

# 臭氧反應途徑對自來水中消毒副產物生成之影響

## Effects of the Reaction Pathways of Ozone on the Formation of Disinfection By-products in Drinking Water

柯雅雯<sup>1</sup> 宋大崑<sup>1</sup> 蔣本基<sup>2</sup>

### 摘 要

以臭氧程序做為淨水工程中的高級處理單元，是近年來在歐美各先進國家逐漸受到重視的趨勢。本研究主要在於探討不同臭氧反應途徑，直接式和自由基式反應途徑對於自來水中消毒副產物生成的影響。首先，在水樣中添加不同濃度之鹼度作為自由基攫取劑，來抑制自由基的連鎖反應，並使反應型態逐漸傾向於直接式反應。另外，以臭氧配合紫外線照射及臭氧搭配過氧化氫，誘使臭氧迅速分解且氫氧自由基大量生成，使反應型態以自由基式反應為主，並分別討論其消毒副產物生成的增減及與操作條件間的關係。

實驗的結果發現，在傾向於臭氧直接式反應時，三鹵甲烷(THMs)的生成量會增加。當臭氧反應十分鐘，添加鹼度濃度由100 mg/L提高至800 mg/L as CaCO<sub>3</sub>時，氯仿濃度隨之由40.60 ug/L增加到84.59 ug/L。另一方面，與THMs呈相反趨勢的是含鹵乙腈類(HANs)，即在反應途徑傾向於直接式反應時，HANs的生成量均在偵測極限以下。此外，未添加鹼度時，HANs/THMs之比值則較文獻上之研究結果(0.10)高，其原因可能為：(1)臭氧反應三分鐘後，臭氧對於THMs前質的生成控制能力優於HANs前質；(2)台灣原水特性較易生成HANs。

在臭氧搭配紫外線或過氧化氫的高級氧化程序中，對於THMs的生成量有良好的控制結果，在臭氧反應三分鐘後THMs的生成量均已降至5 ug/L以下，顯示臭氧自由基式反應型態有利於THMs的生成控制。另外，在所分析的揮發性有機物種(VOCs)上，1,1,2-Trichloroethane、Tetrachloroethene、1,1,1,2-Tetrachloroethane三種VOCs均與THMs情形類似。顯示高級氧化程序有助於其生成量的降低。然而，1,3-Dichloropropane和Chlorobenzene兩種VOCs卻隨臭氧反應時間的進行其生成量有不同的消長變化。在高級氧化程序對於主要消毒副產物—THMs及其他三種VOCs的生成量都有良好的控制結果時，此兩種VOCs所呈現出的趨勢是值得注意的。

---

1. 台大環工所碩士

2. 台大環工所教授兼所長

# 一、前 言

近年來由於工業的發達與人口的快速成長，使得公共給水水源普遍遭受污染，致使水體中富含許多的有機物。這些有機物經過傳統淨水程序中加氯消毒步驟後，可生成許多消毒副產物。隨著地面水源污染程度的提高，傳統淨水單元已無法對水中的微量毒性有機物及其前驅物質作有效的控制。在愈來愈嚴格的水質標準下，實在有必要對高級處理技術加以研究探討。

以臭氧程序做為淨水工程中的高級處理單元，是近年來在歐美各先進國家逐漸受到重視的趨勢。本研究主要在於探討不同臭氧反應途徑對於自來水中消毒副產物生成的影響。Hoigne 和Bader 等學者(1988)曾提出臭氧和其它物種進行反應的兩種途徑：(1)以臭氧分子進行直接反應(direct reaction)，(2)以臭氧分解時產生之自由基物種進行自由基反應(radical reaction)。圖1 即為臭氧和物種在液相反應途徑的示意圖。

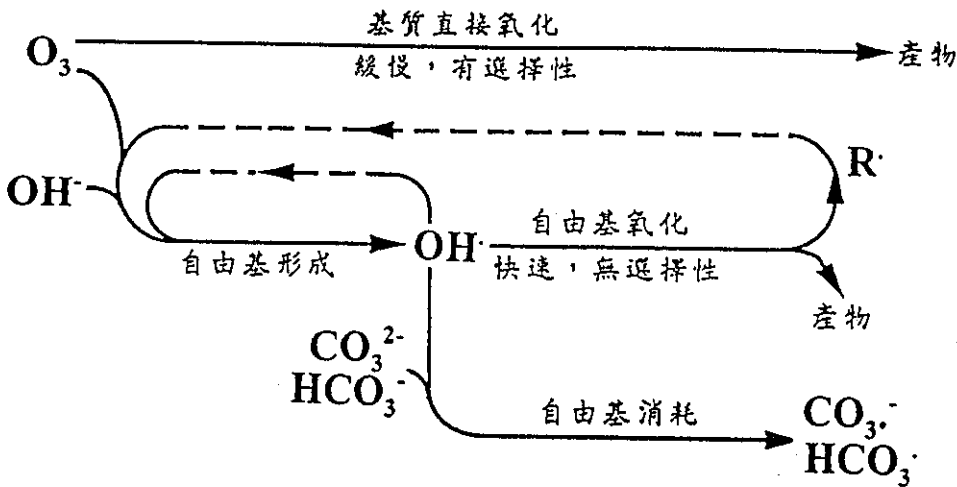


圖1 臭氧與有機物種的反應途徑 (資料來源：刁氏，1993)

直接反應的特性在於其高度的選擇性，特別是針對未飽和的芳香族或脂肪族化合物以及一些特定的官能基。由於臭氧分子的共振結構，臭氧分子可以電偶極(dipole)、親電子基(electrophilic)、親核基(nucleophilic)的角色進行直接式反應。相對而言，自由基反應的選擇性即相當地低，且反應相當複雜而快速，臭氧分解生成的氫氧自由基可以說是已知對有機物反應性最高的物質，可與有機物反應而生成更易與臭氧分

子反應的羥基化型態(hydroxylated forms)。此外，氫氧自由基亦可藉由氫原子抽出反應(hydrogen atom abstraction)與脂肪族側鏈或脂肪酸作用生成有機過氧化物，由其分解出之過氧化氫離子(superoxide ion)可作為自由基反應之促進劑，促成更多的臭氧分解，及氫氧自由基的生成。

本研究探討直接式反應和自由基式反應對於消毒副產物生成的影響，實驗中以添加不同濃度之鹼度作為自由基攫取劑來抑制自由基的連鎖反應，並使反應型態逐漸傾向於直接式反應。另外以臭氧配合紫外線照射及臭氧搭配過氧化氫，誘使臭氧迅速分解且氫氧自由基大量生成，使反應型態以自由基式反應為主，並分別討論其消毒副產物生成的增減及與操作條件間的關係。

## 二、研究方法

### (一)分析方法

#### 1. 三鹵甲烷類(THMs)及揮發性有機物(VOCs)的分析

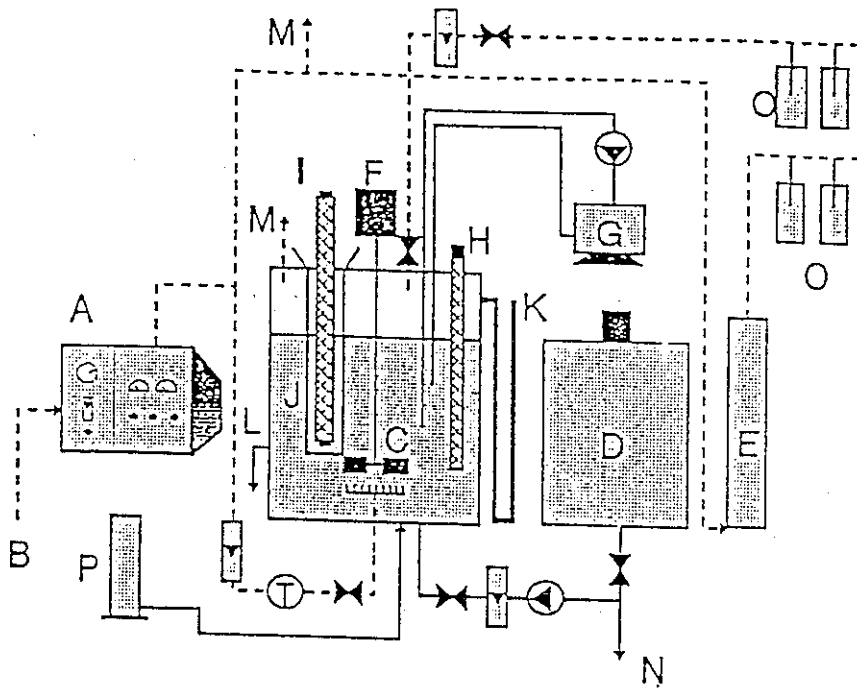
採用美國EPA Method 8021,以吹捕-沖提法(Purge-and-Trap, LSC-2000, Tekmar)為前處理，氣相層析儀(GC, HP 5890II型)配合光離子化偵測器(PID, Photoionic Detector, O.I.C.4430)串聯電解液電導偵測器(ELCD, Electrolytic Conductivity Detector, O.I.C.4420)為檢測方法。

#### 2. 含鹵乙腈類(HANs)、含鹵丙酮類(HKs)的分析

本研究根據美國EPA 551方法，以液-液萃取法(n-Pentane)萃取出水樣中的含鹵乙腈類(HANs)、含鹵丙酮(HKs)，以GC/ECD分析。

### (二)實驗設備及流程

本實驗的設備配置及實驗進行流程如圖2，3所示



圖例：流量計 · 幫浦 ◐ 氣流徑 ---  
 閥 ◈ 溫度計 ◉ 水流徑 —

- |          |            |
|----------|------------|
| A. 臭氧產生機 | I. 紫外線燈管   |
| B. 氧氣入口  | J. 燈管冷卻器   |
| C. 反應槽   | K. 壓差計     |
| D. 儲水槽   | L. 液相採樣口   |
| E. 臭氧分解器 | M. 氣相採樣口   |
| F. 攪拌器   | N. 排水口     |
| G. 臭氧測定儀 | O. 碘化鉀吸收瓶  |
| H. 溫度控制棒 | P. 過氧化氫加藥器 |

圖2 實驗設備配置圖

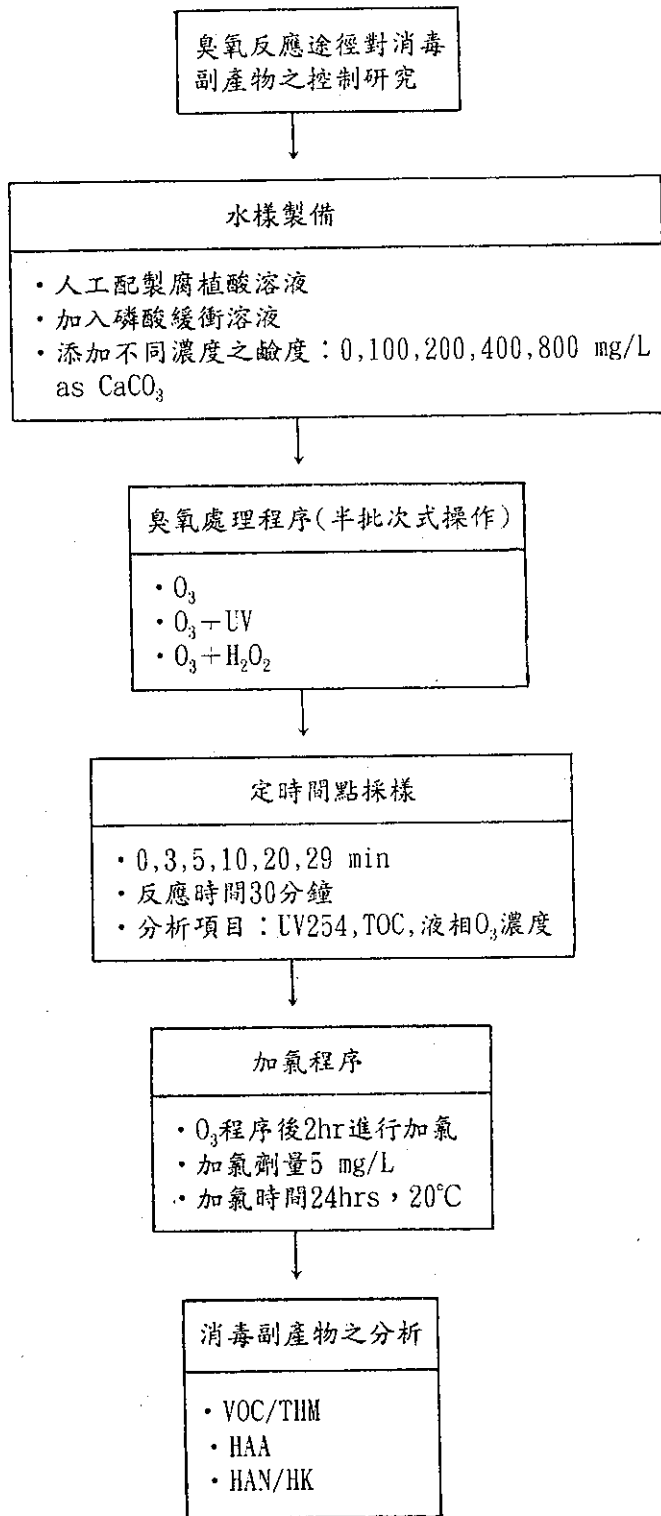


圖3 「臭氧反應途徑對消毒副產物之控制研究」試驗流程圖


### 三、結果與討論

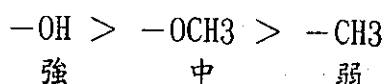
#### (一)在鹼度環境中消毒副產物之生成情形

本節主要係在探討鹼度對自來水環境中主要消毒副產物VOCs、THMs、HANs、HKs等之生成情形。其中添加不同濃度之鹼度是使臭氧反應趨向於直接式反應。不同類的化合物則有不同的趨勢呈現，茲將不同消毒副產物分類討論：

##### 1. 三鹵甲烷類(THMs)

本研究所分析的三鹵甲烷類包括Chloroform, Dichlorobromomethane, Dibromochloromethane (見圖4-6), Bromoform 四種，其中Bromoform的含量均小於檢測極限。以Chloroform的生成量來說(見圖4)，在臭氧反應3分鐘左右，其前驅物質達到一最大值，隨後隨著臭氧反應時間的進行，Chloroform之前驅物質的生成量逐次降低。

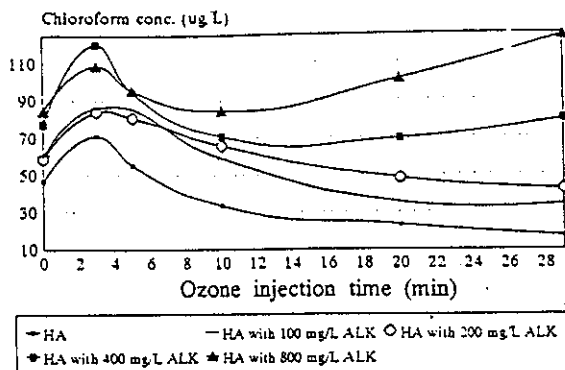
根據Rook (1974) 對於氯化反應的研究指出，間-苯二酚(meta-dihydroxybenzene, ) 結構是氯化反應進行之主要位置；樓氏(1987)也由實驗結果提出：含氧碳水化合物極易被氯進行親電子性取代反應(Electrophilic Substitution Reaction)，但由於有機物連接芳核上之官能基(使得活性增強者稱為活化基 activating group，使活性減弱者稱為去活化基 deactivating group)不同，而致使反應生成三鹵甲烷速率不同。活化基之強弱可以以下次序區分：



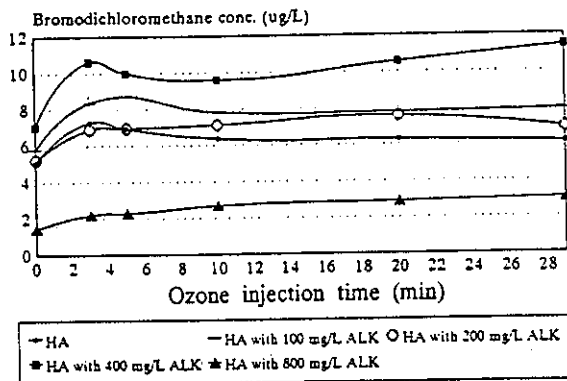
去活化基則如： $-\text{NO}_2$ ， $-\text{COOH}$ 。間-苯二酚具有兩個羥基( $-\text{OH}$ )活化基，活性最強，最易放出電子，故親電子性氯化反應生成三鹵甲烷速率最快。

若間-苯二酚為生成三鹵甲烷類之最主要有機前質，則可將腐植酸水樣經臭氧氧化生成三鹵甲烷前質的情形作如下之說明：腐植酸為含有間-苯二酚活化基的大分子結構，但在外圍結構上還鍵結了許多去活化基如 $-\text{COOH}$ 等，削弱了活性，使得含有間-苯二酚官能基者的氯化反應較不易進行。當臭氧的反應開始進行時，大分子的腐植酸迅速斷鍵成許多小分子，此時間-苯二酚大量自大分子結構中釋出，且不再受去活化基的干擾，於是三鹵甲烷的生成達到一最大值。當反應繼續進行時，臭氧分子及

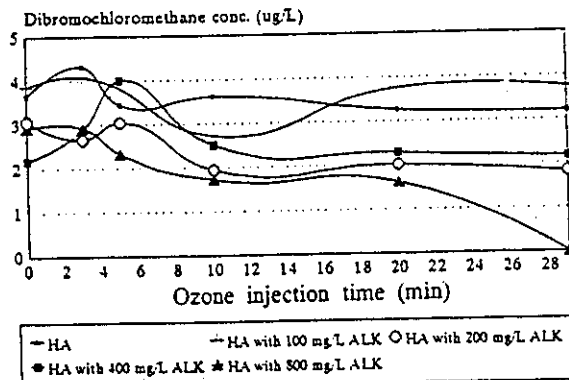
高活性的自由基開始進一步破壞間-苯二酚的官能基，於是三鹵甲烷的生成前質隨著臭氧反應時間而持續減少。而當水樣中添加鹼度時，三鹵甲烷的生成量均有增加的趨勢，顯示直接式反應會促進三鹵甲烷前驅物質的產生。



Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L, Chlorination time = 24 hrs, at 25 ± 1 C  
 圖4 不同濃度鹼度下，Chloroform生成量隨臭氧反應時間之變化情形



Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L, Chlorination time = 24 hrs, at 25 ± 1 C  
 圖5 不同濃度鹼度下，Bromodichloromethane生成量隨臭氧反應時間之變化情形



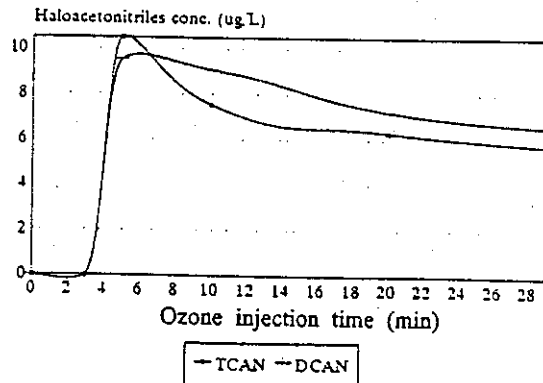
Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L, Chlorination time = 24 hrs, at 25 ± 1 C  
 圖6 不同濃度鹼度下，Dibromochloromethane生成量隨臭氧反應時間之變化情形

值得注意的是，在添加高濃度鹼度( 400, 800 mg/L )時，臭氧時間增長，Chloroform的生成反而又節節上揚，幾乎與3 分鐘時的最大值相同，顯示趨向直接式反應型態時，最適臭氧反應時間在10 分鐘左右(如圖4 所示)。

在所分析的三鹵甲烷類中，以氯仿( Chloroform )為大宗，約為總 THMs 的50 %以上，其隨臭氧時間有先增後減的趨勢(如圖4 所示)。然而，一溴二氯甲烷(Bromodichloromethane) 與一氯二溴甲烷(Dibromo-chloromethane) 所呈現出的結果就比較不規則(圖5、圖6)，推測可能是水樣中沒有適量的溴離子，使得氯化反應生成三鹵甲烷時，溴離子的不足成為限制因子。日後將建議在後續實驗中添加適量的溴離子，來觀察含溴三鹵甲烷類之生成變化情形。

## 2. 含鹵乙腈類(HANs)

圖7 為含鹵乙腈類( Haloacetonitriles )隨臭氧時間之生成情形，且水樣為未添加鹼度的腐植酸。在添加100, 200, 400, 800mg/L鹼度的實驗中，HANs 的生成量均在檢測極限以下，顯示在反應途徑偏向直接式反應時，HANs 較不易生成。另外，在反應初期(3 分鐘內)，HANs 的生成都在偵測極限以下；然而在反應5 分鐘時卻開始生成，而後隨著臭氧時間的增長，HANs 的生成量緩慢的減低。若與THMs 的生成量相比較，可發現 THMs 的最大生成量是在3 分鐘，顯示HANs 的濃度與THMs 的生成量有關，即HANs 的前質可能為THMs 前質在臭氧氧化過程中所產生的副產物，但此假設仍需更進一步的確認。



Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L. Chlorination time = 24 hrs. at 25 ± 1 C

圖7 不同濃度鹼度下，HANs生成量隨臭氧反應時間之變化情形

由Krasner (1989) 等人對於美國35個水廠出水的調查研究指出，HANs 與 THMs 生成有良好的相關性存在，其相關係數達0.9，且HANs 生成量與THM 生成量的比值約為0.10。另外，根據Oliver(1983) 等人的研究，DCAN 的濃度則為TTHMs 濃度的10%。而在本研究中，很明顯的，在添加鹼度的狀況下此關係並不存在，而當未添加鹼度的情況下，二者的比例關係如表1 所示：

表1 未添加鹼度時，HANs 與THMs 生成量之關係

臭氧反應時間(min)	0	3	5	10	20	29
THMs 濃度( $\mu$ g/L)	55.43	82.60	65.55	43.59	32.87	26.62
HANs 濃度( $\mu$ g/L)	0	0	20.03	16.61	13.56	12.39
HANs —— 比值 THMs	0	0	0.31	0.38	0.41	0.47

在本研究中，HANs/THMs 之比值則比文獻上對於天然原水所作之研究高出許多，可能的原因是：(1) 臭氧反應3 分鐘後，臭氧對於THMs 前質的生成控制能力優於HANs 前質；(2) 台灣原水特性較易生成HAN。表2 則為宋氏(1993) 以六堵淨水廠（傳統混沈加氯程序）及六堵模廠（臭氧高級處理程序）處理六堵原水，並分析消毒副產物之部份結果摘要。

由表2 可對上述兩點高HANs/THMs 比值得解釋原因進行評估。首先，由表2 模廠部份可看出臭氧確實對於THMs 前質的生成控制能力高於HANs 之生成前質，臭氧程序後甚至還出現HANs 去除率為負值的現象。再者就淨水廠部份而言，大部份的HANs/THMs 比值均高於國外文獻值0.10，較之國外（美國）原水水質特性，台灣六堵原水加氯後較易生成HANs。所以，上述兩點對於高HANs/THMs 比值得解釋理由應屬合理，且前項解釋應為主因。

### 3. 揮發性有機物(VOCs)

本研究分析之VOCs 種類有54 種（US EPA Method 502.2），除了三種三鹵甲烷類，1,1,2-Trichloroethane、Tetrachloroethene、1,3-Di-

表2 六堵淨水廠及六堵模廠消毒副產物之部份分析結果 (宋氏, 1993)

		六堵淨水廠出水*						六堵模廠臭氣程序出水*										
		採樣日期						採樣次數										
81.	82.	81.	82.	81.	82.	81.	82.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
THMs 濃度 (µg/L)	48.60	23.71	14.82	97.74	45.40	53.76	2.25	1.93	2.50	2.49	2.59	3.12	1.75	1.80	4.32	3.23	3.39	
(去除率 %)							(NA)	(7%)	(NA)	(20%)	(20%)	(9%)	(42%)	(17%)	(-130%)	(38%)	(28%)	
HAN 濃度 (µg/L)	1.40	3.10	3.30	15.44	11.13	13.10	1.17	1.08	0.83	2.37	1.36	0.95	1.73	1.57	1.99	1.36	1.38	
(去除率 %)							(NA)	(-286%)	(NA)	(-216%)	(25%)	(-1%)	(-151%)	(33%)	(-125%)	(31%)	(6%)	
THMs —— 比值 THMs	0.03	0.13	0.22	0.16	0.25	0.24	0.52	0.56	0.33	0.95	0.53	0.30	0.99	0.87	0.46	0.42	0.41	

說明:

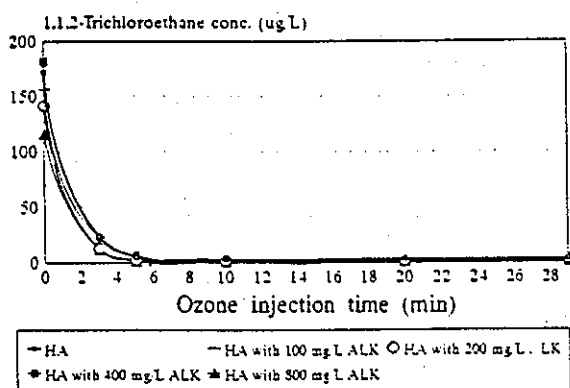
\* 六堵淨水廠程序為原水 → 澄清 → 過濾; 此處之採樣點為過濾後出水。

\*\* 六堵模廠程序為原水 → 澄清 → 臭氣 → GAC; 此處之採樣點為臭氣程序出水。其臭氣反應槽之停留時間約50分鐘。

NA 表示原資料未打印

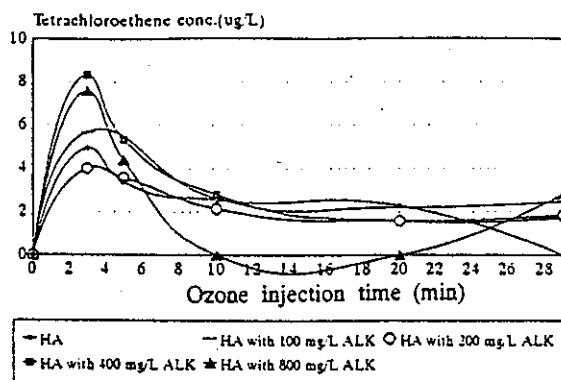
chloropropane、Chlorobenzene、1,1,1,2-Tetrachloroethane之外，其餘物種的濃度均在偵測極限以下。

觀察VOCs的生成情形(圖8至圖12)，可發現Chlorobenzene和1,1,1,2-Tetrachloroethane生成情形不規則，而另兩種VOCs:1,1,2-Trichloroethane和1,3-Dichloropropane的生成情形卻很類似：在單純加氯試驗時的生成量最高，尤其是1,1,2-Trichloroethane，更高達100ug/L以上。然而當預臭氣搭配加氯時，此二者化合物的生成則隨著臭氣時間的進行而節節降低，1,1,2-Trichloroethane的產生量在臭氣時間5分鐘以後均已在檢測極限以下，顯示鹼度的添加似乎對於此兩種化合物的生成沒有一定的趨勢存在可言。



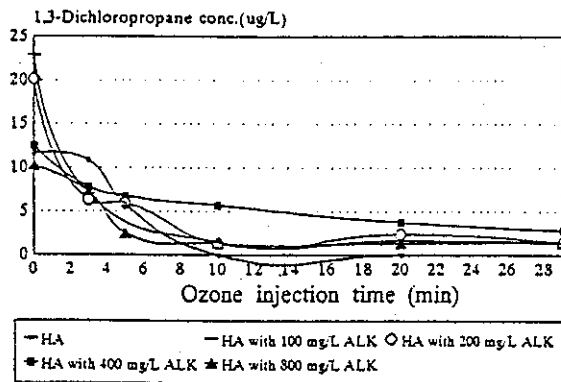
Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L, Chlorination time = 24 hrs. at 25 ± 1 C

圖8 不同濃度鹼度下，1,1,2-Trichloroethane生成量隨臭氧反應時間之變化情形



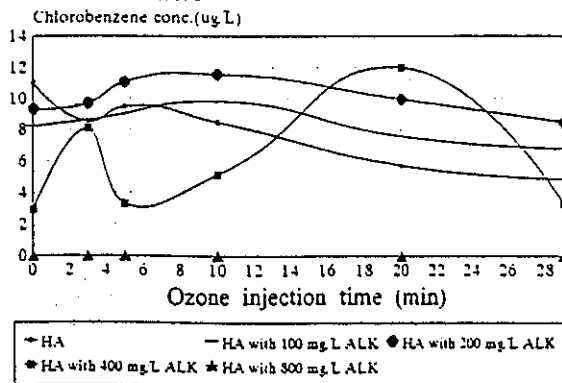
Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L, Chlorination time = 24 hrs. at 25 ± 1 C

圖9 不同濃度鹼度下，Tetrachloroethene生成量隨臭氧反應時間之變化情形



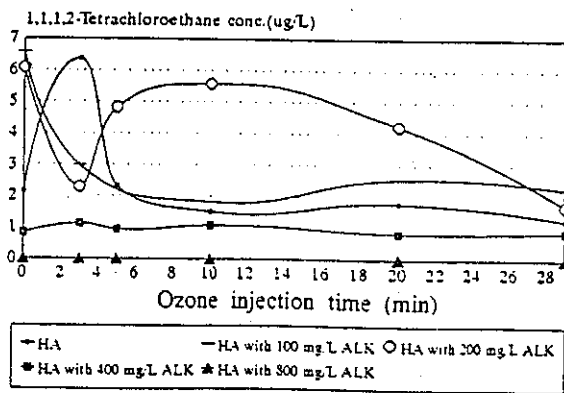
Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L, Chlorination time = 24 hrs, at 25 ± 1 C

圖10 不同濃度鹼度下，1,3-Dichloropropane生成量隨臭氧反應時間之變化情形



Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L, Chlorination time = 24 hrs, at 25 ± 1 C

圖11 不同濃度鹼度下，Chlorobenzene生成量隨臭氧反應時間之變化情形



Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L, Chlorination time = 24 hrs, at 25 ± 1 C

圖12 不同濃度鹼度下，1,1,1,2-Tetrachloroethane生成量隨臭氧反應時間之變化情形

而Tetrachloroethene (圖9)則是在無預臭氧反應時其生成量均在偵測極限以下，而加入預臭氧反應時，此化合物就開始生成，且在3分鐘處有極大值出現，而後隨臭氧反應時間遞減而趨穩定。但是，同樣的，鹼度的添加對此物種也沒有一定的趨勢存在。

綜合以上所述，可知在傾向於臭氧直接式反應時，THMs的生成量會增加。而在鹼度濃度200 mg/L以下時，臭氧作用時間的增長可有效的去除THMs生成前質；但在更高濃度鹼度時，最適臭氧反應時間則出現在10分鐘左右。再者，與THMs呈相反趨勢的是HANS，即在反應途徑傾向於直接式反應時，HANS的生成量均在偵測極限以下。另外，未添加鹼度時，HANS/THMs之比值則較文獻上之研究結果高，其原因為：(1)臭氧對於THM前質的生成控制能力優於HANS前質；(2)台灣原水特性較易生成HANS。

## (二)高級氧化程序中消毒副產物之生成情形

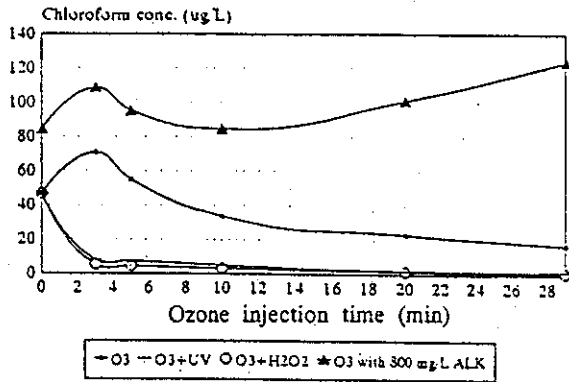
本節主要在探討以自由基反應型態為主的高級氧化處理程序——臭氧搭配紫外線，臭氧搭配過氧化氫，對於消毒副產物(VOCs, THMs)生成情形之影響，並與上節中之直接式反應為主的結果相比較。紫外線(UV)及過氧化氫的添加乃是為了促進氫氧自由基生成，使得反應傾向於自由基式反應途徑。

### 1. 三鹵甲烷類(THMs)

圖13至圖15分別為氯仿，Bromodichloromethane、Chlorodibromomethane在四種處理程序——單獨臭氧作用、臭氧搭配紫外線、臭氧搭配過氧化氫、臭氧在高濃度鹼度(800 mg/L as  $\text{CaCO}_3$ )環境下，其隨臭氧反應時間之生成情形。實驗結果與刁氏(1993)的研究成果相似：對於三鹵甲烷類，自由基反應型態均能有效的控制其生成量。在圖13至圖15中，無論是 $\text{O}_3 + \text{UV}$ 或 $\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ 程序都能在反應初期就降低THMs的濃度，且隨反應時間而持續減少，相較於 $\text{O}_3$ 程序或 $\text{O}_3$ 於高鹼度環境中，THMs濃度先升後降的生成趨勢，二者反應型態對於THMs生成控制能力之優劣不言而喻。此外， $\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ 程序較之 $\text{O}_3 + \text{UV}$ 又略勝一籌。

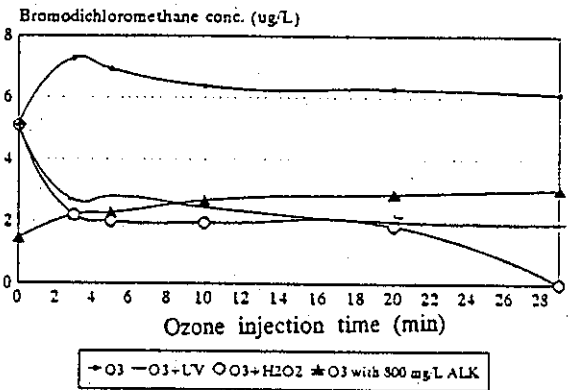
### 2. 揮發性有機物(VOCs)

圖16至圖20分別為1,1,2-Trichloroethane、1,3-Dichloropropane、Tetrachloroethene、Chlorobenzene及1,1,1,2-Tetrachloroethane在四種處理程序中隨臭氧反應時間的生成變化情形。除了1,3-Di



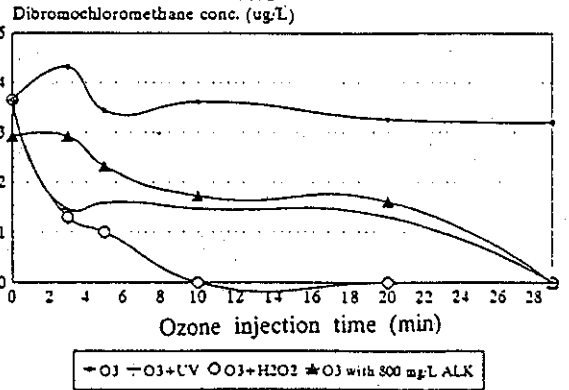
Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L. Chlorination time = 24 hrs. at 25 ± 1 C

圖13 不同臭氧反應型態下，Chloroform生成量隨臭氧反應時間之變化情形



Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L. Chlorination time = 24 hrs. at 25 ± 1 C

圖14 不同臭氧反應型態下，Bromodichloromethane生成量隨臭氧反應時間之變化情形



Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L. Chlorination time = 24 hrs. at 25 ± 1 C

圖15 不同臭氧反應型態下，Dibromochloromethane生成量隨臭氧反應時間之變化情形

-chloropropane 及 Chlorobenzene 之外，其餘三種 VOCs 均與 THMs 情形類似：高級氧化程序有助於其生成量的降低。1,3-Dichloropropane 在  $O_3$  + UV 及  $O_3$  +  $H_2O_2$  程序於反應時間 3 分鐘時的生成量降至偵測極限之下，然而在 5 分鐘處卻又達到一尖峰值，而後隨反應時間而持續減少。另外，Chlorobenzene 在直接式反應主導的環境中其生成量均低於偵測極限，然而在以自由基式反應為主流的環境中，Chlorobenzene 皆有產生。在高級氧化程序對於主要消毒副產物—THMs 及其他三種 VOCs 的生成量都有良好的控制結果時，此兩種 VOCs 所呈現出的趨勢是值得注意的。

對於本文所討論的重點：臭氧直接式反應和自由基式反應對於消毒副產物生成之影響，其結果可歸納如表 3。

表 3 臭氧反應型態對不同消毒副產物之增減情形

	直接式反應	自由基式反應
THMs	+	-
HANs	-, ND	NA
1, 1, 2-Trichloroethane	$O_3$ time, ALK	-
1, 3-Dichloropropane	$O_3$ time, ALK	$O_3$ time
Tetrachloroethene	$O_3$ time, ALK	-
Chlorobenzene	$O_3$ time, ALK	-
1, 1, 1, 2-Tetrachloroethane	$O_3$ time, ALK	-

說明： + 表示其生成量增加

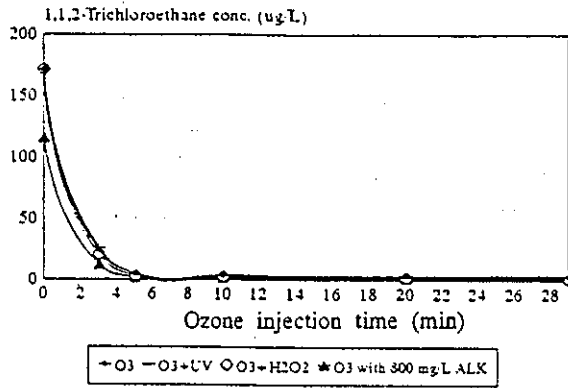
- 表示其生成量減少

ND 表示其生成量減少至偵測極限以下

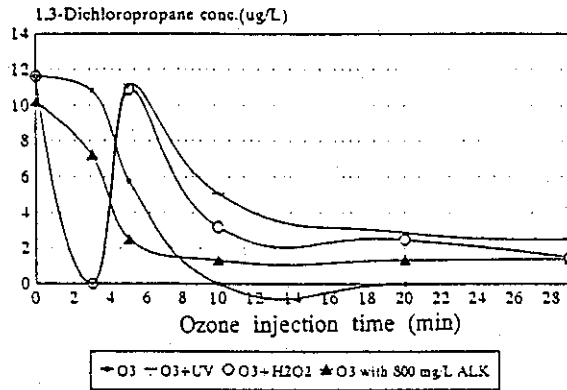
NA 表示此組實驗未分析此項目

$O_3$  time 表示其生成量隨臭氧反應時間而有不同的增減情形

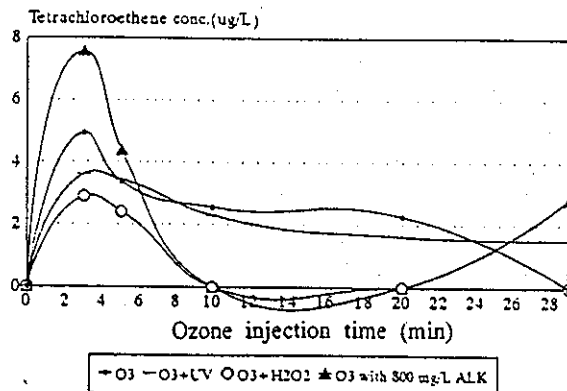
ALK 表示其生成量隨鹼度濃度而有不同的增減情形



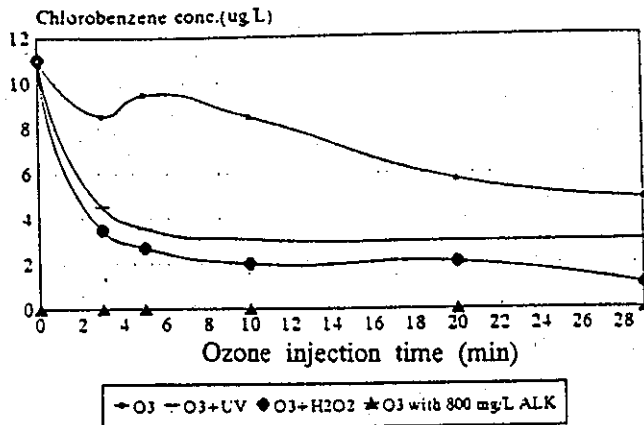
Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L. Chlorination time = 24 hrs. at 25 ± 1 C  
 圖16 不同臭氧反應型態下，1,1,2-Trichloroethane生成量隨  
 臭氧反應時間之變化情形



Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L. Chlorination time = 24 hrs. at 25 ± 1 C  
 圖17 不同臭氧反應型態下，1,3-Dichloropropane生成量隨臭  
 氧反應時間之變化情形

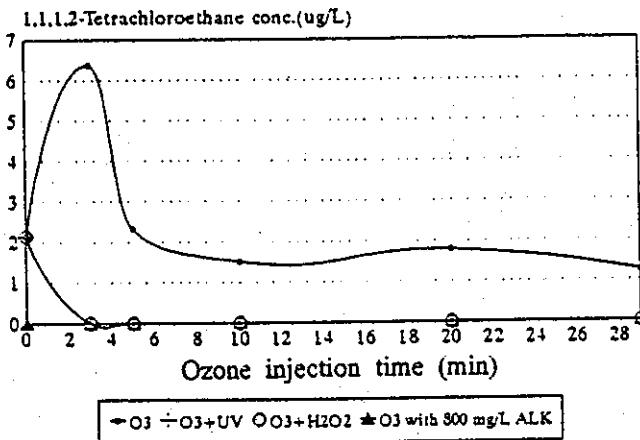


Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L. Chlorination time = 24 hrs. at 25 ± 1 C  
 圖18 不同臭氧反應型態下，Tetrachloroethene生成量隨臭氧  
 反應時間之變化情形



Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L, Chlorination time = 24 hrs, at 25 ± 1 C

圖19 不同臭氧反應型態下，Chlorobenzene生成量隨臭氧反應時間之變化情形



Cl<sub>2</sub> dose = 5 mg/L, Chlorination time = 24 hrs, at 25 ± 1 C

圖20 不同臭氧反應型態下，1,1,1,2-Tetrachloroethane生成量隨臭氧反應時間之變化情形

## 四、結 論

1. 在傾向於臭氧直接式反應時，THMs 的生成量會增加。然而，與THMs 呈相反趨勢的是HANs，即在反應途徑傾向於直接式反應時，HANs 的生成量均在偵測極限以下。
2. 在未添加鹼度時，HANs/THMs 之比值則較文獻上之研究結果高，其原因為：(1)臭氧對於THMs 前質的生成控制能力優於HANs 前質；(2)台灣原水特性較易生成HANs。
3. 在臭氧搭配紫外線或過氧化氫的高級氧化程序中，對於THMs 的生成量有良好的控制結果，顯示臭氧自由基式反應型態有利於THMs 的生成控制。

## 五、參考文獻

1. 刁秀華，"高級氧化預處理對自來水中含氯有機物生成之影響"，碩士論文，國立台灣大學環境工程學研究所，台北，1993。
2. 宋大崑，"臭氧及活性碳對有機前質之處理效能"，碩士論文，國立台灣大學環境工程學研究所，台北，1993。
3. 樓基中，"淨水系統單元操作對三鹵甲烷之去除機質與生成模式之研究"，博士論文，國立台灣大學土木工程學研究所，台北，1987。
4. Hoigne, J., and H. Bader, "the Formation of Trichloronitromethane (Chloropicrin) and Chloroform in a Combined Ozonation / Chlorination Treatment of Drinking Water", Water Research, Vol.22, No.3, pp.313-319, 1988.
5. Krasner, S. W., M. J. McGuire, J. G. Jacangelo, N. L. Patania, K. M. Reagan, and E. M. Aieta, "The Occurrence of Disinfection By-products in US Drinking Water", J. American Water Work Association, Vol.81, No.8, pp.41-53, 1989.
6. Langlais, B., D. A. Reckhow, and D. B. Brink, "Ozone in Water Treatment-Application and Engineering", Lewis Publishers, 1991.
7. Oliver, B. G., "Dihaloacetonitriles in Drinking Water : Algae and Fulvic Acid as Precursors", Environmental Science & Technology, Vol.17, No.2, pp.80-

83, 1983.

8. Rook, J. J., "Formation of Haloforms During Chlorination of Natural Waters", J. Water Treatment and Examination, Vol.23, pp.234-243, 1974.
9. Singer, P. C., "Assessing Ozonation Research Needs in Water Treatment", J. American Water Work Association, Vol.82, No.10, pp.78-88, 1990.