

臭氧結合生物流體化床程序應用於山上自來水廠原水處理之研究

*吳俊哲，**黃東池，**吳志超，***吳明宗，****方茹萍，*****鄭寶玉
*助理教授，**副教授，***碩士，****學士
逢甲大學環境工程與科學學系

摘要

本研究係以台南山上淨水廠原水作為模擬的對象，並以臭氧為主體之氧化技術結合生物流體化床來探討自來水之處理效能及操作參數的評估，藉以了解不同臭氧劑量對原水水質特性的改變，並評估其對後續生物流體化床操作參數的影響。其次亦探討臭氧結合生物流體化床氧化有機物後，對臭氧消毒副產物-醛類物質生成的影響。另外，由於山上淨水廠原水中含有較高濃度的有機物及溴離子，如果使用臭氧氧化來進行前處理的話，溴酸鹽及含溴有機前驅物質的濃度會明顯增加，對自來水淨水處理可能產生負面的影響。

本實驗以不同的臭氧劑量(0、2、4 mg O₃/mg NPDOC)來探討對山上淨水廠原水基本水質的影響及消毒副產物的生成潛勢，並評估不同臭氧氧化劑量對於溴離子生成 Bromate 的影響。結果顯示臭氧可有效降低原水之 A₂₅₄，表示水中含雙鍵或不飽和共價鍵之有機物可以被臭氧氧化分解。但是原水整體之溶解有機物(DOC)濃度隨著臭氧劑量的增加而增加。生物可分解有機碳 BDOC 經 2、4 mg O₃/mg NPDOC 臭氧氧化後，增加約 100% 及 120%，顯示臭氧可大幅增進水中天然有機質或合成有

機物質的生物可分解性。

臭氧氧化副產物—醛類的濃度隨著臭氧劑量的增加會達到一最大值，但是隨著臭氧劑量再增加，各種醛類的濃度便開始減少，表示後續所加入的臭氧很容易與這些因有機物氧化反應產生之醛類物質進行化學作用。而各醛類物質的濃度分佈亦不相同，各醛類物種間的大小順序關係為：Formaldehyde > Glyoxal > Acetaldehyde > Propionaldehyde > Benzaldehyde。山上原水之溴離子濃度約為 344.6 μg/L，經 2、4 mg O₃/mg NPDOC 氧化後，Bromate 生成濃度分別為 47.6 及 52.4 μg/L，然後通過後續之生物流體化床，發現對於生成之 Bromate 並無明顯的去除效果。

原水通過 2、4 mg O₃/mg NPDOC 臭氧氧化結合生物流體化床處理 (RTD=2.70 hr) 後，對於 THMFP 之去除效率可提升 26.9 % 及 22 %，表示添加前氧化劑對於 THM 之前驅物質有增進去除之效果。由 HAAFP 可知，經由生物流體化床處理 (RTD=2.70 hr) 後，僅增加 13-18% 的去除效率。

由上述之結果得知，對於含有較高濃度的有機物及溴離子之山上淨水廠原水，建議可以臭氧氧化劑量為 4 mg O₃/mg NPDOC 結合生物流體化床作為作為控制

消毒副產物之策略，對於可能產生之溴酸鹽，可以考慮添加氮氣或降低 pH 值等方法來配合臭氧氧化程序的進行。

前言

加氯消毒是一般淨水程序用以控制水質衛生指標的傳統方法，並利用其殘餘消毒劑的濃度在配水管網中控制微生物的再成長與其它有機或無機污染物質的再污染，以確保供水品質的穩定及安全。然而，因為一般水源經常受到人為污染或是天然有機物質(NOM)存在的影響，在加氯消毒時導致許多致癌性與致突變性的消毒副產物(DBPs)，如三鹵甲烷(THMs)、鹵化醋酸(HAAs)、鹵化乙睛(HANs)、鹵丙酮(HKs)等，其中以三鹵甲烷及鹵化醋酸所佔的比例最高(Krasner et al., 1996)。美國環保署(USEPA)在第一階段的消毒及消毒副產物管制法(D/DBP Rule)中提出對於三鹵甲烷及鹵化醋酸的最大污染程度(MCL)的濃度分別為 80 ppb 及 60 ppb，並且要求使用特定的最佳可行技術(BAT)來降低消毒副產物前驅物質的濃度。同時宣佈第二階段應該收集相關健康風險資料，並建議消毒副產物三鹵甲烷及鹵化醋酸之最大污染濃度在公元 2002 年前應減至 40 ppb 及 30 ppb (Regli, 1993)。

原水經氧化後會產生 Aldehydes、Ketoacids 等副產物 (Miltner et al., 1992; Schechter and Singer, 1995)，除此之外另一為大家所關注之問題即生物可分解有機物(BDOC)增加造成配水系統微生物再生長、產生臭味問題及生物腐蝕 (Biocorrosion) 等問題 (Schechter and Singer, 1995)。由於生物處理程序有潛力

去除一般處理程序無法有效去除之污染物，如：生物可分解有機物、人工合成有機物、硝酸鹽、氮氣、鐵及錳等，生物氧化 (Biooxidation) 亦可減少配水系統中之有機物及氮氣，也可減少微生物在配水系統生長所產生之味覺及臭味和去除銷毒副產物 (DBPs) 之前驅物質 (Bouwer et al., 1988)，故氧化通常結合生物處理程序 (例如：GAC filtration) 以產生水質之生物穩定性，結合化學氧化及生物礦質化 (Biological Mineralization) 去除水中有機質，不但可減少所需加氯量，也可控制消毒副產物 (C. Volk et al. 1993)。

本研究以臭氧結合生物流體化床作為預處理單元，取台南山上淨水廠原水作為實驗模擬對象，了解不同臭氧劑量的添加對生物可分解有機物(BDOC)及 A₂₅₄ 的改變，並評估對後續使用生物流體化床操作參數所造成的影響；其次，本研究將強調對後續加氯消毒單元消毒單元可能形成之三鹵甲烷及鹵化醋酸等消毒副產物之控制情形，結合臭氧與生物流體化床合併處理之系統最佳操作條件。

研究方法與實驗設備

本實驗利用一個體積二公升的半批分式(Semi-batch)臭氧反應槽作為實驗裝置，臭氧之產生將使用本實驗室所有之美國 Ozonair 公司製造的組合式臭氧產生機系列 (RXO-5)，它是由一純氧製造機及臭氧產生機組合而成，產生之臭氧濃度為 4-5 %，最大產生量為 9 g/hr。進入反應槽系統所需之氣體 (含臭氧及氧氣) 流量將由一組質量流量器 (Mass Flow Controller) 來控制，因為臭氧產生機為氣冷式機種，所

需要或產生之氣體流量將大於實驗所需要，多餘之氣體流量將由一繞流設計與予排除並使用碘化鉀溶液分解氣體中之殘餘臭氧，避免造成大氣之二次污染。進流及出流臭氧濃度可藉由UV分光光度計在波長258 nm下，量測其吸收值，並使用濃度轉換係數(Extinction Coefficient, ϵ) $3,000\text{M}^{-1}\text{cm}^{-1}$ 計算其實際氣態臭氧濃度。生物流體化床中流動單體(Carrier)以未經活化之碳(Baker Carbon)為主，事實上，它與粒狀活性碳之最大差別乃在於尚未經過活化的製程，使其表面吸附特性變差，因此水中有機物質之去除主要靠生物的轉化作用，而非吸附效應。生物流體化床的體積為2.62公升，高96 cm，前端設置一個貯存槽(Holding tank)以貯備生物反應所需之臭氧氧化後之處理水，然後由一個定量幫浦抽送進入生物流體化床的底部，進流水沿著反應槽內管往上流動並與流體化之生物單體相互接觸反應，最後離開流體化床，以完成整個反應程序。另外，在放流的管線上設置一分流裝置並使用一循環幫浦返送部分處理水回到進流口，使流動介質得以形成流動狀態(Fluidized State)，以增加生物分解之功能，而上升之活性碳單體則藉由自重的力量經外管下沉至反應槽底部再進入內管單元，以進行下一階段的單體循環。臭氧反應槽/生物流體化床裝置圖如圖-1所示。其他分析包含THMFP、HAAFP、DOC、BDOC、 A_{254} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 等項目。

結果與討論

生物流體化床之馴養

實驗初期，生物流體化床系統主要以

通入採自台南山上淨水廠原水作為其菌種及營養鹽來源，以低進流量($Q_{in}=0.0667\text{ mL/sec}$)之馴養策略，並保持反應槽溶氧(D.O)為5-6 mg/L，反應槽溫度控制在25 °C，以利微生物之成長。馴養數月，並每日監測反應槽內之溶氧(D.O)、溫度及出流水之NPDOC，以進行必要之調整。在進流之NPDOC=3.53-4.0 mg/L時，出流水之平均NPDOC去除率可以達50-75%，顯示生物膜的生物作用機制已逐漸趨於穩定，此時後續相關實驗得以進行。

本研究利用掃描式電子顯微鏡(SEM)來觀察活性碳表面吸著之生物膜形態，圖-2為空白之活性碳電子顯微鏡照片，圖-3為馴養完畢後之反應槽所取出的活性碳電子顯微鏡照片。比較發現空白之活性碳表面有相當多的孔洞，而馴養後的活性碳表面，已有明顯的微生物之型態——球型及菌絲的成形。

臭氧氧化結合生物流體化床對於山上淨水廠原水之影響

表-1為山上淨水廠原水經不同臭氧氧化劑量(0、2、4 mg $\text{O}_3/\text{mg NPDOC}$)後基本水質特性之結果，原水氧化後原水之NPDOC隨氧化劑量增加而增加，表示水中的懸浮微粒或藻類，經臭氧氧化後可能造成疏水性有機物質溶解或細胞藻體崩解。原水經2、4 mg $\text{O}_3/\text{mg NPDOC}$ 臭氧氧化後 A_{254} 可達52%及66%之去除率。原水濁度經2、4 mg $\text{O}_3/\text{mg NPDOC}$ 臭氧氧化後，濁度去除率達20%及43%，表示臭氧氧化可誘導水中懸浮微粒利用架橋作用或電性中和，使得懸浮微粒去除穩定而去除。此外，原水之BDOC經2、4 mg $\text{O}_3/\text{mg NPDOC}$ 臭氧氧化後，增加約100%

及 120% ,顯示臭氣可增進水中天然有機質或合成有機物質的生物可分解性。SUVA 值隨氧化劑量增加而減少,表示經臭氣氧化後,原水中親水性有機物質增加。

當原水直接以生物流體化床 (RTD=2.70 hr) 處理後, NPDOC 去除率僅 9.3% (表-2), 若以 2、4 mg O₃/mg NPDOC 臭氣氧化後, 去除率則可提升 40.6% 及 37.3% ,表示臭氣氧化提升了水中有機物的生物降解性, 且經適當之生物停留時間後, 即可被生物所降解。生物流體化床 (RTD=2.70 hr) 對於 A₂₅₄ 有約 10% 之去除效率, 表示微生物對於水中含不飽和雙鍵之有機物亦有去除效果。本實驗針對於氮氮的去除僅 6-14% , 去除效果並不如預期佳, 主要是為硝化菌生長速率較緩慢, 需要較長之停留時間, 才能附著至單體上 (Bouwer and Crowe, 1988), 所以對於水中氮氮之去除效率有限。對於 BDOC 之去除, 經生物流體化床處理 (RTD=2.70 hr) 後去除率達 60-97% , BDOC 之去除 (圖-4), 可減少後續消毒程序之需氯量及消毒副產物之形成, 並可減少配水系統微生物再生長之問題。針對濁度而言, 經生物流體化床處理 (RTD=2.70 hr) 後去除率可達 29-49% 。

根據實驗分析結果得知, 山上淨水廠原水進行臭氣氧化的話, 可以明顯發現各種醛類的濃度均大幅增加 (表-3), 各醛類物種間的大小順序關係為: Formaldehyde > Glyoxal > Acetaldehyde > Propionaldehyde > Benzaldehyde, 此現象與 Weinberg and Glaze (1996) 的實驗結果相符, 表示臭氣的親電性反應或直接性取代反應可以有效破壞有機物分子結構, 繼而生成醛類等之中間產物。而本實驗發現增

加幅度最大的是 Formaldehyde, 與 Paode et al. (1997) 的研究結果相符, Formaldehyde 應為最主要的醛類中間產物, 而且為最常被偵測到的醛類 (Gracia et al., 1996)。

後續生物處理顯示, 經生物流體化床處理 (RTD=2.70 hr) 後, 由於醛類為低分子量之有機物, 較容易為生物所利用, 故生物流體化床系統對於臭氣氧化副產物可有效控制。以濃度最高之 Formaldehyde 為例, 經生物流體化床處理 (RTD=2.70 hr) 後, 去除效率可達 40-63% 。對於濃度次高之 Acetaldehyde, 經生物流體化床處理 (RTD=2.70 hr) 後, 去除效率可達 66-90% 。

臭氣氧化過程中影響水中 Bromate 生成的因素為溴離子濃度、臭氣的劑量、有機質、pH 值、溫度、鹼度、反應時間及 Bromate 濃度, 而當溴離子濃度增加時, 水中含溴化物之有機消毒副產物也隨之提高, 在高 pH 值的情況下較易生成 Bromate (Siddiqui and Amy, 1993)。山上原水之溴離子濃度約為 344.6 µg/L, 經 2、4 mg O₃/mg NPDOC 氧化後, Bromate 生成分別為 47.6 及 52.4 µg/L (表-4), 增加氧化劑量下, 導致水中氫氧自由基濃度提高因而增加溴酸鹽的生成。此外, 在臭氣氧化過程中有機物的存在亦會影響溴酸鹽的生成, 臭氣添加的劑量與水中的 DOC 有關, 而 DOC 與臭氣的反應則與溴酸鹽形成的方式相同。因此, 水中 DOC 在溴酸鹽的形成中扮演著很重要的角色 (Najm and Krasner, 1995)。Westerhoff et al. (1998) 發現有機物的存在會影響溴酸鹽的生成。水中含有較低溴離子濃度時, 臭氣會優先與 NOM 進行反應, 在高溴離子濃度時, 溴離子與有機質會存在競爭之狀態。預臭

氧化反應形成之溴酸鹽並不因後續之生物處理單元有顯著的去除效果。

消毒副產物生成潛勢的探討

由 THMFP 及 HAAFP (表-5 及表-7) 數據顯示, 當臭氧劑量增加時, 溴離子形成溴酸鹽之濃度隨之增加, 因而減少含溴化物之有機消毒副產物之形成, 使得 THMFP 及 HAAFP 隨氧化劑量增加而減少, MBAA 隨氧化劑量增加而減少, 與溴酸鹽生成趨勢恰好相反, 表示含有高溴離子之原水, 低氧化劑量時, 可形成較低之溴酸鹽, 但卻會造成溴化副產物之增加; 反之, 高氧化劑量時, 可形成較低之含溴化物之有機消毒副產物, 但卻會造成溴酸鹽之增加, 故對於臭氧應用於含高溴離子原水時, 應特別注意溴酸鹽及溴化副產物間之關係, 但 HAAFP 隨氧化劑量增加而減少之另一原因, 也可能因為轉移至 BDCAA、DBCAA 及 TBAA, 由於本實驗未分析此三種副產物, 亦可能造成 HAAFP 下降之原因。Hwang, et al. (2000) 認為原水中含有溴離子時, Hydrophobic 之有機物與氯反應後, 會形成高濃度之 THM。本實驗結果顯示, 原水經臭氧氧化, 微幅升高後下降, 與含親水性有機物質居多之鳳山水庫原水之變化並不盡相同, 是否與山上淨水廠原水中不同有機物特性有關, 值得進一步釐清。

原水通過 0、2、4 mg O₃/mg NPDOC 臭氧氧化結合生物流體化床處理 (RTD=2.70 hr) 後, 對於 THMFP (表-6 及圖-5) 之去除效率由原來未加臭氧時之 0.1%, 提升至 26.9% 及 22%, 表示添加氧化劑對於 THMFP 之前驅物質有增進去除之效果。由 HAAFP (表-8 及圖-6) 可知,

經由生物流體化床處理 (RTD=2.70 hr) 後, 可以增加 13-18% 的去除效率。

由上述之結果得知, 對於含有較高濃度的有機物及溴離子之山上淨水廠原水, 建議應以臭氧氧化劑量為 4 mg O₃/mg NPDOC 結合生物流體化床作為作為控制消毒副產物之策略, 對於可能產生之溴酸鹽, 則以文獻所述 (Siddiqui, et al., 1995) 添加氨氮或降低 pH 等方法來配合進行臭氧氧化程序。

結論

1. 山上淨水廠之原水, 經臭氧預氧化後 NPDOC、BDOC 隨氧化劑量增加而增加; 對於 A₂₅₄、濁度、SUVA 均隨氧化劑量增加而下降。經後續生物流體化床處理後, NPDOC、BDOC、濁度均有明顯的去除效果, 對於 A₂₅₄ 則有局部之去除效率。

2. 臭氧氧化副產物—醛類的濃度會達到一最大值, 但是隨著臭氧劑量的增加, 各種醛類的濃度開始下降, 表示後續所加入的臭氧將很容易與這些醛類的物質進行化學氧化的作用。山上淨水廠原水進行臭氧氧化的話, 可以明顯發現各種醛類的濃度均大幅增加, 各醛類物種間的大小順序關係為: Formaldehyde > Glyoxal > Acetaldehyde > Propionaldehyde > Benzaldehyde, 此現象與 Weinberg and Glaze (1996) 的實驗結果相符。

3. 不同臭氧劑量下 (0、2、4 mg O₃/mg NPDOC) 山上淨水廠原水, 溴離子濃度約為 344.6 µg/L, 經 2、4 mg O₃/mg NPDOC 氧化後, Bromate 生成分別為 47.6 及

52.4µg/L，隨氧化劑量增加而增加，後續之生物處理，對於 Bromate 並無任何去除效果。對於含有較高濃度的有機物及溴離子之山上淨水廠原水，可以建議以臭氧氧化劑量為 4 mg O₃/mg NPDOC 結合生物流體化床作為作為消毒副產物控制的策略。

誌謝

本研究感謝行政院國家科學委員會研究計畫 NSC-89-2211-E-035-029 的經費補助。

參考文獻

1. Amy, G.L., Sierka, R.A., Bedessem, J., Price, D., and Tan, L., "Molecular Size Distribution of Dissolved Organic Matter", *J. AWWA*, Vol.84, No.6, pp.67-75, 1992.
2. Bouwer, E.J. and Crowe, P.B., "Biological processes in drinking water treatment", *J. AWWA.*, 80, Sep., pp. 82-93, 1988.
3. Gracia, R., Aragues, J.L., and Ovelheiro, J.L., "Study of the Catalytic Ozonation of Humic Substances in Water and Their Ozonation Byproducts", *Ozone Sci. Eng.*, Vol.18, No.3, pp.95-208, 1996.
4. Hwang, C.J., Scilimenti, M.J., and Krasner, S.W., "Disinfection By-Product Formation Reactivities of Natural Organic Matter Fractions of a Low-Humic Water", *American Chemical Society*, Washington, D.C., 2002.
5. Krasner, S.W., Croue, J.P., Buffle, J., and Perdue, E.M., "Three Approaches for Characterizing NOM", *J.AWWA*, Vol. 88, pp.66-79, 1996
6. Miltner, R.J. and Shukairy, H.M., "Disinfection By-product Formation and Control by Ozonation and Biotreatment", *J. AWWA*, 11, 83, 1992.
7. Najm, I.N. and Krasner, S.W., "Effects of Bromide and NOM on By-Product Formation", *J. AWWA*, Vol. 87, No. 1, pp.106-115, 1995.
8. Paode, R. D., Amy, G.L., Krasner, S.W., Summers, R.S. and Rice, E.W., "Predicting the Formation of Aldehydes and BOM", *J. AWWA*, Vol. 89, pp.173-180, 1997.
9. Regli B. et al. "Draft D/DBP Rule. USEPA Office of Groundwater and Drinking Water", Washington D C., 1993.
10. Schechter, D.S. and Singer, P., "Formation of aldehydes during ozonation", *Ozone Sci. Eng.*, 17, pp. 53-69, 1995.
11. Siddiqui, M.S. and Amy, G.L. "Factors Affecting DBP Foramtion During Ozone-Bromide Reactions." *J. AWWA*, Vol. 85, No. 1, pp. 63-72, 1993.
12. Siddiqui, M.S., Amy, G.L., and Murphy, B. D., "Ozone Enhanced Removal of Natural Organic Matter from Drinking Water Sources", *Wat. Res.*, Vol. 31, pp.3098-3106, 1997
13. Siddiqui, M.S. ; Amy, G.L. and Rice, R.G. "Bromate Ion Formation: A Critical Review." *J. AWWA*, Vol. 87, No. 10, pp. 58-70, 1995.
14. Volk, C., Roche, P., Joret, Jean-claude, and Paillard, H., "Comparison of the Effect of Ozone, Ozone-H₂O₂ System and Catalytic Ozone on the Biodegradable Organic Matter of a Fulvic Acid Solution", *Wat. Res.*, Vol. 31, pp.650-656, 1997.
15. Volk, C., Renner, C., Roche, P., Paillard,

H. and Joret, J.C., "Effects of Ozone on the Production of Biodegradable Dissolved Organic Carbon (BDOC) during Water Treatment", *Ozone Sci. Eng.*, 15, pp. 389-404, 1993.

16. Weinberg, H.S. and Glaze, W.H., "An Overview of Ozonation Disinfection By-Products", Chapter 7 of *Disinfection By-Products in Water Treatment*, edited by R. A. Minear and G. L. Amy, CRC Press, 1996.
17. Westerhoff, P., Song, R., Amy, G.L. and Minear, R., "NOM's Role in Bromide and Bromate Formation during Ozonation", *J. AWWA*, Vol. 89, No. 11, pp. 82-94, 1998.

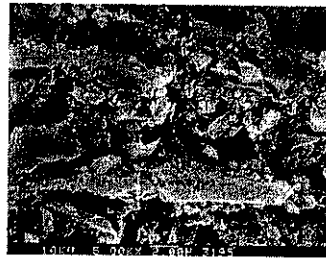


圖 2 空白之活性碳電子顯微鏡照片

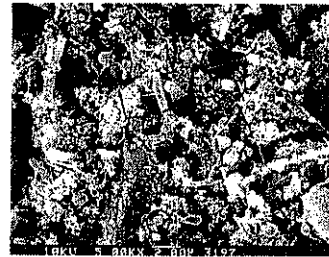
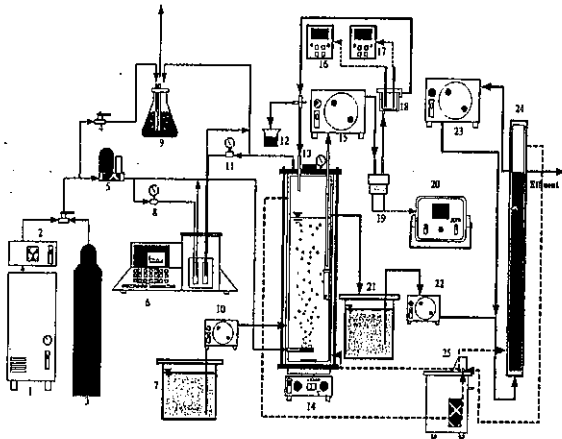


圖 3 馴養完畢後之活性碳電子顯微鏡照片



1. 氧氣產生機；2. 臭氧產生機；3. 氧氣鋼瓶；4. 針閥；5. 質量流量控制器；6. 分光光度計；7. 原水儲備水槽；8. 進流壓力計；9. 臭氧吸收瓶 (KI)；10. 蠕動幫浦；11. 出流壓力計；12. 水樣取樣口；13. 臭氧反應槽；14. 攪拌器；15. 採樣循環蠕動幫浦；16. pH 測定儀；17. ORP 測定儀；18. pH、ORP 測定槽；19. 溶解性臭氧測定槽；20. 溶解性臭氧儀；21. 原水調整槽；22. 蠕動幫浦；23. 生物流體化床循環幫浦；24. 生物流體化床；25. 恆溫水槽

圖 1 臭氧反應槽/生物流體化床裝置圖

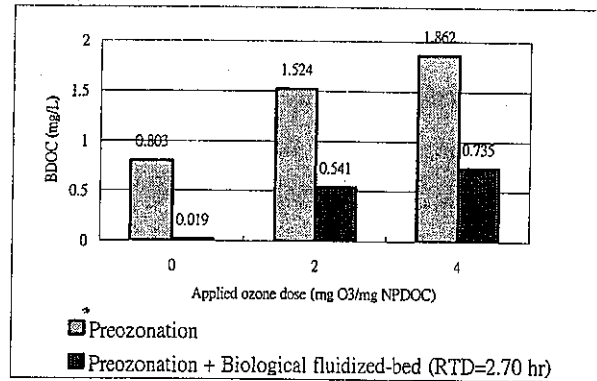


圖 4 臭氧結合生物流體化床對 BDOC 濃度的變化

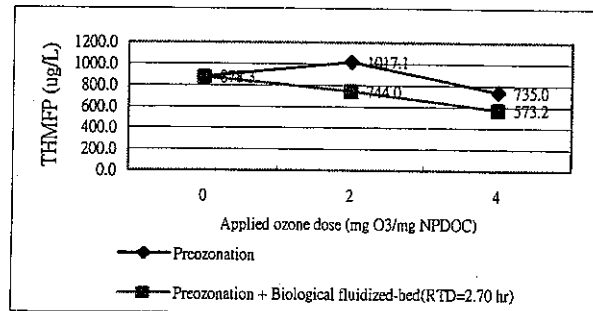


圖 5 比較山上淨水廠原水經不同臭氧氧化劑量及生物流體化床 (RTD = 2.70 hr) 後 THMFP 之影響

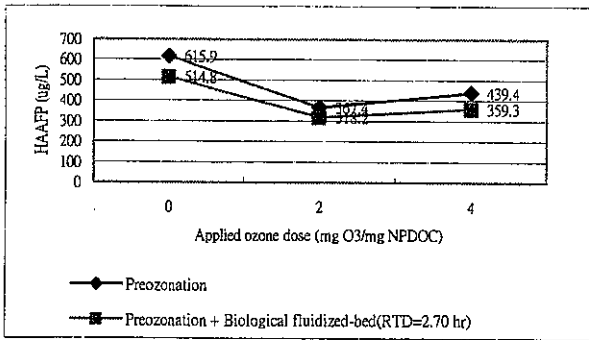


圖 6 比較山上淨水廠原水經不同臭氧氧化劑量及生物流體化床 (RTD = 2.70 hr) 後 HAAFP 之影響

表 1 山上淨水廠原水經不同臭氧氧化劑量後之基本水質特性

Dose*	NPDOC (mg/L)	pH	A ₂₅₄ (cm ⁻¹)	Turbidity (NTU)	NH ₃ -N (mg/L)	BDOC (mg/L)	SUVA**
0	2.570	8.16	0.050	5.90	0.73	0.803	1.95
2	3.573	8.51	0.024	4.68	0.73	1.524	0.67
4	3.457	8.56	0.017	3.36	0.77	1.862	0.49

* : mg O₃/mg NPDOC

** : L/mg-m

表 2 山上淨水廠原水通過不同臭氧劑量後結合生物流體化床 (RTD = 2.70 hr) 之基本水質特性

Dose*	NPDOC (mg/L)	pH	A ₂₅₄ (cm ⁻¹)	Turbidity (NTU)	NH ₃ -N (mg/L)	BDOC (mg/L)	SUVA**
0	2.330	8.36	0.045	2.99	0.68	0.019	1.93
2	2.121	8.44	0.021	2.80	0.63	0.541	0.99
4	2.169	8.44	0.02	2.38	0.72	0.735	0.92

* : mg O₃/mg NPDOC

** : L/mg-m

表 3 山上淨水廠原水經不同臭氧劑量後結合生物流體化床 (RTD = 2.70 hr) 醛類濃度之變化情形

Residence time distribution n (hr)	Dose*	C-1 (µg/L)	C-2 (µg/L)	C-3 (µg/L)	BA (µg/L)	Gly (µg/L)
0	0	42.47	8.68	1.27	0.00	0.00
	2	59.66	24.61	23.94	5.94	17.54
	4	66.50	21.33	8.95	0.00	9.82
2.7	0	15.81	2.99	0.00	0.00	1.74
	2	35.89	5.06	0.74	0.00	4.90
	4	29.88	2.12	0.50	0.00	4.06

* : mg O₃/mg NPDOC

C-1:Formaldehyde, C-2:Acetaldehyde, C-3:Propionaldehyde

BA:Benzaldehyde, Gly:Glyoxal

表 4 山上淨水廠原水經不同臭氧劑量下及臭氧結合生物流體化床 (RTD = 2.70 hr) 後 Bromate 濃度之變化情形

Residence time distribution (hr)	Dose (mg O ₃ /mg NPDOC)	Bromate (µg/L)
0	0	0.0
	2	47.6
	4	52.4
2.7	0	0.0
	2	58.4
	4	54.5

表 5 山上淨水廠原水經不同臭氧氧化劑量對於 THMFP 及其物種生成之影響

Dose*	THMFP (µg/L)	CHCl ₃ (µg/L)	CHCl ₂ Br (µg/L)	CHClBr ₂ (µg/L)	CHBr ₃ (µg/L)
0	878.3	580.1	149.5	98.9	49.8
2	1017.1	757.3	155.6	72.3	31.9
4	735.0	623.7	72.7	25.8	12.8

* : mg O₃/mg NPDOC

表 6 山上淨水廠原水經不同臭氧氧化劑量後結合
生物流體化床 (RTD = 2.70 hr) 對於 THMFP
及其物種生成之影響

Dose*	THMFP (µg/L)	CHCl ₃ (µg/L)	CHCl ₂ Br (µg/L)	CHClBr ₂ (µg/L)	CHBr ₃ (µg/L)
0	877.3	565.8	166.6	100.6	44.3
2	744.0	494.9	134.5	72.5	42.1
4	573.2	388.8	111.1	50.2	23.1

* : mg O₃/mg NPDOC

表 7 山上淨水廠原水經不同臭氧氧化劑量對於
HAAFP 及其物種生成之影響

Dose*	HAAFP (µg/L)	MCAA (µg/L)	MBAA (µg/L)	DCAA (µg/L)	TCAA (µg/L)	BCAA (µg/L)	DBAA (µg/L)
0	615.9	11.3	335.5	136.8	10.9	90.9	30.5
2	367.4	27.4	171.3	35.9	19.5	52.7	60.6
4	439.4	50.5	79.1	136.0	9.7	148.1	16.0

* : mg O₃/mg NPDOC

表 8 山上淨水廠原水經不同臭氧氧化劑量後結合
生物流體化床 (RTD = 2.70 hr) 對於 HAAFP
及其物種生成之影響

Dose*	HAAFP (µg/L)	MCAA (µg/L)	MBAA (µg/L)	DCAA (µg/L)	TCAA (µg/L)	BCAA (µg/L)	DBAA (µg/L)
0	514.8	2.3	307.2	81.3	3.8	87.5	32.7
2	318.2	20.1	156.9	24.2	5.6	44.1	67.3
4	359.3	21.7	99.7	67.5	9.7	159.1	1.6

* : mg O₃/mg NPDOC