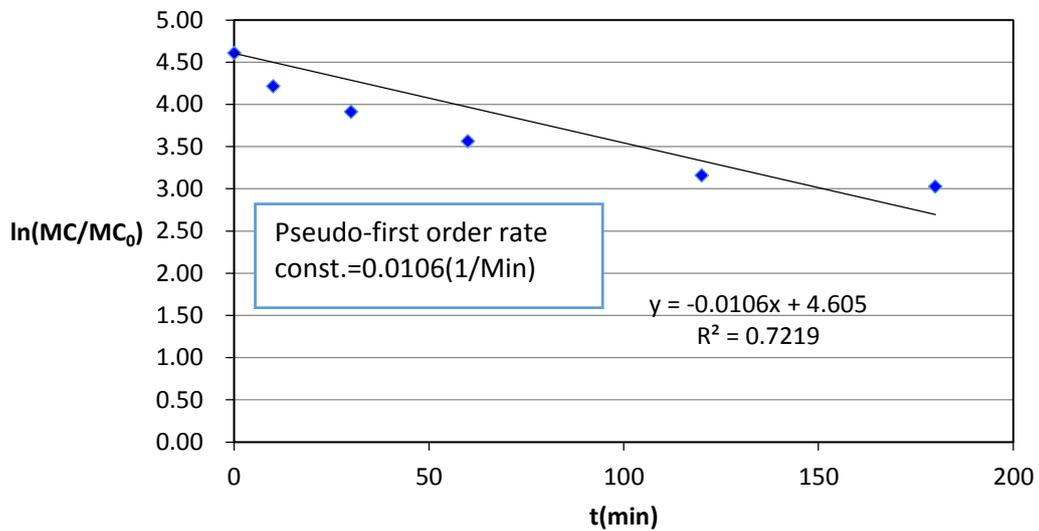


圖 4.1-6 較低藻毒濃度藻毒氯化降解速率常數之求取(pH=7.4,T=24°C,餘氯 0.70mg/L,藻毒起始濃度 0.72g/L)

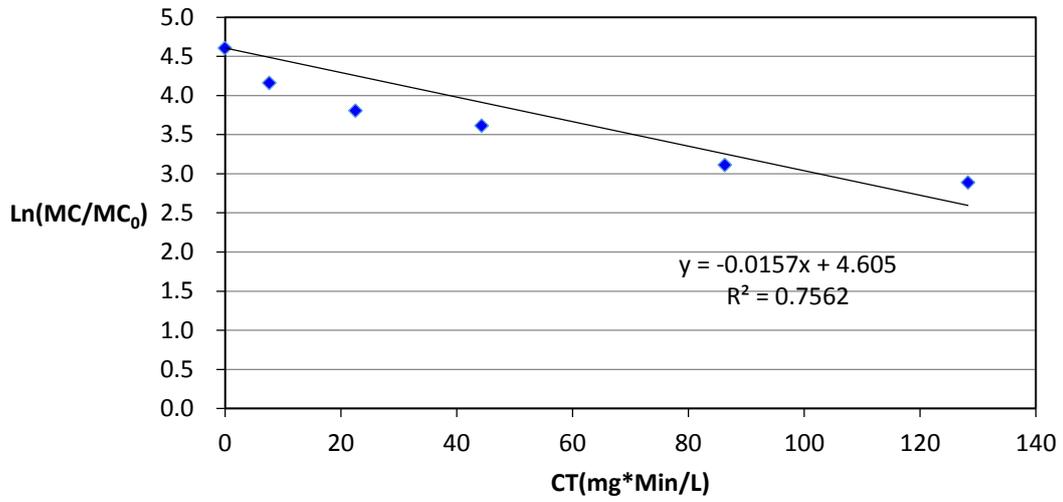


圖 4.1-7 較高藻毒濃度藻毒氯化降解速率常數之求取(pH=7.5,T=21°C,藻毒起
始濃度 8.9µg/L)

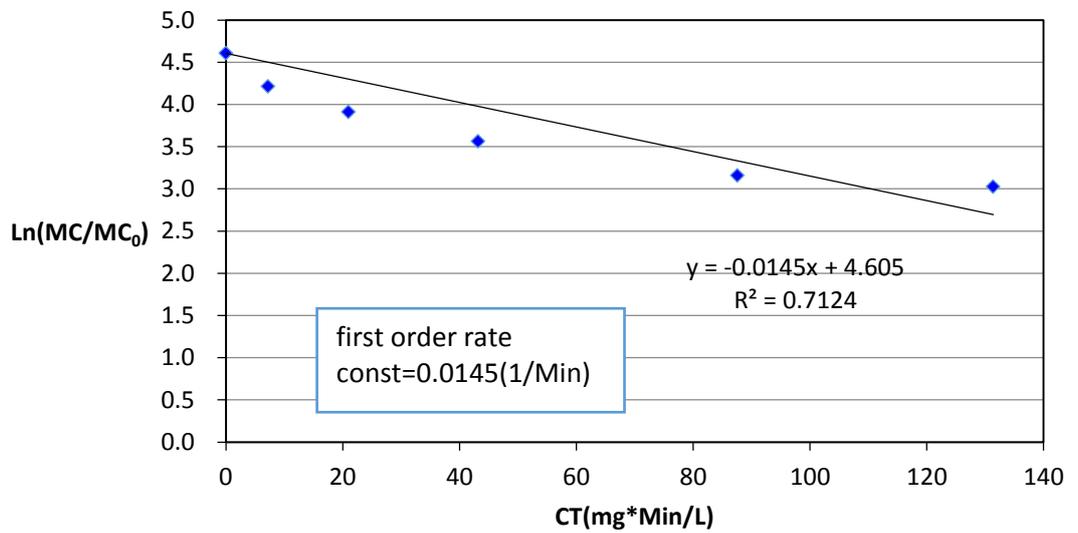


圖 4.1-8 較低藻毒濃度藻毒氯化降解速率常數之求取(pH=7.4,T=24°C,藻毒起
始濃度 0.72g/L)

4.2 不同種類粉狀活性碳去除藻毒之影響

不同濃度藻毒原水在不同種類粉狀活性碳不同加注量下之濃度變化如圖 4.2-1 至圖 4.2-3，圖 4.2-1 可以看出原水 10 $\mu\text{g/L}$ 藻毒濃度狀況下，3 種粉狀活性碳皆有去除效果，木質及煤質粉狀活性碳在添加 30mg/L 及 20mg/L，可約略達到最佳效果(2.0 $\mu\text{g/L}$)，木質在添加 50mg/L 時可降至 WHO 水質標準限值以下，椰殼則隨加注量緩慢下降，至添加 50mg/L 時，可達約 2.0 $\mu\text{g/L}$ 。

圖 4.2-2 可以看出原水 1.0 $\mu\text{g/L}$ 藻毒濃度狀況下，3 種粉狀活性碳去除效果具有差異，煤質粉狀活性碳約添加 10 mg/L，即可達最低值約 0.5 $\mu\text{g/L}$ ；椰殼與木質在添加約 20 mg/L 時可達最適藻毒濃度 0.7 $\mu\text{g/L}$ 及 0.3 $\mu\text{g/L}$ ，若增加加注量至 50mg/L，藻毒濃度可降至 0.3 $\mu\text{g/L}$ 及 0.1 $\mu\text{g/L}$ 。

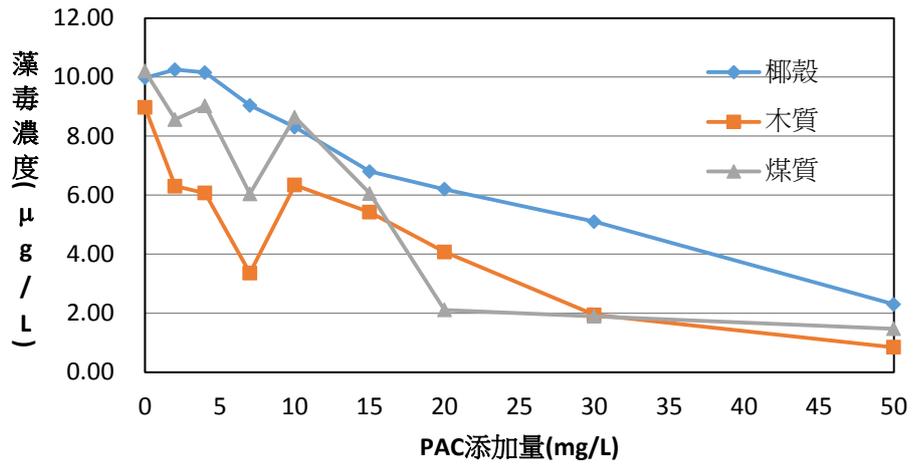


圖 4.2-1 添加 10 µg/L 微囊藻毒原水之不同粉狀活性碳去除濃度變化

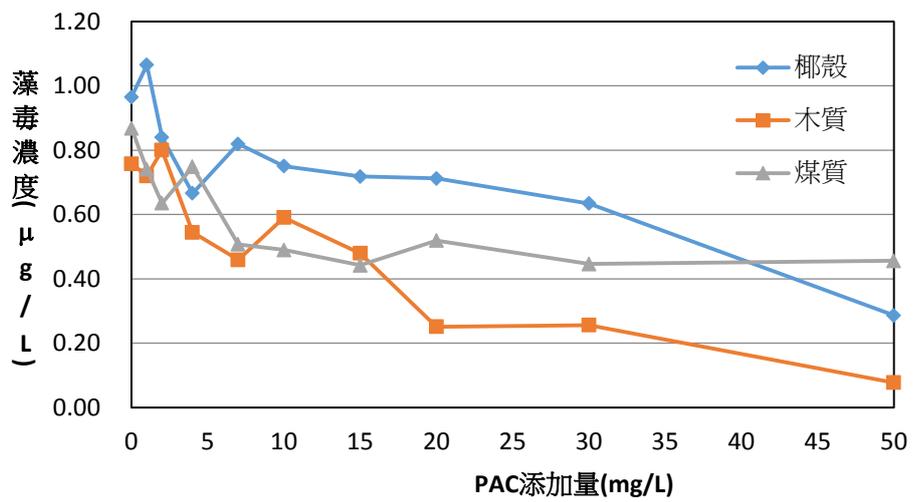


圖 4.2-2 添加 1.0 µg/L 微囊藻毒原水之不同粉狀活性碳去除濃度變化

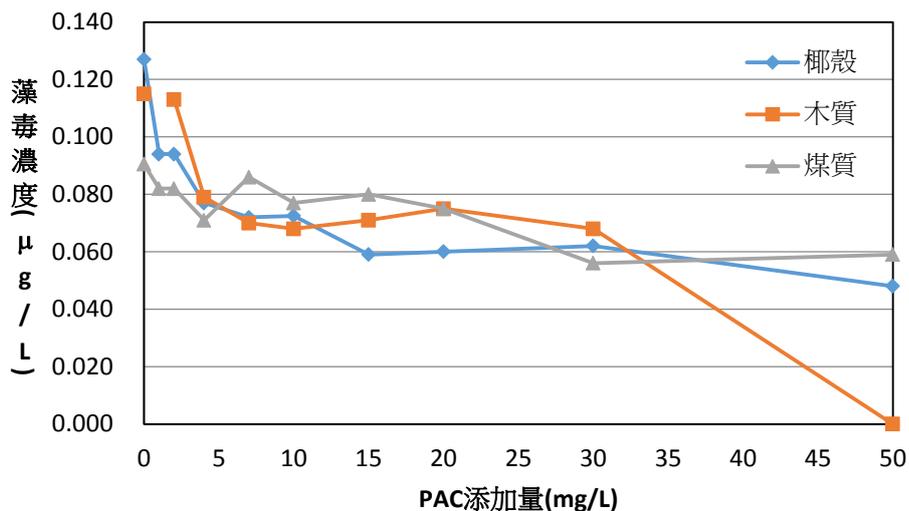


圖 4.2-3 添加 0.1 µg/L 微囊藻毒原水之不同粉狀活性碳去除濃度變化

圖 4.2-3 顯示原水 0.1 µg/L 藻毒濃度狀況下，3 種粉狀活性碳去除效果，在添加約 5 mg/L，即可達到最適 0.07 µg/L 藻毒濃度，若持續增加粉狀活性碳添加量至 50 mg/L，僅木質可將微囊藻毒降至 ND。

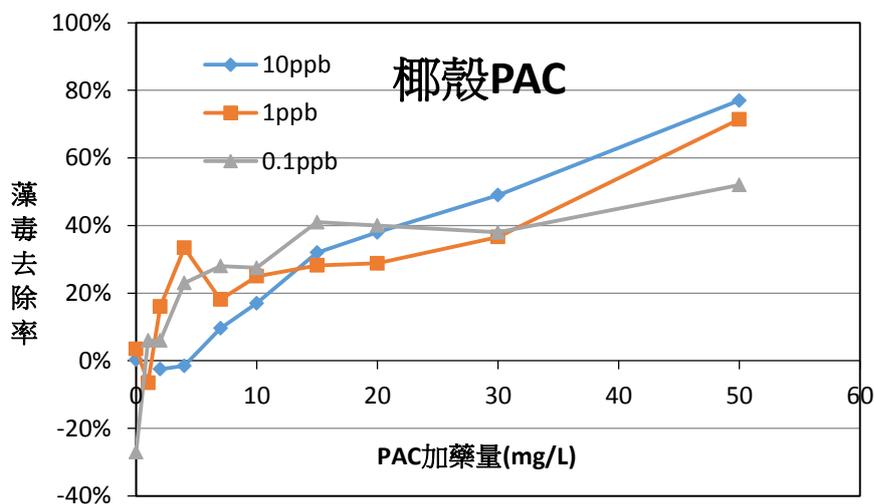


圖 4.2-4 不同濃度微囊藻毒原水之椰殼粉狀活性碳去除率變化

不同種類粉狀活性碳不同加注量下之去除率，如圖 4.2-4~圖

4.2-6 圖 4.2-6。椰殼質藻毒去除率隨加注量增加而漸增，原水藻毒濃度 10 $\mu\text{g/L}$ 及 1 $\mu\text{g/L}$ 狀況接近，最高去除率約可達 75 至 80%，而原水藻毒濃度 0.1 $\mu\text{g/L}$ ，最高去除率僅可達 50%，顯示原水藻毒濃度越低去除率會越低。而木質最高去除率(在 50 mg/L 加注下)約可達 90%至 100%，3 種藻毒濃度均相同，但在低原水藻毒濃度狀況下，在 10~30mg/L 加注量狀況，出現去除率幾乎不變，超過 30 mg/L 以上，才能顯現極高之去除率(100%)效果，。煤質粉狀活性碳之藻毒去除率則隨原水藻毒濃度不同，有很大的分野，藻毒濃度越高，去除率越高。原水藻毒濃度在 10 $\mu\text{g/L}$ 、1 $\mu\text{g/L}$ 及 0.1 $\mu\text{g/L}$ 最高去除率分別達 85%、55%及 40%。

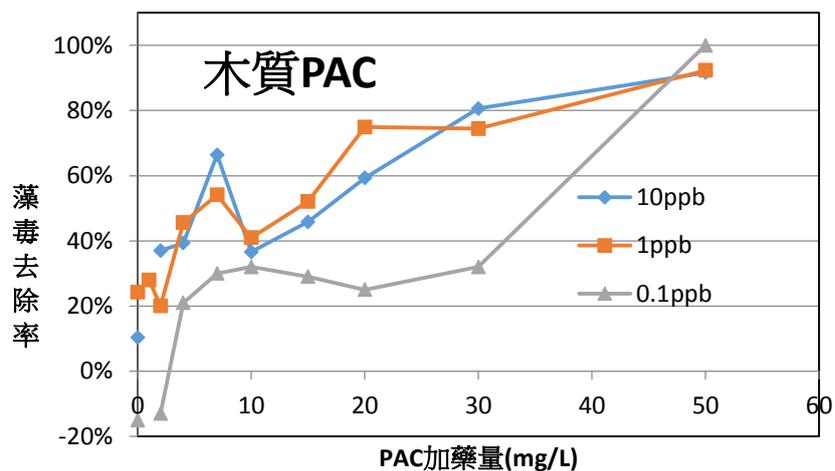


圖 4.2-5 不同濃度微囊藻毒原水之木質粉狀活性碳去除率變化

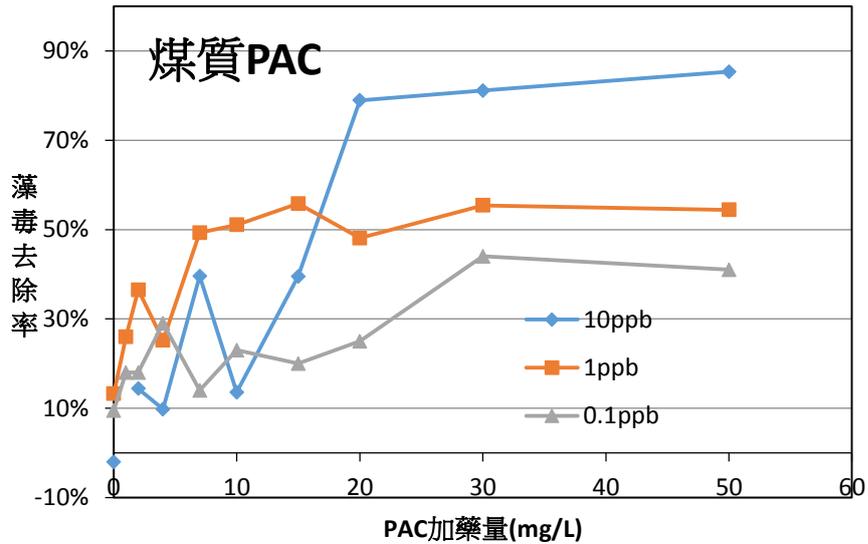


圖 4.2-6 不同濃度微囊藻毒原水之煤質粉狀活性碳去除率變化

大致而言，3 種粉狀活性碳以木質型態對微囊藻毒之去除效果最優，但以添加 30 mg/L 以上，才能有明顯之去除效果(去除率 80% 以上)，低藻毒濃度狀況下，甚至要添加到 50 mg/L 以上。木質型粉狀活性碳之優良吸附效果應來自文獻所述，主要為活性碳顆粒形成中孔 (Mesopore) 所占體積較大所致。

4.3 不同種類活性碳對微囊藻毒去除之加藥經驗式建立

以 4.2 節數據算出 q 值,再由公式 2.3-3 兩側取自然對數如公式

4.3-1

$$\ln(q) = \ln(K_f) + \frac{1}{n} \ln(C_f) \quad \text{公式 4.3-1}$$

以 $\ln(q)$ 對 $\ln(C_f)$ 作圖，斜率為 $1/n$ ，截距為 $\ln(K_f)$ ，可求得該二常數。

三種粉狀活性碳分析結果如圖 4.3-1~圖 4.3-3。

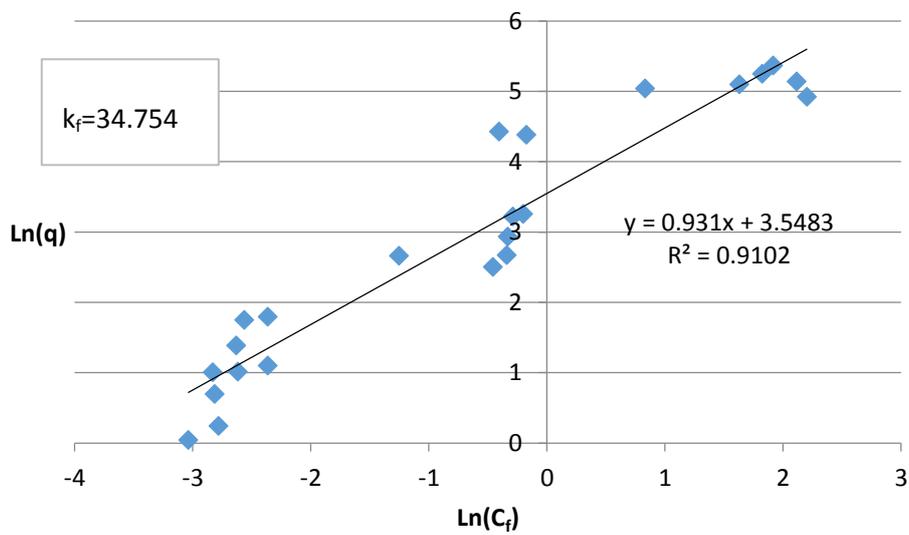


圖 4.3-1 椰殼粉狀活性碳吸附等溫線常數決定

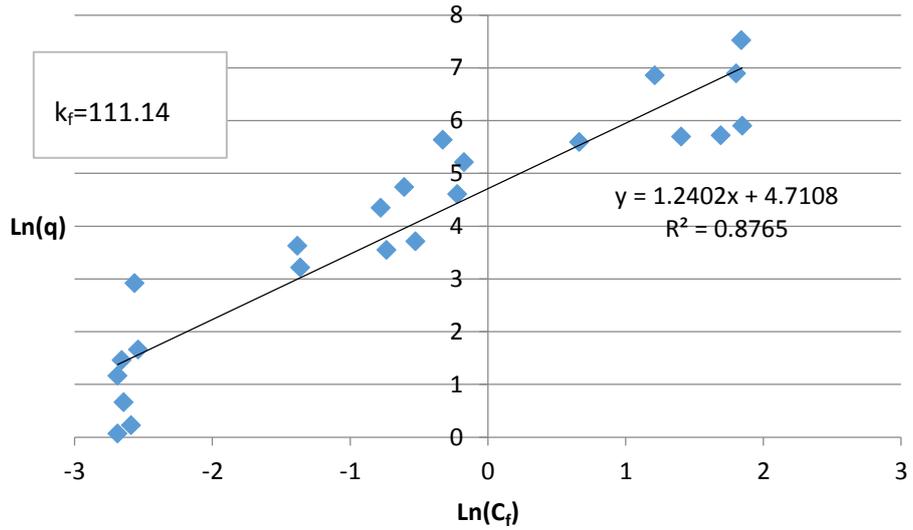


圖 4.3-2 木質粉狀活性碳吸附等溫線常數決定

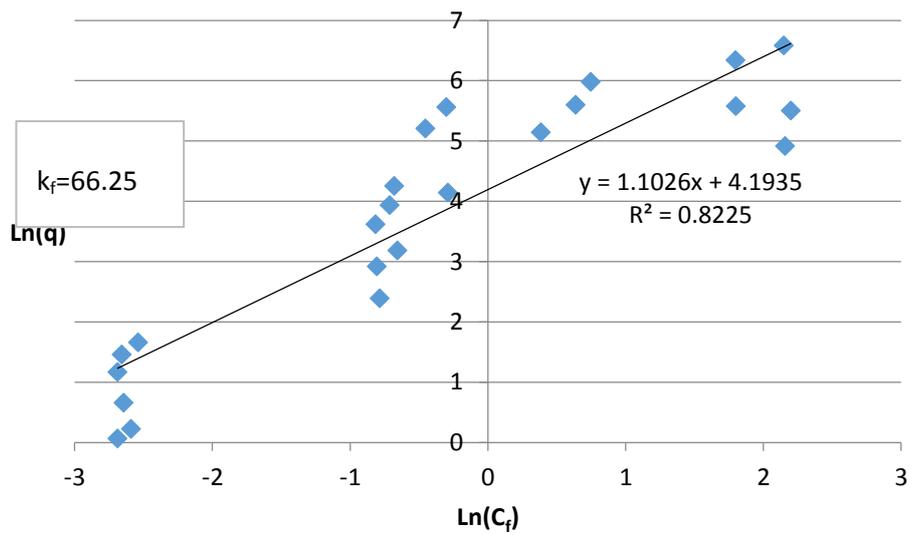


圖 4.3-3 煤質粉狀活性碳吸附等溫線常數決定

三種活性碳之微囊藻毒吸附去除加注濃度參考公式如表 4.3-1，

可用作偶發性藻毒事件加注粉狀活性碳之參考

表 4.3-1 粉狀活性碳吸附去除藻毒加注濃度參考公式

粉狀活性碳種類	加注量參考公式
椰殼	$Dose(mg/L)=(C_i-C_f)\times 1000/(34.75C_f^{0.931})$
木質	$Dose(mg/L)=(C_i-C_f)\times 1000/(111.14C_f^{1.24})$
煤質	$Dose(mg/L)=(C_i-C_f)\times 1000/(66.25C_f^{1.10})$

註：Dose 為粉狀活性碳加注濃度， C_i 為原水中微囊藻毒起始濃度，

C_f 為長興淨水場單元處理後最終濃度

4.4 粉狀活性碳與次氯酸鈉合併添加去除藻毒之影響

4.4.1 添加粉狀活性碳對加氯之影響

為瞭解添加粉狀活性碳是否影響加氯氧化藻毒之效果，於不同自由餘氯濃度(0.42 mg/L 與 0.88 mg/L)之長興清水中添加 20 mg/L 之 PAC，持續輕微攪拌，於不同攪拌接觸時間檢測自由餘氯，結果圖 4.4-1，可以看出 0.42 mg/L 及 0.88 mg/L 自由餘氯清水在接觸時間 30 min 及 60 min 幾乎可被 PAC 完全消耗。

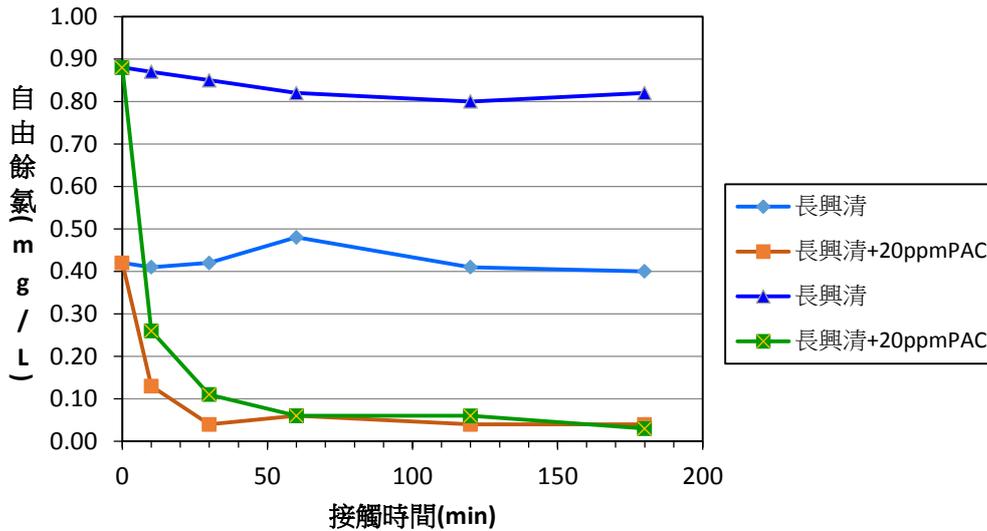


圖 4.4-1 添加粉狀活性碳時清水餘氯消耗狀況

4.4.2 粉狀活性碳與次氯酸鈉合併添加去除藻毒之影響

依文獻記載，氯在活性碳表面會生成氧化物，降低活性碳之吸附效能。以試劑水及長興清水(0.82mg/L)分別添加 10 μ g/L 微囊藻毒及 20 mg/L 粉狀活性碳後，進行輕微攪拌，在不同接觸時間取出測定藻毒殘留濃度，結果如圖 4.4-2 所示，可以發現 PAC 去除藻毒之吸附速率極快，故起始點藻毒濃度為添加濃度 20~30%。若以單純餘氯氧化實驗數據相比，同時有餘氯與 PAC 加成作用、單純 PAC 作用(試劑水)去除藻毒之反應速率均比單純餘氯反應快約 4 倍；且 PAC 之吸附效能明顯未為消耗餘氯(在活性碳表面形成氧化物)所影響，顯示如此低的餘氯(約 0.8mg/L)並不影響 PAC 之吸附效能，實務上，若前氯與

前端添加粉狀活性碳，須注意餘氯被活性碳消耗，而二者均存在對溶解性微囊藻毒之去除有加成效果。

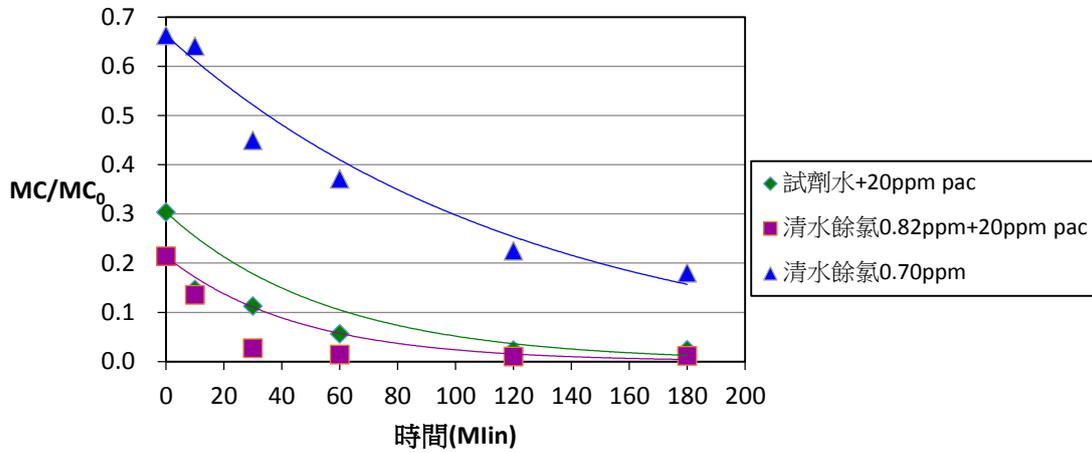


圖 4.4-2 氯氧化與粉狀活性碳於藻毒去除效果之比較與加成影響

以上試驗，可得相較於粉狀活性碳吸附，加氯氧化反應速率約僅 1/4，且在例常加氯濃度狀況下，加氯濃度並不會影響粉狀活性碳之吸附效果。

4.5 含藻原水混凝與前加氯對去除微囊藻及微囊藻毒之影響

培養的銅綠微囊藻，以原水濁度 4.3 NTU，pH 值 6.9，TOC 0.65mg/L 之長興淨水場原水，稀釋成藻密度為 1.0×10^5 cells/mL 之測試原水，進行不同混凝加藥條件之杯瓶試驗，結果如表 4.5-1。

表 4.5-1 混凝及前氯杯瓶試驗結果數據

程序別 項目別	原水不加藥(控制組)	僅加 PACl 8.0ppm	僅加 PACl 10.5ppm	PACl 8.0ppm +前氯 1.0 ppm	PACl 10.5ppm+ 前氯 1.0 ppm	PACl 8.0ppm+ 前氯 1.56 ppm
沉澱水 pH 值	6.9	6.9	6.9	6.9	6.9	6.9
沉澱水濁度(NTU)	4.3	3.2	2.9	4.1	2.9	4.6
沉澱水餘氯(mg/L)	ND	ND	ND	0.31	0.30	0.70
沉澱水 TOC (mg/L)	0.653	0.595	0.559	0.943	0.758	0.830
藻密度 (Cells/mL)	3.8×10^5	2.4×10^5	8.4×10^4	2.9×10^5	8.0×10^4	6.0×10^4
細胞外毒 (µg/L)	ND	ND	0.122	0.104	0.131	ND
細胞內毒 (µg/L)	0.299	0.335	0.367	0.285	0.420	0.274

4.5.1 濁度去除效果

由圖 4.5-1 不同混凝程序藻細胞與混沉濁度去除率結果顯示，含微囊藻細胞原水，於僅添加淨水場現場多元氯化鋁(PACl)混凝劑加藥量狀況下，混凝沉澱濁度去除率達 24.71%，若參考 WRF(2015)之硫酸鋁藻細胞去除研究結果，增加至 1.3 倍現場混凝劑加藥量，濁度去

除率可達 32.47%，均低於現場濁度去除率 86.9%；但淨水場現場多元氯化鋁(PACl)混凝劑量，加了前氯 1.0mg/L 後，濁度去除率明顯變差，僅達 4.0%，前氯加到 1.56 mg/L 後，沉澱水濁度反而較原水濁度為高，但 1.3 倍現場混凝劑加藥量下，即使添加前氯 1.0mg/L，濁度去除率仍可達 32.47%。

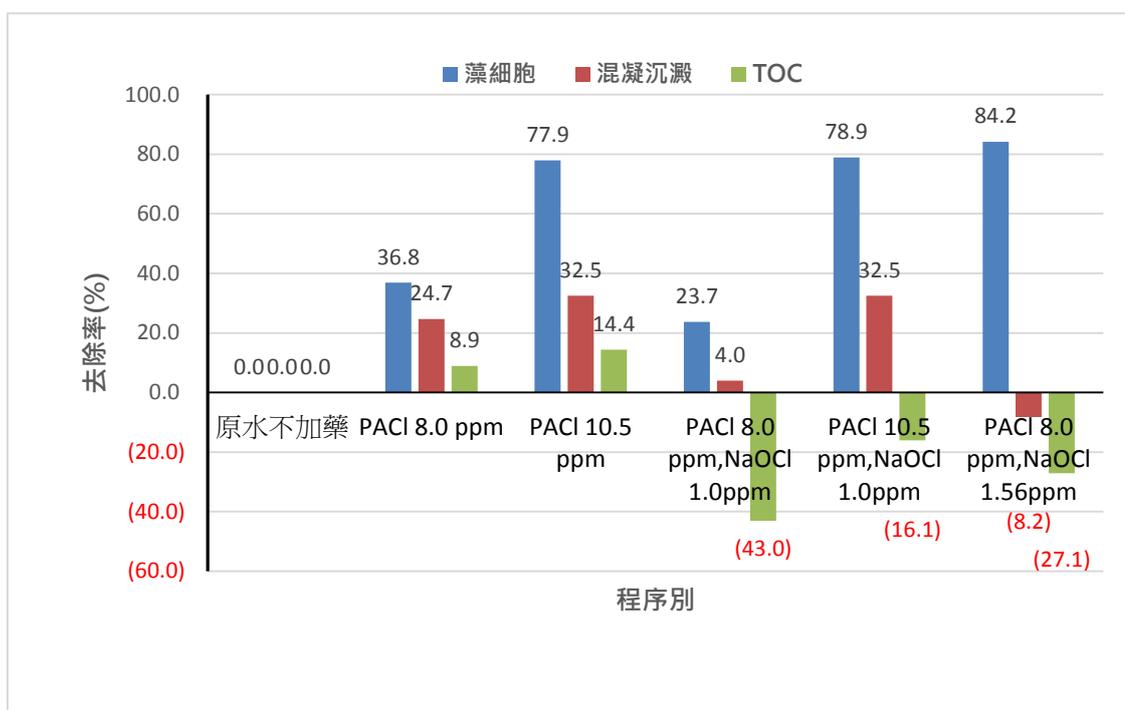


圖 4.5-1 不同混凝程序藻細胞與混沉濁度去除率

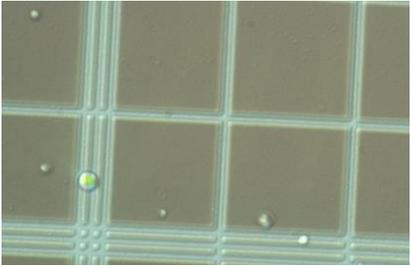
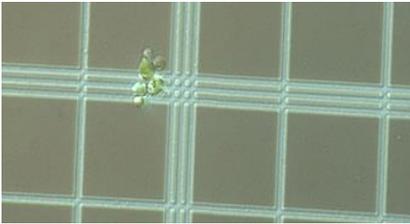
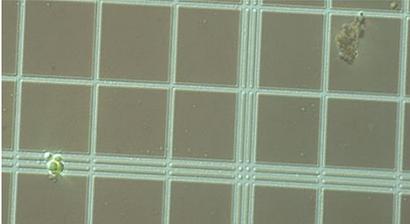
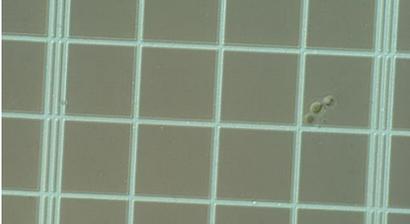
4.5.2 藻細胞去除效果

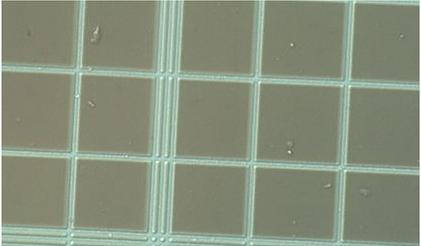
對照圖 4.5-1 各種混凝程序之藻細胞去除率，僅添加淨水場現場多元氯化鋁(PACl)混凝劑加藥量狀況下，藻細胞去除率可達 36.8%，若增加至 1.3 倍混凝劑加藥量，藻細胞去除率可達 77.9%，但現場混

凝劑量加了現場前氯量 1.0mg/L 後，藻細胞去除率亦明顯降為 23.7%，顯示所添加凝劑 PACl 分擔了因前氯破壞藻細胞造成之細胞碎片及所溶出細胞質之凝結作用，導致凝劑去除藻細胞之能力下降。調高凝劑量則藻細胞去除可改善，而不受低劑量前氯(1.0 mg/L)影響。而添加現場凝劑加藥量及前氯 1.56 mg/L 下，藻細胞被充分破壞，去除率達 84.2%，但所添加凝劑 PACl 已不足以去除細胞碎片與釋出之細胞質，更遑論濁度去除，故二者之去除率結果相違。

檢視在顯微鏡下的沉澱水中藻細胞呈現型態，如表 4.5-2，觀察到原培養微囊藻細胞為單一圓形顆粒且明亮飽滿狀態(a)，經杯瓶試驗快混及慢混攪拌後，會呈現顆粒細胞凝結型態(b)，若僅加 PACl 凝劑則低劑量時會將部分藻細胞予以凝結(c)，加高劑量則有較全面性凝結(d)及(f)。若多加低劑量前氯(1.0mg/L)，則部分細胞細胞壁呈現模糊或變形狀態(e)，應為細胞壁為氯氧化破碎所致；其餘完整的藻細胞仍會被凝劑凝結。加高劑量前氯(1.56mg/L)，則細胞壁破碎、變形或細胞空殼化得更嚴重，凝劑已無法使之凝結(g)。此即圖 4.5-1 高劑量前氯(1.56mg/L)反而不利濁度去除，卻顯示出高藻細胞去除率的原因。

表 4.5-2 不同混凝程序沉澱水中微囊藻細胞呈現型態

混凝程序	照片編號	藻細胞呈現型態
配製原水	a	
原水不加藥(控制組)	b	
僅加 PACl 8.0ppm	c	
僅加 PACl 10.5ppm	d	

PACl 8.0ppm+前氯 1.0 ppm	e	
PACl 10.5ppm+前氯 1.0 ppm	f	
PACl 8.0ppm+前氯 1.56 ppm	g	

4.5.3 藻毒釋出狀況

不同程序之藻毒釋出狀況，如圖 4.5-2，可以看出原水不加藥狀況，混凝攪拌能量並不會使微囊藻細胞裂解而釋出藻毒，低劑量 PACl 亦同，但加高混凝劑劑量則會釋出溶解性藻毒，此可能為 PACl 之混凝架橋作用形成之膠羽結構造成藻細胞擠壓破裂，致細胞內藻毒釋出所致。加前氯亦會導致釋出溶解性藻毒，依 Fan(2012)之研究，藻細胞裂解與氯氧化釋出之溶解性藻毒幾乎速率相同，故前氯僅加 1.0

mg/L 不足以氧化因 PACl 混凝及前氯作用釋出的藻毒，故仍殘存細胞外溶解性藻毒；但前氯加至 1.56ppm，則混凝沉澱過程中可完全氧化因混凝及前氯釋出溶解性細胞外毒。

由表 4.5-1 各試驗沉澱水自由餘氯數據分析，在 pH 值維持 6.9 下，前氯僅加 1.0ppm，沉澱水餘氯為 0.30mg/L，而前氯加至 1.56ppm，沉澱水餘氯為 0.70mg/L，前者 CT 值達 6.3min* mg/L 以上，後者達 14.7 min* mg/L 以上，後者明顯為前者 2 倍以上，此為較高前氯加注，低濃度細胞外毒為自由餘氯完全氧化的原因。

各程序沉澱水總有機碳數據(如表 4.5-1)亦顯示，前氯會使含藻原水中藻細胞壁氧化並釋出細胞質，而增加沉澱水中總有機碳濃度(僅加 PACl 8.0ppm: 0.595→PACl 8.0ppm+前氯 1.0 ppm: 0.943；僅加 PACl 10.5ppm : 0.559→PACl 10.5ppm+前氯 1.0 ppm : 0.785)，單純混凝則有去除水中約 8% 至 14% 總有機碳的功用(原水不加藥:0.653→僅加 PACl 8.0ppm: 0.595→僅加 PACl 10.5ppm: 0.559)。此與藻毒釋出分析結果相符。

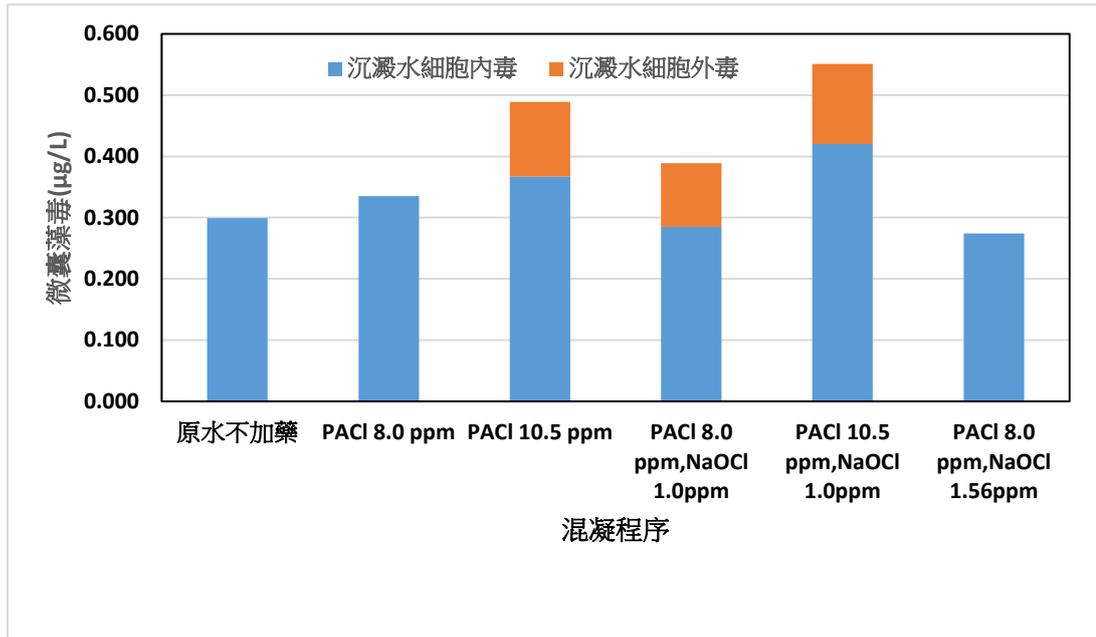


圖 4.5-2 不同混凝程序沉澱水中微囊藻毒狀況

4.6 不同活性碳加注位置對去除微囊藻及微囊藻毒之影響

以原水濁度 10.2 NTU，pH 值 7.5，TOC 0.405 mg/L 之長興淨水場原水，以培養的銅綠微囊藻稀釋成測試原水，測試原水藻密度為 1.0×10^5 cells/mL，進行木質粉狀活性碳與混凝之杯瓶試驗。結果如表 4.6-1。

表 4.6-1 混凝前氯及粉狀活性碳杯瓶試驗結果數據

程序別 項目別	取水口 PAC 20 ppm	取水口 PAC 20 ppm+場內 [PACl 10ppm+NaOCl 1 ppm]	取水口 PAC 20 ppm+場內 [PACl 10ppm+NaOC 1 1.56 ppm]	取水口 NaOCl 1.56 ppm+ 場內 [PACl 10ppm +PAC 20 ppm]	場內 [PAC 20 ppm+ PACl 10ppm]	場內[PAC 20 ppm+ PACl 10ppm+NaO Cl 1 ppm]
沉澱水 pH 值	7.3	7.2	7.1	7.1	7.1	7.1
沉澱水濁度 (NTU)	11.7	8.43	7.2	9.7	8.7	8.9
沉澱水餘氯 (mg/L)	ND	0.12	0.29	ND	ND	ND
沉澱水 TOC (mg/L)	0.364	0.429	0.345	0.534	0.36	0.442
藻密度 (Cells/mL)	3.0×10^5	2.4×10^5	7.0×10^4	4.0×10^4	6.0×10^4	6.0×10^4
細胞外毒 ($\mu\text{g/L}$)	ND	ND	ND	ND	0.095	ND
細胞內毒 ($\mu\text{g/L}$)	0.344	0.325	0.347	0.389	0.364	0.376

4.6.1 濁度與藻細胞去除效果

模擬於長興淨水場取水口及於場內淨水處理前端加注 20mg/L 木質粉狀活性碳，6 種不同加藥程序之混凝沉澱 TOC、藻細胞與濁度去除率，如圖 4.6-1。

取水口單獨加 PAC 對去除藻細胞完全無效，且經混凝沉澱後濁度反而因添加粉狀活性碳而增高，對濁度之去除亦無幫助，但 PAC 可吸附水中總有機碳，去除率約 10%；若取水口加 PAC，場內加 10 mg/L PACl 混凝劑及淨水場加注前氣 1.0mg/L 或 1.56mg/L，可去除 66.7% 至 76.7% 藻細胞，濁度則可去除 17.4% 至 29.4%，濁度去除效果不佳，遠低於現場 91.9% 之濁度去除率，此係因 PACl 混凝劑分擔於凝結處理未裂解之藻細胞及 PAC 顆粒，致用於濁度去除效果有限所致。場內加高前氣(1.56mg/L)，多增加藻細胞需氣量狀況，不論濁度或藻細胞去除效果，均優於場內加氣量(1.0mg/L)之狀況，應為較高淨水場前氣使藻細胞破碎較為嚴重，而破碎之藻細胞或釋出之細胞質為 PAC 吸附，使混凝劑免去用於凝結藻細胞、破碎之藻細胞或釋出之細胞質之混凝負荷，而增加混凝劑去除濁度之效果。由 TOC 去除率亦可看出場內前氣加注量之區別。

若以較高前氣(1.56mg/L)於取水口加注，則藻細胞去除率可提升

為 86.7%，但濁度去除率僅 4.5%，混凝去除濁度效果不佳，由沉澱水餘氯為 ND 判斷，取水口前氯有較長的接觸氧化反應時間，全部用於氧化水中藻細胞、釋出之細胞質代謝物及低濃度天然有機物，取水口前氯將藻細胞較全面性破碎，釋出細胞內代謝物，致藻細胞去除率極高，而場內添加 PAC 吸附釋出之細胞質接觸時間不足，TOC 去除效果不佳，致影響混凝效果，此狀況要提升混凝效果，應提高 PAC 加注濃度。

場內程序前端不論加前氯與否，藻細胞與濁度去除率約略相當，應為所加前氯僅 1.0mg/L 僅能氧化極小部分藻細胞，且自由餘氯迅速與 PAC 反應消耗(此可從沉澱水餘氯為 ND 證明)之結果，但有加前氯者，仍有氧化藻細胞壁細胞質釋出，致 TOC 增加現象。

而取水口添加 PAC 與淨水場前端添加 PAC 之差別在於，於取水口添加 PAC 具有先將水中溶解性 NOM 等物質有較完全吸附(Scavenger 作用)，故會略為增加混凝沉澱濁度去除效果之功能，另進場後再與前氯反應，PAC 與原水中 NOM 及前氯反應，皆使 PAC 剩餘吸附址降低，由前者沉澱水餘氯仍有 0.12mg/L，即顯示 PAC 吸附址已遭用盡，不會再與氯反應。該吸附飽和 PAC 顆粒再與混凝劑作用，反而不利藻細胞之混凝去除；相較場內加注 PAC，較新鮮之 PAC

顆粒、藻細胞顆粒與混凝劑形成之膠羽，則對藻細胞有較多的黏著包覆效應，因而有較佳的藻細胞去除率。

此批試驗程序中，由於有加氯氧化、加粉狀活性碳吸附及 PACl 混凝等作用交互影響，較為複雜。大致作用歸納為(1)加氯會裂解藻細胞，裂解程度隨加氯量多寡有別(2) 粉狀活性碳若有足夠接觸時間，會吸附水中天然有機物、經氯氧化完全破碎之細胞壁及釋出的細胞質(3) PACl 混凝劑混凝去除濁度之效果，會受添加粉狀活性碳、存在較多完整藻細胞及低前氯輕微氧化裂解藻細胞致釋出細胞質，呈現負面影響。

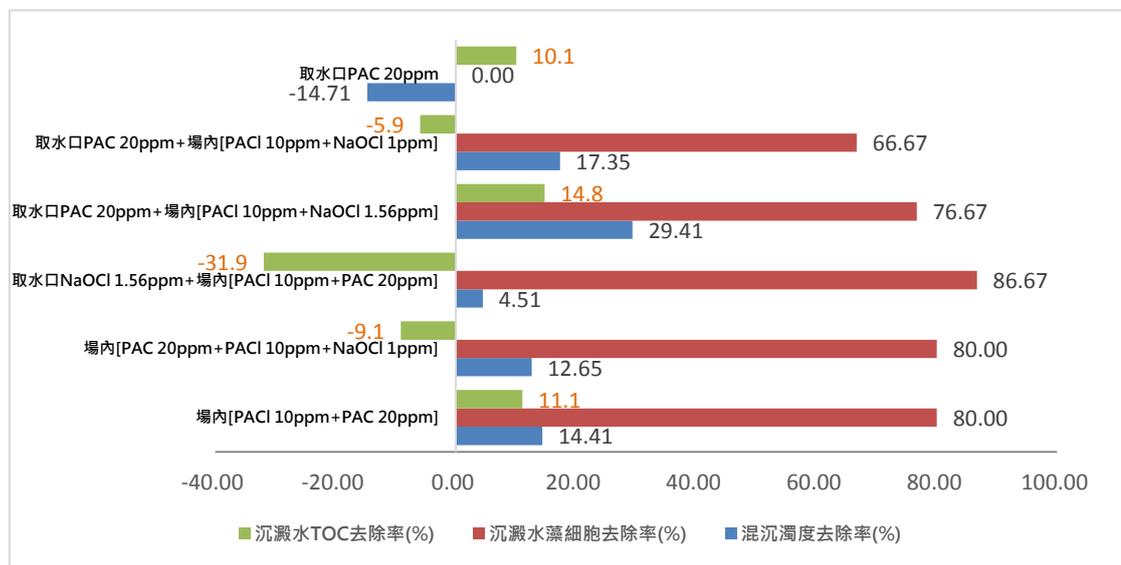


圖 4.6-1 不同粉狀活性碳加注程序濁度、藻細胞與 TOC 去除率

4.6.2 藻毒釋出結果

藻毒分析方面，如圖 4.6-2，取水口僅加注 PAC，藻細胞為完整的，藻毒全存在藻細胞內；場內 PACl 混凝及前氯可能釋出細胞外毒，但易為取水口添加持續存在水中的 PAC 及餘氯所吸附及氧化(沉澱水尚存餘氯 0.12 及 0.29mg/L，未為 PAC 反應消耗即可證明)；取水口高前氯將藻細胞內毒大量釋出，隨即為氯氧化及場加注之 PAC 吸附(沉澱水餘氯 ND 可證明)。場內前氯及混凝均可能使藻細胞釋出細胞內毒，但隨即為所加 PAC 吸附及餘氯氧化去除(但釋出細胞質造成沉澱水 TOC 增高為 0.442mg/L)，但無前氯時，僅 PACl 混凝造成藻毒釋出，僅靠 PAC 吸附接觸時間可能不足，無法完全吸附因混凝作用釋出的藻毒，故存在很小量的溶解性藻毒。

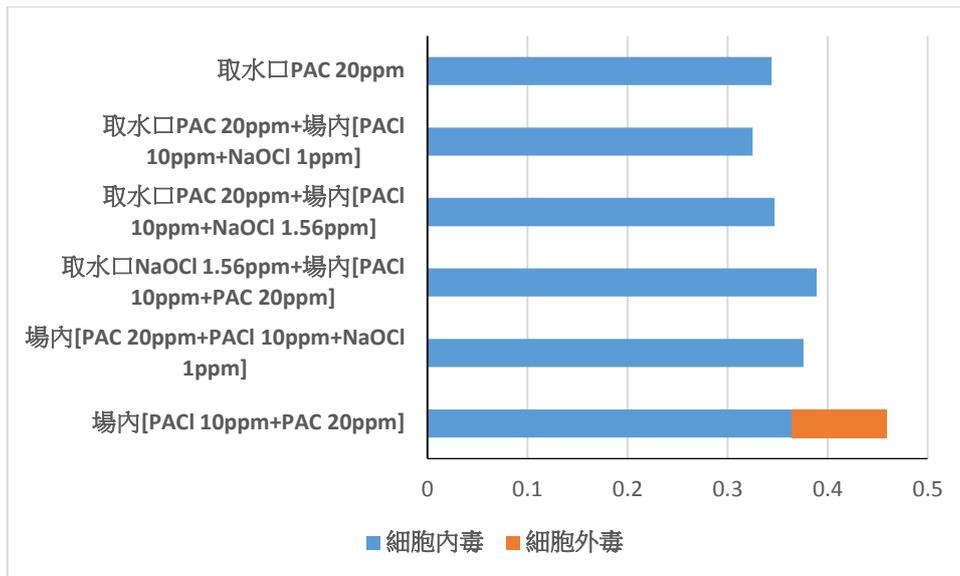


圖 4.6-2 不同粉狀活性碳加注程序沉澱水中微囊藻毒狀況

4.7 含藻原水最適混凝

4.7.1 含藻原水混凝濁度去除加藥濃度預測試

由於含藻細胞原水混凝時，包括混凝劑與濁度物質凝結去除及混凝劑與藻細胞凝結去除等兩部分機制，添加混凝劑濃度應較單純濁度去除濁度物質為高。先以杯瓶試驗初估含藻細胞原水，最適濁度去除之 PACI 混凝劑加藥濃度，再以此加藥濃度為基礎，往上提高，進行試驗，以瞭解混凝同時去除濁度物質及藻細胞之效果。

以原水濁度 3.5 NTU，pH 7.4 之長興淨水場原水，添加培養之銅綠微囊藻細胞，使成約 1×10^5 cells/ml 藻細胞密度原水，進行混凝杯瓶

試驗，以沉澱水濁度為指標，結果如表 4.7-1 及圖 4.7-1，後續 PACl 混凝加藥濃度以 20 mg/L 為基準進行加藥量探討。

表 4.7-1 含藻原水最適濁度去除加藥量試驗數據

組別	1 (控制組)	2	3	4	5	6
配製原水濁度 (NTU)	6.0	6.0	6.2	6.2	5.9	6.9
混凝劑 PACl 添 加濃度(mg/L)	0	7	10	14	18	22
沉澱水 pH 值	7.4	7.3	7.3	7.2	7.2	7.1
沉澱水濁度 (NTU)	4.3	3.3	3.7	1.6	1.0	0.76
濁度去除率(%)	28	45	40	74	83	89

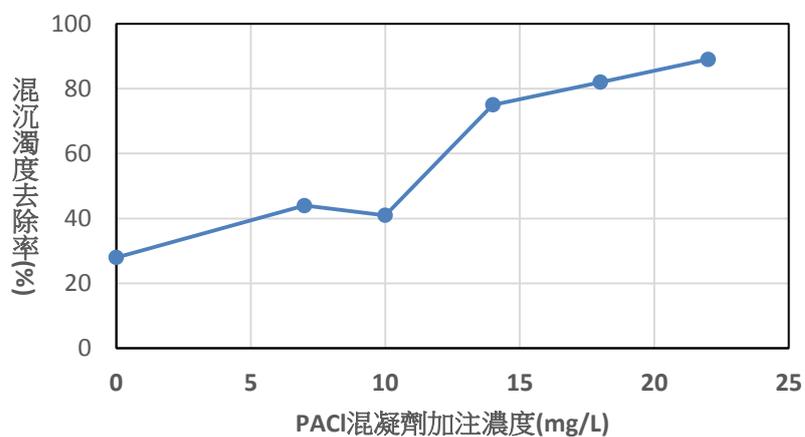


圖 4.7-1 含藻原水不同 PACl 混凝劑加注濃度沉澱水濁度變化

4.7.2 含藻原水混凝最適加藥濃度之決定

以濁度 3.0 NTU 之長興原水，添加培養之銅綠微囊藻，配製成藻細胞密度 2.0×10^5 Cells/ml 及濁度 5.5 NTU 之試驗原水，以 4.7.1 求得之濁度最適 PACl 混凝劑加注濃度，及以 10 mg/L 為增加區間之 4 種濃度，進行杯瓶試驗，以沉澱水濁度為最適混凝指標，檢測沉澱水之濁度、藻細胞密度及總微囊藻毒含量及細胞外毒含量，以瞭解不同混凝劑加注濃度下之混凝結果，如表 4.7-2 及圖 4.7-2。

由實驗結果分析，原水中有藻細胞存在，確實會造成量測濁度之增高，以本試驗為例，原水濁度 3.0 NTU，若含約 10^5 Cells/ml 微囊藻細胞，可造成濁度增逾 80%。

將 4.5 節單純添加 PACl 混凝劑之混凝結果數據併入本實驗，結果圖 4.7-2 所示，以濁度去除觀之，多元氯化鋁加注濃度 40 mg/L 時，可達濁度去除最適混凝加藥濃度，增高混凝劑加注濃度，去除效果略降；藻細胞去除率大致成相同趨勢，於濁度去除最適多元氯化鋁加注濃度 40 mg/L 時，沉澱水藻細胞密度去除率可達 95%，但藻細胞密度仍有 1.0×10^4 Cells/ml，為極高含藻量，增加混凝劑加注濃度，並未有去除率下降現象。

藻毒結果部分，不同 PACl 混凝劑濃度混凝下，細胞外毒含量均為檢測不出，顯示 PACl 混凝劑混凝含微囊藻細胞原水時，於混凝沉澱過程，並不會破壞藻細胞而釋出藻毒，此與 4.5 節實驗結果不同，原因將於後討論。由於以 Petroff-Hausser 細菌計數器檢測藻細胞密度有其限制，低於 1.0×10^4 Cells/ml 則無法測讀，本實驗沉澱水總微囊藻毒檢測數據，尚可用以評估藻細胞之去除率。圖 4.7-2 中總微囊藻毒去除率較藻細胞去除率為低，但隨 PACl 混凝劑加注量增加而增加，除顯示杯瓶試驗沉澱水上澄液取樣時，由於藻細胞混凝膠羽較輕，易漂浮於水中，致沉澱水上澄液樣品中含有較多被混凝劑凝結之含藻細胞膠羽外，亦顯示混凝劑加注濃度高於最適濁度去除加注濃度 40 mg/L，仍有完整藻細胞混凝去除效果，但濁度去除率則會顯示混凝劑加注過量。由此結果可瞭解含藻原水於以 PACl 混凝劑進行混凝時，以沉澱水濁度為去除效能指標，存在藻細胞去除限制，略高於最適濁度去除加注濃度，對藻細胞去除有助益。在最適濁度去除加藥濃度下，沉澱水仍有大量的藻細胞需透過後續過濾程序予以去除。

表 4.7-2 混凝同時去除濁度及藻細胞效果試驗數據

項目別	1 (控制組)	2	3	4	5	6
配製原水濁度 (NTU)	5.6	5.6	4.9	5.4	5.9	5.2
混凝劑 PACl 添 加濃度(mg/L)	0	20	30	40	50	60
NaOH 添加濃 度(mg/L)	0	0	6	8	10	12
沉澱水 pH 值	7.5	7.3	7.5	7.5	7.5	7.8
沉澱水濁度 (NTU)	4.1	1.4	0.7	0.5	0.7	0.7
沉澱水 TOC (mg/L)	0.75	0.63	0.70	0.54	0.65	0.58
沉澱水藻密度 (Cells/mL)	2.0×10^5	4.0×10^4	2.0×10^4	1.0×10^4	1.0×10^4	$<1.0 \times 10^4$
細胞外毒($\mu\text{g/L}$)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
細胞內毒($\mu\text{g/L}$)	0.397	0.377	0.364	0.352	0.306	0.269
濁度去除率(%)	26.8	75	86	91	89	88
藻細胞去除率 (%)		80	90	95	95	-
總藻毒去除率 (%)	5.0	5.0	8.3	11.3	22.9	32.2

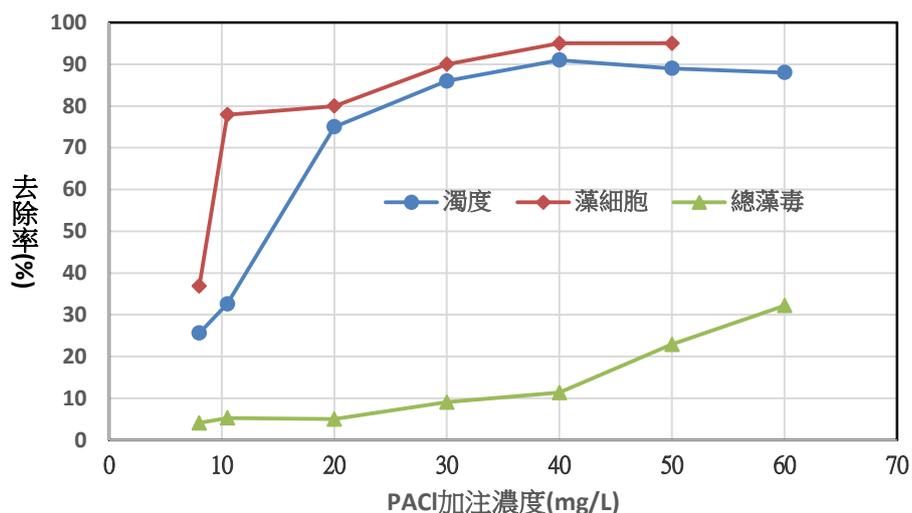


圖 4.7-2 不同 PACI 混凝劑加注濃度濁度及微囊藻細胞去除狀況

4.7.3 PACI 混凝時藻細胞不同內毒釋出現象原因探討

本批實驗(4.7.2 節)與 4.5.3 節 PACI 混凝時藻細胞內毒釋出實驗結果不同之原因，經文獻探討比對分析發現，在於所用以配製試驗用原水之培養藻細胞為不同培養期(如圖 4.7-3)所致，前者為無菌培養初期(如圖 4.7-3 左)，藻細胞在水中呈單細胞形態，均勻分佈水中，後者為多代培養後期(如圖 4.7-3 右)，細胞部分呈現群體(Colony)形態而浮於水面，依文獻所述，前者藻細胞無胞外多醣體 (Extracellular polysaccharide, EPS)保護，易於混凝時使藻細胞裂解釋出藻毒，而後者則有 EPS 保護藻細胞，不易釋出藻毒。自然界水庫水，於早春期會產生單細胞微囊藻，於夏秋發生藻華，則產生群體形態藻細胞，故

一般文獻均表示，混凝不會破壞藻華原水藻細胞而釋出藻毒，實為發現藻華期藻細胞已形成群體(Colony)形態，藻細胞外產生大量細胞外多醣體(EPS)保護了微囊藻細胞所致。Drikas(2001)以水庫水稀釋培養之藻細胞配製成的原水，進行杯瓶試驗，以液體硫酸鋁進行混凝，結果清水中胞外藻毒略為增加，解釋為「確認傳統淨水程序對藻細胞產生的損害很小，釋出最低量的藻毒」。事實上，該研究混凝確有釋出藻毒的現象，只是濃度很低(低於 $1\mu\text{g/L}$)而已。



圖 4.7-3 不同培養期銅綠微囊藻目視及顯微鏡下型態

4.8 含藻細胞原水取水口添加粉狀活性碳最適混凝

4.8.1 取水口添加粉狀活性碳淨水場內混沉濁度去除最適混凝加注 濃度

以長興淨水場原水，模擬取水口添加 50mg/L 木質粉狀活性碳，並於場內添加不同濃度 PACl 混凝劑，於沉澱池將活性碳去除，結果如表 4.8-1 及圖 4.8-1。

由圖 4.8-1 顯示，取水口添加粉狀活性碳，確實造成濁度的提高，但透過混凝劑的添加，仍可有效利用混凝沉降作用，將其大部分於沉澱池予以去除。但最適加注濃度 50 mg/L 為現場混凝劑加注濃度 7 mg/L 之 7 倍。

表 4.8-1 PACl 混凝劑混凝去除取水口添加粉狀活性碳試驗數據

組別	1(控制組)	2	3	4	5	6
原水濁度 (NTU)	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5
取水口添加 PAC 濃度 (mg/L)	50	50	50	50	50	50
場內混凝劑 PACl 添加濃度 (mg/L)	0	20	30	40	50	60
NaOH 添加濃度 (mg/L)	0	0	6	8	10	12
沉澱水 pH 值	7.4	7.3	7.3	7.3	7.3	7.3
沉澱水濁度 (NTU)	7.5	0.82	0.62	0.45	0.29	0.30
濁度去除率 (%)	-114	76.6	82.3	87.1	91.7	91.4

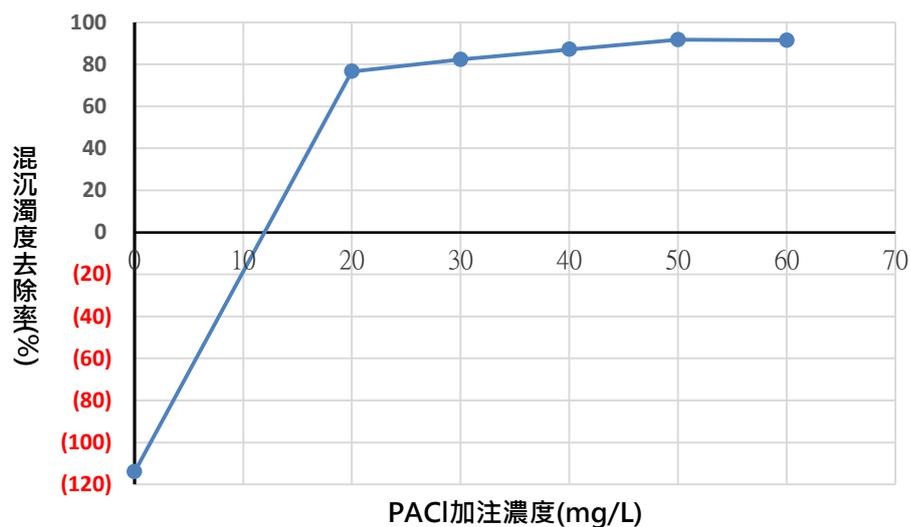


圖 4.8-1 不同 PACl 混凝劑混凝去除取水口添加粉狀活性碳最適加注濃度

4.8.2 含藻細胞原水取水口添加粉狀活性碳淨水場內最適 PACl 混

凝劑加注濃度之決定

以長興淨水場原水(濁度 5.7NTU，pH 7.5)；添加培養之銅綠微囊藻，配製成原水濁度 9.1NTU，藻細胞密度 4.6×10^5 ，總藻毒 $0.383 \mu\text{g/L}$ 之試驗原水，模擬取水口添加 50mg/L 木質粉狀活性碳，並於場內添加 4.8.1 節決定之最適加注濃度 50mg/L 及以 10mg/L 為增加級距之 4 種不同濃度 PACl 凝劑濃度，進行杯瓶試驗，結果如表 4.8-2 及圖 4.8-2。

由結果分析，控制組未添加凝劑狀況下，所添加之木質粉狀活性碳即具有凝結藻細胞，形成凝結顆粒的功能。PACl 凝劑以沉澱水濁度為凝劑效能指標，添加不含藻細胞之原水最適 PACl 凝劑加藥濃度(4.8.1 節)50 mg/L 至 90 mg/l 間，濁度去除效果約略相同，去除率達約 90%，但藻細胞去除率則從 70% 提升至 98%，凝劑加注濃度越高藻細胞之去除效果越好。總藻毒去除效果亦呈現相同趨勢，但去除率偏低，顯示所形成膠羽較輕，易懸浮於水中，仍須靠後續過濾單元予以濾除。

表 4.8-2 含藻細胞原水取水口添加粉狀活性碳 PACl 混凝試驗數據

項目別	1 (控制組)	2	3	4	5	6
取水口 PAC 加注濃度 (mg/L)	50	50	50	50	50	50
混凝劑 PACl 添加濃度 (mg/L)	0	50	60	70	80	90
NaOH 添加濃度 (mg/L)	0	10	12	14	16	18
沉澱水 pH 值	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5
沉澱水濁度 (NTU)	4.6	0.76	0.70	0.78	1.0	0.51
沉澱水 TOC (mg/L)	0.71	0.72	0.68	0.68	0.68	0.64
沉澱水藻密度 (Cells/mL)	2.4×10^5	1.4×10^5	1.0×10^5	3.0×10^4	2.0×10^4	1.0×10^4
細胞外毒 ($\mu\text{g/L}$)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
細胞內毒 ($\mu\text{g/L}$)	0.373	0.363	0.357	0.355	0.342	0.337
濁度去除率 (%)	49.8	91.7	92.3	91.5	88.9	94.4
藻細胞去除率 (%)	47.8	69.6	78.3	93.5	95.7	97.8
總藻毒去除率 (%)	2.6	5.2	6.8	7.3	10.7	12.0

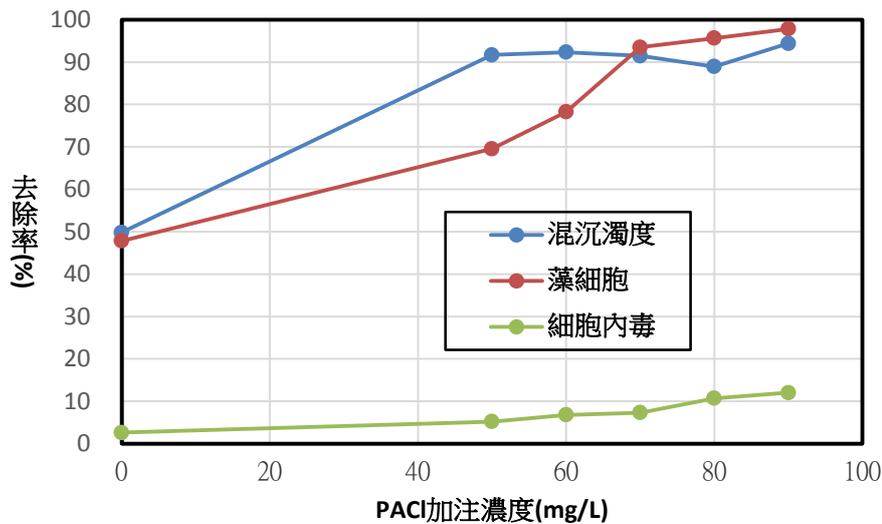


圖 4.8-2 含藻細胞原水取水口添加粉狀活性碳不同 PACl 混凝劑加注濃度去除效果

4.9 傳統淨水程序含微囊藻原水混凝操作策略

含藻原水以傳統淨水程序進行 PACl 混凝操作，由於原水中所含濁度物質、藻細胞及添加之粉狀活性碳顆粒，需透過混凝作用，一併凝結成膠羽，於沉澱池予以沉降去除，難度較單純濁度去除為高。由試驗結果顯示，濁度(含粉狀活性碳顆粒)之去除與藻細胞之去除，隨混凝劑之加注濃度增加而增加，具相同趨勢，但去除效果不同，濁度已達最適處理效果，持續增加混凝劑加注濃度，仍有助於藻細胞之去除；且因微囊藻細胞具有氣室，混凝形成之膠羽易懸浮於水中，免不

了須靠後續過濾單元予以濾除。故淨水場面對含藻原水，以杯瓶試驗決定混凝劑加注濃度時，以沉澱水濁度為指標，儘可能在不影響濁度去除之狀況下，增加些許加注濃度，以有利於藻細胞之同時去除。以往前氯加注及維持沉澱水餘氯，以控制需氯量之操作方式，應予以停止。否則裂解藻細胞，釋出藻毒及細胞質，須耗更高混凝劑加注，將更不利於混凝操作，亦可能衍生水體溶解性有機碳上升之問題。

4.10 傳統處理程序含藻原水藻毒去除操作注意事項

於水源發生藻華期，淨水場原水中可能含有含毒藻細胞、死亡裂解之藻細胞釋出之藻毒、臭味物質及其他代謝物質，再加以添加粉狀活性炭，與傳統濁度去除，在操作概念上有所不同，加氯作業亦會受其影響，淨水處理操作複雜度增高。

傳統淨水程序處理含微囊藻原水，首先應監測原水水質狀況，瞭解原水中藻細胞密度、溶解性藻毒(細胞外毒)及細胞內藻毒濃度，然後依檢測結果決定淨水處理應變調整操作方式。一般操作策略為原水中之藻細胞希望以混凝沉澱予以去除，連帶去除藻細胞內含藻毒，而溶解於水中之藻毒(細胞外毒)則以加氯氧化或(及)添加粉狀活性炭予以吸附去除，使淨水場清水不含有毒藻細胞及溶解性藻毒。然混凝劑、粉狀活性炭及氯之加注，依文獻及前節實驗結果，3者間有以下互相

影響之處，是實場操作需要考量及注意的。

1. 前氯會氧化破壞原水中藻細胞壁，使細胞內藻毒釋出溶於水中，破碎的藻細胞及溶出之細胞質等均會影響混凝劑之混凝效果。
2. 自由餘氯在 $\text{pH} < 8.0$ 及足夠 CT 值下，可氧化溶解性藻毒。
3. 氯會與活性碳反應，在活性碳顆粒表面形成氧化物而消耗。降低自身之消毒與氧化能力，及活性碳有效吸附溶解性藻毒的能力。
4. 為去除藻毒添加之 PAC 顆粒及藻細胞均會影響混凝效果，最適混凝劑應考量同時有效去除濁度、完整藻細胞及添加的粉狀活性碳顆粒，可以「濁度」為去除成效替代指標(Surrogate)；但有加前氯狀況下，「濁度」不能作為有效去除藻細胞的指標。
5. 以混凝有效去除藻細胞時，包覆於 PACl 混凝膠羽中之藻細胞會釋出藻毒。
6. 包覆於混凝形成膠羽中之活性碳顆粒會降低吸附溶解性藻毒的能力。
7. PAC 會吸附溶解性藻毒，也會同時吸附水中溶解性天然有機物及臭味物質等。

依本研究目標淨水場，研擬傳統淨水程序應變處理事項，如圖 4.10-1。選擇木質粉狀活性碳加注地點於取水口，以增加接觸時間，優先去除原水中溶解性藻毒、細胞代謝物質、臭味物質及天然有機物等為考量，缺點為會增加粉狀活性碳加注量。淨水場前端不加前氣，以免藻細胞釋出藻毒及細胞質改變原水水質，影響混凝，同時可避免快濾池濾除之藻細胞，為沉澱水餘氯破壞裂解，再釋出細胞內藻毒。混凝劑加注濃度以杯瓶試驗決定，模擬原水於取水口加注 PAC 40~50 mg/L，場前端不同混凝劑 PACl 量，以沉澱水濁度為指標，決定最適加藥量。清水池後氣加至飲用水水質標準容許最大量，並降低處理水量，增加接觸氧化時間，密切注意出水餘氯狀況。

沉澱淤泥每日清除，快濾池每日反洗，以免淤泥中及反洗廢水中藻細胞裂解釋出藻毒及溶解性有機碳上升等問題，二者均不回收，淤泥處理濃縮池上澄液，至少放置 4 週以上，待微生物分解可能藻毒後，才能回收。

由於即使混凝效果佳，沉澱水仍含有較平時多的藻細胞，故個別快濾池應避免包括反洗後恢復使用及負荷改變等狀況，造成之濁度穿透，致有毒藻細胞流入清水中，並以每 1 快濾池任何時間出水濁度不超過 0.1 NTU 為操作目標。

當原水總藻毒超過 1.0 $\mu\text{g/L}$ ，每日取樣並儘速分析，以決定應變處理成效，取樣點包括原水、沉澱水及清水等。若原水總藻毒降至 0.3 $\mu\text{g/L}$ 以下，每週取樣兩次檢測，直至連續 3 次檢測原水藻毒均為 ND 為止。檢測項目均應包括鏡檢藻密度及總藻毒。

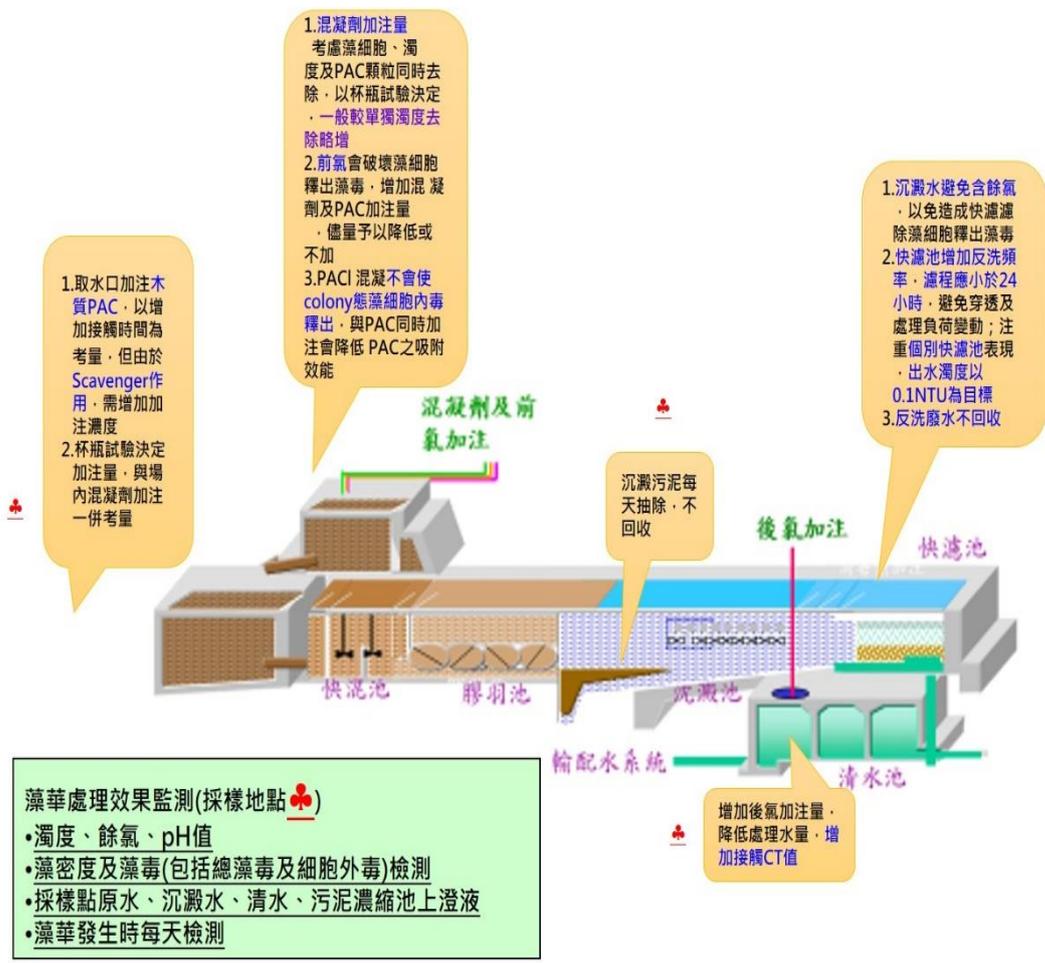


圖 4.10-1 長興淨水場處理含毒微囊藻淨水處理程序應變處理事項示意圖

4.11 藻毒監測方案

藻毒監測在整個藻華淨水處理策略中極為重要，關係淨水應變處理之時機及有效性，故亦關係到供水之安全性。本研究參考澳洲及世界衛生組織發展出之警報等級架構及相關文獻，擬定在水源發生藻華時，藻毒監測之方式，大致可分為水源及淨水場原水、淨水處理及廢水回收與污泥處理 3 部分。

4.11.1 水源及淨水場原水

水源取水口，以目視水色、觀察水面現象及嗅聞臭味變化為每日例行作業，一但出現水色異常黃綠色、水面漂浮浮渣狀物及感覺空氣中飄有異臭味，即應通報淨水場及檢驗室，啟動採樣，檢測藻細胞密度及鑑定藻種。藻種鑑定結果若優勢藻種為藍綠藻，再依藻細胞密度檢測結果決定處理等級，藻細胞密度若為 2000 cells/ml 以下，持續每週 1 次採樣監測，掌握水源狀況；藻細胞密度若為 2000 cells/ml 以上；10000cells/ml 以下，通知淨水場採取應變處理措施，持續每週 2 次採樣監測；藻細胞密度若為 10000 cells/ml 以上，顯示為極嚴重藻華狀況，淨水場應高度警戒，持續採取有效之應變處理措施；若淨水場以水庫為水源，應同時監測水庫放流水及淨水場取水口，以掌握確切原

水水質狀況。

4.11.2 淨水處理

在無變更原水取水等措施可用狀況下，傳統淨水處理程序淨水場可能採取之應變措施包括於原水取水處添加粉狀活性碳、提升混凝劑加注量與後氯加氯量及降低處理水量等。藻毒監測以配合應變處理程序為考量，若取水口添加粉狀活性碳，經混凝沉降後在沉澱池去除，為瞭解粉狀活性碳吸附藻毒效果、沉澱淤泥釋出藻毒狀況、快濾單元藻細胞裂解釋出藻毒狀況、整體去除處理功效及清水藻毒狀況，監測採樣地點有入場原水、沉澱池上澄液、快濾池上端沉澱水及淨水場清水。檢測項目應包含藻細胞密度、總藻毒。

檢測頻率初始處理每天 1 次，處理操作穩定後每週最少 1 次。藻毒監測結束時機以連續 3 筆總藻毒檢測結果均為”檢測不出”決定。

淨水場藻華原水應變處理期間，應特別注意各淨水處理單元濁度及餘氯監測。

4.11.3 廢水回收與污泥處理

反洗廢水及沉澱污泥於藻華期間，以不回收為原則。若要回收至

淨水程序前端，以放置時間較久之污泥，並經檢測藻毒，檢測項目應包含總藻毒，確認二者均為檢測不出時，始可回收。每批回收廢水均需進行檢測。

第五章 結論與建議

5.1 結論

5.1.1 原水中溶解性微囊藻毒之去除

經由餘氯氧化及粉狀活性碳去除溶解性微囊藻毒試驗，可得結論如下：

1. 利用杯瓶試驗結合酵素聯結免疫吸收法檢測方法(ELISA) 檢測殘餘溶解性藻毒，可模擬若淨水場原水發生藻毒時，評估現有淨水程序添加粉狀活性碳之微囊藻毒去除效果，並進行最適添加的粉狀活性碳種類之選擇。
2. 利用批次試驗結合ELISA檢測殘餘藻毒，可模擬若淨水場清水殘留藻毒時，評估現有餘氯劑量對於微囊藻毒去除效果，並適時增加出水餘氯，以提高微囊藻毒去除效率。
3. 實驗使用之市售木質、椰殼及煤質等3 種粉狀活性碳對微囊藻毒均有去除效果，去除率隨粉狀活性碳添加量增加而逐漸增加，低濃度藻毒(0.1 $\mu\text{g/L}$ 或1.0 $\mu\text{g/L}$)原水，約添加5~10 mg/L 粉狀活性碳，即可達一穩定去除效果，若要再提高去除量，必需提

高粉狀活性碳添加量至30mg/L 以上：在高濃度(10 µg/L)藻毒原水狀況下，僅木質者能將水中微囊藻毒降低至WHO 法規標準1µg/L 以下，惟加注量需達50 mg/L 以上。

4. 3 種粉狀活性碳對不同濃度微囊藻毒原水之去除率各有不同，椰殼及媒質粉狀活性碳去除率會隨藻毒濃度增高而增加，木質者則在最高添加濃度(50 mg/L)下，不同藻毒濃度呈現約略相同之極佳(90~100%)去除率。
5. 利用Freundlich 等溫方程式及杯瓶試驗數據，可計算出各種粉狀活性碳吸附去除微囊藻毒加注濃度參考公式，有助於淨水處理現場應變加注。
6. 餘氯氧化溶解性微囊藻毒Microcystin-LR是有效的，但應考慮水的pH 值及加氯濃度，pH 值應低於8.0，且越低，反應速率越快；加氯濃度越高亦然。
7. 餘氯氧化溶解性微囊藻毒反應呈假一次性反應，可視餘氯濃度為定值。
8. 長興場清水添加微囊藻毒試驗，求得在加氯約1.0mg/L 及 pH 值約7.0 之假一次性反應速率常數為0.02 (1/Min)，相較於文獻

10 倍加氯濃度或pH 值約6.0 下，反應速率低約10倍至100 倍，故實際淨水程序以提高加氯濃度或增加接觸時間(t)因應，是提升加氯氧化反應速率之有效方法。

9. 相較於粉狀活性碳吸附，加氯氧化反應速率約僅1/4，且在例常加氯濃度狀況下，自由餘氯會被粉狀活性碳消耗，但現有加氯濃度下影響粉狀活性碳之吸附效果不大，但對控制餘氯量會有影響。

5.1.2 PACl 混凝及粉狀活性碳吸附去除含藻原水微囊藻毒

於處理含藻毒銅綠微囊藻細胞原水時，傳統淨水處理程序混凝操作，與前加氯及粉狀活性碳加注三者間會交互影響，機制相當複雜，由前述實驗結果，歸納結論如下：

1. 混凝攪拌能量不會破壞銅綠微囊藻細胞壁，而使細胞內藻毒釋出。
2. 混凝劑 PACl 之混凝作用，在去除水中濁度物質同時，可使水中藻細胞凝聚去除，但應考慮同時去除水中藻細胞及所添加之粉狀活性碳顆粒時，需增加之混凝劑加注濃度，最適加注濃度應模擬不同加注點，以杯瓶試驗決定之。

3. 在不加前氯之狀況下，以沉澱水濁度為混凝效能指標，濁度去除與藻細胞去除，隨混凝劑加注濃度之增加，二者具有相同之去除率增加趨勢；但在不影響濁度去除狀況下，混凝劑加注濃度較最適濁度去除混凝劑加注濃度略增，可提升藻細胞之去除率。惟於此混凝狀況下，沉澱水中藻細胞密度仍高，應特別注意後端快濾單元操作。
4. 取水口添加足量木質粉狀活性碳，在不加前氯之狀況下，以沉澱水濁度為混凝效能指標，達最適濁度去除，所需之混凝劑加注濃度，再略增，亦可提升藻細胞之去除率。
5. 為兼顧濁度去除，所採取之較高劑量PACl混凝劑混凝作用產生之膠羽，使包覆其中之微囊藻細胞釋出藻毒現象，僅限於實驗室培養初期或自然界早春產生之單細胞微囊藻，若藻已產生群體(Colony)態，則混凝過程不會釋出藻毒。
6. 單獨添加混凝劑產生之混凝作用，對藻細胞有去除效果；但加低量前氯(如1.0mg/L)會使藻細胞壁部分遭到破壞釋出藻毒等細胞質，反而不利於混凝劑混凝凝結作用，降低濁度之去除效果。加較高前氯(考量增加藻細胞需氯量)，會使藻細胞壁遭到更全面破壞，更不利於混凝濁度去除作用，應加高混凝劑量以

為因應，但能利用較高CT值氧化因加前氯及混凝作用釋出之藻毒。

7. 取水口單獨加木質PAC於約2小時輸送之亂流攪拌對藻細胞(細胞內毒)無去除效果，亦不會釋出藻毒，但於杯瓶試驗及顯微鏡下觀察到PAC顆粒黏結藻細胞的現象。
8. 取水口加注PAC的好處為接觸時間足夠，可一路吸附原水中天然有機物NOM及因淨水場混凝劑或前氯氧化作用藻細胞釋出之藻毒等代謝物，產生清除(Scavenger)作用，使混凝劑去除濁度之功能提升，但所需最適PAC之加注濃度，會因而增加。
9. 若於取水口加足量的氯，使藻細胞及水中天然有機物充分氧化，釋出細胞質，則反而不利混凝濁度去除。
10. 取水口加注PAC，淨水場加前氯，PACI混凝劑混凝去除濁度之效果，會受添加粉狀活性碳濃度、存在完整藻細胞多寡及因前氯加注多寡，氧化裂解藻細胞致釋出細胞質程度，呈現負面影響。

5.2 建議

1. 自來水事業應將「因應藻毒事件」，納入氣候變遷重要調適作

為。

2. 傳統淨水處理程序去除藻毒之策略為，降低含毒藻細胞之裂解，進行全藻細胞及溶解性藻毒之去除；前者以混凝沉澱為之，並儘量避免過度前氯氧化，後者則可以於水中添加活性炭吸附及(或)加氯氧化去除之。建議淨水場應熟悉此項操作策略。
3. 應建立總藻毒濃度之檢測能力，以助於判斷及確認溶解性藻毒及含藻毒藻細胞，於淨水場採取應變作為時，各淨水單元之去除處理效果。
4. 含藻原水與單獨濁度去除在現場操作觀念上有所不同，建議傳統淨水程序處理含微囊藻(毒)原水，應注意以下事項：
 - a、含藻原水處理以優先去除完整藻細胞為原則，儘量減少或消除前氯加注，即使添加，亦應避免沉澱水存在餘氯，氧化裂解快濾池濾除之有毒藻細胞，而釋出藻毒。
 - b、原水濁度、藻細胞及添加之粉狀活性炭顆粒，均應被混凝劑混凝去除，故混凝劑加注濃度會較單獨去除濁度增加，有前氯添加狀況所需混凝劑加注量會更高，均應以杯瓶試驗決定之。

- c、沉澱污泥應每日自沉澱池清除，快濾池反洗頻率應提高，濾程勿超過24小時。
- d、快濾池應保持最佳化操作，個別快濾池出水濁度應以0.1 NTU為目標，避免因負荷改變等任何因素導致濁度穿透，致連帶之有毒藻細胞及活性碳顆粒穿透。
- e、沉澱污泥及反洗廢水，於藻華發生期，不回收至淨水程序前端。
- f、PAC加注點之選擇，應考量既有程序設備，因地制宜。以最長接觸溶解性藻毒時間為考量，不受原水中溶解性天然有機物競爭吸附、混凝劑及加氯之交互反應影響為原則，若仍無法避免，應以杯瓶試驗決定加注點及加注濃度。
- g、降低處理水量，增加清水池後氯加注量，提升氧化降解溶解性藻毒之CT值。
- h、在水源發生藻華時期，藻毒監測至為重要，除依世界衛生組織設計公告之藻毒警報等級架構(ALFs)進行原水監測，作為淨水場緊急應變程序啟動及停止之依據外，訂定水質監測計畫，以評估淨水應變調整處理效果，亦是重點。例

如，依PAC加注點決定程序中採樣點，一般為加注前及PAC被去除點均應採樣，原水及清水為必然採樣點；其他如處理過程沉澱汙泥是否釋出藻毒及快濾池濾除之藻細胞是否釋出藻毒等，均應以檢測結果進行評估。

藻華期藻毒檢測項目應包括總微囊藻毒及藻細胞密度等項目，以利瞭解應變處理程序中藻毒存在狀態及應變處理效果，當原水總藻毒超過 $1\mu\text{g/L}$ 時，應每日採樣並儘速分析，回饋處理操作，降至約 $0.3\mu\text{g/L}$ 時，應每週2至3次採樣檢驗，直至連續3次檢驗均為ND(檢測不出)為止。其他濁度、餘氯及pH值等一般監測項目應較平時更嚴密監控。

參考文獻

- [1] S. Merel, M. Clément and O. Thomas, "State of the art on cyanotoxins in water and their behaviour towards chlorine.," *Toxicon*, vol. 55, no. 4, pp. 677-691, 2010.
- [2] S. Merel, B. LeBot, M. Clément, R. Seux and O. Thomas, "Ms identification of microcystin-LR chlorination by-products," *Chemosphere*, vol. 74, no. 6, pp. 832-839, 2009.
- [3] J. L. Acero, E. Rodriguez and J. Meriluoto, "Kinetics of reactions between chlorine and the cyanobacterial toxins microcystins," *Water Research*, vol. 39, no. 8, pp. 1628-1638, 2005.
- [4] I. Xagorarakis, G. W. Harrington, K. Zulliger, B. Zeier, W. Krick, D. A. Karner, J. H. Standridge and J. Westrick, "Inactivation kinetics of the cyanobacterial toxin microcystin-LR by free chlorine," *Journal of Environmental Engineering*, vol. 132, no. 7, pp. 818-823, 2006.
- [5] A. A. de la Cruz, T. J. Lynch and D. D. Dionysiou, "The Effects of Sample Matrices on Immunoassays to Detect Microcystin-LR in Water," *Journal of Environmental Protection*, vol. 3, no. 10, pp. 1275-1285, 2012.
- [6] R. Amber F. , B. Beatriz , S. Gualberto González and P. Birgit , "Microcystins in potable surface waters: toxic effects and removal strategies," *J Appl Toxicol.*, vol. 34, no. 5, pp. 441-457, 2013.
- [7] American Water Works Association and Water Research Foundation., "A Water Utility Manager's Guide to Cyanotoxins," AWWA & WRF, 2015.

- [8] *Guidelines for Drinking-water Quality*, 4th edition ed., WHO, 2011, pp. p344-346.
- [9] *Harmful Algal Blooms, Algal Toxins, Taste, & Odor*, Hazen and sawyer, 2015.
- [10] K. Cartnick, "A water utility manager's guide to cyanotoxins," American Water Works Association, 2015.
- [11] Y. Fan, "Chlorination of Toxic Cyanobacterial Cells and their Associated Toxins," 2012.
- [12] N. Gayle , *International Guidance Manual for the Management of Toxic Cyanobacteria*, Global Water Research Coalition, 2009.
- [13] W. Li, J. Duan and D. Mulcahy, "Kinetic characteristics of oxidation of microcystin-LR at low concentration by chlorine and permanganate," *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, vol. 61, no. 2, pp. 82-93, 2012.
- [14] L. Linda A., "Physico-Chemical Treatment Methods for the Removal of Microcystins from Potable Waters," *Chem. Soc. Rev.*, vol. 28, no. 4, pp. p217-224, 1999.
- [15] U.S.EPA, *Cyanobacteria and Cyanotoxins: Information for Drinking Water Systems*, U.S. EPA, 2014.
- [16] U.S.EPA., *Recommendations for Public Water Systems to Manage Cyanotoxins in Drinking Water*, U.S.EPA., 2015.
- [17] C. Amanda , *Determining the Effects of the Coagulant, Aluminum Sulfate, on the Adsorption of Microcystin-LR on Powdered Activated Carbon*, The Ohio State University, 2016.

- [18] AWWA, *Managing Cyanotoxins in Drinking Water: A Technical Guidance Manual for Drinking Water Professionals*, American Water Works Association and Water Research Foundation, 2016.
- [19] AWWA, *Cyanotoxins in US Drinking Water: Occurrence Case Studies and State Approaches to Regulation*, American Water Works Association and Water Research Foundation, 2016.
- [20] H. O. Lee, "The Impact of Water Treatment Plant Processes on Algae and Algal Toxins," 30 7 2012. [Online].
- [21] W. Thomas and D. Alison , *Water Treatment Optimization for Cyanotoxins Version 1.0*, U.S. EPA, 2016.
- [22] N. Gayle , International guidance manual for the management of toxic cyanobacteria, Global Water Research Coalition, 2009.
- [23] U.S.EPA., *Drinking Water Health Advisory for the Cyanobacterial Microcystin Toxins*, U.S.EPA., 2015.
- [24] d. I. C. A. Armah, L. J. Trevor and D. D. Dionysios, "The Effects of Sample Matrices on Immunoassays to Detect Microcystin-LR in Water," *Journal of Environmental Protection*, vol. 3, no. 10, pp. 1275-1285, 2012.
- [25] N. Gayle, H. Jenny , H. Lionel , B. Peter and B. Michael, "Management Strategies for Cyanobacteria (blue-green algae): a Guide for Water Utilities," Water Quality Research Australia Limited, 2010.
- [26] U.S.EPA., *Method 546: Determination of Total Microcystins and Nodularins in Drinking Water and Ambient Water by Adda Enzyme-Linked Immunosorbent Assay*, 2016.

- [27] K. R. John, L. T. Mary and B. W. Craig , *Public Water System Harmful Algal Bloom Response Strategy*, Ohio Environmental Protection Agency, 2017.
- [28] T. Yoshiteru and W. F. Mariyo, "Identification of Chlorination By-products from the Culture of *Microcystis aeruginosa* and their Mutagenicity," *Journal of Environmental Chemistry*, vol. 7, no. 1, pp. 15-22, 1997.
- [29] S. Qianqian, Z. Wei , L. Ming and T. Xiao, "Morphological changes of *Microcystis aeruginosa* colonies in culture," *Journal of Limnology*, vol. 75, no. 1, pp. 14-23, 2016.
- [30] N. Gayle , D. Jennifer , M. Yannick , P. Carlos , R. Petra , S. Emma , H. Lionel, C. Chris , K. W. Stuart and Y. S. Richard, *Optimizing Conventional Treatment for the Removal of Cyanobacteria and Toxins*, Water Research Foundation, 2015.
- [31] D. I. Robert , H. Lionel and B. D. Justin , "Effect of Chlorination on *Microcystis aeruginosa* Cell Integrity and Subsequent Microcystin Release and Degradation," *Journal of Environmental Science & Technology*, vol. 41, no. 12, pp. 4447-4453, 2007.
- [32] G. Badiaa , G. Djamel and S. Ali , "Algae and cyanotoxins removal by coagulation/flocculation: A review," *Desalination and Water Treatment*, vol. 20, pp. 133-143, 2010.
- [33] "Draft White Paper On Cyanotoxin Treatment," Ohio EPA, 2015.
- [34] D. Mary, C. W. Christopher, H. Jenny and B. D. Michael, "Using coagulation, flocculation, and settling to remove toxic cyanobacteria," *Journal of American Water Works Association*, 2001.

- [35] W. Judy , "Cyanobacterial toxin removal in drinking water treatment processes and recreational waters," in *Cynobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*, Springer, 2008, pp. 275-290.
- [36] T. R. Margarida and R. J. Maria, "Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa* Part II. The effect of water background organics," *Separation and Purification Technology*, vol. 53, no. 1, pp. 126-134, 2007.
- [37] H. Mohamad and L. Rick , *Equipment Solutions For Storing And Feeding A Hard-To-Handle Material Such As Activated Carbon*, Chemco Systems, 2009.
- [38] *Generalized Cyanotoxin Treatment Optimization Recommendations*, Ohio EPA, 2016.
- [39] *Developing a Harmful Algal Bloom (HAB) General Plan*, Ohio EPA, 2016.
- [40] *Harmful Algal Bloom (HAB) and Cyanotoxin: Treatment and Management for Public Water Systems*, 2014.
- [41] P. J. Carlos , R. J. Petra , S. Emma , V. F. Camille , N. Kelly, P. Radisti , C. Lea , D. Jennifer , H. Peter , G. Virginie and N. Gayle , "Fate of cyanobacteria in drinking water treatment plant lagoon supernatant and sludge," *Science of the Total Environment*, vol. 565, pp. 1192-1200, 2016.
- [42] X. Hangzhou , P. Haiyan , X. Hongdi , J. Yan , L. Xiuqing , H. Wenrong , M. Chunxia , S. Jiongming and L. Hongmin , "Behaviors of *Microcystis aeruginosa* cells during floc storage in drinking water treatment process," *Scientific Reports*, vol. 6, 2016.

- [43] R. Cliff, V. S. Lory and P. Valerie, "Toxin release in response to oxidative stress and programmed cell death in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*," *Aquatic Toxicology*, vol. 78, no. 1, pp. 66-73, 2006.
- [44] 曾迪華, 「粉狀活性碳改善傳統化學混凝淨水處理程序效果之研究」, *中國環境工程學刊*, 第 1 冊, 編號 1, pp. 37-45, 1991.
- [45] B. Moghira , K. Irshad , K. S. Safder , R. -u.-. Mahmood, B. Fatima and C. Yasir , "Removal of cyanobacterial toxins from drinking water sources by aluminium sulphate treatment," *Brazilian Journal of Biological Sciences*, vol. 2, no. 3, pp. 131-145, 2015.
- [46] Guidance For Public Water Systems Developing a Harmful Algal Bloom (HAB) General Plan, Ohio EPA, 2016.
- [47] V. Sam, *The occurrence and removal of cyanobacterial metabolites microcystin-LR and geosmin from source waters with powdered activated carbon*, Colorado: For the Degree of Master of Science Colorado State University, 2012.
- [48] L. G. W. Z. L. L. Ming Li, "Changes in extracellular polysaccharide content and morphology of *Microcystis aeruginosa* at different specific growth rates," *Journal of Applied Phycology*, 2013.
- [49] WHO, Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management, 1999.
- [50] 國立成功大學, 「水庫有害藻類好發期間代謝物監測及控制技術

之應用研究」，經濟部水利署，2017.

- [51] 林財富,曾怡禎,「特殊水質處理技術之綜合評估--子計畫:淨水場藻類毒素流佈及處理之研究」，行政院國家科學委員會，2009.
- [52] Z. Arash, P. Michele, D. Sarah, N. Gayle, S. Richard and H. Rita, "Fluorescence Probes for Real-time Management of Cyanobacterial Blooms in Drinking Water Sources," 2015.
- [53] A. Zamyadi, M. Prevost, S. Dorner, G. Newcombe, R. Stuetz and R. Henderson, "Cyanobacterial detection using in vivo fluorescence probes: Managing interferences for improved decision-making," *Journal American Water Works Association*, vol. 104, no. 8, pp. E466-E479, 2012.
- [54] S. D. Lin, R. L. EVANS and D. B. BEUSCHER, *Algal Removal by Alum Coagulation*, Illinois State Water Survey, 1971.
- [55] M. Chen, L.-L. Tian, C.-Y. Ren, C.-Y. Xu, Y.-Y. Wang and L. Li, "Extracellular polysaccharide synthesis in a bloom-forming strain of *Microcystis aeruginosa*: implications for colonization and buoyancy," *Scientific Reports*, 2019.
- [56] L. Li, Q. Huang and B. Qin, "Characteristics and roles of *Microcystis* extracellular polymeric substances (EPS) in cyanobacterial blooms: a short review," *Journal of Freshwater Ecology*, pp. 183-193, 2018.
- [57] 國立成功大學,「公共給水有害藻類及代謝物監測與緊急應變處理技術之研究」，經濟部水利署，2016.

附錄 A 期中報告委員審查意見及回覆

審查意見	回覆
一、李委員嘉榮	
建議研究單位能搜集國內淨水場水源當經發生藻華事件及處理作為納入報告內，俾強化國內藻華處理之經驗。	本研究已蒐集美國環保署 (USEPA)、美國水協會與研究基金會(AWWA&RF)、澳洲水質研究中心及其他國內外文獻有關淨水場水源發生藻華事件處理作為，納入期末報告 (詳 2.3.3 節) 中。
二、范委員煥英	
建議後續研究研提藻毒監測方式，並提出啟動應變操作策略之警戒值及行動值，即時改變前氣程序、污泥處理方式及廢水回收之停止等措施。	已於期末報告 2.1.2 及 2.5 節蒐集國內外相關文獻，並於 4.10 及 4.11 節提出完整的淨水操作注意事項及藻毒監測方案。

三、王委員銘博

1.本研究以長興場之原水，及青潭堰所取得之原水，在試驗室將粉狀活性碳(PAC)以 105°C 烘乾 4 小時後，靜置冷卻後使用，惟現場使用(PAC)時無法烘乾，請以實際運用進行後續研究。

考量試驗的嚴謹性，本研究添加之粉狀活性碳(PAC)係於實驗室將粉狀活性碳以 105°C 烘乾 4 小時，靜置冷卻後使用，再依現場取水及操作模式，求出最適加藥量供參考。至於現場實際運用，由於購得的粉狀活性碳性質及經儲存後，與本研究使用之粉狀活性碳，難免有差異，添加前建議參考本研究之最適加藥量決定試驗方式，以現場實際使用之粉狀活性碳進行試驗，俾符合現場加藥需求。

2.考量長興淨水場之取水模式，請考量最佳加注地點，建立現場應變操作策略。

本研究以長興場為對象，考量其取水及操作模式，評估可能的加藥點，於期末報告 4.6 節進行各種加藥試驗，4.7 及 4.8 節決定最適加藥量，4.9 及 4.10 節提出現場應變操作策略。

四、洪委員世政

1.建議後續對於未來使用 PAC 後衍生的後續問題，如污泥去化問題及背景 TOC 影響吸附成效等能完整提出因應策略。

1.本研究係針對突發性藻華原水中微囊藻毒因應處理，其發生期間短，相對於日常操作，沉澱污泥產量少，建議以不回收為原則，以免影響處理水質。另含粉狀活性碳沉澱污泥，可脫水製成污泥餅後，與水泥業合作再利用。

2.原水中背景 TOC 及藻細胞氧化釋出細胞質，增加 TOC 濃度，對藻毒去除的影響，已於期末報告 4.6 節中進行完整探討，並於 4.7 及 4.8 節決定最適加藥量，4.9 及 4.10 節提出現場應變操作策略。

2.後續添加之藻類培養菌株，建議能向成大林財富老師諮詢可否以本土藻種取代。

由於藻株需培養 4~12 週，才能進行藻細胞去除試驗，故本研究早於 3 月即由國外進口購入 UTEX #LB 2386 微囊藻株，經多次繼代，其性質已與本土藻種相近。

五、吳委員振榮

1. 依 p.9 ELISA 藻毒偵測極限約為 0.16 $\mu\text{g/L}$ ，p.49 圖 4-2-3 低於偵測極限值之數據，是否僅供參考？另 p.49~51 添加粉狀活性碳 30~50mg/L 才有較好吸附效果，是否有考量汙泥量產生問題？

1. 期中報告中 ELISA 藻毒偵測極限約為 0.16 $\mu\text{g/L}$ 僅係文獻一般概述，而本研究以 ELISA 檢測藻毒實際之方法偵測極限為 0.044 $\mu\text{g/L}$ (詳 3.3 節)，故圖 4-2-3 所示數據均為可信之實際檢測值。

2. 本研究係針對突發性藻華原水中微囊藻毒因應處理，其發生期間短，相對於日常操作期間，沉澱污泥少，建議以不回收為原則，以免影響處理水質。另含粉狀活性碳沉澱污泥，可脫水製成污泥餅後，與水泥業合作再利用。

2. p.61 自行培養毒微囊藻細胞是否貼近台灣本土微囊藻種？有無多次繼代藻種發生藻細胞喪失團聚能力致與團聚型藻類有所不同。

本研究購入 UTEX #LB 2386 微囊藻株自行培養，經多次繼代後，藻細胞團聚能力增加，單細胞藻與群體藻在混凝釋出藻毒表現不同，已於期末報告 4.7.3 節探討。

附錄 B 期末報告委員審查意見及回覆

審查意見	回覆
一、李委員嘉榮	
<p>1.p.120 5.1.1 原水中溶解性微囊藻毒之去除，係以餘氯氧化及粉性活性碳去除藻毒之試驗結論；</p> <p>p.121 5.1.2 係以 PAC1 混凝及粉性活性碳吸附去除藻毒之結論，建議標題作適當之調整。</p>	<p>已於期末報告(定稿)5.1.2 進行標題調整。</p>
<p>2. 5.1 結論第四行已有結論似無必要再出現。</p>	<p>已於期末報告(定稿)5.1 進行修正。</p>
二、王委員銘搏	
<p>1.北水處水源水質優良，請補充北水處直潭壩及青潭堰原水微囊藻毒現況及歷年檢測結果，納入報告中。</p>	<p>已於期末報告(定稿)1.1 補充說明北水處歷年來原水及清水微囊藻毒含量監測結果。</p>
<p>2. p.9 報告中：ELISA 一般用於篩檢藻毒，選擇性不高係指藻毒種類?或其他?易受其他分子干擾、偽陽性結果等不確定性因</p>	<p>期末報告(初稿) 2.1.1 所述酵素結合免疫吸附分析法(ELISA) 選擇性不高，係指對藻毒種類而言，亦即相較於高效能液相層析儀串聯</p>

<p>素，對評估淨水處理程序極為有用，二者是否矛盾？</p>	<p>質譜儀法(LC/MS/MS)，ELISA 對藻毒種類(如 MC-LR、MC-YR、MC-RR...等)不具有專一性。一般會先做藻種鑑定，再以 ELISA 進行藻毒檢測，因其檢測之快速性及檢測操作人員較不需高級訓練，因此較適合用以評估淨水處理藻毒去除成效。</p>
<p>3.研究團隊辛苦了！本研究案傳統淨水處理對微囊藻毒去除評估之設計試驗工作量甚重！(4.7.2)</p>	<p>感謝委員鼓勵。</p>
<p>4.含藻細胞原水淨水加注 PACl 最適濃度以杯瓶試驗靜置後之濁度決定，並未考慮淨水場過濾池對藻體及沉澱殘餘 SS 之去除功能。</p>	<p>本計畫以杯瓶試驗進行研究確實未涵蓋淨水場過濾池對藻體之去除功能，因一般杯瓶試驗係以沉澱水濁度作為混凝效能指標，惟由研究結果顯示，即令加注混凝劑高於濁度去除最適混凝劑量，沉澱水之藻細胞去除率仍不可能達 100%，亦即剩餘藻細胞，仍須仰賴過濾功能去除，故於 4.10 也對快濾池操作策略進行探討。</p>

<p>5.添加 PACl 對濁度及藻細胞去除效果之設計試驗中，於低濁度原水時所添加之 PACl 濃度與現場實際加注有差異，且沉澱水 pH 值及 P/N 配比偏離最適範圍。</p>	<p>(1) PACl 與現場實際加注有差異係因含藻原水及活性碳需加注更多 PACl 混凝劑量使藻細胞沉降。</p> <p>(2)有關沉澱水 pH 值及 P/N 加藥配比偏離問題，該試驗原水 pH 值為 7.55 較平常偏高，為確保高劑量混凝劑混凝效果故添加氫氧化鈉予以調整，試驗結果表 4.7-2 除第 6 組沉澱水 pH 7.8 的確較原水高，其餘均與原水 pH7.55 相近。</p>
<p>6.期中報告中委員提及使用 PAC 後續污泥餅再利用問題，除水泥業外，對其他再利用方式(製磚業、CLSM、輕骨材...等)，所遭遇的瓶頸，可否再補充納入報告中。</p>	<p>含粉狀活性碳沉澱污泥，經脫水製成污泥餅後，可與水泥業合作再利用；而製磚業則因含碳污泥經高溫燒製後易產生爆裂孔洞及粉狀活性碳本身為黑色，不利於紅磚調色，業者再利用意願低。至於 CLSM 及輕骨材等，由於北水處尚未將其正式納入污泥餅再利用範圍，故並未加以探討。</p>

三、王主任委員根樹

<p>1. 使用氧化方式(如：O_3 或 Cl_2)處理藻體或藻毒均宜注意衍生副產物之問題。</p>	<p>本研究重點在於藻華原水藻細胞及藻毒去除，並未將原水可能存在之高 TOC 及清水可能產生之消毒副產物納入考量，惟已於期末報告(定稿) 4.10 補充說明，清水池後加氯儘可能加至飲用水水質標準容許最大量。</p>
<p>2. 藻體破壞後如沉澱於池底，亦衍生水體 DOC 上升之問題，在報告中宜有所提醒。</p>	<p>已於期末報告(定稿) 4.10 增加說明提醒。</p>
<p>3. 針對原水至處理流程因應方式之 SOP，可參考成大於鳳山水庫及淨水場長期進行之結果相比較，包括預警制度之建立等，以提升整體資訊及研究成果在不同事業單位之應用性。</p>	<p>已參考成功大學團隊執行經濟部水利署「公共給水有害藻類及代謝物監測與緊急應變處理技術之研究」報告，包括鳳山及其他水庫與淨水場之研究成果，並參採建立之預警制度。</p>

四、洪委員世政

1.p.1、p.12、p.13 本案研究目的為了解原水發生藻華現象時，傳統淨水程序對於微囊藻毒及含藻毒微囊藻細胞去除效果與淨水廠面臨藻毒如何因應。惟參考 p.12 及 p.13 文獻所示：活性炭無法去除細胞內毒，僅能去除細胞外毒，建議實驗設計部分能區分：原水藻華時以混凝沉澱過濾為主(去除大部分藻細胞，如章節 4.7 所示)，另外細胞外毒再以活性炭添加為主，而非將活性炭直接添加於含藻細胞之原水取水口(如章節 4.8)。

當原水發生藻華時，伴隨著部分產毒藻體衰老死亡，藻細胞破裂釋出藻毒，原水中可能同時含有溶解性藻毒及產毒藻細胞存在。因此於取水口添加粉狀活性炭，可有較長的接觸時間吸附溶解性藻毒與藻細胞破裂所產生之 TOC，有助於後續混凝沉澱操作，另亦有助於粉狀活性炭顆粒經混凝後於沉澱池去除。粉狀活性炭之加注點應視淨水場環境而異，一般而言，以較長之吸附接觸時間為考量。

2. p.7 分析藻毒細胞內毒及細胞外毒之定義，請釐清。

「細胞外毒」係指原水中產毒藻細胞死亡裂解釋出之溶解性藻毒；而「細胞內毒」則指原水中產毒藻細胞中存在之藻毒，二者測值結果加總即為總藻毒。

<p>3. p.90、p.93、p.99 圖表表示方式請修正，因黑白照片及圖表不易區分要表達之事物。</p>	<p>依「中華民國自來水協會學術研究計畫應行注意事項」第五點規定，期中報告、期末報告(初稿)及簡報資料，須以黑白印刷；至於最終期末報告(定稿)則須以彩色印刷，相關圖表將不再會有因黑白印刷不易辨識之情形。</p>
<p>4.p.48 藻毒試驗添加 10 µg/L 藻毒，但 ELISA 藻毒檢測試劑之檢量線為 0.1-1.2 ppb，添加量已超過減量線範圍，如何確校。(藻華大多發生於局部地區(下風處)，若取水口位置不在該處或可調整水層，總微囊藻毒測值超過 1 µg/L 極為少數。)</p>	<p>(1)本研究以 ELISA 檢測藻毒，檢量線範圍為 0.1~2.0µg/L，有關超過 2.0µg/L 之藻毒數據係以稀釋後檢測再行換算，所有數據均為實際檢測真值，並無外插推估之數據。</p> <p>(2)當發源水發生藻華可能有藻毒時，若水源為水庫水，確實可透過水庫放水口高層位置調整，降低原水中藻類及藻毒含量；本研究係以最惡劣狀況進行探討。</p>
<p>5.p.139 上次委員意見之答覆仍有疑問，如何得知經國外購入之純種藻株已與本土藻種相近。替代之精神為培養出與原本菌株相同之藻株，而非改變藻株之特性。</p>	<p>(1)有關本研究藻株之取得，原向長期監測及研究翡翠水庫藻類的中研院吳俊宗博士洽詢，惟吳博士已退休，嗣後陸續連繫台大漁科所周宏農教授(吳博士介紹)、環檢所黃壬瑰研究員、</p>

	<p>成大林財富教授團隊(該團隊研究之藻株係由環境取得自行分離純化，並無現成培養之藻株)，均未能取得，爰透過生技公司向美國德州奧斯汀大學分子生物系藻類採集培養中心購買輸入，經本處4個月自行培養繼代，藻細胞已產生群體(colony)態，符合研究需求。</p> <p>(2)經參考相關文獻及請教黃壬瑰研究員得知，藻株不管是否來自本土，培養過程均可能變種，剛取得藻株必為單細胞態與環境生長的不同，另須考量是否產毒問題，除此之外，國外銅綠微囊藻細胞與本土者於淨水處理上並無不同。</p> <p>(3)本研究採國外進口自行繼代培養之藻細胞進行試驗，經多次杯瓶試驗反覆驗證，結果與國內外文獻實驗結果相符。</p>
<p>6. p.140 期末報告無看到 4.1.3 節探討部分。</p>	<p>期中報告吳委員振榮審查意見回覆內容中，有關「4.1.3」係為「4.7.3」之誤植。</p>

五、吳委員振榮

1.p.121 結論 8 在無法新增設備情況下如何增加接觸時間？及提高加氯濃度恐增加淨水處理與清水端生成消毒副產物風險，建議略為補充敘述。

以加氯氧化去除溶解性微囊藻毒時，在無法新增設備而需增加接觸時間狀況下，可於清水池後加氯儘可能加至飲用水水質標準容許最大量，或降低處理水量(流量)，已於期末報告(定稿) 4.10 補充說明。

2. p.122 5.1.2 結論添加粉狀活性碳(PAC)具有吸附微囊藻毒成效，惟依台水公司在實務上對於選定 PAC 添加位置、如何將 PAC 調混均勻仍有待克服。

以粉狀活性碳(PAC)吸附原水中微囊藻毒，仍以於取水口添加，有較長的接觸時間為佳；至於 PAC 調混均勻問題，如取水口有場地空間，可考量仿效北水處青潭堰取水口購置 PAC 加藥設備，以先行混合方式進行加注，或考量以濕式(slurry)加注。

3.另外建議後續可朝增設粒狀活性碳(GAC)填充塔進行比較研究分析，也可避免紅磚業者對含碳污泥高溫燒製後易產生爆裂孔洞而降低再利用意願。

本研究目的係針對突發性、短期間藻華原水中微囊藻毒因應處理，故以添加粉狀活性碳(PAC)較為彈性且經濟有效。至於增設粒狀活性碳(GAC) 填充塔或濾床，則係因應經常性、較長期間藻華原水中污染物之處理，並不在本研究範圍內。

六、王委員傳政

1.本報告對於原水中微囊藻去除研究，對傳統處理的加氯、加藥及 PAC 使用的研究相當紮實，值得讚許，惟較可惜的僅此長興場原水來進行試驗，因其本身尚未有藻毒的問題，若能參考國內有優養化水庫的原水來取樣模擬，可能更有說服力。

(1)本研究係以長興場原水添加藻毒標準品來模擬溶解性藻毒，添加購入後自行繼代培養，確認會產毒之銅綠微囊藻細胞來進行試驗。

(2)若考量取樣國內有優養化水庫的原水來進行模擬試驗，首先優養的水庫其優勢藻種未必為銅綠微囊藻，也未必會產毒；其次即使產毒其濃度是否能達試驗要求亦是問題，欲找尋符合試驗需求之狀況可遇而不可求，不可預期變數太大，故未加以考量。

2.p.99 含藻原水混凝濁度去除最適加藥濃度預測試於原水濁度 3.5 NTU，pH 7.4 之長興場原水添加微囊藻其試驗結果最適加藥量 20 mg/L 與表 4.7-1 或圖 4.7-1 所呈現曲線似有不同，應非最適 PACl 混凝加藥濃度。

已於期末報告(定稿) 4.7 進行修正。