

96年7月

# 探討臭氧結合紫外光反應去除腐植酸之降解情形

江佳玲\* 張鎮南† 黃科倫‡

## 摘 要

本研究利用腐植酸模擬原水，將其進行臭氧結合紫外光反應，探討臭氧結合紫外光與腐植酸在不同 pH 值、不同濃度作用之情形及處理腐植酸的降解效果。利用即時監測系統建立腐植酸經臭氧結合紫外光降解的模式，來模擬定量、定性下氧化還原電位變化情形，並以色度來判斷腐植酸降解情形，間接了解腐植酸被氧化程度。藉由 A254 探討腐植酸的雙鍵降解情形，可以反應水中芳香族或具有不飽和構造有機物的含量。配製兩種腐植酸濃度分別為 40 mg/L 及 10 mg/L，腐植酸經臭氧氧化處理後，結果顯示 10 mg/L 之腐植酸濃度去除速率較 40 mg/L 者佳。且由 A254 得知去除 10 mg/L 腐植酸為 90% 與 40 mg/L 為 84.2% 的共軛雙鍵。經由 ADMI 分析發現經臭氧結合紫外光反應 30 分鐘後，其 ADMI 值為 2~7，接近一般水質的 ADMI 值；故以 ADMI 值及 A254 值驗證腐植酸能確實地被臭氧氧化降解，且以 pH 7 的條件降解效果最佳。

關鍵字：臭氧、UV、腐植酸、即時監測、氧化還原電位、ADMI

## 一、前言

### 1.1 水體中之天然有機物

在天然水體中含有不同濃度的天然有機物質，經由人類活動或環境微生物降解而形成許多複雜的結構。在傳統淨水程序對於水中有機物控制效果不佳，水中的有機物質常造成許多問題，如味道、顏色及臭氣等問題。天然有機物由許多不同成份所組成，包括腐植酸(humic acids)、黃酸(fulvic acids)、親水性酸性物質(hydrophilic acids)、蛋白質(proteins)、碳水化合物(carbohydrates)、脂質(lipids)、碳氫化合物(hydrocarbons)。原水中的天然有機物主要組成爲腐植質(Kyziolt et al., 2006)。腐植質是天然有機物質中屬於疏水性部份，種類繁多、結構複雜，會造成許多問題產生，亦會導致配水管線中細菌再生而引發環境衛生問題。當水中的有機物質經由加氯消毒處理後，已直接和間接證實會產生對動物與人體健康造成危害性且具致癌性的消毒副產物產生(Disinfection By-Products, DBPs) (Kim et al., 2006)。腐植質與消毒劑-氯反應，會生成氯仿及其他鹵化有機物質，如：三鹵甲烷(Trihalomethanes, THMs)、鹵化乙酸(Haloaceticacids, HAAs) (Kim et al., 2005)。因此，本研究以市售腐植酸來假設爲天然腐植酸，以利於未來實際研究水質之探討。

---

\*東海大學環境科學與工程系碩士班

†東海大學環境科學與工程系教授

‡東海大學環境科學與工程學系

## 1.2 高級氧化法

由於傳統淨水處理過程對於水中溶解性天然有機物控制效果不佳，需利用高級處理程序方式才可提升處理水質，如臭氧處理。臭氧是非常有效的強氧化劑，對於水體的除臭、脫色都有優良的表現。但其反應卻對某些有機物非常緩慢，例如不活潑的芳香族。此外，臭氧的溶解度相當低，且很快會被水中物質所分解，使得臭氧在水中的殘餘量極少。在飲用水的消毒方面，臭氧處理是較佳的高級氧化技術(Rice et al., 1981)。在水的消毒、除臭與脫色方面，臭氧處理的功效也很明顯(Sánchez-Polo et al., 2005)。因此，臭氧化處理水中天然有機物，於近十幾年來引起關注的重點，不過由於水中天然有機物具多樣及複雜性，它與臭氧的反應機理遠比臭氧消毒或臭氧去除水中異臭味複雜，許多問題尚在研究和探討中。Chang et al., (2000)指出臭氧化處理可以降低腐植酸之紫外吸收峰或 SUVA 值；Chang et al., (2002)亦證明以臭氧與腐植酸反應後，腐植酸之 SUVA 值由 0.015 abs/mg 降低至 0.008 abs/mg。新穎的高級氧化法，以添加不同的催化劑來增加其氧化的效率，移除水中的污染物。例如以 O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>、UV/ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>、UV/ O<sub>3</sub> 和使用 Fenton 程序等來產生氫氧自由基，使有效的去除消毒副產物(Chin and Bérubé, 2005)。本研究探討 UV/ O<sub>3</sub> 此種高級氧化法，來提昇臭氧產生氫氧自由基之反應。

## 1.3 臭氧之反應途徑

臭氧在水中之反應途徑有二：

### 1. 以臭氧分子直接進行氧化反應：

臭氧之直接反應選擇性較高，易與一些未飽和的芳香族(aromatic)、烯烴(olefins)、簡單的胺類(amine)及一些特定的官能基反應，因此反應較慢。

### 2. 臭氧分解產生之氫氧自由基進行間接反應：

臭氧分解產生之氫氧自由基中間產物所進行間接反應，具極快之反應速率，且選擇性相當低，但生成氫氧自由基可能被CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>或HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>掠奪形成氧化力較弱之自由基，或與臭氧反應生成更多氫氧自由基。

在臭氧的氧化反應中，除了臭氧本身的氧化能力，其最主要的氧化力來自臭氧本身分解形成的氫氧自由基。氫氧自由基能夠與各種有機物反應並且相較於臭氧較不具有選擇性，因此在臭氧反應中激發更多的氫氧自由基產生能夠使得氧化處理更有效。

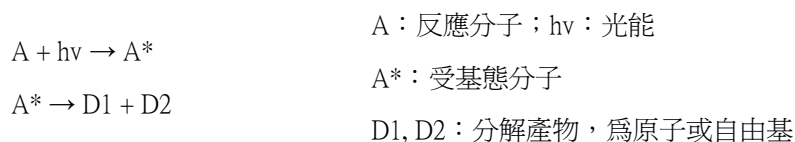
## 1.4 紫外光之反應機制

紫外光是具有高能量的光波，可分為三個波段UV A 315 nm~380 nm，UV B 280~315，UV C 190~280 nm，當中以UV C的能量最高。紫外光常被用來催化反應，滅菌，監測污染化合物等。在許多反應中紫外光能夠當作反應的催化劑，或觸媒。此外紫外光的高能量也具有降解有機物的能力，在高強度的紫外光照射下，也能夠達到一定的脫色效果(Meunier et al., 2006)。

一般光化學理論可分為兩大定律，第一定律(Grotthus-Draper定律)，光子被反應系統的反應物吸收後才能促使化學變化發生；第二定律(Einstein-Stark定律)，一個光子或量子(Quantum)被一個分子吸收後而使此分子活化，及此分子吸收光後需有電子轉移發生才會具有活性。物質吸收光能後，電子可由低能階躍至高能階的軌道，若電子軌道恰位於化學鍵上且入射光能量夠大，則可以使化學鍵斷裂。而其反應可以分成以下兩大類：

### 1. 直接光解

物質吸收光能達成激發態後，物質本身繼續進行化學反應而分解。一般分為三個階段：第一階段，物質吸收光能後成為受激發態；第二階段，受激發態物質進行初級光化過程；第三階段，由初級光化過程所產生的產物再進行次級光化反應，此步驟反應無須吸收光線便可以在反應物之間，以正常方式相互作用。初級反應中因為分子吸收了光子，而增加了本身的振動與轉動能，而成為激發態，進而引發後續反應程序，包括輻射程序(如發出螢光)、非輻射程序(如釋出熱能)，進行去活化作用及分解作用；其中以分解作用最為重要，以下式表示。



### 2. 間接光解

系統中存在之感光物質吸收光能達到激發態後，在誘發系統中另一物質產生化學反應，這種間接方式的光化學反應可以下列簡單反應式表示：

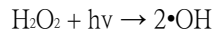
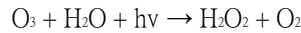


欲利用直接光解的機制來分解有機物，則在選用條件上有些限制：(a)光源波長必須小於290 nm，才能提供足夠的能量讓物質吸收後進行直接光解，自然界中，在此波長範圍的光，通常在到達地面之前，就會被大氣層所濾除，而無法有效地被利用來作為打斷化學鍵的光源，所以在光源上的選擇，就必須選擇人工光源；(b)直接光解在反應過程中，需要較長的反應時間。間接光解在實際應用上，是利用催化劑(如氧化劑、感光劑或半導體)加速光化學反應的進行，而這類型的光分解反應，除了不需加溫及加壓就可進行外，還有其他的優點：

- a. 可在短時間把有毒之有機物完全礦化。
- b. 在反應過程所產生的中間產物，會持續被氧化，不會有毒性。
- c. 催化劑價格低廉，經濟效益高。
- d. 可用日光作光源，實用性及可行性高。

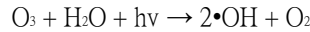
## 1.5 臭氧與紫外光之反應機制

通過紫外光的照射可以激發臭氧產生更多的氫氧自由基，其機制為：




---

淨反應



此機制是要讓臭氧能更有效降解成氫氧自由基，利用氫氧自由基強大的反應力來降解有機物質。UV/O<sub>3</sub>的反應機制十分複雜，因為有機物可以被臭氧分子直接降解，或是UV光降解，或由氫氧自由基所分解。在氧化過程當中，臭氧隨著UV光可以降解有機物質，並破壞了帶有飽和鍵結的污染物。

### 1.6 Oscilloscopes 監測臭氧反應之應用

臭氧在水體中的反應極為快速，必須藉由數位式示波儀器在擷取電流波峰、電壓波峰、電場、脈衝寬度、能量傳遞等瞬間的改變上，具有極為敏感而快速的優點，可以精確獲取分析所需的數據，了解臭氧對有機物反應時其真實反應機制的瞬間變化量。Quintáns et al. (2006) 指出現今科技能快數擷取數據如Oscilloscopes能快速的轉換數據將計算結果快數擷取紀錄。本研究在不同腐植酸濃度的反應條件下，探討臭氧結合紫外光處理腐植酸的效率與效果，同時應用示波儀(Oscilloscopes)即時監控系統，及其他相關之水質參數及氧化還原電位(ORP)來模擬臭氧氧化程序，針對腐植酸進行臭氧化系統的降解速率之效果，用監控設備得到的數據結果，來了解臭氧化系統處理過程中的反應機制及成效，未來可在加氯消毒前應用臭氧化處理，來提供最佳化控制，以期達到更佳的处理效果。

## 二、實驗設備與方法

休閒常是指無拘無束的行動，或指擺脫工作之後所獲得的自由時間或從事的自由活動，從字面上了解，休閒包含了休息與閒暇兩個層面意義。因此由不同層面加以定義，以活動而言為在自由的時間內可以自由地選擇自己的活動且不受外部壓力束縛；從心靈狀態來看則為休閒者在沒有壓力、心情放鬆的狀態下參與休閒活動，以回復體力、提升自我成長潛能、昇華自己的生涯發展與幸福機會；若以需求動機而言，休閒之積極目的則在於實現休閒者之幸福感與自我價值、心理昇華等需求 [3]。雖然對於休閒的說法眾說紛紜，但大多都強調它的正面功能。

### 2.1 藥品之製備

1. 將市售腐植酸 (Fluka, 德國) 在鹼性的情況下(pH > 12)溶解於超純水中，經過 0.45 μm 濾膜過濾後測試其溶解性有機碳(DOC)的含量。再根據需要的條件配製不同的初始反應濃度。

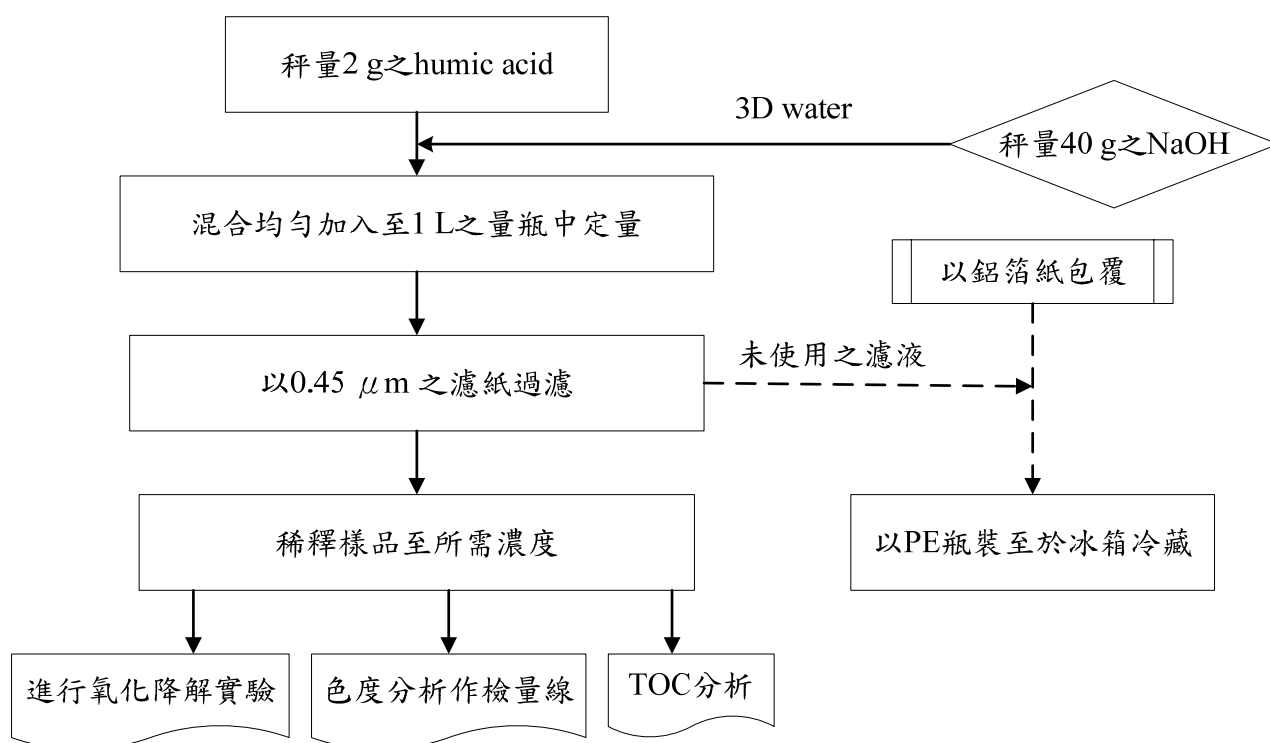


圖 2.1 腐植酸配製流程圖

## 2. 緩衝溶液的製備：

- (1) pH 5: 醋酸 (Merck, 100 %) 20 ml、醋酸鈉 (R.D.H) 120 g，稀釋定量至 1 L。
- (2) pH 7: 取磷酸二氫鈉 (R.D.H) 120 g、磷酸氫二鈉 (Merck) 169 g，稀釋定量至 1 L，濃度為 0.1 N。
- (3) pH 9: 氯化銨 (R.D.H) 54 g、氨水 (Merck, 25 %)，稀釋定量至 1 L。

## 2.2 臭氧通入實驗

### 1. 臭氧反應裝置

臭氧反應實驗之設備配置如圖 2.2，反應槽體積為 3 L，以磁石攪拌的方式來達到均勻混合，反應的溫度以水浴維持在室溫  $25 \pm 2$  °C。將純氧經高壓放電之後產生臭氧，臭氧產生機(ROX-5, Ozonair Internation Co., San Francisco, USA)生成量為 14 g/hr，混合氣體流量為 5 L/min，混合氣體之臭氧濃度為 5.6 mg/L，連續地通入反應槽中。UV光燈源(GL10, Sankyo Denki, Japan)採用 254 nm波長，置於反應槽中央。實驗中同時以 Oscilloscopes 軟體即時監測同時連接三個監測器，即時監測氧化還原電位、pH值以及 $DO_3$ ，觀測其變化情形。

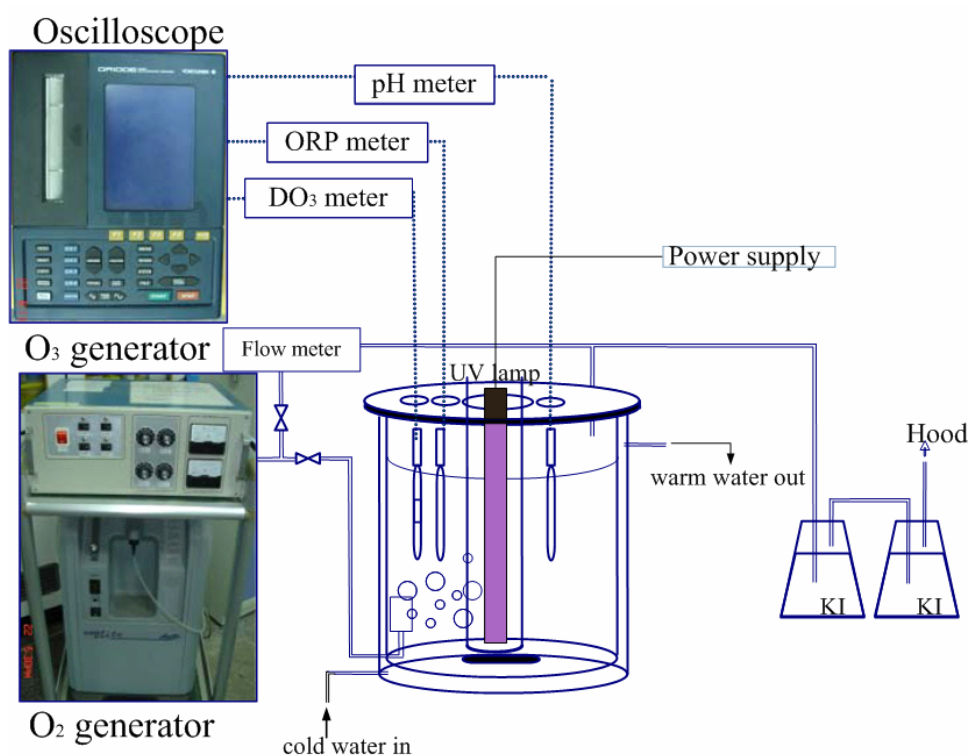


圖 2.2 臭氧及 UV 反應設備圖

## 2. 示波儀設備與 On-line 監測應用條件

本研究運用數位式示波儀器，藉由示波儀器對氧化還原電位瞬間電位變化量監測配合 WaveStar™ Software for Oscilloscopes 軟體，On-line 連結 PC 電腦，可大量快速擷取資料，進而了解臭氧對天然有機物反應時其瞬間反應機制。表 2.1 為數位式示波儀實驗參數及操作條件。

表 2.1 數位式示波儀實驗參數及操作條件	
Equipment	Specification and Operation Conditions
Digital storage Oscilloscope	Yokogawa, OR100E, Japan
Channel	Four channel
Frequency	60 MHz
Scan rate	1 Gs/S
Data collected	16,000 data storage per second

## 2.3 分析方法

### 1. ADMI 值：

藉由環檢所公告之標準水中真色色度檢驗方法，以分光光度計(U-2800, Hitachi Co., Japan)分別於波長 590 nm、540 nm、438 nm 時，測量腐植酸樣品之透光率，再將透光率轉換，求得腐植酸樣品之真色色度值(ADMI 值)。

### 2. $A_{254}$ 比值：

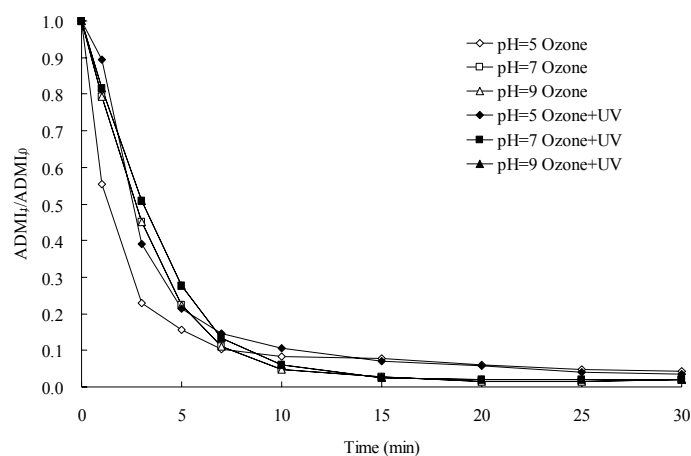
以分光光度計測量在波長 254nm ( $A_{254}$ )時腐植酸之吸光度。固定吸光度波長於 254nm是由於有共軛雙鍵的存在。經臭氧反應處理之後，腐植酸樣品的共軛雙鍵便可以 $A_{254, t} / A_{254, 0}$  比值測量。其中 $A_{254, 0}$  是代表最初的吸光度；而 $A_{254, t}$ 則是在時間 $t$ 時所作的測量值。若 $A_{254, t} / A_{254, 0}$  的比例越低，則表示樣品有越少的共軛雙鍵存在，也可以說即是去除共軛雙鍵的效率越高。

### 三、結果與討論

#### 3.1 經由臭氧結合紫外光分解腐植酸之情形

在不同 pH 值及是否有紫外光反應之條件下，探討以臭氧進行反應降解腐植酸之脫色情形。pH 值分別為 5、7、9 模擬在酸性、中性、鹼性的條件下進行氧化反應，再以結合紫外光探討臭氧化反應的效能。由圖 3.1(a)顯示，ADMI 值在有無結合紫外光反應中，不同 pH 值的反應都能達到良好的去處效果，去除效果約為 95 %。圖 3.1(a)中也可以發現約在反應時間 10 分鐘時，ADMI 色度就已經趨於平穩，已達到 95 %之臭氧脫色效率。

由圖 3.1(b)顯示，在不同的 pH 值情況下，有無結合紫外光催化在  $A_{254}$  下隨時間的變化情形。圖 3.1(b)可得知，在單純臭氧反應下，pH 值在 7 和 9 的效果較佳，去除率約為 70-80 %。而在臭氧結合紫外光反應下，pH 7 之情形明顯的有提昇的效果，去除率約為 90 %。此結果代表臭氧結合紫外光能有效地去除色度之能力，而且能將 pH 值設定在中性的條件下有最佳的效果，符合一般水體中的條件。



(a) ADMI

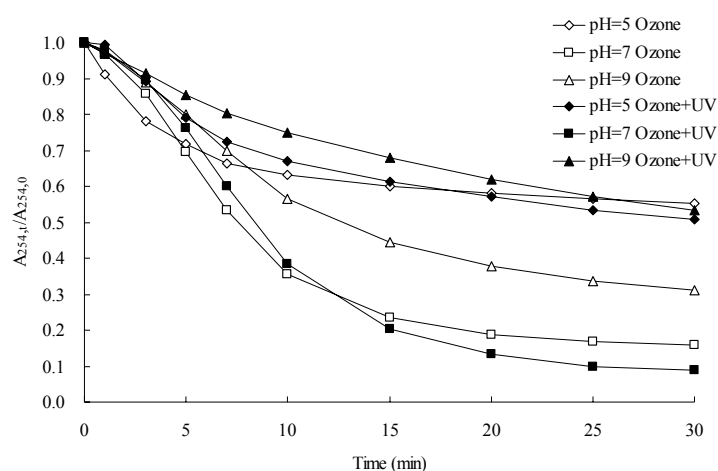
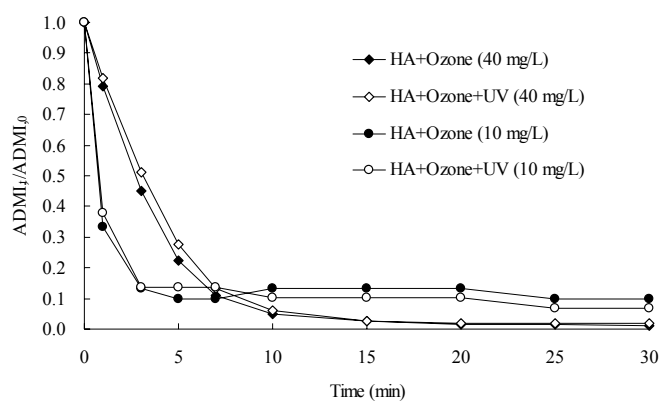
(b)  $A_{254}$ 

圖 3.1 經由臭氧反應，探討腐質酸(40 mg/L)在不同 pH 值下(a) ADMI 和(b)  $A_{254}$  之變化情形。

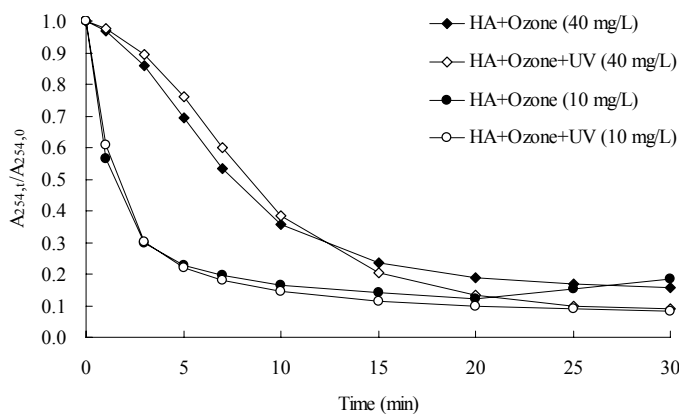
### 3.2 腐植酸經臭氧反應之脫色情形與 $A_{254}$ 降解效果

圖 3.2(a)為腐植酸通臭氧處理後，利用分光光度計測量求得ADMI值對時間的關係圖。由圖 3.2(a)可知腐植酸在 10 mg/L濃度的情況下經臭氧反應後之降解情形較 40 mg/L為快。反應時間於 5 分鐘時，10 mg/L濃度之ADMI值已達最低的值；而 40 mg/L濃度的ADMI則到 15 分鐘時，才達到最低值，明顯地顯示出經臭氧處理腐植酸之脫色效率，腐植酸濃度低者比高者降解速度快。在反應初期，發現ADMI值去除效率極高。由於ADMI值是指水樣去除濁度或有機物質後之顏色程度，可探討臭氧對腐植酸之影響。此外，在通入臭氧後，最低ADMI值皆可達到 2~3 之間，證實腐植酸經臭氧處理後，能達到極佳的脫色效果。而臭氧結合UV反應下，腐植酸 10 mg/L之降解情形，ADMI值較沒有UV光之臭氧反應為佳。在圖 3.2 (b)為反應出水中芳香族或具有不飽和構造有機物的含量，其降解情形與圖 3.2 (a)可得知，同為低濃度時較高濃度時有較快的降解速度，而 10 mg/L腐植酸濃度持續反應至 5 分鐘，10 mg/L腐植酸濃度持續反應至 15 分鐘，如同ADMI值也有明顯的下降。最後持續反應至 30 分鐘，其吸收度剩餘率下降至 5 至 18 %，而通入臭氧/UV的反應，去除效果卻較沒有UV的反應差。殘留 $A_{254}$ 之比例有明顯地下降，代表臭氧之氧化反應已發生作用，水中之有機物質減少，如此再進行消毒時即可減少消毒副產物之產生(Chang et al., 2002)。





(a) ADMII

(b) A<sub>254</sub>圖 3.2 腐植酸經臭氧反應之(a)ADMII與(b) A<sub>254</sub>降解效果。pH=7，反應時間 30 分。

### 3.3 Nernst 模式模擬

Nernst 方程式被廣泛地用來模擬氧化還原反應 (Chang et al., 2004)，Nernst 方程式如下：

$$E = E_0 + \frac{RT}{nF} \ln \left( \frac{[PRO]}{[RET]} \right) \dots \dots \dots Eq.3-1$$

其中：

E = 反應時電位 (mV)

E<sub>0</sub> = 標準電位 (mV)

R = 氣體常數 (8.314 V-coulombs K<sup>-1</sup> mol<sup>-1</sup>)

T = 絕對溫度 (K)

n = 當量數 (equivalent mol<sup>-1</sup>)

$F$  = 法拉第常數 (96,500 coulombs equiv<sup>-1</sup>)

[RET] = 樣品未氧化時的濃度

[PRO] = 樣品反應產生的濃度

依本研究之實驗條件，推導出Nernst修正方程式。而為了用來模擬臭氧氧化的反應，可透過  $A_{254}$  來判斷共軛雙鍵氧化的程度，因為最後產物的初始濃度與殘留濃度不同，或者是以  $A_{254, t}/A_{254, 0}$  來表示。Chang et al., (2004)曾經提出唯有利用適當的Nernst方程式，才能得到一高的R<sup>2</sup> 值作為模式來進行預測。

$$ORP = -11965 + 1684 pH - 458 \ln \left[ \frac{A_{254, t}}{A_{254, 0}} \right] \dots\dots\dots Eq.3-2$$

其模式所得的R<sup>2</sup>為 0.91。

同時亦可用 ADMI 值來代入 Nernst 方程式運用，經推導之後，所得到之 Nernst 方程式修正式為：

$$ORP = -21542 - 3017 pH - 243 \ln \left[ \frac{ADMI, t}{ADMI, 0} \right] \dots\dots\dots Eq.3-3$$

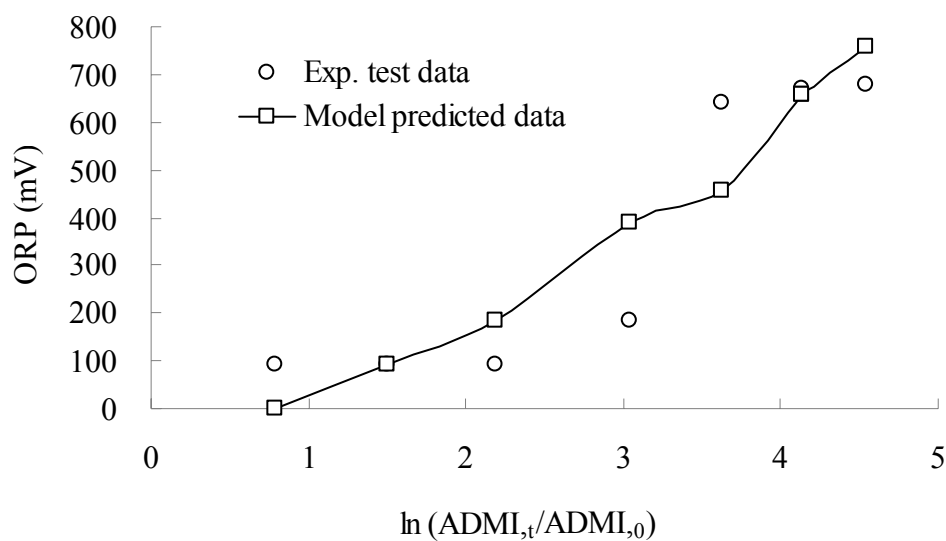
其模式所得的R<sup>2</sup>為 0.82。

經過修正後的Nernst方程式及其係數，可應用在即時監測氧化還原電位來估計  $A_{254}$  或 ADMI 的數值，建立一個臭氧化反應的氧化還原曲線。因此，模擬氧化還原電位的變化，對於未來研究及其他領域的應用是有價值的。

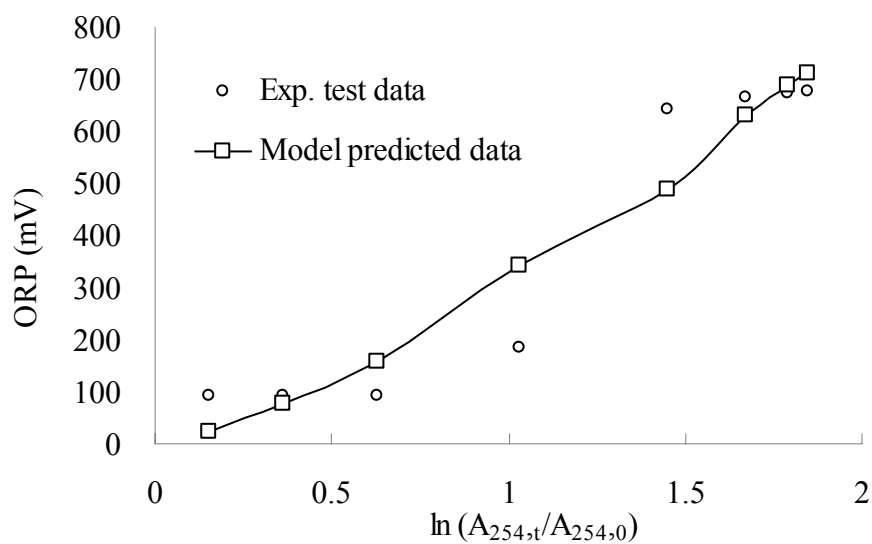
### 3.4 Nernst 模式之驗證

在本研究所探討的 Nernst 模式，可以被用來模擬臭氧化反應。由於有機物質的種類繁多，且還有很多不同形式的目標化合物在未來需要被探討。因此本研究設立不同形式、修改過的 Nernst 方程式，來為不同的情況的飲用水處理過程，提供有用的模式資訊。

在圖 3.3 (a)，模式預測的ORP值，其自然對數實驗所得之ADMI比率明確。獲得相接近兩種數據的結果，將計算過的數據加入修改過的圖表。由圖 3.3 (b)顯示模式預測的ORP值，其自然對數  $A_{254}$  比率不是很明確。但是，它仍然可以利用此兩種數據找到趨勢。自然對數  $A_{254}$  比率隨著ORP值的增加而增加。它可以用來了解在反應槽內的反應狀態，藉由所得到  $A_{254}$  與模式預測的ORP值關係。線上即時監測和Nernst模式的推導可以為處理飲用水過程提供有用的模式資訊。它可以更有效率地去除飲用水中的污染物，同時可節省人力與能源。



(a)



(b)

圖 3.3 模式驗證，比較腐植酸之(a)  $\ln(\text{ADMI}_{t}/\text{ADMI}_{0})$ 和ORP(mV)及(b)  $\ln(A_{254,t}/A_{254,0})$ 和ORP(mV)之關係。

#### 四、結論

- 1、將腐植酸進行臭氧與臭氧/UV 反應，應用 ADMI 值來判斷腐植酸降解的情形，以腐植酸之脫色效果，間接了解腐植酸被臭氧氧化的程度，發現經反應 30 分鐘後，其 ADMI 值為 2~3，接近一般水質的 ADMI 值，而在較低濃度時之降解情形較高濃度時快速。
- 2、藉由不同腐植酸濃度條件下的  $A_{254}$  探討腐植酸的雙鍵降解情形，可以反應水中芳香族或具

有不飽和構造有機物經抽樣處理後殘留的量。在兩種不同的腐植酸濃度情況下，以 10 mg/L濃度的腐植酸條件處理速度較快，即臭氧處理在腐植酸濃度低時效果良好。

- 3、利用即時監測系統建立腐植酸經臭氧降解的模式，來模擬定量下氧化還原電位的變化情形，其方程式可應用於未來探討腐植酸與臭氧反應之降解效率。

## 五、感謝

感謝行政院國家科學發展委員會提供研究經費(NSC 95-2221-E-029-027)於本計畫，使得本計畫能順利進行，特此致謝。

## 參考文獻

- [1] Chang, C. N., Ma, Y. S., Fang, G. C. and Zing, F. F. (2000), "Characterization and isolation of natural organic matters from a eutrophic reservoir", *Journal of Water Services Research and Technology-AQUA*, Vol. **49**, No. 5, pp. 269-280.
- [2] Chang, C. N., Ma, Y. S. and Chen, C. L. (2002, a), "Effect of change in functional groups by pre-ozonation on the reductions of disinfection by-products", *Advance in Ozone Science and Engineering Environmental Processes and Technological Applications*, pp. 122-130.
- [3] Chang, C. N., Ma, Y. S. and Zing, F. F. (2002, b), "Reducing the formation of disinfection by-products by pre-ozonation", *Chemosphere*, Vol. **46**, No. 1, pp. 21-30.
- [4] Chang, H. S., Korshin, G. V. and Benjamin, M. M. (2002), "A kinetic model for formation of chlorinated disinfection byproducts", *Proceedings-Water Quality Technology Conference*, pp. 1988-2002.
- [5] Chang, C. N., Cheng, H. B. and Chao, A. C. (2004), "Applying the Nernst equation to simulate redox potential variations for nitrogen removal in a sequencing batch membrane bioreactor (SBMBR) system", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. **38**, No. 6, pp. 1807-1812.
- [6] Chin, A. and Bérubé, P. R. (2005), "Removal of disinfection by-product precursors with ozone-UV advanced oxidation process", *Water Research*, Vol. **39**, No. 10, pp. 2136-2144.
- [7] Meunier, L., Canonica, S. and von Gunten, U. (2006), "Implications of sequential use of UV and ozone for drinking water quality", *Water Research*, Vol. **40**, No. 9, pp. 1864-1876.
- [8] Quintáns, C., Moure, M. J. and Valdés, M. D. (2006), "A new attenuation circuit for voltage signal conditioning in electronic measurement instrumentation", *Measurement*, Vol. **39**, No. 5, pp. 393-406.
- [9] Rice, R. G., Robson C. M., Miller G. W. and Hill A. G. M. (1981), "Use of ozone-bromide reactions", *J. Am. Water Works Assoc.*, Vol. **85**, No. 1, pp. 63-72.

- [10] Sánchez-Polo, M., Von Gunten, U. and Rivera-Utrilla, J. (2005), “Efficiency of activated carbon to transform ozone into OH radicals : Influence of operational parameters” , *Water Research*, Vol. **39**, No. 14, pp. 3189-3198.
- [11] Kyziol, J., Twardowska, I. and Schmitt-Kopplin, P. (2006), “The role of humic substances in chromium sorption onto natural organic matter (peat)”, *Chemosphere*, Vol. **63**, No. 11, pp. 1974-1982.
- [12] Kim, H. C., Lee, S., Byun, S. J. and Yu, M. J. (2006), “Application of improved rapid mixing for enhanced removal of dissolved organic matter and DBPFP (disinfection by-product formation potential) control”, *Water Science & Technology: Water Supply*, Vol. **6**, No. 1, pp. 49-57.
- [13] Kim, H. C. and Yu, M. J. (2005), “Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control”, *Water Research*, Vol. **39**, No. 19, pp. 4779-4789.

# The investigation of UV/O<sub>3</sub> to decompose humic acids

Chia-Ling Chiang\*    Cheng-Nan Chang†    Ke-Lun Ng\*

## Abstract

In this study, humic acids was used to simulate raw water and was reacted with ozone combined with ultra violet (UV/O<sub>3</sub>) to investigate the reaction under different pH and concentration in order to assess the decline of humic acids which was carry out with UV/O<sub>3</sub>. Using on-line monitor data and establish the model of declination of humic acids in the reaction in order to simulate the variation of oxidation-reduction potential (ORP) under a quantitative and qualitative conditions. Using the ADMI determine the situation of declination of humic acids, indirectly evaluated the degree of being oxidized. Besides, by examining the absorbance at 254 nm (A<sub>254</sub>) to confer the situation of double bond declination in humic acids. It can reflect the content of aromatic group or unsaturated organic matters after being treated with UV/O<sub>3</sub>. Two concentrations 10 mg/L and 40 mg/L were used to carry on the reaction. The result shows that the removing rate of 10 mg/L humic acids is faster than that of 40 mg/L. The A<sub>254</sub> was removing to the level of 90 % (10 mg/L) and 84.2 % (40 mg/L) respectively. Besides, after a reaction time of 30 minutes, the ADMI of the sample dropped to 2~7, which is very close the normal water quality; as a result, ADMI value and A<sub>254</sub> prove that humic acids is oxidized by ozone and the best result was obtain under the condition of pH 7.

**Keywords:** ozone, UV, humic acids, on-line monitor, oxidation-reduction potential (ORP), ADMI

---

\* Graduate student, Department of Environmental Science, Tunghai University, Taichung 407, Taiwan.

† Department of Environmental Science, Tunghai University, Taichung 407, Taiwan.