

比較臭氧與高錳酸鉀前氧化劑對處理優養化原水水質之影響

*陳振正 **曾怡禎 ***葉宣顯

*博士班研究生/講師，**副教授，***教授

*成功大學環境工程學系/大仁技術學院環工系，**成功大學生物學系，***成功大學環境工程學系

摘要

國內淨水場普遍使用氯為前氧化劑，作為控制生物增殖與氧化氮氮之用。然而，在前氯帶來消毒副產物潛在危害之下，有必要選擇另一替代前氧化劑。本研究以優養化嚴重之澄清湖原水為對象，藉由模型廠試驗，比較臭氧與高錳酸鉀兩種前氧化劑，對混凝沉澱處理優養化原水之影響，並配合實驗室試驗，以瞭解兩者間之差異。

模廠試驗結果顯示，臭氧與高錳酸鉀對於混凝除藻皆具有提昇作用，兩者並分別存在一最適劑量，當超過此最適劑量時，臭氧可能干擾混凝程序。而在各別最適劑量與相同操作條件下，平行比較發現，高錳酸鉀與臭氧對混凝除藻效率相當。若進一步分析各類藻種之去除率，結果顯示，不管臭氧或高錳酸鉀，在所有藻種間對綠藻(*Chlorella*)之混凝去除效率，相對較低。而此同時，比較其他重要水質參數發現，濁度與三鹵甲烷生成潛能兩項之混凝去除率，臭氧與高錳酸鉀之表現相當，然而在溶解性有機物(NPDOC)去除方面，臭氧表現優於高錳酸鉀。但提高臭氧加量時，發現濁度與藻類去除率比高錳酸鉀表現差。

另為瞭解高錳酸鉀與臭氧對藻體表面之影響，於實驗室培養純藻進行氧化試驗，結果顯示，臭氧較易使藻體釋出有機物(以 NPDOC 表示)，且臭氧劑量增加，NPDOC 增加量愈多，而其增加者多為醣類、蛋白質之成分，反之高錳酸鉀則無此現象。另以鉀離子釋出量代表藻體破壞情形，亦顯示臭氧比高錳酸鉀較易氧化藻體，並使藻體釋出有機物於水中。臭氧同時會改變藻體表面電位，藻體表面電位隨臭氧劑量增加，有愈趨向正值之現象，而高錳酸鉀則無此結果。但另一方面，綠藻在加入高錳酸鉀之後，亦發現藻體沉降率明顯提高且有凝聚現象，而臭氧則無凝聚現象，沉降率亦相對較差。

前言

水中藻類造成淨水程序之困擾，因此，前氧化劑常被用以控制生物生長，或增進混凝效果。處理水中藻類，需考慮藻體本身與藻類釋出物質等問題，在處理程序中應儘可能避免破壞其細胞，以降低藻體體內有機物、具毒性或臭味物質釋出(Peterson et al., 1995; Oliver and Shindler, 1980)。而控制藻體之氧化劑包括氯、二氧化氯、臭氧及高錳酸鉀等，然而，在前氯帶來消毒副產物潛在危害之下，一般認為臭氧及高錳酸鉀較具潛力與優勢。

許多研究指出 (Moyers & Wu, 1985; Ma & Graham, 1996; Graham, 1997), 處理表面水時, 高錳酸鉀可有效提高混凝沉澱之功效, 減少濁度、溶解性有機物、色度 (E_{420}) 及 UV 吸光值 (UV_{254}), 亦可降低消毒副產物之生成, 而所生成之二氧化錳膠羽對於淨水程序亦有相當大的貢獻。此外, Petruševski (1996) 指出, 高錳酸鉀可抑制藻類活性或使藻類產生生物聚合物, 而幫助混凝除藻。前臭氧對藻類的去除亦有其功效, 法國 Bobital 水廠以臭氧為前氧化劑, 對藻類有良好的去除效果 (Richard, 1993)。Antoine 等 (1998) 試驗前臭氧對除藻類的影響, 在浮除池後, 有前臭氧之去除率約為 93%, 但沒有前臭氧者卻只有 75%。可見使用臭氧為前氧化劑, 可以提昇藻類之去除效果。

本研究即以優養化嚴重之澄清湖原水為對象, 藉由模型廠試驗, 比較臭氧與高錳酸鉀兩種前氧化劑, 對混凝沉澱處理優養化原水之影響, 並配合實驗室試驗, 以瞭解兩者對藻類作用之差異。

研究方法

模型廠試驗

澄清湖高級淨水處理模型廠進流原水, 平行進入兩套處理流程, 經前氧化、混凝及沉澱等程序。兩流程分別採用高錳酸鉀與臭氧為前氧化劑, 以比較兩種前氧化劑對處理水質之影響。試驗期間, 臭氧與高錳酸鉀加量, 分別為 0~3 mgO_3/L 與 0~1.75 $mgKMnO_4/L$ 。而明礬加藥量為 70 mg/L (液體硫酸鋁, 7.5% Al_2O_3)。兩流程快混池攪拌機之轉速皆定為 110 rpm, 慢混

池之 G 值控制在 40 sec^{-1} , 傾斜管沉澱池溢流率則為 $69.8 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-d}$ 。

實驗室試驗

(1) 純藻培養

本研究之試驗藻種為 *Chlorella sp.*, 屬於綠藻的一種。因 *Chlorella* 經常為南部重要水源—澄清湖原水中之優勢藻或次優勢藻, 且其於濾床之去除率較其他藻種為差 (葉氏, 2001), 故挑選此藻種做為試驗對象。*Chlorella sp.* 培養方式如下: 將配製好之營養鹽 500 mL 置入 1 L 之血清瓶中, 之後利用高溫高壓殺菌釜進行滅菌 (1.5 atm, 121°C , 30 min), 取出營養鹽降溫後, 植入綠藻母液並於培養箱培養, 綠藻培養箱為恆溫光照箱 (ANCER, AS-25), 溫度控制為 28°C , 光照時間 24 hr/day, 光照強度 $10000 \pm 2000 \text{ lux}/\text{m}^2$ 。綠藻培養過程中, 每天加入約 10 mL CO_2 氣體, 做為綠藻所需之碳源。

(2) 人工純藻混合液

純藻培養至 7 天, 濃度相當高。此時自恆溫培養箱取出藻液, 隨即分裝於離心管, 以 4000 rpm ($3000 \times g$) 離心 5 分鐘, 之後將上澄液棄置, 以 0.015 M $NaClO_4$ 溶液洗下藻體, 使藻體再次懸浮於 0.015 M $NaClO_4$ 溶液中, 並調整成適當藻類濃度之人工純藻混合液, 作為試驗之用。

(3) 藻類濃度計數

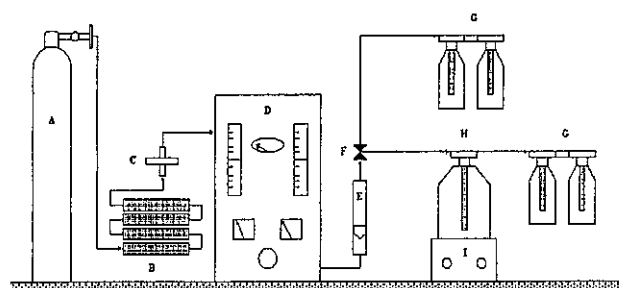
藻體計數方法通常需經過濾、乾燥、上油、顯微鏡計數等步驟, 較為繁雜, 且缺乏時效性。由於純藻培養, 綠藻濃度極高, 稀釋倍數不易掌控, 且 *Chlorella* 為球形體型, 故嘗試以分光光度計 (Model U-2001 UV/Vis Spectrophotometer, Hitachi, Japan) 配合顆粒計數器 (Model 8000A,

HIAC, Pacific Scientific Instruments, USA) 偵測其濃度。

(4) 氧化試驗

4.1 臭氧氧化試驗

臭氧氧化試驗裝置，如圖 1 所示。臭氧機 (Welsbach T-816 laboratory ozonator, Welsbach Ozone Systems Corporation, San Jose, CA, USA) 在固定壓力與流量下產生之臭氧氣體，先行通過內含 2% KI 溶液之吸收瓶，一定時間接觸吸收之後，隨即令臭氧氣體通過內有定體積純藻混合液之反應瓶，未氧化之剩餘臭氧氣體再由其後之



A: 高壓氧氣鋼瓶 B: 乾燥器 C: 0.22 μm 濾膜
D: 臭氧產生機 E: 浮子流量計 F: 三向閥
G: 碘化鉀吸收瓶 H: 臭氧反應瓶 I: 攪拌器

圖 1 臭氧氧化裝置圖

KI 溶液吸收，相同接觸時間之後，停止臭氧氣體進入反應瓶，並隨即加入少量純藻混合液，反應瓶迅速上蓋密封並不留有空隙，置於攪拌器上令其攪拌反應 60 min。吸收之 KI 溶液以 0.025 N 之 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 標準液滴定，達到滴定終點，計算臭氧通量。利用兩臭氧通量之差異與純藻混合液體積，求得臭氧之加量。臭氧加量之改變通常可由臭氧接觸時間或調整臭氧機功率為之。

4.2 高錳酸鉀氧化試驗

取固態高錳酸鉀 (Merk, Germany) 10 g，以加熱溶解方式溶於 1 L 二段水中，靜

置 24 hr 之後，將溶液通過 0.2 μm 濾膜以除去二氧化錳，濾液存於棕色瓶中，此即為高錳酸鉀儲備液。取適量高錳酸鉀儲備液，再稀釋成高錳酸鉀標準溶液。定量純藻混合液，分別加入不等量高錳酸鉀標準溶液，令其攪拌反應，反應時間控制同樣為 60 min。

(5) 化學分析

5.1 鉀離子分析

上述氧化劑氧化時間結束後，分別將純藻混合液以預先浸泡過之 0.45 μm 濾膜 (MFS membrane filters, USA) 過濾，取得之濾液約 50 mL 置於預先酸洗過之 PE 瓶，然後加入 6 N HCl 數滴，使其 $\text{pH} \leq 2$ ，此酸性濾液隨即以原子吸收光譜儀 (Atomic absorption spectrometer, Hitachi Z-5300, Japan) 分析鉀離子濃度。原子吸收光譜儀，其方法偵測極限為 0.005 ppm。

5.2 非揮發性溶解性有機碳 (Non-Purgable Dissolved Organic Carbon, NPDOC) 分析

取適量之水樣，經 0.45 μm 濾膜過濾，以 6 N HCl 酸化至 $\text{pH}=2$ ，再以高純氮氣曝氣 5~10 分鐘後，水樣注入總有機碳偵測儀器 (Total Organic Carbon Analyzer, Shimadzu TOC-5000, Japan)，以高溫氧化-紅外線法 (Combustion-Infrared Method) 偵測分析之。

5.3 醣類與蛋白質分析

醣類測定以 Anthrone Method 分析，而蛋白質則利用 Lowry protein method (1951) 分析。

5.4 三鹵甲烷生成潛能 (Trihalomethane formation potential, THMFP) 分析

THMFP 係水樣添加適量次氯酸鈉溶液，於 25°C 之恆溫箱中培養 7 天之三鹵甲

烷與瞬間水樣所含之三鹵甲烷之差值，可代表水樣中可能形成三鹵甲烷之物質總量。而三鹵甲烷之分析，是依照美國水及廢水標準檢驗方法第 19 版所列 Purge and Trap Packed-Column Gas Chromatography Method I 之方法，進行分析。

(6) 界達電位測定

界達電位分析所使用之儀器為界達電位分析儀 (Zetasizer 2000HAS, MALVERN, U.K.)。本儀器利用 PCS (Photon Correlation Spectroscopy) 法進行偵測。PCS 法偵測溶液或懸浮液中顆粒之擴散速率。利用兩束雷射光束交叉於量測管內之靜止層 (Stationary Layer)，使其產生干涉條紋 (Interference Fringe)。樣品粒子在干涉條紋中移動時所產生之散射光，經由 PM (Photo-Multiplier) 管收集後，可以其強弱及變化速率快速準確偵測出粒子之電泳速度，再計算出其界達電位。水樣分析前，需先以標準品進行儀器之校正。標準品之界達電位值需為 -50 ± 5 mV。水樣可偵測粒徑大小範圍為 5 nm ~ 30 μ m。

(7) 沉降試驗

經氧化作用後之綠藻懸浮液，分別置入 1 公升之 Imhoff cone，隨後計時並於不同時間，採液面下 5 公分水樣測定藻體濃度，據以計算藻體沉降率，同時以肉眼觀察藻體沉降及吸附於容器之情形，以瞭解臭氧及高錳酸鉀兩種氧化劑，對綠藻沉降性之影響。

結果與討論

1. 模型廠試驗

1.1 藻類去除比較

傳統淨水單元，對於藻類之去除，以混凝沉澱程序為主。表 1 為模廠試驗，以臭氧及高錳酸鉀為前氧化劑時，混凝沉澱之藻類去除率。澄清湖原水藻類濃度介於 3700 ~ 16000 cells mL⁻¹ 之間。由表 1 可知，前氧化劑對混凝除藻具有正面幫助效用，當混凝劑加量為 70 mg/L 時，藻類去除率隨高錳酸鉀加量增加而增加。未添加前氧化劑時，混凝沉澱藻類去除率為 79.87%，當添加高錳酸鉀之後，藻類去除率提昇至 85% 以上，相同現象亦出現在以臭氧為前氧化劑時，臭氧加量增加，藻類去除率亦增加。但進一步分析表 1，發現高錳酸鉀與臭氧對混凝除藻，似乎存有一最適劑量，當高錳酸鉀加量超過 1.25 mg/L 及臭氧加量超過 3 mg/L 時，前氧化作用對提昇混凝沉澱除藻效益，幫助有限，甚至出現反效益情形，此種情形又以臭氧較為明顯。當前臭氧加量為 7 mg/L 時，混凝沉澱之藻類去除率降至 43.46%。因此，適量之前氧化劑對混凝除藻應有正面效益，但過量時，臭氧反而容易干擾混凝程序。

在模廠內利用兩套設備，進行以臭氧及高錳酸鉀為前氧化劑，對混凝沉澱除藻之平行試驗。圖 2 所示為對各種藻種去除率比較。當臭氧及高錳酸鉀加量為 1、0.75 mg/L 時，原水藻類濃度 3152 ~ 5886 cells mL⁻¹，藻類混凝沉澱去除率，臭氧者平均為 83.88%，而高錳酸鉀為 84.54%，此結果表示兩種前氧化劑在相當添加量下，對於藻類去除率之提昇，兩者之表現頗為接近。而臭氧及高錳酸鉀加量分別為 3、0.75

mg/L 時，原水藻類濃度 9457 cells mL⁻¹，由圖 2B 可知，在此劑量下，臭氧(93.23%)之表現反而比高錳酸鉀(97.11%)為差，顯示過高之臭氧加量，不利於混凝程序除藻。再由圖 2A、2B 分析不同藻種去除率之差異，發現處理程序對於矽藻 (*Cyclotella*、*Melosira*、*Synedra*)之控制，優於藍綠藻 (*Microcystis*) 與綠藻 (*Chlorella*)，亦即在兩種氧化劑作用下，不同藻種間之混凝去除率，以綠藻最低。一般認為，混凝除藻與藻體大小、外型構造及移動性有關，亦即藻體細胞較小、有鞭毛具移動性者，混凝沉澱較不易去除 (Konno, 1993; Bernhardt et al., 1991)。而此綠藻不易混凝沉澱去除之特性，認為應與其藻體細胞較小有關 (Pieterse et al., 1997)。

1.2 重要水質參數比較

前氧化劑對優養化原水之作用，除對藻類控制具有幫助之外，對其他重要水質亦有相當作用與助益。圖 3 為不同臭氧及高錳酸鉀加量時，混凝沉澱對濁度、NPDOC、A254 及 THMFP 之去除率比較。濁度方面，原水平均濁度 13.2 NTU，在臭氧 1 mg/L 與高錳酸鉀 0.75 mg/L 加量時，混凝沉澱之濁度去除率可達約 88%，兩者對濁度去除率之貢獻，頗為接近。但臭氧加量提高為 3 mg/L 時，卻發現濁度去除率下降，表現比高錳酸鉀為差，此現象與高臭氧加量時藻類去除率降低(圖 2B)，頗能對應。Narkis et al. (1975) 曾經指出，水中有機物會影響顆粒之混凝作用，兩者共同存在時，必須先行滿足有機物之混凝，才有機會進行顆粒去穩定，因此，過高臭氧加量而使藻體釋出之有機物，可能使混凝劑加量不足以將顆粒去穩定，造成藻類及濁度混凝去除率降低。

有機物去除方面，由圖 3 清楚可知，臭氧對混凝沉澱去除 NPDOC 之幫助，優於高錳酸鉀，當臭氧加量為 1、3 mg/L 時，NPDOC 之混凝沉澱去除率平均分別為 30.8%及 37.1%，表現比高錳酸鉀之 19.95% 好。在 A254 方面，亦有相同情形，而 THMFP 方面，兩者表現相當。理論上，前氧化劑對水中物種之作用與其氧化力有關，臭氧之反應力比高錳酸鉀強 (Letterman, 1999)，因此臭氧對 A254 及引起 THMFP 較大比例之大分子有機物 (Rekhow et al., 1990)，有較佳之去除率表現，應可理解。理論上，前氧化劑會將水中有機物氧化成向小分子，此小分子有機物並不易於混凝去除，而且前氧化劑在滿足氧化液相中還原物質及溶解性有機物之同時，溶解性有機物不可能完全被氧化消失。NPDOC 之去除，以高錳酸鉀而言，可能是由生成之 MnO₂ 膠體吸附有機物，而於混凝沉澱時共沉降一併去除。臭氧之作用，則可能係微膠凝 (microflocculation) 所致，亦即，與臭氧氧化有機物而形成有機物一混凝劑錯合物，或氧化藻體釋出生物聚合物，促進架橋作用等有關 (Rekhow et al., 1986; Edwards and Benjamin, 1991)。

2. 實驗室試驗

2.1 氧化試驗

為了證實前氧化劑對藻體之影響，及瞭解臭氧及高錳酸鉀氧化藻體之差異，特別於實驗室培養純種綠藻，進行藻體前氧化試驗。基於分析濃度過低之限制，本試驗藻體濃度皆調整為 4×10⁷ cells mL⁻¹ 左右。圖 4 為不同臭氧及高錳酸鉀加量與藻類釋出 NPDOC 之關係，圖中清楚顯示，臭氧對綠藻釋出有機物之濃度，隨臭氧加量增加而增加，而高錳酸鉀對藻體釋出 NPDOC 之作用，則較不明顯，亦即

NPDOC 濃度不隨高錳酸鉀加量增加而增加。由於高錳酸鉀氧化有機物，生成 MnO_2 膠體，而 MnO_2 膠體可吸附有機物，因此藻體釋出 NPDOC 不隨高錳酸鉀加量增加而增加，亦可能係釋出有機物被 MnO_2 膠體吸附，而於分析 NPDOC 過程被濾紙過濾掉所致。不過，此結果仍顯示出臭氧氧化力強，對藻體之影響亦大。

臭氧使藻體釋出之有機物，可能是胞外物，甚或是胞內物，若為胞內物，則可能是藻體細胞溶出之原生質，即代表藻體細胞破裂，此將不利於淨水程序。原水藻體之去除仍以完整細胞混凝沉澱去除為上策，以避免藻體因前氧化而釋出臭味或毒性物質(Drikas et al., 2001; Lam et al., 1995)。一般藻體細胞壁主要成分為聚醣類(polysaccharide)與纖維素(cellulose)，細胞壁內有一層原生質膜(plasmalemma)，而膜內原生質大多是一種蛋白質膠體合成物(Stewart, 1974)。另一方面，與藻類合成能量具有重要關係之鉀離子，在藻體內主要作用為酵素活化劑(activator of enzyme)，Lewin(1962)研究指出，鉀大多分布於藻體內細胞質及液泡，少量存於細胞壁。因此可利用鉀離子釋出變化以觀察藻體受破壞情形。圖 5 為前臭氧加量與藻體釋出蛋白質及多醣類濃度之關係。圖 6 則為兩種氧化劑不同加量時，藻體釋出 K^+ 相對強度之關係。由圖 5、圖 6 分析，可知當前臭氧加量超過 2 mg/L 時，蛋白質濃度及 K^+ 相對強度皆有大幅上升趨勢，顯示過高臭氧劑量，確實有使藻體細胞破裂之虞。相對地，高錳酸鉀在 K^+ 相對強度及 NPDOC 濃度上，變化不大，表示高錳酸鉀對綠藻氧化，不同於臭氧且有不一樣之影響。

2.2 藻體表面電位測定

圖 7 為不同臭氧及高錳酸鉀加量時，藻體細胞界達電位變化。該圖顯示兩種氧化劑對綠藻細胞表面界達電位變化有所差異。高錳酸鉀氧化藻體，其界達電位仍維持約 -32 mV 左右，並不隨高錳酸鉀加量而變，但藻體界達電位卻隨臭氧加量之增加，其絕對值逐漸變小，此結果表示臭氧及高錳酸鉀氧化綠藻，對綠藻表面之特性已有不同之影響與改變。

2.3 沉降試驗

圖 8 為綠藻經臭氧及高錳酸鉀氧化之後，藻體沉降百分率與沉降時間之關係。由圖看出，在 4 小時之沉降時間內，1 mg/L 高錳酸鉀氧化之綠藻，沉降率明顯高於 0.9 mg/L 之臭氧。仔細觀察，亦發現高錳酸鉀氧化之綠藻，易沉降下來且有凝聚情形，而臭氧者並無此現象。

綜合以上試驗，可以初步判斷臭氧與高錳酸鉀對藻體之作用機制不同，就 NPDOC 釋出與凝聚現象之觀點而言，兩種氧化劑皆可能使藻體釋出胞外物，但因氧化力不同，致釋出之胞外物成分或釋放量，可能有所差異(Paralkar et al., 1996)。過高臭氧加量，致 NPDOC 濃度增加，確係由藻體釋出，並影響混凝程序。而氧化後界達電位之不同，亦可瞭解兩種氧化劑對改變綠藻表面特性之差異。另外高錳酸鉀氧化產生之 MnO_2 膠體，在除藻程序中所扮演之角色，則有待進一步研究。

結論與建議

本研究經現場模型試驗與實驗室試驗，可獲致如下幾點結論：

1. 使用臭氧及高錳酸鉀兩種前氧化劑，可提升優養化原水混凝沉澱除藻能力。
2. 兩種前氧化劑分別存在一最適劑量，當超過此最適劑量時，臭氧可能干擾混凝程序。
3. 不管臭氧或高錳酸鉀，在所有藻種間，對綠藻(*Chlorella*)之混凝去除效率，相對較低。
4. 臭氧在 NPDOC、THMFP 等水質之混凝去除率，表現優於高錳酸鉀。
5. 過高臭氧加量，易使藻體破裂並釋出有機物(以 NPDOC 表示)，臭氧劑量增加，NPDOC 增加量隨之提高。高錳酸鉀，則無此現象。
6. 綠藻加入高錳酸鉀之後，藻體沉降率高且有凝聚現象，而臭氧則無凝聚現象，沉降率亦相對較差。

誌謝

感謝台灣省自來水公司及中國鋼鐵公司，提供模型廠設備，使現場試驗得以順利完成。另外，大仁技術學院環工系陳政蓉同學，於實驗分析上之幫忙，在此一併致謝。

參考文獻

1. Antoine, M. and Bénédicte, W. (1998) "Preozonation Couple Flotation Filtration: Successful Removal of Algae", *Wat. Sci. Tech.*, 37:2:65-73.
2. Bernhardt, H. and Clasen, J. (1991) "Flocculation of Micro-Organisms." *J Water SRT-AQUA*. 40: 2: 76-87.
3. Drikas, M., Chow, C.W.K., House, J., and Burch, M.D. (2001) "Using Coagulation, Flocculation, and Settling to Remove

Toxic Cyanobacteria.", *Jour. AWWA*, 93:2:100-111.

4. Edwards, M. and Benjamin, M. M. (1991) "A Mechanistic Study of Ozone-Induced Particle Restabilization", *Jour. AWWA*, 91:6:96.
5. Graham, N. J. D. (1997) "The Role of Ozone and Potassium Permanganate in Drinking Water Treatment", *Proceedings 3rd International Workshop on Drinking Water Quality Management and Treatment Technology*, March 5-6, Taiwan, R.O.C., 29-52.
6. Konno, H. (1993) Settling and Coagulation of Slender Type Diatoms. *Wat. Sci. Tech.* 27: 11: 231-240.
7. Lam, A.K.Y., Prepas, E.E., Spink, D. and Hruday, S.E. (1995) "Chemical Control of Hepatotoxic Phytoplankton Blooms: Implications for Human Health.", *Wat. Res.* 29:8:1845-1854.
8. Letterman, R. D., (1999) Water quality and treatment: A handbook of community water supplies. 5^{ed}, *American Water Works Association*. New York : McGraw-Hill.
9. Lewin, R.A., (1962) *Physiology and Biochemistry of Algae*, Academic Press, Inc.
10. Lowry, O. H., Rosebrough, N. J., Farr, A. L. and Randall, R. J. (1951) "Protein measurement with the Folin Phenol Reagent.", *J. Biol. Chem.*, 193:265-275.
11. Ma, J. and Graham, N. (1996) "Controlling the Formation of Chloroform by Permanganate Preoxidation - Destruction of Precursors", *J. Water SRT-Aqua*, 45:6:308-315.
12. Moyers, B. and Wu, Y. S. (1985)

- “Removal of Organic Precursors by Permanganate Oxidation and Alum Coagulation”, *Wat. Res.*, 19 : 3 : 309-314.
13. Nakis, N., Rebhun, M. (1975) “The Mechanism of Flocculation Processes in The Presence of Humic Substances.”, *Jour. AWWA*. 67:2:101-108.
14. Oliver, B.G., and Shindler D.B. (1980) “Trihalomethanes from the Chlorination of Aquatic Algae.”, *Environ. Sci. Technol.* 14:12:1502-1505.
15. Paralker, A., and Edzwalk, J. K. (1996) “Effect of Ozone on EOM and Coagulation”, *Jour. AWWA*, 88 : 4 : 143.
16. Petruševski, B., Van Breemen, A. N. and Alaerts, G. (1996) Effect of Permanganate Pre-treatment and Coagulation with Dual Coagulants on Algae Removal in Direct Filtration. *J Water SRT-AQUA*. 45: 5: 316-326.
17. Peterson, H.G., Hrudgy, S.E., Cantin, I.A., Perley, T.R. and Kenefick, S.L. (1995) “Physiological Toxicity, Cell Membrane Damage and the Release of Dissolved Organic Carbon and Geosmin by *Aphanizomenon flos-aquae* After Exposure to Water Treatment Chemicals.”, *Wat. Res.* 29:6:1515-1523.
18. Pieterse, A.J.H. and Cloot, A. (1997) “Algal Cells and Coagulation, Flocculation and Sedimentation Processes.”, *Wat. Sci. Technol.* 36:4:111-118.
19. Reckhow, D. A., Singer, P. C., and Malcolm, R. L., (1990) “Chlorination of Humic Material: By Product Formation and Chemical Interpretations.”, *Environ. Sci. & Tech.*, 24:11:1655.
20. Reckhow, D. A., Leqube, B., and Singer, P. C. (1986) “The Ozonation of Organic Halide Precursors : Effect of Bicarbonate ”, *Water Res.*, 20 : 8 : 987-998.
21. Richard, Y. (1993) “Use of Ozone and Flotation for the Treatment of a Reservoir Water : the Dinan Case History”, *Ozone Science & Engineering*, 15 : 465-480.
22. Stewart, W.D.P., (1974), *Algal physiology and Biochemistry*, University of California Press.

表 1 模型廠試驗，不同前氧化劑藻類混凝沉澱去除率

Preoxidant	Dosage, mg/L	Removal, %
Without	---	79.87
O ₃	1	92.64
	3	93.23
	7	43.46
KMnO ₄	0.5	85.40
	1	87.48
	1.25	97.39
	1.75	88.0

註：硫酸鋁(7.5%Al₂O₃)加量 70 mg/L

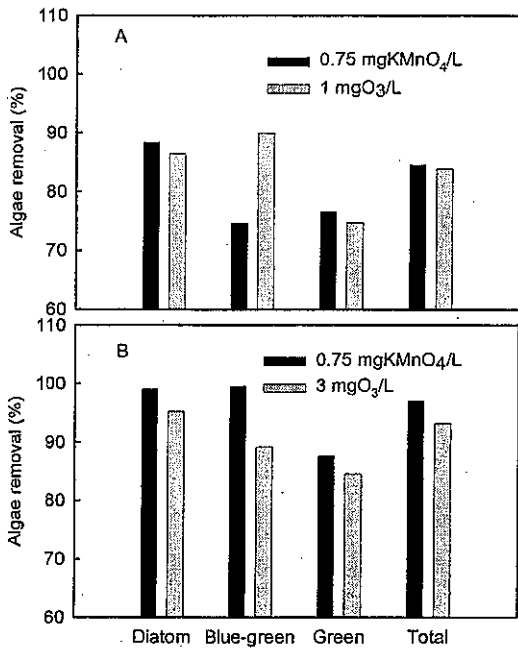


圖 2 模廠試驗臭氧與高錳酸鉀平行操作時，混凝沉澱藻類去除率之比較

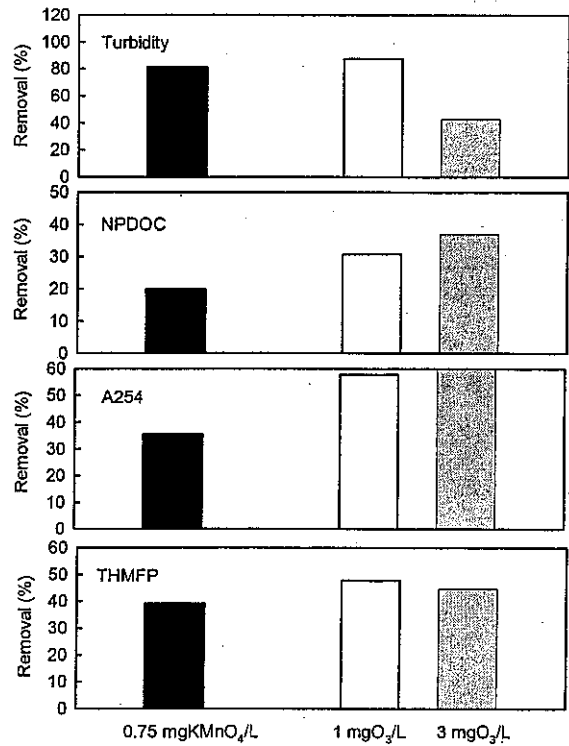


圖 3 不同臭氧及高錳酸鉀加量時，混凝沉澱對濁度、NPDOC、A254 及 THMFP 之去除率比較

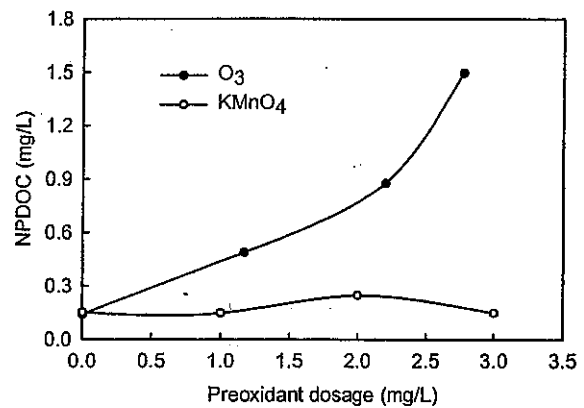


圖 4 不同臭氧及高錳酸鉀加量與藻類釋出 NPDOC 之關係

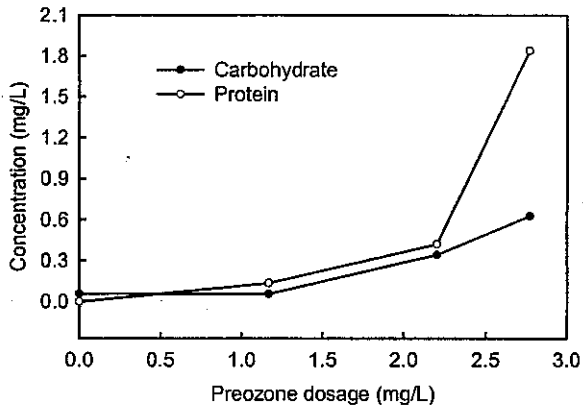


圖 5 前臭氧加量與藻體釋出蛋白質及多糖類濃度之關係

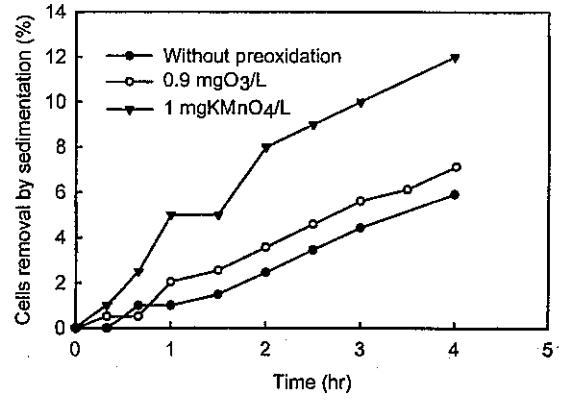


圖 8 臭氧及高錳酸鉀氧化後，藻體沉降百分率與沉降時間之關係

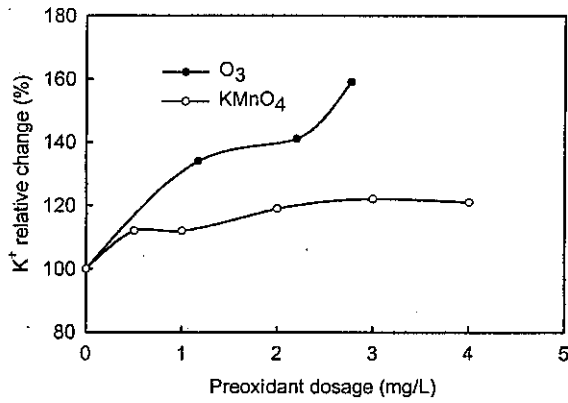


圖 6 不同臭氧及高錳酸鉀加量時，藻體釋出 K⁺ 相對強度之關係

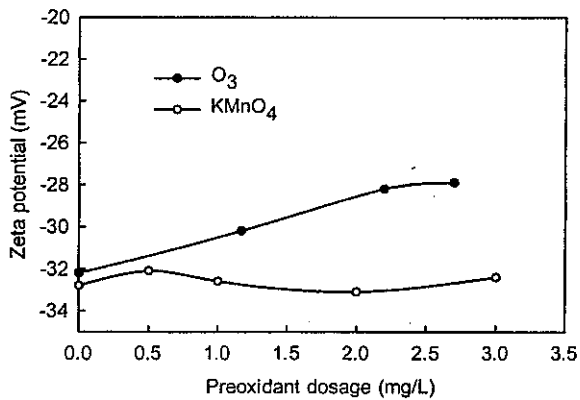


圖 7 不同臭氧及高錳酸鉀加量時，藻體細胞界達電位變化