

環保署/國科會空污防制科研計畫期末報告

總計畫名稱：

固定污染源防制技術之研發

子計畫名稱：

光電及半導體業揮發性有機物
可行排放減量技術：化學洗滌
技術之研發

計畫類別：個別型計畫 整合型計畫

計畫編號：NSC92-EPA-Z-224-003

執行期間：92年 04月 01日至92年 12月 31日

總計畫主持人：周明顯

子計畫主持人：謝祝欽

研究人員：鄭鎮杰、李世經、方義翔、鄧雅涵

執行單位：國立雲林科技大學-環境與安全衛生工程系(所)

中華民國九十三年一月三十日

目 錄

一、中文摘要.....	1
二、英文摘要.....	2
三、前言.....	3
四、國內外研究現況及重要參考文獻.....	6
4.1 化學洗滌技術.....	6
4.2 高級氧化程序之理論.....	6
4.3 氣體吸收設計理論.....	15
4.4 氧化槽半批次氧化機制.....	17
伍、研究方法與實驗設備.....	19
5.1 研究方法.....	19
5.2 實驗設備.....	21
5.3 分析方法.....	22
六、結果與討論.....	24
6.1 污染物之質量傳輸評估.....	24
6.1.1 固定質傳係數 $KLa=10$ 1/hr、甲苯去除率達 90% 之不同氣體流量下, stripping factor 及吸收塔塔高度(H)與水量之間的關係.....	24
6.1.2 甲苯在質傳係數 $KLa=10$ 1/hr、氣體流量 1000 L/min 下, 吸收塔塔高、去除率與氣液比之比較.....	25
6.1.3 甲苯與丙酮在質傳係數 $KLa=10$ (1/hr)、氣體流量 1000 L/min、水量 0.1-1 L/min 之氣液比下, 吸收塔塔高與去除率之比較.....	26
6.1.4 吸收塔塔高為 3m、污染物去除率達 90% 之不同氣體流量下, stripping factor 及 KLa 與水量之間的關係.....	27
6.2 PGME 與丙酮之半批次式氧化塔實驗結果.....	28
6.2.1 單獨以水處理含 500 ppm 之 PGME 廢氣.....	28
6.2.2 以 UV254nm 處理 500 ppm PGME 廢氣之出口及水中濃度變化情形.....	29
6.2.3 UV254nm 加 50ppm H_2O_2 處理 500 ppmPGME 廢氣之出口及水中濃度變化情形.....	30
6.2.4 水深 30cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口濃度比較...32	32
6.2.5 水深 60cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口濃度比較...32	32
6.2.6 水深 90cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口濃度比較...33	33
6.2.7 UV185nm 與 UV254nm 結合不同 H_2O_2 濃度處理含 500ppm 甲苯廢氣之出口濃度比較.....	34
6.3 甲苯在半批次式氧化塔總反應常數 K_T 值計算.....	35
6.4 UV/ H_2O_2 之高級氧化處理程序處理含 10 ppm 甲苯之廢水.....	37
七、結論與建議.....	39
八、致謝.....	40

九、參考文獻.....	41
十、附錄一	

圖目錄

圖 4-1 氧化洗滌原理示意圖	6
圖 5-1 半批次氧化實驗裝置圖	19
圖 5-2 實驗流程示意圖	20
圖 5-3 UV/H ₂ O ₂ 化學洗滌設備圖	20
圖 5-4 氣相中 VOCs 濃度分析方法流程圖	22
圖 5-5 PGME 其 VOCs 與 NMHC 其之間的比值關係	22
圖 5-6 甲苯其 VOCs 與 NMHC 其之間的比值關係	23
圖 6.1.1-1 甲苯在固定 K _{La} =10 1/hr，不同風量下 stripping factor、塔高與流量關係圖	24
圖 6.1.1-2 丙酮在固定 K _{La} =10 1/hr，不同風量下 stripping factor、塔高與流量關係圖	25
圖 6.1.2-1 甲苯在 K _{La} =10 1/hr、氣體流量 1000 L/min 下，吸收塔塔高、去除率與氣液比之關係圖	26
圖 6.1.3-1 甲苯與丙酮在 K _{La} =10 1/hr、氣體流量 1000 L/min、水量 0.1-1 L/min 之氣液比下，吸收塔塔高與去除率之比較圖	26
圖 6.1.4-1 甲苯在塔高 3m 下之 stripping factor 與 K _{La} 之關係圖	27
圖 6.1.4-2 丙酮在塔高 3m 下之 stripping factor 與 K _{La} 之關係圖	28
圖 6.2.1-1 單獨以水處理 500 ppm PGME 廢氣出口及水中濃度變化情形	29
圖 6.2.1-2 單獨以水處理 500 ppm PGME 廢氣之氧化還原電位變化情形	29
圖 6.2.2-1 單獨以 UV254nm 處理 500 ppm PGME 廢氣之出口及水中濃度變化情形	30
圖 6.2.2-2 單獨以 UV254nm 處理 500 ppm PGME 廢氣之氧化還原電位變化情形	30
圖 6.2.3-1 UV254nm 加 50ppmH ₂ O ₂ 處理 500 ppm PGME 廢氣出口及水中濃度變化情形	31
圖 6.2.3-2 UV254nm 加 50ppmH ₂ O ₂ 處理 500 ppm PGME 廢氣之氧化還原電位變化情形	31
圖 6.2.4-1 水深 30cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口甲苯濃度比較	32
圖 6.2.5-1 水深 60cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口濃度比較	33
圖 6.2.6-1 水深 90cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口濃度比較	33
圖 6.2.7-1 UV185nm 搭配不同 H ₂ O ₂ 濃度處理含 500ppm 甲苯廢氣之出口濃度比較	34
圖 6.2.7-2 UV254nm 搭配不同 H ₂ O ₂ 濃度處理含 500ppm 甲苯廢氣出口濃度比較	35
圖 6.3-1 以單獨 H ₂ O 程序處理含 500 ppm 甲苯廢氣之 K _T 值	36
圖 6.4-1 氧化塔在水深 90cm 下 UV/H ₂ O ₂ 之不同處理程序比較	37
圖 6.4-2 pseudo-first-order 方程式計算反應速率常數結果	38

表目錄

表 3-1 竹科主要積體電路廠商 VOCs 污染防治方法調查結果	4
表 3-2 各行業控制設備設置數統計	5
表 4-1 不同化學氧化劑之相對氧化潛勢	7
表 4-2 不同之高級氧化處理程序降解酚之反應常數與處理成本比較	8
表 4-3 不同有機污染物之高級氧化處理比較	12
表 6.3-1 不同程序處理含 500 ppm 甲苯廢氣之 KT 值之比較.....	36
表 6.3-2 不同程序處理含 500 ppm 甲苯廢氣各個機制反應常數之比較	36
表 6.4-1 UV/H ₂ O ₂ 各個機制反應常數之比較	38

一、中文摘要

光電及半導體工業生產製程中使用化學溶劑種類相當如異丙醇(IPA)、丙酮(acetone)等，在過程中容易造成大量揮發性有機物(Volatile Organic Compounds, VOCs)排放於至環境中。一般有機廢氣的處理方法有焚化法、吸附法、吸收法、生物處理法及回收法(或冷凝法)等，其中濃縮焚化法會消耗大量燃料、操作成本高；而活性碳吸附需經常換新碳維持費用高昂。依據環保署(2003)統計各行業 VOCs 的控制設備使用情形顯示以填洗滌塔最多，其他如固定床吸附式設備、沸石轉輪濃縮設備。化學洗滌法具有設置及操作費用低、VOCs 高去除率之優點，但亦有氧化劑費用高、氧化不完全致循環洗滌液需後續處理(包括後續化學氧化或生物處理)等缺點或顧慮，而為推廣此法應用於光電及半導體事業排氣處理，需進一步深入研究。

本研究使用之氧化洗滌設備由隔板式洗滌塔、氧化塔兩部分組成，其內部可置入 UV 燈管。隔板式洗滌塔主體為高 270 cm ×長 20 cm ×寬 5 cm，氧化塔則為高 220 cm ×內徑 15 cm 之不鏽鋼材質所組成，使用之 UV185nm 強度為 14 W/m，UV254nm 強度為 9 W/m。研究中利用吸收塔之理論公式探討 UV/H₂O₂ 氧化洗滌設備中不同吸收塔塔高、氣液比下 VOCs 廢氣之去除效率。其次並針對半導體業使用之光阻劑單甲基醚丙二醇(propylene glycol monomethyl ether acetate, PGME)及一般常用溶劑甲苯(toluene)進行半批次氧化實驗探討，實驗中針對不同參數如：水位高度、H₂O₂ 濃度等對 VOCs 廢氣處理效率之影響進行探討。

半批次氧化實驗結果中顯示無添加、UV254nm 及 UV254nm 加 50ppm H₂O₂ 處理程序中對於含 500 ppm 的 PGME 廢氣其去除率皆可達 95% 以上。而由氧化還原電位 ORP 值可以看出，加入 H₂O₂ 後水中瞬間產生較多的 OH 自由基增加水中的氧化潛勢，以達到去除 PGME 的效果。而在不同水深處理含 500ppm 甲苯廢氣的實驗過程中，各個程序之去除率比較結果為 UV 加 H₂O₂ > 單獨 UV > 無 UV，且隨著水深增加其去除率有上升的現象。而 50ppm H₂O₂ 搭配 UV185nm 及 UV254nm 兩種不同波長進行比較，由結果可以發現在水深 90 cm 下兩者處理效率呈現一致性，而水深 30cm 及 60cm 其處理效果為 UV185nm 較 UV254nm 為佳。其次，比較不同 UV 搭配不同氧化劑量處理甲苯廢氣，其去除率以 UV254 nm 較 UV185 nm 略佳，而 UV254 nm 添加 100 ppm H₂O₂ 維持 80% 處理效率的時間約 140 min 約 50 ppm H₂O₂ 處理時間 80 min 的 2 倍左右，甲苯的處理效率亦隨 H₂O₂ 劑量的增加而增加，UV185 nm 添加 50 ppm H₂O₂ 與 100 ppm H₂O₂ 差異性不大處理時間皆為 80 min。其次計算之反應常數 K 值，各個機制反應常數之比較結果為 K_{OH} > K_{UV} > K_O，其中以 UV254 nm 加 50 ppm H₂O₂ 之 K 值最高約 0.869 1/hr。

在欲達到質傳係數 K_{La} = 10 1/hr 且去除率達 90% 污染物的質量傳輸評估中，丙酮(acetone)與甲苯隨著水量的增加吸收塔所需的塔高隨之增加，其中甲苯所需水量與塔高呈線性關係。而比較丙酮與甲苯氣液比與去除率的關係，隨著去除率的提升丙酮所需要的高度較甲苯來的高，當去除率為 99% 時丙酮吸收塔所需要的高度為 12m 約為甲苯所需要高度兩倍。

二、英文摘要

In the semiconductor and optical-electric industries manufacture as use many chemical solvent, such as isopropyl alcohol (IPA), acetone. However, it also brings in pollution. Notably, large amount of volatile organic compounds (VOCs) are released into atmosphere during semiconductor manufacturing processes. Presently, most of the semiconductors use activated carbon adsorption tower, wet scrubber, condense incinerator (zeolite rotary adsorber + incinerator) to control the exhausted VOCs. Activated carbon adsorption tower needs regular exchange carbon to maintain its adsorption capability, so it requires more energy. According to the Taiwan EPA (2003) surveying the VOCs treatment equipment in the industries, the scrubber is one of the popular treatment process. The theory of wet scrubber is to transfer the VOCs from a gas to liquid phase. When absorption of the VOCs in liquid approaches saturation that the wasted liquid needs further treatment. Therefore, the emission and control of HAPs in the science-based Industrial Park need further study. This study set up a set of pilot-scale scrubbing and oxidative reactors (a 220 cmH×20 cmL×5 cmW scrubber and a 220 cmH×15 cm-dia. oxidizer) to evaluate the performance the treatment of gas-borne VOCs emitted from semiconductor and optical-electric industry. Operation parameters are gas flow rate of 300 L/min, VOCs concentrations of 50-500 ppm, UV185nm intensity of 14 W/m, and UV254nm intensity of 9 W/m. The target VOCs is propylene glycol monomethyl ether acetate (PGME) and toluene. Operational parameters, such as influent VOCs concentration (C_0), the height of the water (H), the concentration of the hydrogen peroxide, were conducted in the study.

Based on the mass transfer coefficient (K_{La}) of 10 hr^{-1} and removal efficiency of 90% acetone and toluene, the height is increasing with the water. The experiment results show to remove tap water achieve >95% removal efficiencies of the PGME without any additives on oxidation process. As comparison with the UV and UV/H₂O₂ processes, the addition of H₂O₂ can meet more oxidizing potential of the hydroxyl radical and promote the removal efficiency. As the hydrogen peroxide add to the water, the redox potential (ORP) decrease in a very short time. So we can presume the process releasing many OH free radical and that will better increase removal efficiency. The removal efficiency of priority are UV with H₂O₂. As of addition of 50ppm hydrogen peroxide, UV185nm and UV254nm have the same removal efficiency in the 90cm water height. When the height in 30cm and 60cm, the removal efficiency of UV185nm is better than that of UV254nm. Under the different hydrogen peroxide dose, UV254nm with 100ppm hydrogen peroxide can achieve 80% removal efficiency and maintain for 140 min. In the experiment processes the reaction constant of the different processes are $K_{OH} > K_{UV} > K_O$, and the UV254nm with H₂O₂ is the best (0.869 hr^{-1}).

三、前言

隨著國內經濟發展光電及半導體工業已成為我國經濟發展命脈之一，目前更積極拓展新竹科學園區第四期擴建用地(竹南基地)及台南科學園區，屆時我國將成為全球矽晶圓製造重鎮。光電及半導體工業中包含有積體電路產業、光電產業、電腦及週邊產業...等，主要製程包括半導體相關製程、積體電路製程、電阻器、電容器...等^[1]，其生產製程繁雜多樣，在製造過程中為確保品質，經常使用大量易揮發性的有機溶劑清洗，其衍生的揮發性有機物(Volatile Organic Compounds, VOCs)，可能經由逸散或排放管道進入週遭的大氣環境中。而 VOCs 絕大部份屬於有害性空氣污染物(Hazardous Air Pollutants)，人體長期暴露於含高濃度 VOCs 的環境下會產生中毒及致癌性腫瘤等生理反應，且高科技產業具有別於傳統產業之群聚現象，對於環境造成相當大之區域負荷，使得半導體產業的空氣污染成為不可輕忽的重要課題。

高科技產業中，以積體電路產業產生之污染問題最為嚴重，其次為光電產業。製程中以黃光製程、封裝製程為主要揮發性有機污染物來源，其VOCs廢氣的來源除製程所使用的光阻劑、去光阻劑、顯影劑外，主要為清洗過程使用的異丙醇(isopropyl alcohol, IPA)、丙酮(acetone)、乙酸丁脂(n-butyl acetate)、甲苯(toluene)、二甲苯(xylene)、含氯有機物等。而光電業之LED和LCD製造業與半導體業製造程序類似，排放之污染物包括有機廢氣、無機酸氣及毒性或爆炸性氣體，與矽為主之半導體相似，其主要之空氣污染物為有機廢氣和無機廢氣。製程中之有機廢氣主要產生源為顯影製程使用的光阻劑、去光阻劑、顯影劑，以及基板清洗過程使用的異丙醇、丙酮等^[2]。因此綜括在半導體製造業及光電業排放之主要污染物大多為異丙醇及丙酮為主，以及其他污染物如：甲苯、二甲苯、乙酸丁脂、2-丁酮(2-butanone)、乙酸甲氧基異丙酯(Propylene glycol monomethylethyl acetate, PGMEA)及三氯乙烷(trichloroethane)等。上述污染物多半為水溶性高之物質，而製程使用之去光阻劑的成分(如：二甲亞風(dimethyl sulfoxide, DMSO)、二甲基乙醯胺(n,n-dimethyl acetamide, NEA)、單乙醇胺(methyl ethyl amide, MEA)、甲基吡咯酮(n-methyl pyrrolidone, NMP)則屬於硫類和胺類之有機物，其沸點高，在高溫下較不穩定之有機溶劑，且這些物質具有惡臭性質^[3]。

通常 VOCs 處理方式分三方面來考慮，濃度高且溶劑單價高時大都以回收溶劑為其處理方式；如果濃度高、價值低且排氣量大時，大都以高溫氧化法為其處理方式；如果濃度低且排氣量大時，則以活性碳吸附、濃縮後焚化或以生物過濾法處理至無臭、無害為原則。依新竹科學園區近五年資料^[4]，新竹科學園區 VOCs 污染防制設備之概況如表 3-1 所示。半導體製造業多以活性碳吸附塔、填充式洗滌塔、濃縮焚化法(沸石濃縮轉輪+燃氣式焚化爐)處理廠內所排放之 VOCs 氣體。濃縮焚化法的缺點是消耗大量的能量、操作成本高，同時廢氣中的高沸點物質會影響吸附材質的壽命，進而增加使用成本。活性碳吸附法必需常常置換活性碳以保持其吸附能力，維持費用高昂；填充式洗滌法將 VOCs 由氣相轉移至液相，液相在吸收 VOCs 飽和後即無吸收能力，需將廢液排放至污水廠處理，可能有二次污染或吸收去除能力不足之問題，而傳統氧化洗滌法一般都使用次氯酸，處理效率較低，且會有含氯有機物的疑慮。目前已有少數工廠採用吸附濃縮焚

化法，去除率可達 90%以上，為目前較佳之控制技術，然有高燃料需求，另高沸點 VOCs (如 DMSO、PGMEA、MEA、HMDS) 吸附於沸石表面可能焦結無法脫附，致濃縮轉輪再生困難或使用壽命縮短等問題，再加以設備費用高昂(NT\$ 4,000 萬/1,000 NCMM 排氣)，致無法普遍使用。

表 3-1 竹科主要積體電路廠商 VOCs 污染防治方法調查結果 ^[4-5]

設備名稱	工廠代號	VOCs 去除率	方法說明
活性炭吸附	GAC-1	98.5%	在正常操作下，VOCs 去除率應可達 90% 以上，但當活性炭出現超飽和時，去除效率會明顯降低。活性炭吸附法需常置換新碳，以保持其吸附能力，維持費用高昂。
	GAC-2	56.3%	
	GAC-3	25%	
	GAC-4	-1.5%	
填充式洗滌	Scrub-1	67.2%	半導體廠排放廢氣中，部份屬於水溶性較低的 VOCs，採用洗滌法對 VOCs 去除率有一定限制。本法一般僅將 VOCs 由氣相轉移至液相，液相在吸收 VOCs 飽和後即無吸收能力，需將廢液排放至污水廠處理，可能有二次污染或吸收去除能力不足之問題。
	Scrub-2	60.7%	
	Scrub-3	54.6%	
	Scrub-4	33.4%	
沸石轉輪+熱焚化	Rotor-1	92.3%	本法為較佳控制技術，其去除率可達 90% 以上，然有高燃料需求、高沸點 VOCs (如 DMSO、PGMEA、MEA、HMDS) 吸附於沸石表面無法脫附，致濃縮轉輪再生困難或使用壽命縮短等問題，設備費用高昂 (NT\$ 4,000 萬/1,000 NCMM 排氣)，致無法普遍使用。
	Rotor-2	88.5%	
	Rotor-3 (試運轉)	78%	
	Rotor-4	98%	
生物濾床	BF-1	60~80%	通常此法的總 VOCs 去除效率不會大於 90% 以上，需藉由二種以上之控制設備之串連，才得以符合半導體排放標準之要求。

依據環保署 (2003) 統計各行業 VOCs 的控制設備使用情形如表 3-2 所示，由表中顯示以填洗滌塔最多，其他如固定床吸附式設備、沸石轉輪濃縮設備。化學洗滌法具有設置及操作費用低、VOCs 高去除率之優點，但亦能有氧化劑費用高、氧化不完全致循環洗滌亦需後續處理(包括後續化學氧化或生物處理)等缺點或顧慮，為推廣此法應用於光電及半導體事業排氣處理，需進一步深入研究。化學洗滌法常用 H₂O₂、HOCl、KMnO₄、O₃ 等化學氧化劑為氧化物，然此等氧化劑一般僅能去除帶極性官能基之胺、有機硫、醛等物質，對一般芳香烴、脂肪烴、鹵烴等則無顯著效果，但如以高級氧化法，如 UV/O₃、UV/H₂O₂、UV/TiO₂、Fe²⁺/H₂O₂ 等方法處理，則有較佳之去除效果 ^[3]。本研究主要選用 UV/H₂O₂ 為處理程序，研發具高 VOCs 去除率、設備及操作費用均為濃

縮焚化法之一半以下之氧化洗滌程序以去除排氣中低濃度 VOCs，提供現行之活性碳吸附、水洗、濃縮焚化等低 VOCs 濃度排氣處理方法外的另一種選擇，除符合國內污染防治(減除 VOCs 排放)所需外，另可降低設置及操作成本。

表3-2 各行業控制設備設置數統計

設備名稱(設置數)	PCB	PU 皮	凹版	凸版	半導體	光電	汽車	乾洗	膠帶	光碟	總計
填充床式洗滌塔	145	25	5		325	135	5			20	660
其他型式吸附式設備	10	8	6		25	16	17	291	3	5	381
固定床吸附式設備	63	7	14	1	30	61	72	32	63	5	348
其他型式冷凝器					1	1		161	2		165
其他型式洗滌、吸收塔(器)	2	4	1		8	6	36	3			60
表面冷凝器					1			58			59
預灑式洗滌塔	3	2			2	21	5				33
沸石轉輪濃縮設備					24	4					28
其他型式廢氣燃燒塔					18	5	2		1		26
其他型式後燃燒器					11	7	1				19
直接焚化爐					2	2	13		4	1	22
其他	11	4	0	0	18	7	15	43	1	0	99
總計	234	50	26	1	465	265	166	588	74	31	1,900
比例(%)	12	3	1	0.05	24	14	9	31	4	2	100

資料來源：環保署(2003)，“固定污染源揮發性有機空氣污染物管制策略規劃與減量措施推動計畫”^[16]

四、國內外研究現況及重要參考文獻

4.1 化學洗滌技術：

化學洗滌法係藉由氣-液接觸，使氣相中之污染成分轉移至液相，並藉由化學藥劑與污染物質之中和、氧化或其他化學反應去除臭味物質。可應用化學洗滌方法處理之物質包括有機硫化合物、含氮化合物、有機酸、含氧碳氫化合物、含鹵化物等廢氣^[6]。常見的洗滌塔型式一般採用填充式洗滌塔，廢氣從洗滌塔底部進入，首先受填充床之溶液洗滌，氣態污染物藉著紊流、分子擴散等質量傳送以及化學反應等現象傳入液體，達到與進流氣體分離之目的，再排至大氣中。

濕式洗滌法主要優點在於處理廢氣量大，可同時處理多個污染源所排放廢氣，在處理含多種不同污染物廢氣時，可考慮串聯使用不同洗滌液之洗滌塔，以多段洗滌確保不同特性污染物之去除效率。對於水溶性高的 VOCs 廢氣可藉由溼式洗滌技術將其自氣相轉移至液相，以達到廢氣中 VOCs 去除的目的，但維持去除效率的用水量相當大，而且污染物轉移至液相後產生了廢水處理問題。且一般常用的 H_2O_2 、 $HOCl$ 、 $KMnO_4$ 、 O_3 等化學氧化劑，僅能去除帶極性官能基之胺、有機硫、醛等物質，對於芳香烴、脂肪烴、鹵烴等無顯著效果。氧化洗滌技術則是結合溼式洗滌技術及化學氧化技術，將前述轉移至液相中的高水溶性 VOCs 成分以化學氧化方式處理。而將溼式洗滌技術結合高級氧化處理程序，可將前述洗滌塔中的高水溶性 VOCs 成分廢水以 AOPs 處理，將污染物分解成 CO_2 、 H_2O 或無害之鹽類，圖 4-1 為其氧化還原示意圖。

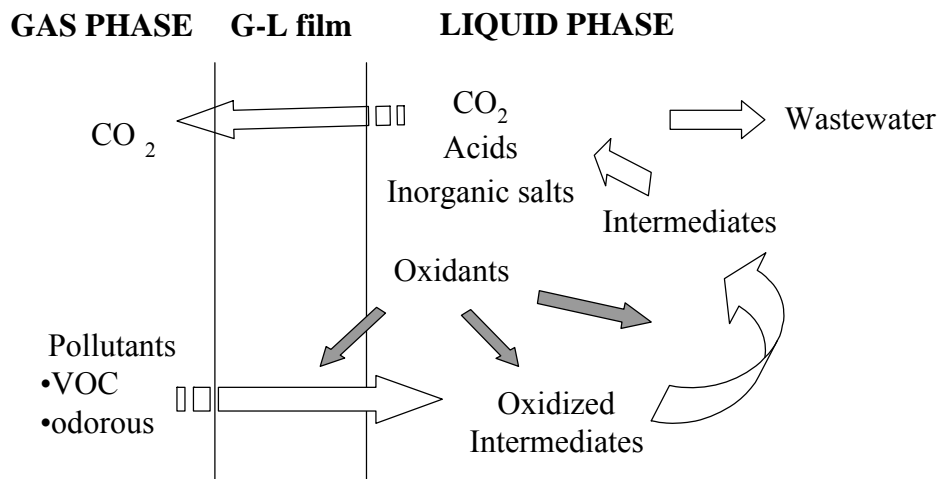


圖4-1 氧化洗滌原理示意圖^[3]

4.2 高級氧化程序之理論

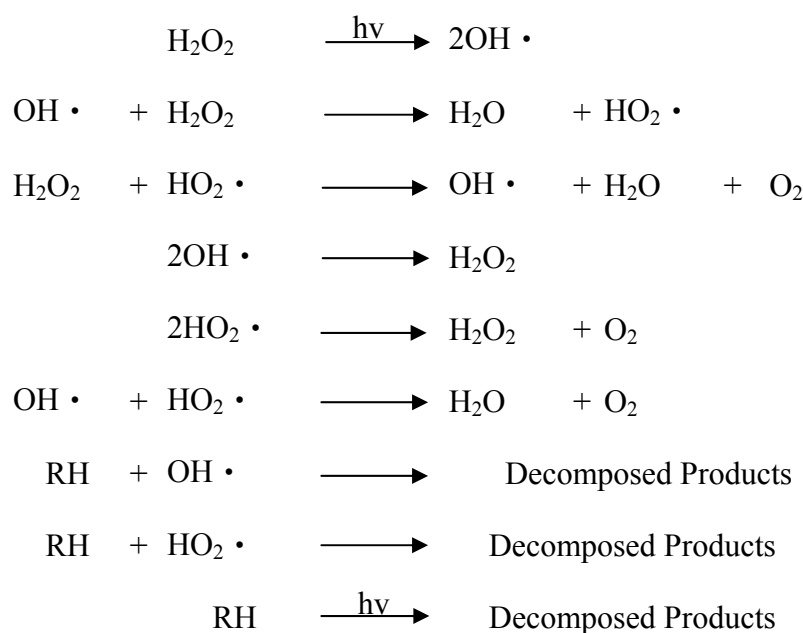
高級氧化程序 (Advanced Oxidation Processes, AOPs) 為一種較新的處理技術，其主要優點是將污染物在短時間內完全破壞，使其礦化成最終安定產物。目前高級氧化處理不斷被提出討論，尤其是以紫外光 (ultraviolet, UV) 結合 H_2O_2 、 TiO_2 、 O_3 之光催化

及 Fenton 等高級氧化法最具成效。光化學氧化分解程序是以紫外光的能量來使化學鍵斷裂的一種方法，一般光化學反應可分為直接光解（direct photolysis）和間接光解（indirect photolysis）兩種。直接光解為物質吸收光之後，其外層電子躍遷至激發態，然後在與其他的物質（如： O_2 ）進行電子轉移形成自由基，最後再經由自由基的結合或水解等等作用形成最後產物而終止反應。間接光解是系統中的氧化劑或催化劑吸收光能而產生高氧化力的氫氧自由基（ $OH\cdot$ ），再去打破有機物的鍵結使之氧化以達礦化的目的。因此光化學氧化法的設計為對於一具反應性中間化學物種能完全利用及產生最大之 OH 自由基的氧化潛勢，表 4-1 為幾種化學氧化劑的相對氧化潛勢。

表4-1 不同化學氧化劑之相對氧化潛勢^[7]

Comparative oxidation potentials	
Species	Volts
Hydroxyl radical	2.8
Ozone	2.1
Hydrogen peroxide	1.8
Potassium permanganate	1.7
Hypochlorous acid	1.5
Chlorine dioxide	1.5
Chlorine	1.4
Oxygen	1.2

UV/ H_2O_2 高級氧化程序主要利用介於 X 光及可見光區域、波長範圍 100nm~400nm 之紫外光，由於紫外光波長短具有較高的能量，可促進化學反應中自由基的形成，為光化學反應中最主要的光源。當 H_2O_2 受紫外光照射後會分解生成更具氧化力的 OH 自由基， OH 自由基能去除有機分子之氫原子或介入雙鍵的能力，進而分解有機物。以 UV/ H_2O_2 處理水中有機污染物（RH）時， OH 自由基使 RH 生成 $R\cdot$ ，其中 $R\cdot$ 亦具高活性因而使反應繼續進行。以此系統處理水中難分解有機物時，除具有降解功能外更能使有機物礦化成無害物質如： H_2O_2 、 CO_2 或小分子有機物。由於 H_2O_2 可與處理溶液形成均勻相（homogeneous phase），且易於儲存、價格低等優點，使得在高級氧化處理程序上 UV/ H_2O_2 實用性較更具潛力。在 UV/ H_2O_2 程序中， H_2O_2 在紫外光照射下產生 OH 自由基之反應機制可表示如下^[8]：



Santiago 等人 (2002)^[9] 利用不同之高級氧化處理程序 (O₃、O₃/H₂O₂、UV、UV/O₃、UV/H₂O₂、O₃/UV/H₂O₂、Fe²⁺/H₂O₂) 探討其降解酚 (phenol) 的情形，其中臭氧相關處理程序 (O₃、UV/O₃、O₃/H₂O₂、O₃/UV/H₂O₂) 為在一可容納 2.5 L 的管流式光化學反應器中進行，其酚的初始濃度維持在 93-105 ppm，pH 值在 3-9 之間；UV 相關處理程序 (UV 及 UV/H₂O₂) 則在一 solarbox scheme 中進行其酚的初始濃度維持在 93-114 ppm；光觸媒試驗則在可容納 1.5L 酚溶液的反應裝置中，溫度維持在 85-90°C，pH 值在 2-6.7 之間。從假一階動力常數對酚的降解作用結果中可知，Fenton 法的半衰期時間是所有處理程序中最短且具有最快的降解率，比 UV、光觸媒快了 40 倍，而比 O₃、O₃/H₂O₂、UV/O₃、O₃/UV/H₂O₂ 高了 5 倍，其實驗結果如表 4-2。另外，UV/H₂O₂ 在半衰期比其餘程序之下也有不錯的降解速率，為單獨 UV 與光觸媒的 10 倍。其中該研究亦針對不同程序的處理成本 (包含設置成本、操作成本、維持成本) 做探討，發現在考量以降解速率和較低的成本下建議以 O₃ 為酚的處理程序。

表 4-2 不同之高級氧化處理程序降解酚之反應常數與處理成本比較

Process	k(h ⁻¹)	t _{1/2} (h)	Cost/kg(\$)	t _{3/4} (h)	Cost/kg(\$)
UV	0.528	1.31	172.2	3.33	293.1
UV/H ₂ O ₂	6.26	0.111	13.1	0.383	28.7
O ₃ /UV	3.14	0.221	9.28	0.417	11.7
O ₃ /UV/H ₂ O ₂	4.17	0.166	7.12	0.333	9.51
Fenton	22.2	0.0312	3.92	0.067	2.61
O ₃ /H ₂ O ₂	2.13	0.325	2.71	0.63	2.93
O ₃	4.42	0.157	0.81	0.317	1.09

Rafael 等人 (20002)^[10] 研究 AOPs 中 UV/O₃、UV/H₂O₂、H₂O₂/O₃ 程序處理受丙酮污染的水體的氧化情形，期尋找出每一種 AOPs 的最佳條件。其實驗主要在 1 L 可置 UV 燈於中央的光反應器中進行，而該實驗以能產生介於 200-250 nm 波長的 200 W 中壓 UV 燈管 (medium pressure mercury vapor UV lamp, MPUV) 作為 H₂O₂ 的 UV 光源；產生 254 nm 波長的 12 W 低壓 UV 燈管 (low pressure mercury vapor UV lamp, LPUV) 作為 O₃ 的 UV 光源。並維持溫度在 20°C 下，所實驗的污染物丙酮濃度為 5 ppm，以探討 H₂O₂ 氧化劑劑量在 10-900 mg/L、O₃ 劑量在 1 - 2.25 % 下的氧化情形。實驗結果顯示在 LPUV/O₃ 程序中處理效率隨 O₃ 劑量的增加而增加，並且可以在 30 min 的處理時間內去除 90% 的丙酮污染物。而在 MPUV/H₂O₂ 系統中當 H₂O₂ 濃度高於 700 ppm 時會有捕捉作用造成處理效果的降低，而最適當的 H₂O₂ 濃度為 100 ppm - 600 ppm 之間。在 H₂O₂/O₃ 系統中處理效率隨 O₃ 劑量的增加而增加當 H₂O₂ 濃度高於 800 ppm 時會有捕捉作用造成處理效果的降低。而在 H₂O₂/O₃ 系統中曾將 H₂O₂ 以批次的方式加入，發現批次的加藥方式較一次完全注入的方式效果更為顯著。

Elkanzi 與 Goh(1999)^[11] 以 UV/H₂O₂ 處理水溶液相中的異戊二烯的降解情形，其實驗主要在一 250 ml 的批次式反應器，並以能產生 254 nm 波長的低壓 UV 燈管作為 UV 光的來源。實驗過程中維持溫度在 24°C、pH 為 6.8，異戊二烯的初始濃度 1.47 mM，而為確保獲得大量的光線穿透其液體深度保持在 3 cm。探討 H₂O₂ 與污染物的比例在 0 - 6 之間時，UV/H₂O₂ 處理液相中異戊二烯的降解情形。實驗結果發現異戊二烯的降解形式由兩種同時進行，一是經 UV 的直接光解作用，另一個是以 UV 催化 H₂O₂ 所進行的光解作用。其次結果中觀察到 H₂O₂ 的濃度幾乎為一定值，並發現 H₂O₂ 作用為擬催化 (pseudo-catalyst) 反應，會增加光解作用。異戊二烯反應速率常數和 H₂O₂ 與異戊二烯的 molar ratio 呈線性的關係，即 H₂O₂ 的濃度增加異戊二烯的反應速率亦隨之增加。而其又以 GC/MS 分析反應過程中的中間產物，發現其反應過程中有甲醛、甲基、乙烯基、酮等中間產物，而這些中間產物在 molar ratio 為 6 時反應時間 120 min，可完全礦化成為二氧化碳和水。

Asim 等人 (1998)^[12] 利用 UV/H₂O₂ 光氧化程序處理含有酚、2-氯酚 (2-chlorophenol)、4-氯酚 (4-chlorophenol) 等其稀釋溶液，在不同操作參數下如：污染物的初始濃度、H₂O₂ 的濃度、含酚污染物與 H₂O₂ 的濃度比，探討其降解過程中的反應動力。其實驗主要在一外徑 10cm，高 20 cm 的 coring-glassing 反應器中進行並維持溫度在 27°C 下，而實驗過程中污染物濃度為 100-1000 ppm，H₂O₂ 濃度為 600-6000 ppm。在研究中其比較 UV 強度 24 W/L、H₂O₂ 濃度 10000 ppm 及 UV/ H₂O₂ 三種程序處理濃度 1000 ppm 之 o-chlorophenol，發現其轉換率 UV/H₂O₂ > H₂O₂ > UV。而在固定的初始濃度 100 ppm 下，污染物與 H₂O₂ 的濃度比在 0.02 時，酚、2-氯酚、4-氯酚轉換情形較高濃度時為佳。其亦比較酚、鄰-氯酚 (o-chlorophenol)、對-氯酚 (p-chlorophenol) 在不同濃度下轉換率與降解速率的關係，發現轉換率隨濃度的增加而降低，而降解速率隨濃度的增加而增加。在實驗中並推導 UV/H₂O₂ 光氧化程序處理含有酚、2-氯酚、4-氯酚的稀釋溶液時其 OH 自由基的反應速率常數為 10¹⁰ gmole⁻¹s⁻¹。

莊連春(1997)^[13]等利用 UV/H₂O₂ 程序分解水中單氯苯(monochlorobenzene, MCB)、硝基苯(nitrobenzene, NB)及鄰位甲酚(o-cresol, CR)毒性污染物，探討污染物被光解的分解速率、反應速率常數及反應機制，並利用此程序處理實際石化工廠廢水。發現當反應濃度愈高時，單氯苯、硝基苯及鄰位甲酚的分解速率常數愈小；光強度愈強，均可提高單氯苯、硝基苯及鄰位甲酚的分解效應。當 pH 大於 9 時，會發生 HO₂· 基對 ·OH 基的捕捉作用；而 pH 高於 11 時，更因 H₂O₂ 發生解離，降低了 ·OH 基產生量，因此隨著水溶液 pH 值的增加，單氯苯、硝基苯及鄰位甲酚分解速率常數愈小，此外，化合物的電子分佈特性亦會影響化合物之分解反應速率。並發現 UV/H₂O₂ 系統可有效的處理上述水中毒性難分解之有機污染物外，亦獲致其為假一階的分解速率常數。

Richard 及 Craig(1999)^[14]進一步將高級氧化處理程序的概念加入化學洗滌法中，期以高級氧化程序的 O₃/H₂O₂ 程序來提高洗滌塔對於苯、甲苯、二甲苯等揮發性有機物 VOCs 的處理效果。其實驗裝置主要以一內徑 2 in、高 6ft、borosilicate 材質的圓柱形管柱為洗滌塔的主體，內部填充 0.24 in 的 Pro-Pak。污染物及 O₃ 由塔底輸入，H₂O₂ 則由洗滌塔的頂端注入。而實驗過程中的相關參數為 H₂O₂ 濃度 25 mg/L，O₃ 濃度為 3.6 g/m³，液體流量為 0.3 LPM，氣體流量為 12 SLPM，污染物濃度為 0.29 g/m³。實驗過程中對進樣口及氣體出口進行污染物、O₃ 的濃度監測。結果顯示 pH 值越大則質傳效果越佳，且呈線性關係。而在反應過程中當 O₃ 濃度以線性增加時，KG/KG₀ 亦隨 O₃ 濃度增加而增加，顯示 O₃ 會增加實質傳效果。至於 H₂O₂ 與 KG/KG₀ 的關係則不如 O₃、pH 值有線性關係。而當其處理不同污染物時，苯、甲苯、二甲苯三種污染物的由氣相至液相的質傳效果在高 pH 值下處理效果較好，而四氯乙烯、三氯乙烯、1,1,1-三氯乙烷則較不明顯，而各物種在 pH 值為 9 下其速率常數為苯環 > TCE > PCE > 1,1,1-TCA。

吳信賢(2001)^[3]等利用 O₃/H₂O₂ 氧化洗滌技術，進行模廠及實廠之操作運轉試驗，處理半導體製程有機廢氣成分，如 IPA、MEK、PGMEA、PGME 等。其模場實驗裝置分為氧化單元及廢氣洗滌單元兩部分。氧化單元主要由兩組串聯之曝氣反應槽構成，每個反應槽高 3 m，內徑 0.3 m，可填充 400 L 洗滌液。廢氣洗滌單元為一組填充式洗滌塔，塔高 3 m、內徑 0.24 m，內部填充直徑 1 in、比表面積 274 m²/m³ 之球形填充物，填充高度為 2 m。該研究之 THC 濃度介於 50-200 ppm，模廠之洗滌塔風量為 1.4 CMM，氧化反應槽停留時間為 24 min；實廠之洗滌塔風量為 200 CMM，循環水量為 1500 lpm，氧化反應槽停留時間為 15 min。由模廠之研究結果顯示，僅以 O₃ 進行試驗時，提高 pH 值及氧化槽停留時間，有助於總碳氫化合物之去除率；但若於反應槽中加入適量之 H₂O₂ 後，則可促進 OH 自由基的形成並降低臭氧消耗量，最佳 H₂O₂/O₃ 為 0.6。實廠運轉結果方面，於風量 200 cmm 及 THC 濃度 50~300 ppm 的條件下，可將 0.2~1.2 kg/hr 之 THC 排放量處理至 0.05~0.4 kg/hr，其 O₃ 消耗量約為 2~4 g O₃/g THC。而其設置成本及每年操作成本分別約為 1,500 萬與 180 萬新台幣。

針對上述之高級氧化處理程序彙整如表 4-3，由表可知高級氧化處理程序對於存在於環境中難分解之有機污染物如：酚、硝基苯、四氯乙烯、三氯乙烯有不錯之處理效果。

表 4-3 不同有機污染物之高級氧化處理比較

物種	程序					污染物 存在相	結果	發表者
	UV/H ₂ O ₂	UV/O ₃	H ₂ O ₂ /O ₃	O ₃ /UV/H ₂ O ₂	Fenton			
酚 (phenol)	✓	✓				液相	在 UV/H ₂ O ₂ 程序中，酚類有機物被 OH 自由基氧化，中間產物為 hydroquinone、catechol，亦會產生如 4-phenoxy phenol、benzeneethanol 等高分子量中間產物，最終產物為有機酸與 CO ₂ 。在 UV/O ₃ 程序中，主要反應類似臭氧化反應，少許之 4-phenoxy phenol 會形成，但隨即分解。	Huang and Shu (1995) [19]
酚 (phenol)	✓	✓	✓	✓	✓	液相	從假一階動力常數對酚的降解結果中可知，Fenton 法的半衰期時間是所有處理程序中最短且具有最快的降解率，比 UV、光觸媒快了 40 倍，而比 O ₃ 、O ₃ /H ₂ O ₂ 、UV/O ₃ 、O ₃ /UV/H ₂ O ₂ 高了 5 倍，其實驗結果如表 4-2。另外，UV/H ₂ O ₂ 在半衰期比其餘程序之下也有不錯的降解速率，為單獨 UV 與光觸媒的 10 倍。	Santiago 等人 (2002) ^[7]
酚 (phenol)	✓					液相	H ₂ O ₂ 的濃度比在 0.02 時，污染物轉換情形最佳。在實驗中並推導 UV/H ₂ O ₂ 處理含有酚、2-氯酚、4-氯酚的稀釋溶液時其 OH· 基的反應速率常數為 10 ¹⁰ gmole ⁻¹ s ⁻¹ 。	Asim (1998) [11]
2-氯酚 (2-chlorophenol)								
4-氯酚 (4-chlorophenol)								

物種	程序					污染物 存在相	結果	發表者
	UV/H ₂ O ₂	UV/O ₃	H ₂ O ₂ /O ₃	O ₃ /UV/H ₂ O ₂	Fenton			
丙酮 (acetone)	✓	✓	✓			液相	在 MPUV/H ₂ O ₂ 系統中當 H ₂ O ₂ 濃度高於 700 ppm 時會有捕捉作用造成處理效果的降低，而最適當的 H ₂ O ₂ 濃度為 100 ppm - 600 ppm 之間。在 H ₂ O ₂ /O ₃ 系統中處理效率隨 O ₃ 劑量的增加而增加當 H ₂ O ₂ 濃度高於 800 ppm 時會有捕捉作用造成處理效果的降低。而在 H ₂ O ₂ /O ₃ 系統中曾將 H ₂ O ₂ 以批次的方式加入，發現批次的加藥方式較一次完全注入的方式效果更為顯著。	Rafael 等人(2002) ^[9]
氟化醇					✓	液相	研究結果顯示，於 pH < 2、FeSO ₄ (aq)=2 g Fe/L 及 H ₂ O ₂ 添加量等於 1.3 倍理論 COD(g/g) 之操作條件下，經 4 hrs 試驗後，可將 COD 及 F 濃度由 1,818 mg/L 與 0.4 mg/L 分別處理至 159 mg/L 與 1.485 mg/L，COD 去除率為 91%，每噸廢水操作成本約 279 元。	賴慶智(2001) ^[18]
異戊二烯 (isoprene)	✓					液相	實驗結果發現異戊二烯的降解由兩種形式進行，一是 UV 的直接光解，另一個是以 UV 催化 H ₂ O ₂ 的分解作用。異戊二烯反應速率常數和 H ₂ O ₂ 與異戊二烯的 molar ratio 呈線性的關係，即 H ₂ O ₂ 的濃度增加異戊二烯的反應速率亦隨之增加。其次 H ₂ O ₂ 的濃度幾乎為一定值，並發現 H ₂ O ₂ 作用為擬催化 (pseudo-catalys) 反應。	Elkanzi and Goh(1999) ^[10]

物種	程序					污染物存在相	結果	發表者
	UV/H ₂ O ₂	UV/O ₃	H ₂ O ₂ /O ₃	O ₃ /UV/H ₂ O ₂	Fenton			
單氯苯 (monochlorobenzene)	√					液相	反應濃度愈高，MCB、NB 及 CR 的分解速率常數愈小；光強度愈強，可提高 MCB、NB 及 CR 的分解效應。當 pH 大於 9 時，會發生 HO ₂ · 基對 OH 基的捕捉作用；而 pH 高於 11 時，更因 H ₂ O ₂ 發生解離，降低了 OH 基產生量，因此隨著水溶液 pH 值的增加，MCB、NB 及 CR 分解速率常數愈小。並發現 UV/H ₂ O ₂ 系統為假一階的分解速率常數。	莊連春 (1997) [13]
硝基苯 (nitrobenzene)								
鄰-甲酚 (o-cresol)								
三氯乙烯 (trichloroethylene)	√					液相	結果顯示，系統中 TCE 若要達到 80% 的轉換率，若單獨以 UV 處理時需 90min 的處理時間，而以 UV/H ₂ O ₂ 處理程序僅需 3min (H ₂ O ₂ 初始濃度為 0.01M)。其次，此時所產生的·OH 基為最多，具有最大的降解效率。	Beltran (1996) ^[15]
三氯乙烷 (trichloroethane)								
苯 (benzene)					√	氣相	顯示 pH 值越大則質傳效果越佳，且呈線性關係。而在反應過程中當 O ₃ 濃度以線性增加時，顯示 O ₃ 會增加質傳效果。至於 H ₂ O ₂ 則不如 O ₃ 與 pH 值有線性關係。苯、甲苯、二甲苯三種污染物的由氣相至液相的質傳效果在高 pH 值下處理效果較好，而四氯乙烯、三氯乙烯、1,1,1-三氯乙烷則較不明顯，而各物種在 pH 值為 9 下其速率常數為苯環 > TCE > PCE > 1,1,1-TCA。	Richard and Craig (1999) [12]
甲苯 (toluene)								
二甲苯 (xylene)								

物種	程序					污染物 存在相	結果	發表者
	UV/H ₂ O ₂	UV/O ₃	H ₂ O ₂ /O ₃	O ₃ /UV/H ₂ O ₂	Fenton			
鄰-二氯苯 (o-dichlorobenzene)		✓	✓	✓		液相	O ₃ /H ₂ O ₂ 系統中，H ₂ O ₂ 濃度為60mM時，TCE可獲得良好之處理效果；pH<6時，以O ₃ /UV系統較佳；而pH>9時，O ₃ 、O ₃ /UV及O ₃ /H ₂ O ₂ 三種處理程序中TCB與DCB處理效果相近(TCB>97%、DCB>98%)。	Masten (1996) ^[17]
1,3,5-三氯苯 (1,3,5-trichlorobenzene)								
二氯甲烷 (dichloromethane)		✓				氣相	顯示VOCs去除率隨UV強度增加(68-141 W/m ²)而提升，氯烷之分解速率隨氯原子數目增加而降低，其中四氯化碳、四氯乙烷去除率最低(<30%)。臭氧劑量779 ppm時(O ₃ /VOCs莫耳比範圍為0.5~20)為最佳操作劑量，大於此值可能造成過量之臭氧與VOCs競爭氫氧自由基，而使VOCs之去除率降低。	Shen and Ku (1999) ^[20]
氯仿 (chloroform)								
四氯化碳 (tetrachloromethane)								
異丙醇 (isopropyl alcohol)			✓			氣相	實廠運轉結果方面，於風量200 cmm及THC濃度50~300 ppm的條件下，可將0.2~1.2 kg/hr之THC排放量處理至0.05~0.4 kg/hr，其O ₃ 消耗量約為2~4 g O ₃ /g THC。	吳信賢 (2001) ^[3]
甲乙酮(methyl-ethyl ketone)								
乙酸甲氧基異丙酯 (Propylene glycol monomethylethyl acetate)								

4.3 氣體吸收設計理論

氣體吸收是污染物由氣相擴散至氣液界面，進而穿透過此界面而擴散於液相的吸收液中，在吸收的過程中除了有分子的擴散物質傳輸之外，也有流體紊流擴散引起的物質傳輸。紊流擴散所引起的物質傳輸，要比單純的分子擴散快很多。因此吸收設備都盡量是在紊流的情況下操作。本研究將以雙膜理論（two-film theory）為基礎來發展一套設計程序。其次在一逆流式（Counter-current）的吸收塔中氣體由下方進入往上流動而與液體接觸，其設計過程中 stripping factor 為一重要參數。其相關論述如下：

(1) 吸收塔中的 stripping factor

在穩定狀態下，利用一對流式的吸收塔將污染物從液相中去除，其質量平衡為：

$$Q_w * (C_{in} - C_{out}) = Q_a * (A_{out} - A_{in}) \quad (1)$$

假設氣體進口濃度與液體出口濃度為零即

$$A_{in} = 0 \quad C_{out} = 0$$

其次由亨利定律可知氣相中污染物出口濃度為

$$A_{out} = H' * C_{in} \quad (2)$$

因此式子(1) 可轉化為

$$Q_w * C_{in} = Q_a * (H' * C_{in}) \quad (3)$$

進一步簡化上式

$$Q_w = Q_a * H' \quad (4)$$

則

$$H' * \left(\frac{Q_a}{Q_w} \right) = 1 \quad (5)$$

此時定義氣提因子（stripping factor）

$$R = H' * \left(\frac{Q_a}{Q_w} \right), \text{stripping factor} > 1 \quad (6)$$

Q_w	=	液體流率	A_{in}	=	氣體進口濃度
Q_a	=	氣體流率	A_{out}	=	氣體出口濃度
C_{in}	=	液體進口濃度	H'	=	Henry's constant (無因次)
C_{out}	=	液體出口濃度	R	=	stripping factor

(2) 污染物由氣相擴散至液相傳輸之雙膜理論：

吸收方法其基本原理為雙膜理論，即污染物由氣相擴散至液相，且兩相中之擴散速率影響質量傳遞之總速率：

$$M = \frac{Q_w * dC}{B * dZ} = \frac{Q_w}{B} * \frac{dC}{dZ} \quad (7)$$

M = 質量傳輸速率 (kmole/s-m³)

Q_w = 液體流率 (m³/s)

C = 污染物濃度 (kmole/m³)

B = 表面積 (m²)

Z = 吸收塔的高度 (m)

dC/dZ = 濃度梯度 (kmole/m⁴)

其次，液相傳輸至氣相的質量傳輸亦可表示為

$$M = K_L a * (C - C_{eq}) \quad (8)$$

將式子 (8) 代入式子 (7)，則式子 (7) 可整理為

$$\frac{L}{M_w} * \frac{dC}{dZ} = K_L a (C - C_{eq}) \quad (9)$$

進一步簡化上式

$$dZ = \frac{L}{M_w * K_L a} * \frac{dC}{C - C_{eq}} \quad (10)$$

$K_L a$ = 液體質傳係數 (1/s)

L = 液體莫耳負荷率 (kmole/s-m²)

M_w = 水的莫耳密度 (55.6 kmole/m³)

又吸收塔的高度為傳輸單位高度 (height of a transfer unit, HTU) 與單位傳輸單元數目 (number of transfer units, NTU) 之乘積

$$Z = NTU * HTU \quad (11)$$

而單位傳輸單元數目為式子 (10) 中右邊第一項即

$$NTU = \int_{C=C_{out}}^{C=C_{in}} \frac{dC}{C - C_{eq}} \quad (12)$$

又由 stripping factor 得知

$$C_{eq} = \frac{Q_w}{Q_A H'} (C - C_{out}) = \frac{C - C_{out}}{R} \quad (13)$$

則式子 (12) 可進一步整理為

$$NTU = \left(\frac{R}{R-1} \right) \ln \left(\frac{(C_{in}/C_{out})(R-1)+1}{R} \right) \quad (14)$$

$$\begin{aligned} R &= \text{Stripping factor, SF; } R = H' * (Q_A / Q_w) \\ C_{in} &= \text{進口濃度 (kmole/m}^3\text{)} \\ C_{out} &= \text{出口濃度 (kmole/m}^3\text{)} \end{aligned}$$

傳輸單位高度則為式子 (10) 中右邊第二項即

$$HTU = \frac{L}{M_w * K_L a} \quad (15)$$

4.4 氧化槽半批次氧化機制

Bielefeldt 及 Stensel^[14] 利用一完全混和的反應器處理含 VOCs 的廢氣，假設在反應的水深中其 VOCs 維持在可降解的低濃度下，因此廢氣的去除效率決定於質量傳輸。而其藉由氣液相的質量傳輸與液相 VOCs 濃度發展出一氧化機制模式，其模式如下：

$$(C-Hx) = (C_0-Hx) * \exp[-\alpha K_{LaVOC} Z / (HG/A)] \quad (16)$$

$$\begin{aligned} C_0 &= \text{廢氣進流口濃度 (mg/m}^3\text{)} \\ C &= \text{廢氣出流口濃度 (mg/m}^3\text{)} \\ H &= \text{無因次亨利常數} \\ x &= \text{液相中 VOCs 濃度} \\ \alpha &= \text{相對於乾淨水體下在活性污泥槽下的質傳係數，為一常數} \\ K_{LaVOCs} &= \text{在乾淨水體中 VOCs 的總質傳係數 (hr}^{-1}\text{)} \\ Z &= \text{液體高度 (m)} \\ G &= \text{進流氣體流量 (m}^3\text{/hr)} \\ A &= \text{活性污泥槽之截面積 (m}^2\text{)} \end{aligned}$$

而上式 (16) 中 K_{LaVOCs} 可以用相對 K_{LaO_2} 做表示如下：

$$K_{LaVOCs} = K_{LaO_2} (D_{VOCs} / D_{O_2})^n \quad (17)$$

$$D_{\text{VOC}} = \text{VOC 在水中的擴散係數 (m}^2\text{/hr)}$$

$$D_{\text{O}_2} = \text{O}_2 \text{ 在水中的擴散係數 (m}^2\text{/hr)}$$

$$n = \text{為一常數, 視系統強度而定一般介於 0.5 到 1 之間}$$

假設 $\alpha=1$ 時，其去除率如下：

$$\eta = 1 - (C/C_0) \quad (18)$$

而當 $C \gg Hx$ 時，式子 (16) 可進一步簡述如下：

$$\eta = 1 - \exp[-K_{\text{LaVOCs}}Z/(HG/A)] \quad (19)$$

結合式子 (18) (19) 可得簡化模式如下：

$$\ln(C/C_0) = K_{\text{LaVOCs}}Z/(HG/A) \quad (20)$$

其次，在氧化槽半批次實驗中亦有 UV/H₂O₂ 氧化反應，Beltran 等人(1996)^[15]以 UV/H₂O₂ 處理 VOCs 時，提出其反應動力機制如下：

$$-dC_L/dt = r_v + r_o + r_{\text{UV}} + r_{\text{OH}} \quad (21)$$

$$-dC_L/dt = K_T C_L = (K_v + K_o + K_{\text{UV}} + K_{\text{OH}})C_L \quad (22)$$

因此式子(20)中 K_{LaVOCs} 可視為 K_T ，則氧化塔之不同水深下其 VOCs 廢氣的去除效率：

$$\ln(C/C_0) = K_T Z/(HG/A) \quad (23)$$

C_L = 水中污染物濃度	K_o = 氧化劑之反應常數
r_v = 水中 VOCs 至空氣中之揮發速率	K_{UV} = UV 照射之反應常數
r_o = 水中 H ₂ O ₂ 氧化速率	K_{OH} = OH 自由基之反應常數
r_{UV} = UV 直接光解之反應速率	K_T = 總反應之反應常數
r_{OH} = OH 自由基之氧化速率	

五、研究方法與實驗設備

5.1 研究方法

本研究乃藉由半導體業製程廢氣特性分析、實驗室半批次氧化實驗、UV/H₂O₂ 氧化洗滌實驗以達成半導體業製程 VOCs 廢氣之 UV/H₂O₂ 氧化洗滌設備之研究。首先本研究事先調查及推估半導體業製程使用溶劑情形、排放 VOCs 之成分濃度、排放量等特性（附錄 A 為本研究針對半導體產業排放之 VOCs 物種所做的初步調查）。並選定 PGME 及 Toluene 為本研究之物種，PGME 為其半導體產業常用之光阻溶劑、清洗劑，具致畸胎性、嚴重過度暴露導致昏迷途，因此優先選定其作為為本研究之物種；而 Toluene 則為一般較常使用之有機溶劑藉以用來與 PGME 做處理效率相關比較。氧化洗滌設備處理污染物的機制可分為兩部分，一為洗滌液吸收氣相污染物至水中，二為氧化水中污染物成最終產物。因此在進行 UV/H₂O₂ 化學洗滌設備研究之前先進行半批次氧化實驗，實驗重點主要探討氧化劑與吸收於水中的污染物（如：PGME、PGMEA）之反應速率及氧化劑的消耗量。而 UV/H₂O₂ 氧化洗滌實驗則探討板層式洗滌塔結合 UV/H₂O₂ 處理氣相中各種高科技業排氣中 VOCs 之去除及反應影響因素、操作性能研究。

半批次氧化實驗的方法是污染物經由 VOCs 氣體產生裝置，配置適當的污染物濃度經氧化槽底部之 diffuser 連續曝氣通過可容納約 20 L 水的內插式 UV 反應槽，而該 UV 反應槽使用可產生 254 nm 及 185 nm 之 UV 燈管，在反應過程中加入適當劑量的 H₂O₂ 氧化劑，以了解污染物的去除效率與氧化劑量的關係。其實驗方法為 PGME 溶劑於衝擊瓶揮發產生後，與小型抽氣幫浦所抽引之稀釋空氣於氣體混合均勻混合至預定試驗濃度（試驗濃度為 500 ppm），混合後之氣體輸送至內插式 UV 反應槽中，藉由 diffuser 均勻擴散至反應槽中，實驗過程中針對廢氣出口濃度、水中濃度進行 THC 濃度分析、氧化還原電位監測，其實驗設備如圖 5-1。預計本實驗將針對 VOCs 濃度高低、曝氣量大、H₂O₂ 濃度變化、水位高低進行等相關變因進行研究。

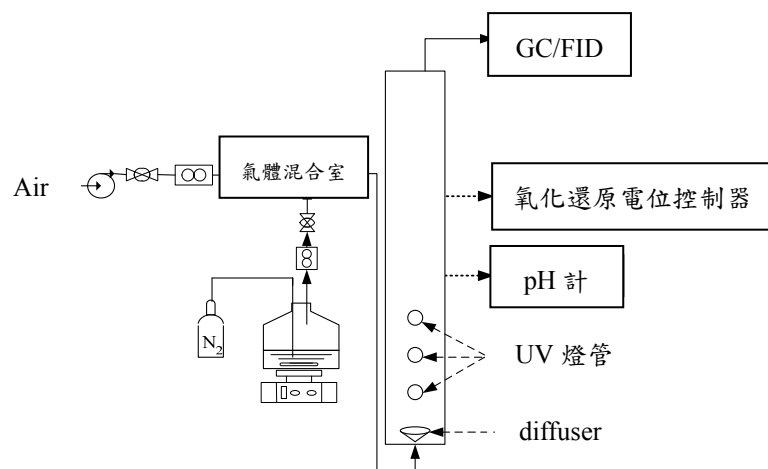


圖 5-1 半批次氧化實驗裝置圖

UV/H₂O₂ 氧化洗滌設備主要參考中山大學周明顯老師之設計，為兩套內插 UV 燈管之板層塔氧化洗滌裝置，主要分為隔板式洗滌塔、氧化塔兩部分，其實驗設備如圖 5-2、圖 5-3。隔板式洗滌塔主體為高 270 cm × 長 20 cm × 寬 5 cm，氧化塔則為高 220 cm × 內徑 15 cm 之不鏽鋼材質所組成，供試氣體流量為 300 L/min、試驗 VOCs 濃度 50-5000 ppm (as methane)，UV 強度為 5 W/m。其實驗方法為將預定之半導體物種置於衝擊瓶內，含 VOCs 之氣體於衝擊瓶內揮發產生後，於混和室中混合至所需的 VOCs 試驗濃度，再由隔板式洗滌塔下方導入。製程廢氣經洗滌塔以洗滌液吸收去除後排放，而吸收 VOCs 廢氣後仍具有吸收能力之洗滌液經幫浦抽引至洗滌塔上方持續進行洗滌，直至洗滌液不具吸收能力為止。而不具吸收能力之洗滌液則進一步輸送至氧化塔中進行進一步的氧化處理。洗滌液在氧化槽中以 UV/ H₂O₂ 經氧化再生後，再通入隔板式洗滌塔循環再利用。

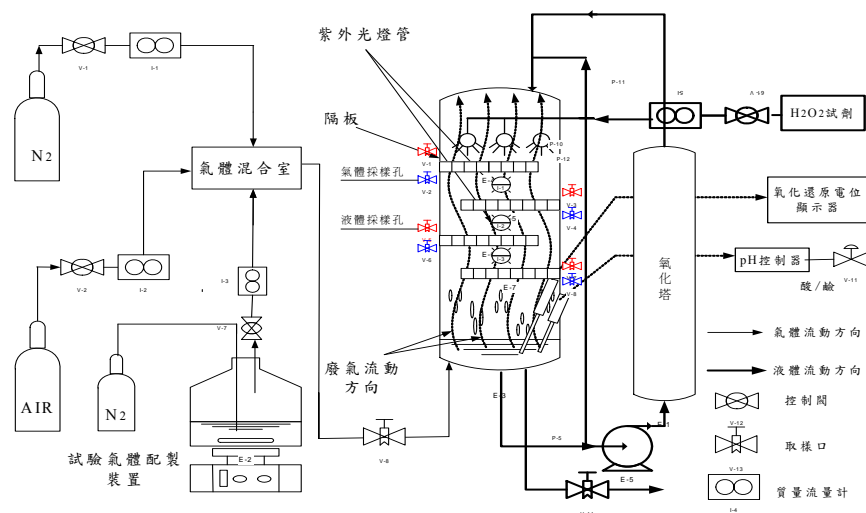


圖 5-2 實驗流程示意圖



圖 5-3 UV/H₂O₂ 化學洗滌設備圖

5.2 實驗設備

- 1、ORP 量測器：本研究使用廠牌 SUNTEX PC-310 ORP 控制器，該控制器測試範圍為 -1999 至 1999 mV，精確度達 1 mV，溫度範圍為 0-60 °C。
- 2、pH 計：GORNING pH meter 240 該偵測器測定範圍為 0 至 14 pH，精確度達 0.01pH，解析度達 0.01pH。
- 3、氣相層析儀/火焰離子偵測 (GC-FID)：SHIMADZU GC-14B
- 4、185nmUV 燈管：GPH287T5VH/4 (14WATT)
- 5、254UV 燈管：PHILIPS，PL-S (9 WATT)
- 6、甲苯：100%，Fluka
- 7、單甲基醚丙二醇 (propylene glycol monomethyl ether acetate, PGME)：100%，Fluka
- 8、過氧化氫 (Hydrogen Peroxide, H₂O₂)：35%，Riedel-deHaën

5.3 分析方法

- 1、氣相中 VOCs 濃度分析：

氣相中污染物的分析方法主要參考環保署公告之 NIEA A723.71B 「排放管道中總碳氫化合物及非甲烷總碳氫化合物含量自動檢測方法-線上火焰離子偵測法」，並配合改良型之 SHIMADZU GC-14B 氣相層析儀進行分析。總碳氫化合物之檢測乃藉樣品通過無分離效果之空管後進入 FID 偵測器測得，而 CH₄ 之檢測則是藉樣品通過會吸附 NMHC 之分子篩吸附管後再進入 FID 偵測器測得。將 THC 扣除 CH₄ 後即得 NMHC 之含量，所測得濃度以相對於製作檢量線之標準氣體而言（以甲烷表示之）。其相關裝置說明如下：

- (1) 空管

內徑 0.021 in，長 50 ft 之矽鋼毛細管 (Silicasteel Capillary Tube)，內部不披覆任何物質，操作溫度為 150°C。

- (2) 分子篩填充管

內徑 0.53 mm，長 1m 之不銹鋼管，內部填充 60-80 mesh 分子篩 (molecular sieve) 5 A，操作溫度為 150°C。

- (3) 樣品迴路：

樣品注射迴路之規格可為 0.1 ml 或 1 ml 可以分析需要選用適當體積之樣品迴路，本研究所使用的為 1ml 之注射迴路。

- (4) 火焰離子偵測器：

操作溫度為 250°C，因其感度受限於氫氣與空氣之混合比例，其空氣與氫氣比例為 10 時感度可以達到最佳。因此調整助燃空氣流量為 300 ml/min，助燃氫氣流量為 30 ml/min。

本研究首先使用儀器 HP5890 之 GC-MS 作物種的定性定量分析。另外使用儀器 SHIMADZU 之 GC-FID 作物種 THC、CH₄ 的分析，經由 NMHC = THC - CH₄ 式子，求得所需要的 NMHC 值。將分析後的 VOCs 與 NMHC 數據，找出其之間的相關比值，

此後只需要利用 SHIMADZU 之 GC-FID 求得 NMHC，就可以透過比值得知 VOCs 濃度。圖 5-5 與圖 5-6 分別為 PGME 與 Toluene 其 VOCs 與 NMHC 其之間的相關比值。

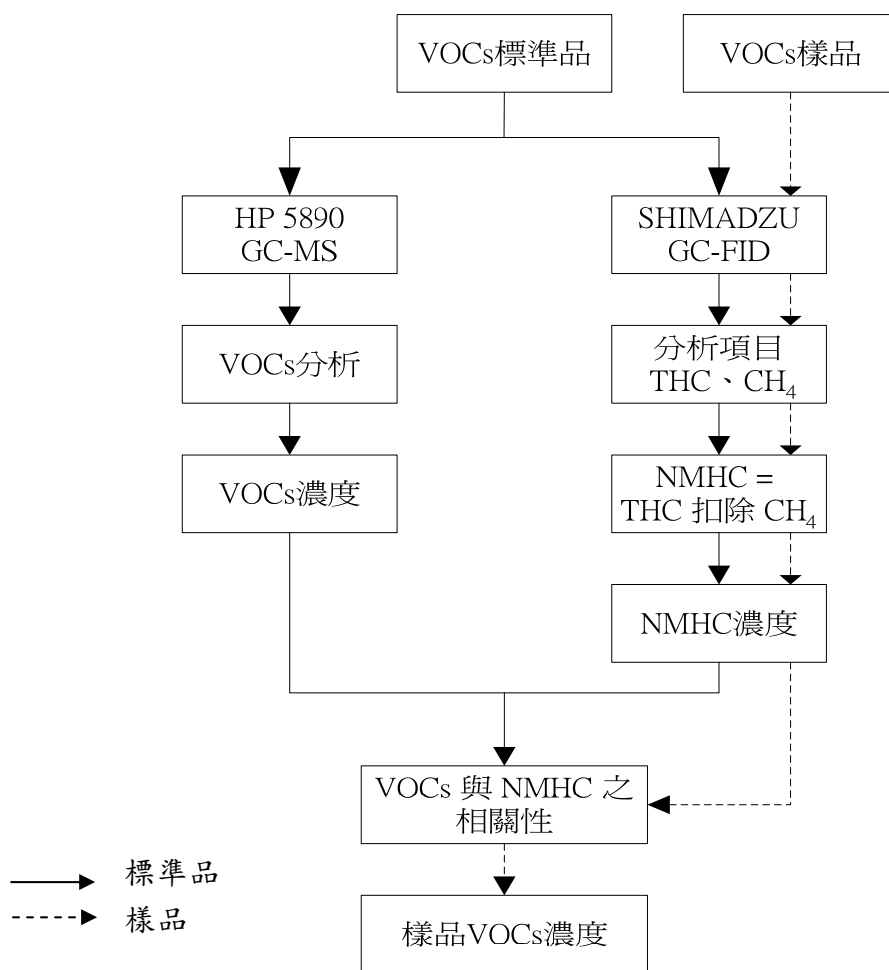


圖 5-4 氣相中 VOCs 濃度分析方法流程圖

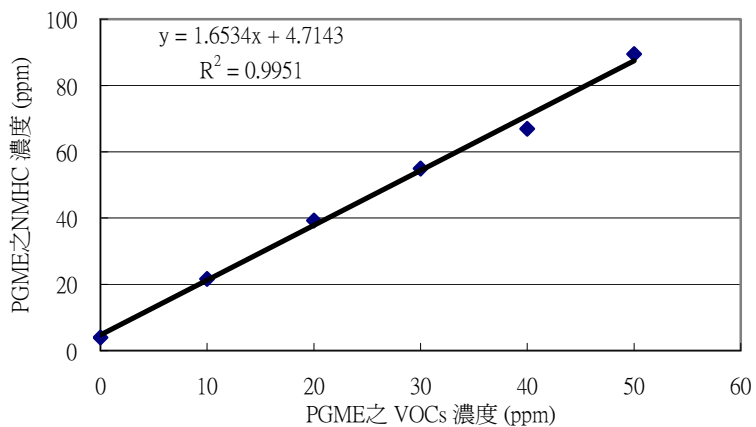


圖 5-5 PGME 其 VOCs 與 NMHC 其之間的比值關係

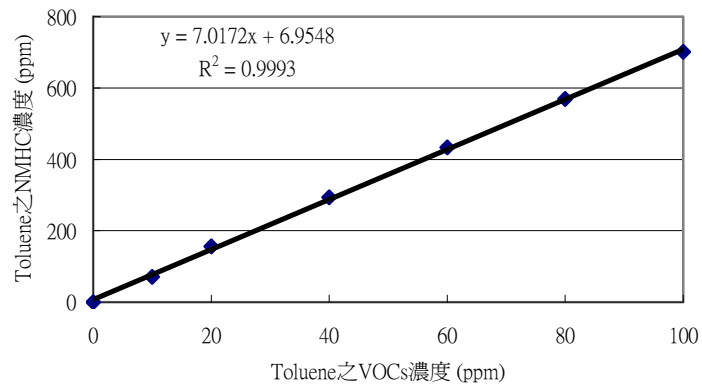


圖 5-6 甲苯其 VOCs 與 NMHC 其之間的比值關係

2、液相中 VOCs 濃度分析：

- (5) 取樣品瓶測得其體積為 68ml
- (6) 以移液管吸取 20 ml 廢水樣品至血清瓶中
- (7) 於 25°C 下靜置 1 小時後，取頂部空間氣體 1 ml 打入於 GC-FID 分析。

六、結果與討論

6.1 污染物之質量傳輸評估

本研究依據 4.3 節所述之氣體吸收設計理論，針對半導體產業排放之 VOCs 廢氣，計算其在不同氣體流量、不同水量下之 stripping factor、質傳係數與吸收塔塔高之間的關係。然而在眾多 VOCs 物種中 PGME、PGMEA、NEA、NMP 等物種其為水溶性極高、亨利常數極低之有機溶劑，因此其質傳係數 K_{La} 極大，在吸收過程中污染物的質量傳輸已經不是實驗過程中的主要影響因素。故本實驗僅針對甲苯、丙酮在固定 K_{La} 下做吸收塔塔高、污染物去除率的討論。

6.1.1 固定質傳係數 $K_{La}=10$ 1/hr、甲苯去除率達 90% 之不同氣體流量下，stripping factor 及吸收塔塔高度(H)與水量之間的關係

圖 6.1.1-1 為甲苯以質傳係數 $K_{La} = 10$ 1/hr 且欲達到污染物去除率達 90% 下進行評估，不同氣體流量其 stripping factor 及吸收塔塔高(H)與水量之間的關係圖。由圖中可以看出對於同一氣體流量而言，stripping factor 隨著水量的增加而減少；而吸收塔塔高則相反，隨著水量的增加吸收塔所需的塔高隨之增加。其次，可以看出甲苯的水量與所需塔高呈線性關係，而不同氣體流量的大小對於物種甲苯 e 在不同水量下所需吸收塔塔高影響變化不大。

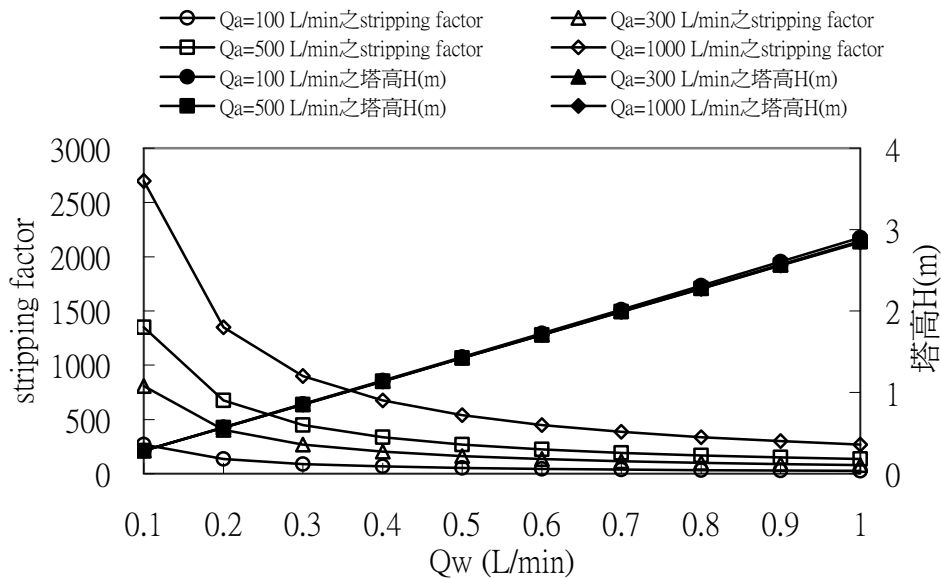


圖 6.1.1-1 甲苯在固定 $K_{La}=10$ 1/hr，不同風量下 stripping factor、塔高與流量關係圖

圖 6.1.1-2 則為丙酮在欲達到質傳係數 $K_{La} = 10$ 1/hr 且污染物去除率達 90% 下進行之評估，不同氣體流量其 stripping factor 及吸收塔塔高(H)與水量之間的關係圖。由圖中可以看出對於同一氣體流量而言，stripping factor 隨著水量的增加而減少；而吸收塔塔

高則相反，隨著水量的增加吸收塔所需的塔高隨之增加，而氣體流量為 1000 L/min 時其與水量略呈現線性關係。比較圖 6.1.1-1 與圖 6.1.1-2 可以明顯看出甲苯的 stripping factor 較丙酮來的高，約為其 100 倍左右。至於吸收塔的高度若欲達到質傳係數 $K_L a = 10$ 1/hr，可以看出在氣體流量 1000 L/min、水量在 0.1-1 L/min 下，甲苯吸收塔所需塔高約為 3m，丙酮吸收塔所需塔高約為 8m，而甲苯的塔高與水量則呈現性關係。

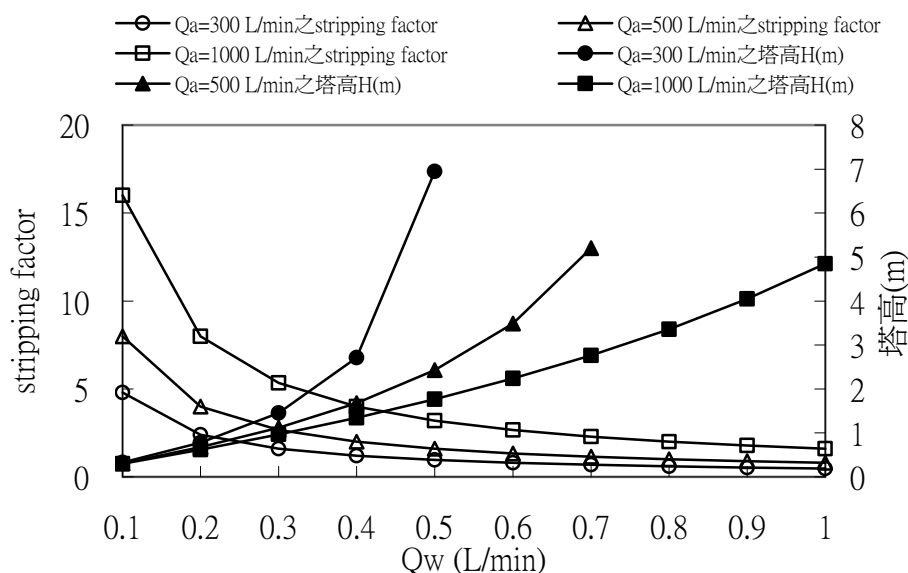


圖 6.1.1-2 丙酮在固定 $K_L a = 10$ 1/hr，不同風量下 stripping factor、塔高與流量關係圖

6.1.2 甲苯在質傳係數 $K_L a = 10$ 1/hr、氣體流量 1000 L/min 下，吸收塔塔高、去除率與氣液比之比較

圖 6.1.2-1 為甲苯為質傳係數 $K_L a = 10$ 1/hr 且氣體流量 1000 L/min 下，去除率及吸收塔塔高(H)與氣液比(kg/kg)之間的關係圖，其氣液比計算範圍在氣體流量 1000 L/min、水量在 0.1-1 L/min 之間。由圖可以看出隨著氣液比的增加(亦即水量的增加)，欲達較高的去除率時則必須提高吸收塔的高度，而甲苯欲達到 99% 的去除率時則須收塔的塔高至少需要 6m。若只需達到 90% 的去除率時則塔高僅需要 3m 左右約為去除率 99% 的一半，因此對於去除率要求較低時，設置成本上也比較便宜。由此可知藉由除率及吸收塔塔高與氣液比之間的關係圖，可以求得在不同處理情形下所欲達到去除率之吸收塔高度。

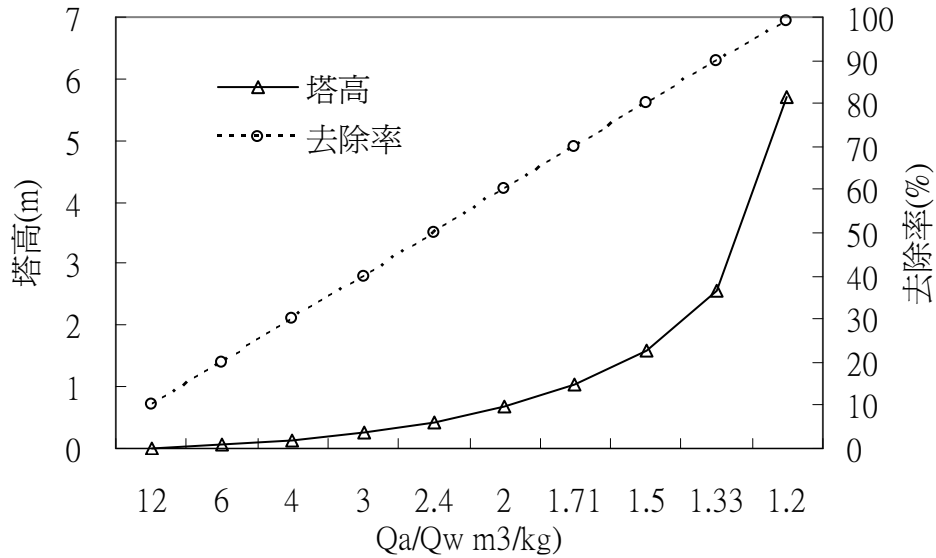


圖 6.1.2-1 甲苯在 $K_{La}=10$ 1/hr、氣體流量 1000 L/min 下，吸收塔塔高、去除率與氣液比之關係圖

6.1.3 甲苯與丙酮在質傳係數 $K_{La}=10$ (1/hr)、氣體流量 1000 L/min、水量 0.1-1 L/min 之氣液比下，吸收塔塔高與去除率之比較

圖 6.1.3-1 為甲苯與丙酮在質傳係數 $K_{La}=10$ 1/hr 且氣體流量 1000 L/min、水量 0.1-1 L/min 之氣液比下，吸收塔塔高與去除率之比較圖，由圖中可以明顯看出其去除率在 60% 以下時，甲苯與丙酮兩者所需要的吸收塔高度為一致，約僅需 2m。而隨著去除率的提升丙酮所需要的高度較甲苯來的高，當去除率為 99% 時丙酮吸收塔所需要的高度為 12m 約為甲苯所需要高度 6m 的兩倍。

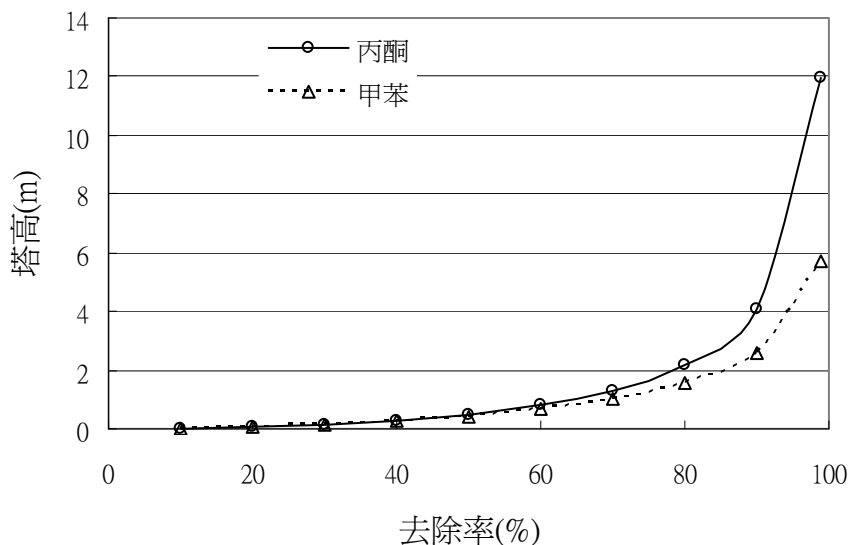


圖 6.1.3-1 甲苯與丙酮在 $K_{La}=10$ 1/hr、氣體流量 1000 L/min、水量 0.1-1 L/min 之氣液比下，吸收塔塔高與去除率之比較圖

6.1.4 吸收塔塔高為 3m、污染物去除率達 90% 之不同氣體流量下, stripping factor 及 K_{La} 與水量之間的關係

一般實廠操作上吸收塔塔高多以 3m 為設計為則, 因此本研究將以吸收塔塔高為 3m 時污染物的質量傳輸情形進行評估。圖 6.1.4-1 為甲苯在假設污染物去除率達 90% 下, 不同氣體流量其 stripping factor 及質傳係數 K_{La} 與水量之間的關係圖。由圖中可以看出其結果與圖 6.1.1-1 對於同一氣體流量而言, stripping factor 隨著水量的增加而減少, 水量在 0.4 L/min 以後 stripping factor 的值趨於平緩; 而 K_{La} 值則相反, 隨著水量的增加 K_{La} 隨之增加且呈現線性關係, 而不同氣體流量的大小對於 Toluene 在水量 0.1-1 L/min 下 K_{La} 值的影響不大, 而當水量控制在 1 L/min 時則 K_{La} 值約為 10 1/hr。

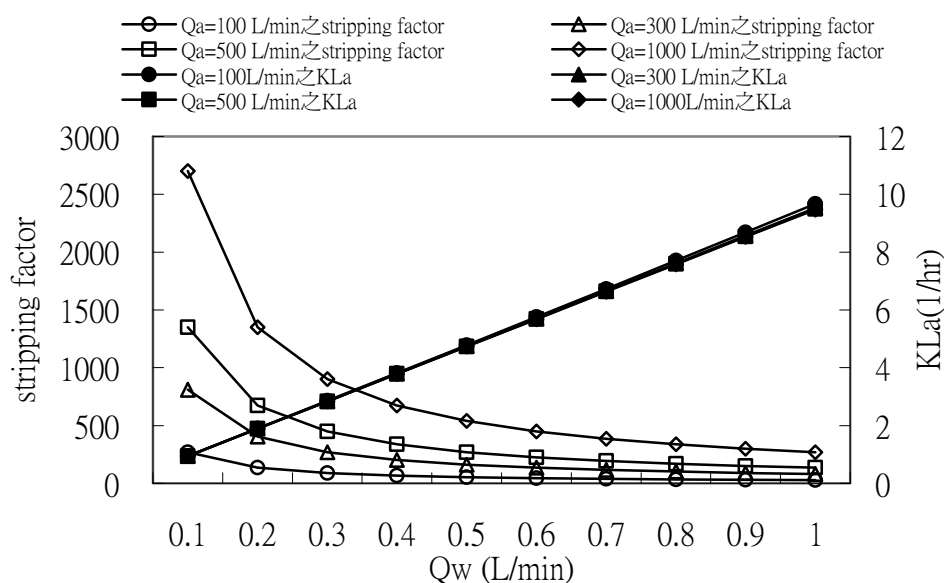


圖 6.1.4-1 甲苯在塔高 3m 下之 stripping factor 與 K_{La} 之關係圖

圖 6.1.4-2 則為丙酮在不同氣體流量其 stripping factor 及質傳係數 K_{La} 與水量之間的關係圖。由圖中可以看出對於同一氣體流量而言, stripping factor 隨著水量的增加而減少; 而質傳係數 K_{La} 則相反, 隨著水量的增加 K_{La} 值隨之增加, 而氣體流量為 1000 L/min 時其 K_{La} 值與水量略呈線性關係。比較圖 6.1.4-1 與圖 6.1.4-2 可以明顯看出甲苯的質傳係數 K_{La} 較丙酮為低, 而甲苯的質傳係數與水量的關係呈現線性關係, 而丙酮則隨氣體流量的增加逐漸趨於線性關係。

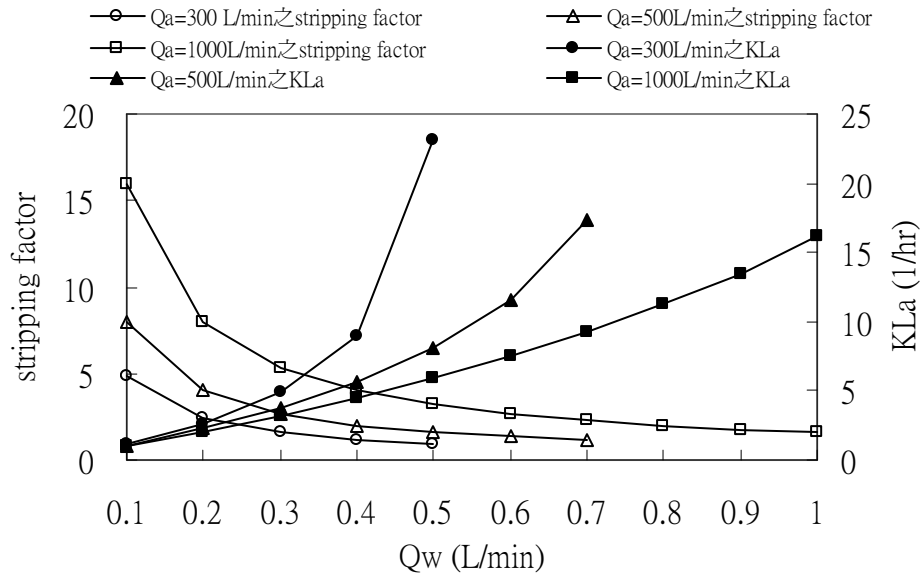


圖 6.1.4-2 丙酮在塔高 3m 下之 stripping factor 與 K_{La} 之關係圖

6.2 PGME 與丙酮之半批次式氧化塔實驗結果

本研究由彙整之半導體產業使用之 VOCs 溶劑物化特性，優先選定 PGME 本研究之物種，主要因為其半導體產業常用之光阻溶劑、清洗劑，並具致畸胎性、過度暴露會導致昏迷。其次並選定一般常用的有機溶劑甲苯作為比較。本研究首先進行半批次氧化實驗的方法，以了解試驗濃度為 500 ppm 之兩種 VOCs 其在 UV、UV/H₂O₂ 處理程序下的去除效率與 H₂O₂ 氧化劑量的關係。以各個處理程序，針對 PGME 在氧化塔水深 90cm，甲苯氧化塔在 30cm、60cm、90cm 三種水深，作出口濃度、水樣濃度、pH 值、ORP 之結果比較。

6.2.1 氧化塔單獨以水處理含 500 ppm 之 PGME 廢氣

圖 6.2.1-1 為以半批次氧化實驗單獨以水處理含 500 ppm 之 PGME 廢氣的實驗結果，由圖中可以看出，其廢氣已無添加處理後出口 THC 濃度逐漸降低至 40 min 後大約維持，由初始的 6 ppm 在 2 ppm，去除率大於 99% 以上，其次由圖中可以觀察到水中 THC 的濃度高低變化情形頗大，在 60 min、100 min 及 180 min 時其濃度偏低約 2 ppm 左右，推測其原因為在進行液相吹氣捕集過程中，採樣袋有洩露之情形而造成數據上的誤差。其次圖 6.2.1-2 為水中 ORP 值與時間的變化關係圖，在圖中可以看到在實驗過程中其 ORP 值由 770 mV 緩慢降至 680 mV，推斷其應為空氣溶解於水中或溫度差異產生之氧化還原反應。

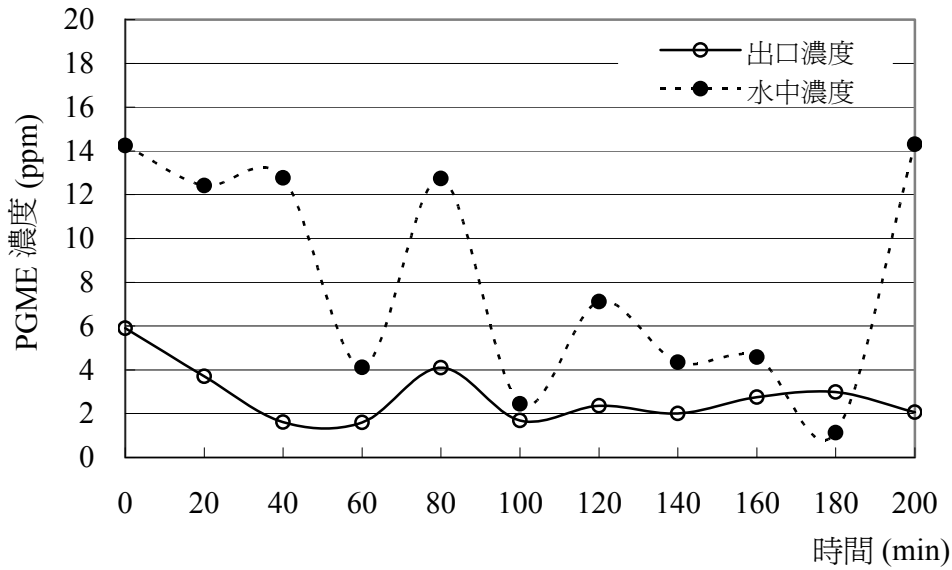


圖 6.2.1-1 單獨以水處理 500 ppm PGME 廢氣出口及水中濃度變化情形

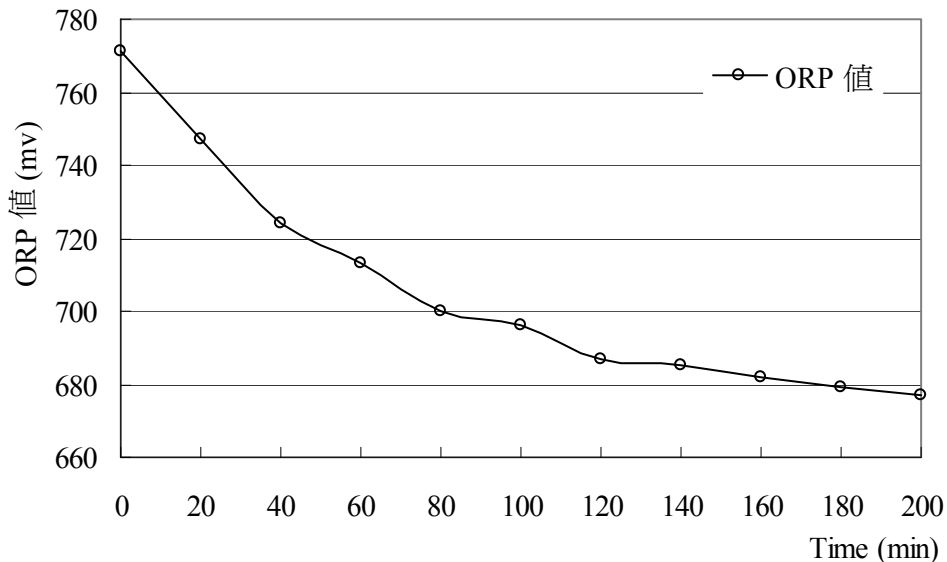


圖 6.2.1-2 單獨以水處理 500 ppm PGME 廢氣之氧化還原電位變化情形

6.2.2 氧化塔單獨以 UV254nm 處理 500 ppm PGME 廢氣之出口及水中濃度變化情形

圖 6.2.2-1 中為廢氣經加入 UV254nm 處理後之濃度變化情形，其出口初始 THC 濃度僅 7 ppm 並逐漸增加至 80 min 後趨於穩定約為 12 ppm，廢氣去除率為 98%。而水中濃度的變化情形在起初的 60 min 中 THC 濃度隨處理時間的增加而增加由 1 ppm 增加至 10 ppm，60min 時則降至 8 ppm 左右並趨於穩定。而在圖 6.2.2-2 之 ORP 變化情形可以明顯看出，ORP 值在 0-40 min 時由 760 mV 瞬間降至約 250 mV，60 min 以後趨於穩定維持在 220 mV。將其變化趨勢與水中濃度變化情形做比較，可以推斷 60 min 後水中濃度的降低為 UV254nm 所產生之自由基開始進行降解處理。

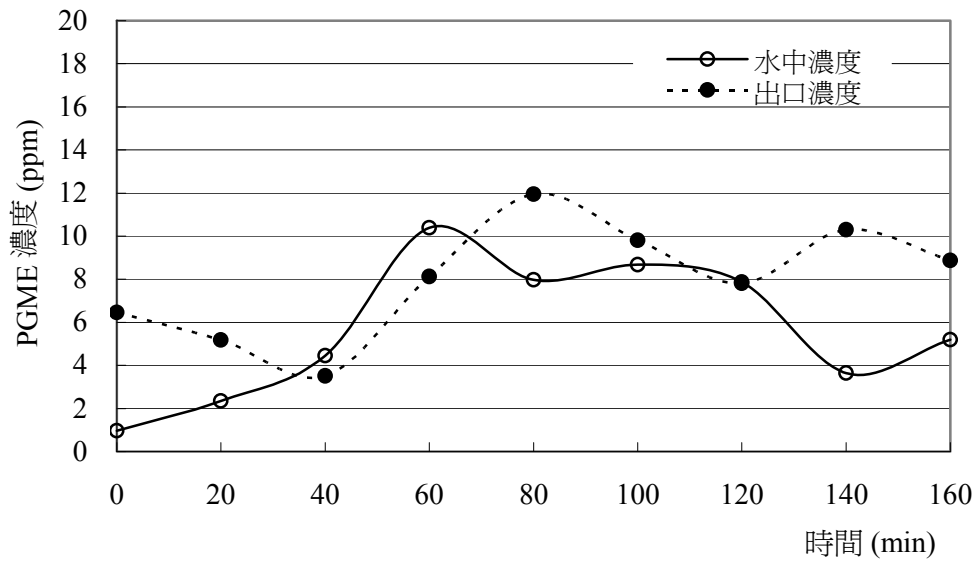


圖 6.2.2-1 單獨以 UV254nm 處理 500 ppm PGME 廢氣之出口及水中濃度變化情形

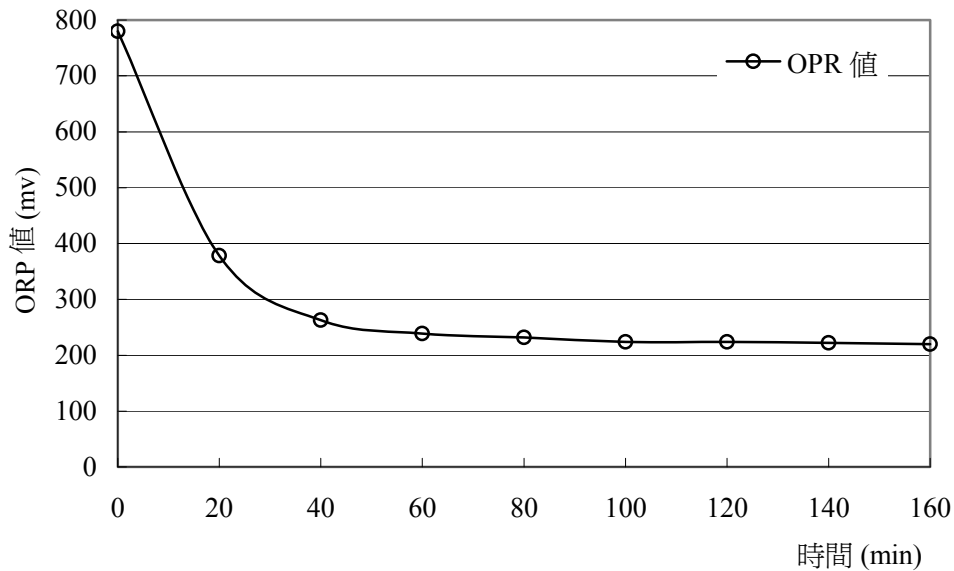


圖 6.2.2-2 單獨以 UV254nm 處理 500 ppm PGME 廢氣之氧化還原電位變化情形

6.2.3 氧化塔 UV254nm 加 50ppmH₂O₂ 處理 500 ppmPGME 廢氣之出口及水中濃度變化情形

在圖 6.2.3-1 中的 UV254nm 加 50ppmH₂O₂ 處理程序可以看出出口 THC 濃度較圖 6.2.1-1、圖 6.2.2-1 來的穩定維持在 5 ppm 左右，廢氣去除率為 99%。而水中 PGME 的濃度變化皆維持在 3-6 ppm 左右沒有太大變化，將其變化趨勢比照圖 6.2.3-2 的 ORP 值隨時間的變化情形，發現在 UV254nm 加 50ppmH₂O₂ 處理的剛開始就維持在約 220 mV 較一般水溶液中的 700 mV 低，推斷水溶液在剛開始因為 UV 與 H₂O₂ 的反應中即具有較多的自由基可以與 PGME 進行反應，因此水中的 PGME 沒有明顯的變化。

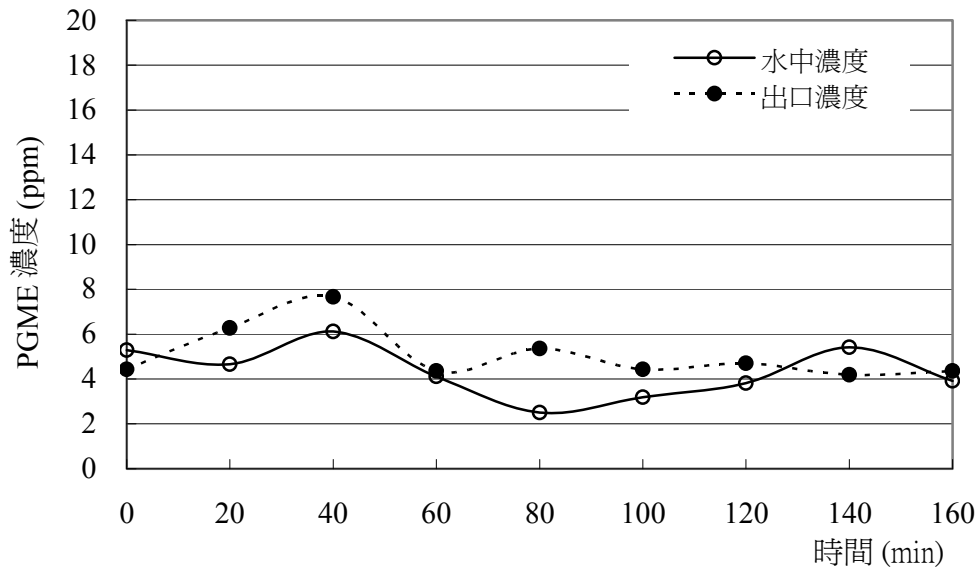


圖 6.2.3-1 UV254nm 加 50ppmH₂O₂ 處理 500 ppm PGME 廢氣出口及水中濃度變化情形

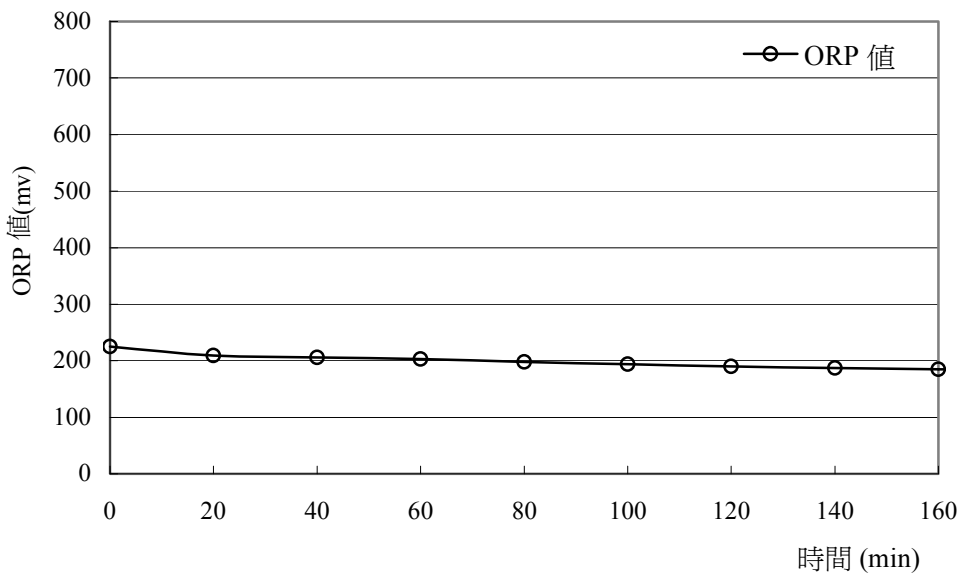


圖 6.2.3-2 UV254nm 加 50ppmH₂O₂ 處理 500 ppm PGME 廢氣之氧化還原電位變化情形

比較圖 6.2.1-1、圖 6.2.2-1 及圖 6.2.3-1 之結果可以看出，在以水、UV 及 UV254nm 加 50ppmH₂O₂ 處理下其廢氣出口 THC 濃度大約皆維持在 10-5 ppm 去除率皆大於 95% 以上，可以看出單獨以水處理與 UV 及 UV254nm 加 50ppmH₂O₂ 處理程序的結果並無顯著差異，顯示單獨以水即可將廢氣中的 PGME 去除。其次，觀察水中之 ORP 變化情形更可以明顯看出水、UV 及 UV254nm 加 50ppmH₂O₂ 之差異，圖 6.2.1-2 其 ORP 值較無明顯變化趨勢，圖 6.2.2-2 ORP 值在 0-40 min 時由 760 mv 瞬間降至約 250 mv 到 60 min 時趨於穩定，而在圖 6.2.3-2 中的 UV254nm 加 50ppmH₂O₂ 處理的 ORP 值變化情形，發現在 UV254nm 加 50ppmH₂O₂ 處理的剛開始就維持在約 220 mv 較一般水溶液中的 700

mv 低，推斷水溶液在有 UV 存在下可以較多之 OH 自由基，加入 H₂O₂ 氧化劑後可以在瞬間產生 OH 自由基進行反應。

6.2.4 氧化塔水深 30cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口濃度比較

由圖 6-2-4.1 顯示 UV185 nm 加 50 ppm H₂O₂ 程序於 100 min 以前約有 50-70% 的去除率較其他程序好，而 100 min 以後去除率維持在 50-45%。除 UV185 nm 加 50 ppm H₂O₂ 程序外，各個程序於 20 min 時去除率為 35-55%，但是 20-60 min 時各個程序之去除效率明顯迅速下降，而 60 min 穩定後各程序之去除率維持於一定值約落在 10-30% 之間，顯示氧化塔在水深 30cm 下各個程序於 60 min 以前各程序對於甲苯廢氣尚具有一定的去除效果，但去除率普遍不佳。

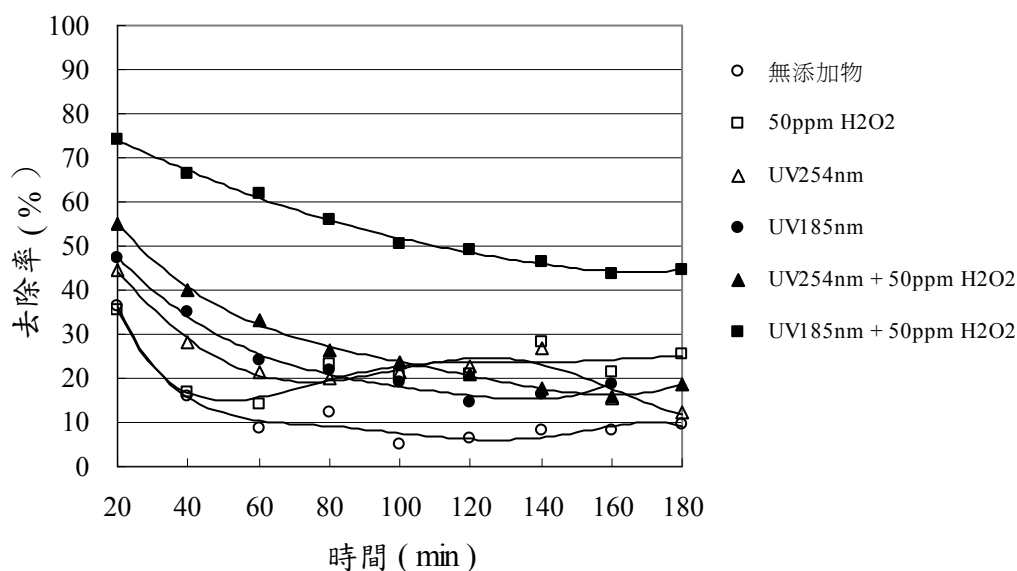


圖 6.2.4-1 水深 30cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口甲苯濃度比較

6.2.5 氧化塔水深 60cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口濃度比較

圖 6.2.5-1 顯示各程序在 80 min 以前皆有一定的去除效率，以 UV185nm 加 50 ppm H₂O₂ 程序與 UV254nm 加 50 ppm H₂O₂ 較佳。兩者維持 80% 去除效率的處理時間皆約為 40 min。而 120 min 穩定後 UV185nm 加 50 ppm H₂O₂ 程序與 UV254nm 加 50 ppm H₂O₂ 程序之出口甲苯去除效率為 40%。而圖中 UV185nm 與 UV254nm 程序在其去處效率呈現緩慢下降，120min 後兩者處理效果亦具有一致性，去除效率為 30%。單獨 H₂O₂ 程序與無添佳程序在穩定後之去除效率約為 20%，各程序於穩定後之去除效率為污染物由氣相傳輸至液相之質傳所產生之去除效果。

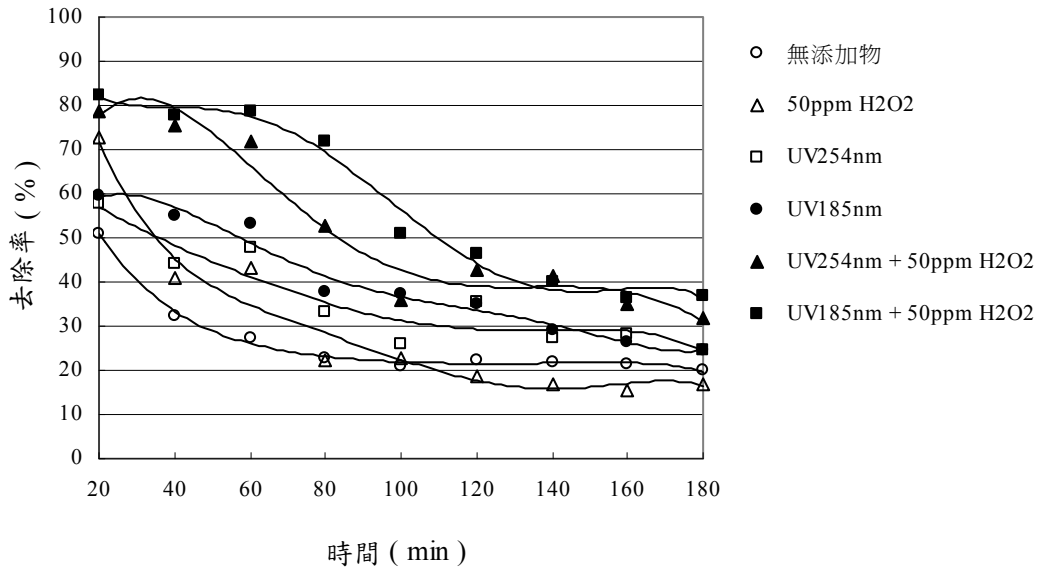


圖 6.2.5-1 水深 60cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口濃度比較

6.2.6 氧化塔水深 90cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口濃度比較

圖 6.2.6-1 中可以觀察到各個程序間之出口甲苯濃度有明顯的差異，其中以 UV185 nm 加 50 ppm H₂O₂ 程序與 UV254nm 加 50 ppm H₂O₂ 程序之出口甲苯去除效率較佳且濃度趨勢具有一致性，其去除率可維持 80%，而 UV185 nm 加 50 ppm H₂O₂ 程序又比 UV254 nm 加 50 ppm H₂O₂ 程序之去除率略佳，且 60 min 以前有 70-80% 之高去除率，60-100 min 時去除率逐漸降低並於 100 min 後去除率穩定於 30-50%。除了 UV 加 H₂O₂ 程序，其餘程序於 80 min 以前尚有一定的去除效率約 60%，其中 UV185 nm、UV254 nm 程序之去除率較無添加物、H₂O₂ 程序之去除率高。而由圖中可以明顯看出 UV 加 H₂O₂ 的反應機制可以提高甲苯的去除效率，其次則為單獨 UV 燈存在時，而沒有 UV 燈照設下的處理程序則為最差。

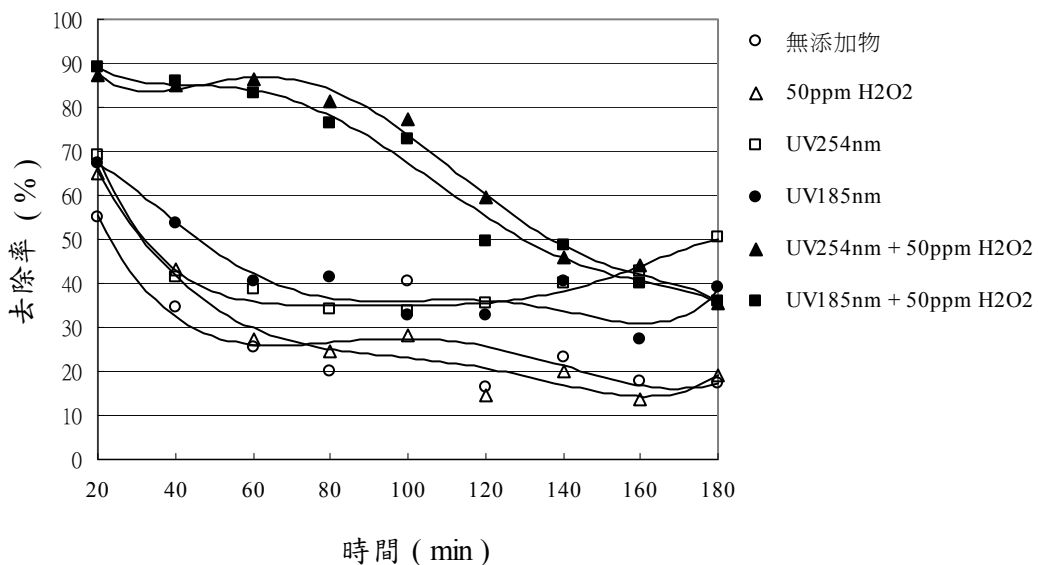


圖 6.2.6-1 水深 90cm 下含 500ppm 之甲苯廢氣在不同處理程序之出口濃度比較

6.2.7 氧化塔中 UV185nm 與 UV254nm 結合不同 H₂O₂ 濃度處理含 500ppm 甲苯廢氣之出口濃度比較

圖 6.2.7-1 為 UV185 nm 搭配不同 H₂O₂ 劑量之出口甲苯濃度去除率變化情形，UV185nm 加 1ppm H₂O₂ 隨處理時間的增加而去除率降低，直到 60 min 後去除率就不及 50%，較其他劑量 H₂O₂ 去除效率之衰退情形來的快。而 UV185 nm 加 50 ppm H₂O₂、UV185 nm 加 100 ppm 程序在 80 min 之前去除效率一致可達 80% 以上。100min 之後添加 50ppmH₂O₂ 之 UV185nm 快速上升，直到出口濃度達 350ppm 時趨於穩定，而 100 ppm H₂O₂ 則緩慢上升直至 220min 後趨於穩定。由圖可看出 UV185 nm 添加 H₂O₂ 氧化劑劑量大於 50 ppm 時其去除率不隨劑量的增加有增加的情形。

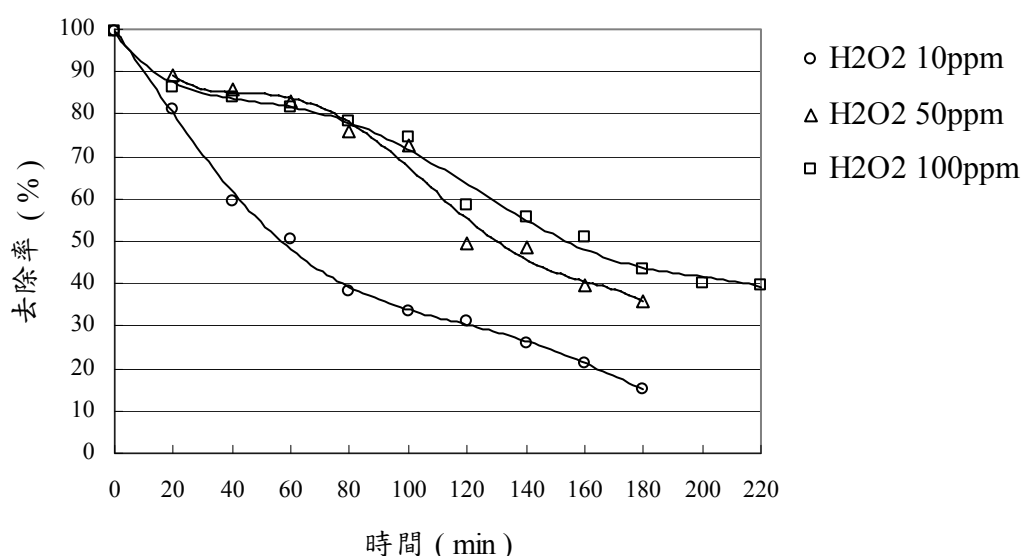


圖 6.2.7-1 UV185nm 搭配不同 H₂O₂ 濃度處理含 500ppm 甲苯廢氣之出口濃度比較

圖 6.2.7-2 顯示 UV254nm 搭配不同 H₂O₂ 濃度試驗之去除效果依序為 500ppm > 100ppm > 50ppm > 10ppm。顯然 H₂O₂ 濃度增加有助於去除甲苯之處理時間增加。而 UV254nm 加 50ppm H₂O₂ 程序與 UV254nm 加 100ppm H₂O₂ 程序在前段部分其出口甲苯濃度皆約為皆能維持約 80% 的處理效率，而 UV254nm 加 50ppm 程序在 80min 以後去除率則有明顯下降的趨勢；UV254nm 加 100ppm 程序則在 140min 後去除率開始降低。以去除效率的處理時間來看添加劑量的多寡對於處理效率有一定的影響，以本研究來看添加 100ppm H₂O₂ 的處理時間約為 100 min，約為 50ppm H₂O₂ 處理時間 80min 的 2 倍左右。比較圖 6-2-7.1 與圖 6.2.7-2 可看出出口濃度去除率以 UV254 nm 較 UV185 nm 佳，且 H₂O₂ 濃度增加可有效去除甲苯之時間也隨之增加。而 UV185 nm 在 H₂O₂ 劑量濃度大於 50 ppm 後其去除率差距不大。

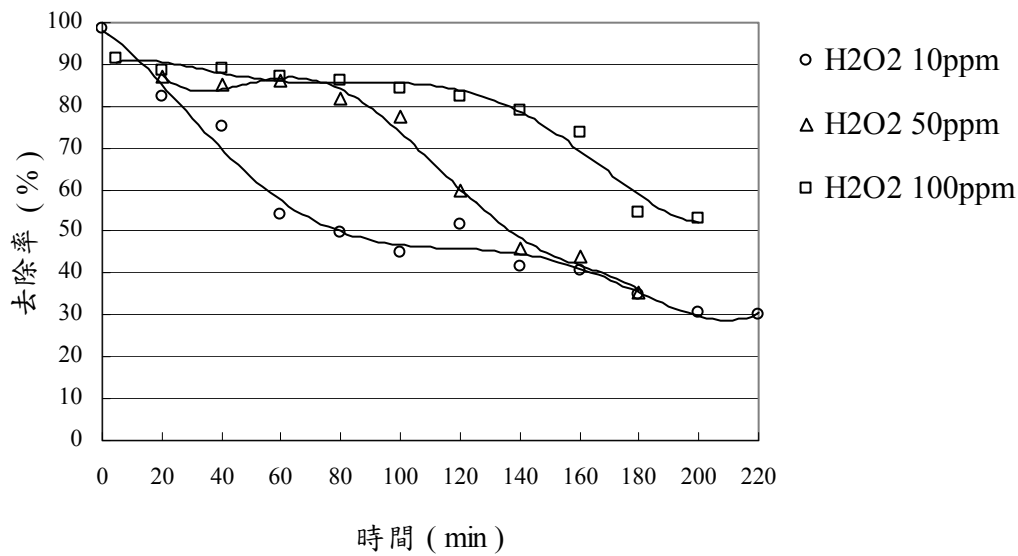


圖 6.2.7-2 UV254nm 搭配不同 H₂O₂ 濃度處理含 500ppm 甲苯廢氣出口濃度比較

6.3 甲苯在半批次式氧化塔總反應常數 K_T 值計算

利用 4.4 節之式子(23)，以各個程序處理處理 500ppm 甲苯之不同水深與 $\ln(C/C_0)$ 作圖，經由斜率進一步求得 K_T 值，以單獨 H₂O 程序為例其作圖方式如圖 6.3.1 所示。計算 K_T 值結果如表 6.3-1 所示。UV254nm 加 50ppm H₂O₂ 程序之 K_T 值為 1.332 1/hr 較其它程序高，其次為 UV185nm 加 50ppm H₂O₂ 程序之 K_T 值為 1.104，而單獨 H₂O 程序與單獨 H₂O₂ 程序之 K_T 值分別為 0.463、0.516 較其它程序低。其次在反應過程中包含 $K_{H_2O_2}$ 、 K_{UV} 、 K_{OH} 之氧化機制，因此利用式子(23)可推算出不同處理程序中各個機制之反應常數，彙整如表 6.3-2。由表觀察可知 UV254nm 加 50ppm H₂O₂ 產之 OH 自由基之反應常數 0.869 1/hr 為最高，其次為 UV185nm 加 50ppm H₂O₂ 產生 OH 自由基之反應常數 0.641 1/hr，UV254nm 加 H₂O₂ 反應常數較 UV185nm 加 H₂O₂ 為高，由表中亦可以看出 $K_{OH} > K_{UV} > K_O$ 。

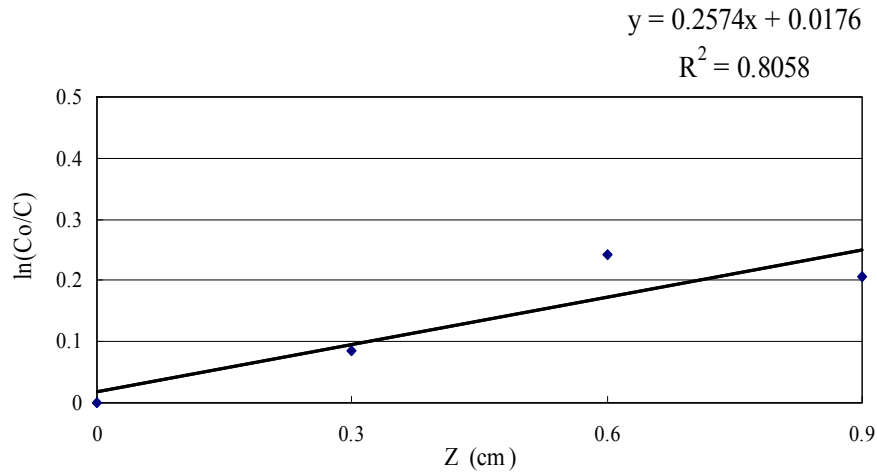


圖 6.3-1 以單獨 H₂O 程序處理含 500 ppm 甲苯廢氣之 K_T 值

表 6.3-1 不同程序處理含 500 ppm 甲苯廢氣之 K_T 值之比較

程序	K _T (1/hr)
無添加物	0.463
H ₂ O ₂	0.516
UV254nm	1.008
UV185nm	0.924
UV254nm 加 50ppm H ₂ O ₂	1.332
UV185nm 加 50ppm H ₂ O ₂	1.104

表 6.3-2、不同程序處理含 500 ppm 甲苯廢氣各個機制反應常數之比較

程序	K (1/hr)
無添加物	0.463
H ₂ O ₂	0.053
UV254nm	0.545
UV185nm	0.461
UV254nm 加 50ppm H ₂ O ₂ 產生之 OH 自由基	0.869
UV185nm 加 50ppm H ₂ O ₂ 產生之 OH 自由基	0.641

6.4 UV/H₂O₂ 之高級氧化處理程序處理含 10 ppm 甲苯之廢水

在氧化塔 90cm 水深下以 UV254 nm、UV185 nm 搭配不同 H₂O₂ 氧化劑量程序處理水中含 10 ppm 甲苯濃度。由圖 6.4-1 顯示單獨 UV 存在下之處理效率較 UV 搭配 H₂O₂ 為差，氧化效率以 UV185 nm 程序較 UV254 nm 程序佳，UV254 nm 程序穩定後 C/Co 介於 0.4-0.5 之間氧化速率有限，而 UV185 nm 程序氧化效率則隨時間增加緩慢增加。添加不同 H₂O₂ 氧化劑量下，UV185 nm 加 1 ppm H₂O₂ 程序之氧化效率較 UV254 nm 加 1 ppm H₂O₂ 程序顯著，當 H₂O₂ 氧化劑增加到 10 ppm 時，UV254nm 之氧化速率則較 UV185 nm 佳，由圖中亦可看出 UV185 nm 加 10 ppm 程序與 UV254 nm 加 10 ppm 程序之氧化可以在很短的時間內去除污染物甲苯，其約在時間 30 min 可以去除 90% 之污染物。

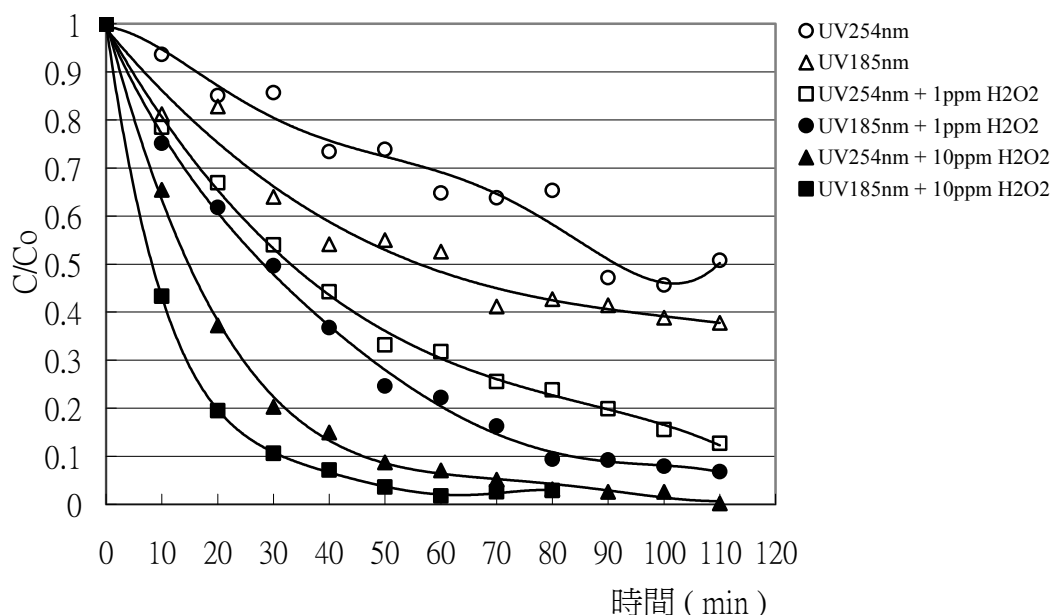


圖 6.4-1 氧化塔在水深 90cm 下 UV/H₂O₂ 之不同處理程序比較

本研究假設其氧化反應屬於 pseudo-first-order，因此將圖 6.4-1 之 Y 軸 C/Co 取 -Ln 作圖，如圖 6.4-2 所示。所得各程序之回歸方程式之斜率即反應速率 K 值，由各程序式子可看出 UV185 nm 加 10 ppm 程序 K 值為 2.862 1/hr 較其他程序高，其次為 UV254 nm 加 10 ppm 程序 K 值為 2.73 1/hr，而 UV254 nm 程序與 UV185 nm 之反應速率低於 0.06 1/hr 較其餘程序差。各個機制反應常數結果如表 6-4.1 所示。UV254 nm、UV185 nm 加 10 ppm H₂O₂ 產生 OH 自由基的反應機制較高分別為 2.73 1/hr、2.862 1/hr，以單獨 UV254 nm 的反應機制較差低於 0.216 1/hr。

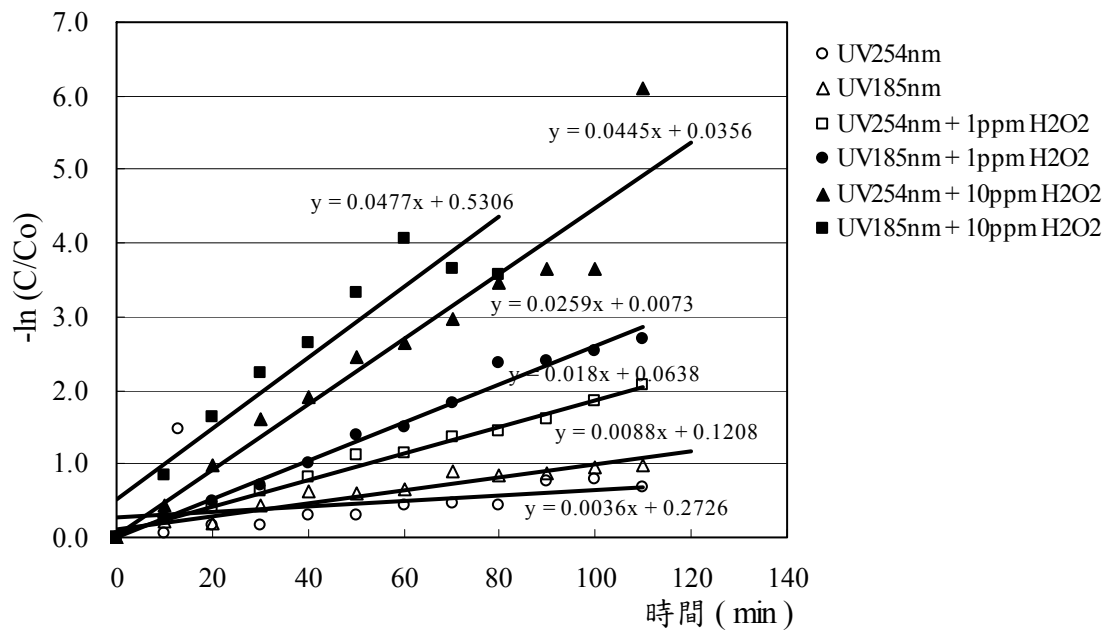


圖 6.4-2 pseudo-first-order 方程式計算反應速率常數結果

表 6.4-1 UV/H₂O₂ 各個機制反應常數之比較

程序	K (1/hr)
UV254 nm	0.216
UV185 nm	0.528
UV254 nm 加 1 ppm H ₂ O ₂ 產生之 OH 自由基	1.08
UV185 nm 加 1 ppm H ₂ O ₂ 產生之 OH 自由基	1.548
UV254 nm 加 10 ppm H ₂ O ₂ 產生之 OH 自由基	2.73
UV185 nm 加 10 ppm H ₂ O ₂ 產生之 OH 自由基	2.862

七、結論與建議

- 1、以欲達到 $K_{La}=10$ 1/hr 且去除率達 90% 下進行評估，甲苯隨著水量的增加吸收塔所需的塔高隨之增加且呈線性關係，而氣體流量的不同對於物種甲苯在不同水量下所需吸收塔塔高影響變化不大，丙酮則隨著水量的增加吸收塔所需的塔高隨之增加，甲苯吸收塔所需塔高約為 3m，丙酮吸收塔所需塔高約為 8m。
- 2、甲苯在氣體流量 1000 L/min、水量在 0.1-1 L/min 下隨著氣液比的增加（亦即水量的增加），欲達較高的去除率時則必須提高吸收塔的高度，而甲苯欲達到 99% 的去除率時則須收塔的塔高至少需要 6m。若只需達到 90% 的去除率時則塔高僅需要 3m 左右約為去除率 99% 的一半。
- 3、比較甲苯與丙酮其氣液比與去除率的關係，去除率在 60% 以下時，甲苯與丙酮兩者所需要的吸收塔高度一致，約僅需 2m。隨著去除率的提升丙酮所需要的高度較甲苯來的高，當去除率為 99% 時丙酮吸收塔所需要的高度為 12m 約為甲苯所需要高度 6m 的兩倍。
- 4、本研究所選擇的污染物種 PGME 為一較特殊之物種，其溶解度為全溶於水，因此在單獨以水、UV 及 UV/H₂O₂ 處理含 PGME 之廢氣程序中尚無法分別彼此間去除率的差異。不過在本研究中對於含 500 ppm 的 PGME 廢氣其去除率皆可達 95% 以上。
- 5、在處理含 500ppm PGME 之廢氣比較 UV 及 UV/H₂O₂ 處理程序之 ORP 值與時間變化關係，加入 H₂O₂ 氧化劑後水中 ORP 值瞬間降低至 200 mV，顯示 UV/H₂O₂ 處理程序可以在瞬間產生較多的 OH 自由基。
- 6、氧化塔在不同水深下處理甲苯廢氣，各個程序之空氣甲苯濃度去除率比較結果為 UV 加 H₂O₂ > 單獨 UV > 無 UV，且隨著水深增加其去除率有上升的現象。在處理含 500ppm 甲苯之廢氣的實驗過程中針對 H₂O₂ 搭配 UV185nm 及 UV254nm 兩種不同波長進行比較，由結果可以發現在水深 90cm 下兩者處理效率呈現一致性，而水深 30cm 及 60cm 其處理效果為 UV185nm 較 UV254nm 為佳。
- 7、UV185 nm、UV254 nm 搭配不同氧化劑處理甲苯廢氣，其去除率以 UV254 nm 較 UV185 nm 佳，且不同的 H₂O₂ 劑量對 UV 處理效率有一定影響。以本研究來看 UV254 nm 添加 100 ppm H₂O₂ 維持 80% 處理效率的時間約 140 min 約 50 ppm H₂O₂ 處理時間 80 min 的 2 倍左右，而 UV185 nm 添加 50 ppm H₂O₂ 與 100 ppm H₂O₂ 差異性不大，處理時間皆為 80 min。
- 8、由實驗結果可以看出高級氧化處理程序的加入有助於提昇反應程序中的反應常數 K_T 值，提高 VOCs 的處理效率。利用理論公式計算 K_T 值，各個機制反應常數之比較結果為 $K_{OH} > K_{UV} > K_O$ ，其中以 UV254 nm 加 50 ppm H₂O₂ 之 K 值最高約 0.869 1/hr。

- 9、依本研究試驗初步結果來看，UV/H₂O₂之去除效率與H₂O₂劑量有關，未來可進一步探討用批次方式加藥方式對去除率影響。
- 10、由資料顯示，洗滌塔在光電半導體中大多被用來處理酸氣且文獻中指出 AOPs 之 UV/H₂O₂ 中，水溶液 pH 值與污染物濃度是影響氧化結果的重要因素，本研究僅針對不同程序其氧化效率之探討位進行 pH 值與初始濃度進行試驗，日後值得深入研究。
- 11、本研究僅利用半批次式氧化塔初步探討 UV/H₂O₂ 在不同影響因子如:UV 強度、H₂O₂ 的劑量…等的去除效率。未來可以進一步探討 UV/H₂O₂ 氧化洗滌設備在不同影響因子如:UV 強度、水溶液 pH 值、H₂O₂ 的劑量…等的去除效率及反應動力式

八、致謝

計畫執行期間承蒙國立中山大學周明顯老師提供氧化洗滌塔防治設備之設計，以利本研究進行，此外感謝國科會提供經費上之補助(計畫編號：NSC92-EPA-Z-224-003)，謹此感謝。

九、參考文獻

1. 科學工業園區管理局，1998，新竹科學工業園區環境背景調查與環境管理先期策略規劃，新竹。
2. 行政院環境保護署，2001，「電子產業及特定行業空氣污染改善輔導示範推廣及管制標準研訂專案工作計畫」，EPA-90-FA12-03-A024。
3. 吳信賢、林樹榮，「高級氧化洗滌技術」，經濟部工業局，空氣污染防治處理技術講習會講義。
4. 張書豪、張木彬，2000，科學園區空氣污染物排放特性之探討，國科會研究報告。
5. 新竹市環境保護局，1996，新竹科學園區工廠污染排放調查與空氣品質影響評估。
6. 周明顯，2002年10月，「揮發性有機物及臭味控制技術」，環保資訊月刊第54期。
7. Santiago, E., Jaime, G., Sandra, C., Esther, P., Miguel, R., 2002, "Comparison of different advanced oxidation processes for phenol degradation", *Water Research*, 36, 1034-1042.
8. 曾迪華、莊連春、郭家倫、楊志堅，1995年10月，UV/H₂O₂ 氧化程序於水處理，工業污染防治第56期。
9. Rafael Hernandez, Mark Zappi, Jose Colucci, Robert Jones, 2002, "Comparing the performance of various advanced oxidation processes for treatment of acetone contaminated water", *Journal of Hazardous Materials*, 92, 33-50.
10. Elkanzi, E. M., Goh, B. K., 2000, "H₂O₂/UV degradation kinetics of isoprene in aqueous solution", *Journal of Hazardous Materials*, 73, 55-62.
11. Asim, K. De, Basab C., Sekhar B., 2002, "Estimation of ·OH radical reaction rate constants for phenol and chlorinated phenols using UV/H₂O₂ photo-oxidation", *Journal of Hazardous Materials*, 64, 91-104.
12. Richared, B. L., Craig, D. A., 1999, "Enhanced VOC absorption using the ozone/hydrogen peroxide advanced oxidation process", *Air & Waste Manage. Assoc.*, 49, 1315-1323.
13. 莊連春，1997，紫外光/過氧化氫程序分解水中毒性污染物之研究，博士論文，國立中央大學環境工程研究所。
14. Bielefeldt, A. R., Stensel, D. D., 1999, "Treating VOC-contaminated gases in activated sludge : mechanistic model to evaluate design performance", *Environ. Sci. Technol.*, 33, 3234-3240.

15. Beltran, F. J., Gonzalez, M., Acedo, B., Jaramillo J., 1996, "Contribution of free radical oxidation to eliminate volatile organochlorine compounds in water by ultraviolet radiation and hydrogen peroxide", *Chemosphere*, Vol. 32, No.10, pp. 1949-1961.
16. 行政院環境保護署，2003，“固定污染源揮發性有機空氣污染物管制策略規劃與減量措施推動計畫”。
17. Masten, S. J., Davies, S. H., 1994, "The use of ozonation to degrade organic contaminants in wastewaters", *Environ. Sci. Technol.* 28, 180A-185A.
18. 賴慶智，李茂松，吳信賢，2001，“光碟片製造業有機廢氣防制技術”，台南縣有害氣體控制技術研討會。
19. Huang, C. R.; Shu, H. Y., 1995, "The reaction kinetics, decomposition pathways and intermediate formations of phenol in ozonation, UV/O₃ and UV/H₂O₂ processes", *Journal of Hazardous Materials*, 41, pp 47-64.
20. Shen, Y. S.; Ku, Y., 1999, "Treatment of gas-phase volatile organic compounds (VOCs) by the UV/O₃ process", *Chemosphere*, 38(8), pp 1855-1866.

附錄一 半導體產業排放之 VOCs 物化特性

項目	英文名稱	分子式	沸點 (°C)	熔點 (°C)	密度	蒸氣壓	蒸氣 密度	溶解度	氣味	潛在健康危害	特性
異丙醇	isopropyl alcohol (IPA)	C ₃ H ₈ O	82.3	-88	0.79	33 mmHg @20°C	2.07	全溶	橡膠酒精 味	頭痛、吐、引起 呼吸道之刺激、 嚴重過度暴露時 會導致昏迷	異丙醇能溶於水、醇、 醚、氯仿。蒸氣與空氣形 成爆炸性混合物，爆炸極 限 3.8~10.2%(體積)。可 用於防凍劑、快乾油等， 更可作樹膠、香精油等溶 劑，在許多情況下可代替 乙醇使用
丙酮	acetone	(CH ₃) ₂ CO	56.2	-95.4	0.79	180 mmHg @20°C	2	全溶	特殊甜 味，薄荷味	紅斑、疲勞、頭 痛、嚴重過度暴 露時會導致昏迷	分子量 58.06，無色液體， 易燃，溶於酒精、乙醇、 乙醚、氯仿、水及油類。 作為製造甲基丙烯酸甲 酯(MMA)、甲基異丁基酮 (MIBK)之主要原料。
二甲亞風	Dimethyl sulfoxide (DMSO)	(CH ₃) ₂ S ₂	189	18.6	1.1014	0.4mm Hg@20 °C	2.7	可溶	鬱悶味	二產生頭痛，眩 暈，噁心，和鎮 靜。會對胃黏膜 產生損害。	DMSO 是極為重要的非質 子極性溶劑，作為一種重 要的精細化工產品，廣泛 應用於醫藥、農藥、石油 加工、有機合成等行業。

項目	英文名稱	分子式	沸點 (°C)	熔點 (°C)	密度	蒸氣壓	蒸氣 密度	溶解度	氣味	潛在健康危害	特性
乙酸甲氧基 異丙酯	Propylene Glycol Monomethyl Ether Acetate (PGMEA)	C ₆ H ₁₂ O ₃	146	-67	0.962	3.8mm Hg@25 °C	4.6	18.5%	甜味	引起鼻、喉的刺 激感。極高濃度 時會意抑制神經 系統，症狀包括 頭痛、頭昏眼 花、睏倦、肢體 協調功能喪失。	100ppm 以上眼鼻咽會有 生理反應，1000ppm 以上 對組織發生損害。土壤吸 附性低、具生物降解性。
乙酸甲氧基 異丙酯	Propylene Glycol Monomethyl Ether Acetate (PGMEA)	C ₆ H ₁₂ O ₃	146	-67	0.962	3.8mm Hg@25 °C	4.6	18.5%	甜味	引起鼻、喉的刺 激感。極高濃度 時會意抑制神經 系統，症狀包括 頭痛、頭昏眼 花、睏倦、肢體 協調功能喪失， 甚至喪失意識。	100ppm 以上眼鼻咽會有 生理反應，1000ppm 以上 對組織發生損害。土壤吸 附性低、具生物降解性。
單乙醇胺	monoethanol amine (MEA)	HOCH ₂ CH ₂ N H ₂	171	10.5	1.018	0.4mm Hg @20°C	2.1	完全溶 解於水	不好聞的 魚腥及胺 水的味道	眼睛及皮膚觸 及乙醇胺會引起 灼傷，吸入可能 有害。在高濃度 時會對眼睛及肺 產生刺激。	無色，黏稠、具吸濕性液 體。

項目	英文名稱	分子式	沸點 (°C)	熔點 (°C)	密度	蒸氣壓	蒸氣 密度	溶解度	氣味	潛在健康危害	特性
雙三氧基矽 胺; 六甲基二 矽氮烷	Hexamethyldisilazane (HMDS)	$(\text{CH}_3)_3\text{SiNHSi}(\text{CH}_3)_3$	125	-	0.77	22 mmHg @20°C	4.6	與水互 不相溶	氨味	易揮發、會刺激 眼睛、無致癌 性。大量吸入可 能抑制中樞神經 系統、昏眩、紊 亂、失去意識、 肺水腫。	生物降解性低、易光分 解。
甲基吡咯酮;	N-Methyl-2-Pyrrolidi none (NMP)	$\text{C}_5\text{H}_9\text{NO}$	202	-25	1.028	0.3 mmHg @20°C	-	可溶	-	對眼睛、皮膚及 黏膜具有刺激 性。長期暴露下 會產生頭痛、噁 心、嘔吐及頭昏 眼花。	一種優良的溶劑、毒性 小、沸點高、溶解能力 大，選擇性和穩定性好等 優點，廣泛用於高級潤滑 油精制、聚合物的合成、 絕緣材料、醫藥、顏料及 清洗劑方面。
單甲基醚丙 二醇	Propylene Glycol Methyl Ether (PGME)	$\text{C}_4\text{H}_{10}\text{O}_2$	120	-95	0.962	12 mmHg @ 25°C	-	與水互 溶	具醚味液 體	具致畸胎性、嚴 重過度暴露導致 昏迷途。	為光阻溶劑、清洗劑。
二甲基乙醯 胺	N,N-Dimethyl acetamide (NEA)	$\text{CH}_3\text{CON}(\text{CH}_3)_2$	166	-20	0.943	2 mmHg @ 25°C	3.01	與水互 溶	具氨味及 魚腥味	吸入或吞入有 害、會引起昏 睡、遲滯、噁心、 無方向感，會刺 激皮膚及眼睛。	主要用途為 光阻剝離劑及蝕刻後去 殘渣劑中的成份,適用於 IC 及光電產業

