

# 123 工業污染防治

## 廢棄物回收再利用技術

稀土金屬之應用與回收技術介紹

..... 吳俊毅、陳偉聖、申永輝、張祖恩、蔡敏行 1

## 溫室氣體減量

電爐碴再生粒料對溫室氣體減量效益評析

..... 劉佩格、蘇茂豐、呂東璇 23

## 環境汞污染整治技術

多壁奈米碳管(MWCNT)去除水中二價汞之研究

..... 許振峯、盧彥銘、黃文鑑 43

## 空氣污染防治

UVA、UVC 及 UVLED 結合  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  光觸媒光催化甲苯反應動力

..... 謝哲隆、白崢鈺 61

光電業製程有機廢氣規劃改善成功案例介紹

..... 余秋江、司洪濤 79

## 本期專題：環保設施之溫室氣體減量

我國廢棄物部門溫室氣體排放分析與展望

..... 李莉鈴、盧裕倉、蔡振球 97

污水處理廠節能減碳規劃與改善方法

..... 陳志偉、杜明臨、羅光楣 117

都市垃圾焚化廠溫室氣體推估方法探討

..... 劉敏信、劉俊佑、謝金村、吳冠中 137

台北市山豬窟垃圾掩埋場沼氣發電 CDM 計畫之經濟與環境效益

評估..... 李堅明、林國鼎 155

國際 VCS 自願減量計畫介紹-新北市八里掩埋場 VCS 沼氣

回收計畫..... 鄭世輝、陳映汝、陳谷汎 169



## 廢棄物回收再利用技術

# 稀土金屬之應用與回收技術介紹

吳俊毅\*、陳偉聖\*\*、申永輝\*\*\*、張祖恩\*\*\*\*、蔡敏行\*\*\*\*\*

## 摘要

稀土金屬素有工業「黃金、味精、維他命、關鍵原料與高科技潤滑劑」之稱，因具優良的光電磁等特性，大幅提昇產品品質和性能，應用領域包含超導體、強磁性與半導體、高溫耐熱、光電變換、熱傳變換、觸媒特性、放射性機能、耐腐蝕性、光學特質等，因此先進國家將稀土金屬視為戰略資源。2010 年國內進口相關稀土材料產品產值達新台幣 23.8 億元，相較於出口產值縮減為新台幣 8.7 億元，顯示國內對於稀土原物料或產品之進口需求依賴仍遠大於二次加工後產品的出口供給。

稀土治煉方法分類為濕法冶金和火法冶金二大類。目前應用較普遍的濕法是有機溶劑萃取法，流程複雜，產品純度高，生產成品應用面廣闊。相對於火法冶金，流程簡單，生產率較高，包括矽熱還原法，熔鹽電解法與金屬熱還原法制取稀土合金等。近年回收稀土金屬二次料來源包含廢電腦螢幕、電視映像管、廢鎳氫電池(NiMH)、油電混合車(HEV)與釤鐵硼磁鐵(NdFeB)等廢料，多採用濕法冶金，利用酸浸漬、溶媒萃取與鹼濃集等資源化技術，以提高回收率。

【關鍵字】稀土金屬、獨居石、釤鐵硼磁鐵、溶媒萃取

\*成功大學資源工程學系 博士生暨永續環境科技研究中心 研究助理

\*\*成功大學資源工程學系 博士暨永續環境科技研究中心 助理研究員

\*\*\*成功大學資源工程學系 教授

\*\*\*\*成功大學環境工程學系 特聘教授暨台灣資源再生協會 理事長

\*\*\*\*\*台灣資源再生協會 名譽理事長

## 一、稀土金屬介紹

### 1.1 稀土元素定義

稀土元素從 18 世紀末葉開始陸續發現，當時常把溶於水的固體氧化物稱為鹽類，不溶於水的則稱為土。一般是以氧化物狀態分離出來，又很稀少，因而名為稀土，實際上稀土元素並不稀少，也不是土，是典型的金屬元素。稀土是鑭系元素系稀土類元素群總稱，被稱為『21 世紀的科技元素』稀土就是化學元素週期表中原子序 21 與 39 的 2 個鑭系元素—包含釔(Sc, Scandium)、釔(Y, Yttrium)及原子序 57 到 71 的 15 個鑭系中的鑭(La, Lanthanum)、鈰(Ce, Cerium)、鑥(Pr, Praseodymium)、釤(Nd, Neodymium)、鉀(Pm, Promethium)、釤(Sm, Samarium)、釤(Eu, Europium)、釤(Gd, Gadolinium)、铽(Tb, Terbium)、鑥(Dy, Dysprosium)、釤(Ho, Holmium)、釤(Er, Erbium)、釤(Tm, Thulium)、釔(Yb, Yttetium)、鑥(Lu, Lutetium)，合計 17 個元素，稱為稀土元素(Rare Earth，簡稱稀土(REE 或 R))。除釔之外，一般分為輕稀土或鈰組稀土：鑭、鈰、鑥、釤、鉀、釤、釤與重稀土或釔組稀土：釤、铽、鑥、釤、釤、釔、釔與釔二類。若根據稀土元素物化性質相似性和差異性分為三組，包括輕稀土組為鑭、鈰、鑥、釤、鉀、釤；中稀土組為釤、釤、釤、铽、鑥；與重稀土組為釤、釤、釤、釔、釔。由於稀土金屬素有工業「黃金、味精、維他命、關鍵原料與高科技的潤滑劑等」之稱，因具優良的光電磁等物理特性，與其他材料組成性能與品種繁多的新型材料，大幅提高產品品質和性能。如廣泛用於汽車觸媒轉換器、石油精煉用催化劑、永磁馬達中的磁性材料、玻璃及陶瓷、面板光電、鋰電池、雷射、核能工業、超導體、鋼材/鋁/鎂/鈦合金材料等。因此工業先進國家將稀土金屬視為戰略資源，重要性不言而喻，彙整稀土金屬在軍事、冶金、石化、玻璃、新材料等各領域應用如表 1 所示。

表 1 稀土金屬應用於各領域彙整表

No.	應用領域	說明
1	冶金工業	(1)加入鋼中，能精煉、脫硫、中和低熔點有害雜質作用，並改善鋼的加工性能。 (2)稀土矽鐵合金、稀土矽鎂合金作為球化劑生產稀土球墨鑄鐵，特別適用於需特殊要求的複雜球鐵件，廣泛用於汽車等機械製造業。 (3)添加至有色合金中，改善物化性能，提高合金高溫機械性能。
2	石油化工	(1)石油催化裂化過程，應用含稀土分子篩催化劑，具活性高、選擇性好、抗重金屬中毒能力強的優點，取代矽酸鋁催化劑用。 (2)合成氨過程中，添加少量硝酸稀土，處理量為鎳鋁催化劑1.5倍。 (3)複合稀土氧化物可用作內燃機尾氣淨化催化劑。 (4)環烷酸鈰可用作油漆催乾劑等。
3	玻璃陶瓷	(1)稀土氧化物或經過加工的稀土精礦，作為拋光粉廣泛用於光學玻璃、眼鏡片、顯像管、示波管、平板玻璃、塑膠及金屬餐具的拋光。 (2)熔融過程中，利用二氧化鈦對鐵具強氧化作用，降低玻璃中鐵含量，以達到脫除玻璃中綠色的目的。 (3)添加稀土氧化物可制得不同用途光學玻璃和特種玻璃，能吸收紫外線玻璃、耐酸及耐熱玻璃、防X-射線玻璃。 (4)在陶釉和瓷釉中添加稀土，減輕釉的碎裂性，使製品呈現不同色澤，廣泛用於陶瓷工業。
4	軍事	用於坦克、飛機、導彈鋼材、鋁合金、鎂合金、鈦合金的戰機性能提昇。
5	新材料	(1)稀土鈷及釤、鐵、硼永磁材料，具有高剩磁、高矯頑力和高磁能積，被廣泛用於電子及航太工業。 (2)純稀土氧化物和三氧化二鐵化合而成的石榴石型鐵氧體單晶及多晶，可用於微波與電子工業。 (3)高純氧化釤製作釤鋁石榴石和釤玻璃，作為固體鐳射材料。 (4)稀土六硼化物用於製作電子發射的陰極材料。 (5)鉻酸鑽是高溫熱電材料。 (6)採用銀鈷銅氧元素改進的銀基氧化物製作的超導材料，在液氮溫區獲得超導體，使超導材料研製取得突破性進展。 (7)廣泛用於照明光源，投影電視螢光粉、增感屏螢光粉、三基色螢光粉、複印燈粉。 (8)農業方面，田間作物施用微量硝酸稀土，產量增加5~10%。 (9)紡織工業中，稀土氯化物廣泛用於鞣制毛皮、皮毛染色、毛線染色及地毯染色等方面。

資料來源：本團隊資料彙整

## 1.2 稀土元素礦物型態與分佈

稀土元素在地殼中的分佈廣泛，評估 17 種稀土元素總量約佔地殼中 0.0153%(153 克/噸)，超過銅(100 克/噸)、鋅(50 克/噸)、錫(40 克/噸)、鋁(16 克/噸)等金屬含量，數量最多者是鈰、其次為釔、釤、鑪等，其含量與常見金屬元素鋅、錫、鈷等差不多；最少的鈷、錳、鋰、鎢與鈦，含量也比鈰、銀與汞多。自然界中稀土元素生成各種鹽類並常與其他金屬共生，其礦物約 250 種，存在六大礦物型態(碳酸鹽氧化物 Carbonates Oxides 和磷酸鹽與矽酸鹽氧化物 Phosphates silicates)，包含：1.Xenotime(Y(PO<sub>4</sub>))：磷釔礦；2.Loparite：鈰鈦鈣鈦礦；3.Phosphorite：磷礦(磷灰石)；4.Apatite：磷灰石；5.Eudialyte：異性石與 6.Cheralite：富鈦獨居石，礦物比重範圍在 4.4~6.0。世界稀土礦物資源區分為二大類：1.Bastnasite(Ce[(CO<sub>3</sub>)F] 氟碳鑪礦)，以中國與美國為主；2.monazite(獨居石)：以澳洲、巴西、中國、印度、馬來西亞、南非、斯里蘭卡、泰國、美國等 9 個國家為主。獨居石由於比重較重，常沈積於海灘、河砂或重砂中，經淘洗及淘選作用後使重礦物重新排列後富集，與鈦鐵礦、磁鐵礦、石榴子石、鋯石及金紅石共生；外觀因搬移後多為橢圓至圓球狀，粒徑分佈於細砂等級。獨居石是花崗岩、正長岩、片麻岩中次要組成礦物，與磷灰石、鋯石、鈦鐵礦等礦物共生；它具國防用途(放射性)與能源應用，主要分佈於台灣各地的沉積岩石中、中央山脈東斜面的變質岩中、西部海濱及基隆河的砂礦床中、金門重砂也含有獨居石，獨居石精礦主要化學成分彙整如表 2。

表 2 獨居石精礦主要化學成分與比例

REO	CaO	ThO <sub>2</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	U <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	Fe	TiO <sub>2</sub>	SiO <sub>2</sub>	ZrO <sub>2</sub>
45.70	—	5.26	22.80	0.29	1.80	0.99	4.38	1.42
49.40	40.44	7.18	24.24	—	—	1.71	2.54	3.59
51.74	40.12	5.50	24.33	—	—	1.64	4.70	4.38
55.70	16.18	4.30	28.10	0.30	3.60	3.40	3.00	0.94
58.90	24.44	4.60	30.10	0.32	2.20	0.70	2.70	1.41
60.30	21.52	4.70	31.50	0.22	1.80	2.30	1.46	0.71
65.91	30.63	0.38	26.94	—	1.80	—	0.39	—

資料來源：本團隊彙整

單位：%

## 1.3 稀土金屬的基本性質

### 1.3.1 稀土金屬的物理性質

從 1794 年發現鈇至 1947 年從鈾裂變產物中得到鉀，歷時 150 多年 17 種稀土金屬陸續被發現。稀土金屬切面多數呈銀白色，其中釤與鑥略帶黃色，稀土金屬的主要物理性質，彙整如表 3。在常溫下稀土金屬除鉕為體心立方結構外，其餘都具有緊密排列的晶格晶系結構，包括密排六方、面心立方以及菱形體晶格。大多數稀土金屬具同素異構體轉變，低溫時為密排六方晶格，高溫下緩慢變成體心立方晶格後熔化，會出現不同晶格結構的兩相。輕稀土金屬熔點在 800~1,000°C，重稀土金屬熔點在 1,300~1,700°C 範圍，其密度、熔點與沸點除鉕與鑥外，其餘皆隨原子序增加而增加，由於鉕與鑥具特殊的物理性質與其晶格結構有關，晶格結構又取決於金屬的電子結構。稀土金屬導電性較差，於常溫下的電阻率高於銅 40~70 倍，除釤、鑪、鈥具鐵磁性外，其他稀土金屬均具順磁性，此外，高純度稀土金屬具有可塑性，其中鈥、釤、鑪具良好延展性。

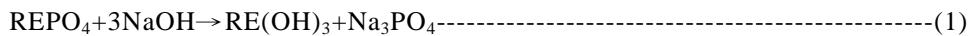
表 3 稀土金屬的主要物理性質彙整

N o.	元素/ 原子序	發現 年代	晶格結構	晶格參數 (nm)		密度 g/cm <sup>3</sup>	熔點 °C	沸點 °C	電阻率 Ω•nm
				a	b				
1	釔(Sc)21	1879	密排六方	0.3309	0.5273	2.992	1,538	2,730	660
2	鈇(Y)39	1794	密排六方	0.3648	0.5732	4.478	1,502	2,630	530
3	鑪(La)57	1839	雙重六方	0.3774	1.2270	6.174	920	3,470	570
4	鈮(Ce)58	1803	面心立方	0.5161	—	6.771	797	3,468	750
5	鑥(Pr)59	1885	雙重六方	0.3672	0.1833	6.782	935	3,017	680
6	釤(Nd)60	1885	雙重六方	0.3658	0.1796	7.004	1,024	3,210	640
7	鉀(Pm)61	1947	雙重六方	0.3650	1.165	7.264	1,035	3,200	—
8	釤(Sm)62	1880	菱形體	0.8980	$\alpha = 23.31$	7.536	1,072	1,670	920
9	鉕(Eu)63	1892	體心立方	0.4583	—	5.259	826	1,430	810
10	釤(Gd)64	1880	密排六方	0.3634	0.6783	7.895	1,312	2,800	1,340
11	釔(Tb)65	1895	密排六方	0.3605	0.5694	8.272	1,356	2,480	1,160
12	鑪(Dy)66	1886	密排六方	0.3592	0.5650	8.536	1,407	2,330	910
13	釤(Ho)67	1878	密排六方	0.3577	0.5618	8.803	1,761	2,490	940
14	鉕(Er)68	1843	密排六方	0.3559	0.5585	9.051	1,497	2,420	860
15	釤(Tm)69	1879	密排六方	0.3537	0.5554	9.332	1,545	1,700	900
16	鑪(Yb)70	1878	面心立方	0.5485	—	6.977	824	1,320	280
17	鑥(Lu)71	1907	密排六方	0.3503	0.5549	9.842	1,652	3,000	1,080

資料來源：稀土冶金技術與本團隊資料彙整

## 6 稀土金屬之應用與回收技術介紹

稀土氫氧化物一般為 3 價  $\text{RE(OH)}_3$  形式，唯獨鈮有  $\text{Ce(OH)}_4$ ，不溶於水和鹼，其鹼性隨原子序增加而逐漸減弱。從濃度 0.1M 的硝酸鹽、氯化物、硫酸鹽、醋酸鹽或高氯酸鹽中開始產生氫氧化物沈澱時的 pH 值、溶解度積 ( $K_{\text{sp}} = (\text{RE}^{3+})(\text{OH}^-)^3$ ) 與溶解度，依序由鑭到鑥逐漸減少，代表水解傾向增加，鈇與釤的水解傾向相似，鈦的水解能力最強，當稀土開始沈澱時的 pH 值與溶液的濃度有關，濃度越大，初始的 pH 值越低。稀土的鹽類溶液中，若加入氨水或其他鹼，生成膠羽狀的稀土氫氧化物，在不同鹽類溶液中，稀土氫氧化物開始沈澱的 pH 值與溶解度積稍有不同。當稀土氫氧化物膠體狀沈澱物受熱不穩定，發生脫水反應，由  $\text{RE(OH)}_3$  轉變成  $\text{REO(OH)}$ ，稀土氫氧化物的物理性質，彙整如表 4。稀土氧化物不溶於水與鹼，鹼性不隨原子序增加而逐漸減弱，以  $\text{RE}_2\text{O}_3$  代表，鈮、鑪、鑥可生成  $\text{CeO}_2$ 、 $\text{PrO}_2$ 、 $\text{Pr}_6\text{O}_{11}$ 、 $\text{Tb}_4\text{O}_7$ ，釤、鈇、鑥則生成  $\text{SmO}$ 、 $\text{EuO}$ 、 $\text{YbO}$ 。三價的稀土氧化物皆為粉末狀具有高熔點與沸點，熔點皆超過 2,000°C，且反應活性決定於加熱程度，物理性質如表 5。由於獨居石精礦屬磷酸鹽礦物，並含有磷 ( $\text{P}_2\text{O}_5$ , 20~33%) 和放射性元素鈈 ( $\text{ThO}_2$ , 4~10%) 與鈾 ( $\text{U}_3\text{O}_8$ , 0.2~0.8%)，獨居石與氫氧化鈉 ( $\text{NaOH}$ ) 水溶液反應式(1)如下：



由等溫方程式與熱力學得知，當平衡常數  $K > 1$  或自由能  $\Delta G = -RT\ln K < 0$ ，反應式才能進行。

表 4 稀土氫氧化物的物理性質

No.	氫氧化物	顏色	溶解度積 $K_{\text{sp}}(25^\circ\text{C})$	溶解度 $\mu \text{ mol/L}$	開始沈澱的 pH 值				
					硝酸鹽	氯化物	硫酸鹽	醋酸鹽	高氯酸鹽
1	鑭 $\text{La(OH)}_3$	白	$1.0 \times 10^{-19}$	8.8	7.82	8.03	7.41	7.93	8.10
2	鈮 $\text{Ce(OH)}_3$	白	$1.5 \times 10^{-20}$	—	7.60	7.41	7.35	7.77	—
3	鑪 $\text{Pr(OH)}_3$	淺綠	$2.7 \times 10^{-20}$	2.2	7.35	7.05	7.17	7.66	7.40
4	釤 $\text{Nd(OH)}_3$	紫紅	$1.9 \times 10^{-21}$	1.9	7.31	7.02	6.95	7.59	7.30
5	釤 $\text{Sm(OH)}_3$	黃	$6.8 \times 10^{-22}$	1.3	6.92	6.82	6.70	7.40	7.13
6	鈇 $\text{Eu(OH)}_3$	白	$3.4 \times 10^{-22}$	0.8	6.82	—	6.68	7.18	6.91
7	釔 $\text{Gd(OH)}_3$	白	$2.1 \times 10^{-22}$	0.9	6.83	—	6.75	7.10	6.81
8	鑥 $\text{Tb(OH)}_3$	白	—	—	—	—	—	—	—

表 4 稀土氫氧化物的物理性質(續)

No.	氫氧化物	顏色	溶解度積 K <sub>sp</sub> (25°C)	溶解度 μmol/L	開始沈澱的 pH 值				
					硝酸 鹽	氯化 物	硫酸 鹽	醋酸 鹽	高氯 酸鹽
9	鏽Dy(OH) <sub>3</sub>	淺黃	—	—	—	—	—	—	—
10	鈦Ho(OH) <sub>3</sub>	淺黃	—	—	—	—	—	—	—
11	鉻Er(OH) <sub>3</sub>	淺紅	1.3 × 10 <sup>-23</sup>	0.5	6.75	—	6.50	6.95	—
12	鑑Tm(OH) <sub>3</sub>	淺綠	2.3 × 10 <sup>-24</sup>	—	6.40	—	6.20	6.53	—
13	鑑Yb(OH) <sub>3</sub>	白	2.9 × 10 <sup>-24</sup>	0.5	6.30	—	6.18	6.50	6.45
14	鑑Lu(OH) <sub>3</sub>	白	2.5 × 10 <sup>-24</sup>	0.5	6.30	—	6.18	6.46	6.45
15	釔 Y(OH) <sub>3</sub>	白	1.6 × 10 <sup>-23</sup>	0.9	6.95	6.78	6.83	6.83	6.81
16	釔 Sc(OH) <sub>3</sub>	白	4 × 10 <sup>-30</sup>	—	4.9	4.8	—	6.10	—
17	鈰Ce(OH) <sub>4</sub>	黃	4 × 10 <sup>-51</sup>	—	0.7~1	—	—	—	—

資料來源：本團隊資料彙整

表 5 稀土氧化物的物理性質

No.	元素	密度 g/cm <sup>3</sup>	熔點°C	顏色
1	釔(Sc <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	3.864	2,300	白
2	釔(Y <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	5.010	2,410	白
3	鑑(La <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	6.510	2,217	白
4	鈰(Ce <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	6.860	2,142	灰綠
5	鈰(CeO <sub>2</sub> )	7.132	2,397	黃白
6	鑑(Pr <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	7.070	2,127	淺綠
7	鑑(Pr <sub>6</sub> O)	6.830	2,042	黑
8	鈰(Nd <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	7.240	2,211	藍紫
9	釤(Sm <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	7.680	2,262	黃白
10	鑑(Eu <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	7.420	2,002	紫紅
11	鑑(EuO)	8.210	—	暗紅
12	釤(Gd <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	7.407	2,322	白
13	鑑(Tb <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	8.330	2,292	白
14	鑑(Tb <sub>4</sub> O <sub>7</sub> )	—	2,337	棕
15	鑑(Dy <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	7.810	2,352	白
16	鈦(Ho <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	8.360	2,405	淡黃
17	鉻(Er <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	8.640	2,387	淡紅
18	鑑(Tm <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	8.770	2,392	綠白
19	鑑(Yb <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	9.170	2,372	白
20	鑑(Lu <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	9.942	2,467	白

資料來源：本團隊資料彙整

### 1.3.2 稀土金屬的化學性質

稀土金屬的化學性質主要包含：1.氧化或還原作用(提煉、半導特性)；2.氫化作用(儲氫)；3.碳化作用；4.硫化作用；5.鹵化作用(純化、合成觸媒)；6.合金(高溫反應，如與白金、金反應)等 6 項，分述如下：

- 1.稀土金屬與水、酸和鹼類作用：由於化學活性很強，與大多數元素作用，活性僅次於鹼金屬與鹼土金屬，因此若與空氣接觸亦被氧化變色，需要保存於煤油中，依化學活性排列，由釔、鈇、鑭遞增，再由鑭到錇遞減，鑭最活潑。它能與水作用，易溶於稀鹽酸、硫酸與硝酸中；微溶於氫氟酸和磷酸，起因於稀土金屬生成難溶鹽的保護膜，但不與鹼溶液發生作用。
- 2.稀土金屬與氧、氫、硫、氮、碳與鹵素等氣氛作用：在常溫下與氧作用，氧化程度視所生成的氧化物結構與性質而不同，其中鑭、鈰、錇和釔氧化得很快，其餘很慢，溫度越高越加速其氧化過程。由於稀土金屬具高熔點與耐火性，在室溫下可吸收氫，所形成氫化物若在真空中加熱，當溫度高於 1,000°C 時分解且不穩定。在含硫氣氛中加熱生成  $RE_2S_3$ 、 $RE_3S_4$  與  $RES$  等硫化物，在 750~1,000°C 時能與氮反應，生成以  $REN$  型態的氮化物。在火法治煉中，當溫度高於 200°C 時與所有鹵素元素發生強烈反應，形成  $REX_3$  型態鹵化物；濕法治煉中，稀土離子能與氟、氯、溴、碘等離子生成複合中間產物，以氟生成最穩定，氯生成的穩定度最差。
- 3.稀土金屬與金屬元素作用：由於稀土金屬與鹼金屬和鈣生成不互溶體系，能與多數金屬元素生成金屬中間化合物或合金，如鎂、鋁、鈷、鎳、銅與鐵，其中與鈷形成強磁性化合物，與鐵生成共同晶體；但卻無法與鉻、鉬、鎢生成化合物。

## 二、稀土金屬的質量與供需統計

### 2.1 世界稀土礦產量、儲量和儲量基礎之統計概況

彙整 2004~2010 年統計世界稀土礦產量發現，產量明顯隨需求有增加趨勢，且自 2005 年後世界稀土礦產量已超過 12 萬噸以上，其中中國稀土礦產量約佔世界產量的 96% 以上。儲量指立即達經濟規模可開採利用，全世界稀土儲量推估約

8,800 萬噸，仍以中國為主，儲量約佔 30%。至於基礎儲量則指地質探勘程度較高，供企業近期或中期開採，總稀土儲量基礎約 15,000 萬噸，其中中國、獨立國協、美國、澳洲與印度為主要稀土金屬資源蘊藏國家。詳細統計世界稀土礦產量、儲量和儲量基礎如表 6 所示。

表 6 2004~2010 年統計世界稀土礦產量、儲量和儲量基礎

國家	稀土礦產量							稀土儲量	稀土 儲量基礎
	2004 年	2005 年	2006 年	2007 年	2008 年	2009 年	2010 年		
美國	—	—	—	—	—	—	—	13,000,000	14,000,000
澳洲	—	—	—	—	—	—	—	5,200,000	5,800,000
巴西	—	—	730	650	650	550	550	48,000	84,000
中國	95,000	119,000	119,000	120,000	120,000	129,000	130,000	27,000,000	89,000,000
獨立國協	2,000	NA	NA	NA	NA	NA	NA	19,000,000	21,000,000
印度	2,700	2,700	2,700	2,700	2,700	2,700	2,800	1,100,000	1,300,000
馬來西亞	250	750	200	380	380	350	30	30,000	35,000
泰國	2,200	—	—	—	—	—	—	NA	NA
其他國家	—	400	NA	NA	NA	NA	NA	22,000,000	23,000,000
合計*	102,000 (102,150)	123,000 (122,858)	123,000 (122,630)	124,000 (123,730)	124,000 (123,730)	133,000 (132,600)	133,000 (132,600)	88,000,000 (87,378,000)	150,000,000 (154,219,000)

註明：\*：( )代表統計量與USGS公布略有不同 NA：Not available

資料來源：2008 Minerals Yearbook : Rare Earths U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries, 2004~2011

## 2.2 近年世界稀土氧化物需求應用面與規格售價

由表 7 統計得知，2005 年稀土氧化物以觸媒、釤鐵硼磁鐵(NdFeB)應用為最大宗，分別為 18% 與 17.8%。到 2010 年釤鐵硼磁鐵與鎳氫電池應用相較於 2005 年同應用領域皆大幅成長，探求原因近年油價上揚，油電混合與電動馬達車輛的日漸受重視，造成永久磁體與鎳氫電池需求量大增，直接影響稀土金屬的供需平衡，於 2010 年二者需求量合計比例高達近 38%，分析每年稀土金屬整體需求量近 10% 成長。此外近年因平板電腦、面板玻璃與光學玻璃的大量應用與消費，造成拋光劑所佔比例雖相同但實際需求量增加。另由表 8 瞭解，2009 年稀土氧化物平均單價最高者為釔氧化物產品，每公斤高達 2,500 美元，平均單價最低者為鑭、鈰、錫與釤氧化物產品，與其礦物含量和大量需求相符。

表 7 稀土氧化物需求應用統計

單位：噸

應用領域	2005年(占比, %)	2010年(占比, %)
Rare Earth Magnets 鈕鐵硼(永久)磁鐵	17,150 (18.0)	31,100 (20.2)
NiMH Batteries 鎳氫電池	7,200 (7.6)	27,300 (17.7)
Catalysts 觸媒	21,230 (22.3)	25,960 (16.8)
Polishing Compounds 抛光劑	15,150 (15.9)	23,500 (15.2)
Glass Additives 玻璃添加劑	13,590 (14.3)	13,990 (9.1)
Phosphors 螢光粉	4,007 (4.2)	7,512 (4.9)
All other 其他	16,935 (17.8)	24,950 (16.2)
Total 合計	95,262	154,312 (61.2)*

\*: 2010年稀土氧化物合計量較2005年增加比例近62%

資料來源：Source: BCC Research (2006)

表 8 2009 年稀土金屬氧化物純度(1N~4N)與平均售價

No.	產品 (稀土氧化物)	純度(%)	包裝(kg)	平均單價(美元/kg)
1	鈰Ce	96.00	20	30
2	鈰Ce (2N)	99.50	20	30
3	鑷Dy	99.00	20	170
4	鈰Er	96.00	20	100
5	鈇Eu	99.99	20	1,600
6	釤Gd	99.99	20	150
7	鈦Ho	99.90	10	750
8	鑷La	99.99	20	30
9	鑷Lu	99.99	1 或 10	1,800
10	鈷Nd	95.00	20	42
11	鑷Pr	96.00	20	38
12	鈷Sm (3N)	99.90	20	130
13	鈷Sm (4N)	99.99	20	130
14	鈰 Sc	99.99	NA	2,500
15	鈰Tb	99.99	20	900
16	鈰Tm	99.90	5	1,500
17	鑷Yb	99.00	10	325
18	鈰 Y	99.99	20	44

註明：NA : Not available

資料來源：Rhodia Electronics &amp; Catalysis, Inc. 2009 Minerals Yearbook : Rare Earths (U.S. Geological Survey)

### 2.3 國內相關稀土材料進出口產值統計概況

回顧國內近 3 年進口相關稀土材料產品中，以鈽為主項目之平均單價最高，鈇項目居次，至於產值則以金屬或其他材料製永久磁鐵及經磁化可成永久磁鐵之相關貨品項目為最高，其次為鈮之化合物。比較近 3 年進口產值，以 2010 年達最高近新台幣 23.8 億元，2008 年居次，如表 9 所示。反觀國內近 3 年出口稀土材料產品部分如表 10 所示，以鈇或鈽或相關稀土金屬混合物之無機或有機化合物之單價最高，在 2010 年為每公斤新台幣 1,665 元，至於出口產值仍是永久磁鐵及經磁化可成永久磁鐵之相關產品為最高，於 2010 年達新台幣 4.4 億元，由於受到部分項目於 2008 年後無出口影響，導致 2010 年整體稀土材料產品總出口產值縮減為新台幣 8.7 億元，顯示國內對於稀土原物料或產品之進口需求依賴仍遠大於二次加工後產品的出口供給。

表 9 國內近 3 年相關稀土材料產品進口產值統計資料

年 份 項 目	2008 年		2009 年		2010 年	
	產值(仟元)	平均單價	產值(仟元)	平均單價	產值(仟元)	平均單價
稀土礦石及其精砂	8,538	4	915	4	1,657	4
鈽，不論是否互相混合或合金	305	152,500	1,913	2,764	2,225	4,450
鈇，不論是否互相混合或合金	4,555	8,358	2,151	4,748	2,458	4,305
其他稀土金屬，不論是否互相混合或合金	6,287	1,722	4,893	1,890	8,927	636
鈮之化合物	342,305	223	397,330	290	325,002	292
其他稀土金屬，鈽或鈽或前述金屬混合物之無機或有機化合物	184,614	1,061	125,736	1,499	226,130	1,320
鈮鐵及其他引火合金	412	475	200	749	644	866
金屬製永久磁鐵及經磁化可成永久磁鐵之產品	1,040,408	397	685,036	309	1,140,839	322
其他材料製永久磁鐵及經磁化可成永久磁鐵之產品	531,349	145	445,725	167	679,643	182
總 計	2,118,773	—	1,663,899	—	2,387,525	—

資料來源：關稅總局歷年資料統計，本團隊分析彙整

表 10 國內近 3 年相關稀土材料產品出口產值統計資料

單位：美元/kg

年 份	2008 年		2009 年		2010 年	
項 目	產值(仟元)	平均單價	產值(仟元)	平均單價	產值(仟元)	平均單價
銪，不論是否互相混合或合金	777	2,220	—	—	—	—
釔，不論是否互相混合或合金	—	—	345	80	—	—
其他稀土金屬，不論是否互相混合或合金	87	403	—	—	139	199
鈥之化合物	42,141	126	9,698	113	10,874	56
其他稀土金屬，釔或銪或前述金屬混合物之無機或有機化合物	11,252	134	15,964	305	24,924	1,665
鈥鐵及引火合金	512	720	—	—	—	—
金屬製永久磁鐵及經磁化可成永久磁鐵之貨品	453,484	287	357,023	263	442,211	282
其他材料製永久磁鐵及經磁化可成永久磁鐵之貨品	644,336	206	413,050	214	400,590	184
總 計	1,152,589	—	796,080	—	878,738	—

資料來源：財政部關稅總局歷年資料統計，本團隊數據分析彙整

### 三、稀土金屬冶煉及廢料回收技術

#### 3.1 稀土金屬冶煉技術

##### 3.1.1 稀土金屬之冶煉方法

主要分類為濕法冶金和火法冶金二大類。

1. 濕法冶金流程大多處於溶液、溶劑之中，如稀土精礦的分解、稀土氧化物、稀土化合物、單一稀土金屬的分離和提取過程就是採用沉澱、結晶、氧化還原、溶劑萃取、離子交換等化學分離工藝過程。目前應用較普遍的是有機溶劑萃取法，它是工業分離高純單一稀土元素的通用工藝。濕法冶金流程複雜，產品純度高，該法生產成品應用面廣闊。

2.火法冶金工藝過程簡單，生產率較高。稀土火法治煉主要包括矽熱還原法制取稀土合金，熔鹽電解法制取稀土金屬或合金，金屬熱還原法制取稀土合金等。火法冶金的共同特點是在高溫條件下生產。

稀土精礦的分解 呈難溶於水的碳酸鹽、氟化物、磷酸鹽、氧化物或矽酸鹽等形態。須反應轉化無機酸的化合物，經溶解、分離、淨化、濃縮或灼燒等流程，製成各種混合稀土化合物如混合稀土氯化物，作為產品或原料。分解稀土精礦分為三類，酸法、鹼法和氯化分解。其中，酸法分解包括：(1)鹽酸分解、(2)硫酸分解和(3)氫氟酸分解法。鹼法分解包括：(1)氫氧化鈉分解或(2)熔融或(3)蘇打焙燒法。

碳酸稀土和氯化稀土的生產：

(1)濃硫酸焙燒技術，把稀土精礦與硫酸混合在回轉窯中焙燒。經過焙燒的礦用水浸出，可溶性稀土硫酸鹽進入水溶液，再加入碳酸氫銨，呈碳酸鹽沉澱，過濾後得碳酸稀土。

(2)燒鹼法技術，將 60%的稀土精礦與濃鹼液攪勻，在高溫下熔融反應，分解為氫氧化稀土，經水洗除鈉鹽，再用鹽酸溶解為氯化稀土溶液，調酸度除雜質，過濾後氯化稀土溶液經濃縮結晶得固體氯化稀土。

稀土主要礦物資源在中國，每年超過 6~8 萬噸的氟碳鈰礦(Bastnasite)或獨居石(monazite)被開採，其中約 2.5 萬噸來自於四川，大部分直接應用於矽-鐵-稀土(Si-Fe-RE)合金，其餘分離成氯化稀土的生產。稀土礦物經由硫酸浸漬溶解成稀土硫酸鹽類，經由添加藥劑調整 pH 值，沈降分離為稀土碳酸鹽類，再添加鹽酸溶解，形成稀土含氯化合物，經由後段的溶媒萃取分離流程並純化各稀土金屬元素，典型氟碳鈰礦或獨居石礦物的分離純化流程如圖 1 所示。

典型稀土沈積礦物的分離流程如圖 2 所示，依據含鈦量分成高、中、低等 3 類，利用溶媒萃取分離純化程序，一般以 P507 樹脂(異辛基磷酸單異辛酯的酸性磷酸酯萃取劑，2- ethylhexaphosphonic acid mono-2- ethylhexa ester， $C_{16}H_{35}O_3P$ )與環烷酸(酸性萃取劑，naphthenic acid， $C_{n}H_{2n-1}COOH$ )作為主要萃取劑，以煤油作為稀釋劑並添加異辛烷(iso-octane alcohol)分離。

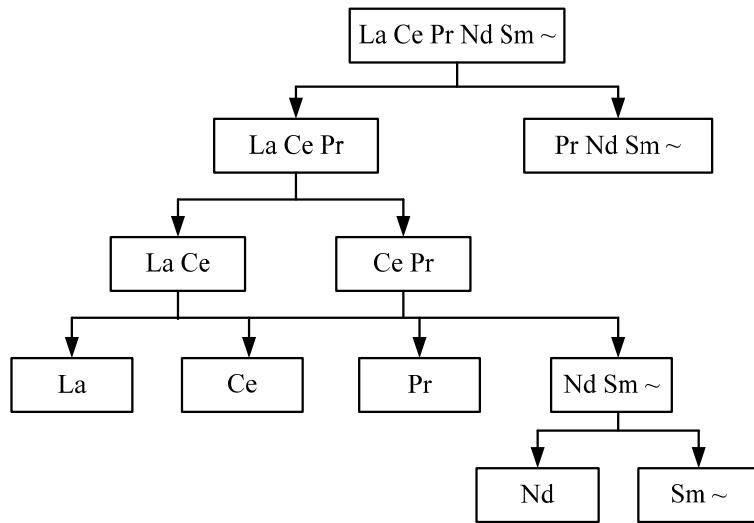


圖 1 典型礦物(氟碳鉀礦或獨居石)的分離流程

資料來源：Rare Earth Separation in China (Yan Chunhua et al., , 2006)

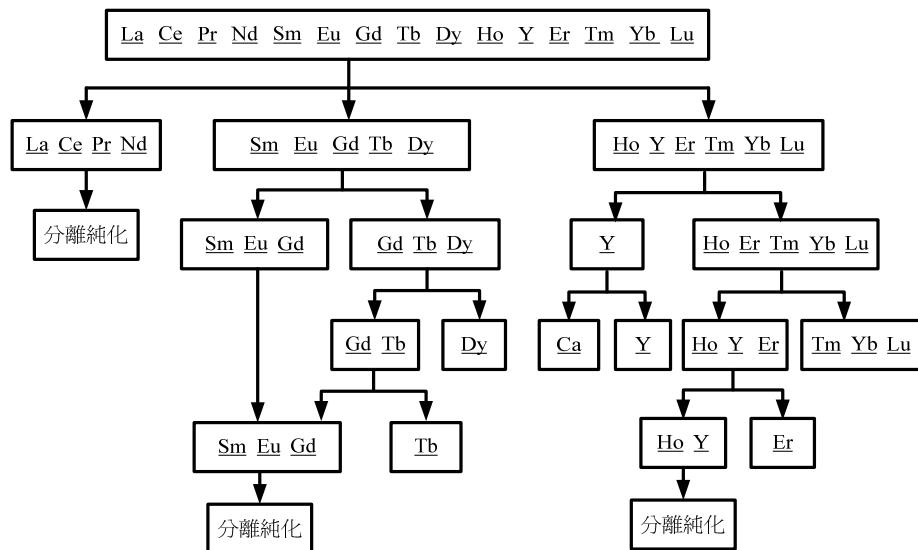


圖 2 典型稀土沈積礦物的分離流程

資料來源：Rare Earth Separation in China (Yan Chunhua et al., , 2006)

### 3.2 稀土金屬之產業應用

稀土材料應用領域包含超導體、強磁性與半導體、高溫耐熱、光電變換、熱傳變換、觸媒特性、放射性機能、耐腐蝕性、光學特質等，彙整如表 11。若依據每項稀土元素特性，細分應用領域彙整於表 12 所示。

表 11 稀土材料特性應用與元素組成成分

No.	材料應用	主要元素組成
1	超導體	鈦(Ti)、鋨(Nb)、铼(Re)、鉬(Mo)、硼(B)、釩(V)、鍺(Ge)、鎗(Ga)、鋨(Ba)
2	強磁性與半導體	鎳(Ni)、鉻(Cr)、鈷(Co)、錳(Mn)、稀土(RE)
3	高溫耐熱	鉻(Cr)、鎢(W)、鈷(Co)、鉬(Mo)、釩(V)、鋨(Nb)、鈦(Ti)、硼(B)、鋯(Zr)、鎗(Hf)
4	光電變換	銻(Sb)、鎔(Ga)、硒(Se)、銦(In)、銫(Cs)、碲(Te)
5	熱傳變換	銻(Sb)、鉑(Pt)、鋯(Zr)、碲(Te)、铼(Re)、銚(Bi)、稀土(RE)
6	觸媒特性	釩(V)、鉑(Pd)、鈷(Co)、鎢(W)、鉬(Mo)、鎗(Rb)、鋯(Zr)、稀土(RE)
7	放射性機能	鈦(Sr)、鋰(Li)、鉻(Be)、硼(B)、鋯(Zr)、碲(Te)、鈦(Ti)、銚(Bi)、稀土(RE)
8	耐腐蝕性	鉻(Cr)、鈷(Co)、鉬(Mo)、鋨(Nb)、鉑(Pd)、鉑(Pt)、鈦(Ti)、鉻(Be)、鎗(Rb)、鋯(Zr)、鎗(Hf)、鈦(Ti)
9	光學特質	鉑(Pd)、鉬(Ta)、鍺(Ge)、鉻(Be)、鎔(Ga)、硒(Se)、銦(In)、碲(Te)、銫(Cs)、鈦(Ti)、稀土(RE)

資料來源：JOGMEC(Japan Oil, Gas and Metals National Corporation)

表 12 稀土元素的主要用途

No.	稀土元素	主要用途
1	釩(Sc)	(1)在冶金工業中，用於合金添加劑，增加強度、硬度與耐熱性。 (2)在化學工業上，釩化合物作酒精脫氫與脫水劑以及生產乙烯高效催化劑。 (3)在玻璃工業中，製造特殊玻璃。 (4)在醫療上， <sup>46</sup> Sc 作為癌症藥物標靶。
2	釔(Y)	(1)鋼鐵與有色金屬合金的添加劑，增強抗氧化性、延展性與導電性。 (2)含釔 6% 與鋁 2% 的氮化矽陶瓷材料，用於發動機零件。 (3)SrZrO <sub>3</sub> 高溫質子傳導材料，對燃料電池、電解池和要求氫溶解度的零件。 (4)用於高溫噴塗材料、原子能反應爐燃料的稀釋劑、永磁材料添加劑與電子工業中的吸氣劑。
3*	鑭(La)	(1)廣泛用於壓電、電熱、磁阻、發(激)光、儲氫等材料。 (2)有機化學產品催化劑。

表 12 稀土元素的主要用途(續)

No.	稀土元素	主要用途
4*	鈦(Ce)	(1)用於玻璃添加劑，防紫外線以及汽車尾氣淨化催化劑，降低空污。 (2)硫化鈦取代有害人體金屬的鉛、鎘用於顏料、塗料與油墨。 (3)廣泛應用包含拋光粉、儲氫材料、熱電材料、鈦鎢電極、陶瓷電容器、鈦碳化矽磨料、燃料電池原料、汽油催化劑與永磁材料。
5*	鑑(Pr)	(1)用於色釉與研磨拋光。 (2)用於永磁體、各類電子零件與馬達。 (3)將鑑釤富集物的形式加入 Y 型沸石分子篩製備石油催化裂化，提高活性、選擇性和穩定性。
6	釤(Nd)	(1)金屬釤最大用途為製作釤鐵硼永磁材料。 (2)在鎂或鋁合金中添加 1.5~2.5% 釤，可提高合金的高溫、氣密性與耐腐蝕性，用於航太材料。 (3)用於玻璃與陶瓷材料的著色劑以及橡膠製品的添加劑。
7	鉀(Pm)	(1)為核反應生產的人造放射性元素，用於真空探測與人造衛星提供輔助熱源。 (2) $^{147}\text{Pm}$ 放出能量低的 $\beta$ 射線，用於鉀電池。 (3)用於螢光粉與 X 射線儀中。
8	釤(Sm)	(1)氧化釤用於陶瓷電容器與催化劑。 (2)具有核性質，用於原子能反應爐的結構、屏蔽和控制材料。
9	铕(Eu)	(1)用於螢光粉， $\text{Eu}^{3+}$ 用於紅色螢光粉的激活劑， $\text{Eu}^{2+}$ 用於藍色螢光粉的激活劑。 (2)氧化铕用於有色鏡片與光學濾光片、儲存元件與原子能反應爐的結構、屏蔽和控制材料。
10	釤(Gd)	(1)水溶性順磁複合物用於醫療上核磁共振(NMR)信號。 (2)為理想儲存記憶體單基片。 (3)控制核電廠連鎖反應的抑制劑，保障核電廠安全。 (4)用作釤鈷磁體的添加劑，保護性能不隨溫度變化。 (5)氧化釤與鑭一併使用，有助於提高玻璃熱穩定性。
11	铽(Tb)	(1)用於螢光粉中綠粉的激活劑，如铽激活的磷酸鹽、矽酸鹽與鈮鎢鋁酸鹽基質。 (2)磁碟儲存材料。 (3)铽鎢鐵用於燃料噴射系統、液體閥門控制、航太機翼調整器。
12	鑷(Dy)	(1)添加 2~3% 的鑷於永磁鐵中，可增加矯頑力。 (2)用於螢光粉激活劑， $\text{Dy}^{3+}$ 為單發光中心三機色發光材料的激活離子。 (3)碘化鑷用於增加照明度、色溫高與電弧穩定。
13	釔(Ho)	(1)用於金屬鹵素燈添加劑，大幅提昇輻射效能。 (2)用作釔鐵石榴石或釔鋁石榴石的添加劑。 (3)用於光纖通訊元件。
14	釔(Er)	(1)由於 $\text{Er}^{3+}$ 在波長 1550nm 具特殊意義，可用於光纖通訊元件。 (2) $\text{Er}^{3+}$ 可作為玻璃激光材 (3)用於鏡片、結晶玻璃的脫色劑和著色劑。

表 12 稀土元素的主要用途(續)

No.	稀土元素	主要用途
15	鈸(Tm)	(1)作為醫療用 X 光輻射機射線源 (2)由於重稀土比西稀土與腫瘤組織具較高的親和力，尤其是鈸，應用於臨床診斷與治療腫瘤。 (3)用於螢光粉的激活劑。
16	鐠(Yb)	(1)用於熱屏蔽塗層材料。 (2)測定壓力的關鍵元件、牙醫填空樹脂基材取代銀汞合金與超磁材料。 (3)用於螢光粉激活劑、無線電陶瓷、電腦記憶體添加劑、玻璃纖維助熔劑、光學玻璃添加劑。
17	鑷(Lu)	(1)用於石油裂化、烷基化、氫化與聚合反應的催化作用。 (2)鑷鋁合金用於中子活化分析。 (3)用於螢光粉的激活劑。

\*: 表示用量較大

資料來源：稀土冶金技術，本團隊分析彙整

### 3.3 含稀土金屬廢料回收技術

稀土金屬應用產業領域與廢料來源彙整如表 13 所示，其中照明、綠能發電、電池、視聽娛樂等產業之廢料成長幅度最大。

表 13 稀土金屬應用產業領域與廢料來源

No.	產業領域	材料應用與廢料產生源
1	照明	省電燈管(炮)、LED 燈(Y、Eu 等稀土螢光粉)
2	環保	太陽能板(Ga)、風力發電機(Nd)
3	建築	高速鋼(Co)、無縫鋼管(Mn、V)
4	國防	導彈與雷射導航系統(Sm、Co、Nd)
5	醫療	核磁共振 MRI(Nd)與顯影劑(Gd)、假牙(Co、Cr、Ti)
6	交通	磁浮列車(Nd、Sm、Pr、Dy、Nd、Sm) 油電混合或電動車馬達與鎳氫(NiMH)或鋰電池 (Nd、Ni、Li)
7	通訊	光纖(Eu、Y)、電容(Ta)、半導體(Ga)、電池(Li)、手機(Nd、Ta、Ni) 與觸控面板(In)
8	娛樂	液晶面板(In)與數位相機鏡頭(Ta)

資料來源：JOGMEC(Japan Oil, Gas and Metals National Corporation) MIC 產業情報研究所

針對其一次料或廢料回收方式包含：

1. 濕法冶金化工冶金方式，流程大多處於溶液、溶劑型態，如稀土精礦的分解、稀土氧化物、稀土化合物、單一稀土金屬的分離、富集和純化提煉過程採用沉澱、

結晶、氧化還原、溶劑萃取、離子交換等化學分離工藝過程。目前應用較普遍的是有機溶劑萃取法，它是工業分離高純單一稀土元素的通用工藝，但由於濕法冶金流程複雜，產品純度高，該法生產成品應用面廣闊。

2.火法冶金工藝過程簡單，生產率較高。火法冶煉主要包括矽熱還原法制取稀土合金，熔鹽電解法制取稀土金屬或合金，金屬熱還原法制取稀土合金等，火法冶金的共同特點是在高溫條件下生產。針對面與照明設備，建議將製程中產生的螢光粉廢料收集與經使用後產生的廢CRT與廢螢光燈經分類(CRT、直管型、環型、電球型等)後，進行廢螢光粉收集溶解回收銩、鈷、鑑、鎔、釔。至於釤鐵硼磁性廢料回收處理方法包含濕法與火法二種，但由於火法回收相對高耗能，建議採用濕法回收，其處理流程包含先進行脫磁、粉碎、研磨與篩分、酸浸漬加熱、固液分離與後段經溶媒萃取、離子交換、電解等純化精煉程序，或是固液分離後採用鋁熱還原法等回收高價值釤材料，至於鐵可做成黃鉀鐵礮或是氧化鐵，應用為顏料或煉鐵原料，詳細回收流程如圖 10 所示。彙整回收稀土金屬廢料與處理技術，包含廢日光燈管、廢電腦螢幕CRT、廢電視映像管、廢電池、釤鐵硼磁性廢料等稀土金屬廢料，建議採用濕法回收，相對具低處理成本與高回收率。

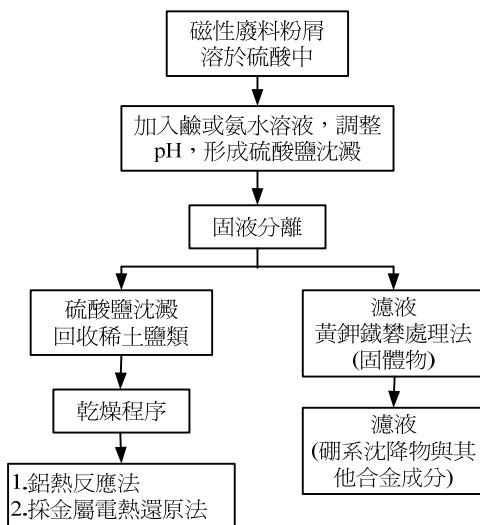


圖 10 釤鐵硼磁性材料回收處理流程

資料來源：IOWA 州立大學碩士論文(Liquid Metal Extraction of Nd from NdFeB Magnet Scrap, 1992.12.10)

表 14 回收稀土金屬廢料與處理技術彙整

回收對象/資料來源	主要稀土元素物質/ 次要(稀土/稀有)物質	回收方式	國內廠商行業別
廢日光燈管 廢電腦螢幕 CRT 廢電視映像管 (Hydrometallurgy 66, 2002)	La <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 、CeO <sub>2</sub> 、Tb <sub>4</sub> O <sub>7</sub> 、P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> Y <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 、Eu <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 、S Ce、Nd、Sm、In	濕式(97% 濃硫酸或 30% 濃鹽酸浸漬)， 回收率>97%	電子業、面板 業、照明業、光 電產業
廢鎳氫電池(NiMH) 手機/電腦/油電混合 車(HEV)(minerals engineering 23, 2010) (J. Power Sources 195 2010)	Ce、La、Nd、Pr NiMH 金屬比例： Ni : 45~50%、Co : 9~11% 、 RE 混合料(La、Ce、Nd、 Pr) : 13~16%	濕式(硫酸浸漬、溶 媒萃取 D2EHPA 與 Cyanex272)，回收率 >80%	電池業、電子電 機業
釤鐵硼磁性廢料 (大葉環工碩論，李清 華，2005)	原料中除有 釤(Nd)(30%)、Fe(60%)、 B(1%)與 Co 外、加入鑷 (Pr)(5%)、鈸(Tb)(1%)、鑷 (Dy)(3%)	濕式(硫酸浸漬、脫 磁、研磨過篩、置 換鹼濃集溶媒萃 取，釤回收率>95%	電機業與磁材 業

資料來源：國內外文獻與本團隊彙整

## 四、結論與建議

### 4.1 結論

- 由於稀土金屬具優良的光電磁等物理特性，能與其他材料組成新型材料，大幅提高品質和性能，有工業黃金與高科技的潤滑劑之稱，廣泛用於石化業觸媒催化、永磁馬達、玻璃及陶瓷、面板光電、電池等。
- 自然界中稀土元素生成各種鹽類並常與其他金屬共生，礦物約 250 種，存在六大礦物型態。世界稀土礦物資源區概分為：包括氟碳鑣礦以及獨居石二大類。世界稀土礦產量自 2005 年後世界稀土礦產量已超過 12 萬噸以上，中國稀土礦產量約佔世界產量的 96% 以上。
- 2010 年釤鐵硼磁鐵與鎳氫電池應用相較於 2005 年同應用領域皆大幅成長，探求原因近年油價上揚，油電混合與電動馬達車輛的日漸受重視，造成永久磁體與鎳氫電池需求量大增。近年因面板玻璃與光學玻璃的大量消費，造成拋光劑所佔比例雖相同但實際需求量增加。稀土氧化物平均單價最高者為釔氧化物產品，每公

斤高達 2,500 美元，平均單價最低者為鑭、鈰、镨與釤氧化物產品。

4. 國內近 3 年進口相關稀土材料產品中，以釔之平均單價為最高，產值以製永久磁鐵及永久磁鐵相關貨品項目為最高。國內稀土材料產品進口產值於 2010 年達新台幣 23.8 億元，反觀出口產值縮減為新台幣 8.7 億元，顯示國內對於稀土原物料或產品進口需求仍遠大於出口供給。
5. 近年來稀土金屬廢料產生源與應用的產業領域關係密不可分，且稀土金屬廢料的回收，屬於量少種類繁多的特性，建議採濕式冶金流程相對於乾式火法高回收率、節省處理成本且分離純化容易，目前已針對電腦電視螢幕、鋰或鎳氫電池與永久磁鐵發展各自的回收處理流程。

## 4.2 建議

1. 由於材料功能與設計需求，常添加應用多種稀土金屬材料，造成稀土金屬廢料回收上的困難點，尤其是分離純化流程；但相較於稀土金屬原料之生產提煉流程，回收稀土金屬廢料相對簡單，所需建廠費用少，治煉成本也少，又可節能和減少污染。
2. 稀土金屬循環使用，可延長枯竭性稀土金屬資源的使用年限，減少礦場開採破壞自然環境，廢棄物也可以減量，可創造社會經濟效益，為未來必須發展的新興產業。
3. 因應節能減碳政策，促進太陽能、照明等綠色產業成長，以及目前國內對於稀土原物料或相關產品之依賴，應呼籲政府將金屬再生產業列入重點輔導產業項目，尤其是稀土金屬的二次料回收規劃設置更應積極著手。

## 誌 謝

筆者特此感謝經濟部技術處學界科專－「半導體廢料回收及稀有金屬純化精煉技術研發」三年計畫（101-EC-17-A-10-S1-187）的經費支助。

## 參考文獻

- 1.石富，稀土冶金技術，冶金工業出版社，2009。
- 2.徐光實與袁承業等，稀土的溶劑萃取，科學出版社，2010。
- 3.永井秀典，”希少金屬回收技術研究開發事業の概要「希土類金屬等回收技術研究開發」”，金屬資源レポート，p.45~61，2010。
- 4.USGS 美國地理資訊調查學會 [http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/rare\\_earths/](http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/rare_earths/)。
- 5.財政部關稅總局統計資料庫 <http://www.customs.gov.tw/StatisticWeb/IESearch.aspx>。
- 6.Yan Chunhua et al., Rare Earth Separation in China, Tsinghua Science and Technology, Vol. 11, No. 2, 2006.
- 7.Halina Hubicka and Dorota Kolodyska, Studies on application of polyacrylate anion-exchangers in sorption and separation of iminodiacetate rare earth element(Ⅲ) complexes, Hydrometallurgy, 62, p.107~113, 2001.
- 8.Lucience V. Resende and Carlos A. Moraes, Study of the recovery of rare earth elements from computer monitor scaps- Leaching experiments, Minerals Engineering, 23, p.277~280, 2010.
- 9.Hongfei Li et al., A new hydrometallurgical process for extracting rare earths from apatite using solvent extraction with P<sub>350</sub>, Journal of Alloys and Compounds 408-412, p.995~998, 2006.
- 10.J. S. Preston et al., The recovery of rare earth oxides from a phosphoric acid by-product. Part 1: Leaching of rare earth values and recovery of a mixed rare earth oxide by solvent extraction, Hydrometallurgy, 41, p.1~19, 1996.
- 11.J. S. Preston et al., The recovery of rare earth oxides from a phosphoric acid by-product. Part 2: The preparation of high-purity cerium dioxide and recovery of a heavy rare earth oxide concentrate, Hydrometallurgy, 41, p.21~44, 1996.
- 12.J. S. Preston et al., The recovery of rare earth oxides from a phosphoric acid

## 22 稀土金屬之應用與回收技術介紹

- by-product. Part 3: The separation of the middle and light rare earth fractions and the preparation of pure europium oxide, *Hydrometallurgy*, 41, p.131~149, 1996.
13. Luiz Eduardo Oliveira Carmo Rodrigues and Marcelo Boges Mansur, Hydrometallurgical separation of rare earth elements, cobalt and nickel from spent nickel-metal-hydride batteries, *Journal of Power Sources*, 195, p.3735~3741, 2010.
14. Liangshi Wang et al., Recovery of rare earth from wet-process phosphoric acid, *Hydrometallurgy*, 101, p.41~47, 2010.
15. L. Pietrelli et al., Rare earths recovery from NiMH spent batteries, *Hydrometallurgy*, 66, p.135~139, 2002.
16. Y. Pranolo, W. Zhang and C. Y. Cheng, Recovery of metals from spent lithium-ion battery leach solutions with a mixed solvent extractant system, *Hydrometallurgy*, 102, p.37~42, 2010.
17. Aly M. Abdel-Rehim, An innovative method for processing Egyptian monazite, *Hydrometallurgy*, 67, p.9~17, 2002.
18. Pingwei Zhang et al., Recovery of metal values from spent nickel-metal-hydride rechargeable batteries, *Journal of Power Sources*, 77, p.116~122, 1999.
19. Renata D. Abreu and Carlos A. Morais, Purification of rare earth elements from monazite sulphuric acid leach liquor and the production of high-purity ceric oxide, *Minerals Engineering*, 23, p.536~540, 2010.
20. Xu Yanchen, Liquid metal extraction of Nd from NdFeB magnet scrap, Ms Thesis of Iowa State University, 1992.

## 溫室氣體減量

# 電爐碴再生粒料對溫室氣體減量效益 評析

劉佩格\*、蘇茂豐\*\*、呂東璇\*\*\*

## 摘要

本研究以電爐碴再生粒料探討其對溫室氣體減量效益之貢獻。電爐碴再生粒料主要是作為天然砂石粒料之替代，其對於溫室氣體減量的貢獻主要來自減少礦產開採、燃料使用、製程排放、能源消耗，以及減少廢棄物掩埋等方面。

本研究依據生命週期評估方法，建立電爐碴再生粒料取代天然砂石粒料對於溫室氣體減量之效益，包括用天然砂石產製砂石粒料之生命週期中所產生的溫室氣體排放量，減去用電爐碴產製再生粒料之生命週期中所產生的溫室氣體排放量，再加上因回收電爐碴廢棄物作為再生粒料而減少掩埋過程所產生之溫室氣體排放，得到的溫室氣體排放減量效益。本研究結果顯示，以 99 年全國電弧爐煉鋼爐碴再利用量達 1,395,926.62 公噸而言，以電弧爐煉鋼爐碴(石)總再利用量全數作為砂石的替代原料推估，其每年約可減少 15,313.32 公噸 CO<sub>2</sub>e 排放量。

【關鍵字】 電爐碴再生粒料、生命週期、溫室氣體減量

\*財團法人台灣綠色生產力基金會 工程師

\*\*財團法人台灣綠色生產力基金會 副理

\*\*\*立順興資源科技股份有限公司 總經理

## 一、前言

美國 William McDonough 與德國 Michael Braungart 教授在 2002 年出版的「從搖籃到搖籃」（Cradle to Cradle）在這幾年成為顯學，因新興國家快速發展對各項資源的大量需求引發全球原料價格高漲，讓世人深刻體認到，資源並非取之不盡用之不竭，應該讓資源可以不斷的循環利用，資源循環型社會已從理想變成具體行動。

永續物質管理是國家發展的必要思維，目前國內工業廢棄物資源化之方式主要可分為物料替代及燃料替代二大類，其對於溫室氣體減量的貢獻可來自減少礦產開採、能資源使用、製程排放等各方面，但相對廢棄物資源再生仍需投入製程能耗，由於資源再生對溫室氣體減量效益之研究大多著重在定性研究，而較少針對量化評估方法進行建立，因而較無立足點證明資源再生有利於溫室氣體減量。

在此永續物質管理範疇下，生命週期評估(Life Cycle Assessment, LCA)工具可用來評估產品系統在整個生命週期中，對環境造成的影響程度。本研究僅探討溫室氣體排放量此單一的衝擊類別，即為產品碳足跡(carbon footprint of product, CFP)評估。

本研究乃依據立順興資源科技股份有限公司 2010 年度所進行再生綠建材-電爐碴再生粒料碳足跡之數據與資料蒐集，藉由德國生命週期軟體 Gabi 4.0 進行天然粒料產品生命週期及再生綠建材生命週期分析，進一步探討廢棄物掩埋及資源化效益對溫室氣體之貢獻，提出再生綠建材對溫室氣體減量效益分析報告。

藉由文獻回顧瞭解電爐碴再生粒料之來源、處理方式、再利用等情形及溫室氣體排放計算方法，並依產品碳足跡界定不同再利用方式計算範疇及評估項目，對再生原料處理廠進行資料之蒐集與產品碳排放量計算且針對所得之數據進行分析說明，以及建立天然粒料生命週期溫室氣體排放量的資料，用以評估再生材料是否較原生材料具有節能減碳效益。

## 二、電爐渣再生粒料對溫室氣體減量評估方法

### 2.1 範疇界定

本研究為完成電爐渣再生粒料對溫室氣體減量效益評估模式，設定邊界之範疇，並確立評估方法，該評估模式之範疇如圖 1。評估系統內包括相同功能性的電爐渣再生粒料產品與天然粒料(砂石)產品從原料到大門過程整個生命週期所產生的溫室氣體排放，即分別由天然資源開採得到的砂石與從電弧爐煉鋼之爐渣副產物回收得到的再生粒料，到將上述原料製成產品並運輸至下游廠商進行下個製造階段，整個評估系統的範圍包含前述從原料到客戶大門之間所有程序。

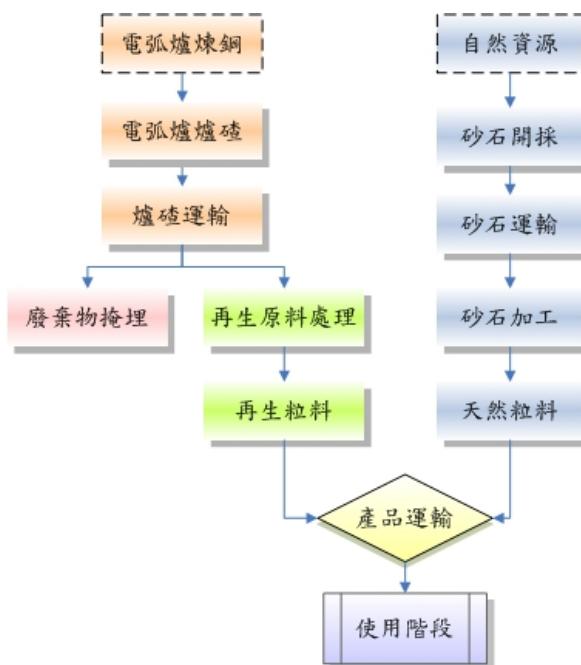


圖 1 電弧爐爐渣再生對溫室氣體減量評估之範疇

### 2.2 評估方法

本系統以生命週期評估(Life Cycle Assessment)與產品碳足跡(Product Carbon Footprint)的概念，以生命週期各階段描述如圖 2 所示。評估方法為將系統分為非再

生系統與再生系統兩大部分，非再生系統為天然粒料與爐渣掩埋，再生系統為爐渣再利用成為再生粒料，詳如圖 3。最後彙整兩者在不同生命週期中，每個階段所排放的溫室氣體量，並據以分析兩者在不同生命週期與不同階段排放溫室氣體量的差異，得到以回收料產製相同功能性的產品，對於溫室氣體減量之效益。

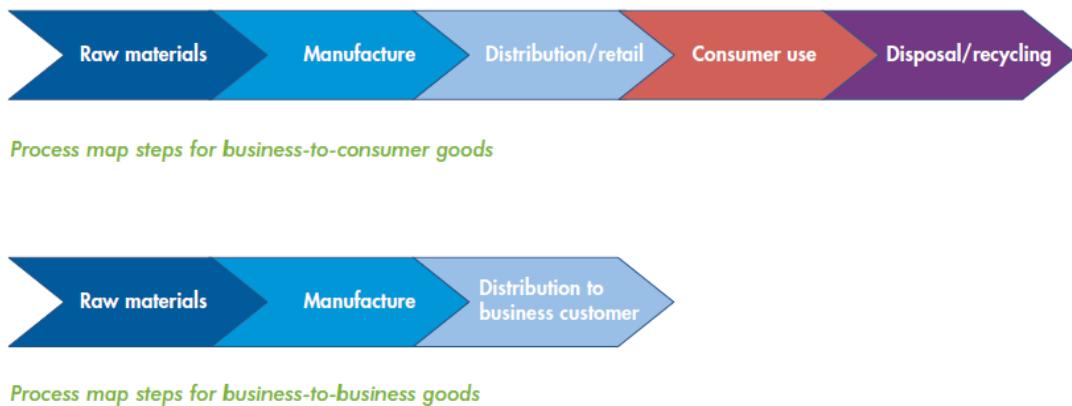


圖 2 產品碳足跡評估生命週期各階段表示

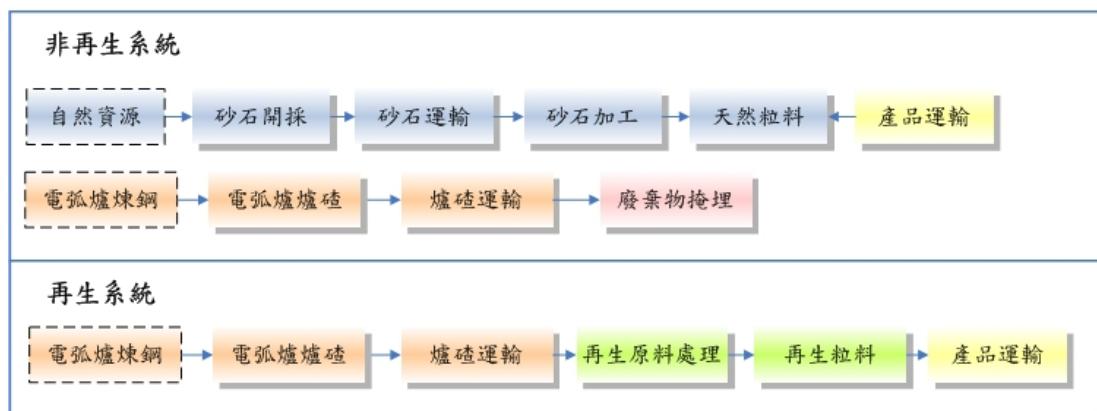


圖 3 非再生系統與再生系統圖示

電弧爐爐渣資源再生對溫室氣體排放減量效益係將爐渣直接進行掩埋的生命週期過程所產生之溫室氣體排放，加上使用天然粒料加工製成產品之生命週期的溫

室氣體排放量(以上為非再生系統)，再減去爐碴資源回收再製成產品之生命週期中所產生的溫室氣體排放量(此為再生系統)，所得結果極為再生粒料之減量效益。評估方法係以生命週期概念去量化各系統產品碳足跡，計算式如下：

$$\text{GHG emission reduction} = E_w + A_o - E_r$$

其中， $E_w$  = 爐碴廢棄掩埋系統之碳足跡：包括從原料產生至爐碴的碳排放量、收集並運送至掩埋場處理階段及輸送產品至下游廠商等過程，原料至廢棄之生命週期中所產生的溫室氣體排放量。

$A_o$  = 天然料粒之碳足跡：包括從自然資源開採的碳排放量、運送至砂石場的製程階段及輸送產品至下游廠商等過程，原料至大門之生命週期中所產生的溫室氣體排放量。

$E_r$  = 爐碴再生產品之碳足跡：包括從原料產生至爐碴的碳排放量、收集並運送至資源化工廠作為原料製成產品的製程階段、能源供應及輸送產品至下游廠商等過程，原料至大門之生命週期中所產生的溫室氣體排放量。

產品碳足跡盤查之溫室氣體種類包含 IPCC 2007 年第四次評估報告中所列之溫室氣體，如二氧化碳、甲烷、氧化亞氮、氟氯碳化物、全氟化物、氟化醚、全氟聚醚、碳氫化合物及蒙特婁議定書所管制之物質等。碳排放量計算公式如下：

$$\text{碳排放量}(\text{CO}_2\text{e}) = \text{活動數據} \times \text{排放係數} \times \text{GWP 值(IPCC2007)}$$

其中，活動數據(activity data)：可分為一級活動數據與二級活動數據；一級活動數據指對於某個產品生命週期活動的定量測量，乘以排放係數後即得到某過程所產生的溫室氣體排放量；二級活動數據指不是經由直接量測產品生命週期中的製程而取得之數據(PAS 2050:2008)。排放係數(emission factor)：單位活動之溫室氣體排放量，以二氧化碳當量表示之(PAS 2050:2008)。全球暖化潛勢(global warming potential, GWP)：敘述在一段期間內一質量單位的溫室氣體之輻射衝擊，相對於相等單位的二氧化碳之係數。(CNS 14064-1:2006)依 PAS 2050：2008 條文應使用最新版的 100 年 GWP 值評估報告，目前最新為 IPCC 2007。

### 三、電弧爐渣再生粒料、廢棄及天然粒料碳足跡分析

#### 3.1 立順興公司電弧爐渣再利用情境說明

立順興資源科技股份有限公司是由經濟部工業局輔導設立，致力於廢棄物資源化處理，生產流程係將廢棄物經自動化磁選、破碎、洗選及篩分成符合國家標準規範之粗細骨材。公司設立以來，配合政府推動綠建材及資源永續發展政策，陸續申請陶瓷砂、天然砂及爐渣砂等產品之綠建材標章，2010 年度依據英國 PAS2050:2008 標準執行產品碳足跡分析，並由英國標準協會(BSi)核發產品碳足跡查證聲明書，功能單位 1,000 kg 電爐石再生粒料(electric arc furnace slag recycling aggregates)產品碳足跡 21.17 kgCO<sub>2</sub>e。

「電爐石再生粒料」係指利用資源化技術將電弧爐煉鋼廠所產出之電弧爐爐渣，透過新發展的破碎、磁選及篩分等製程，將其破碎至符合 CNS 1240 之細粒料規格，其組成成分為 100% 電弧爐爐渣的資源回收再利用材料，屬於砂石替代原料，圖 4 為電爐石再生粒料生命週期。

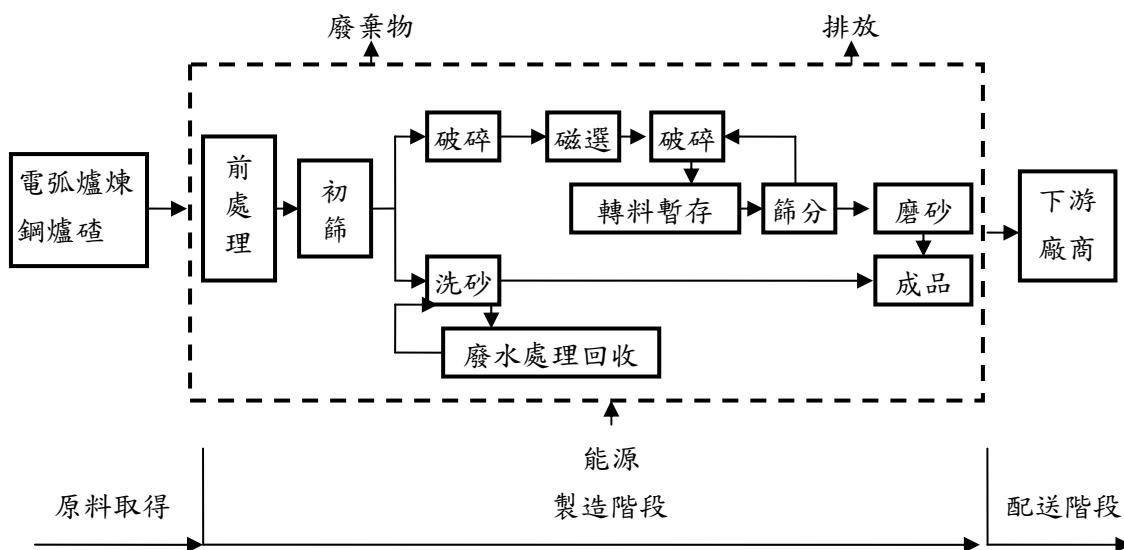


圖 4 電爐石再生粒料生命週期

針對盤查取得之一級活動數據進行產品碳足跡分析，計畫中使用德國生命週期分析評估軟體 GaBi 4 Compilation 4.3.91.1，進行電爐石再生粒料之原物料、運輸、能源與製程流向產品碳足跡分析。

盤查過程中電弧爐爐碴原料取得部份為符合生命週期之精神，不以價值評定而將其視為電弧爐煉鋼製程中之副產品，包含爐碴運送至廠內之原料階段碳排放量為 14.78 kgCO<sub>2</sub>e/噸；製造過程主要能源使用為電力及柴油，製造階段碳排放量為 5.678 kgCO<sub>2</sub>e/噸；運具為 35 噸貨車運輸至下游廠商以加權平均得到距離，運輸階段碳排放量為 0.713 kgCO<sub>2</sub>e/噸，電爐石再生粒料各階段碳排放量比例可由圖 5 所示。產品數據收集與分析過程中，無使用截斷原則與排除任何單元過程中之實質貢獻，計算結果符合該產品功能單位之 100 % 溫室氣體排放。

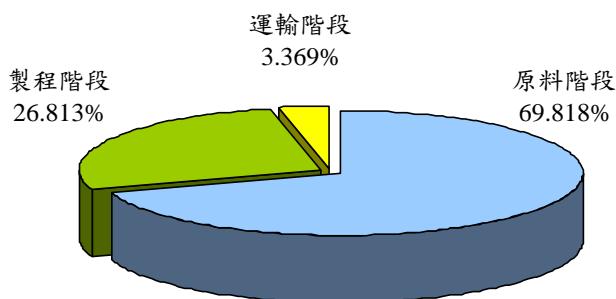


圖 5 電爐石再生粒料各階段碳排放量比例圖

### 3.2 電弧爐爐碴掩埋碳排放量

在過去煉鋼爐碴再利用法令及技術尚未成熟時，大多數爐碴皆以掩埋方式處理，經過多年研究，發現爐碴經適當處理可應用於多方面，因此電爐碴再利用率逐年提高，相對爐碴掩埋之溫室氣體排放資訊較少。本研究引用瑞士生命週期中心資料庫 Ecoinvent，盤查之廢棄物為 100% 從非合金的電弧爐煉鋼生產過程中產出之爐碴至無機廢棄物掩埋場的生命週期，其中爐碴成份組成如表 1 所示。

表 1 固體廢棄物爐渣組成比例

Name for waste	Slag from electric steel production to landfill
H <sub>2</sub> O	0
O	0.273901768
C	0.003386352
S	0.000205233
P	0.001343547
Cr	0.010531669
Cu	0.000245932
Mn	0.063578192
Ni	0.001612825
V	0.00103469
Zn	0.000164885
Ti	0.003078502
Si	0.067154829
Fe	0.215495126
Ca	0.271356584
Al	0.029871078
K	0.00093706
Mg	0.052599856
Na	0.003501873
sum	100.00%

無機廢棄物掩埋場包括基本密封和滲濾液收集系統，生命週期包含廢棄物短期排放的滲出水、從掩埋場長期排放到地下水的流程，但不包括爐渣及運輸至掩埋場階段碳排放量。係數名稱係 CH: disposal, slag, unalloyed electr. steel, 0% water, to residual material landfill，單位為公斤(kg)，溫室氣體排放量匯出為 IPCC 2007, Global Warming Potential (GWP 100 years) 0.00959kg CO<sub>2</sub>-Equiv.，詳如圖 6 所示，換算單位每噸爐渣掩埋碳排量為 9.59kg CO<sub>2</sub>e。

電弧爐煉鋼之副產品爐渣每噸碳排放係數為 10.50kg CO<sub>2</sub>e，由煉鋼廠運送至掩埋廠距離，本研究採用行政院環境保護署 2007 年「垃圾掩埋場總體檢委託專案工作計畫」，計畫執行期間共計蒐集建置 537 座垃圾掩埋場之基本資料，其中，營運中的有 145 座，封閉復育的有 383 座，興建中有 4 座，待用中有 5 座。將營運中掩埋廢棄物種類含一般事業廢棄物項之掩埋場共 33 座，分佈各縣市列舉如圖 7。若以圖 8 台灣地區電弧爐煉鋼廠分佈檢視煉鋼廠至掩埋廠之距離，以 50 公里運輸距離，載運車型 35 噸作為評估。每噸爐渣運輸階段碳排放量 4.81kg CO<sub>2</sub>e，完整生

命週期之碳排放量為 24.90kg CO<sub>2</sub>e。

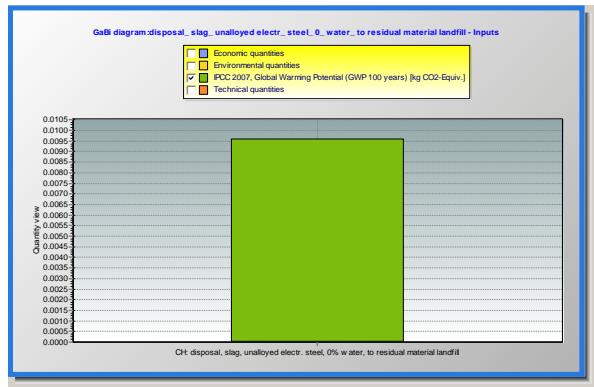


圖 6 非合金電弧爐煉鋼爐碴掩埋階段碳排放量

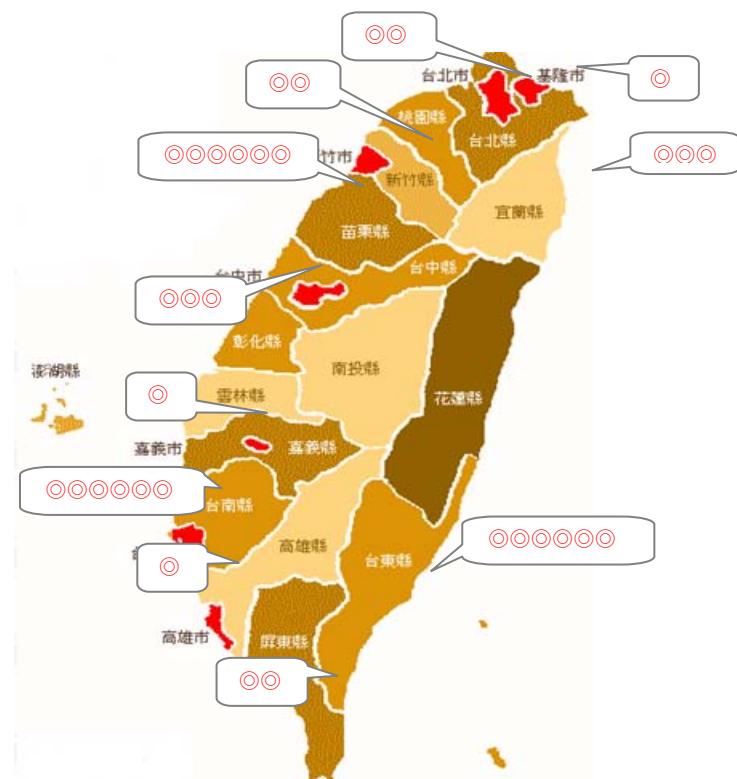
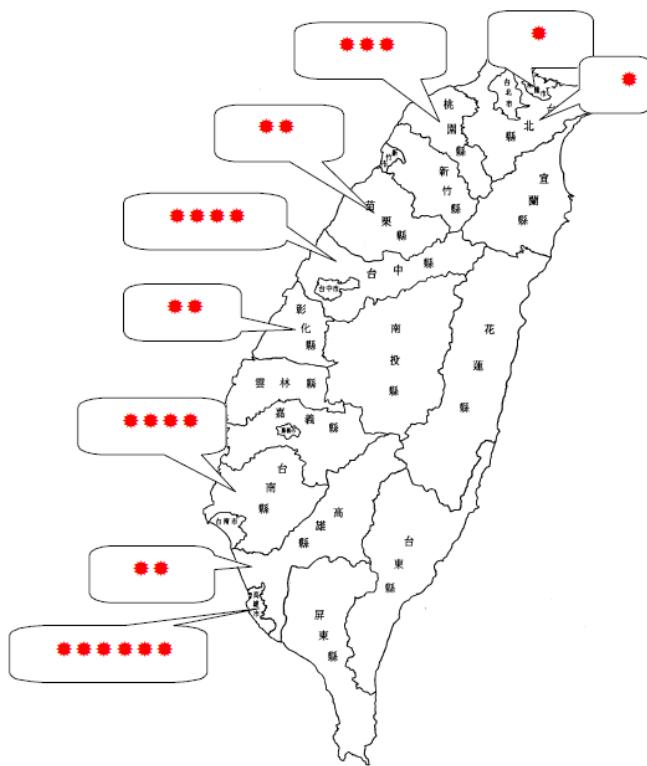


圖 7 台灣地區一般事業廢棄物掩埋廠分佈

圖 8 台灣地區電弧爐煉鋼廠分佈<sup>[9]</sup>

### 3.3 天然粒料碳排放文獻彙整

砂石為各種工程之重要骨材，也是台灣地區重要之天然資源。依經濟部礦務局民國 99 年 6 月編印之臺灣地區 98 年度砂土石產銷調查報告，經調查統計顯示台灣地區 98 年全年之砂石總供應量為 5,551 萬立方公尺，其中河川砂石有 2,318 萬立方公尺，占總供應量之 41.76%，陸上砂石有 1,415 萬立方公尺，占總供應量之 25.50%，進口砂石 1,614 萬立方公尺，占總供應量之 29.08%，礦區礦石及批註土石 203 萬立方公尺，占總供應量之 3.66%。

歷年來由於河川砂石大量開發，料源逐漸枯竭，因此河川砂石產量逐年減少，河川砂石占砂石碎解洗選場總生產量由 81 年之 10,671 萬立方公尺，逐年減少至 98 年之 2,318 萬立方公尺，98 年度下半年適逢莫拉克風災過後，中南部地區為救災清

疏大量河川淤塞土石，使得本年度來自於河川砂石料源生產量較之前幾年有所增加。相對而言，陸砂生產量由 81 年占總生產量的 6.1%，逐年增加至 98 年之 37.91%。

本節藉由國內外相關文獻，統整天然粒料生命週期中二級活動數據量化為國內天然粒料之產品碳足跡，以利後續推估減碳效益。

### 3.3.1 國外文獻天然粒料碳排放量

CEMEX 公司是世界最大的建材供應商和第三大水泥製造商，創立已超過一百年，在北美、加勒比海、南美、歐洲、亞洲及非洲等 50 個國家有生產設備，業務延伸到全球。在 2010 年永續發展報告書提到，藉由新的二氣化碳足跡工具量測建築材料溫室氣體排放，發展碳足跡方法來幫他們的客戶計算他們項目的足跡、執行公司設施基準，與客戶合作選擇材料。工具計算排放量從「搖籃到大門」(cradle-to-gate)，亦即生命週期是從原料來源到成品輸送至工廠門口。

CEMEX 在 2010 年時已在全球 629 地點實施碳足跡工具，此工具已經落實到所有經營的水泥廠，目前正推廣到全球預拌混凝土及粒料業務，2009 年度追蹤水泥、預拌混凝土和粒料 3 項產品溫室氣體排放量，代表 CEMEX 公司 58% 的生產，產品與區域百分比如圖 9 所示。

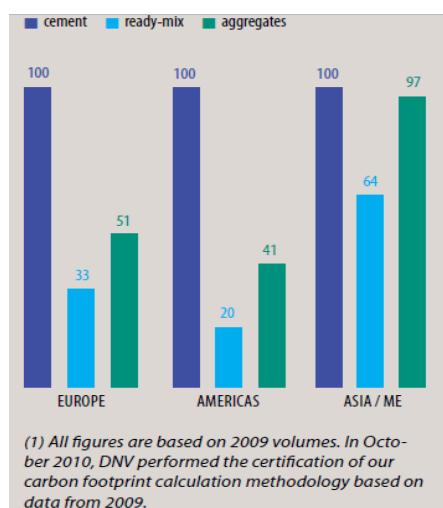


圖 9 CEMEX 公司碳足跡工具實施產品與區域百分比

2010 年永續發展報告書中說明 CEMEX 公司利用 2009 年數據計算亞洲區的粒料溫室氣體排放量約 8.0 kg CO<sub>2</sub>e/ton，產品碳足跡除了 DNV 認證標準，也考慮到仍在發展要求的 ISO14067 草案版本與 WBCSD/WRI GHG protocol 的產品生命週期計算和報告標準修改草案版，如圖 10 所示。

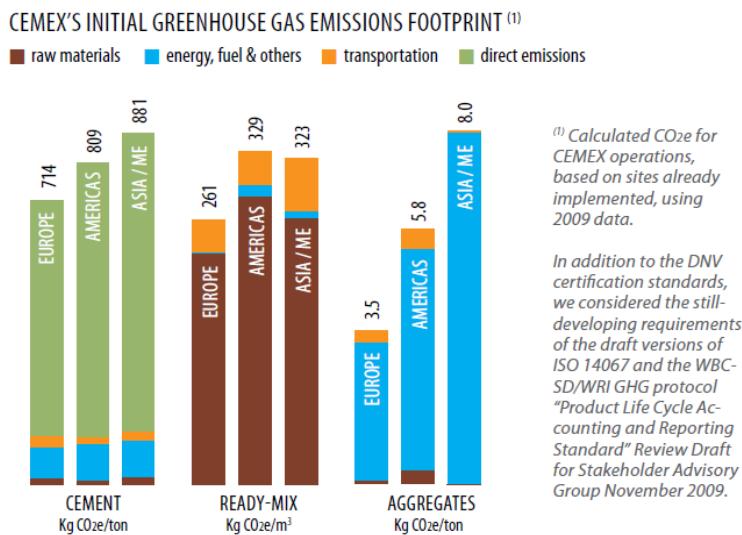


圖 10 CEMEX 公司操作廠址之 2009 年度產品碳足跡排放量

### 3.3.2 國內文獻天然粒料碳排放量

目前國內尚無完整生命週期之天然砂石碳足跡，本節參考 2 篇文獻資料，搜集砂石生命週期中原料、製程及運輸階段之碳排放。依據「廢棄混凝土不同再利用方式減碳效 6 益評估之研究<sup>[8]</sup>」，文中實際蒐集廠商相關資料，廠商數量與類別如表 2。

表 2 廠商資料蒐集類型<sup>[8]</sup>

計算單元	廠商類型	廠商數
開採	砂石開採業者	4
加工	砂石加工業者	3

電力排放係數以能源局公告 98 年度  $0.623\text{ kgCO}_2\text{e/度}$ ，柴油排放係數採 IPCC 之原始數值與能源局提供之熱值計算為  $2.61\text{ kgCO}_2\text{e/公升}$ 。砂石噸數換算米數之算法，需取決於砂石比重，因各地區之砂石比重不一，亦受不同開採地之砂石岩性、孔隙率等因素會影響其比重，無統一之比重數據，此研究單位轉換以  $1\text{ m}^3$  骨材(砂石)相等於 1.5 噸進行計算。

砂石於開採時須經過水保施工、量測畫地、表土出清、開挖、載運、過磅秤重、出料；加工需經過篩選、破碎、洗選接著出料；運輸時需要距離、車型、耗油等資料。表 3、4 及 5 分別為開採、加工與運輸各階段碳排放之量化統計資料，輸送砂石至加工廠及運送製成後產品至客戶大門皆以相同運輸計算，總計各階段每噸砂石碳排放量為  $9.794\text{ kgCO}_2\text{e}$ 。

表 3 開採階段之單位平均排碳量計算說明<sup>[8]</sup>

調查資料	廠商 A1	廠商 A2	廠商 A3	廠商 A4
電力消耗(度)	285	119	-	95
柴油消耗(公升)	400	1,120	300	300
碳排放量( $\text{kgCO}_2\text{e}$ )	1,222	2,997	783	842
產量( $\text{m}^3$ )	3,000	7,000	1,700	1,700
單位排碳量( $\text{kgCO}_2\text{e/m}^3$ )	0.407	0.428	0.460	0.495
總碳排放量( $\text{kgCO}_2\text{e}$ )	$5,844\text{ (A1+A2+A3+A4)}$			
總產量( $\text{m}^3$ )	$13,400\text{ (A1+A2+A3+A4)}$			
單位平均排碳量( $\text{kgCO}_2\text{e/m}^3$ )	0.436			
砂石單位排碳量( $\text{kgCO}_2\text{e/ton}$ )	0.291			

表 4 加工階段之單位平均排碳量計算說明<sup>[8]</sup>

調查資料	廠商 B <sub>1</sub>	廠商 B <sub>2</sub>	廠商 B <sub>3</sub>
電力消耗(度)	114,300	157,142	11,420
柴油消耗(公升)	4,615	38,461	17,400
碳排放量( $\text{kgCO}_2\text{e}$ )	83,254	198,283	52,529
產量( $\text{m}^3$ )	20,000	60,000	20,000
單位排碳量( $\text{kgCO}_2\text{e/m}^3$ )	4.163	3.305	2.626
總碳排放量( $\text{kgCO}_2\text{e}$ )	$334,065\text{ (B}_1\text{+B}_2\text{+B}_3\text{)}$		
總產量( $\text{m}^3$ )	$100,000\text{ (B}_1\text{+B}_2\text{+B}_3\text{)}$		
單位平均排碳量( $\text{kgCO}_2\text{e/m}^3$ )	3.341		
砂石單位排碳量( $\text{kgCO}_2\text{e/ton}$ )	2.227		

表 5 運輸階段之單位平均排碳量計算說明<sup>[8]</sup>

名稱	調查資料
砂石運輸車型	35 噸貨車
滿載承載重量	21 噸( $14\text{ m}^3$ )
耗油率	2.8 km/L
砂石平均運輸距離	41 km/趟
來回運輸距離	82 km
油量消耗	29.3 L
排放量	76.4 kg CO <sub>2</sub>
砂石單位排碳量	3.638 kg CO <sub>2</sub> /ton

依據「建築物生命週期二氧化碳減量評估<sup>[7]</sup>」，生產階段以每單位  $\text{m}^3$  砂礫耗電能 1.32 kWh 及燃料油 0.76 L，電力及燃料油排放係數分別為 0.6582 kg CO<sub>2</sub>/kWh 與 2.950 kg CO<sub>2</sub>/L，生產階段碳排放量  $3.111\text{kg CO}_2/\text{m}^3$ 。論文假設每立方公尺天然粒料為 2 噸，比重換算單位每噸天然粒料生產階段碳排放量  $1.556\text{ kg CO}_2/\text{ton}$ 。

運輸階段以 89 年中華民國台灣地區汽車貨運調查報告，由統計報表各商品別總貨運量與總延噸公里計算各類商品的平均運輸距離。其他非金屬礦(砂石、廢土)平均運輸距離 38.98 km，來回總運輸距離 77.96 km。論文假設運輸貨車的燃油效率為 4.0 km/L 柴油換算成單位運重的柴油使用量，乘上柴油排放係數 2.701 kg CO<sub>2</sub>/L，可換算出  $52.64\text{ kg CO}_2$ 。

此研究中未考慮車輛單位運量，若以上述文章之滿載承載重量 21ton 試算，運輸階段碳排放量為  $2.507\text{ kg CO}_2/\text{ton}$ 。輸送砂石至加工廠及運送製成後產品至客戶大門皆以相同運輸計算，總計各階段每噸砂石碳排放量為  $6.57\text{ kgCO}_2\text{e}$ ，資料詳列於表 6。

表 6 砂石單位平均排碳量計算說明

生命週期階段	生產階段		運輸階段
	電力	燃料油	
活動數據	1.32 kWh/m <sup>3</sup>	0.76 L/m <sup>3</sup>	77.96 km
排放係數	0.6582 kgCO <sub>2</sub> /kWh	2.950 kg CO <sub>2</sub> /L	2.701 kg CO <sub>2</sub> /L
單位碳排放量	0.869 kgCO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	2.242 kgCO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	2.507 kgCO <sub>2</sub> /ton
砂石單位排碳量	6.57 kgCO <sub>2</sub> /ton		

### 3.4 評估天然粒料生命週期碳排放量

本研究進行天然粒料產品碳足跡盤查，將生命週期分為原料、製造與運輸 3 個階段，藉由生命週期軟體 Gabi 4.0 繪製物質流程圖。原料取得部份因來自於自然資源，並無碳排放量；製造階段分為開採、運輸及加工 3 個單元；運輸則是將產品輸送至客戶大門之碳排放量，以下將分段說明二級活動數據之引用。

砂石是營建業、公共工程或道路鋪設等建設不可或缺的原料，台灣地區目前常有各流域河川砂石盜採或濫採之問題，製造階段在無法取得產品完整生命週期之情形下，此階段參考瑞士生命週期中心資料庫 Ecoinvent，並與潘<sup>[8]</sup>之研究相互比較。

本節採用資料庫中 crushed gravel、round gravel 計算，碎石與沙的顆粒形狀及粒徑描述如表 7，圖 11 描述以流程圖解形式說明開採製程，以及圖 12 顯示 Ecoinvent Center 研究砂石製程之系統邊界。文章中說明邊界內包含開採地之基礎結構施工，製程中破碎機、篩除機與筒倉等設備能資源使用，運輸距離以 50 km 計算，總生命週期碳排放量如圖 13 所示。

表 7 碎石與砂的顆粒形狀與粒徑描述

Material	Description
<b>Sand</b>	Size $\leq 4$ mm
Crushed	Edged, rough, Size 0-4 mm
Round	Round, rough, Size 0-4 mm
Superfine	Size $\leq 0.25$ mm
<b>Gravel</b>	Size $\geq 4$ mm
Stone chips(grit)	Edged, rough, Size 4-32 mm
Crushed stone(ballast)	Edged, rough, Size $> 32$ mm
Gravel crushed	Edged, rough, Size $\geq 4$ mm
Gravel round	Round, smooth, Size $\geq 4$ mm

資料庫中 unspecified gravel 係指分別以 21% crushed gravel 與 79% round gravel 計算而得，此分配比例為瑞士所調查之數值，與國內情形略有不同。本研究採用經濟部礦物局統計資料，各種類砂石 2010 年度產量，詳如表 8，作為分配比例以符合國內情形。級配為一般市場用語，意指土、砂、石之混合料（含碎石級配），砂、卵石及其他在此歸為 round gravel，採用碎石產量 27,089,952 立方公尺與砂、

級配、卵石及其他合計產量 22,119,336 立方公尺，crushed gravel 及 round gravel 比例分別為 55.05% 與 44.95%。

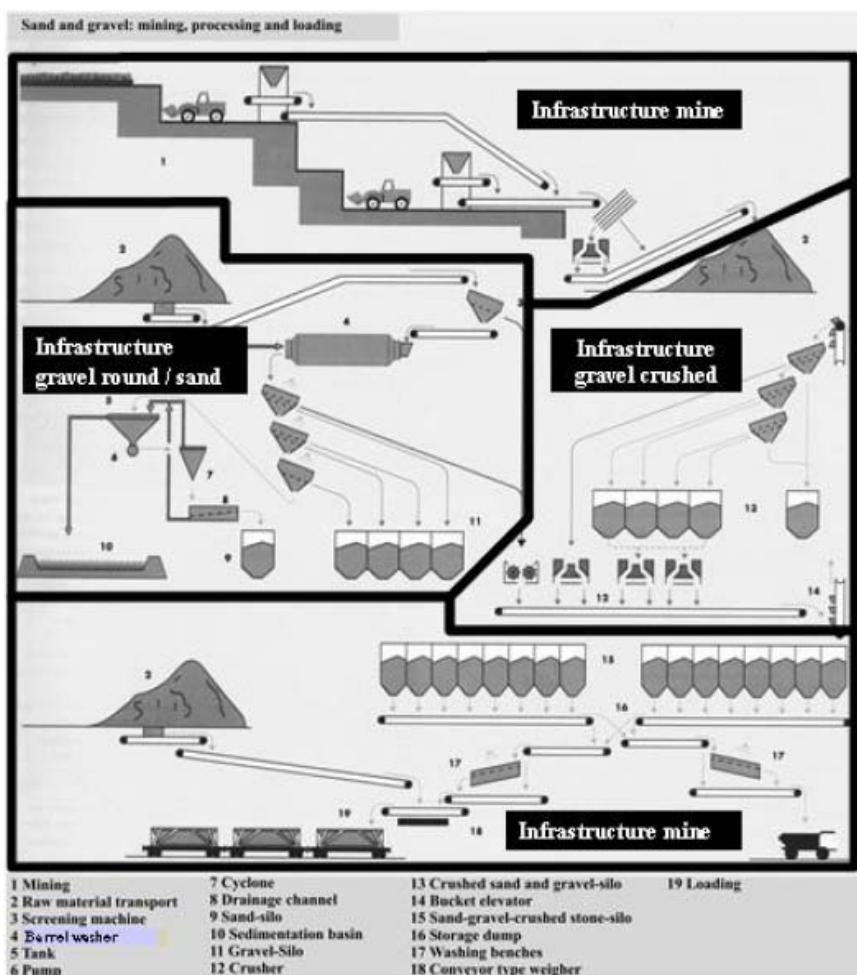


圖 11 評估不同砂石製程基礎結構之系統邊界<sup>[3]</sup>

**Sand and gravel:  
mining and processing**

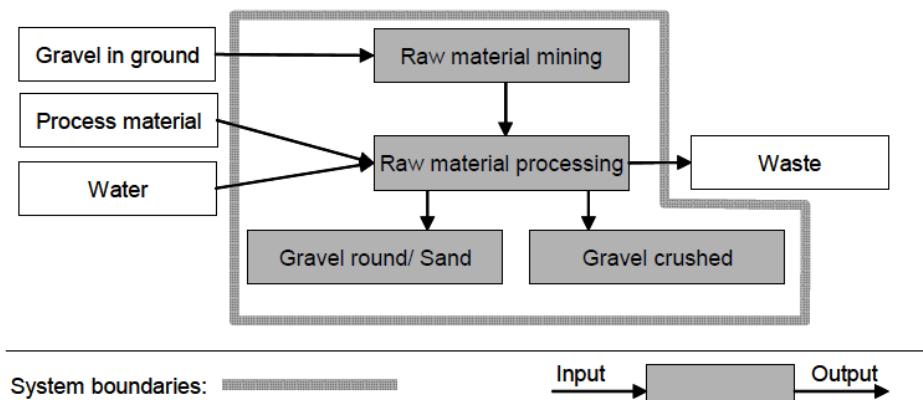


圖 12 Ecoinvent Center 研究中砂石製造之系統邊界

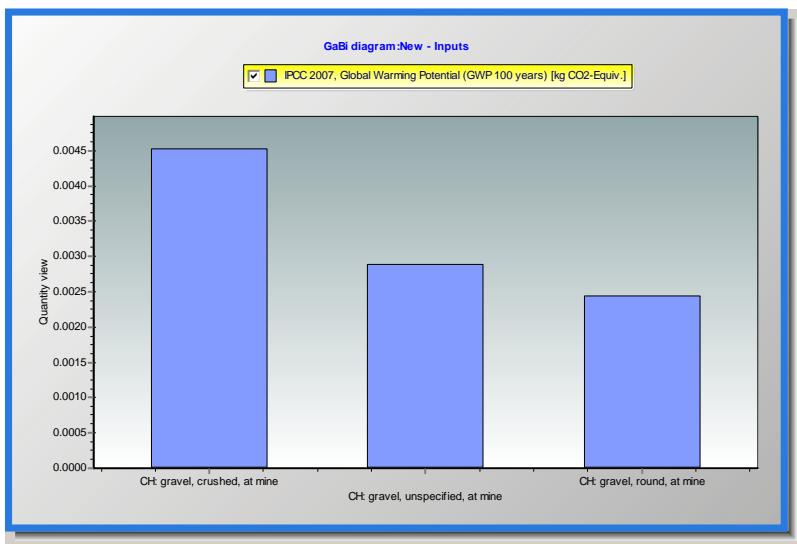


圖 13 Crushed Gravel、Round Gravel 與 Unspecified Gravel 碳排放量

表 8 臺灣地區砂石 2010 年 1~12 月份產量<sup>[10]</sup>

種類	砂	碎石	級配	卵石	其他
合計產量 (立方公尺)	20,192,011	27,089,952	1,458,989	21,846	446,490

運輸階段評估分為載運貨車車型與載運距離。砂石貨車車型一般以六輪拖或八輪拖，亦即總重為 35 至 38.5 噸，空重約 17 公噸，載貨淨重約 21 公噸。載運距離分為兩段，一段為從開採地至砂石廠加工距離，此階段之運送距離在上述資料系統已包含在內，無需重覆計算；另一段為從砂石廠運送至客戶大門距離。

2000 年中華民國台灣地區汽車貨運調查報告<sup>[5]</sup>中所統計 2000 年全國貨運各類商品之貨運量與貨運距離(延噸公里)。選定商品別為「其他非金屬礦(砂石、廢土)」，藉由總貨運量 105,937,904 ton 與總延噸公里 4,129,181,960 ton-km，計算得到平均運輸距離 38.98 km。2010 年交通部統計處表號 3-6 臺灣地區公路汽車貨運業營運概況，統計總貨運噸數 628,167 kiloton 與總延噸公里 29,631,573 kiloton-km，計算得到平均運輸距離 47.17 km。

第一份統計報告年份較為久遠，而後續交通部統計處之統計資料則無分別列出各類商品之貨運量與貨運距離，因此以保守性原則進行推估。本次排除進口砂石需有海運會有較高之碳排放量，僅以國內運輸作為統計，引用之平均運輸距離以 38.98 km 作為載運距離之計算。

依蒐集數據加以修正合理化引用之二級數據，藉由生命週期軟體繪製流向圖，每公斤砂石製程階段碳排放量為 0.00359 kgCO<sub>2</sub>e，運輸階段碳排放量為 0.00365 kgCO<sub>2</sub>e，合計每噸完整生命週期之砂石碳足跡為 7.24 kgCO<sub>2</sub>e，與國外或國內文獻比較，數值近似。

### 3.5 減量效益評估

電爐碴再生粒料取代天然粒料之減量效益評估方法係將爐碴當作廢棄物直接進行掩埋時生命週期過程所產生之溫室氣體排放量，加上使用天然粒料加工製成產品之生命週期的溫室氣體排放量，再減去將爐碴進行資源化再利用製成產品之生命週期中所產生的溫室氣體排放量，亦即為非再生系統與再生系統碳排放量之比較，如圖 14。以電爐碴再生粒料取代天然粒料砂石之減量效益每噸可達 10.97 kgCO<sub>2</sub>e，評估方法係以完整生命週期概念去量化各系統產品碳足跡，計算式如下：

$$\text{GHG emission reduction} = E_w + A_o - E_r$$

$$\text{GHG emission reduction} = 24.90 + 7.24 - 21.17 = 10.97 \text{ kgCO}_2\text{e}$$

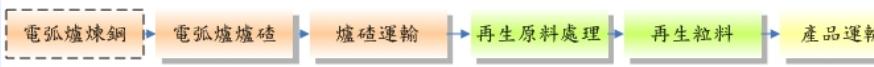
非再生系統	碳排放量
	7.24 kgCO <sub>2</sub> e
	24.896 kgCO <sub>2</sub> e
再生系統	碳排放量
	21.17 kgCO <sub>2</sub> e

圖 14 非再生系統與再生系統碳排放量

#### 四、結論

從產業面的角度來看，廢棄物回收至工廠進行再利用，不僅可減少產源事業在廢棄物處理上之經濟成本，對於再利用機構來說，除可降低購買原物料之成本，透過資源回收亦可產製附加價值高的再生產品，創造資源再生之經濟產值。此外，將廢棄物資源回收，亦可創造廢棄物收集、清運等就業機會。

從環境面的角度來看，電弧爐煉鋼爐渣循環再利用管道回收至資源化工廠進行再利用，可避免工廠作為廢棄物運送至掩埋場處理時產生的溫室氣體排放，減少廢棄物在中間處理或最終處置所需要的掩埋場之土地面積及碳排放，亦可降低國內砂石開採造成環境的傷害與製造運輸時的碳排放。

從能源面的角度來看，由於目前國內多數工業廢棄物經收集、整理或前處理步驟，皆具原物料替代性之再利用功能，而成為具原物料替代性之再生原料，即可減少原物料開採及其遠距離運輸之能源耗用；而部分廢棄物因成分性質單純，不須經複雜的前處理步驟即可直接進入再利用製程，如此與須經前處理之原物料相比，亦可減少其產製產品之製程能耗。

綜合以上觀點，電爐石(渣)資源再生對溫室氣體減量評估模式中，其廢棄物須計算其因回收而衍生之溫室氣體減量效益，包括因回收而避免進入廢棄物處理程序產生之溫室氣體排放以及其於廢棄物處理回收能源產生之效益，本研究評估結果電

爐石(碴)資源再生對溫室氣體減量之貢獻為每公噸電爐石(碴)取代天然粒料製成再生粒料可減碳約 10.97 kgCO<sub>2</sub>e。因此，本研究將國內現有之資源化工廠之電爐石(碴)資源再生產品碳足跡，以及參採國外相關排放強度資料(包括爐碴掩埋)進行減量效益推估，以 99 年全國電弧爐煉鋼爐碴再利用量達 1,395,926.62 公噸而言，以電弧爐煉鋼爐碴(石)總再利用量全數作為砂石的替代原料推估，其每年約可減少 15,313.32 公噸 CO<sub>2</sub>e 排放量。

## 參考文獻

1. CEMEX, Building a better future 2010 sustainable development report, 2011.
2. Ecoinvent Centre, Life Cycle Inventories of Building Products Data v2.0, 2007.
3. Kündig, R., Mumenthaler, T., Eckardt, P., Keusen, H.-R., Schindler, C., Hofmann, F., Vogler, R., & Guntli, P., Die mineralischen Rohstoffe der Schweiz. - Schweizerische Geotechnische Kommission, 1997.
4. 立順興資源科技股份有限公司，電爐石再生粒料產品碳足跡盤查報告書，2010。
5. 行政院交通部統計處，中華民國台灣地區汽車貨運調查報告，2001。
6. 行政院環境保護署，垃圾掩埋場總體檢委託專案工作計畫，2007。
7. 張又升，建築物生命週期二氧化碳減量評估，國立成功大學建築研究所博士論文，2002。
8. 潘彥任，廢棄混凝土不同再利用方式減碳效益評估之研究，國立中央大學營建管理所碩士論文，2010。
9. 鄭清元，電弧爐煉鋼爐碴特性及取代混凝土粗骨材之研究，國立中央大學土木工程研究所碩士論文，2000。
10. 經濟部礦物局網站，<http://erarc.epa.gov.tw>

## 環境汞污染整治技術

# 多壁奈米碳管(MWCNT)去除 水中二價汞之研究

許振峯\*、盧彥銘\*\*、黃文鑑\*\*\*

## 摘要

本研究應用多壁奈米碳管(Multiwalled Carbon Nanotubes, 簡稱 MWCNTs)吸附移除水相汞金屬(Hg(II))，同時篩選商業化的各類 MWCNTs，探討改質前後之奈米碳管對水中 Hg(II)進行等溫吸附及動力吸附實驗。實驗結果證實富含-OH 官能基之 MWCNTs 在酸性水體對 Hg(II)有最佳之吸附量，將含有-COOH 及-OH 官能基之 MWCNTs 用於吸附水中 Hg(II)，大幅提高未改質 MWCNTs 對汞的吸附量，且其吸附量隨 pH 提高而降低。各組吸附結果經等溫吸附模式模擬，其吸附特性較符合 Freundlich 模式，而由動力吸附實驗結果，較符合擬二階動力模式(Pseudo second-order model)。藉由本研究結果，瞭解 MWCNTs 對 Hg(II)的吸附特性，使得 MWCNTs 在環境汞污染整治之應用有較明確的參考方向，對含汞污染之水體處理具有開發應用之潛能。

【關鍵字】汞、奈米碳管、等溫吸附、動力吸附、含氧官能基

\*國立中興大學水土保持研究所博士班 研究生

\*\*弘光科技大學環境工程研究所碩士班 研究生

\*\*\*弘光科技大學環境與安全衛生工程系 教授

## 一、前　　言

汞(Mercury, Hg)一種持久性毒性物質，不能被創造或破壞摧毀，一旦被釋放，則持續在生物圈內循環與環境中流佈。其來源包括自然與人為活動(後者佔50~75%)<sup>[1]</sup>。自然界汞的釋放途徑主要為火山爆發、岩石沖蝕與自然焚燒，但人類工業活動對汞金屬的需求、燃煤與廢棄物焚化、含汞廢棄物、醫療用汞合金(amalgam)等，是提高自然環境中汞背景濃度之最主要因素<sup>[2]</sup>。

在自然界流佈之汞，其形態可為元素汞(Hg<sup>0</sup>)、汞合金顆粒、無機汞(如 Hg<sup>2+</sup>、HgCl<sub>2</sub>、HgCl<sub>3</sub><sup>-</sup>)及有機汞(如甲基汞、苯基汞、硫柳汞)，其中有機汞常以 MeHg (Methylmercury, 甲基汞)代表，其生物毒性在汞不同型態中最高，經食物鏈生物累積作用，每一個營養階層可以濃縮 3~10 倍，受水體汞污染的魚體，經動物及人類捕食，是造成野生動物與人體曝露於汞危害之最主要路徑<sup>[3]</sup>。

汞對人體之健康方面主要為影響中樞神經系統、免疫系統、心血管疾病、腎及消化道等功能，故包含我國及美國，皆限制飲用水含總汞含量小於 2 $\mu$ g/L，放流水標準需小於 5 $\mu$ g/L。因此限制汞出口、開發汞替代產品與污染源頭管制是最有效的管制策略<sup>[4]</sup>，而管末處理(End-of-pipe)技術之提升，則有利於處理工業污染物與受污染環境之整治，其中處理水中汞的技術包括化學混凝沉降、吸附、薄膜過濾及生物整治(bioremediation)等，另外離子交換、化學還原等也曾被提出研究<sup>[5-6]</sup>。

因此研發創新、可行、有效及經濟之處理方法，一直為國際社會未來訂定汞排放限值之重要依據。應用奈米科技於環境污染整治是一項具開創性與前瞻性的方向與作為<sup>[7-9]</sup>，其中奈米碳管(Carbon Nanotubes)於 1991 年被 Iijima 無意間發現<sup>[10]</sup>，1993 年其合成方法被發表後<sup>[11]</sup>，使奈米碳化學有開創性的突破，應用領域已涵蓋電子、醫療、生物科技、環境偵測與污染整治。奈米碳管類似由單層或多層石墨烯(grapheme)卷成管狀中空結構，管頂有如半顆富勒烯(fullerene)蓋上，因為其材質高穩定性及可具有表面官能基特性，對重金屬(如 Cu<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup>、Ni<sup>2+</sup>、Pb<sup>2+</sup>、Zn<sup>2+</sup>)與有機物(如 Dioxin, BTEX, THMs, 1, 2-dichlorobenzene, Trichloro benzene, benzene)的有效吸附去除與再生能力，被視為在環境管理上良好的吸附劑選擇<sup>[12-14]</sup>。

汞的污染型態包含有機汞與無機汞，以奈米碳管的特性，對去除汞污染具有極大潛力，本研究以 MWCNTs (Multiwalled Carbon Nanotubes，多壁奈米碳管)對水中二價汞(Hg(II))進行吸附去除，藉由分析其表面基本特性、動力吸附與等溫吸附實驗，以開發奈米碳管對環境中汞的吸附去除能力。

## 二、研究方法

### 1. 吸附劑基本特性

本研究所採用 3 種商業化奈米碳管 MWCNTs(Types:TNM2, TNMH2, TNMC2, Chengdu Organic Chemicals Co. Ltd., China)，其中 TNM2 為未改質碳管，TNMH2 含有-OH (phenolic hydroxyl)官能基，TNMC2 含有-COOH(carboxyl)官能基，在本研究分別以 MWCNTs-raw, MWCNTs-OH 及 MWCNTs-COOH 表示之，實驗前先以 105°C 烘乾 1 小時去除水份。另選擇煤質活性碳(F-400, Calgon Corp., Pittsburgh, PA)作為對照實驗，以 AC-F400 表示，其備製方法詳<sup>[15]</sup>方法。有關吸附劑之製造商提供之基本物化特性如表 1。

### 2. 實驗設備及藥品

- (1)EA (Elemental Analyzer，元素分析儀)(Elementar vario EL III, Germany)。
- (2)FE-SEM (Field Emission Scanning Electron Microscope，場發射掃描電子顯微鏡)(JEOL, JSM-6700, Japan)。
- (3)FE-TEM(Field Emission Transmission Electron Microscope，場發射穿透式電子顯微鏡)(JEOL, JEM-2100F(+EDS), Japan)。
- (4)Laser Particle Size Analyzer (Malvern, Zetasizer Nano Series, UK)。
- (5)ICP/OES (Inductively Couple Plasma Optical Emission Spectrometry，感應耦合電漿發射光譜儀)(Perkin Elmer, Optima 2100DV, USA)。
- (6)汞標準品(Mercury stock solution)：Mercury (II) nitrate in nitric acid 0.5 mol/L(Merck, Germany)。
- (7)NaHCO<sub>3</sub>(Sodium Bicarbonate)：purity ≥ 99 %(GR 級，KANTO, Japan)。

(8)Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>(Sodium Carbonate) : purity ≥ 99 %(GR 級, KANTO, Japan)。

表 1 吸附劑基本物化特性

Adsorbents	MWCNTs -raw	MWCNTs -OH <sup>-</sup>	MWCNTs -COOH <sup>-</sup>	AC -F400
Materials	MWCNTs	MWCNTs	MWCNTs	Bituminous coal
Purity	>95%	>95%	>95%	-
O.D.	8~15 nm	8~15 nm	8~15 nm	1.2 mm (dia.)
Length	~50μm	~50μm	~50μm	-
Ash	<1.5 %	<1.5 %	<1.5 %	6 %
Process of production	CVD	CVD and modified by KMnO <sub>4</sub> +HCl	CVD and modified by KMnO <sub>4</sub> +HCl	Carbonization + Activation

CVD : Chemical Vapor Deposition (化學氣相沉積法)

(9)低汞硝酸(GR 級, Merck, Germany)。

(10)低汞鹽酸(GR 級, Merck, Germany)。

(11)硼氫化物(Sodium Borohydride) : use for ICP/OES, purity ≥ 99 %( Merck, Germany)。

(12)NaOH(Sodium hydroxide) : purity ≥ 95 %(島久, Japan)。

### 3.表面總酸基及總鹼基含量分析

吸附劑表面含酸性及鹼性官能基之定量分析乃參考 Boehm 酸鹼滴定分析方法(Boehm's method)<sup>[16-19]</sup>。烘乾後取吸附劑(w=0.1g)置入血清瓶,加入濃度 0.05M NaOH 標準液 50mL 密閉振盪反應 24 小時,經沉降後上澄液經 0.22μmPVDF 薄膜過濾取 10mL,與 15mL 濃度 0.05M HCl 標準液混合,過量之 HCl 以 0.05M NaOH 標準液滴定,並以酚酞為指示劑,所消耗之 NaOH 標準液容積為 V<sub>sample</sub>,並以無吸附劑之樣品重覆上述步驟,所消耗之 NaOH 標準液容積為 V<sub>blank</sub>,則 TAC (Total Acidity Capacity, 總酸基含量)可以下列公式求得：

$$\frac{C_{NaOH} \times (V_{sample} - V_{blank})}{w} = TAC(\text{mmol/g})$$

將求 TAC 之滴定步驟,改用 0.05M HCl 標準液 50mL 密閉振盪,並與過量 NaOH 標準液反應後,再以 0.05M HCl 標準液滴定過量鹼液,可求得 TBC (Total

Basicity Capacity，總鹼基含量)可以下列公式求得：

$$\frac{C_{HCl} \times (V_{sample} - V_{blank})}{w} = TBC (mmol/g)$$

#### 4. 動力吸附實驗

汞的動力吸附是以圓形滾輪機(rotary tumbler)在 120 rpm 轉速下均勻混合反應。配置莫耳濃度 0.01M NaCl 及 pH 分別為 4.31、6.38、9.2 之溶液，其含汞濃度約 3.83 mg/L，置入 120mL 的血清瓶中，加入 10 mg 不同吸附劑後，去除瓶口空氣再以鐵氟龍加鋁製瓶蓋密封後，置入圓形滾輪機進行吸附，在 48 小時內取不同時間之樣品，經 0.22μm PVDF 薄膜過濾，以 ICP/OES 分析過濾液殘留之汞濃度。

#### 5. 等溫吸附試驗

汞的等溫吸附平衡試驗是在 25±1°C、pH=4.31、NaCl=0.01M 的溶液下，將含汞濃度約 3.83 mg/L 之溶液置入 120mL 的血清瓶中，加入不同重量(2.5~70 mg)的吸附劑，置入圓形滾輪機在 120 rpm 轉速下均勻混合進行吸附反應，經 24 小時後，經 0.22μm PVDF 薄膜過濾，以 ICP/OES 分析過濾液殘留之汞濃度。

### 三、結果與討論

#### 1. MWCNTs 基本特性分析

本研究選擇 3 種已商業化之 MWCNTs 為吸附劑，其主要之差異性在於 MWCNTs 表面所鍵結官能基不同，其中 MWCNTs-OH 為表面富含-OH 官能基者，MWCNTs-COOH 為表面富含-COOH 者，而 MWCNTs- raw 則為表面未改質，官能基含量較少者。圖 1 為 3 種 MWCNTs 之 FETEM 照片，可見 3 種碳管之管壁由約 35~50 層石墨烯碳材組成，壁厚度約在 4~5 nm 且分布尺寸均勻，另中間孔徑約在 8~10 nm，端點有明顯開孔並呈圓型，而在管柱孔洞內亦發現有殘留的觸媒，主要是 MWCNTs 在 CVD 合成製造過程所殘留。再者，由圖 2 之 FESEM 照片顯示，碳管之外觀呈圓柱長條狀，因疏水特性容易糾結成團，因此在應用於水

處理進行吸附污染物時宜控制添加濃度或使用適當之分散劑，以利 MWCNTs 與被吸附物間有較大之接觸表面積及擴散速率。另圖 3 是吸附劑元素分析(C、N、H、O)結果，三種 MWCNT 之元素組成均以 C 含量最高，約佔 78.94~86.13%，其中 MWCNTs-OH 及 MWCNTs-COOH 經氧化及酸化改質，雜質降低而提高含碳量，對 O 的分析結果亦有相同趨勢。另未改質之 MWCNTs-raw 所含之「其他」元素，可能包括 CVD 生成 MWCNTs 時加入觸媒金屬之殘留物，含量明顯高於經改質處理後。此外，本研究亦針對 MWCNTs 吸附汞之效率比較，亦選取一般常售用於水處理之活性碳(AC-F400)，經分析其元素分佈顯示，C 含量與未改質之 MWCNTs-raw 相當接近，但 O 的比值則明顯高於 MWCNTs，主因是活性碳在活化過程是在有氧條件下進行，其表面鍵結之含氧官能基明顯高於 MWCNTs-raw，也高於改質後之 MWCNTs-OH 及 MWCNTs-COOH。

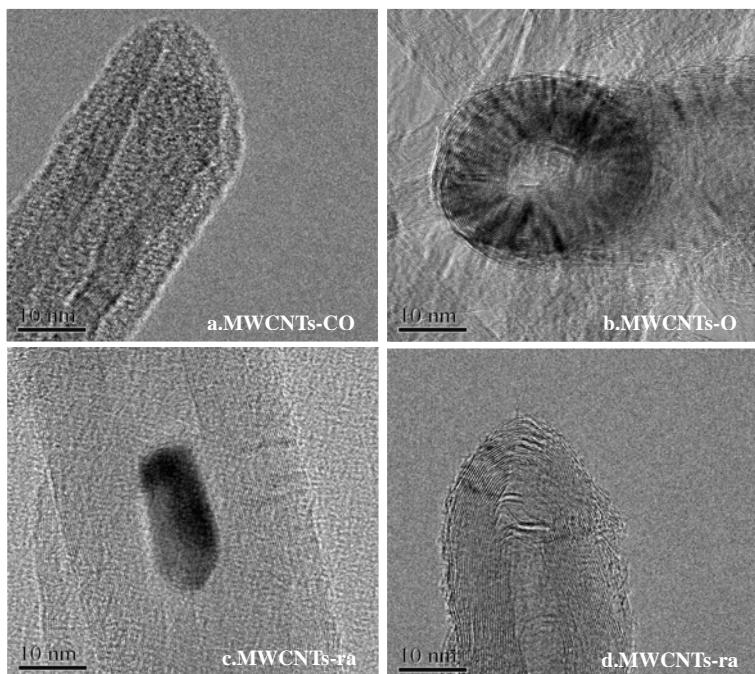


圖 1 FETEM 照片。(a)MWCNTs-COOH 端點開孔；(b)MWCNTs- OH 端點開孔；(c)MWCNTs- raw 管柱內之殘留觸媒；(d)MWCNTs-raw 密閉端點

此外，針對 MWCNTs 在水相之表面電位，經分析整理如圖 4 所示，水中膠體表面界達電位會隨 pH 增加而遞減，當表面帶正電荷與負電荷相同時之 pH 值，稱為 pH<sub>iep</sub>(等電位點)。由圖 4 得知，MWCNTs 表面帶有-COOH 或-OH 官能基，在相同 pH 值下，會降低其界達電位，增加對水中正電荷離子之靜電吸引力，其負電荷絕對值排序為：MWCNTs-COOH > MWCNTs-OH > AC-F400 > MWCNTs-raw。

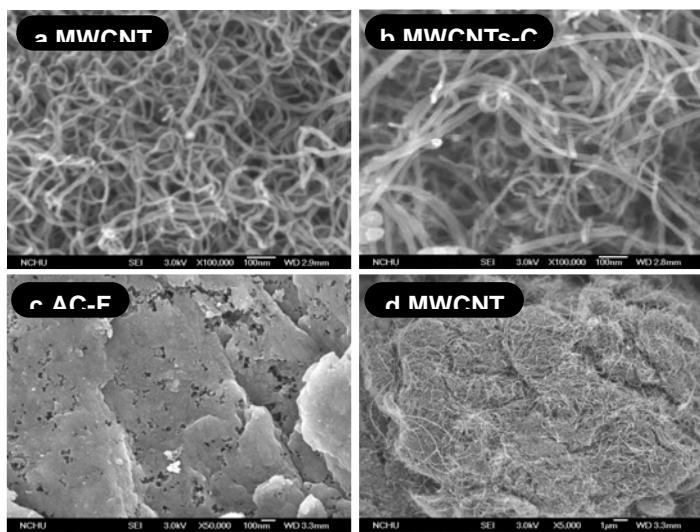


圖 2 MWCNTs 及活性碳表面 SEM 照片。(a)MWCNTs-raw；(b)MWCNTs-COOH；(c)AC-F400 孔洞；(d)MWCNTs-OH 團聚情形。

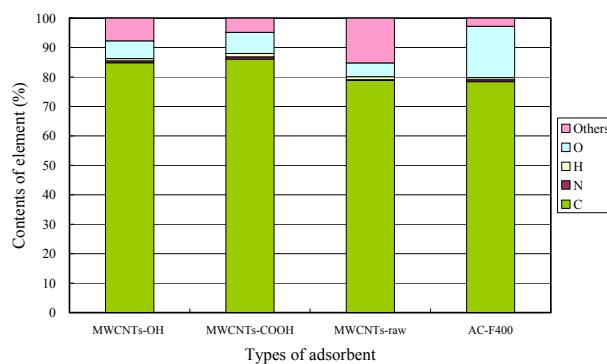


圖 3 元素分析統計圖

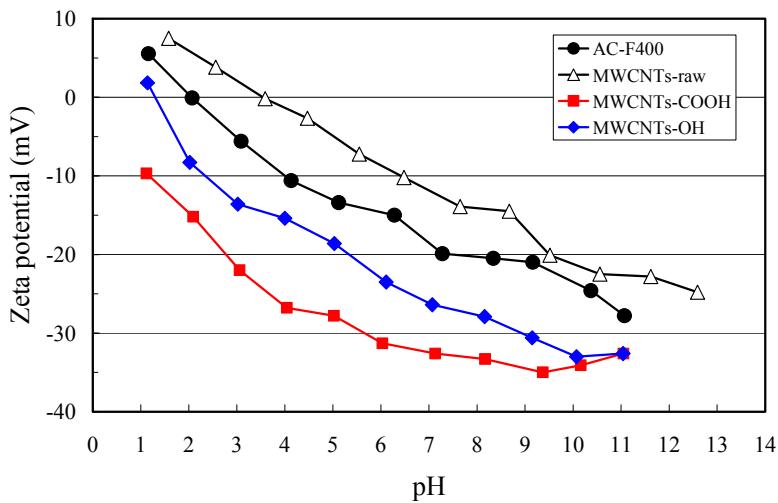


圖 4 吸附劑表面在不同 pH 值之界達電位分佈圖

針對 MWCNTs 之 TAC 及 TBC 含量分析結果如表 2，顯示碳管表面 TAC 以 MWCNTs-COOH 含量最高，主要是此組碳管表面富含羧基(-COOH)所致，其次含量依序為 MWCNTs-OH、MWCNTs- raw，活性碳則介於其間。在 TBC 部分，以表面富含羥基(-OH)之 MWCNTs-OH 最高，依序為活性碳、MWCNTs- COOH 及 MWCNTs-raw。

## 2. MWCNTs 對 Hg(II)之動力吸附探討

綜合本研究之 4 種吸附劑在不同 pH 值下( $=4.31$ 、 $6.38$ 、 $9.2$ )，對 Hg(II)之吸附量如表 2 所列，對 Hg(II)去除率皆隨 pH 提高而降低，此現象可藉由不同 pH 及  $pCl(= -\log [Cl^-])$  溶液下，汞之水合複合物(hydroxo complexes)之型態、吸附劑表面達電位與官能基密度等有關。

參考不同學者<sup>[20-23]</sup>所繪之汞水合複合物物種與 pH 平衡關係圖，推估本實驗  $pCl=2$  及不同 pH 條件下之主要汞物種如表 3 所示。

以本研究採硝酸汞為 Hg(II)來源加入  $0.01M$  NaCl 溶液中，當  $pH=4.31$  時，以  $HgCl_2^0$  為主，少部分為  $HgCl_3^-$  或  $HgOHCl^0$ ； $pH=6.38$  時，則以  $HgCl_2^0$  為主要物種，少部分為  $HgOHCl^0$ ； $pH=9.20$  則以  $Hg(OH)_2^0$  為主，少部分為  $HgOHCl^0$ ，膠體狀的(colloidal) $Hg(OH)_2^0$  存在於鹼性環境，但不會形成金屬氫氧化物固體沉

降或過濾分離去除<sup>[23-24]</sup>。故本研究 Hg(II)多數皆以中性電荷之複合物存在。

表 2 不同吸附劑在不同 pH 值對 Hg(II)吸附量與表面特性關係

Adsorbents		MWCNT-raw	MWCNTs-OH	MWCNTs-COOH	AC-F400
q <sub>e</sub> (mg/g)	pH=4.31	23.67	42.89	29.87	32.07
	pH=6.38	21.46	30.25	28.05	30.46
	pH=9.20	6.7	9.10	8.06	8.07
pH <sub>iep</sub>		3.50	1.20	--	2.00
Oxygen content (w/w,%)		2.72	6.04	7.14	17.46
TAC(mmole/g)		0.099	0.246	0.399	0.194
TBC(mmole/g)		0.100	0.294	0.149	0.199

q<sub>e</sub> : adsorbate/adsorbents; TAC : Total Acidity Capacity; TBC : Total Basicity Capacity.

表 3 本實驗不同 pH 條件下之主要汞物種

條件	pH=4.31	pH=6.38	pH=9.20	參考來源
pCl=2	HgCl <sub>2</sub> <sup>0</sup> (主要)	HgCl <sub>2</sub> <sup>0</sup> (主要)	Hg(OH) <sub>2</sub> <sup>0</sup> (主要)	[21]
	HgCl <sub>2</sub> <sup>0</sup> (100%)	HgCl <sub>2</sub> <sup>0</sup> (>90%) HgOHCl <sup>0</sup> (<10%)	Hg(OH) <sub>2</sub> <sup>0</sup> (>80%) HgOHCl <sup>0</sup> (<20%)	[22]
	HgCl <sub>2</sub> <sup>0</sup> (>90%) HgOHCl <sup>0</sup> (<10%)	HgCl <sub>2</sub> <sup>0</sup> (>90%) HgOHCl <sup>0</sup> (<10%)	Hg(OH) <sub>2</sub> <sup>0</sup> (主要)	[23]
	HgCl <sub>2</sub> <sup>0</sup> (>90%) HgCl <sub>3</sub> <sup>-</sup> (<10%)	HgCl <sub>2</sub> <sup>0</sup> (>90%) HgOHCl <sup>0</sup> (<10%)	Hg(OH) <sub>2</sub> <sup>0</sup> (>90%) HgOHCl <sup>0</sup> (<10%)	[24]

有學者彙整奈米碳管吸附水中重金屬(Ni<sup>2+</sup>、Pb<sup>2+</sup>、Zn<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup>)是隨 pH 增加而遞增，因為高 pH 值(>8)時，會降低 H<sup>+</sup>與 M<sup>2+</sup>(二價重金屬)表面競爭吸附情形，而高 pH 也使表面帶更多負電荷，因此提高靜電作用對 M<sup>2+</sup>之吸引，直到低溶解性氫氧化金屬或水合離子物種形成，而大幅提高去除率<sup>[14]</sup>，與本研究奈米碳管吸附 Hg(II)有明顯差異。

比較 Tawabini et al.<sup>[25]</sup>所提出，當 Cl<sup>-</sup>非水中主要物種時，溶液 pH<4 有較低之除汞效率，是因為 H<sup>+</sup>與 Hg<sup>2+</sup>產生競爭吸附，而 pH=5~8 之間，因奈米碳管表面荷負電荷增加而提高去除率，並指出奈米碳管表面含氧官能基(如-COOH、-OH 或-C=O)為重要去除因素，pH>9 時，奈米碳管對汞之吸附會降低，是因為汞

形成帶負電荷之  $\text{Hg}(\text{OH})_3^{1-}$  及  $\text{Hg}(\text{OH})_4^{2-}$ ，增加與 MWCNTs 表面之靜電斥力。另外 El-Sheikh et al.<sup>[26]</sup>也是在無  $\text{Cl}^-$  溶液進行奈米碳管去除汞之研究中，指出  $\text{pH}=7$  有最佳去除汞之能力，因為  $\text{pH}=1\sim 5$  之間， $\text{H}^+$  與  $\text{Hg}^{2+}$  產生競爭吸附，而鹼性環境下( $\text{pH}=9$ )， $\text{Hg}(\text{OH})_3^{1-}$ ， $\text{Hg}(\text{OH})_4^{2-}$  與表面帶負電之奈米碳管產生靜電斥力而降低。

而採用非奈米碳管之吸附劑去除汞之研究中，Huang & Blankenship<sup>[27]</sup>則以 11 種商用活性碳去除水中  $\text{Hg}(\text{II})$ ，指出最佳 pH 條件在 4~5 之間，爾後隨著 pH 增加而降低。但 López- Muñoz et al.<sup>[23]</sup>研究  $\text{TiO}_2$  吸附  $\text{Hg}(\text{II})$  却是隨 pH 提高( $\text{pH}=2\sim 10$ )而增加，在  $\text{pCl}=2.3$  溶液下， $\text{TiO}_2$  表面零電位點( $\text{pHzpc}$ )為 6.8~7.0 之間，故於  $\text{pH}=2\sim 4.5$  之酸性溶液下，以中性的  $\text{HgCl}_2^0$  為主要物種，而  $\text{HgCl}_2^0$  因在溶液中之穩定性高而不易被吸附； $\text{HgOHCl}^0$  則在  $\text{pH}>4.5$  時，隨 pH 增加而逐漸增加，至  $\text{pH}=7.0$  佔 50%，另外  $\text{HgCl}_2^0$  及  $\text{Hg}(\text{OH})_2^0$  各佔 25%，電荷不對稱的  $\text{HgOHCl}^0$  比  $\text{HgCl}_2^0$  在  $\text{TiO}_2$  帶正電荷之表面有較佳親和力，但仍屬微弱；於  $\text{pH}>9$  之鹼性溶液下，則以  $\text{Hg}(\text{OH})_2^0$  為主要汞物種，對帶中性與負電荷之  $\text{TiO}_2$  表面( $\equiv \text{TiOH}$  or  $\equiv \text{TiO}^-$ )皆有良好親和力，顯示吸附劑表面特性、 $\text{Hg}(\text{II})$  物種隨 pH 及 pCl 變，是影響吸附  $\text{Hg}(\text{II})$  之最主要原因。

由表 2 得知，本實驗不同吸附劑去除  $\text{Hg}(\text{II})$  之效率皆隨 pH 提高而降低，而由表 3 知道去除  $\text{Hg}(\text{II})$  物種以  $\text{HgCl}_2^0$  為主，其他中性  $\text{Hg}(\text{II})$  物種(如  $\text{HgOHCl}^0$ 、 $\text{Hg}(\text{OH})_2^0$ )則不易去除，與 Tawabini et al.<sup>[25]</sup>及 El-Sheikh et al.<sup>[26]</sup>說明不同 pH 下，不同電荷特性之  $\text{Hg}(\text{II})$  物種與界達電位之靜電吸引或相斥來解釋吸附量之差異原因不同，研究其可能之原因為：(1)吸附劑表面帶正電荷比負電荷有利於  $\text{HgCl}_2^0$  的吸附；(2)吸附劑表面含氧官能基隨 pH 提高而降低，使去除  $\text{HgCl}_2^0$  之吸附位址減少；(3) $\text{Hg}(\text{II})$  最初是以  $\text{HgCl}^{3-}$  型態被吸附，因溶液中  $[\text{Cl}^-] >> [\text{HgCl}_2^0]$ ，故為維持  $\text{HgCl}_2^0 + \text{Cl}^- = \text{HgCl}^{3-}$  平衡下，持續產生  $\text{HgCl}^{3-}$  型態繼續被吸附，這也可以解釋為何動力吸附反應需 24 小時以上才可以達飽和吸附之原因。

故 MWCNTs-OH 及 MWCNTs-COOH 其表面帶含氧官能基與表面界達電位值降低，是比 MWCNTs-raw 有更高吸附  $\text{Hg}(\text{II})$  之原因。AC-F400 在  $\text{pH}=4$  有較高之吸附量，隨 pH 值提高而降低，其變化趨勢與 Huang & Blankenship<sup>[27]</sup> 相同；MWCNTs-OH 比其他吸附劑有最佳吸附量，但界達電位則以 MWCNTs-COOH 帶

最多之負電荷，因此物理性靜電吸附並非主要去除機制，推測 MWCNTs-OH 所含之鹼性官能基(如 pyrone、chromene、-OH)，有利去除只存在於低 pH 值之  $\text{HgCl}^-$  物種，這也說明在  $\text{pH} > 6$  時，MWCNTs-COOH 與 MWCNTs-OH 對  $\text{Hg(II)}$  之去除量差異不大。

鑑於上述各組 MWCNTs 及活性碳在不同 pH 值之吸附特性，本研究之動力吸附試驗所控制之 pH 值 = 4.31 以 First-order、Pseudo first-order、Pseudo second-order 及 Intraparticle kinetic model 等 4 種吸附模式估算對被吸附物質之吸附速率<sup>[15, 28]</sup>，其線性模擬結果及速率常數整理如圖 5 及表 3。首先由比較 4 種動力模式之相關係數( $r^2$ )，可見 MWCNTs 吸附  $\text{Hg(II)}$  過程中以 Pseudo second-order 模式較符合。

另由比較各種動力模式求得之反應速率常數( $k$ )，發現以 Pseudo second-order 求得之  $k_2$  值以 MWCNTs-COOH 最高，MWCNTs-OH 次之，MWCNTs-Raw 最低，但 First-order 及 Pseudo first-order 之  $k_1$  則隨吸附量( $\text{mg/g}$ )增加而增加，此結果是否因 MWCNTs 表面電位、官能基等造成的差異，仍有待後續實驗證實。

表 3 動力吸附模式參數統計

Models Adsorbents	First-order		Pseudo first-order		Pseudo second-order		Intra particle	
	$k_1$	$r^2$	$k_1$	$r^2$	$k_2$	$r^2$	$k_p$	$r^2$
MWCNTs-raw	0.07	0.8950	0.07	0.8959	0.012	0.9755	3.36	0.9441
MWCNTs-OH	0.16	0.9129	0.17	0.9180	0.042	0.9993	3.76	0.8385
MWCNTs-COOH	0.08	0.7999	0.08	0.8053	0.059	0.9994	3.00	0.7562
AC-F400	0.08	0.8944	0.08	0.8949	0.039	0.9985	3.43	0.7984

Unit :  $k_1 = \text{hour}^{-1}$  ;  $k_2 = \text{g}/\text{mg}/\text{hour}$  ;  $k_p = (\text{mg}/\text{g})/(\text{hour})^{0.5}$

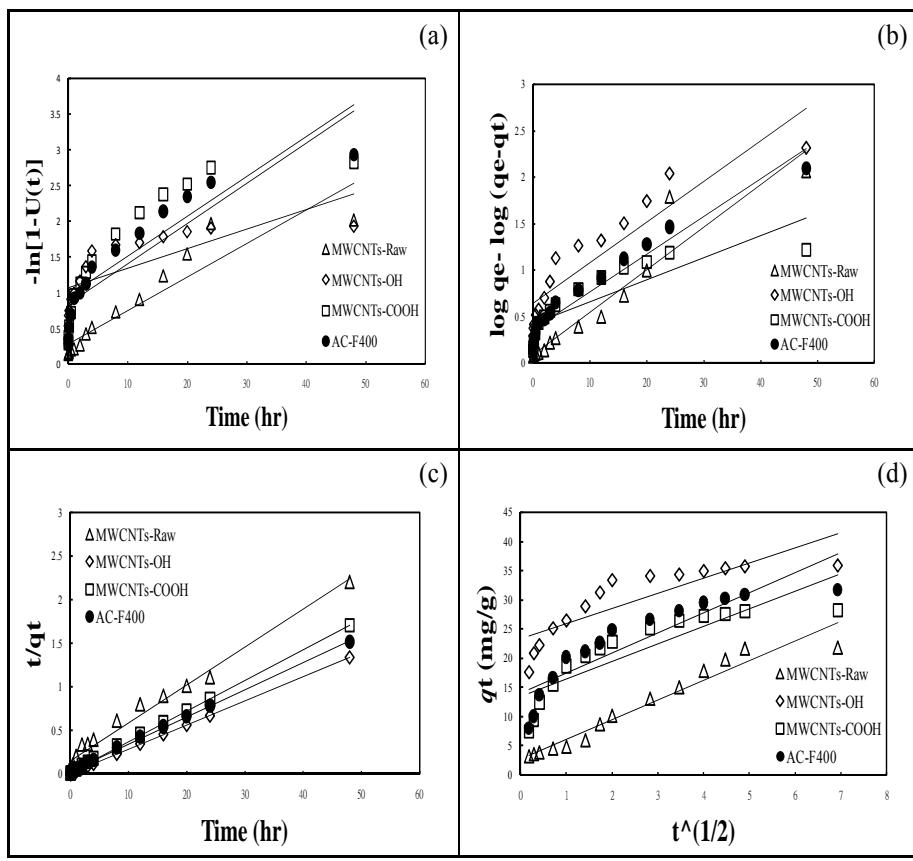


圖 5 動力吸附模式線性化曲線圖 (a): First-order kinetic model; (b) Pseudo first-order kinetic model; (c) Pseudo second-order kinetic model; (d) Intraparticle kinetic model

### 3. 等溫吸附

本研究  $q_e$  所對應之 Langmuir 與 Freundlich 吸附模式如下列公式：

$$q_e = \frac{(q_e)_{\max} a C_e}{1 + a C_e} = \frac{a b C_e}{1 + a C_e} \quad \dots \dots \dots \text{Langmuir model (1)}$$

$$q_e = K_f C_e^{(1/n)} \quad \text{Freundlich model (2)}$$

其中， $q_e$  是吸附量(mg/g)， $C_e$  是汞平衡浓度(mg/L)， $b$  为最大吸附量(mg/g)，

a 是 Langmuir 吸附常數(L/mg)； $K_f$  及 n 是 Freundlich 常數，其吸附後平衡濃度與吸附量之關係如圖 6 所示，當  $Hg(II)=3.73\text{ mg/L}$ ，MWCNTs 添加濃度達  $333\text{ mg/L}$  以上時，汞吸附去除增加有限，故超過此範圍之吸附曲線，未列入吸附模式計算，推測高濃度奈米碳管在水中有顯著的凝聚(aggregation)現象，不利分散而吸附  $Hg(II)$ 。本研究 4 種吸附劑之對汞之等溫吸附汞曲線無法以線性化求出 Langmuir 吸附常數，故只有是 Freundlich 經直線化後求得之吸附常數如表 4 所示。

由於 Freundlich 吸附常數  $1/n$  接近於 1，代表汞與吸附劑間無強烈之親和力， $1/n > 1$ ，代表與  $Hg(II)$  之親和力較不足，雖然 MWCNTs-OH 有最高之吸附量，但  $1/n$  最高，顯示高吸附量應有高親和力之期望相左，因此後續需進一步探討，包含起始的( $Hg(II)/MWCNTs=mg/g$ )比值範圍、吸附是否為唯一去除機制等，以了解其原因。

表 4. Freundlich 吸附模式常數(at pH=4.31)

Adsorbate	Adsorbents	Freundlich		
		$K_f$	$1/n$	$r^2$
Hg(II)	MWCNTs-raw	8.35	1.08	0.9347
	MWCNTs-OH	42.73	1.11	0.8870
	MWCNTs-COOH	18.04	0.85	0.9676
	AC-F400	22.39	1.02	0.9778

Units:  $K_f = (mg/g)/(mg/L)^{(1/n)}$  ; n, r = dimensionless

再者，針對 AC-F400 等溫吸附結果，與 Huang and Blankenship<sup>[27]</sup>以活性碳去除汞之研究( $Hg(II)$ 起始濃度  $2\text{ mg/L}$ ,  $pH=4.31$ , 最大吸附量為  $22.39\text{ mg/g}$ )及 Zhua et al.<sup>[29-30]</sup>經改質後之活性碳研究對汞之吸附量研究( $Hg(II)$ 起始濃度  $40\text{ mg/L}$ ， $pH=4$ ，最大吸附量為  $99\text{ mg/g}$ )，其等溫吸附特性皆較吻合 Freundlich 吸附模式，代表吸附劑表面與  $Hg(II)$ 鍵結屬於單層但有不同之特定吸附位置。

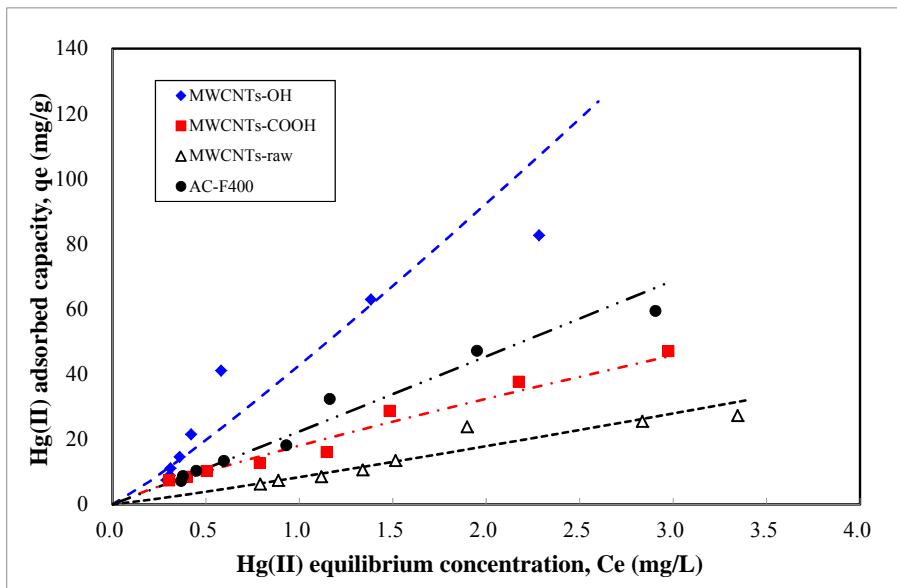


圖 6 不同吸附劑吸附 Hg(II) 之等溫吸附平衡圖(直線為 Freundlich 模式繪出結果)

#### 四、結論

- 含有-COOH 及-OH 官能基的商業化 MWCNTs，經元素分析、Boehm 酸鹼滴定分析及界達電位量測，顯示可以降低  $pH_{iep}$ 、提高碳含量及含氧官能基，並降低雜質含量，對未來 MWCNTs 商業化用於實廠吸附污染物，可節省前處理之人力與成本。
- pH 值對水中汞物種及吸附劑表面性質影響頗大，間接對 Hg(II) 產生不同吸附效果，本研究發現 MWCNTs 及 AC 在偏酸性 pH 值對 Hg(II) 有較佳吸附容量，pH 高於 9 則吸附量將大幅降低 3~4 倍。
- MWCNTs 吸附 Hg(II) 過程以 Pseudo second-order 模式較符合。另由比較各種動力模式求得之反應速率常數( $k$ )，發現 Pseudo second-order 求得之  $k$  值以 MWCNTs-COOH 最高，MWCNTs-OH 次之，未改質之 MWCNTs-raw 最低。
- 本研究選用之三種 MWCNTs 在 pH=6 之等溫吸附曲線適用以 Freundlich 模式求出最佳吸附容量( $k$  值)及吸附親和力( $1/n$  值)，其中以 MWCNTs-OH 對 Hg(II) 具最大

吸附容量。

5.本研究以奈米碳管吸附去除水中微量汞金屬，其功效明顯高於目前之各種技術，原因是奈米碳管材質之物化特性，可在製程中合成對汞或其他金屬具高吸附性之結構、官能基等特殊性質，未來在水處理技術之應用深具實務價值。

## 參考文獻

1. Aucott, M.L., Caldarelli, A.D., Zsolway, R.R., Pietarinen C.B., England, R., Ambient elemental, reactive gaseous, and particle-bound mercury concentrations in New Jersey, U.S., measurements and associations with wind direction, Environmental Monitoring and Assessment, 158: p. 295–306, 2009.
2. UNEP, Global Mercury Assessment, 2002.
3. USEPA, Health Services Industry Detailed Study - Dental Amalgam, 2008.
4. Association of Metropolitan Sewerage Agencies (AMSA), Mercury Source Control and Pollution Prevention Program (Final Report), 2002.
5. USEPA, Aqueous Mercury Treatment (Capsule Report), EPA/625/R-97/004, 1997.
6. USEPA, Treatment Technologies for Mercury in Soil, Waste, and Water, 2007.
7. Lin, S., D.M. Wang, M. Li, E. Ayca, and C.P. Huang, On the Opportunities of Nano-technology in Environmental Applications-A Reality Assessment and Future Potential, 第四屆環境保護與奈米科技學術研討會論文集, p.1-27, 2007.
8. Masciagioli, T., Zhang, W.X., Environmental Technologies at the Nanoscale, Environmental Science and Technology, 37: p. 102A–108A, 2003.
9. Theron, J., Walker, J.A., Cloete, T.E., Nanotechnology and Water Treatment: Applications and Emerging Opportunities-Critical Reviews, Microbiology, 34: p. 43-69, 2008.
10. Iijima, S., Helical Microtubules of Graphitic carbon, Nature, 354: p. 56-58, 1991.
11. Iijima, S., Ichihashi, T., Single-shell Carbon Nanotubes of 1-nm Diameter, Nature,

## 58 多壁奈米碳管(MWCNT)去除水中二價汞之研究

- 363: p. 603-605, 1993.
- 12.Ren, X., Chen, C., Nagatsu, M., Wang, X., Carbon Nanotubes as Adsorbents in Environmental Pollution Management-A review, Chemical Engineering Journal, 170: p. 395–410, 2011.
- 13.Pan, B., Xing, B., Adsorption Mechanisms of Organic Chemicals on Carbon Nanotubes, Environmental Science and Technology, 42: p. 9005-9013, 2008.
- 14.Rao, G.P., Lu, C., Su, F., Sorption of Divalent Metal Ions from Aqueous Solution by Carbon Nanotubes-A review, Separation and Purification Technology, 58: p. 224–231, 2007.
- 15.Huang, W.J., Cheng, Y.L., Effect of Characteristics of Activated Carbon on Removal of Bromate, Separation and Purification Technology, 59: p. 101-107, 2008.
- 16.Boehm, H.P., Some Aspects of the Surface Chemistry of Carbon Blacks and other Carbons, Carbon, 32: p. 59–69, 1994.
- 17.Barton, S.S., Evans, M.J.B., Halliop, E., MacDonald, J.A.F., Acidic and Basic Sites on the Surface of Porous Carbon, Carbon, 35: p. 1361–1366, 1997.
- 18.Boehm, H.P., Surface Oxides on Carbon and their Analysis: a Critical Assessment, Carbon, 40: p. 145–149, 2002.
- 19.Chen, J.P., Wu, S., Acid/Base-Treated Activated Carbons: Characterization of Functional Groups and Metal Adsorptive Properties, Langmuir, 20: p. 2233-2242, 2004.
- 20.Mac Naughton, M.G., James, R.O., Adsorption of aqueous mercury (II) complexes at the oxide/water interface, Journal of Colloid and Interface Science, 47: p.431-440, 1974.
- 21.Valente Nabais, J.M., Carrott, P.J.M., Carrott, M.R., Silvestre, S., Durán-Valle, C.J., Adsorption of Aqueous Mercury(II) Species by Commercial Activated Carbon Fibres with and without Surface Modification, Adsorption Science & Technology, 25(3/4): p.199-215, 2007.

- 22.Herrero, R., Lodeiro, P., Rey-Castro, C., Vilarino, T., Sastre de Vicente, M.E., Removal of inorganic mercury from aqueous solutions by biomass of the marine macroalga *Cystoseira baccata*, *Water Research*, 39: p.3199–3210, 2005.
- 23.López-Muñoz, M.J., Aguado, J., Arencibia, A., Pascual, R., Mercury removal from aqueous solutions of  $HgCl_2$  by Heterogeneous photocatalysis with  $TiO_2$ , *Applied Catalysis B: Environmental*, 104: p.220-228, 2011.
- 24.Carrott, P.J.M., Ribeiro M.M.L., Nabais, J.M.V., Influence of Surface Ionization on the Adsorption of Aqueous Mercury Chlorocomplexes by Activated Carbons, *Carbon*, 36: p.11-17, 1998.
- 25.Tawabini, B., Al-Khaldi, S., Atieh, M., Khaled, M., Removal of Mercury from Water by Multi-walled Carbon Nanotubes, *Water Science & Technology*, 61: p.591-598, 2010.
- 26.El-Sheikh, A.H., Al-Degs, Y.S., Al-As'ad, R.M., Sweileh, J.A., Effect of oxidation and geometrical dimensions of carbon nanotubes on  $Hg(II)$  sorption and preconcentration from real waters, *Desalination*, 270: p.214-220, 2011.
- 27.Huang, C.P., Blankenship, D.W., The Removal of Mercury (II) from Dilute Aqueous Solution by Activated Carbon, *Water Research*., 18: p.37-46, 1984.
- 28.Ho, Y.S., McKay, G., Pseudo-second Order Model for Sorption Processes, *Process Biochemistry*, 34: p.451-465, 1999.
- 29.Zhua, J., Yang, J., Deng, B., Enhanced Mercury Ion Adsorption by Amine-modified Activated Carbon, *Journal of Hazardous Materials*, 166: p.866-872, 2009a.
- 30.Zhua, J., Deng, B., Yang, J., Gang, D., Modifying Activated Carbon with Hybrid Ligands for Enhancing Aqueous Mercury Removal, *Carbon*, 47: p.2014-2025, 2009b.



## 空氣污染防治

# UVA、UVC 及 UVLED 結合 $\text{Ag}/\text{TiO}_2$ 光觸媒光催化甲苯反應動力

謝哲隆\*、白崢鈺\*\*

## 摘要

本研究利用複合金屬銀光觸媒( $\text{Ag}/\text{TiO}_2$ )結合 UVA (365 nm)、UVC (254 nm) 及 UVLED (385 nm) 的技術，建立室內空氣清淨機處理室內空氣污染物甲苯之反應動力及推廣利用。 $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  製造係以初濕含浸法(impregnation method)於商用  $\text{TiO}_2$  上添加銀離子製備而成，隨後披覆於二百根玻璃棒之環管狀反應器上，採用 UVA、UVC 及 UVLED 置於反應器中央作為激發光源，在不同操作控制因子，如光強度、濃度、濕度下，進行甲苯異相光催化分解反應的探討，利用不同初始濃度之初始反應速率值，針對不同初始濃度及濕度對甲苯分解之影響，建立甲苯光催化分解之反應動力式並作數值模擬。希望能找出最適化之操作條件，以達到去除室內環境中對人體有害之甲苯為目標。結果顯示可以 Langmuir-Hinshelwood (L-H) 方程式模擬 UVA 及 UVC 光催化甲苯之反應速率、濃度及溼度的關係式，並求得甲苯於不同光照強度及濕度下之反應速率常數( $k$ )與吸附平衡常數( $K_L$ )之值，模擬結果非常良好。另外，以一階動力方程式模擬 UVLED 光催化反應，並探討反應速率與濃度及濕度之間的關係。結果顯示光強度為本實驗重要之影響因子，其次為濕度，在光源 UVA 及 UVC 之下，甲苯最終分解速率隨光波長變短而有明顯提升，濕度影響相對於光強度則小許多。使用 UVLED 光源進行光催化反應，濕度則為重要影響因子，高濃度產生的較多的中間產物及水氣之存在會抑制甲苯降解，判斷是由於光強度較低導致

## 62 UVA、UVC 及 UVLED 結合 Ag/TiO<sub>2</sub> 光觸媒光催化甲苯反應動力

產生的中間產物及水氣干擾甲苯的降解反應，產生競爭吸附效果，而一般於低濃度下(<110 ppmv)三者的最終破壞去除效率( $\eta_D$ )均可達95%以上，光催化反應之去除效率UVA及UVC可以L-H方程式模擬，而UVLED可以一階反應來模擬。以能量效益來看，UVLED(相對溼度=0%)(0.00092 mg kW<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>)>UVLED(相對溼度=50%)(0.00034 mg kW<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>)>UVC(0.00011 mg kW<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>)>UVA(0.00009 mg kW<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>)。UVLED省能效果非常明顯。本研究可提供未來設計室內空氣清淨機之參考。

【關鍵字】甲苯、Ag/TiO<sub>2</sub>、UVA、UVC、UVLED、光催化、Langmuir-Hinshelwood

---

\*國立宜蘭大學環境工程系 副教授

\*\*財團法人台灣產業服務基金會 工程師

## 一、前 言

一般傳統污染控制去除 VOCs 以傳統觸媒氧化處理為主，如此可以降低反應溫度節省成本，亦可以降低安全上的顧慮。近年來利用  $TiO_2$  光催化氧化程序以去除 VOCs(如：芳香族化合物(甲苯、苯、二甲苯等)、醇類、醛類等)及含氯 VOCs(如：三氯乙烯、四氯乙烯、氯酚等)光催化之研究結果顯示具有相當有機物之轉化率，但為更有效的促進完全礦化(mineralization)，增加接觸面積，縮短反應時間，抑制失活情況為目前研究重點。對於光催化反應而言，催化劑之選擇極為重要，一般採用半導體物質(如  $TiO_2$ 、 $ZnO$  及  $WO_3$  等)。此外，亦有文獻指出添加少量(0.1-3%)金屬，如  $Ag^{[1-3]}$ 、 $Au^{[4]}$ 、 $Cu^{[5]}$  等為雙金屬氧化物催化劑，可提升催化劑之活性，增進光催化反應之去除效果。

傳統光觸媒  $TiO_2$  效率仍有進一步提升空間，且光觸媒光源使用傳統紫外光汞燈居多，電力轉化效率約只有 30%，體積大、危險性高，又會造成廢燈管處理問題，如汞的環境污染。本研究針對室內常見的空氣污染物，利用新發展出之紫外線發光二極體(Ultraviolet Light Emitting Diodes, UVLED)搭配技術已經成熟之光觸媒光催化技術，建立室內空氣清淨機之模擬測試系統，進行操作及環境因子如溫度及濕度對揮發性有機物甲苯去除的影響實驗。期待使用安全性高、壽命長(10 萬小時以上，為一般燈泡 25~100 倍)、輕巧攜帶容易(平面封裝，多顆組合)、造價便宜、省電效率高、低壓直流電驅動、發熱量少、耐震與耐衝擊、單色光發光、反應速率快及無汞污染的 UVLED 取代傳統較危險、壽命短、笨重、造價較貴、效率低、易發熱的傳統 UV 燈管，期待發展出高效率之 UVLED 光催化技術及更為大眾所接受之空氣清淨機。進而降低傳統水銀燈管的無效電力，減少發電所需之二氧化碳排放量，並減少有害廢棄水銀燈管廢棄水銀的處理問題。

本研究主要針對甲苯光催化反應中的反應動力式做進一步的探討，提供做為實驗進行的條件設定參考依據。異相光催化有機物降解反應通常遵循假一階動力模式，並且以 Langmuir-Hinshelwood model(L-H model)及一階動力方程式加以描述<sup>[6]</sup>。Obee and Brown (1995)<sup>[7]</sup>研究包含甲苯的有機污染物之光觸媒氧化反應，使用

聚合結晶型 TiO<sub>2</sub> 光觸媒，其發現水蒸氣存在下會發生與甲苯競爭性吸附反應。Kim 和 Hong (2002)<sup>[6]</sup>利用批次反應器找出 TiO<sub>2</sub> 光催化甲苯反應動力模式，以 L-H 模式模擬下，其  $k$  及  $K_L$  分別為  $4.493 \times 10^{-4} \text{ mol m}^{-3} \text{ min}^{-1}$  及  $327.1 \text{ m}^3 \text{ mol}^{-1}$ ，並依此找出初始反應速率與初始甲苯濃度之關係式，但此研究並未比較光強度對降解結果之影響。傳統研究當中針對 Langmuir-Hinshelwood 動力式之反應速率常數( $k$ )及吸附平衡常數( $K_L$ )有相當多之探討<sup>[8-9]</sup>，然而針對含有水氣下甲苯以 Ag/TiO<sub>2</sub> 光催化之氧化反應動力式及數值模擬卻付之闕如。另外文獻記載，UVLED 目前尚無用於空氣有機污染物處理上，但於水污染處理的應用上有相關文獻報導，Chen et al., (2005)<sup>[10]</sup>首先利用 UVLED 來處理 perchloroethylene(PCE)進行光催化反應，文中指出 UVLED 不含汞蒸氣，可用直流電驅動，且有 100,000 小時的壽命。其結合 P25 TiO<sub>2</sub> 處理 PCE，在光輸出能量  $49 \mu \text{W/cm}^2$  下，光波長 375 nm 時，轉化率達 43%，並提出 UVLED 若其價格下降則具有相當大的發展潛力。Wang and Ku (2006)<sup>[11]</sup>研究利用 UVLED 結合 TiO<sub>2</sub> 光觸媒降解紅色 22 號染料，結果顯示可以使用 L-H 模式模擬，週期性照光效果較連續式效果好。本研究同時比較 UVLED、UVA 及 UVC 為光源，結合 Ag/TiO<sub>2</sub> 光觸媒，處理甲苯，探討光催化有機物之轉化率(conversion ratio)效果，並提出反應動力式，做為開發設計新穎之 UVLED 室內空氣污染物處理器之參考。

## 二、研究方法

### 2.1 材料與設備

#### 1. 甲苯(toluene)

本研究使用甲苯(Nihon Shiyaka Industries, Ltd., Ind. Co., Ltd., Japan, 99.7 %)作為目標室內空氣污染物。配製方法為取甲苯加入 1L 密閉之反應槽內，加熱至 25 °C 使之完全揮發。為探討水氣之影響，加入 7 及  $14.5 \mu \text{L}$  純水，使之完全揮發，此時水氣相對濕度分別為 32% 及 50%。

#### 2. 觸媒之製備

本研究使用 Ag/TiO<sub>2</sub> 光觸媒。其中 TiO<sub>2</sub> 選用 Degussa P-25。Ag/TiO<sub>2</sub> 的製備

係採用初溼含浸法製成，Ag 比例為 2 % (w/w)。將製備好之觸媒以噴槍均勻塗佈在二百根玻棒載體上，以 105°C 烘 10 分鐘，再以 450°C 煅燒 30 分鐘，Ag/TiO<sub>2</sub> 總重量為 0.5g。由初濕含浸法製成之 Ag/TiO<sub>2</sub> 並不會對 TiO<sub>2</sub> 成份含量有所改變，以 anatase 占大部分。由 XRD 圖譜可知 Ag 僅沉積於 TiO<sub>2</sub> 表面，並未完全形成晶格。粒徑介於 50-70 nm 之間。Ag/TiO<sub>2</sub> 平均晶格大小(average crystalline size)為 3.347 nm。BET 比表面積為 50.28m<sup>2</sup>g<sup>-1</sup>[12]。

### 3. 反應設備

光催化反應器系統如圖 1 所示。反應槽體積為 1,000 mL，上下蓋使用可抗氧化之不銹鋼 316 材質，反應槽外壁採用 pyrex 玻璃，槽內裝有不銹鋼支架以架設 200 根玻璃棒(直徑 = 1.5mm；長 = 25cm)載體。玻棒載體之總表面積以光源所能照射至一半面積計算，約為 1,177.5cm<sup>2</sup>。並使用 UVA(365 nm UV lamp) (Philips, 12 W)、UVC (254 nm UV lamp)(Philips TUV, 16 W)及 UVLED(383 nm, TG Purple Hi LED E1L5M-4P0A2-01, Toyota Gosi Co., Ltd., Taiwan)作為光源。反應進行時使用氣體循環幫浦以使反應氣體於反應槽內完全混和，並與觸媒接觸進行光催化反應。為避免溫度變化干擾實驗結果，全程利用恆溫水槽(Model-B403, First Scientific, Taiwan)將反應溫度控制在 25°C。

## 2.2 實驗流程

本實驗操作程序如下：首先通入乾燥之空氣(O<sub>2</sub> : N<sub>2</sub> = 20 : 80)排除其他氣體，並使反應槽乾燥。然後注入目標污染物甲苯，送進烘箱加熱至 40 °C 使之完全揮發，當反應物完全揮發後，將反應槽放置於恒溫水槽內即可開始採樣，而此點即為反應槽之初始濃度。此時便可開啓光源，反應過程中監控溫度變化並採樣分析甲苯濃度。甲苯之檢測以氣相層析質譜儀(GC/MS, Focus GC and DSQ, USA)分析。

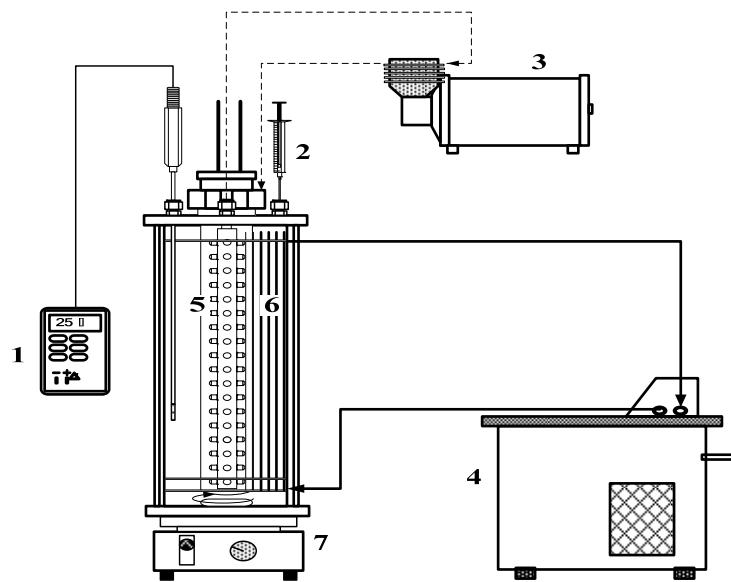


圖 1 光催化降解甲苯反應實驗裝置(1.溫度計；2.樣品注射口；3.循環抽氣幫浦；4.水浴槽；5.光源；6.載體；7.磁石)。

### 三、結果與討論

#### 1. 初始濃度對 $\text{Ag}/\text{TiO}_2$ 分解甲苯效率之影響

為瞭解系統所用之反應系統的最大甲苯處理濃度，故設定甲苯初始濃度 50-350 ppmv 間進行光催化分解實驗。所使用之光觸媒為  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$ ，披覆載體為玻璃棒，使用 UVA、UVC 梅燈及 UVLED 為光源，反應溫度控制在 298 K 及不同溼度(0、32 及 50%)之操作條件下，甲苯初始濃度與反應時間之變化如圖 2 至 4 所示。從圖中可以看出，使用 UVA 及 UVC 下，不管乾空氣或任何溼度，反應在 30 分鐘內均可降解達 95%以上，呈指數遞減趨勢。因此本實驗以假一階反應式(pseudo first-order rate reaction)及 L-H 模式模擬 UVA 及 UVC 光照情形下，反應物甲苯之濃度與反應時間之關係，進而了解不同甲苯初始濃度對光催化系統之分解效率的影響。另外，使用 UVLED 光源進行實驗時發現，有水氣時於高於濃

度 110 ppmv 以上之光催化反應降解效果不甚理想。相對於有水氣情形下，無水氣存在下，降解效果有明顯的提升。主要原因可能因水氣與甲苯產生競爭吸附反應，因此抑制甲苯之降解效果。其反應數據均可使用一階動力方程式來進行模擬，結果如圖 4 及表 1 所示。

反應時間與甲苯濃度變化以假一階反應式模擬，則可得：

$$r = -\frac{dC}{dt} = k_{obs} C \quad \dots \dots \dots \quad (1)$$

式中 C：甲苯濃度 (ppmv)；r：反應速率，計算方式為  $((C_0 - C)/t)$ ；t：反應時間 (min)；

$k_{obs}$ ：假一階速率常數 (pseudo first-order rate constant) ( $\text{min}^{-1}$ )。

積分(3)式

$$-\ln \frac{C}{C_0} = k_{obs} \times t \quad \dots \dots \dots \quad (2)$$

以  $-\ln(C/C_0)$  為縱軸，時間 t 為橫軸作線性迴歸，所得直線的斜率即為假一階反應速率常數( $k_{obs}$ )， $k_{obs}$  與初始濃度( $C_0$ )相乘，可得初始反應速率( $r_0$ )，不同  $C_0$  之  $k_{obs}$  與  $r_0$  列於表 1。 $C_0$  愈高， $k_{obs}$  愈小，表示單位時間內，反應物分解效率( $\Delta C/C$ )愈小，從  $r_0$  來看，甲苯之初始濃度高，初始反應速率則愈快。但對 UVLED 高於 107 ppmv 時，其  $r_0$  却隨濃度升高而下降，推測可能因反應中間產物與甲苯產生競爭吸附反應，因此降低反應速率。針對 UVA 及 UVC 為光源，其光觸媒催化分解反應為同時牽扯到觸媒表面吸附與化學反應之行為。在室溫下，觸媒對氣相污染物之吸附行為可以 Langmuir 吸附等溫線方程式加以模擬。

為了解甲苯濃度與反應速率之關係，故本實驗以 Langmuir 吸附等溫線推導出來之動力學模式 Langmuir-Hinshelwood model (L-H model) (3)來模擬反應速率與反應物濃度之關係，如下式所示：

$$r_0 = -\frac{dC_0}{dt} = k_{obs} C_0 = \frac{k K_L C_0}{1 + K_L C_0} \quad \dots \dots \dots \quad (3)$$

式中  $k_{obs}$ ：假一階速率常數 ( $\text{min}^{-1}$ )；k：反應速率常數 ( $\text{ppmv min}^{-1}$ )； $K_L$ ：吸附平衡常數( $\text{ppmv}^{-1}$ )； $C_0$ ：甲苯初始濃度(ppmv)； $r_0$ ：初始反應速率( $\text{ppmv min}^{-1}$ )。

將上式取倒數，可得到  $r_0$  與  $C_0$  之關係式：

$$\frac{1}{r_0} = \frac{1}{k_{obs} C_0} = \frac{1}{k} + \frac{1}{k K_L} \times \frac{1}{C_0} \quad \dots \dots \dots \quad (4)$$

以  $1/r_0$  與  $1/C_0$  作圖可得一直線，如圖 5 所示。利用(5)、(6)式求得直線之截距(I)與斜率(S)可得  $k$  及  $K_L$ ，其中值列於表 2。由表 2 可以發現，於相對濕度 0% 時，反應速率常數( $k$ )隨光強度降低而降低，吸附平衡常數( $K_L$ )稍微增加，但差異不大，因此無水氣時，反應速率常數( $k$ )受光強度影響較為明顯。相對溼度為 32 及 50% 時，使用 UVC 及 UVA 水銀燈為光源， $k$  值隨光強度降低而降低， $K_L$  值亦同。比較不同溼度之影響，於相對濕度 32% 時， $k$  值均為最高。但  $K_L$  值卻於相對濕度 50% 時最高。因此，於適當溼度下，水氣有增進反應速率之效果。由表 1 亦可顯示，使用 UVA 及 UVC 時， $C_0$  愈高， $k_{obs}$  愈低， $r_0$  愈高。高濃度初始降解速率越快，由此顯示濃度亦為影響本實驗之因子。但比較 UVLED 之  $k_{obs}$  及  $r_0$  值(Table 1)可發現，隨初始濃度增加不管有無水氣存在， $k_{obs}$  下降非常快速，而與無水氣比較時， $r_0$  隨初始濃度升高而降低，於相對濕度 50% 時， $r_0$  則先升後降。但與 UVA 及 UVC 比較， $k_{obs}$  及  $r_0$  亦小非常多，但主要由光強度影響所造成。但與 UVA 及 UVC 不同處則是，以 UVLED 為光源時，無水氣反應速率均比 50% 水氣時高，因此，水氣存在會抑制反應速率。因此於設計 UVLED 空氣清淨機時，為增強反應效果，需同時考慮除濕功能。

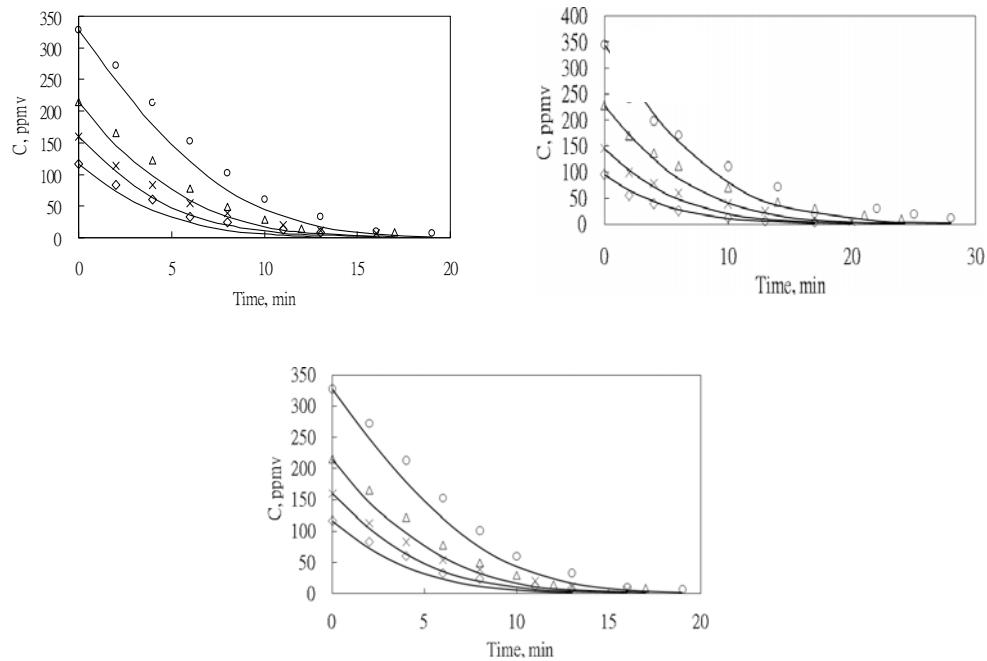
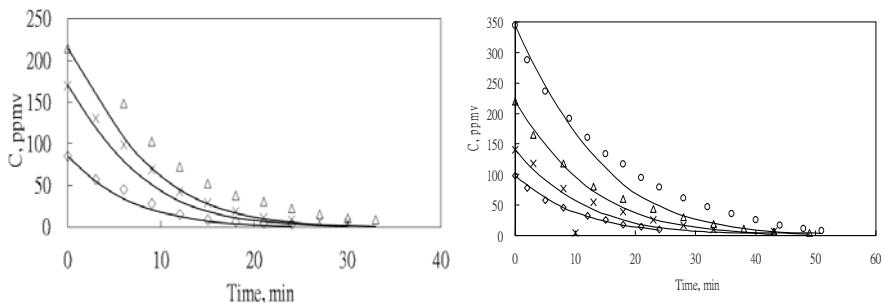
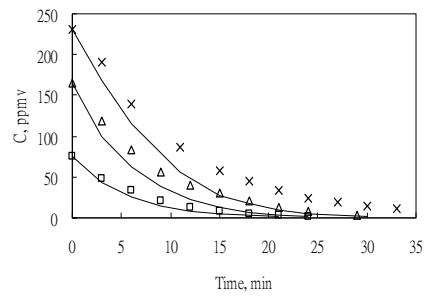


圖 2 不同初始濃度( $C_0$ )下以複合式  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  光觸媒結合 UVC 光催化降解甲苯。 $T = 298\text{ K}$ , UVC 光強度( $I_{254\text{ nm}}$ ) =  $6.48\text{ mW cm}^{-2}$ 。實線:模擬值; 標誌:實驗值。  
 (a) 相對溼度(RH) = 0%, ○: 333 ppmv, △: 217 ppmv, ×: 165 ppmv, ◇: 116 ppmv。  
 (b) 相對溼度(RH) = 32%, ○: 345 ppmv, △: 228 ppmv, ×: 145 ppmv, ◇: 95 ppmv。  
 (c) 相對溼度(RH) = 50%, ○: 328 ppmv, △: 215 ppmv, ×: 160 ppmv, ◇: 117 ppmv。



圖 3 不同初始濃度( $C_0$ )下以複合式  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  光觸媒結合 UVA 光催化降解甲苯。

$T = 298\text{ K}$ , UVA 光強度( $I_{365\text{ nm}}$ ) =  $1.57\text{ mW cm}^{-2}$ 。實線:模擬值; 標誌: 實驗值。(a)相對溼度(RH) = 0%,  $\triangle$ : 215 ppmv,  $\times$ : 170 ppmv,  $\diamond$ : 85 ppmv。  
(b)相對溼度(RH) = 32%,  $\circ$ : 344 ppmv,  $\triangle$ : 220 ppmv,  $\times$ : 140 ppmv,  $\diamond$ : 98 ppmv。  
(c)相對溼度(RH) = 50%,  $\times$ : 230 ppmv,  $\triangle$ : 165 ppmv,  $\square$ : 75 ppmv。

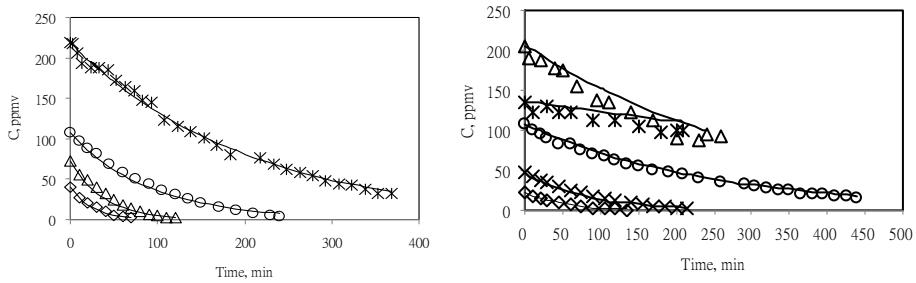


圖 4 不同初始濃度( $C_0$ )下以複合式  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  光觸媒結合 UVLED 光催化降解甲苯。 $T = 298\text{ K}$ , UVLED 光強度( $I_{383\text{ nm}}$ ) =  $0.58\text{ mW cm}^{-2}$ 。實線:模擬值; 標誌: 實驗值。(a)相對溼度(RH) = 0%,  $*$ : 217 ppmv,  $\circ$ : 107 ppmv,  $\triangle$ : 72 ppmv,  $\diamond$ : 40 ppmv。(b)相對溼度(RH) = 50%,  $\triangle$ : 206 ppmv,  $*$ : 136 ppmv,  $\circ$ : 107 ppmv,  $\times$ : 47 ppmv,  $\diamond$ : 23 ppmv。

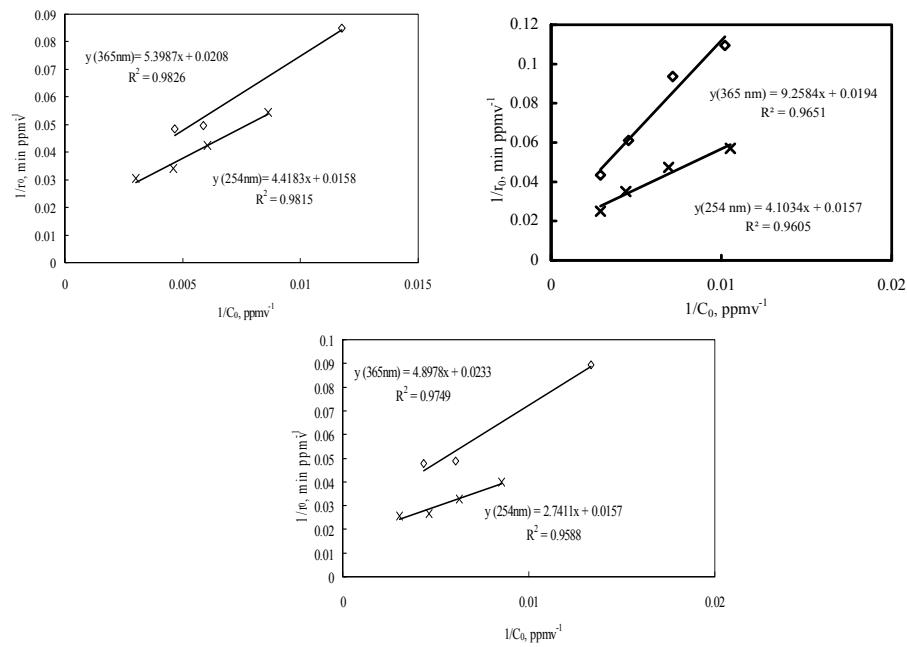


圖 5 複合式 Ag/TiO<sub>2</sub> 光觸媒光催化降解甲苯 L-H 圖。r<sub>0</sub>, C<sub>0</sub>: 初始反應速率及濃度。T = 298 K, UVC 光強度 I<sub>254 nm</sub> = 6.48 mW cm<sup>-2</sup>, UVA 光強度 I<sub>365 nm</sub> = 1.57 mW cm<sup>-2</sup>。(a)相對溼度(RH) = 0% ; (b)相對溼度(RH) = 32% ; (c)相對溼度(RH) = 50% 。

表 1 不同初始濃度(C<sub>0</sub>)下以複合式 Ag/TiO<sub>2</sub> 光觸媒結合 UVA、UVC 及 UVLED 光源光催化降解甲苯之擬一階反應速率方程式(k<sub>obs</sub>)和初始反應速率(r<sub>0</sub>)

Light source	Relative humidity (%)	C <sub>0</sub> (ppmv)	k <sub>obs</sub> (min <sup>-1</sup> )	r <sub>0</sub> (ppmv min <sup>-1</sup> )
UVC (254 nm)	0	116	0.1582	18.35
		165	0.1423	23.48
		217	0.1347	29.23
		333	0.0984	32.77
	32	95	0.1848	17.48
		145	0.1459	21.03
		228	0.1250	28.50
		345	0.1160	40.02
	50	116	0.1582	18.35
		160	0.1920	30.66
		215	0.1740	37.41
		328	0.1200	39.33

表 1 不同初始濃度( $C_0$ )下以複合式  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  光觸媒結合 UVA、UVC 及 UVLED 光源光催化降解甲苯之擬一階反應速率方程式( $k_{\text{obs}}$ )和初始反應速率( $r_0$ ) (續)

Light source	Relative humidity (%)	$C_0$ (ppmv)	$k_{\text{obs}}$ ( $\text{min}^{-1}$ )	$r_0$ (ppmv $\text{min}^{-1}$ )
UVA (365 nm)	0	85	0.1387	11.79
		170	0.1186	20.16
		215	0.0962	20.68
	32	98	0.0933	9.14
		140	0.0763	10.68
		220	0.0745	16.39
		344	0.067	23.05
	50	75	0.1491	11.18
		165	0.1238	20.43
		230	0.0907	20.86
UVLED	0	40	0.039	1.56
		72	0.026	1.87
		107	0.011	1.18
		219	0.005	1.10
	50	23	0.021	0.48
		47	0.012	0.56
		107	0.004	0.43
		136	0.001	0.14
		206	0.003	0.62

## 2. 數值模擬與實驗結果之比較

於不同初始濃度、不同光源強度及不同相對濕度下，以  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  為光觸媒光催化降解甲苯之實驗結果及以 L-H 模式模擬之數值結果分別顯示於圖 2-4。由圖中發現於低濃度下，UVA 及 UVC 為光源時各以 L-H 模式之  $k$  及  $K_L$  參數模擬，效果非常良好，但於高濃度時有較明顯之誤差。而以 UVLED 為光源時，以一階反應動力式模擬即可得到良好之結果，可見  $K_L$  值影響非常輕微，吸附造成之效應可以忽略不計。

表 2 複合式 Ag/TiO<sub>2</sub> 光觸媒結合 UVA、UVC 及 UVLED 光源光催化降解甲苯之反應速率常數(k)及吸附平衡常數(K<sub>L</sub>)

Light source	Relative humidity (%)	Consistency range (ppmv)	k (ppmv min <sup>-1</sup> )	K <sub>L</sub> (ppmv <sup>-1</sup> )
UVC (254 nm)	0	116–333	63.29	$3.58 \times 10^{-3}$
	32	95–345	63.69	$3.83 \times 10^{-3}$
	50	116–328	63.69	$5.73 \times 10^{-3}$
UVA (365 nm)	0	85–215	48.08	$3.85 \times 10^{-3}$
	32	98–344	51.55	$2.10 \times 10^{-3}$
	50	75–230	42.92	$4.76 \times 10^{-3}$
UVLED	0	Low (40–72)	1.74	$4.17 \times 10^{-2}$
		High (107–219)	0.84	$4.17 \times 10^{-2}$
	50	Low (23–47)	0.48	$7.92 \times 10^{-2}$
		High (107–206)	0.38	$7.92 \times 10^{-2}$

### 3.光催化能量效益之計算

本實驗對於能源效益之評估乃是在提供各種不同紫外光之條件下，分別針對甲苯之分解效率與系統輸入能量做探討，藉以了解不同光源於各最佳的分解效率下與能量效益之關係。本研究之甲苯分解效率(decomposition efficiency,  $\eta_D$ )與能量效益(energy effectiveness,  $E_e$ )分別由式(7)與(8)計算之。定義如下：

式中  $C_0$ ：甲苯之初始濃度 (ppmv)；

C：降解時間  $t$  時之甲苯濃度 (ppmv)。

能量效益(Ee) = 去除甲苯重(mg) / 輸入能量(kW h)

$$= \frac{(C_0 - C) \times 10^{-3} \times M \times PV / RT}{W \times t} \quad \dots \dots \dots \quad (8)$$

其中,  $C_0$ : 甲苯之初始濃度 (ppmv);  $C$ : 降解時間  $t$  時之甲苯濃度 (ppmv);  $C_0 - C$ : 甲苯去除量 (ppmv);  $M$ : 揮發有機物甲苯分子量 ( $\text{g mole}^{-1}$ );  $P$ : 大氣壓力 (atm);  $V$ : 反應槽體積 (L);  $R$ : 氣體常數 ( $0.082 \text{ atm L mole}^{-1} \text{ K}^{-1}$ );  $T$ : 絶對溫度 (K);  $W$ : 耗損功率 (kW);  $t$ : 反應時間 (h);  $Ee$ : 能量效益 ( $\text{mg kW}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )。

在考慮最佳去除效率及以各光源輸入能量為基準下，考慮各個  $E_e$  值。就各個不同之反應光源而言，其結果如表 3 所示。在以 UVLED 為光源，且無水氣之下，其平均  $E_e$  值最高，大約為  $0.00092 \text{ mg kW}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ，其次則為以 UVLED 為光源有水氣存在之  $E_e$  值，大約為  $0.00043 \text{ mg kW}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 。而以 UVA 及 UVC 為光源之能源效益非常接近，平均分別為  $0.00009$  及  $0.00011 \text{ mg kW}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 。在所有光源中使用 UVLED 的  $\eta_D$  並非最高，但  $E_e$  却是比傳統紫外光汞燈高達將約 5 至 10 倍之多。圖 6 顯示  $E_e$  與  $\text{Co}$  之關係。由圖 6 可知，使用 UVLED 且於無水氣之下，其  $E_e$  又為有水氣存在之將近 3 倍。由此顯見 UVLED 當光源，有水氣存在亦會降低  $E_e$  值。而與 UVA 及 UVC 比較，甲苯之  $\eta_D$  雖然可藉由提高光源之能量而提升，但是過度增加會造成多餘能量之浪費，增加操作成本之負擔。此外，傳統汞燈相較於 UVLED 還有汞污染、熱輻射及發光壽命短等缺點。因此在操作設計上如能仔細評估選用省能又可達到相同效率之燈源，對環境的幫助將顯而易見。

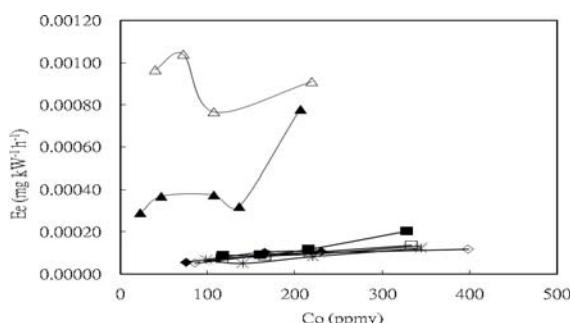


圖 6 以複合式  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  光觸媒結合 UVA、UVC 及 UVLED 光源光催化降解甲苯之能量效益( $E_e$ )。△: UVLED 及相對溼度(RH)=0%；▲: UVLED 及相對溼度(RH)=50%；■: UVC 及相對溼度(RH)=50%；□: UVC 及相對溼度(RH)=0%；×: UVC 及相對溼度(RH)=32%；◆: UVA 及相對溼度(RH)=50%；◇: UVA 及相對溼度(RH)=0%；\*: UVA 及相對溼度(RH)=32%。

表 3 以複合式 Ag/TiO<sub>2</sub>光觸媒結合 UVA、UVC 及 UVLED 光源光催化降解甲苯之降解效益( $\eta_D$ )及能量效益(Ee)

Light source	RH (%)	Co (ppmv)	$\eta_D$ (%)	Reaction time (h)	Ee (mg kW <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	Average Ee (mg kW <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )
UVLED	0	40	94	1.17	0.00097	0.00092
		72	97	2.00	0.00104	
		107	96	4.00	0.00077	
		219	8	6.13	0.00091	
	50	23	95	2.25	0.00029	0.00067
		47	94	3.58	0.00037	
		107	86	7.33	0.00038	
		136	27	3.50	0.00032	
		206	55	4.33	0.00078	
UVA (365 nm UV lamp)	0	85	98	0.50	0.00005	0.00009
		170	97	0.55	0.00009	
		215	98	0.65	0.00010	
		398	97	1.02	0.00012	
	32	98	90	0.40	0.00007	0.00008
		140	97	0.85	0.00005	
		220	98	0.82	0.00008	
		344	98	0.85	0.00012	
	50	75	97	0.40	0.00006	0.00009
		165	98	0.48	0.00010	
		230	98	0.65	0.00011	
		116	95	0.35	0.00007	
UVC (254 nm UV lamp)	0	165	98	0.45	0.00008	0.00010
		217	97	0.48	0.00010	
		333	97	0.55	0.00014	
		95	97	0.35	0.00006	0.00009
	32	145	98	0.40	0.00008	
		228	98	0.53	0.00010	
		345	98	0.58	0.00013	
	50	117	99	0.30	0.00009	0.00012
		160	98	0.40	0.00009	
		215	98	0.42	0.00012	
		328	98	0.37	0.00020	

##### 5.UVLED 使用於甲苯高濃度之探討

為瞭解系統所用之反應系統是否適用於處理高濃度甲苯，我們設定甲苯初始濃度 130-300 ppmv 間進行光催化分解實驗。所使用之光觸媒為 Ag/TiO<sub>2</sub>，披覆載

體為玻璃棒，使用 UVLED 條燈為光源，反應溫度控制在 298 K 及乾濕空氣之操作條件下，高於甲苯初始濃度 130 ppmv 之降解濃度與反應時間之變化亦如圖 4 所示。由圖中觀察得知，UVLED 光源在用於有水氣的情況下，對高濃度甲苯降解效率明顯變差。而於 UVLED 為光源且無水氣下，雖然降解效果明顯的比有水氣的理想，但降解時間卻長達 6 小時。因此，以 UVLED 為光源所製造之空氣清淨機不適用在較高濃度甲苯(高於 130 ppmv)之情況下，且如果可搭配除濕前處理設備時效果更佳。所幸一般室內環境甲苯濃度均在 10 ppmv 以下且開啓冷暖氣機時室內溼度均將降到相當低之程度。因此，設計省能、壽命長且無污染之 UVLED 結合  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  光觸媒空氣清淨機具有相當之發展潛力。

#### 四、結論與建議

茲將本研究之重要結論歸納如下：

1. 甲苯以 UVA 及 UVC 於  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  下做光催化分解實驗，獲得不同濃度及不同濕度下降解曲線及初始反應濃度降解速率。初始濃度愈高，降解反應速率愈快，光強度越強，反應速率亦愈快，溼度的影響則較不明顯。
2. 以 Langmuir-Hinshelwood 方程式模擬以 UVA 及 UVC 結合  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  光催化甲苯系統中反應速率與濃度的關係，並求得甲苯之反應速率常數( $k$ )與吸附平衡常數( $K_L$ )，並做數值模擬。結果顯示甲苯最終分解效率隨時間增加而增加，反應速率常數隨光強度降低而降低，吸附平衡常數(除了 UVA，RH=32%外)則隨水氣增加而有明顯提升。光能量是影響光催化反應非常重要之因素。
3. 反應物濃度愈高，吸附於觸媒表面之量愈多，反應速率愈快，燈源為 UVA 或 UVC 時，其有水氣的情況下甲苯污染物之降解時間比無水氣的情況下短，此乃因光催化水氣產生自由基，加速與甲苯之反應的結果，但主要影響此光催化實驗因子則為光強度。光源為 UVLED，水氣則很明顯抑制降解速率與增加反應時間，水氣的存在會產生競爭性吸附，影響光催化降解的速率。
4. 從不同紫外光光源、不同濕度、不同濃度以及 UVLED 之光照面積來探討紫外光光催化分解甲苯效率之影響。結果顯示以  $\text{Ag}/\text{TiO}_2$  做不同光源之操作條件下對甲苯分解反應中，可發現光源為 254 nm UV lamp 之  $\eta_D$  較佳。使用不同光源，雖然 UVA 及 UVC 降

解快，但最終皆可達相同之  $\eta_D$ 。

5. 光源 UVC 及 UVA 可適用於高低濃度甲苯的降解，而 UVLED 較適用於低濃度。主要原因在高濃度甲苯的存在下，使用 UVLED 進行光催化降解時，會嚴重影響降解速率及反應時間，判斷可能是因高濃度存在時的降解反應路徑與低濃度時不同，高濃度甲苯的存在會產生大量的中間產物，又由於 UVLED 的光強度遠小於 UVC 及 UVA，導致中間產物與甲苯產生競爭吸附，此即為甲苯降解速率降低與時間延長之原因。
6. 以光觸媒能量效益(Ee)來看，無水氣情況下以 UVLED 為光源之 Ee ( $0.00092 \text{ mg kW}^{-1}\text{h}^{-1}$ ) 高於有水氣的 UVLED ( $0.00043 \text{ mg kW}^{-1}\text{h}^{-1}$ )，其又遠高於 UVA 燈( $0.00009 \text{ mg kW}^{-1}\text{h}^{-1}$ ) 及 UVC 燈( $0.00011 \text{ mg kW}^{-1}\text{h}^{-1}$ )，因此 UVLED 能量效益較佳。如以 UVLED 取代傳統 UV 汞燈具有極大節約能源的功效。

## 五、參考文獻

1. Liu, S.X., Qu, Z.P., Han, X.W. and C.L. Sun, "A Mechanism for Enhanced Photocatalytic Activity of Silver-loaded Titanium Dioxide," *Catalysis Today*, 93(5), 877-884 (2004).
2. Xu, M.W., Bao, S.J. and X.G. Zhang, "Enhanced Photocatalytic Activity of Magnetic TiO<sub>2</sub> Photocatalyst by Silver Deposition," *Materials Letters*, 59(17), 2194-2198 (2005).
3. Vohra, A., Goswami, D.Y., Deshpande, D.A. and S.S. Block, "Enhanced Photocatalytic Disinfection of Indoor Air," *Applied Catalysis B: Environmental*, 64(1-2), 57-65 (2006).
4. He, P.K., Yang, J.J., Xang, D.M. Wang, X.H. and M. Zhang, "Photocatalytic Decomposition of Gaseous Ozone on Au/TiO<sub>2</sub>," *Chinese Journal of Catalysis*, 27(1), 71-74 (2006).
5. Akamatsu, K., Kimura, A., Matsubara, H., Ikeda, S. and H. Nawafune, "Site-selective Direct Photochemical Deposition of Copper on Glass Substrates Using TiO<sub>2</sub> Nanocrystals," *Langmuir*, 21(18), 8099-8102 (2005).
6. Kim, S.B. and S.C. Hong, "Kinetic Study for Photocatalytic Degradation of Volatile Organic Compounds in Air Using Thin Film TiO<sub>2</sub> Photocatalyst," *Applied Catalysis B: Environmental*, 35, 305-315 (2002).
7. Obee, T.N. and R.T. Brown, "TiO<sub>2</sub> Photo Catalysis for Indoor Air Applications : Effects of Humidity and Trace Contaminant Levels on the Oxidation Rates of Formaldehyde, Toluene and 1,3-butadiene," *Environ. Sci. Technolo.*, 29, 1223-1231 (1995).

## 78 UVA、UVC 及 UVLED 結合 Ag/TiO<sub>2</sub> 光觸媒光催化甲苯反應動力

8. Kim, S.B., Cha, W.S. and S.C. Hong, "Photocatalytic Degradation of Gas-phase Methanol and Toluene Using Thin-film TiO<sub>2</sub> Photocatalyst II. Kinetic Study for the Effect of Initial Concentration and Photon Flux," *Journal of Industrial and Engineering chemistry*, 8(2), 162-167 (2002).
9. Wang, W. and Y. Ku, "The Light Transmission and Distribution in An Optical Fiber Coated with TiO<sub>2</sub> Particles," *Chemosphere*, 50(8), 999-1006 (2003).
10. Chen, D.H., Ye, X. and K. Li, "Oxidation of PCE with a UVLED Photocatalytic Reactor," *Chem. Eng. Technol.*, 28(1), 95-97 (2005).
11. Wang, W.Y. and Y. Ku, "Photocatalytic Degradation of Reactive Red 22 in Aqueous solution by UV-LED Radiation," *Water Research*, 40, 2249-2258 (2006).
12. Shie, J.L., C.H. Lee, C.S. Chiou, C.T. Chang, C.C. Chang, and C.Y. Chang, "Photodegradation Kinetics of Formaldehyde Using Light Sources of UVA, UVC and UVLED in the Presence of Composed Silver Titanium Oxide Photocatalyst," *Journal of Hazardous Materials*, 155(1-2), 164-172, 2008.

# 光電業製程有機廢氣規劃改善 成功案例介紹

余秋江\*、司洪濤\*\*

## 摘要

全世界對於高科技產品之大量需求，光電業繼半導體製造業後成為另一個迅速蓬勃發展的新興高科技產業。光電業大量使用溶劑等化學物質已對環境造成不可忽視之影響，環保署遂公告「光電材料及元件製造業空氣污染管制及排放標準(950105 環署空字第 0950000717 號令)」，藉以有效規範光電材料及元件製造業之揮發性有機物(volatile organic compounds, VOCs)及無機酸排放，減少因生產活動所產生之空氣污染物對環境之衝擊影響。

本文主要闡述國內某高科技產業進行 VOCs 防制設備相關規劃、建置、實際運轉及設備效能提昇改善過程，最後以經濟有效的方法符合光電法規之要求；此成功的改善經驗值得相關產業參考。

【關鍵字】光電、廢氣、揮發性有機物、焚化、吸附、洗滌、冷凝

\*上達國際工程有限公司 經理

\*\*台灣肥料股份有限公司 高級專員

## 一、前言

全世界對於高科技產品之大量需求，光電業繼半導體製造業後成為另一個迅速蓬勃發展的新興高科技產業。光電業大量使用溶劑等化學物質已對環境造成不可忽視之影響，環保署遂公告「光電材料及元件製造業空氣污染管制及排放標準(950105 環署空字第 0950000717 號令)」，藉以有效規範光電材料及元件製造業之揮發性有機物(volatile organic compounds, VOCs)及無機酸排放，減少因生產活動所產生之空氣污染物對環境之衝擊影響。本文主要闡述國內某高科技產業(以下簡稱 A 廠)進行 VOCs 防制設備相關規劃、建置、實際運轉及設備效能提昇改善過程，最後以經濟有效的方法符合光電法規之要求；此成功的改善經驗值得相關產業參考。

## 二、製程 VOCs 污染源及廢氣特性

A 廠為 STN 液晶顯示器製造工廠，產品包括液晶顯示器面板(LCD panel)與模組(LCM)。主要原料包含玻璃基板、彩色濾光片、液晶、偏光片、驅動 IC 及背光模組等。LCD 製造程序主要是將洗淨之玻璃基板經由光阻塗布、曝光、顯影、蝕刻、剝離等程序製成中間產品，再將其切成適當尺寸灌入液晶與貼上偏光片，經由組裝測試後成為 LCD panel，再交由模組製造程序組裝成 LCM 形式，出貨予電腦、通訊、商業、工業、消費性電子等領域之客戶。LCD 製程之 VOCs 來源，主要來自於光阻塗佈程序、治具及玻璃清洗程序等，其主要溶劑成分為丙二醇單甲基醚醋酸酯(PGMEA)，其他尚含有乙醇、丙酮、NMP 等溶劑。

為有效掌控 LCD 原物料交期及降低製造成本，A 廠亦設置有彩色濾光片之生產線，主要生產彩色濾光片交予液晶顯示器製造程序生產 color STN 之 LCD 或 LCM，CF 製造程序主要是將不同顏色之光阻，利用狹縫及旋轉式塗佈(slit & spin coater)機台進行光阻塗佈，經過多次重複相同製造程序及檢查程序後完成彩色濾光片。彩色濾光片製程之 VOCs 來源，主要來自於光阻塗佈製程，其主要溶劑成分為丙二醇單甲基醚醋酸酯(PGMEA)，其他尚含有環己酮(cyclohexanone)、丙二醇單甲基醚(PGME)及乙醇等成分。

### 三、光電業環保法規及改善目標

依據「光電材料及元件製造業揮發性有機物空氣污染管制及排放標準」，相關空氣污染物排放與管制標準重點彙整如表 1、表 2 及圖 1 所示。

表 1 光電業揮發性有機物排放標準

空氣污染物	適用對象	排放標準
揮發性有機物	新設製程	處理效率應達 85%或管道排放量 0.4 kg/hr 以下 (以甲烷為基準)。
	既存製程	處理效率應達 75%或管道排放量 0.4 kg/hr 以下 (以甲烷為基準)。

表 2 光電業污染防治設備操作維護記錄

污染防治設備名稱	記錄頻率	記錄項目
清水洗滌吸收設施	每日	洗滌槽洗滌循環水量、廢水排放流量
吸附設施	每日	操作溫度
	更換週期	吸附劑更換日期、更換量

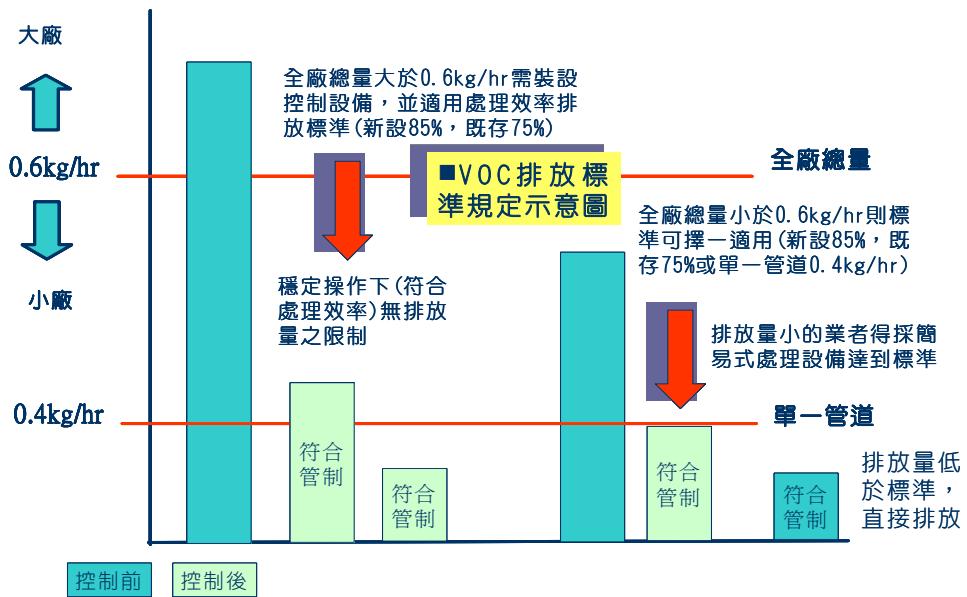


圖 1 光電業揮發性有機物排放標準

A 廠具有 STN 液晶顯示器與彩色濾光片 2 類製程，屬於法規公告前之既存製程。參考法規之排放標準，A 廠全廠 VOCs 排放總量是否超過 0.6kg/hr 為第 1 個管制點，若能將整廠之排放量控制於此標準量以下，個別排放管道之排放標準可以二擇一，亦即符合 0.4 kg/hr 或防制設備處理效率達 75%，都是符合排放標準之要求。因此，需確認個別排放管道之排放量，找出適合處理之排放管道，最終目標為整廠排放總量低於 0.6 kg/hr 之法規要求；若高於 0.6kg/hr 之要求，每支排放管道都需裝防制設備，將造成 A 廠過高的初設成本負擔。

#### 四、VOCs 流布清查

A 廠為符合法規要求，在評估選用經濟有效之空氣污染防治設備之前，著手進行下列 VOCs 調查工作，步驟如下：

1. 清查廠內 VOCs 之種類、成分之物化特性，針對使用量大的或是揮發性高的物質進行列管。其中，物化特性部分最重要的是蒐集化學物質之物化特性參數(如亨利常數)及物質安全資料表(MSDS)。
2. 清查廠內製程 VOCs 污染源及排氣管道系統之分類及收集處理現況，評估全廠局部排氣裝置設置是否妥當，機台排氣管路銜接是否合適。此清查作業對於固定污染源設置、操作許可證申請書撰寫有所助益，並可據以檢討是否有污染減量空間，以利規劃投資改善期程或安排優先減量次序等。
3. 調查及檢測排放管道之排風量及污染濃度，彙整所有排放管道之 VOCs 排放量，並依據排放量規劃合適之 VOCs 處理方式。

#### 五、VOCs 防制設備評估及選用

VOCs 廢氣之處理設備眾多，如冷凝器、生物濾床、廢氣焚化爐、活性碳吸附塔及廢氣洗滌塔等。如何評估及選用經濟有效的 VOCs 廢氣防制設備，取決之依據必須考量處理物質之物化特性、處理方式之設置成本、操作成本、法規之符合性及

處理方式衍生之其他問題等。針對 A 廠製程廢氣特性，評估各種廢氣處理設備之適用性及優缺點如下說明。

### 5.1 冷凝器

冷凝器適用於廢氣入口 VOCs 濃度較高的條件，VOCs 廢氣濃度越高越好(> 5,000 ppm)，不適合處理低濃度之 VOCs 廢氣；依物質化特性之不同，廢氣冷凝效率為 50~90%。冷凝器最大之優點是可回收有利用價值之成分，若是冷凝之 VOCs 不適合回到製程再利用，因其耗用冰水能源，反而成為缺點。

彩色濾光片製程排放 VOCs 濃度不高，不適合以冷凝器處理。以 PGMEA 為例，經由計算結果(如表 3)，當冰水於 9 °C 之狀況下，PGMEA 濃度需高於 1,192 ppm 才有去除效率(依據國內某研究單位檢測發現 PGMEA 之 NMHC/PGMEA 濃度比例關係約 2.5~3，並非 6 個碳之比例關係)；以 A 廠 VOCs 濃度 600 ppm(NMHC)估算，PGMEA 濃度低於 200 ppm，純冷凝法對 VOCs 之去除效果有限。

A 廠先前設置之冷凝器為改良型冷凝吸收器，係利用空調除濕原理產生之冷凝水，用此冷凝冰水吸收 VOCs 成分，因此除濕量就成為 VOCs 去除效率之重要因素，經排放管道檢測廢氣 VOCs 濃度與主成分 PGMEA 濃度，結果 VOCs 之處理效率只有 10.9%，VOCs 主成分 PGMEA 之處理效率僅 7.7%，去除效果不理想。

以 A 廠製程產出含光阻溶劑(PGMEA)廢氣特性為例，不適合用改良型冷凝吸收器處理。

表 3 不同化學物質之平衡溫度與分壓關係

PGMEA		PGME		cyclohexanone	
平衡溫度 (°C)	分壓 (ppm)	平衡溫度 (°C)	分壓 (ppm)	平衡溫度 (°C)	分壓 (ppm)
145~146 (沸點)	1,000,000	119 (沸點)	1,000,000	155.6 (沸點)	1,000,000
9	1,192			38.7	13,158
-5	372			26.4	6,579
-10	237			1.4	1,316
-15	147				

資料來源：國內某工程公司及某大學環工所聯合提供

## 5.2 生物濾床

相關文獻記載，利用生物濾床法處理 PGMEA 之 VOCs 廢氣，其去除率高。設備設置成本若以廢氣風量  $50\text{ m}^3/\text{min}$  及 VOCs 濃度 600 ppm 為估算基準，生物濾床設置成本約 200~600 萬元；操作費用只需考量風車電力、加濕水、營養成分之提供等；長期運作尚需考慮翻堆、濾料補充及檢測分析費用。生物濾床法是相當環保之處理方式，只要廠內有足夠之用地面積，值得參考使用，但是仍有下列限制：1.需有經驗之操作人力；2.宜具備相關之分析儀器；3.濾床若是照顧不佳，有可能會一次失效，濾床要重新恢復功效，需相當長之時間，此時排氣可能超過標準。基於上述因素，A 廠最後評估結果未選擇此技術。

## 5.3 廢氣焚化爐

廢氣焚化爐屬於完全破壞性之處理設備，適用於高濃度 VOCs 之廢氣，去除率相當高，目前技術也已相當成熟。若以廢氣風量  $50\text{ m}^3/\text{min}$  及 VOCs 濃度 600ppm 為估算基準，廢氣焚化爐設置費用約 300~900 萬元，操作費用主要是瓦斯或天然氣費用估計每月約 10 萬元(未包含設備操作維護保養等)。若採用觸媒焚化，觸媒之更換費用亦高。

A 廠最後評估結果未選擇此技術，主要原因為：1.相對其他處理方式，其設置及操作費用較高；2.彩色濾光片製程作業並非 24 小時連續操作，需經常開關焚化設備，對於能源之消耗及設備之耗損可能較高；3.廠內無天然氣管路，施工費用、期程及工安消防等相關考量；4.清潔生產之考量，未來仍希望透過源頭減量或替代，降低 VOCs 之產生；VOCs 廢氣濃度由 600 降至 200~300ppm as  $\text{CH}_4$ ，不適合採用焚化處理技術。

## 5.4 活性碳吸附塔

A 廠 STN LCD 製程產生的 VOCs 廢氣以此物理吸附方式處理，基本上符合低濃度之特性，操作維護亦方便，平常只要注意碳塔壓差及碳床溫度即可。唯一缺點是定期更換會造成 2 次污染，產生廢棄物處理問題，所幸已有合格業者可收回廢活性碳進行再生予以回收再利用，避免廢活性碳以掩埋或焚化處理。

## 5.5 廢氣洗滌塔

廢氣洗滌塔適合處理水溶性較高之 VOCs 成分(如 PGMEA、PGME 等)，可由物質之亨利常數值來判定。通常亨利常數值越低之物質越容易利用洗滌法處理，此方法並非最終之處理法，因其僅將空氣中之污染物轉換到液相廢水中；因此，若氣相污染物濃度很高，後續則必須搭配適合之廢水處理程序(如生物處理法、化學處理法或高級氧化處理法等)，其設置成本及操作成本會因 VOCs 濃度之高低，而有很大之差異，需做完整之適用性評估。

彩色濾光片製程由於經過源頭 VOCs 減量程序，NMHC 之濃度大約 150~300 ppm as CH<sub>4</sub>。選擇洗滌塔處理水溶性之物質，可由控制上部灑水量來控制洗滌塔之去除效率，一方面也是控制排放廢水之 COD，然後其他不易溶於水之物質，再經過活性碳塔之吸附處理後而排放。此串聯之程序有其優異性存在，如水洗塔就能符合法規之要求，即可將活性碳塔當備用設備，以因應水洗塔失效時之廢氣處理。

## 六、討 論

A 廠 VOCs 處理之過程，針對防制設備之設計考量、運作結果，分別依 STN 液晶顯示器與彩色濾光片 2 類製程說明如下：

### 6.1 STN 液晶顯示器製程

A 廠 STN 液晶顯示器製程採用活性碳塔為最終 VOCs 處理設備，於 96 年 1 月底完工，通過檢測順利取得操作許可證。

活性碳塔設置費用約 100 萬元，預計每半年更換 1 次活性碳，更換費用約為 15 萬元以下。活性碳塔之硬體設計如表 4，設備如圖 2。

表 4 STN 液晶顯示器製程活性碳塔之硬體設計

項次	名稱	規格	實際
1	碳床體積	$L2.65m \times W0.5m \times H1.85m \times 2 = 4.9 m^3$	
2	設計風量	$< 141 \text{ CMM}$	
3	碳床填充深度	50 公分	
4	碳床面速	$< 0.5 \text{ m/sec}$	0.24 m/sec
5	碳塔壓差	$< 50 \text{ mmAq}$	30~40 mmAq
6	碳床停留時間	$>1\text{sec}$	2.09sec
7	活性碳規格	柱狀碳 CTC70 新碳非再生碳	
8	活性碳數量		2,000~2,200 公斤



圖 2 STN 液晶顯示器製程活性碳塔設備

活性碳選擇需依活性碳廠商提供之吸附容量參考表或參考其他技術資料(如環保署惡臭防制技術手冊 III)，活性碳對各種有機物之吸附容量並不相同，完全

需依據廠內 VOCs 成分及預計更換週期，用以計算活性碳之充填量。此外，活性碳之選擇需注意新碳或再生碳，因其吸附容量及價格差異大，購買時需注意。活性碳之包裝，以 25 公斤包裝為例，內部需有防潮包裝，避免水氣之影響。

活性碳吸附有機物屬放熱反應，因此碳床之溫度需密切監控。為避免溫度異常上升，A 廠將碳床之溫度拉回中央監控系統進行管制；此外，應避免長時間停機，在停機且屋外陽光長期曝曬之狀況下，內部悶熱容易有消防上之考量，因此設計之初即規劃風車之電源緊急電，以維持系統穩定之運轉。

## 6.2 彩色濾光片製程

A 廠彩色濾光片製程之 VOCs 處理，分成源頭改善及防制設備規劃兩部分，透過此方式使得 VOCs 處理成本大幅之降低。

### 1. 源頭改善

源頭改善是最節省成本的方式，但也是最困難執行之方式，因需要求現場改變作業方式或修改機台設備，對於產品之品質會有很高之不確定性，只能經過密集開會評估其效益，讓老闆瞭解減量之優點；所幸在老闆大力之支持下，技術單位全力之配合，完成減量之成果，A 廠不僅大幅降低現場溶劑之使用量，同時也大幅降低防制設備之 VOCs 入口濃度；相對的對於防制設備之設備成本壓制到最低的狀況，對於公司是最有利的。

### 2. 防制設備規劃

防制設備原採用冷凝吸收器並無法將製程 VOCs 廢氣處理至符合排放標準，其失敗之原因如下：

依 PGMEA 平衡溫度與蒸氣壓之關係式可推估在飽和狀態下於 9°C 時，PGMEA 之氣體濃度為 1,192 ppm as PGMEA，相當於 3,000~4,000 ppm as THC，故當排氣中 PGMEA 濃度低於此值時，以 7°C 冰水冷凝無法利用飽和蒸氣壓方式予以去除，只有利用無塵室空氣中之水氣露點(約 15°C)於降溫到 9°C 所產生之小量冷凝水來吸收 PGMEA，其冷凝水量以 50 m<sup>3</sup>/min 排氣量可冷凝水量為：

$$\begin{aligned} 50 \text{ m}^3/\text{min} \times (0.01683 - 0.0113276) &= 0.275 \text{ m}^3/\text{min of steam} \\ &= 0.275 \text{ m}^3/\text{min} \times 0.9 \text{ kg/m}^3 = 0.25 \text{ kg/min} = 14.85 \text{ m}^3/\text{hr} \end{aligned}$$

依 PGMEA Henry's Constant : 0.19112 atm/mole · fraction@25°C

$$\text{換成 } 9^\circ\text{C 下之 } K \text{ 值以 } K(T) = K(T_0) \cdot e^{[-C(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_0})]} \text{ 式}$$

推算  $K_{9^\circ\text{C}} = 0.19112 \times 0.8 = 0.16 \text{ atm/mole · fraction}$

以廢氣中 PGMEA 濃度在 400 ppm 下此冷凝水可吸收 PGMEA 量為：

$$X_i = Y_i K = 2,500 \text{ ppm}$$

$$\text{即 } Q_{\text{PGMEA}} = \frac{14.85}{18} \times 2,500 \times 10^{-6} = 2.06 \times 10^{-3} \text{ kg · mole}$$

$$\text{PGMEA/hr} = 0.04766 \text{ m}^3 \cdot \text{PGMEA/hr}$$

$$\text{PGMEA 濃度下降} : 0.04766 \text{ m}^3 \div (50 \times 60) = 15.9 \text{ ppm as PGMEA}$$

即 PGMEA 濃度自 400 ppm 降到 384 ppm(即 4%去除率)。

至於光電廠所用之 stripper condenser 增加鰧片上噴水，此原理不外乎利用水吸收 PGMEA，因水平式側向噴水其氣流易有渠流(channelling)現象，無法達到高效率吸收效果，至於降溫洗滌，依上述溫度修正公式可知，吸收效果至多提昇 20%(K 值)，對整體吸收計算之影響有限。

A 廠從上述冷凝器設置過程中學取經驗，進而規劃出冰水填充洗滌塔系統，順利處理彩色濾光片製程之 VOCs 廢氣。以下重點說明冰水填充洗滌塔之設計。

設計時重要的考量因子即是單元操作計算，VOCs 廢氣從下方往上吹，水源從上方往下方噴灑，只要確保往下方噴灑之水是絕對乾淨的，VOCs 於氣液間之質傳就會越明顯，出口廢氣之 VOCs 濃度就會越低。基於此原理，設計上方自來水 one through 灑水量為 1 m<sup>3</sup>/hr，因水源未於洗滌塔內部重複循環，水中 VOCs 濃度不會隨著洗滌時間之增加而增加，雖然會浪費水資源產生廢水處理之問題，但相對卻以較低成本之防制設備解決了 VOCs 之問題。另一個好處即是洗滌塔內部不會滋生藻類或菌類，可以避免填充塔阻塞造成之風車動力增加之問題。南部某一個科技廠以水洗塔處理 VOCs，循環水由於採內部循環並未定期補充新水，造成需添加藥劑抑制菌類藻類之生長，不僅浪費藥液成本，而且洗滌塔對於 VOCs

之處理效率也不高，因此，洗滌塔雖然很簡單但設計是馬虎不得的。圖 3 為冰水填充洗滌塔設施。



圖 3 冰水填充洗滌塔

關於洗滌塔之補充水源，A 廠從失敗之改良型冷凝吸收塔中獲得寶貴經驗，只要能取得足夠補充水，以填料塔內充足之吸附表面積，應該可以獲得更高之處理效率。A 廠經過廠務部門內部之檢討後，發現無塵室空調系統之外氣空調箱之冷凝水，非常適合取來回收再利用；經過實際測試先取用空調凝結水，不足部分

才取用自來水，如此大幅節省自來水之費用。此外，採用凝結水之另一個好處，即是凝結水溫度相當低，相對會降低溶液之亨利常數，因而提升填料塔對於 VOCs 之處理效率。冰水填充洗滌塔系統完成設置後，經設備試運檢測結果如表 5。

表 5 冰水填充洗滌塔廢氣處理成效檢測結果

項次	運轉條件	結果
1	水量 $3\text{ m}^3/\text{hr}$ + AC 塔	水洗塔+活性碳 > 95%
2	水量 $1\text{ m}^3/\text{hr}$	水洗塔去除效率 > 90%
3	水量 $0.5\text{ m}^3/\text{hr}$	水洗塔去除效率 > 80%
4	AC 塔	活性碳去除效率 > 90%

原合約要求：水洗塔 40%以上，活性碳塔 70%以上，串聯總效率 82%以上。

泛溢點(flooding)確認：對於填充洗滌塔在決定塔身直徑前，需先檢查是否會發生“flooding”。flooding 為氣體向上之流量，若氣體流率繼續增加，超過填料塔所能承受之負荷時，其將阻止上方液體向下流動，逐漸往上累積直至溢出塔外為止。造成此種現象之氣體流量稱為 flooding point。然而氣體流量為一定值，無法改變。因此需改變填料塔截面積，使得氣體流速低於 flooding point，此為一設計要點。通常所採用之氣體流率為溢流率之 50~75%。若需設置填料塔，務必要求廠商提出詳細之計算，方能確保設備之功能。

填充材選擇：A 廠洗滌塔分上下 2 層，上層採用陶瓷拉西環(如圖 4)，下層採用 pp 材質 K2 填充材，上部灑水量  $1\text{ m}^3/\text{hr}$ ，經過計算濕潤因子約  $0.018\text{ m}^2/\text{hr}$ ，填充段空塔滯留時間 1.84 sec；此部份於「光電材料及元件製造業揮發性有機物空氣污染管制及排放標準」中無相關要求。但環保署於 91.10.16 公告之「半導體製造業空氣污染管制及排放標準」中，對於酸氣之洗滌塔卻有如下規定：操作條件應符合：設備洗滌循環水槽 pH 值應大於 7、潤濕因子應大於  $0.1\text{ m}^2/\text{hr}$ 、填充段空塔滯留時間應大於 0.5 秒、填充物比表面積應大於  $90\text{ m}^2/\text{m}^3$ 。基本上，雖然同是洗滌塔，但是不同行業別法規之管制要求卻不盡相同，並沒有管制濕潤因子、停留時間及填充物比表面積。



圖 4 陶瓷拉西環

處理流程之設計：彩色濾光片製程最初之流程設計，先以洗滌塔去除水溶性之 VOCs，然後經過離心式風車送風至活性碳塔(硬體設計規格如表 6，設備如圖 5)，最後經由排放管道排放。此部份較難以抉擇之處：到底是先經過洗滌塔還是先經過活性碳塔？最終 A 廠係以污染物之特性決定。若先經活性碳塔，連 PGMEA、PGME 等水溶性物質都會先被活性碳吸附，很快就會達到飽和，水洗塔之作用就不大。但是水洗塔設置於前端亦有隱憂，因水分會與 VOCs 競爭活性碳，造成活性碳吸附效果不佳，解決方式有三：1.洗滌塔上方加設 wire mesh 型式之除霧層；2.將離心式風車設置於水洗塔之後、活性碳之前，希望風車之離心力能去除部分之水分；3.管路採用不銹鋼材質，透過陽光之照射提昇出風溫度。經由此三方式之改善，A 廠於活性碳塔前測得之水分含量約 3%，與一般大氣水分含量差不多，而且單獨檢測活性碳塔之去除效率超過 90%(活性碳吸附塔入口 VOCs 濃度 20~30ppm，出口 VOCs 濃度<3ppm)，初步判斷並沒有太大之影響。

檢測方式之確認：此部份亦為冷凝器失敗過程中學到之經驗之一。揮發性有機物排放削減率係以非甲烷總碳氫化合物(NMHC)檢測濃度計算，檢測方法使用「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-線上火焰離子化偵測法(NIEA A723.72B)」，在方法內容中規範，若污染樣品中含水率過高，且主要污染物具水溶性時，樣品傳輸管需設有加熱保溫措施；亦即防制設備若為洗滌塔或冷凝器，檢測時需注意檢測人員量測取得之水分含量；若水分含量

過高，採樣管需採用加熱保溫管，避免檢測受到水分之干擾；但是若檢測使用加熱保溫管，而進 GC 之前卻使用 water trap，雖然可去除水分，但同時亦將水溶性物質溶於冷凝器中造成出口檢測結果偏低，誤判防制設備之去除效率。這是檢測過程中需特別注意的。

表 6 彩色濾光片製程之活性碳塔規格

項次	名稱	規格	實際
1	碳床體積	$L2.8 \times W0.5 \times H1.4 \times 2 = 3.14 \text{ m}^3$	
2	設計風量	$< 50 \text{ m}^3/\text{min}$	
3	碳床填充深度	40 公分	
4	碳床面速	$< 0.5 \text{ m/sec}$	0.11 m/sec
5	碳床停留時間	$> 1 \text{ sec}$	3.76 sec
6	碳床壓差	$< 20 \text{ mmAq}$	6~10 mmAq
7	活性碳規格	柱狀碳 CTC70 新碳非再生碳	
8	活性碳數量		1,500 kg



圖 5 彩色濾光片製程活性碳吸附塔設備

## 七、結論

對於 A 廠液晶顯示器工廠 VOCs 處理之規劃，包含瞭解法規要求調查現場排氣狀況、評估選擇防制設備，以及後續工程之發包、施工及完工廢氣驗收檢測等作業，整體 VOCs 廢氣改善成功過程花費 2 年的期程才完成，茲彙整下列寶貴經驗供業界參考：

- 1.清潔生產永遠是最節省成本之生產方式，透過污染源減量、低揮發性藥液之取代，不僅節省生產原料成本，並且也節省防制設備之設置及操作成本。因此，只要能讓老闆瞭解這個誘因，由上而下的要求模式，是比較有可能達到減量之目的。A 廠具體之清潔生產方式如下：
  - (1)STN 液晶顯示器製程：治具清洗作業以低揮發性之溶劑取代高揮發性之溶劑丙酮之使用。
  - (2)彩色濾光片製程：改變 spin coater 機台光阻溶劑之使用，有效降低溶劑 PGMEA 之使用量達 2 倍以上。以每月節省 1 噸計算，每年約可節省原物料成本 102 萬元。
- 2.空氣污染防治之規劃作業，由於牽涉設備初設成本與法規符合性，不可過度依賴環保工程公司之規劃，改善過程中最好能有專家學者之協助，如經濟部工業局可提供免費之諮詢與輔導功能，其他如工研院或相關環工系所等學術機構，均可提供諮詢服務。工廠只要能善加運用，相信可以較低之成本與風險及可行之方式解決廠內之環保問題。
- 3.冰水填充洗滌塔系統是 A 廠 VOCs 處理最大之收穫。該系統除了順利處理廢氣 VOCs 問題，同時無需用活性碳床，即可去除 VOCs 達 90% 以上；主要之重點是系統設計，利用 one through 之灑水方式大大提昇洗滌之效果，避免長菌產生之阻塞、動力與加藥之浪費，而且回收外氣空調箱之低溫冷凝水，解決了水資源浪費之問題。因此，對於 VOCs 廢氣中含有高沸點且水溶性高之成分處理，提供了一個有效、節能且低成本之處理方式。
- 4.VOCs 廢氣之處理規劃，非僅是廠內環保單位可以獨立完成的工作，必須結合廠內工作團隊相關資源，如技術單位之製程改善協助、原物料測試與設備單位之機

台條件配合，並需要廠務單位之施工配合等；唯有結合這些單位密切之合作，才能共同完成 VOCs 廢氣改善工程，符合環保法規要求。

## 參考文獻

- 1.林連春、黃鴻麟，「氣體除霧滴之高效率燭式過濾回收裝置」專利說明書，經濟部智慧財產局專利公告號 M399755，民國 100 年 3 月 11 日。
- 2.林連春、黃鴻麟、孟文雄、司洪濤，高科技產業去光阻製程排氣處理改善成功案例介紹，清潔生產暨環保技術研討會論文集，民國 100 年 11 月。
- 3.司洪濤，光電業光阻剝離製程有機廢氣處理改善案例介紹，環保技術 e 報，民國 96 年 8 月 25 日。
- 4.司洪濤等，污染防治設施缺失與改善案例彙編(二)廢氣污染防治設施設計錯誤案例，經濟部工業局編印，民國 95 年 12 月。
- 5.司洪濤等，揮發性有機物廢氣減量及處理技術手冊(2007 年更新版)，經濟部工業局編印，民國 96 年 12 月。
- 6.司洪濤等，局部排氣系統設計與案例(2006 年更新版)，經濟部工業局編印，民國 95 年 12 月。
- 7.光電材料及元件製造業空氣污染管制及排放標準，環保署公告(95.01.05 環署空字第 0950000717 號令)，民國 95 年。
- 8.CARBON ADSORPTION FOR POLLUTION CONTROL, NICHOLAS P. CHEREMISINOFF, P T R PRENTIS-HALL, INC. 1993. ISBN 0-13-39331-8.
- 9.WET SCRUBBER SYSTEM STUDY, VOLUME 1, SCRUBBER HANDBOOK, NTIS PB-213 062.
- 10.WET SCRUBBER SYSTEM STUDY, VOLUME 2, SCRUBBER HANDBOOK, NTIS PB-213 062.

## 本期專題：環保設施之溫室氣體減量

專題編輯委員 顧洋



學歷：美國普度大學環境工程博士

經歷：國立台灣科技大學化學工程系教授

國立台灣科技大學化學工程系副教授

現任：國立台灣科技大學化學工程系講座教授

### 專題介紹

溫室氣體減量相關課題涉及氣候暖化、環境永續、及國際正義，已大致成為世界各國的共識。但是由於各國環境及經濟條件及現況差異相當大，以致目前國際間對於未來溫室氣體減量對策，仍然無法達成具體共識。未來幾年將是相當關鍵的時刻，國際及國內相關政策法規的發展方向，相信都將可能會更為明朗，將成為國家未來轉型發展低碳社會的重要考量。

環境保護部門一直是以改善環境品質為職志，更應關切溫室氣體減量這項目前最受關切的全球環境課題，但是過去環境保護部門與溫室氣體減量相關之報告及研究在國內外均相當有限，因此本期工業污染防治以「環保設施之溫室氣體減量」為主題，特別邀請國內相關專家針對推動環保設施之節能減碳相關活動提出深入之說明與建議，以喚起環境保護部門對於溫室氣體減量之重視。本人非常感謝幾位作者的支持，接受邀稿在百忙中為本刊撰文，也期待未來會有更多產官學各界專家投入相關議題之探討。



## 我國廢棄物部門溫室氣體排放分析與展望

李莉鈴\*、盧裕倉\*\*、蔡振球\*\*\*

### 摘要

聯合國氣候變化綱要公約即將更新國家溫室氣體清冊指南，廢棄物部門統計方式亦將有所更新。本文介紹我國配合 1996 IPCC 指南後，於廢棄物部門之溫室氣體清冊估算方法及其分析統計結果。由估算結果發現，我國廢棄物部門溫室氣體排放量於 1990 年約占臺灣溫室氣體排放總量的 7.11%，大幅下降至 2009 年約占 0.41%，其主要原因為廢棄物處理方式從以往的掩埋處理，改變為資源化再利用方式，致使廢棄物部門溫室氣體排放總量大幅下降。由 2009 年廢棄部門溫室氣體排放統計資料顯示，生活與住商廢水氧化亞氮排放量、固體廢棄物掩埋場甲烷排放量及生活與住商廢水甲烷排放量分別占廢棄物部門排放量約 47.39%、28.82% 及 22.12%。

為配合使用新版 2006 IPCC 國家溫室氣體清冊指南精確計算之需要，本文建議未來我國廢棄物部門溫室氣體統計可再予以全面檢討之，並針對 2006 IPCC 指南之新增排放源項目的統計、廢水處理及排放統計、及不確定度分析等各項目，宜加以擴充與改善。

【關鍵字】國家溫室氣體清冊、廢棄物部門、排放源及吸收匯

\*財團法人工業技術研究院 副研究員

\*\*財團法人工業技術研究院 研究員

\*\*\*財團法人工業技術研究院 組長

## 一、前　　言

根據聯合國氣候變化綱要公約(United Nations Framework Convention on Climate Change, 以下簡稱 UNFCCC)第 17/CP. 8 號及第 18/CP. 8 號決議文，現行 UNFCCC 申報國家溫室氣體清冊(national greenhouse gases inventory)，需採用氣候變化專家委員會(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)所編撰的 1996 年修訂版 IPCC 國家溫室氣體指南(Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gases Inventory)<sup>[1]</sup>，以下簡稱 1996 IPCC 指南；為補充 1996 IPCC 指南數據與方法之不足，決議文中要求各國得參考 IPCC 所編撰之國家溫室氣體清冊良好實務指南和不確定度管理(Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories)<sup>[2]</sup>。由 1996 IPCC 指南中發現，國家溫室氣體清冊按排放源和吸收匯(sources and sinks)之分類分成：能源、工業製程、溶劑和其他產品使用、農業、土地利用變化和林業及廢棄物等六個部門(sectors)，各部門再依排放源或吸收匯、溫室氣體、與排放源或吸收匯活動數據(active data)之不同，而有不同的計算方法，並以排放係數法(emission factor method)為計算基準。

經多年使用 1996 IPCC 指南、國家溫室氣體清冊良好實務指南及近幾年科學研究成果，IPCC 綜合全球專家意見，編撰出 2006 年 IPCC 國家溫室氣體指南(2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gases Inventory)<sup>[3]</sup>(以下簡稱 2006 IPCC 指南)，相關部門分類與計算方法及排放係數等，亦已隨之更新改善；2006 IPCC 指南中，則將國家溫室氣體清冊按排放源和吸收匯之分類分成：能源、工業製程和產品使用、農業林業和其他土地利用、廢棄物等四大部門。根據 2011 年 UNFCCC 第 17 次締約國會議之第 15/CP. 17 號及第 4/CMP. 17 號決議文決議，附件一國家於 2015 年須依照 2006 IPCC 指南申報國家溫室氣體清冊。

由 1996 IPCC 指南要求發現，廢棄物部門之溫室氣體排放計算，包括有：陸地固體廢棄物處置、廢水處理、廢棄物燃燒及其他等排放源等；而於 2006 IPCC 指南中發現，廢棄物部門之次部門分類上，已變更為：廢棄物處置、廢棄物生物處理、廢棄物焚化和露天燃燒、廢水處理和排放、及其他等排放源等。因此，無論是國家

溫室氣體清冊統計方法，或是廢棄物部門溫室氣體排放統計方法，均隨著統計經驗與科學研究的進展，而與時俱進。

我國行政院環境保護署(以下簡稱環保署)在推動溫室氣體排放清冊統計上，自 1998 年起即配合 UNFCCC 規範要求，著手編撰國家通訊(national communication)，並由各權責部會依照 1996 IPCC 指南統計各部門溫室氣體排放總量，彙編出我國國家溫室氣體清冊；迄今，環保署已經完成第二版國家通訊，其中包含我國 1990~2008 年國家溫室氣體清冊，後續配合各部會陸續更新數據至 2010 年。我國在國家溫室氣體清冊統計工作上，歷年來逐漸釐清相關計算準則並更新改善相關統計數據，其計算方法已與 UNFCCC 締約國之統計相同。本文主要目的在於介紹我國應用 IPCC 統計方法以估算廢棄物部門溫室氣體排放之概況，並由過去統計經驗中做檢討，以利未來面臨即將使用新版 2006 IPCC 指南時，提出我國廢棄物部門溫室氣體排放持續改善之建議。

## 二、我國廢棄物部門溫室氣體排放統計概況

### 2.1 1996 IPCC 指南廢棄物部門排放源分類準則

依據 IPCC 1996 指南之建議，廢棄物部門之溫室氣體排放包括有：固體廢棄物掩埋處理、廢水處理、廢棄物焚化及任何其他廢棄物管理衍生之溫室氣體排放。該指南亦特別說明，任何石化產品焚化或分解所產生之二氧化碳排放應列入計算，但應避免重複。而有機廢棄物處理和腐敗分解所產生之二氧化碳將不列入排放計算，詳細內容說明如表 1 所示：

表 1 1996 IPCC 指南廢棄物部門排放源分類

類別代碼與名稱		排放分類定義	排放氣體
6A	固體廢棄物掩埋處理	固體廢棄物於掩埋場中有機物質在厭氧狀態下經微生物分解將產生甲烷與二氧化碳。IPCC 建議僅列入由非生物或非有機廢棄物來源所產生之甲烷與二氧化碳。	
	6A1 妥善管理之廢棄物掩埋場	妥善管理之廢棄物掩埋場必須具備受控制的廢棄物放置地點且包含有：覆蓋材料、機械壓實、或廢棄物整平等措施。	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub>
	6A2 未妥善管理之廢棄物掩埋場	不屬於以上妥善管理之廢棄物掩埋場。	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub>
	6A3 其他	其他陸地廢棄物掩埋	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub>
6B	廢水處理	有機物於廢水處理過程中經細菌厭氧分解所產生之甲烷與氮氧化物。氧化亞氮亦可能由廢水處理與人類的排泄物所釋出。	
	6B1 工業廢水	來自於工業製程之工業廢水和污泥處理等，主要行業別包括有：食品業、紡織業、紙漿及造紙業。計算範圍包括有：廢水收集與處理、廢水池或排放系統。	CH <sub>4</sub> 、NMVOCs
	6B2 生活及商業廢水	住宅和商業來源之民生污水與污泥處理(包括人體排泄物)。計算範圍包括有：污水收集與處理、露天廁所、污水池或排放系統。由人體排泄物排放至水環境的氧化亞氮亦須計算之。	CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NMVOCs
	6B3 其他		
6C	廢棄物焚化	所有廢棄物焚化處理設施，但不包括廢棄物發電設備。廢棄物燃燒發電所產生之排放應列於能源部門之統計。而農作物燃燒所產生的排放應列於農業部門統計。	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub> 、CO、NOx、N <sub>2</sub> O、NMVOCs
6D	其他	其他廢棄物處理活動所釋放出之溫室氣體。	

資料來源：1996 IPCC 指南<sup>[1]</sup>

## 2.2 固體廢棄物掩埋處理計算方式

1996 IPCC 指南係根據質量平衡法以及估計廢棄物中的可分解有機碳含量來計算甲烷的產生量，且假設所有產生的甲烷均於當年度產生。IPCC 估算廢棄物掩埋場甲烷排放之公式說明如公式 1 所示。表 2 和表 3 分別為我國廢棄物部門估計固體廢棄物處理甲烷排放係數一覽表及 1996 IPCC 指南掩埋場型式與對應之甲烷修正係數。

公式 1<sup>[1]</sup>

甲烷排放量(Gg/yr)=(MSW<sub>T</sub> × MSW<sub>F</sub> × MCF × DOC × DOC<sub>F</sub> × F × 16/12 - R) × (1 - O<sub>x</sub>)

MSW<sub>T</sub>：總廢棄物量(Municipal Solid Waste) (Gg/yr)。

MSW<sub>F</sub>：總廢棄物送至掩埋場比例。

MCF：甲烷修正係數(Methane Correction Factor) (比例)。

DOC：可分解有機碳含量(Degradable Organic Carbon) (比例)。

DOC<sub>F</sub>：轉換為沼氣的比例(fraction dissimilated DOC)。

F：掩埋場廢棄中甲烷比例(預設為 0.5)。

16/12：碳轉變成甲烷之質量變動因子。

R：甲烷回收量(Gg/yr)。

O<sub>x</sub>：氧化係數(預設值為 0)。

表 2 我國廢棄物部門估算固體廢棄物處理甲烷排放活動數據和排放係數一覽表<sup>[1]</sup>

參數	1996 IPCC 指南計算方法或預設值	我國計算方法及採用數據	國內數據來源
MSWT (總固態廢棄物量)	IPCC 之預設方法為人口數乘以每年一般廢棄物產生率，其中非系統性進行垃圾收集地區之人口數並不列入計算，且 IPCC 準則並提供各國平均每人垃圾產生量之預設值。此外，一般廢棄物來源應包括：家庭、園藝以及商業/市場之廢棄物。	由於國內已有不同廢棄物處理方式之垃圾處理量之統計數據，故可直接引用。國內一般廢棄物送至廢棄物掩埋場之總量包括衛生掩埋量與一般掩埋量。	中華民國環境保護年報
MSWF (總固態廢棄物送至掩埋場比例)	各國自行估算送至不同型態之廢棄物掩埋場(如表 3)的廢棄物比例。		

表 2 我國廢棄物部門估算固體廢棄物處理甲烷排放活動數據和排放係數一覽表<sup>[1]</sup>

參數	1996 IPCC 指南計算方法或預設值	我國計算方法及採用數據	國內數據來源
MCF (甲烷修正係數)	甲烷修正係數表示某種型態掩埋場之甲烷生成潛勢。根據送至不同型態之廢棄物掩埋場之廢棄物比例，以及 IPCC 針對不同型態之廢棄物掩埋場所提供之甲烷修正係數(表 3)之預設值，以加權平均求得總廢棄物掩埋量之甲烷修正係數。	依據 IPCC 針對不同型態之固態廢棄物掩埋場所提供之甲烷修正係數，以及中華民國環境保護年報不同廢棄物處理方式所佔比例，求得台灣地區甲烷修正係數之加權平均值。衛生掩埋及一般掩埋採用之 MCF 分別為 1.0 及 0.6。	中華民國環境保護年報
DOC (可分解有機碳含量)	可分解有機碳含量取決於廢棄物組成，可根據不同組成之碳含量以加權平均的方式計算求得。 IPCC 準則提供不同廢棄物可分解有機碳含量的預設值及計算公式。 $DOC = 0.4(A) + 0.17(B) + 0.15(C) + 0.30(D)$ A：紙類和紡織品類佔廢棄物之百分比(預設值為 40) B：園藝廢棄物或其他非廚餘可腐敗類佔廢棄物之百分比(預設值為 17) C：廚餘類佔廢棄物之百分比(預設值為 15) D：木竹與稻草類佔廢棄物之百分比(預設值為 30)	依我國垃圾性質資料，以 IPCC 公式求得。	中華民國環境保護年報
DOCF (轉換為沼氣的比例)	目前估計轉換為沼氣的碳數量須仰賴理論模型計算，其隨掩埋場厭氧區域的溫度而變： $0.014T + 0.28$ ，其中 T 為溫度(Tabasaran, 1981)，若假設廢棄物處理場厭氧區域的溫度不論外界環境溫度如何皆保持於 35 °C，則可估算出轉換為沼氣的比例為 0.77。	依 IPCC 計算公式並假設掩埋場溫度為 35°C，估算出轉換為沼氣的比例為 0.77。	IPCC 預設值

表 2 我國廢棄物部門估算固體廢棄物處理甲烷排放活動數據和排放係數一覽表<sup>[1]</sup>

參數	1996 IPCC 指南計算方法或預設值	我國計算方法及採用數據	國內數據來源
F (掩埋場廢氣中甲烷比例)	掩埋場沼氣生成係掩埋層中垃圾在厭氧環境下，有機物質經微生物分解後產生，其氣體組成中約含 50% 甲烷、50% 二氧化碳及微量其它有機化合物，故 IPCC 預設值為 0.5。	採用 IPCC 預設值 0.5。	IPCC 預設值
R (甲烷回收量)	由各國自行統計。	甲烷回收量則因國內無統計資料，暫時不列入計算。	
O <sub>x</sub> (氧化係數)	氧化係數表示甲烷在含有氧氣的掩埋場上層被氧化的比例，氧化發生將會減少甲烷的實際排放。由於目前尚未有國際上可使用之係數，因此預設該值為 0。	採用 IPCC 預設值 0。	

表 3 1996 IPCC 指南掩埋場型式與對應之甲烷修正係數(MCF)

掩埋場型式	甲烷修正係數預設值
妥善管理之掩埋場	1.0
未妥善管理之掩埋場(深層掩埋 $\geq$ 5 公尺)	0.8
未妥善管理之掩埋場(淺層掩埋 $<$ 5 公尺)	0.4
預設值(未分類之掩埋場)	0.6

註：妥善管理之廢棄物掩埋場必須具備受控制的廢棄物放置地點(即廢棄物直接至特定的儲貯存地區、某種程度的廢棄物篩選、某種程度的控制燃燒)且會包含以下其中一種：覆蓋材料、機械壓實、或廢棄物整平等

## 2.3 廢水處理

1996 IPCC 指南中主要將廢水分為「工業廢水」(6B1)與「生活與住商污水」(6B2)兩大類，生活污水和工業廢水處理系統中甲烷排放的方法是分開的，因為不同來源廢水活動資料和排放系數並不相同。

### 2.3.1 生活與住商污水

生活與商業污水主要產生的溫室氣體為甲烷與氧化亞氮，其中一般生活與住商之污水經化糞池厭氧反應處理後，將產生甲烷排放；而生活與住商污水中之蛋白質等有機物質，在一般環境下容易發生消化反應而產生氧化亞氮，以下將分別敘述甲烷與氧化亞氮之排放量計算方法。

#### 1. 生活與住商廢水甲烷排放

住商污水之處理方式可分為經化糞池處理和污水下水道送至污水處理廠處理等兩大類。國內目前整體污水處理率分為 3 類：公共污水下水道普及率、專用污水下水道普及率及建築物污水設施設置率，其數據資料可參考內政部營建署用戶接管普及率及污水處理率統計。根據 1996 IPCC 清冊指南中對於生活與住商污水甲烷產生量計算方法如公式 2 所示。活動數據和排放係數的選擇於如表 4 所示。

公式 2<sup>111</sup>

$$\text{甲烷排放量}(\text{kg CH}_4/\text{yr}) = P \times D_{\text{dom}} \times B_0 \times MCF_j \times (1 - DS_{\text{dom}})$$

P : 人口數

D<sub>dom</sub> : 住商部門污水處理中可分解有機物量(kg BOD/1,000 persons/yr)

B<sub>0</sub> : 最大 CH<sub>4</sub> 產生量。

MCF<sub>j</sub> : 甲烷修正係數。

DS<sub>dom</sub> : 住商部門污水處理後生物污泥中可分解有機物比例。

表 4 我國廢棄物部門估算住商污水處理甲烷排放活動數據和排放係數一覽表

參數	IPCC 計算方法或預設值	我國計算方法及採用數據	國內數據來源
P(人口數)	僅考慮有正式污水處理地區之人口數。	內政部統計資料。	人口數取內政部統計資料
D <sub>dom</sub> (住商部門污水處理中可分解有機物量)	住商污水之有機物指標以 BOD 值表示。IPCC 準則提供不同區域之預設 BOD 值。	根據 IPCC 準則，亞洲地區之預設值 BOD 值為 14,600 公斤/千人/年。	IPCC 預設值
B <sub>0</sub> (最大甲烷產生能力)	甲烷生產潛力，B <sub>0</sub> ，為某定量廢水或污泥可產生的甲烷之最大量。甲烷生產潛力隨污水/污泥的組成及其可分解能力而定。IPCC 準則對於廢水與污泥之預設(理論)值為 0.25 kg CH <sub>4</sub> /kg BOD。	住商污水及工業廢水皆採用 IPCC 預設值 0.25 kg CH <sub>4</sub> /kg BOD。	IPCC 預設值

表 4 我國廢棄物部門估算住商污水處理甲烷排放活動數據和排放係數一覽表

參數	IPCC 計算方法或預設值	我國計算方法及採用數據	國內數據來源
MCF(甲烷修正係數)	實際甲烷排放量取決於甲烷修正係數。MCF 表示甲烷生產潛力(B0)被實現的程度。完全好氧系統之 MCF 值為 0.0；完全厭氧系統之 MCF 值為 1.0。各國應諮詢專家以決定 MCF 值。若無資料則使用 IPCC 預設值，好氧系統之 MCF 值為 0.0；厭氧系統之 MCF 值為 1.0。	使用化糞池處理之甲烷轉換係數為 0.3252。	中興工程 89 年度台灣地區廢棄物廢水部門溫室氣體排放推估計畫
DSdom(住商部門污水處理後生物汙泥中可分解有機物比例)		生活污水處理廠以好氧方式處理廢水，且污泥之厭氧消化操作情形不佳，可忽略可能生成的甲烷。另化糞池污泥(水肥)處理之排放與污水處理合併計算。	

## 2.生活與住商廢水氧化亞氮排放

照 IPCC 1996 清冊指南計算方法如公式 3 所示，估算得歷年生活污水造成之氧化亞氮排放，其中蛋白質攝取量以取自於行政院農委會公布之糧食平衡表中的蛋白質供給量；活動數據和排放係數的選擇於如表 5 所示。

公式 3<sup>10</sup>

$$N_2O(S) = Protein \times FracNPR \times NR_{PEOPLE} \times EF_6$$

$N_2O(S)$  = 每年生活污水之氧化亞氮排放總量 (kg N<sub>2</sub>O-N/yr)  
 $Protein$  = 每人每年蛋白質攝取量 (kg/person/yr)  
 $NR_{PEOPLE}$  = 國內人口數  
 $EF_6$  = 排放係數(預設值 0.01(0.002-0.12) kg N<sub>2</sub>O-N/kg sewage-N produced)  
 $FracNPR$  = 蛋白質中氮的比例(預設值為 0.16 kg N/kg protein)

表 5 我國住商污水處理氧化亞氮排放活動數據和排放係數一覽表

參數	IPCC 計算方法或預設值	我國計算方法及採用數據	國內數據來源
Protein(每人每年蛋白質攝取量)		取自糧食平衡表內所提供之每人蛋白質供應量	行政院農業委員會之糧食平衡表
NR <sub>PEOPLE</sub> (國內人口數)		糧食平衡表內所註記之人口數	行政院農業委員會之糧食平衡表
EF <sub>6</sub> (排放係數)	預設值 0.01(0.002-0.12) kg N <sub>2</sub> O-N/kg sewage-N produced	採用 IPCC 預設值 0.01 kg N <sub>2</sub> O-N/kg sewage-N produced	
Frac <sub>NPR</sub> (蛋白質中氮的比例)	預設值為 0.16 kg N/kg protein	採用 IPCC 預設值 0.16 kg N/kg protein	

註：依 IPCC 建議方式將上述因子加乘可獲得排放量(最後須乘上轉換係數 44/28)

### 2.3.2 工業廢水

工業廢水包括工業區廢水與列管事業廢水二部份，工業區廢水處理方式大多採用好氧處理，並不會產生甲烷，因此僅需要考慮以厭氧方式處理之列管事業廢水。

依照 1996 IPCC 指南計算方法要求，溫室氣體排放計算係以不同工業之產品產量以估算其廢水產生量，再乘以不同工業之廢水排放係數，據以估算工業廢水之甲烷排放量，惟我國既有統計資料並未統計各類工業之產能，但我國水污法相關規定，事業於設立或變更前，具有下列行為者：設置廢(污)水(前)處理設施、納入污水下水道系統、土壤處理、委託處理、設置管線排放於海洋、受託處理、貯留廢(污)水、稀釋廢(污)水、回收廢(污)水、逕流廢水污染削減措施等，應檢具污水防制措施計畫及相關文件，送縣市環保局或中央主管機關委託之機關審查，以取得廢(污)水排放許可證。

因此國內工業廢水可由「水污染源管制資料管理系統」中篩選出：傳統厭氧池、厭氣污泥床(上流式厭氣污泥床)、厭氧固定濾床(厭氣濾床)、(厭氣流動床(厭氣流體化床))、厭氣塘與厭氧接觸濾池等厭氧處理設備之廠商及相關排放數據，以進行工業廢水甲烷排放量及污泥產量以進行溫室氣體排放量之估算。

為避免與生活與住商污水產生之溫室氣體重複計算，故資料庫中「進入公共下水道」之廢水不列入排放量之估算，主要計入石化、化工、食品、發酵、肉品處理、飲料與造紙等 8 大類行業產生之工業廢水。

1996 IPCC 指南提供之工業廢水甲烷產生量計算方法如公式 4 所示。活動數據和排放係數的選擇如表 6 所示：

公式 4 <sup>10</sup>	
甲烷排放量(kg CH <sub>4</sub> /yr) = (P <sub>i</sub> × W <sub>i</sub> × COD <sub>i</sub> - S) × (B <sub>o</sub> × MCF <sub>j</sub> ) × R <sub>i</sub>	
TOW <sub>i</sub> ：每年工業廢水之 COD 總量 (kg COD/yr)；P <sub>i</sub> × W <sub>i</sub> × COD <sub>i</sub> 。	
i : 各類工業。	
P <sub>i</sub> : 各工業部門生產量, t/yr。	
W <sub>i</sub> : 廢水產生量, m <sup>3</sup> 。	
COD <sub>i</sub> : 化學需氧量, kg COD/m <sup>3</sup> 。	
S : 廢水處理後產生有機污泥之 COD 總量, kg COD/yr。	
EF <sub>i</sub> : 工業之排放係數；B <sub>o</sub> × MCF <sub>j</sub> , kg COD/yr；B <sub>o</sub> × MCF <sub>j</sub> 。	
B <sub>o</sub> : 最大 CH <sub>4</sub> 產生量, kg CH <sub>4</sub> /kg COD, 建議值為 0.25。	
MCF <sub>j</sub> : 甲烷修正係數, 建議值為 0.8。	
R : 甲烷移除量, kg CH <sub>4</sub> /yr, 建議值為 0。	

表 6 我國工業廢水處理之甲烷排放數據來源說明

參數	IPCC 計算方法或預設值	我國計算方法及採用數據	國內數據來源
W(每噸產品之廢水產生量)	IPCC 準則提供各區域各產品每噸產量之廢水產品量預設值，然多數的預設值乃為該地區單一國家的數據。	我國之工業廢水可分為工業區廢水及列管事業廢水，根據「中興工程 89 年度台灣地區廢棄物廢水部門溫室氣體排放推估計畫」，工業區一般廢水處理皆使用好氧生物處理，污泥雖有部分採厭氧消化，但操作狀況不佳，故工業區廢水之甲烷排放量為零，而我國之工業廢水甲烷排放僅需考慮列管事業廢水。	列管事業廢水資料，其取自於中國技術服務社所維護之「列管事業廢水資料庫」中篩選具有厭氧處理設備(傳統厭氣池、厭氣污泥床、厭氣固定濾床、厭氣流動床、厭氧塘、厭氧接觸濾池與污泥厭氧消化池)之廠商。(列管事業廢水資料庫由中技社負責維護，其原始資料來自各縣市環保局所蒐集之列管事業廢水申報資料。)
P(個別工業的產量)			
COD(工業部門可分解有機物)	工業廢水之有機物指標以 COD 值表示。 在可取得的情形下，建議採用本國資訊。 IPCC 準則提供各地區不同產業之預設 COD 值，然多數的預設值乃為該地區單一國家的數據。	由於列管事業廢水資料庫中已具有各列管單位廢水處理之進排放水量與進排放口之 COD 值，因此可直接計算各列管事業廢水廠商廢水處理所移除之可分解有機物 COD(公斤)即：工業進流口污水量×進流口 COD 值 - 出流口污水量×出流口 COD 值)。	
S(廢水處理後產生有機污泥之 COD 總量)		考量目前沒有轉變為污泥之 BOD 資料，故暫設為 0。	

表 6 我國工業廢水處理之甲烷排放數據來源說明(續)

參數	IPCC 計算方法或預設值	我國計算方法及採用數據	國內數據來源
$B_0$ (最大甲烷產生能力)	甲烷生產潛力, $B_0$ 為某定量廢水或污泥可產生的甲烷之最大量。甲烷生產潛力隨廢水/污泥的組成及其可分解能力而定。IPCC 準則對於廢水與污泥之預設(理論)值為 0.25kg CH <sub>4</sub> /kg BOD。	住商污水及工業廢水皆採用IPCC 預設值 0.25kg CH <sub>4</sub> /kg BOD。	IPCC 預設值
MCF(甲烷修正係數)	實際甲烷排放量取決於甲烷修正係數。MCF 表示甲烷生產潛力( $B_0$ )被實現的程度。完全好氧系統之 MCF 值定為 0.0；完全厭氧系統之 MCF 值定為 1.0。各國應諮詢專家以決定 MCF 值。若無資料則使用IPCC 預設值，好氧系統之 MCF 值為 0.0；厭氧系統之 MCF 值為 1.0。	使用化糞池處理之甲烷轉換係數為 0.3252。	中興工程 89 年度台灣地區廢棄物廢水部門溫室氣體排放推估計畫

## 2.4 廢棄物焚化

1996 IPCC 指南中，有關列入廢棄物焚化溫室氣體排放部分指的是垃圾成分中與石化燃料及其產品(如塑膠)等，而垃圾中有關紙、竹、樹枝等成分之燃燒二氧化碳排放，則視為生物質量一部分，不列入國家總溫室氣體排放；另外，如焚化系統中有汽電共生等能源利用設備者，此部分廢棄物焚化之溫室氣體排放應列入能源部門中計算，我國之垃圾焚化爐皆裝有廢熱發電設備，因此我國廢棄物部門排放，不計入廢棄物焚化之溫室氣體排放。

### 三、我國廢棄物部門溫室氣體排放趨勢

#### 3.1 國內各部門溫室氣體排放現況

依據附件一國家通訊報告指南的要求<sup>[4]</sup>，溫室氣體排放清冊報告應包含：二氧化碳、甲烷、氧化亞氮、全氟碳化物、氫氟碳化物和六氟化硫等 6 種溫室氣體排放源與吸收匯，並涉及能源、工業製程、農業、土地利用變化和林業、及廢棄物等 5 個部門。臺灣 1990 至 2009 年各部門溫室氣體排放量可參見圖 1 所示，總溫室氣體排放量自 1990 年 138,354 千公噸二氧化碳當量(以下使用：kt-CO<sub>2</sub>e 表示)(不包括二氧化碳移除量)，上升至 2009 年 275,026kt-CO<sub>2</sub>e(不包括二氧化碳移除量)，排放量增加 98.78%，年平均成長率為 3.35%，而 2009 年較 2008 年減少 6.34%。淨溫室氣體排放量自 1990 年 119,581kt-CO<sub>2</sub>e，上升至 2009 年 257,345kt-CO<sub>2</sub>e，排放量增加 115.21%，年平均成長率為 3.65%，而 2009 年較 2008 年減少 6.01%。

其中廢棄物部門溫室氣體排放年歷年呈現起伏增減的趨勢，自 1990 年 9,835kt-CO<sub>2</sub>e，約占臺灣溫室氣體總排放量的 7.11%，至 2009 年排放量為 1,129kt-CO<sub>2</sub>e，約占臺灣溫室氣體總排放量的 0.41%，與 1990 年相比較減少約 88.52%，年平均成長率-10.40%，2009 年溫室氣體排放量較 2008 年減少 13.29%。

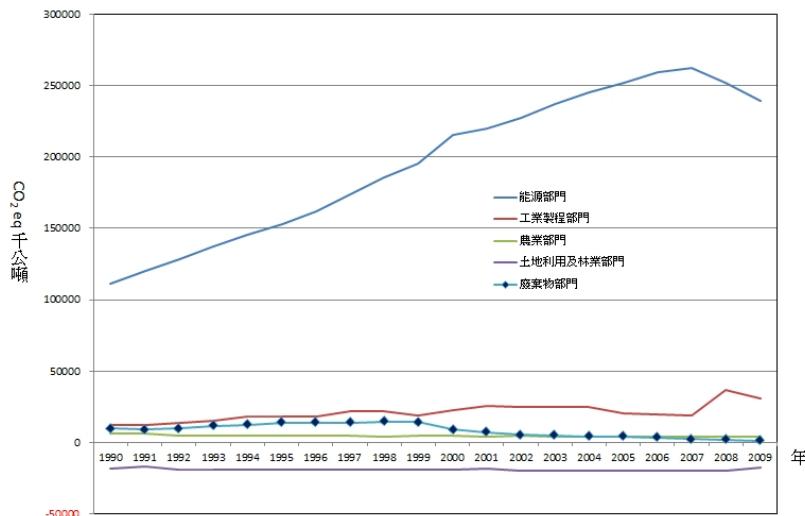


圖 1 我國 1990 至 2009 年各部門溫室氣體排放趨勢

### 3.2 國內廢棄物部門別溫室氣體排放趨勢分析

國內廢棄物部門別主要的溫室氣體包括有甲烷及氧化亞氮兩種，其中甲烷主要排放來源為廢棄物掩埋場、生活與住商污水及工業廢水等；而氧化亞氮排放源則是生活與住商污水。自 1990 年起廢棄物部門溫室氣體排放約為 9,835kt-CO<sub>2</sub>e，其中甲烷排放量約為 9,367.60kt-CO<sub>2</sub>e，占廢棄物部門總排放約 95.25%，氧化亞氮排放約為 468kt-CO<sub>2</sub>e，占廢棄物部門總排放約 4.75%。我國 2009 年廢棄物部門溫室氣體排放約為 1,129 kt-CO<sub>2</sub>e，甲烷排放為 594 kt-CO<sub>2</sub>e，占廢棄物部門總排放約 52.61%，氧化亞氮排放約為 535 kt-CO<sub>2</sub>e，占廢棄物部門總排放約 47.39%；就廢棄物部門甲烷總排放量而言，1990 年至 2009 年排放量減少 93.66%，平均成長率 13.14%；就廢棄物部門氧化亞氮總排放量而言，1990 年至 2009 年排放量增加 14.45%，平均成長率 0.72%。廢棄物部門溫室氣體排放趨勢統計如圖 2 所示。

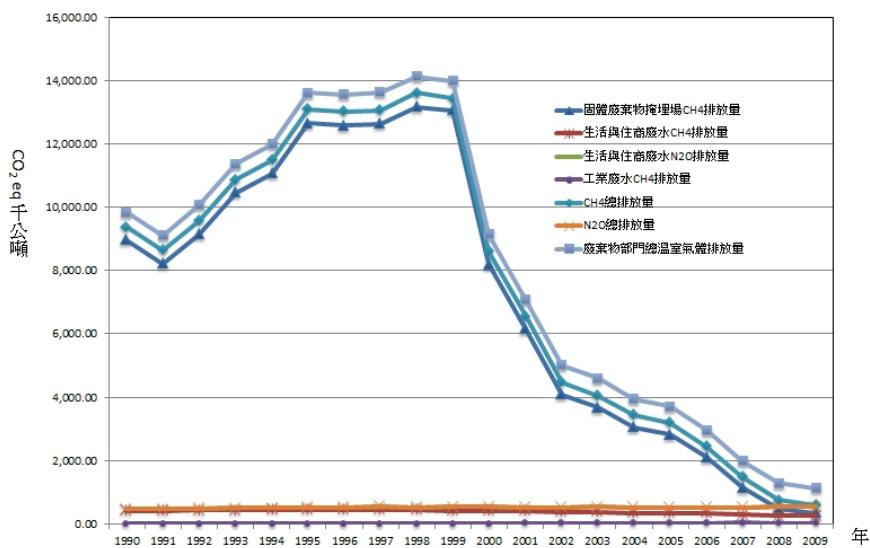


圖 2 我國歷年廢棄物部門溫室氣體排放趨勢

由 2009 年廢棄部門之統計資料發現，生活與住商污水之氧化亞氮排放量、廢棄物掩埋場甲烷排放量、及生活與住商污水甲烷排放量分別為 535 kt-CO<sub>2</sub>e、325.5

kt-CO<sub>2</sub>e 及 249.8 kt-CO<sub>2</sub>e 占比最大，占比分別約 47.39%、28.82% 及 22.12%。而 2009 年廢棄部門溫室氣體排放，較 2008 年減少約 13.26%，其中以廢棄物掩埋場甲烷排放和生活與住商污水甲烷排放量減量最多，分別占 88.76% 及 13.62%。另，生活與住商污水氧化亞氮排放量及工業廢水甲烷排放量則有少量增加。

國內歷年廢棄物部門溫室氣體排放以甲烷排放量占比最大，其中以廢棄物掩埋場之甲烷排放為主要排放來源，但 2000 年起，甲烷排放量即大幅下降，推測其因包括有：

- 國內自 1997 年起推動「資源回收四合一計畫」，實施資源回收、垃圾減量工作，並於 2005 年推動垃圾強制分類措施。

- 自 1999 年起，政府積極推動廢棄物零掩埋政策，逐步關閉在管理與設計上比較不健全的一般掩埋場及衛生掩埋場，根據民國 99 年環保署統計年報，我國垃圾掩埋量自 1999 年的 6,224.20 千公噸，降至 2009 年的 197.89 千公噸，降幅為 96.82%。

- 國內自 1999 年開始鼓勵投資興建掩埋場沼氣回收發電系統，以回收沼氣減少溫室氣體產生。依據 IPCC 部門分類，沼氣回收發電(燃燒)所產生溫室氣體不屬於廢棄物部門，故在此不計算沼氣燃燒產生之溫室氣體排放量，扣除沼氣(甲烷)回收量，可較精確的估算我國固體廢棄物掩埋產生甲烷量。

- 國內自 1999 年起近年來陸續建設焚化廠處理一般廢棄物，垃圾焚化量自 1999 年的 2,020,634 公噸，增加至 2010 年的 3,888,641 公噸。衛生掩埋則因焚化廠陸續啓用，以及各項資源回收再利用的推動，加上 2007 年後限制生垃圾以掩埋處理(偏遠地區除外)，衛生掩埋比率由 83 年 65.64% 高峰下降至 98 年 2.40%。由此，顯示政府戮力推動垃圾減量及資源回收工作已具成效。

#### 四、IPCC 統計方法更新與變革之因應

考量 UNFCCC 要求各會員國自 2015 年起，改用 2006 IPCC 指南進行溫室氣體排放計算，故本節將針對 2006 IPCC 之廢棄物部門架構，整理各項排放源分類、定

義說明與排放氣體等，如表 7 所示；並與表 1 中 1996 IPCC 指南相比較，以利後續國內未來使用之參考。

#### 4.1 2006 IPCC 指南廢棄物部門排放源分類定義

於 2006 IPCC 指南廢棄物部門項下，主要調整包括有：新增「4B 固體廢棄物生物處理」及「4C 廢棄物焚化與露天燃燒」中的「露天燃燒」。

表 7 2006 IPCC 指南廢棄物部門排放源分類定義與排放氣體

類別代碼與名稱	排放分類定義	排放氣體
4 廢棄物	—	CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO <sub>2</sub> 、NMVOC、SO <sub>2</sub>
4A 固體廢棄物處理	甲烷由固體廢棄物掩埋場中之有機物質於厭氧狀態下經微生物分解而產生。二氧化碳亦會產生，但此處僅列入由非生物或非有機廢棄物來源所產生之二氧化碳。	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO、NMVOC
4A1 妥善管理之廢棄物掩埋場	妥善管理之廢棄物掩埋場必須具備受控制的廢棄物放置地點，且包含以下其中一種：覆蓋材料、機械壓實、或廢棄物整平等措施。	CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO、NMVOC
4A2 未妥善管理之廢棄物掩埋場	不屬於以上妥善管理之廢棄物掩埋場之其他形式廢棄物掩埋場。	CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、NMVOC
4A3 其他	其他廢棄物掩埋場。	CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、NMVOC
4B 廢棄物生物處理	廢棄物堆肥與其他生物處理；沼氣發電設施的排放，應列於能源部門(1A4)下。	CO <sub>2</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO、NMVOC
4C 廢棄物焚化與露天燃燒	廢棄物焚化，但不包括廢棄物發電設備。廢棄物燃燒發電所產生之排放應列於能源部門(1A)下。而農作物、森林與草地等燃燒，所產生的排放應列於農業部門(3C)。	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO、NMVOC
4C1 廢棄物焚化	於可控制之焚化設施中燃燒的固體廢棄物。	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO、NMVOC
4C2 廢棄物露天燃燒	露天或露天垃圾場中的廢棄物燃燒。	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO、NMVOC
4D 廢水處理及排放	甲烷與氮氧化物由有機物於污水設備與食物處理及其他工業設備之廢水處理過程中經細菌厭氧分解所產生。氧化亞氮亦可能由污水處理與人類的排泄物所釋出。甲烷排放包含於工業廢水及生活與住商污水類別，氮氧化物排放包含於生活與住商污水類別。	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO、NMVOC
4D1 生活及住商污水	住宅與商業來源之液態廢棄物與污泥處理(包括人體排泄物)透過：污水收集與處理、露天廁所、污水池或逕流釋放。由人體排泄物排放至環境水之氧化亞氮亦包含於此類別。	CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO、NMVOC

表 7 2006 IPCC 指南廢棄物部門排放源分類定義與排放氣體(續)

類別代碼與名稱	排放分類定義	排放氣體
4D2 工業廢水	來自於工業製程之液態製程之液體廢棄物及污泥處理：食物處理、紡織業、紙漿及造紙業。此類別可能包括廢水收集與處理、廢水池或逕流釋放。排放到民用污水系統的工業廢水，應納入 4D1 下。	CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO、NMVOC
4E 其他	其他廢棄物處理活動所釋放出之溫室氣體；如醫療廢棄物、有害廢棄物與農業廢棄物等。	CO <sub>2</sub> 、CH <sub>4</sub> 、N <sub>2</sub> O、NO <sub>x</sub> 、CO、NMVOC

資料來源：2006 IPCC 指南<sup>[3]</sup>

#### 4.2 不同版本(1996 和 2006)IPCC 指南之差異分析

基本上 2006 IPCC 指南中各部門之計算、預設排放係數、及不確定度等內容，均較 1996 IPCC 指南更容易引用與計算，有利於數據不足國家進行統計；2006 IPCC 指南與 1996 IPCC 指南間，固體廢棄物處理、廢棄物焚化、工業廢水等之計算方式未有所變動，生活與住商污水的甲烷與氧化亞氮排放之計算則進行調整，2006 IPCC 指南生活與住商廢水的甲烷排放公式，如公式 5，2006 IPCC 指南生活與住商廢水的氧化亞氮排放公式，如公式 6；將其分別與公式 2 及公式 3 進行比較，主要計算理念並未有大幅異動，僅將公式中主要活動數據和係數擴增加入更多的係數考量，2006 IPCC 指南中對於這些係數則有列出不同國情、設備狀況等之數值，提供計算者選擇，以求排放量計算更加精確。

##### 公式 5<sup>[3]</sup>

$$\text{甲烷排放量} = (U_i \times T_{ij} \times B_o \times MCF_j) \times (P \times BOD \times 0.001 \times I \times 365 - S) - R$$

U<sub>i</sub>：部分人口 i 年收入。

T<sub>ij</sub>：污水處理程度與不同收入群體之比。

B<sub>o</sub>：最大 CH<sub>4</sub> 產生量。

MCF<sub>j</sub>：甲烷修正係數。

P：國家人口數。

BOD：每人每天產生廢水之 BOD 值。

I：進入下水道之工業廢水 BOD 排放之修正因子，若有加以控制則建議值為 1.25，未控制之工業廢水之建議值則為 1.0。

S：污泥之可分解有機物。

R：甲烷移除量。

公式 6<sup>[3]</sup>

$$\text{氧化亞氮排放量} = (P \times \text{Protein} \times F_{NPR} \times NR_{NON-CON} \times F_{IND-COM} - N_{SLUDGE}) \times EF_{EFFLUENT} \times 44/28$$

P：國內人口數。

Protein：每人每年蛋白質攝取量(kg/person/yr)。

$F_{NPR}$ ：蛋白質中氮的比例(預設值為 0.16 kg N/kg protein)。

$NR_{NON-CON}$ ：對非蛋白質飽和廢水之添加係數。

$F_{IND-COM}$ ：下水道系統之工業與商業廢水排放係數。

$N_{SLUDGE}$ ：因污泥而產生之 N 移除(預設值= 0)，kg N/yr。

$EF_{EFFLUENT}$ ：排放係數(預設值 0.005) kg N<sub>2</sub>O-N/kg-N。

44/28：N<sub>2</sub>O/N 分子量比例。

## 五、我國廢棄物部門溫室氣體統計展望

我國廢棄物部門溫室氣體未來統計方向，主要以配合 UNFCCC 規範的更新而進行調整，就過去彙整廢棄物部門溫室氣體排放量之經驗顯示，未來如需依照 2006 IPCC 指南進行廢棄物部門溫室氣體統計時，尚有以下項目需要擴充改善：

### 1.2006 IPCC 指南新增排放源項目的統計

2006 IPCC 指南新增「4B 廢棄物生物處理」及「4C 廢棄物焚化與露天燃燒」中的「露天燃燒」。有關廢棄物生物處理部分，目前於堆肥與其他廚餘再利用量時，可能產生甲烷與氧化亞氮排放，建議未來「環保署統計年報」可強化這方面的統計資料；而露天燃燒部分，目前國內並無掩埋場廢棄物自燃統計資料，若要計算此部分二氧化碳排放，僅能假設性推估，當然如果國內所有掩埋場皆未發生自燃事件，則可不納入統計。

### 2.廢水處理之排放溫室氣體排放統計檢討

廢水處理溫室氣體排放部分，則需配合 2006 IPCC 指南生活與住商污水的甲烷與氧化亞氮排放計算，重新檢討更新；我國工業廢水甲烷產生量計算方法，以

「水污染源管制資料管理系統」之資料庫中厭氧處理設備定檢資料作為計算排放量之活動數據來源，雖然是篩選自定檢資料庫，但因為資料庫並非是厭氧設備實際進出流量，而有諸多假設，與 1996 IPCC 指南或 2006 IPCC 指南以產品產量估算廢水排放量不同，隨著 2006 IPCC 指南之應用，宜進行後續檢討此部分統計之改善方式。

### 3.廢棄物部門溫室氣體排放不確定度(Uncertainty)分析

在 2006 IPCC 指南中，特別重視各項預設排放係數的不確定度，也建議各締約國之國家溫室氣體清冊朝向不確定度進行估算、分析及管理做努力；由於此項工作涉及諸多原先政府統計數據上的革新，未來政府溫室氣體清冊統計應逐漸配合國際趨勢，廢棄物部門也需要執行不確定度估算。

## 六、結語

在國家溫室氣體清冊統計方面，各締約國的統計工作將隨著 UNFCCC 採用新版 2006 IPCC 指南，而隨之更新；我國為因應 UNFCCC 要求，已配合 1996 IPCC 指南進行估算我國溫室氣體清冊，並逐年累積和收集資料，並邀集專家檢討外，建議為配合未來使用 2006 IPCC 指南之有效統計和計算，國內宜及早啓動廢棄物部門溫室氣體統計相關排放係數與統計基準之全面檢討，尤其是 2006 IPCC 指南新增排放源項目的統計、廢水處理與排放溫室氣體排放統計、及不確定度分析需要擴充與改善等各個新增項目，以確保國內在廢棄物部門之溫室氣體統計上數據品質的有效性。

## 致謝

感謝行政院環保署 2011 年「實務推動參與氣候公約策略研析規劃」計畫(計畫編號：EPA-100-FA11-03-A250)支持，得以完成本研究。

## 參考文獻

1. IPCC, Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 1996.
2. IPCC, Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, 2000.
3. IPCC, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006.
4. 行政院環保署，「實務推動參與氣候公約策略研析規劃」計畫，2010 年。
5. 行政院環保署，「實務推動參與氣候公約策略研析規劃」計畫，2011 年。
6. 行政院環境保護署，國家溫室氣體排放清冊建置與更新，2005 年。

# 污水處理廠節能減碳規劃與改善方法

陳志偉\*、杜明臨\*\*、羅光楣\*\*\*

## 摘要

公共污水下水道系統污水處理廠主要目的及功能是將污水處理到國家規定的放流水標準，因此過去污水廠設計及營運準則及考量一向偏重在處理效率、操作維護便利及其對周遭環境的影響等層面，能源的消耗不是污水處理廠規劃設計及操作維護的重點。但是，近年來由於溫室效應及全球對溫室氣體排放的關注，先進國家已經紛紛開始重視污水處理廠能源消耗。本文彙整營建署污水處理廠節能計畫成果及國內外相關資料文獻後針對我國污水處理廠節能減碳可行方向提出建言，期望成為未來污水下水道系統處理廠規劃、設計及操作維護節能之參考，最終達到污水處理廠全面性節能績效。

【關鍵字】公共污水下水道系統、溫室氣體、能源消耗

\*營建署下水道工程處 副處長

\*\*光宇工程顧問股份有限公司 總經理

\*\*\* 光宇工程顧問股份有限公司 負責人

## 一、我國污水處理廠節能減碳措施現況

污水處理廠能源消耗主要是電力，電費往往是處理廠營運費用的最大支出部分，小型處理廠每月電費多在百萬元以上，大型處理廠甚至超過千萬元。電力的使用直接影響溫室氣體排放，因此污水處理廠節約用電自然達到減碳的目的。

國內污水處理廠對於廠區節能的規劃與重視還在起步階段，較具規模的已開始擬定節能計畫並逐步實施，亦有些成果，大體來說其方向包括：

### 1.處理功能最佳化

污水處理廠興建目的旨在改善地面水體水質及維護環境品質，故符合放流水標準僅為應達到之基本功能需求，基於對水資源的重視，環保署已公告「建築物生活污水回收再利用處理水質建議」，目前規劃中之污水處理廠均以朝向水資源回收中心來進行規劃，故處理功能最佳化就是在符合放流水標準外，能以水資源的觀點使處理水質達到再利用之要求。

### 2.預防性維護提升運轉效率

對於大型動力設備如鼓風機、進流抽水機、污泥脫水機等，特別加強預防性維護、潤滑及污物清理等工作，確保設備功能，進而提升運轉效率，達到節能目的。

### 3.電費節省

國內甚多污水處理廠在興建時由於採較保守設計，或者由於下水道系統進水量並未達到設計容量，因此處理容量往往大於實際水量，而造成廠方與台電所簽定契約容量大於實際所需，如果廠方修降契約容量就可達到節省電費目的，或者將非必要連續運轉設備改在離峰電力時間運轉，基於尖離峰電費差額，亦可達到節省電費目的。雖如此節省電費並非實際上獲得節能，但台電可降低備載容量，或能以基載機組(如核能機組)供電，對減碳亦有間接貢獻。

### 4.操作時段的調整

在槽池貯留容量允許下，將部份耗電設備改在離峰時段操作。最常應用到的設備如污泥脫水機及回收水過濾設備，可改採於夜間操作以降低運轉成本。

## 5. 照明及空調節能

照明及空調節能方面大多數廠都已依照政府宣導而大力推動中，但多僅限於現有設備的改善，較少整體性的照明及空調節能規劃與設備更換，最常採用的方式是更換省電燈泡或日光燈，或是平時減少燈具的開啓等管理措施。

## 6. 用水及燃料使用節能

廠內設備用水以廠內處理水再淨化後回收利用，使廠內水資源得以循環再生，相對於廠外供水能節省水資源與處理所能源的消耗；廠內使用之燃油也響應未來能源的趨勢逐漸以添加生質燃油來取代；厭氧消化所產生之沼氣也由以往的藉由大氣擴散來稀釋轉變成尋求純化濃縮技術來提供廠內熱源使用。

## 7. 再生能源應用

國內已有部分污水處理廠規劃使用太陽能發電設備來達到節能減碳的效果，若從成本觀點考量，利用政府的再生能源獎勵收購相關規定，將太陽能發電量並聯送回系統可取得較高的電力售價，雖然非直接供廠內使用，仍然具有節能減碳的實質效益。除此之外，若廠內有未利用的水頭差(例如放流口)，則可考慮裝設微型水力發電機回收部分能源使用。

根據營建署污水處理廠節能計畫調查國內 47 座民生污水處理廠用電情形(如表 1)，平均每處理一噸污水用電量為 0.28 度電，此一能耗水準在沒有基線統計資料的比對之下，難以說明能耗的高低優劣，至於其他國家的污水處理廠由於進流水質、氣候條件與處理流程各有不同，僅能作為比較之參考，以下彙整美國污水處理廠能耗調查結果，以最常見的活性污泥法來做說明。

若以採標準活性污泥法程序之污水處理廠與美國之值比較時，因國內之廠處理規模約 10 萬 CMD 以下，由圖 1 可看出，國內之廠操作所消耗之電量仍較美國為高，有節能改善的空間。

由表 2 之國內污水廠處理廠現況之處理率整理成表 3，可看出，國內污水廠處理規模有超過 60% 的廠進水量低於處理容量的一半，進流量低於處理規模，因此在缺乏設備調整彈性下，以大設備運轉小水量造成功率的浪費，常造成國內污水廠耗能偏高的主因。

表 1 國內污水處理廠用電量使用現況表(民國 98 年)<sup>[1]</sup>

	污水處理廠	處理規模 (噸/日)	進流量 (噸/年)	進流量 (噸/日)	處理率 (%)	電費 (元/年)	用電度數 (度/年)	每噸用電量 (度/噸)	與台電訂定之契約容量 (kW) <sup>註</sup>
1	宜蘭地區水資源回收中心	30000	5600000	15000	51	5542626	2743059	0.49	700
2	羅東地區水資源回收中心	15000	550000	3600	24	1461374	723238	1.32	250
3	六堵污水處理廠	22000	4100000	11000	51	8883258	4396347	1.07	2000
4	迪化污水處理廠	500000	160000000	440000	87	108607293	53750021	0.34	11000
5	內湖污水處理廠	150000	39000000	110000	72	76686529	37952355	0.96	5200
6	八里污水處理廠	1320000	270000000	750000	57	55256847	27346752	0.10	7000
7	淡水水資源回收中心	28000	1100000	3000	11	4534863	2244315	2.02	500
8	林口水資源回收中心	23000	2000000	5600	24	3570162	1766882	0.87	500
9	坪林污水處理廠	3300	33000	890	27	1212300	599970	1.84	180
10	直潭污水處理廠	3,300	410000	1100	34	953264	471773	1.15	200
11	烏來污水處理廠	1300	380000	1000	81	736504	364498	0.95	200
12	復興鄉三民社區污水處理廠	200	14000	40	20	401376	198642	13.81	120
13	復興鄉都市計劃區水資源回收中心	396	6800	70	19	59656	29524	4.33	30
14	林口南區污水處理廠	17500	5200000	14000	82	4665115	2308777	0.44	400
15	福田水資源回收中心	76000	19100000	52000	69	9207753	4556940	0.24	700
16	環山地區污水處理廠	400	56000	160	39	231600	114619	2.03	60
17	台中港特定區(一期)污水處理廠	10000	1100000	3100	31	2867258	1419013	1.24	235

表 1 國內污水處理廠用電量使用現況表(民國 98 年)<sup>[1]</sup> (續)

	污水處理廠	處理規模 (噸/日)	進流量 (噸/年)	進流量 (噸/日)	處理率 (%)	電費 (元/年)	用電 度數 (度/年)	每噸 用電量 (度/噸)	與台電訂 定之契約 容量 (kW) <small>註</small>
18	梨山地區污水處理廠	1200	16000	80	6	126200	62457	3.89	61
19	溪頭污水處理廠	1920	470000	1300	67	364011	180150	0.38	60
20	中正污水處理廠	4500	430000	1200	26	1019500	504553	1.18	99
21	內轍污水處理廠	1500	200000	540	36	445000	220232	1.13	—
22	斗六市水資源回收中心	20000	4000000	11000	54	2422660	1198981	0.30	350
23	嘉義縣縣治污水處理廠	1350	190000	510	38	367524	181889	0.98	80
24	嘉義縣擴大縣治污水處理廠	20000	810000	2200	11	2504021	1239246	1.52	300
25	安平污水處理廠	132000	38000000	100000	79	17199971	8512309	0.22	1000
26	虎尾寮污水處理廠	12000	2300000	9400	78	1380910	683416	0.30	250
27	柳營鄉水資源回收中心	6000	500000	1400	22	1377892	681922	1.37	150
28	中區污水處理廠	900000	290000000	800000	88	145333301	71925815	0.25	10000
29	楠梓污水處理廠	75000	820000	26000	35	18247	9030	0.01	990
30	大樹污水處理廠	12000	1100000	3100	26	3545257	1754557	1.55	237
31	鳳山溪污水處理廠	130000	6800000	19000	14	12466199	6169553	0.91	1000
32	六塊厝污水處理廠	50000	5300000	15000	29	6885913	3407856	0.64	750
33	金城水資源回收中心	3000	880000	2400	80	746488	369439	0.42	110
34	榮湖水資源回收中心	3000	220000	600	20	413816	204799	0.93	160
35	太湖水資源回收中心	2583	510000	1400	54	618792	306242	0.60	150
36	擎天水資源回收中心	500	59000	160	32	253000	125210	2.13	100

表 1 國內污水處理廠用電量使用現況表(民國 98 年)<sup>[1]</sup> (續)

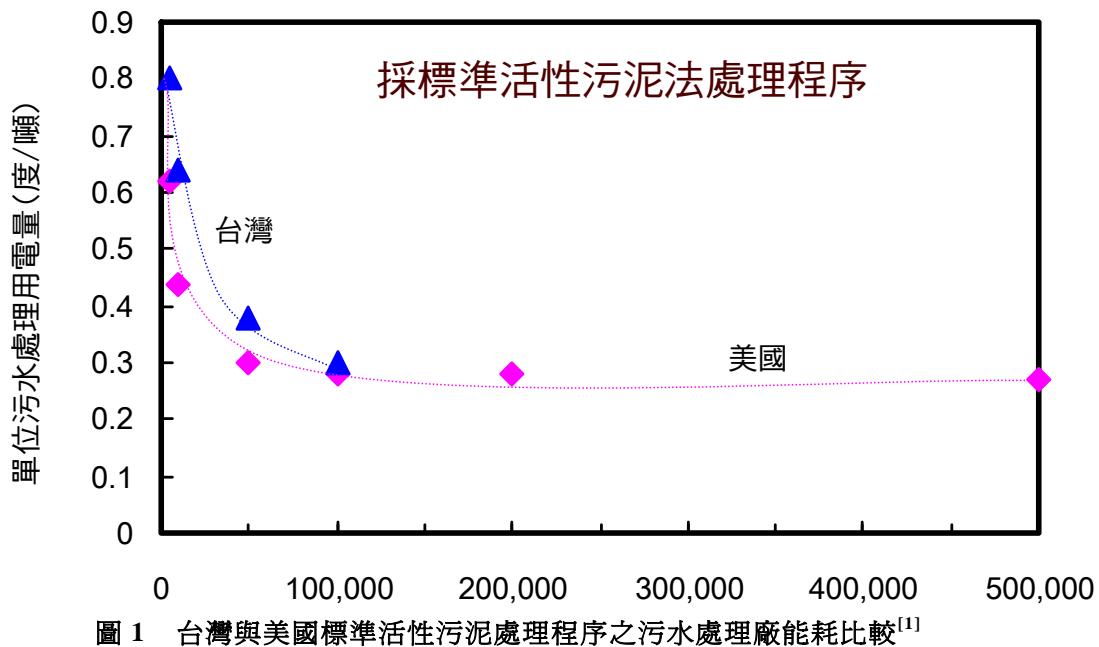
	污水處理廠	處理規模 (噸/日)	進流量 (噸/年)	進流量 (噸/日)	處理率(%)	電費 (元/年)	用電度數 (度/年)	每噸用電量 (度/噸)	與台電 訂定之契 約容量 (kW) <small>註</small>
37	東林水資源回收中心	300	90000	250	82	275540	136365	1.52	—
38	南灣地區污水處理廠	1500	270000	750	50	863768	427481	1.57	100
39	墾丁地區污水處理廠	2000	440000	1200	61	1150979	569622	1.28	100
40	大坪村污水處理設施	125	12000	30	27	79300	39246	3.15	71
41	津沙村污水處理設施	50	770	2	4	24160	11957	15.46	—
42	介壽村污水處理設施	450	60000	180	40	380200	188162	3.11	65
43	福澳村污水處理設施	150	10000	30	20	79000	39097	3.91	20
44	清水村污水處理設施	100	16000	50	48	75000	37118	2.29	20
45	馬港村污水處理設施	250	18000	50	21	87000	43057	2.42	20
46	田沃村污水處理設施	50	5300	20	32	55700	27566	5.18	15
47	后沃村污水處理設施	50	3500	10	20	67700	33505	9.69	20
合 計		860000000			485504827	240277555	0.28	—	

表 2 國內處理單位污水用電量與國外比較表

污水處理廠規模 (CMD) 國家	5,000	10,000	50,000	100,000	200,000	500,000
	處理單位污水用電量(度/噸)					
採標準活性污 泥法處理程序	美國	0.62	0.44	0.30	0.28	0.28
	台灣	0.80	0.64	0.38	0.30	—

註 1：台灣資料來源為國內各廠不分處理方式之處理量與用電量迴歸分析式代入處理規模求得

註 2：美國資料來源：Energy Conservation in Water and Wastewater Facilities.2009 年出版，為採活性污泥法處理之廠統計結果

圖 1 台灣與美國標準活性污泥處理程序之污水處理廠能耗比較<sup>[1]</sup>表 3 國內污水廠進流量與處理規模比較表<sup>[1]</sup>

處理率(%)	廠數(廠)	百分比(%)
>80	6	13
60~70	3	6
50~60	3	6
40~50	6	13
30~40	2	4
20~30	8	17
10~20	13	28
<10	6	13
總計	47	100

## 二、污水處理廠能耗分析與節能方法

要達到節能的目的，首先要了解污水處理廠能耗來源以及影響因素。污水處理廠的能耗受到如處理規模、處理流程類型、進流水量水質季節變化、日夜間波動、氣候變化，處理單元運轉條件及穩定性、單元間運轉狀態的協調性、自動控制系統

的控制策略、設備本身的性能等等諸多因素的影響，每個因素不僅對耗能及流程運轉有較大影響，有些是相互加乘的關係，有些是相互排斥的關係，之間關係錯綜複雜。

一般標準活性污泥法污水處理廠整體處理流程的節能途徑分析如圖 2 所示，由圖中可看出對全廠運轉成本影響最大的單元為鼓風機曝氣單元，由於其能耗經常佔全廠能耗比例達 50% 以上，依照世界各國經驗，鼓風機曝氣單元經過最佳化調整或調整後，其節能效益十分明顯。以下便針對鼓風機及曝氣單元節能方法進行說明。

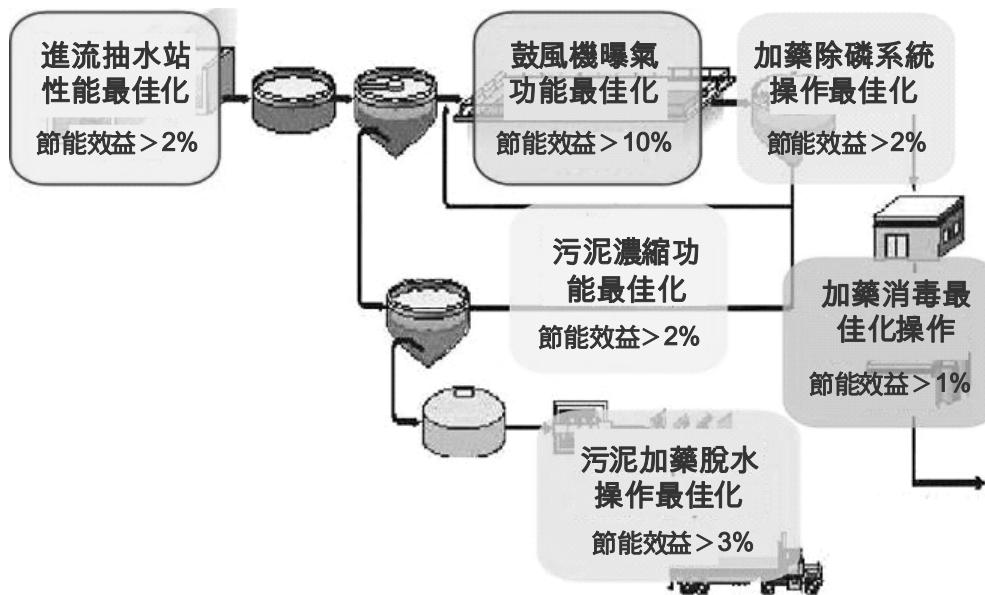


圖 2 標準活性污泥法污水處理廠節能途徑分析<sup>[1]</sup>

## 2.1 鼓風機節能方法

### 2.1.1 鼓風機型式

鼓風機是一種利用動力壓縮空氣產生壓差造成空氣流動的機器。其原理乃利用氣流進入鼓風機時，進入方向與鼓風機轉軸相互平行，當氣流與高速旋轉的葉輪接觸後，立刻被高速旋轉的葉輪改變流動方向及加快速度，被加速後的氣體隨之進入

增壓室，將高速氣流中的動能轉換成壓力，使鼓風機出口保持穩定的壓力。

鼓風機型式可分為「軸流式」與「離心式」二大類。軸流式鼓風機所送出之空氣與軸平行，葉片轉動盤面與軸垂直。而離心式鼓風機則藉離心力作用，產生壓力以抽送空氣，因此空氣進入葉片時與軸平行，經由扇葉後，即呈輻射狀通過葉片，再出環繞葉緣之渦室，切線方向送出。

污水處理廠供應曝氣池空氣常選用魯氏鼓風機，它是以兩個形狀像"8"字形的轉子以相反方向轉動來達成壓送或排除氣體的效果。兩只轉子間均固定於一組同步齒輪上，轉動時兩轉子間及汽缸和轉子間只維持著極微小的間隙，使其不互相接觸，其間隙大約為十分之幾毫米，因此汽缸內不需油潤滑，而輸送的氣體不會受污染。同時因彼此間不產生摩擦，可以高速運轉而獲得較大風量。

### 2.1.2 鼓風機特性

#### 1. 鼓風機特性曲線

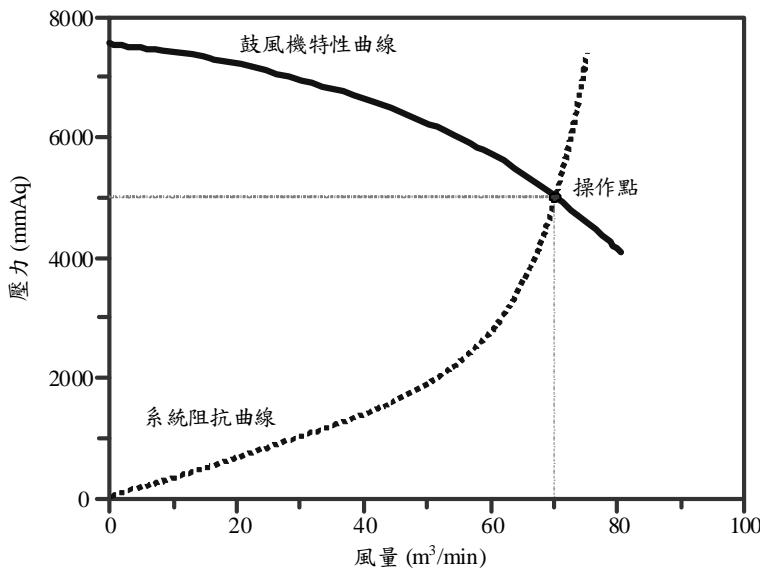
鼓風機的尺寸一但決定，對應每一個電壓或轉速，在不同的風量之下，量測其壓力值，即可繪出一條的壓力與風量關係的曲線，可用來描述此鼓風機的特性，稱為鼓風機特性曲線。

#### 2. 系統阻抗曲線

空氣從鼓風機進出流動時，氣流在其流動路徑會遇上系統內部零件的阻擾，限制空氣自由流通，而造成風壓的損失，稱之為阻抗。風壓的損失因風量而變化，在一風量下，組件或系統的入風口端與出風口端形成壓力差，該壓力與風量的對應關係，即為該組件或系統的空氣流量阻抗特性。

#### 3. 操作點

系統阻抗曲線與鼓風機特性曲線的交點，稱為系統操作點，如圖 3 所示。在操作點上，鼓風機特性曲線之變化斜率為最小，而系統特性曲線之變化率為最低；此時對應於同一系統阻抗之靜壓值，鼓風機所能提供之流量恰可符合系統之需求。

圖 3 典型鼓風機特性曲線<sup>[1]</sup>

### 2.1.3 鼓風機機房配置

1. 鼓風機出口管連接備用三通與流量計，裝置關斷閥及散熱導風管。空氣桶入 口在低位，出口在高位。
2. 精密過濾器與乾燥機均規劃旁路管路，管路高度必須足夠拆換濾芯。包含空壓機各段冷卻器、空氣桶、乾燥機、精密過濾器等所有卸水口，均裝設無耗氣式自動卸水器，將冷凝水統一收集至油水分離桶分離油份後再加以回收利用。
3. 實施配管時，應考量管路之撓性要求，盡量避免管路共振。
4. 管路需保持至少 1/100 之傾斜，便利管路中水分排洩。
5. 選用空壓管路材質時，應考量防銹、防腐性與管路光滑度。
6. 散熱器與馬達的熱氣流向，避免前台熱風流向後台。
7. 水冷式系統的冷卻水管上應裝有壓力表及溫度表，便於監控冷卻水的問題。
8. 機房基於保養、維修及人員操作安全及通風要求，必須保有一定的保養空間，鼓風機的四面最好與牆面保持 80cm 以上的距離，鼓風機與鼓風機間之間距需考量設備吊裝、搬運及維修空間。

9.100 Hp 以上大型鼓風機機房，應備有吊車，通道，出入口也應夠大，以方便日後維修時，機體、馬達、油氣桶等的吊裝與搬運。

#### 2.1.4 鼓風機耗電量

鼓風機耗能計算公式為：

$$L = \frac{P_1 G_s}{6.120} \cdot \frac{K}{K-1} \left[ \left( \frac{P_2}{P_1} \right)^{\frac{K-1}{K}} - 1 \right] \quad \text{(式 1)}$$

L：所需動力(kW)

G<sub>s</sub>：空氣量(m<sup>3</sup>/min)

P<sub>1</sub>：吸入口之絕對壓力(mmH<sub>2</sub>O)

P<sub>2</sub>：吐出口之絕對壓力(mmH<sub>2</sub>O)

K：壓縮係數，空氣為 1.4

P<sub>2</sub> 為大氣壓、水壓、管摩擦損失、流量計及曝氣設備等摩擦損失之和。

#### 2.1.5 鼓風機效率量測重點

由上式可看出當吸入口壓力固定，K 值為 1.4 時，鼓風機的耗能與風量成正比( $L \propto G_s$ )，與吐出口壓力的 0.286 次方成正比( $L \propto P_2^{0.286}$ )。顯示鼓風機要節能除了降低風量外，另一途徑則是降低鼓風機吐出口的壓力。

因為風量與吐出口的壓力可以用來判斷目前鼓風機動力損耗情形，因此在設計鼓風機時，應針對風量與吐出口的壓力設計偵測裝置，以利運轉時掌握鼓風機效率變化之用。

#### 2.1.6 鼓風機控制方式

鼓風機控制系統隨著鼓風機的型式、台數及風量使用的變化程度而不同。茲以單機及多機二大類分述如下：

##### 1. 單機控制

###### (1) ON/OFF 控制

鼓風機在系統壓力低於鼓風機的重車壓力時，啓動充壓，當系統壓力上升至空

車壓力時，關閉停機。此種控制方式通常藉由機械式壓力開關來達成。因為過於頻繁的 ON/OFF 容易破壞馬達的絕緣，僅適用於用氣循環少及馬力數較小的場合。

(2)空重車控制 (Loading/Unloading)

類似 ON/OFF 控制，只是鼓風機持續保持定速運轉，不會關閉停機。唯此種調整即便在螺旋式鼓風機完全不輸出壓縮空氣時，仍會有 15~35% 的耗電量，非常不經濟。

(3)容調控制

藉由進氣閥門的開度調整，變化鼓風機的排氣量，來保持穩定的系統壓力。

(4)變頻控制

利用裝設變頻器來改變變頻馬達的轉速，控制鼓風機的排氣量，以此方式可以達到穩定壓力及節能的雙重效果。根據實測結果變頻鼓風機的最佳效率點落在 30~90 % 之間。

## 2.多機控制

(1)手動控制

使用者根據經驗來啓動或關閉多台鼓風機。結果通常是開機量遠大於實際需求，造成多台鼓風機同時空重車或容調的現象(鼓風機的馬力數越大越嚴重)電力的浪費相當可觀(25~40 %)。

(2)順序控制

利用 PLC 順序控制器，切換鼓風機的啓動順序，最大的功用在於平均鼓風機間的運轉時數，對於節能並無實質的效果。

(3)多機連鎖

多機連鎖是變動性負荷和高效率能源系統的較佳解決方案，可經由各鼓風機的微電腦控制器(指單晶片微處理器者，非 PLC 或僅有 PCB 版)進行主副機連鎖連結，統一由主機下達開關機指令給每一台副機，達到只有一台鼓風機在空車運轉，可有效縮短每一台鼓風機的空車時數。良好的「微電腦多機連鎖控制系統」對於節能有非常可觀的貢獻(15~30%)；在鼓風機的應用上也已經非常成熟、穩定。目前唯一比較棘手的問題在於不同廠牌鼓風機之間，控制邏輯設計上的不同，不容易進行連鎖。

### 3.多機連鎖 + 變頻

以變頻鼓風機來取代多機連鎖後僅剩的空車副機，達到完全節能的效果。並可使系統壓力穩定於 $\pm 0.1$  bar 之間。是壓縮空氣控制系統的最佳節能解決方案。

#### 2.1.7 鼓風機風量控制方式

##### 1.鼓風機變頻控制

生物處理程序中曝氣池所需供應的風量隨水中基質分解速度、活性污泥溶氧吸收速度及曝氣停留時間而異，因此需要有可調整曝氣風量之機制。鼓風機調節風量與壓力的方法有 2 種分別(1)控制輸出或輸入端的風門(2)控制馬達旋轉速度。

控制輸出或輸入端的風門乃是改變管道的節流阻力，而得到所需的送風特性，採用這種方式的優點是投資少且控制簡單。但以污水處裡廠常用到之魯式鼓風機為例，魯式鼓風機為排量形機器，如用入口或出口閥來控制風量，效果並不顯著，若想要大幅度改變風量，改變轉數是較為經濟有效的方法。因此鼓風機採裝設變頻器來控制馬達轉度，進而控制風量的方式已逐步取代風門控制的方案。

##### 2.鼓風機恆壓供氣控制

鼓風機由送風主管供應風量提供給數個曝氣池使用時，由主管銜接數支支管所分散的風量，會因支管管徑、長度、閥件等結構因素而有集中於某支管之現象(通常為造靠近主管分出之支管為最大)，如此會造成各池之間曝氣不均，無法掌握有效處理效率，也浪費過渡曝氣部分造成的電費損失。

因此，由送風主管分支至各曝氣池之支管應裝置有風量、壓力偵測裝置，並可以碟閥控制，平均各支管風量或由壓力偵測裝置測得之壓力回饋鼓風機變頻控制輸出風量，維持恆壓供氣品質控制。

#### 2.1.8 鼓風機節能

- 1.曝氣池的鼓風機設備，若馬力數沒有大小匹配來彈性調整供氣量，一般都較實際需求值偏大，存在大馬拉小車的情形而浪費電能。
- 2.過度的供氣量有時會影響污水處理的品質，造成微生物量反而減少而使處理效果變差，同時亦浪費電能。
- 3.曝氣池的供氣量過大時，用人工方式開關鼓風機的台數，不僅無法及時調節供氣

量，鼓風機亦無法發揮應有效率。

4.供氣量與污水量、污水水質及四季水溫氣溫變化(白天晚上溫度變動)有關，當不能因應而自動調整控制時，存在電能的浪費。

5.目前污水處理廠大都採用大馬力曝氣機或鼓風機來提供污水中的含氧量，在強制壓縮空氣的情況下會產生約 90~150°C 的高溫，而鼓風機大都採用大馬力動能設計，壓縮空氣而轉成空氣中的熱能，造成高耗電量。

## 2.2 曝氣系統節能方法

曝氣是透過氣液相接觸，將空氣溶入水中的動作，目的增加水中溶氧，提供水中微生物行降解有機污染物之用。由於自由水面空氣中之氧氣不易融入水中，因此需藉由曝氣方式增加氣液相接觸面積。

### 2.2.1 曝氣方式

曝氣的方式包括機械式、散氣式或二者合併等方式，各方式特性及優缺點整理如表 4。以國內採活性污泥法處理污水為例，常用的曝氣方式是以鼓風機來提供風量，並透過散氣盤成為細小氣泡進入水中，隨著氣泡往水面上升的過程中達到溶解空氣增加溶氧的效果。

### 2.2.2 曝氣要求

為使曝氣槽維持好氧環境，以利微生物吸著、氧化水中微生物，曝氣槽曝氣容氧量需大於微生物呼吸速度之溶氧限界濃度 0.2~0.5mg/L，一般控制水中溶氧需經常維持於 0.5~1 mg/L。

### 2.2.3 曝氣的節能原理

#### 1.增加液膜擴散面積，提升氧的傳輸速率

在提供同樣的空氣量下，產生細氣泡之散氣設施可比粗氣泡者提供更大的氣液相擴散接觸面積，可增加氧溶入水中的傳輸效率，因而節省鼓風機動力的消耗。

#### 2.提升紊流程度，增加氣泡在水中停留時間

氣泡在水中停留時間與池深、紊流強度及氣泡大小有關，以細氣泡在水中停留時間較長，因此曝氣方式以能產生細氣泡方式者為佳。

表 4 曝氣系統之特性<sup>[3]</sup>

型式		特性	使用方法	優點	缺點
機械式曝氣	慢速表面曝氣機	流出速度低，大直徑渦輪，常以固定橋或平台支撐。	傳統活性污泥之大小廠及曝氣式氧化塘。	高輸氧效率，槽設計具彈性，及高傳送效率及抽水容量。	低溫時可能結冰，初設費較高速曝氣機高，減速機常造成維護上的問題。
機械式曝氣	高速表面曝氣機	流出速度高，小直徑葉輪，其馬達推進器設備浮在水面上的結構。	曝氣式氧化塘、活性污泥法及好氧消化槽。	初設費低，容易安裝及操作，良好的傳送效率，可隨槽面水位高低自動調整，具有操作彈性。	低溫時可能結冰，不易接近加以維護。
	輪刷式曝氣機	流出速度慢，用齒輪減速機減速。	氧化渠。	高的初設費，易於安裝及操作，可接近維護，中等輸送效率。	易因操作條件改變而影響效率。
	渦輪式曝氣機	裝置包括一低速渦輪及供應壓縮空氣的擴散器，應用固定橋。	傳統式活性污泥法。	良好混合，每單位體積有高輸入容量，深槽應用，中等輸送效率，氧輸入範圍廣具操作彈性。	需要齒輪減速器及空氣壓縮機，易產生泡沫，需要之總能量高。
	噴流曝氣機	利用文氏管管理，產生自吸效果將空氣吸入混合器內，氣泡之大小可因設計改變。	曝氣式氧化塘、活性污泥法、好氧消化槽及氧化渠。	高輸氧效率，槽設計具彈性，及高傳送效率及抽水容量。 噪音低，耗能小。	初設時需選用著脫裝置，以確保維護的簡易性。
	沉水式曝氣機	利用葉輪轉動時產生的吸力將空氣吸入泵室中，由特殊設計的葉輪將空氣與水的混合體經由放射體的噴流通道送入水體中的達到曝氣的效果。	曝氣式氧化塘、活性污泥法、好氧消化槽。	高輸氧效率，槽設計具彈性，及高傳送效率及抽水容量。 噪音低，耗能小。	初設時需選用著脫裝置，以確保維護的簡易性。
散氣式曝氣	多孔散氣器	產生細小的氣泡，由陶板或塑膠襯布上管或袋製成。	大型，傳統活性污泥法。	高傳輸效率良好混合，維持高液溫，可調整不同的空氣量，良好的操作彈性。	高初設費及維護費，易阻塞，不適合完全混合。
	非多孔散氣器	由噴嘴，閥、孔或刀刃等型式組成，產生粗大的氣泡。	適用於所有大小之傳統活性污泥法。	不會阻塞，維持高液溫，低操作費。	高初設費，低輸氧效果，高能源費用，不易產生阻塞。
	固定式	當空氣—水混合液被強迫通過有穩定混合設備之垂直圓筒時，產生高剪力及輸氧作用。	主要應用於曝氣式氧化塘。	便宜，低維護費，與散氣式系統相較有較高輸氧效率，適用於曝氣氧化塘。	是否可使曝氣槽充分混合尚有疑問，是否可使用於高率生物處理系統有待證實。

### 三、污水處理廠替代能源應用

前述降低能耗的調整與改善是污水處理廠節能減碳的最直接方式，除此之外，尋求其他的低碳替代能源也可以達到相同的效果，歐美日等先進國家已有利用替代能源達到能源自給自足的污水處理廠案例，值得我國借鏡與參考。

污水處理廠使用替代能源具有利的環境條件，例如臨近水體、海洋，較少遮陰、日照充足及風場良好，同時沼氣回收也是污水處理廠特有的替代能源應用方式，因此，如何利用污水處理廠本身區位的環境條件有效運用替代能源，減少化石燃料及電力的使用，是污水處理廠節能減碳的重要方法之一。營建署蒐集彙整國內外有關污水處理廠應用替代能源的案例、技術及評估方法外(資料來源詳見參考文獻)，並配合現有污水處理廠區位及條件，初步評析了各廠使用替代能源的潛勢及可行性。

針對我國營運中的污水處理廠，可依據各廠所在位置與條件，初步評估發展替代能源的可行性與潛勢(如表 5)，若初步評估結果適合發展替代能源，各廠可進一步進行更詳細的可行性評估，未來新廠設立時，亦可在規劃設計階段導入替代能源，將可有效降低營運成本，同時提升污水處理廠的環保形象。

表 5 我國營運中污水處理替代能源發展潛勢評估表<sup>[1]</sup>

序次	廠名	太陽光電	太陽光熱	風能	微型水力	潮汐發電	溫差發電	波浪發電	海流發電	生質能
1	宜蘭地區水資源回收中心	×	×	×	△	×	×	×	×	×
2	羅東地區水資源回收中心	×	×	×	△	×	×	×	×	×
3	六堵污水處理廠	×	×	×	△	×	×	×	×	×
4	迪化污水處理廠	×	×	×	△	×	×	×	×	◎
5	內湖污水處理廠	×	×	×	△	×	×	×	×	△
6	八里污水處理廠	×	×	○	△	×	×	×	×	◎
7	淡水水資源回收中心	×	×	○	△	×	×	×	×	×
8	林口水資源回收中心	×	×	×	△	×	×	×	×	△
9	坪林污水處理廠	×	×	×	△	×	×	×	×	×
10	直潭污水處理廠	×	×	×	△	×	×	×	×	×
11	烏來污水處理廠	×	×	×	△	×	×	×	×	×

表 5 我國營運中污水處理替代能源發展潛勢評估表<sup>[1]</sup>(續)

序次	廠名	太陽光電	太陽光熱	風能	微型水力	潮汐發電	溫差發電	波浪發電	海流發電	生質能
12	復興鄉三民社區污水處理廠	×	×	×	△	×	×	×	×	×
13	復興鄉都市計畫區水資源回收中心	×	×	×	△	×	×	×	×	×
14	林口南區污水處理廠	×	×	×	△	×	×	×	×	×
15	福田水資源回收中心	○	○	×	△	×	×	×	×	△
16	環山地區污水處理廠	○	○	×	△	×	×	×	×	×
17	台中港特定區(一期)污水處理廠	○	○	○	△	×	×	×	×	○
18	梨山地區污水處理廠	○	○	△	△	×	×	×	×	×
19	溪頭污水處理廠	○	○	△	△	×	×	×	×	×
20	中正污水處理廠	○	○	×	△	×	×	×	×	×
21	內轆污水處理廠	○	○	×	△	×	×	×	×	×
22	斗六市水資源回收中心	○	○	×	△	×	×	×	×	×
23	嘉義縣縣治污水處理廠	○	○	×	△	×	×	×	×	×
24	嘉義縣擴大縣治污水處理廠	○	○	×	△	×	×	×	×	×
25	安平污水處理廠	○	○	○	△	×	×	×	×	○
26	虎尾寮污水處理廠	○	○	×	△	×	×	×	×	×
27	柳營鄉水資源回收中心	○	○	×	△	×	×	×	×	×
28	中區污水處理廠	○	○	△	△	×	×	×	×	○
29	楠梓污水處理廠	○	○	×	△	×	×	×	×	×
30	大樹污水處理廠	○	○	×	△	×	×	×	×	×
31	鳳山溪污水處理廠	○	○	×	△	×	×	×	×	×
32	六塊厝污水處理廠	○	○	×	△	×	×	×	×	×
33	金城水資源回收中心	△	△	△	△	○	×	×	×	×
34	榮湖水資源回收中心	△	△	△	△	○	×	×	×	×
35	太湖水資源回收中心	△	△	△	△	○	×	×	×	×
36	擎天水資源回收中心	△	△	△	△	○	×	×	×	×
37	東林水資源回收中心	△	△	△	△	○	×	×	×	×
38	南灣地區污水處理廠	○	○	○	△	×	×	×	×	×
39	墾丁地區污水處理廠	○	○	○	△	×	×	×	×	×
40	大坪村污水處理設施	×	×	△	△	○	×	×	×	×

表 5 我國營運中污水處理替代能源發展潛勢評估表<sup>[1]</sup>(續)

序次	廠名	太陽光電	太陽光熱	風能	微型水力	潮汐發電	溫差發電	波浪發電	海流發電	生質能
41	津沙村污水處理設施	×	×	△	△	○	×	×	×	×
42	介壽村污水處理設施	×	×	△	△	○	×	×	×	×
43	福澳村污水處理設施	×	×	△	△	○	×	×	×	×
44	清水村污水處理設施	×	×	△	△	○	×	×	×	×
45	馬港村污水處理設施	×	×	△	△	○	×	×	×	×
46	田沃村污水處理設施	×	×	△	△	○	×	×	×	×
47	后沃村污水處理設施	×	×	△	△	○	×	×	×	×

資料來源：內政部營建署，「污水處理廠節能計畫」。

註:表中所列為 98 年度營運中污水處理廠

◎:具有良好開發潛勢

○:具有開發潛勢

△:有條件具有開發潛勢

×:不具有開發潛勢

## 四、結語

由國內污水處理廠能源使用的調查結果，進流處理量小於設備規模者處理單位污水用電量高。此乃因國內超過 60%的廠進流水量低於處理容量的一半，在缺乏設備調整彈性下，以大設備運轉小水量造成功率的浪費，常造成國內污水廠耗能偏高的主因。建議抽水機及鼓風機應採大小容量彈性配置，並可以主副機連鎖搭配變頻控制技術來達到節能成效，以應付興建初期進流污水量小或水量變動大之情況。

根據營建署針對嘉義擴大縣治污水處理廠、高雄大樹污水處理廠及高雄鳳山溪污水處理廠診斷結果，發現污水廠的監測儀器(如壓力計、風量計及溶氧計等)，常因缺乏維護與校正，無法取得有效數據，因此未來在執行耗能診斷時，應先確定既設資料之準確性，以作為各廠之間比較或執行診斷之參考。

替代能源的應用方面現階段以太陽光電發電、小型或微型風力發電及微型水力發電技術較為成熟可行，沼氣回收或污泥燃料化再利用一方面受限於我國地狹人稠的特性，容易遭受附近居民的阻力，另一方面從污泥產出量來看，民國 98 年污泥總量約 7 萬公噸，其中一半以上由迪化及八里污水處理廠產出，這兩座污水處理廠

已有沼氣回收再利用的措施，其他大多數的污水處理廠污泥產量有限，設置沼氣純化或污泥處理設備現階段並不符經濟效益。

溫室氣體減量的基礎在於正確的排放基線盤查，建議未來應逐步實施污水處理廠溫室氣體盤查作業，並取得 ISO 14064-1 認證，作為未來減碳政策目標訂定之依據。

除了各項節能及替代能源措施之外，相關設備的營運維護除了可考慮在未來的採購合約加強保固及節能績效保證等相關要求外，建議應定期實施能源量測與診斷評估，或考慮申請 ISO 50001 能源管理系統認證，透過 PDCA 的程序建立能源基線及改善目標，使全廠能源管理朝向標準化、可量測驗證及不斷改善的方向努力。

## 參考文獻

1. 內政部營建署，污水處理廠節能計畫，2011，p.2-20~2-28，p.3-11~3-20，p.6-67~6-68，p.8-1~8-3。
2. 中國林榮忱等，「污水處理廠泵站與曝氣系統的節能途徑」，2002 年。
3. 川源股份有限公司泵浦教育訓練教材，「泵及曝氣系統的節能規劃及效率維護」
4. EPRI，「Energy Audit Manual for Water/Wastewater Facilities」，1999 年。
5. Water Environment Federation，「Energy Conservation in Water and Wastewater Facilities」，2009 年。



# 都市垃圾焚化廠溫室氣體推估方法探討

劉敏信\*、劉俊佑\*\*、謝金村\*\*、吳冠中\*\*

## 摘要

溫室效應造成全球暖化及對全球氣候變遷影響頗大，在所排放的溫室氣體中，又以二氧化碳排放量最多，以台灣地區而言就佔溫室氣體總量之 83.54%，因此在二氧化碳排放上須做有效的統計，以便後續減量管理措施之重要依據。

近年由政府核定 BOO、BOT 方式興建的 16 座焚化廠及 5 座公有公營廠，總垃圾處理量每日約可達 15,570 公噸，而台灣地區焚化處理率可達 90% 以上。在廢棄物焚化處理方面，其排放約佔全國溫室氣體總排放量約 7.6%，因此本研究利用新北市新店、樹林及台中市后里（焚化）資源回收廠進行二氧化碳排放估算，以便作為日後溫室氣體管理之參考。排放估算乃利用發電量推估方式、蒸氣量推估方式，以及焚化處理量推估方式 3 種方法進行估算，初步結果發現以發電量推估方式誤差值較小。對於燃燒垃圾產生的二氧化碳日趨增加，焚化爐排放的二氧化碳應做盤查、減量以因應國際間溫室氣體管理措施。

【關鍵字】溫室氣體、二氧化碳、資源回收廠

---

\*朝陽科技大學環境工程與管理系 副教授

\*\*朝陽科技大學環境工程與管理系 碩士

## 一、前　　言

隨著產業發展而能源需求量大增，相對產生的溫室氣體排放量也將成長的非常快，這些溫室氣體會隨時間的累積，間接影響氣候的變化。氣候變化除了受到自然界氣候變化的影響外，它更受人類活動的影響。自然環境會因應周遭環境所帶來的衝擊而產生改變，高溫、低溫的天氣及溫差的劇變等異常天候變化，常使得農、漁業等經濟作物造成極大的傷害及財產損失。這突顯了氣候對我們所處周遭環境的重要性。溫室效應對全球氣候影響頗大，在所排放的溫室氣體中，以二氧化碳排放的量最多。近期造成氣候暖化的現象眾多理論一般歸因於溫室效應的增強，在一個用玻璃建造的溫室中，當太陽光的輻射熱無法散去時，此時溫室內會形成一種與外界不同的氣候環境，大氣層具有和溫室中玻璃相似的功能，能防止地表熱量散失到外太空中。假若沒有大氣層環繞在地球周圍，就無法維持地表溫度，此時，地球就會變成非常地寒冷，此種保溫的效應則稱為溫室效應，如圖 1 所示為溫室效應示意圖。

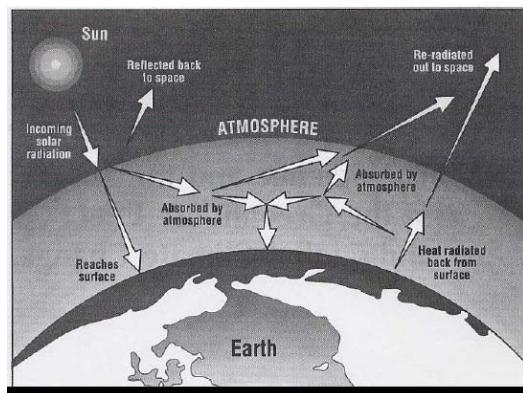


圖 1 地球溫室效應示意圖<sup>[1]</sup>

聯合國氣候變化跨政府專家委員會(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 於 1996 年的第二次評估報告指出，因為人類活動所排放的溫室氣體，若不採取任何防制措施，於 2100 年時全球平均地面氣溫將比 1990 年時增加  $2^{\circ}\text{C}$  (介於 1 至  $3.5^{\circ}\text{C}$ )，海平面將上升 50 公分(介於 15 至 95 公分)，溫室效應增強，造成全球暖

化(global warming)、海平面上昇、生態系統失衡使生物多樣性驟減，進而對全球生物的生存產生巨大威脅。預估二氧化碳濃度已從工業革命前的 280 ppmv 增加至 1994 年的 358 ppmv，若要在二十一世紀末將二氧化碳濃度穩定在工業革命前的 2 倍(550 ppmv)，則目前全球排放量必須削減一半。在京都議定書中規範 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、HFCs、PFCs、SF<sub>6</sub> 等 6 種溫室氣體(Greenhouse Gas, GHGs)，台灣雖然不是京都議定書所表列國家其如表 1 所示<sup>[2]</sup>，但是仍須履行相關的義務，因此我們必須對於京都議定書所規範之相關議題，研究對台灣地區相關產業的影響，及我國應採行的因應之道，以焚化方式處理都市一般廢棄物，可達到廢棄物減量化、無害化及安定化的目的。利用燃燒時所產生的高溫(900~1,000°C)，可使大部分的廢棄物燃燒變成對人體無害的 H<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub> 及殘餘灰燼，除了將廢棄物體積減少至 10% 以下，還可回收廢熱發電，可達到減量化、資源化及延長掩埋場使用壽命的優點<sup>[3]</sup>。

表 1 京都議定書所表列國家

管制溫室氣體	基準年	目標年	削減比率	國家
CO <sub>2</sub> CH <sub>4</sub> N <sub>2</sub> O HFCs PFCs SF <sub>6</sub>	1990	2008-2012	-8%	歐盟包括其 15 國瑞士、愛沙尼亞、斯洛伐克、立陶宛、捷克、拉脫維亞、羅馬尼亞、保加利亞與 Non Annex 1 國家摩納哥、斯洛維尼亞、列茲敦斯登
			-7%	美國
			-6%	日本、加拿大、匈牙利、波蘭
			-5%	克羅埃西亞 (Non Annex 1)
			0%	紐西蘭、俄羅斯、烏克蘭
			1%	挪威
			8%	澳洲
			10%	冰島

台灣地區地狹人稠目前垃圾處理用焚化程序已佔 83.54%，因此有必要對二氧化氮做減量措施；在廢棄物處理方面，佔全國溫室氣體總排放量 7.6%，近年由政府核定 BOO、BOT 方式興建的 20 餘座焚化爐，總處理量每日可達 15,570 公噸，台灣地區焚化處理率可達 90% 以上。透過汽電共生的優點加以運用多目標規劃方法，整合考量環保限制（以二氧化氮為例）、成本因素<sup>[4]</sup>，對於燃燒垃圾產生的二

氧化碳日趨增加，可藉電力來源使用效率之改善抑制二氧化碳的排放<sup>[5]</sup>，因此有必要對焚化爐排放的二氧化碳做盤查、減量因應國際間溫室氣體管理措施，應以提昇能源效率，進而使用低碳或無碳能源來轉換或調整產業結構<sup>[6]</sup>。

## 二、研究架構及方法

### 2.1 推估原則

本研究之目的乃計算台灣垃圾處理系統所產生的溫室氣體總排放量，基本上會大於單純考慮焚化處理燃燒所產生的排放量，整體面的溫室效應氣體盤查有助於未來垃圾處理方式的選擇與判斷。

### 2.2 基本模式

垃圾處理系統之推估溫室效應氣體基本模式之主要範圍為垃圾清除處理系統，有關溫室效應氣體所造成之溫室效應由氣體排放或抵減之分析<sup>[5,8]</sup>。計算公式如下式：

$$(GHG = D + M - R)$$

GHG：溫室效應氣體

D：直接排放

M：間接排放

R：排放抵減

#### 2.2.1 溫室效應氣體

設定二氧化碳(CO<sub>2</sub>) 為主要計算對象。

#### 2.2.2 直接排放

主要為垃圾經焚化其成分中之碳(C)與空氣中的氧或垃圾的氧元素反應結合時，造成二氧化碳(CO<sub>2</sub>) 溫室效應氣體之直接排放。

### 2.2.3 間接排放

非垃圾清除處理直接排放之外的溫室效應氣體排放，例如，垃圾清除運送時，清運車輛因消耗汽油而排放，或垃圾經焚化處理時，因熱值低或配合發電需求而投入之石化能源燃燒之排放，或於興建焚化廠、資源回收廠、掩埋場，或製造清運車輛、清理設施過程中，所排放之溫室效應氣體。

### 2.2.4 抵減排放

當垃圾進行資源回收或熱能回收後，替代新的物質或能源之投入，可以抵減溫室效應氣體之排放量。

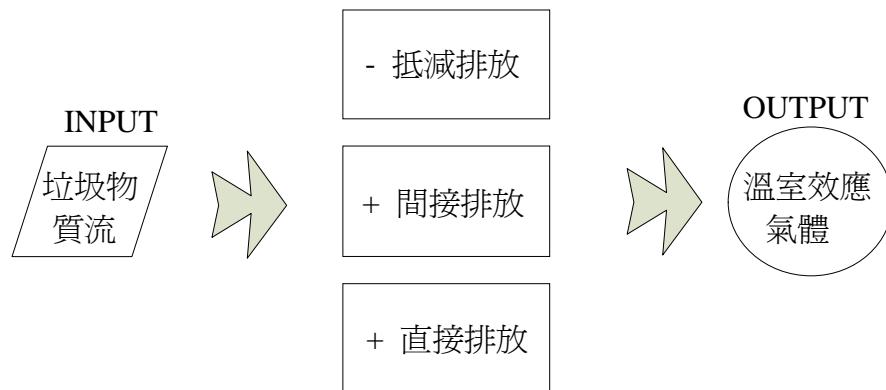


圖 2 溫室效應氣體排放基本模式

## 2.3 盤查分析

### 2.3.1 溫室效應氣體排放量

依據 IPCC 方法估算溫室氣體排放量之所需資料包括：活動強度 (activity data) 與排出係數 (emission factor) 兩類。如下式所示其排放係數為各種能源使用方式所排出之溫室氣體量<sup>[1,5,8]</sup>。

$$(GHG = A \times E)$$

GHG：溫室氣體排放量； A：活動強度； E：排出係數

## 2.4 垃圾焚化爐之蒸氣產生量推估 $\text{CO}_2$ 排放量

由汽電共生廠提供蒸汽熱值 662,430 千卡/噸為依據，資料演算所得 0.2576 公噸  $\text{CO}_2$  當量/噸蒸汽，計算公式如下<sup>[1,5,8]</sup>：

$$(\text{CO}_2 \text{ 排放量} = \text{蒸氣產生量} \times 0.2576 \text{ 公噸 } \text{CO}_2 \text{ 當量/噸蒸汽})$$

## 2.5 垃圾焚化爐之發電量推估 $\text{CO}_2$ 排放量

垃圾焚化爐之  $\text{CO}_2$  排放量計算推估，以能源局公佈之 2008 年  $\text{CO}_2$  電力排放係數為 0.636 公斤/度電計算，計算公式如下<sup>[1,5,8]</sup>：

$$(\text{CO}_2 \text{ 排放量} = \text{年發電量} \times 0.636 \text{ 公斤 } \text{CO}_2/\text{度})$$

而汽電共生廠提供資料演算係數 0.7645 公斤  $\text{CO}_2$  /度估算法，計算公式如下：

$$(\text{CO}_2 \text{ 排放量} = \text{年發電量} \times 0.7645 \text{ 公斤 } \text{CO}_2/\text{度})$$

## 2.6 廠內焚化處理量推估 $\text{CO}_2$ 排放量

由廢棄物元素分析資料質量平衡演算求得，廢棄物元素分析的含碳量 27.41% 相當於 1.005 公噸  $\text{CO}_2$ /濕基公噸( $0.2741 \times 44/12$ )，故廢棄物焚化得到 1.005 公噸  $\text{CO}_2$ /濕基公噸，含碳量由廢棄物元素分析資料；鍋爐燃燒效率為採樣分析數據以 85% 計算，公式如下<sup>[1,5,8]</sup>：

$$(\text{CO}_2 \text{ 排放量} = \text{焚化處理量} \times \text{垃圾含碳量} \times \text{燃燒效率})$$

## 2.7 經濟部能源局溫室氣體盤查介紹

由經濟部能源局<sup>[8]</sup>提供溫室氣體盤查為組織依據 CNS14064-1 標準，進行溫室氣體排放量計算、彙總與報告之程序。主要步驟包含邊界設定、擬定基準年、排放源鑑別、排放量計算及報告與登錄等。

### 2.7.1 邊界設定

盤查邊界設定可概分為「組織邊界」及「營運邊界」：1.組織邊界設定；2.營運邊界設定。營運邊界一般界分為直接、能源間接及其他間接排放等三類排放源。

### 2.7.2 基準年建立與調整

在國家尚未公告基準年的狀況下，可自行設定並同時說明選擇的理由。

### 2.7.3 排放源鑑別

此步驟主要在鑑別盤查組織邊界內會造成大氣溫室氣體濃度改變之實體單元過程，其中溫室氣體係指京都議定書規範之二氧化碳( $\text{CO}_2$ )、甲烷( $\text{CH}_4$ )、氧化亞氮( $\text{N}_2\text{O}$ )、氫氟碳化物(HFCs)、全氟碳化物(PFCs)及六氟化碳( $\text{SF}_6$ )等 6 大類溫室氣體。為掌握事業排放特性，可依排放源型式區分為固定式燃燒排放、移動式燃燒排放、製程排放、逸散排放與能源輸入等類型，以充份掌握公司溫室氣體排放狀況。

### 2.7.4 排放量計算

計算時，應選擇準確、一致的量化方法，計算溫室氣體排放量。一般而言，可用監測儀器直接量測、質能平衡或排放係數等方法來估算溫室氣體排放量。

### 2.7.5 建立盤查清冊

完成溫室氣體排放量估算後，彙整各排放源之排放量於資料表上，即為溫室氣體排放盤查清冊。除詳列排放量資訊外，亦需統計不同範疇別之排放量與移除量，並考量生質燃燒所產生之溫室氣體。

根據燃料使用與排放因子相乘，由於燃燒過程中亦可能有  $\text{CH}_4$  及  $\text{N}_2\text{O}$  產生，因此尚需利用轉換係數 IPCC 所公布的值，將所有排放轉換成  $\text{CO}_2$  排放當量。至於排放係數的篩選，由於反應製程的排放量會隨著製程技術操作狀況而不同，因此眾多排放係數中可由實驗室研發衍生而得到之數值。將國際間通用之 IPCC 排放係數利用發電量推估方法、蒸氣量推估方法、以及焚化處理量推估方法估算排放量進行比較分析，並與現有工具盤查排放量探討其差異性，研究架構流程如圖 3 所示。

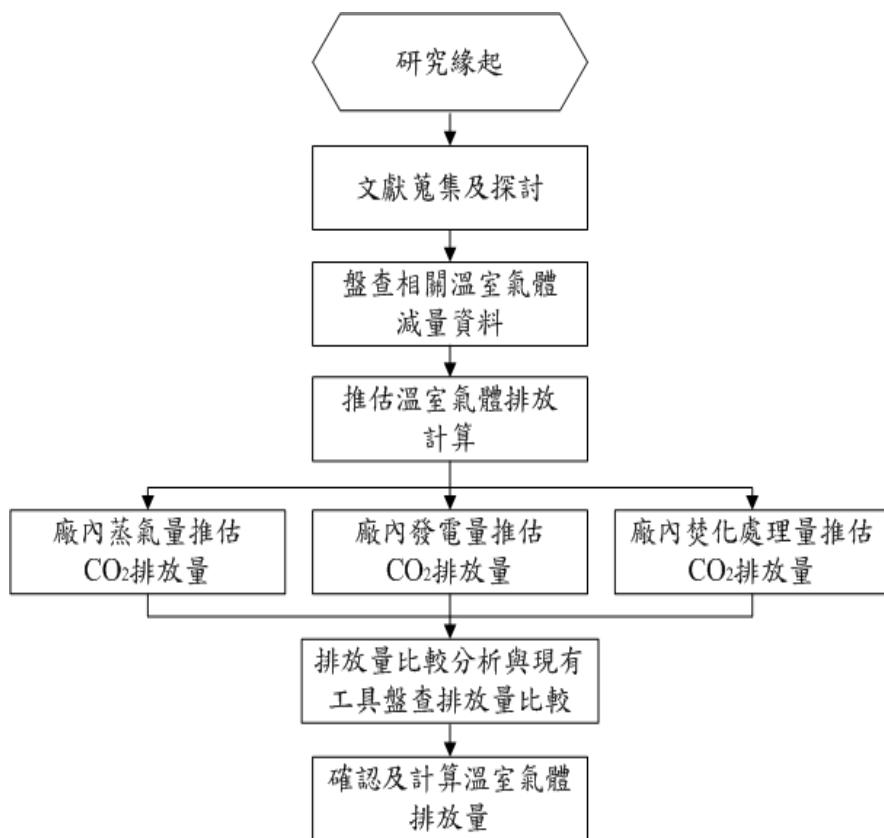


圖 3 本研究架構流程圖

### 三、結果與討論

本研究以新北市新店垃圾焚化廠、樹林焚化廠及台中市后里資源回收廠垃圾處理系統中推估溫室效應氣體排放量，各廠以發電量推估 CO<sub>2</sub> 排放量的資料來自環境保護署資料庫。根據環保署 2007 年至 2011 年垃圾焚化場營運資料統計分析，每公噸焚化處理量可產生的電量分別為新北市新店焚化廠平均 0.345 千度/公噸、樹林焚化廠平均 0.348 千度/公噸及台中市后里焚化廠平均 0.472 千度/公噸。

表 2 新北市新店垃圾焚化廠 2007-2011 年營運資料<sup>[9]</sup>

年度	售電量(千度)	發電率(%)	發電量(千度)	操作時數(hr)	焚化處理量(公噸)	售電率(%)
2007	126,599	79.524	158,928	24,443	351,198	79.658
2008	128,015	79.768	160,161	24,675	363,708	79.929
2009	107,034	77.748	137,139	24,130	311,918	78.048
2010	91,891	75.089	120,925	21,923	264,087	75.990
2011	83,347	74.964	110,215	17,751	252,710	75.622

\*售電率% = 售電量/發電量 × 100

表 3 台中市后里資源回收廠 2007-2011 年營運資料<sup>[9]</sup>

年度	售電量(千度)	發電率(%)	發電量(千度)	操作時數(hr)	焚化處理量(公噸)	售電率(%)
2007	130,513	81.472	159,425	15,921	279,005	81.865
2008	128,664	81.069	158,150	15,969	278,855	81.355
2009	135,779	82.314	164,827	16,227	284,666	82.377
2010	140,425	82.488	170,043	16,476	293,010	82.582
2011	136,551	82.669	164,906	15,883	286,911	82.805

\*售電率% = 售電量/發電量 × 100

表 4 新北市樹林垃圾焚化廠 2007-2011 年營運資料<sup>[9]</sup>

年度	售電量(千度)	發電率(%)	發電量(千度)	操作時數(hr)	焚化處理量(公噸)	售電率(%)
2007	126,599	79.524	158,928	24,443	351,198	79.658
2008	128,015	79.768	160,161	24,675	363,708	79.929
2009	107,034	77.748	137,139	24,130	311,918	78.048
2010	91,891	75.089	120,925	21,923	264,087	75.990
2011	83,347	74.964	110,215	17,751	252,710	75.622

\*售電率% = 售電量/發電量 × 100

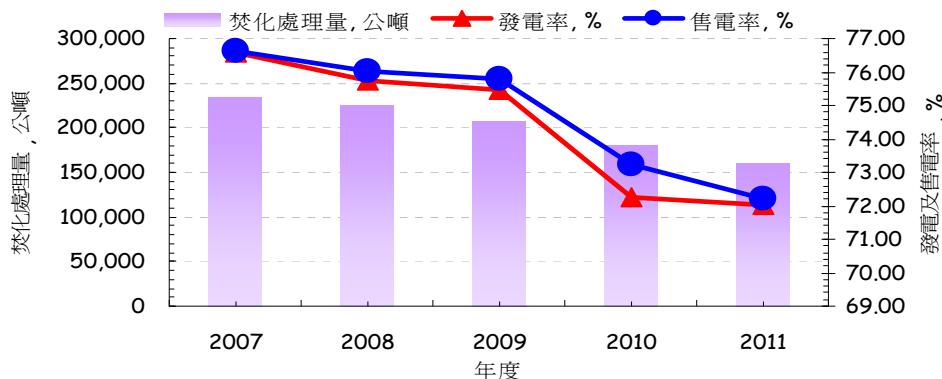


圖 4 新北市新店垃圾焚化廠 2007-2011 年營運趨勢<sup>[9]</sup>

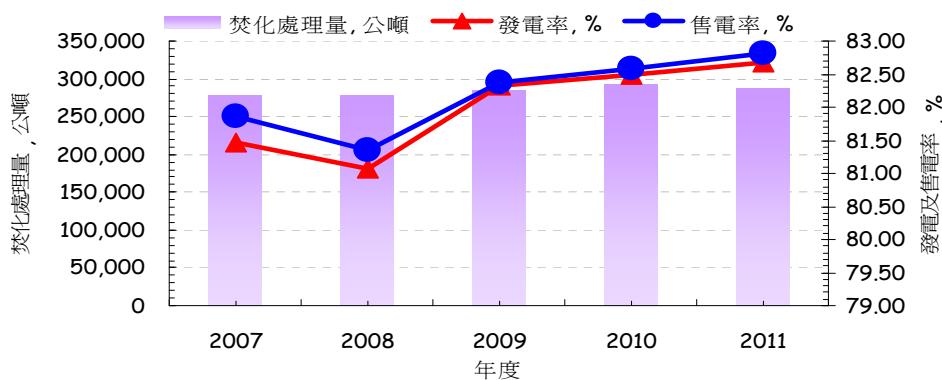


圖 5 台中市后里資源回收廠 2007-2011 年營運趨勢<sup>[9]</sup>

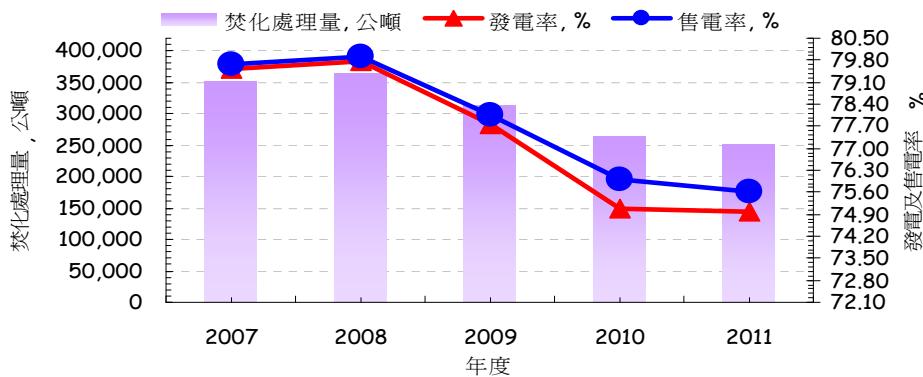


圖 6 新北市樹林垃圾焚化廠 2007-2011 年營運趨勢<sup>[9]</sup>

### 3.1 廠內蒸氣產生量推估 CO<sub>2</sub> 排放量

新北市新店及樹林垃圾焚化廠蒸氣排放量由營運報表彙整統計，因台中市后里資源回收廠之營運報表無相關資料，因此藉由新店、樹林每年垃圾焚化處理量相對后里資源回收廠之垃圾年處理量，推估后里資源回收廠每年蒸氣排放量之平均係數約 0.0905，CO<sub>2</sub> 排放量計算公式如下：

(CO<sub>2</sub> 排放量，公噸 = 焚化處理量，公噸 × 0.0905 × 0.2576 公噸 CO<sub>2</sub> 當量/噸蒸汽)

於 2007-2011 年蒸氣產生量所推估 CO<sub>2</sub> 排放量分析，新北市新店及樹林垃圾焚化廠隨著蒸氣產生量逐年遞減，所推估 CO<sub>2</sub> 排放量也跟隨著遞減。利用兩廠數據推估台中市后里資源回收廠蒸氣產生量 2011 年為 805,331 公噸，2007 年蒸氣產生量為 772,613 公噸，平均每年蒸氣產生量約 789,965 公噸，推估 CO<sub>2</sub> 排放量 199,025 公噸至 209,015 公噸，蒸氣產生量與 CO<sub>2</sub> 排放量分別於表 5 與表 6 所示。當蒸氣產生量增加，CO<sub>2</sub> 排放量也隨之增加，且台中市后里資源回收廠使用垃圾焚化處理量推估蒸氣產生量而間接推估 CO<sub>2</sub> 排放量，由趨勢圖分析結果皆有正相關性，2007-2011 年各廠蒸氣產生量推估 CO<sub>2</sub> 排放量如圖 7 所示。

表 5 各廠 2007-2011 年蒸氣產生量<sup>[9]</sup>

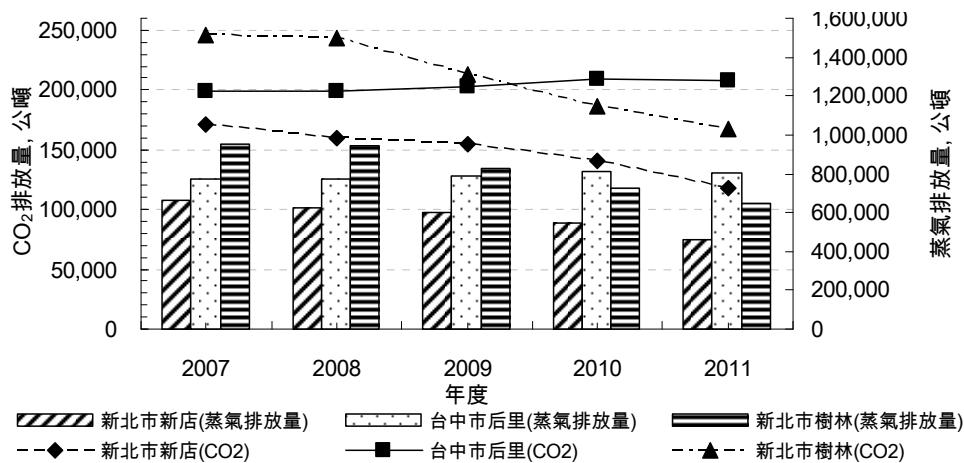
單位：公噸

年度	新北市新店(蒸氣排放量)	台中市后里(蒸氣排放量)	新北市樹林(蒸氣排放量)
2007	665,123	772,613	954,850
2008	620,735	772,198	942,898
2009	602,697	788,289	827,504
2010	548,518	811,395	722,412
2011	459,412	805,331	649,153

表 6 各廠 2007-2011 年蒸氣產生量推估 CO<sub>2</sub> 排放量<sup>[9]</sup>

單位：公噸

年度	新北市新店焚化廠	台中市后里焚化廠	新北市樹林焚化廠
2007	171,336	199,025	245,969
2008	159,901	198,918	242,891
2009	155,255	203,063	213,165
2010	141,298	209,015	186,093
2011	118,345	207,453	167,222

圖 7 各廠 2007-2011 年發蒸氣排放推估 CO<sub>2</sub> 排放量趨勢分析<sup>[9]</sup>

### 3.2 廠內發電量推估 CO<sub>2</sub> 排放量

各廠 2007-2011 年發電量如表 7 所示，由汽電共生廠係數 0.7645 公斤 CO<sub>2</sub> /度推估結果數據如表 8 所示。新北市新店廠 CO<sub>2</sub> 排放量從 2007 年 83,283 公噸至 2011 年 52,628 公噸減少 30,655 公噸 CO<sub>2</sub> 排放量、台中市后里廠 CO<sub>2</sub> 排放量從 2007 年 121,880 公噸至 2011 年 126,071 減少 4,191 公噸 CO<sub>2</sub> 排放量及新北市樹林廠 CO<sub>2</sub> 排放量從 2007 年 121,500 公噸至 2011 年 84,259 減少 37,241 公噸 CO<sub>2</sub> 排放量。2007 年-2011 年各廠發電量推估 CO<sub>2</sub> 排放量分析，當發電量增加，CO<sub>2</sub> 排放量也明顯增加。反之，發電量減少，CO<sub>2</sub> 排放量也明顯降低，故發電量與 CO<sub>2</sub> 排放量有正相關性，如圖 8 所示。

表 7 各廠 2007-2011 年發電量數值<sup>[9]</sup>

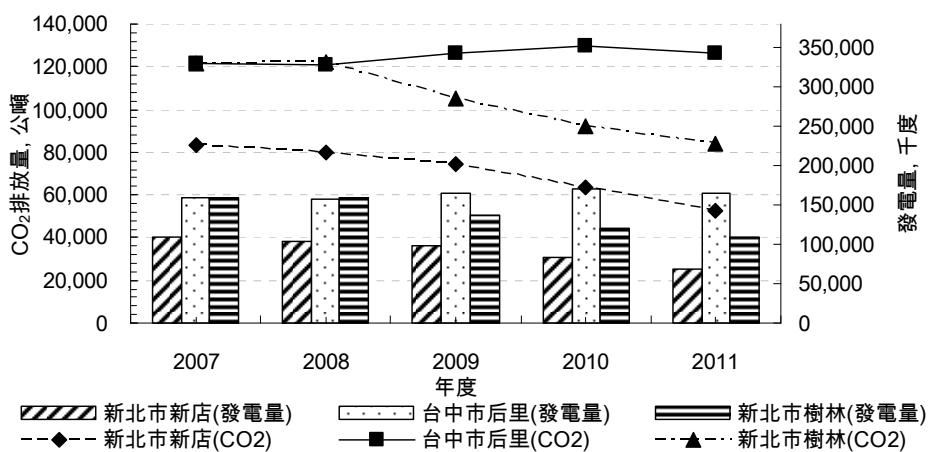
單位：千度

年度	新北市新店(發電量)	台中市后里(發電量)	新北市樹林(發電量)
2007	108,938	159,425	158,928
2008	104,096	158,150	160,161
2009	97,547	164,827	137,139
2010	83,116	170,043	120,925
2011	68,840	164,906	110,215

表 8 各廠 2007-2011 年發電量推估 CO<sub>2</sub> 排放量(汽電共生廠)<sup>[9]</sup>

單位：公噸

年度	新北市新店焚化廠	台中市后里焚化廠	新北市樹林焚化廠
2007	83,283	121,880	121,500
2008	79,581	120,906	122,443
2009	74,575	126,010	104,843
2010	63,542	129,998	92,447
2011	52,628	126,071	84,259

圖 8 各廠 2007-2011 年發電量推估 CO<sub>2</sub> 排放量趨勢分析(汽電共生廠)<sup>[9]</sup>

### 3.3 各廠廠內焚化處理量推估 CO<sub>2</sub> 排放量

由廢棄物元素分析資料質量平衡演算求得，廢棄物元素分析的含碳量 27.41% 相當 1.005 公噸 CO<sub>2</sub>/濕基公噸，故廢棄物焚化得到 1.005 公噸 CO<sub>2</sub>/濕基公噸，廠內焚化處理量來自環境保護署資料庫，而焚化處理量與推估之 CO<sub>2</sub> 排放量分別如表 9 及表 10 所示。當垃圾焚化處理量降低，CO<sub>2</sub> 排放量降低。反之，垃圾焚化處理量增加，CO<sub>2</sub> 排放量增加。其中以新北市樹林廠於 2007 年至 2009 年焚化處理量 351,198 至 311,918 公噸相對其他廠高，故元素分析資料質量平衡演算求得推估 CO<sub>2</sub> 排放量也明顯增加，如圖 9 所示。

表 9 各廠 2007-2011 年焚化處理量[1]

單位：公噸

年度	新北市新店焚化廠	台中市后里焚化廠	新北市樹林焚化廠
2007	233,250	279,005	351,198
2008	225,426	278,855	363,708
2009	207,943	284,666	311,918
2010	179,293	293,010	264,087
2011	161,233	286,911	252,710

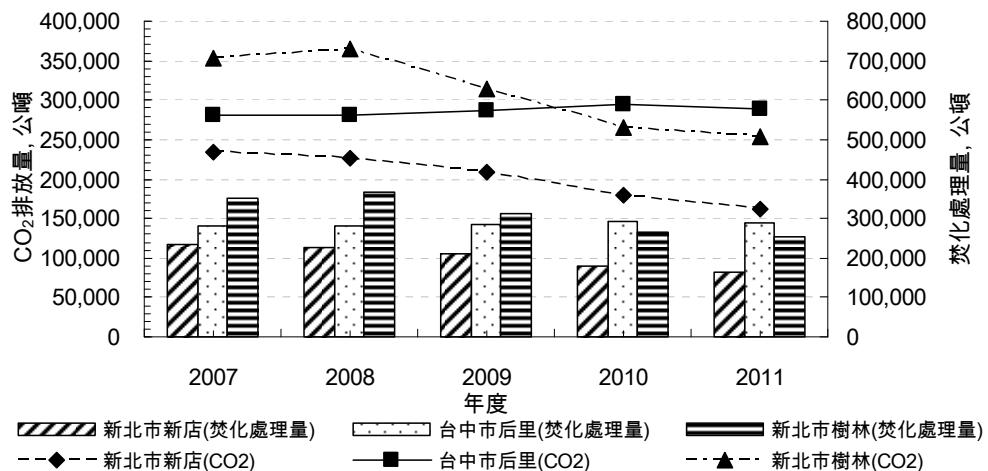
表 10 各廠 2007-2011 年焚化處理量所推估 CO<sub>2</sub> 排放量<sup>[1]</sup>

單位：公噸

年度	新北市新店焚化廠	台中市后里焚化廠	新北市樹林焚化廠
2007	234,416	280,400	352,954
2008	226,553	280,249	365,527
2009	208,982	286,090	313,478
2010	180,189	294,475	265,408
2011	162,039	288,346	253,974

廢棄物元素分析：碳含量(27.41%) = 0.2741 × 44/12 = 1.005 (公噸 CO<sub>2</sub>/濕基公噸)

焚化處理推估 CO<sub>2</sub> 排放 = 焚化處理量 × 1.005 (公噸 CO<sub>2</sub>/濕基公噸)

圖 9 各廠 2007-2011 年焚化處理推估 CO<sub>2</sub> 排放量(質量平衡)

### 3.4 各廠二氧化碳推估排放量比較分析

經由以上各廠使用不同二氧化碳排放量推估模式進行演算分析，以 2009 年度各廠二氧化碳排放量推估結果，以蒸氣產生量推估二氧化碳排放量為新北市樹林焚化廠 213,165 公噸 > 台中市后里焚化廠 203,063 公噸 > 新北市新店焚化廠 155,255 公噸；以發電量推估二氧化碳排放量為台中市后里焚化廠 126,010 公噸 > 新北市樹林焚化廠 104,843 公噸 > 新北市新店焚化廠 74,575 公噸；而以焚化處理量推估二氧化碳排放量為新北市樹林焚化廠 313,478 公噸 > 台中市后里焚化廠 286,090 公噸 > 新北市新店焚化廠 208,982 公噸，如表 11 所示。

以整體二氧化碳排放量來看，蒸氣產生量、發電量及焚化處理量三種二氧化碳推估模式演算結果，焚化處理量推估 > 發電量推估 > 蒸氣產生量推估。以發電量推估二氧化碳排放量推估模式演算結果其台中市后里焚化廠 126,010 公噸 > 新北市樹林焚化廠 104,843 > 新北市新店焚化廠 74,575 公噸，如圖 10 所示。

表 11 各廠 2009 年二氧化碳推估排放量比較分析數值<sup>[1]</sup>

單位：公噸

廠別	蒸氣產生量推估 二氧化碳排放量	發電量推估 二氧化碳排放量	焚化處理量推估 二氧化碳排放量
新北市新店焚化廠	155,255	74,575	208,982
台中市后里焚化廠	203,063	126,010	286,090
新北市樹林焚化廠	213,165	104,843	313,478

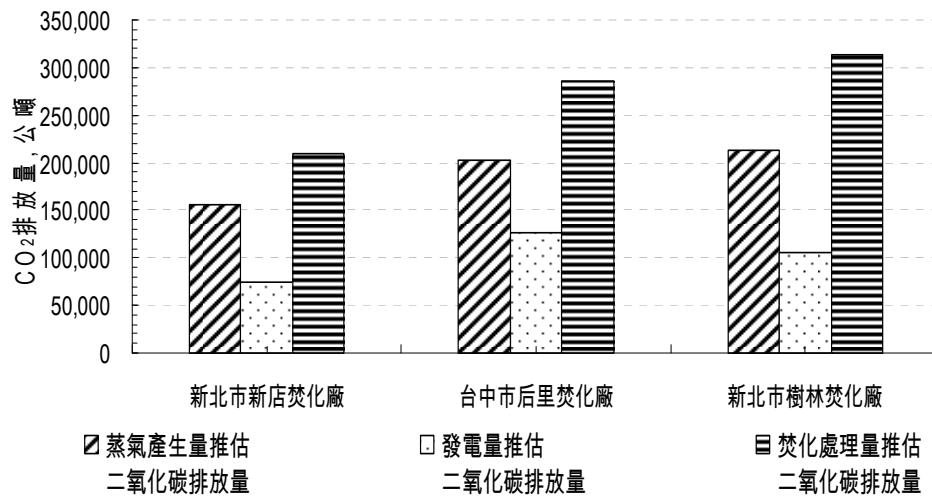


圖 10 各廠 2009 年利用二氧化碳推估排放量比較分析

### 3.5 經濟部輔導產業溫室氣體盤查比較分析

由經濟部能源局 2009 年輔導台中市后里資源回收廠提供溫室氣體盤查為組織依據 CNS14064-1 標準，進行計算溫室氣體排放量為 142,422 公噸，而台中市后里資源回收廠以蒸氣產生量推估 CO<sub>2</sub> 為 203,063 公噸，以發電量推估 CO<sub>2</sub> 為 126,010 公噸及以焚化處理量推估 CO<sub>2</sub> 286,090 公噸相比較，其中以發電量採用汽電共生廠係數 0.7645 公斤 CO<sub>2</sub> /度推估二氣排放量與經濟部能源局溫室氣體各細項盤查二氣排放量結果較為相近，其他兩種推估方法則有偏高現象。以 3 種 CO<sub>2</sub> 推估模式比較，其台中市后里資源回收廠焚化處理量推估 286,090 公噸 > 蒸氣產生量推估 203,063 公噸 > 發電量推估 126,010 公噸。

表 12 2009 年經濟部能源局輔導成果與各廠不同 CO<sub>2</sub> 推估模式比較分析<sup>[1]</sup>

單位：公噸

CO <sub>2</sub> 推估模式	經濟部能源局輔導成果	新北市新店焚化廠	台中市后里焚化廠	新北市樹林焚化廠
蒸氣產生量推估 CO <sub>2</sub>	142,422	155,255	203,063	213,165
發電量推估 CO <sub>2</sub>		74,575	126,010	104,843
焚化處理量推估 CO <sub>2</sub>		208,982	286,090	313,478

## 四、結 論

- 1.以發電量推估  $\text{CO}_2$  排放量，由於經濟部能源局所計算出排放係數為 0.69 公斤  $\text{CO}_2$  /度結果，與汽電共生廠所計算出排放係數為 0.7645 公斤  $\text{CO}_2$  /度所推估  $\text{CO}_2$  排放量較低。
- 2.經濟部能源局輔導產業溫室氣體盤查結果，與本研究發電量採用汽電共生廠係數所推估之二氧化碳排放量最為相近。
- 3.發電量與所排放之二氧化碳量具有成正比之關係。
- 4.焚化處理推估  $\text{CO}_2$  排放量其利用製程中物質質量及能量之進出、產生消耗轉換之平衡計算，透過燃料中碳含量求得可能產生的  $\text{CO}_2$  排放量，焚化垃圾處理時所排放  $\text{CO}_2$  量最為偏高。
- 5.垃圾經焚化處理時會排放二氧化碳、氧化亞氮與甲烷等溫室效應氣體，藉由在燃燒時容易產生溫室效應氣體的物質進行回收再利用，將可降低溫室效應氣體的排放量，例如：塑膠類、廚餘、廢紙等。
- 6.建議未來可採用現行空氣污染防治費用模式套用以廢氣排放量計算  $\text{CO}_2$  排放量，作為課徵碳稅之參考。

## 參考文獻

1. Halmann, M. M. and M. Steinberg, *Greenhouse Gas Carbon Dioxide Mitigation: Science and Technology*, Boca Raton, Florida, Lewis Publishers, 1999.
2. 環保署網站，<http://www.epa.gov.tw/>。
3. Tchobanoglous, G. *et al.*, *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*, New York, McGraw-Hill, 1993.
4. 吳榮華，二氧化碳排放限制下汽電共生系統之能源調度規劃，國立成功大學，1998。
5. 江宜玲，電力部門之二氧化碳減量潛力評估，國立成功大學環境工程研究所，1998。

- 6.楊盛行，台灣森林二氧化碳之涵容量估算，中華生質能源學會誌，第 16 期，1999。
- 7.宮城大洋，垃圾清理系統之生命週期評估以溫室效應氣體指標為例，國立台灣大學環境工程研究所，2004。
- 8.經濟能源產業溫室氣體減量資訊網，<http://verity.erl.iti.org.tw/EIGIC/index.aspx>。
- 9.環境品質資料倉儲系統，<http://edw.epa.gov.tw/default.aspx>。
- 10.顧洋、申永順，國際間溫室氣體管制標準化之發展與因應策略，科學與工程技術期刊第 1 卷，p.3-p.22，2005。
- 11.溫室氣體二氧化碳減量、回收利用及查核技術研究，行政院國家科學委員會專題研究計畫，2004。

# 台北市山豬窟垃圾掩埋場沼氣發電 CDM 計畫之經濟與環境效益評估

李堅明\*、林國鼎\*\*

## 摘要

本研究以 UNFCCC 公告之垃圾掩埋沼氣發電方法學 AM0010，評估台北市山豬窟衛生掩埋場進行沼氣發電 CDM 計畫。研究結果顯示，山豬窟衛生掩埋場沼氣發電，平均每年約可獲得 176,025  $CO_2e$  減碳效益，如果以 2011 年平均每單位 CERs 價格 10.9 美元計算，平均每年可以增加 57,560,175 元新台幣經濟效益。透過淨現值分析法，在折現率為 8% 設定下，模擬不同效率調整因子之收支平衡 CERs 價格，大約介於 4.5 美元-7.8 美元之間，均低於 2011 年平均每單位 CERs 價格 10.9 美元。顯示依據現行 CDM 價格，如果將山豬窟垃圾掩埋沼氣發電納入減碳效益，使得沼氣發電更具經濟效益，將有利台灣垃圾掩埋沼氣發電的投資計畫，長期可有助台灣溫室氣體減量績效。本研究亦發現，即使政府沒有補貼，山豬窟垃圾掩埋沼氣發電仍具經濟可行性。隱含引入沼氣發電之減碳效益不但可以提高其經濟效益，而且可以降低政府補貼，減少政府財政負擔。

【關鍵字】垃圾掩埋場、沼氣發電、清潔發展機制、經濟效益

\*國立台北大學自然資源與環境管理研究所 副教授

\*\*國立台北大學自然資源與環境管理研究所 碩士

## 一、前　　言

清潔發展機制(Clean Development Mechanism, CDM)是「京都議定書」的彈性機制之一，是調合附件一(annex 1)國家與非附件一(non-annex 1)國家合作減量的最重要機制。由於 CDM 結合環境與經濟效益，正快速發展之中，至 2011 年 CDM 計畫創造之減量額度(Certified Emissions Reductions, CERs)交易總額(包括初級與次級 CERs 交易)，已達到 23,250 百萬美元(World Bank, 2012)。至於 CDM 計畫型態，再生能源 CDM 計畫占比最高，然而，垃圾掩埋場沼氣回收發電 CDM 計畫則成長最快速，2011 年相較於 2010 年約成長 3%，僅次於煤層氣的 4%，詳見表 1。由此可知，垃圾掩埋沼氣發電計畫，已成為國際上相當重要的 CDM 計畫項目，影響各國溫室氣體減量潛力，已成為各國抑制溫室氣體排放的重要溫室氣體減量政策之一。

垃圾是台灣重要的固體廢棄物來源，台灣垃圾掩埋政策區分兩階段，1997 年以前為第一階段，主要以衛生掩埋的方式處理垃圾量，依據環保署統計，1980 年至 1997 年間，衛生掩埋之垃圾量呈現上升的趨勢，直到 1998 年以後為第二階段，因垃圾焚化廠大量興建後，垃圾掩埋量逐年遞減，至 2006 年之垃圾衛生掩埋降至 85.1 萬公噸，與 2005 年比較減少 33.36 萬公噸(減少 39.2%)。由此可知，台灣垃圾處理政策，採取焚化為主，掩埋為輔的雙軌策略，最終則達到「零廢棄與零掩埋」目標。然而，此政策方向是否正確？值得商榷。垃圾掩埋可以產生沼氣，是國際積極發展的生質能源發電來源之一，有助於減緩化石燃料發電之壓力，達到溫室氣體減量與能源供給安全的雙贏目標。

台灣地區衛生掩埋場共計有 163 處，月處理量可超過 1,000 噸者有 53 處，依行政院環境保護署統計資料顯示，2007 年一般垃圾清運至全國各衛生掩埋場掩埋約為 85 萬噸，全國每年衛生掩埋場產出之沼氣約  $314\text{m}^3$ 。目前國內的掩埋場甚少設置有沼氣回收處理發電設施，僅有台北市的山豬窟、福德坑，台中市文山，高雄市西青埔，新北市三峽(自用發電設備，容量 90Kw)等 5 座衛生掩埋場設置有沼氣回收處理發電設施外，其他掩埋場僅設置被動式之沼氣收集燃燒井(即設置沼氣收

集井，並於頂端點火燃燒處理沼氣)；或者僅設置沼氣收集井，並未點火燃燒處理，讓其自然逸散排放。直接排放將會使場區週遭易產生異味與增加溫室氣體排放量的問題；直接燃燒雖可以降低溫室氣體排放量與減少臭味，但是卻損失掩埋場沼氣生質能之再利用價值；沼氣再利用發電除可以降低溫室氣體排放量與臭味之外，藉由碳市場，可創造掩埋場沼氣生質能之經濟價值。

綜合前文分析，垃圾掩埋沼氣發電 CDM 計畫已是國際普遍因應溫室氣體減量的重要政策措施之一，我國政府已有補貼垃圾掩埋沼氣發電每度 0.5 元的政策措施，然而，缺乏減碳效益的創造，民間發展的誘因不大，導致台灣地區衛生掩埋場之沼氣直接逸散於大氣中，徒增資源浪費與溫室氣體排放量。雖然台灣不是聯合國之會員，因此無法參與 UNFCCC 之 CDM 計畫，然而，環保署已推動「溫室氣體抵換專案」，推動國內 CDM 計畫。基於此，本研究擬以 UNFCCC 登錄的垃圾掩埋沼氣發電方法學，並以山豬窟垃圾掩埋場沼氣回收發電為例，評估其經濟與環境效益，作為台灣推動垃圾掩埋沼氣發電政策擬定之參考，亦可成為日後我國進行 CDM 計畫擬定之參考。

表 1 CDM 計畫型態占比變化(2010 年與 2011 年)趨勢<sup>[7]</sup>

型態	2010 年占比(%)	2010 年占比(%)	變化(百分點)
水力	34	20	-14
風力	23	16	-7
生質能源	10	8	-2
其他再生能源	4	6	2
能源效率與能源轉換	12	10	-2
垃圾掩埋與其他廢棄物管理	11	14	3
煤層氣	2	6	4
N <sub>2</sub> O	3	3	0
其他	4	6	2

## 二、衛生掩埋場沼氣發電方法學分析比較

UNFCCC 已批准多項衛生掩埋場沼氣再利用 CDM 計畫方法學，由於 AM0010 是針對非強制性衛生掩埋場沼氣再利用，與我國國情相仿，此外，該方法學相對簡

易，因此，本研究選擇 AM0010 方法學，做為評估依據。以下簡述兩項方法學內容。

#### 1.方法學來源

AM0010 基線方法學係來自南非德班(Durban)垃圾掩埋場沼氣發電計畫所提出之新方法學。

#### 2.方法學應用性

AM0010 方法學主要係應用於垃圾掩埋場沼氣捕集計畫，適用於尚未強制立法實施沼氣捕捉和發電計畫。

#### 3.排減額度計算公式

減量額度計算基本公式如式(1)所示：

$$CERs_t = (M_{pt} - M_{bt}) \times G_t + EG_t \times EF \quad (1)$$

其中， $CERs_t$  為第  $t$  年度之減量額度(噸  $CO_2e$ )； $M_{pt}$  為第  $t$  計入期甲烷破壞量(噸)； $M_{bt}$  為基期年之甲烷破壞量(噸)； $G$  為甲烷全球變暖潛勢值(Global Warming Potential, GWP)，依 UNFCCC 核定第一個承諾時期的甲烷全球暖化潛勢值為 21 噸  $CO_2e$ ； $EG_t$  為年度售電量( $MWh$ )； $EF$  為電網發電係數。

假設甲烷基線年度破壞量( $M_{bt}$ )等於計畫年度甲烷破壞量( $M_{pt}$ )與效率調整因子( $A$ )乘積，因此，式(1)可以再修改為：

$$CERs_t = M_{pt} (1 - A) \times G + EG_t \times EF \quad (2)$$

上式經濟意義指出，垃圾衛生掩埋場沼氣發電之減量額度，來自兩項減量效果，其一是甲烷燃燒破壞取代直接排放至大氣，產生減量效果；其二是沼氣發電取代電網發電，降低電網排放。因此，加總上述兩項減量效果，可以獲得沼氣發電之減量額度。

#### 4.方法學之基線

依據 UNFCCC 公告之 AM0003 方法學，其基線計算係依據甲烷收集計畫之規定或契約要求，對垃圾掩埋場所產生甲烷進行收集及破壞，並將廠址安全管理及臭味納入考量。

#### 5.額外性

CDM 計畫必須證明該計畫之減排量具額外性。為滿足此額外性檢驗，計畫

申請人必須證明，如果沒有此 CDM 計畫，則該減量投資沒有財務誘因，及具技術的障礙。

#### 6.洩漏

洩漏(leakage)係指可歸因於執行該 CDM 計畫活動之增加排放的溫室氣體。以沼氣回收再利用技術為例，洩漏將發生於設備管線於操作營運過程所排放之溫室氣體。

#### 7.監控方法學

計畫期間，由選定之操作設備或設施進行準確監測，以確認真正減排量。以 AM0003 方法學為例，直接監測有多少沼氣用於發電。

### 三、山豬窟衛生掩埋場溫室氣體減量額度計算

#### 1.山豬窟衛生掩埋場沼氣處理與發電量

山豬窟衛生掩埋場沼氣蘊藏量豐富，平均每小時約可捕集 5,000 立方公尺 ( $m^3$ )，約可發電 5,000kWh，相當於每日約可供應 7,000 戶家用電所需。因此，台北市政府環境保護局於 1999 年完成山豬窟衛生掩埋場沼氣處理發電設施，並正式操作營運。表 2 顯示 2000-2007 年間，山豬窟衛生掩埋場沼氣生產量、發電量及售電量。沼氣處理量平均每年約  $13,871,025 m^3$ ；平均每年發電量為 22,193,590 度(kWh)；及營每年售電量為 21,136,800 度(kWh)，售電比例高達 95.2%。

#### 2.年度 CERs 估算

透過式(2)及表 2 資料，可以求得山豬窟衛生掩埋場沼氣發電年度 CERs。依據式(2)公式，必須先確認沼氣發電效率因子，由於本研究計無法取得當時掩埋場規劃沼氣燃燒設備效率設計值，因此，本研究參考中國南京 Tiangjingwa 衛生掩埋場沼氣發電計畫效率調整因子 5%，及巴西聖保羅 Novagerar 衛生掩埋場沼氣能源計畫效率調整因子 20%。設定山豬窟衛生掩埋場之效率調整因子 5%、10%、15% 及 20% 四種情境，再透過  $1 m^3$  甲烷 = 0.015053 噸 CO<sub>2</sub>e，求得甲烷

烷燃燒破壞之二氧化碳當量。在發電排放計算方面，本研究考量評估資料年度及簡化分析，依據台灣電力公司提供的 2006 年電力排放係數為 0.638 公斤/度，乘以售電量，可以獲得發電排放量。

表 2 山豬窟衛生掩埋場歷年(2000-2007 年)甲烷生產量、發電量及售電量統計

年度	甲烷生產量(m <sup>3</sup> )	發電量(kWh)	售電量(kWh)
2000	14,274,750	22,839,600	21,752,000
2001	21,141,750	33,826,400	32,216,000
2002	25,365,375	40,584,600	38,652,000
2003	17,333,925	27,734,280	26,413,600
2004	11,543,700	18,469,920	17,590,400
2005	9,304,575	14,887,320	14,178,400
2006	6,858,075	10,972,920	10,450,400
2007	5,146,050	8,233,680	7,841,600
平均	13,871,025	22,193,590	21,136,800

資料來源：本研究整理

加總上述兩項減量效果，可以獲得沼氣發電之減量額度，如表 3 所示。由表 3 可知，山豬窟衛生掩埋場沼氣發電在不同效率調整因子 5%、10%、15%、及 20% 下，平均每年可創造之 CERs 量分別為 211,333 噸  $CO_2e$ 、201,406 噸  $CO_2e$ 、190,341 噸  $CO_2e$ /年及 181,651 噸  $CO_2e$ /年，易言之，平均每年約可獲得 176,025 單位 CERs。

表 3 山豬窟衛生掩埋場歷年(2000-2007)之 CERs 推估 (單位：噸  $CO_2e$ )

年度	5%	10%	15%	20%
2000	218,012	207,268	196,524	185,780
2001	322,888	306,976	291,064	275,151
2002	383,288	368,302	349,211	330,120
2003	264,733	251,687	238,640	225,594
2004	176,302	167,614	158,925	150,237
2005	142,105	135,102	128,099	121,095
2006	104,740	99,578	94,416	98,255
2007	78,593	74,720	65,849	66,973
平均	211,333	201,406	190,341	181,651

資料來源：本研究整理

## 四、山豬窟衛生掩埋場沼氣發電成本效益分析

本研究建立山豬窟垃圾掩埋沼氣發電之淨現值評估法(Net Present Value, NPV)，如下所示：

$$NPV = \sum_{t=1}^T \left[ \frac{(P_t^{CERs} \times CERs_t \times P_t^S \times P_t^Q) + [ES_t \times (P_1 + s)] - (EG_t \times P_2)}{(1+r)^t} \right] - R_{CERs}$$

其中， $P_t^{CERs}$  為  $CERs$  價格(元)； $t$  為計畫年限，依據國際 CDM 計畫的經驗，以十年為計畫周期(或稱計入期)，因此， $T = 10$ ； $CERs_t$  為 CDM 計畫計入期間內的減量額度(噸)； $P_t^S$  為實際獲得  $CERs$  機率，依 UNFCCC 統計截至 2008 年 5 月總申請登錄註冊之 CDM 計畫活動  $CERs$  數量為 153,633,880，實際獲得核發  $CERs$  數量為 139,545,719，實際獲得  $CERs$  機率約為 90.83%； $P_t^Q$  為計畫活動審核通過機率，依 UNFCCC 統計截至 2008 年 5 月，總申請登錄註冊之 CDM 計畫活動有 1,067 件，經審查核可有 1,046 件，計畫活動成功登錄比率為 98%； $ES_t$  為售電量； $P_1$  為售電價格，由於沼氣發電量由台灣電力公司負責收購，目前平均收購價格為 1.8 元/度，因此，設定  $P_1 = 1.8$ ； $EG_t$  為發電量； $P_2$  為發電成本，依據山豬窟垃圾掩埋場沼氣發電實際操作營運之單位發電成本為 3.41 元/度，亦即  $P_2 = 3.41$  元/度； $s$  為政府對沼氣發電的單位補貼額，依據環保署獎勵標準額度，發電量每度新台幣 0.5 元； $R_{CERs}$  為註冊費用及相關驗證及盤查費用，依據聯合國申請  $CERs$  額度註冊費的規定，前 15,000 單位時，每單位為 0.1 美元，超出 15,000 單位部分，每單位為 0.2 美元；另相關國內  $CERs$  驗證費用每次約為新台幣 20 萬元及  $CERs$  盤查費用每次約為新台幣 20 萬元，合計約新台幣 40 萬元。彙整本研究評估之相關參數如表 4。

表 4 本研究重要參數設定與引用來源<sup>[8]</sup>

參數	設定值	資料來源
效率調整因子	5%、10%、15%、20%	中國南京 Tiangjingwa 衛生掩埋場沼氣發電計畫及巴西聖保羅 Novagerar 衛生掩埋場沼氣能源計畫
售電量	182,510,400kwh	台北市環保局 <sup>[2]</sup>
發電成本	3.41 元/kwh	台北市環保局 <sup>[2]</sup>
售電收入	1.8 元/kwh	中鼎工程股份有限公司(2008)
1m <sup>3</sup> 沼氣	0.01505 噸 CO <sub>2</sub> e	1m <sup>3</sup> (沼氣體積) * 0.0007168 噸/m <sup>3</sup> (沼氣密度) * 21CO <sub>2</sub> e(GWP)
$P_s^s$	90.83%	UNFCCC <sup>[9-11]</sup>
$P_n^s$	98%	UNFCCC <sup>[9-11]</sup>
發電補助	0.5 元/度	行政院環境保護署 <sup>[1]</sup>
CERs 交易成本	前 15,000 單位為 0.1 美元；超出 15,000 單位部分為 0.2 美元	UNFCCC <sup>[9-11]</sup>
折現率(r) <sup>註</sup>	8%	本研究參考 Cline(1992) 設定

註：整理自馬公勉(2007)，其餘為本研究整理

本研究為探討政府補貼之效果，以 *NPV* 曲線與橫軸之交點，及代表該 *CERs* 價格能夠使得 CDM 計畫損益平衡(Break Even)；因此，就 AM0003 方法學進行區分為政府補貼每度發電量新台幣 0.5 元政府補貼與政府沒有補貼兩種情境，進行分析。由於，*NPV* 曲線與橫軸之交點所獲得的 *CERs* 價格，代表能夠使得 CDM 計畫達到損益平衡(Break Even)，因此，可以作為評量山豬窟垃圾掩埋沼氣發電，在現行 *CERs* 價格之經濟可行性。

#### 1.情境一：政府補貼每度發電量新台幣 0.5 元時；8% 折現率

觀察圖 1 及圖 4 可以發現，在 5%、10%、15%、及 20% 四種效率調整因子之下，*NPV* 為零之 *CERs* 價格分別為 4.5 美元、4.8 美元、5.0 美元及 5.2 美元，顯示不同效率調整因子明顯影響 *CERs* 價格。此外，依據世界銀行(World Bank, 2012)最新統計，CDM 平均價格由 2010 年的 11.8 美元/噸 CO<sub>2</sub>e，下降至 2011 年的 10.9 美元/噸 CO<sub>2</sub>e。依據現行 CDM 價格顯示，如果將山豬窟垃圾掩埋沼氣發電納入減碳效益，使得沼氣發電更具經濟效益，將有利台灣垃圾掩埋沼氣發電的投資計畫，長期可有助台灣溫室氣體減量績效。

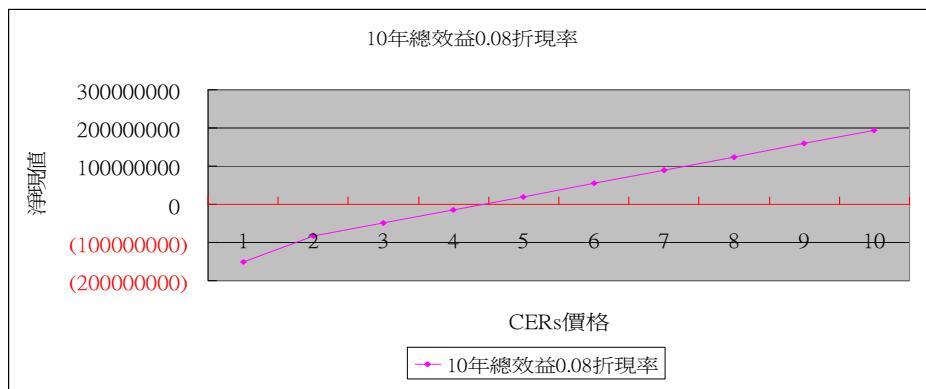


圖 1 情境一效率調整因子 5% 之 NPV 值

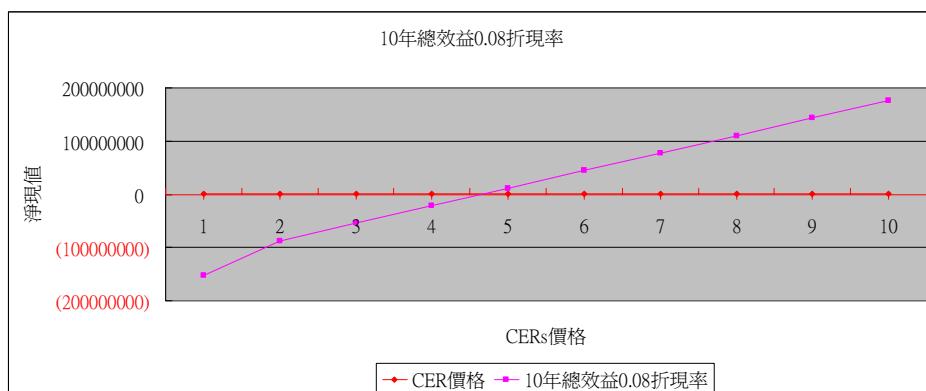


圖 2 情境一效率調整因子 10% 之 NPV 值

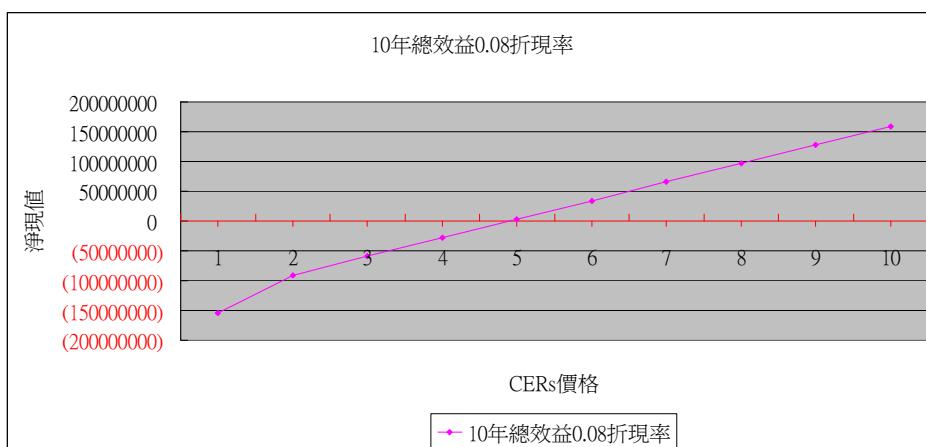


圖 3 情境一效率調整因子 15% 之 NPV 值

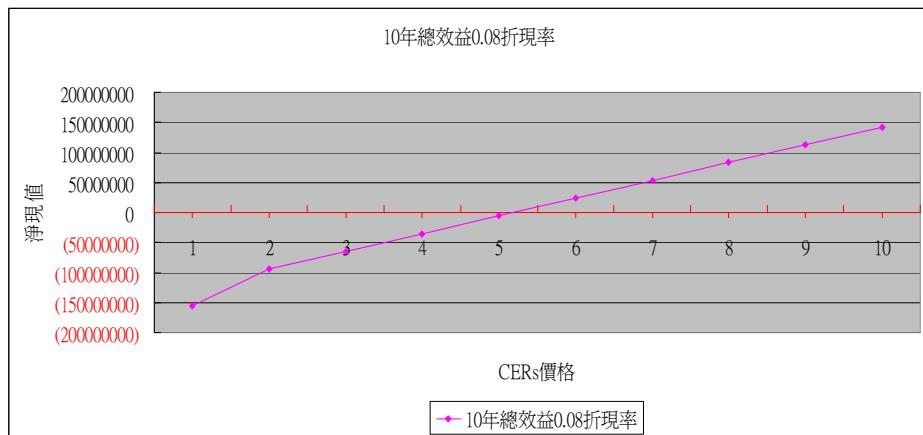


圖 4 情境一效率調整因子 20% 之 NPV 值

## 2.情境二：政府沒有補貼每度發電量新台幣 0.5 元時；8% 折現率

觀察圖 5-圖 8 可以發現，在 5%、10%、15%、及 20% 四種調整因子之下，NPV 為零之 CERs 價格分別為 6.7 美元、7.1 美元、7.4 美元及 7.8 美元。顯示，相較於政府補貼發電價格，需要有更高 CERs 價格挹注，才可望收支平衡。不過由現行全球平均 CDM 價格來看，即使政府沒有補貼，山豬窟垃圾掩埋沼氣發電仍具經濟可行性。隱含引入沼氣發電之減碳效益不但可以提高其經濟效益，而且可以降低政府補貼，減少政府財政負擔。

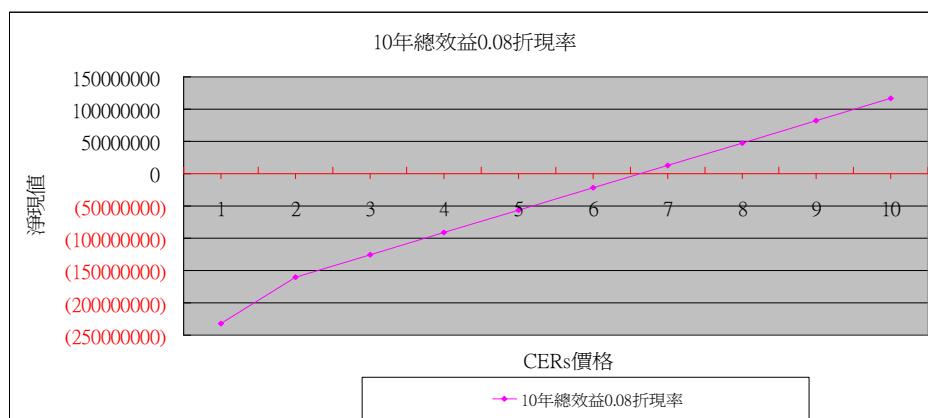


圖 5 情境一效率調整因子 5% 之 NPV 值

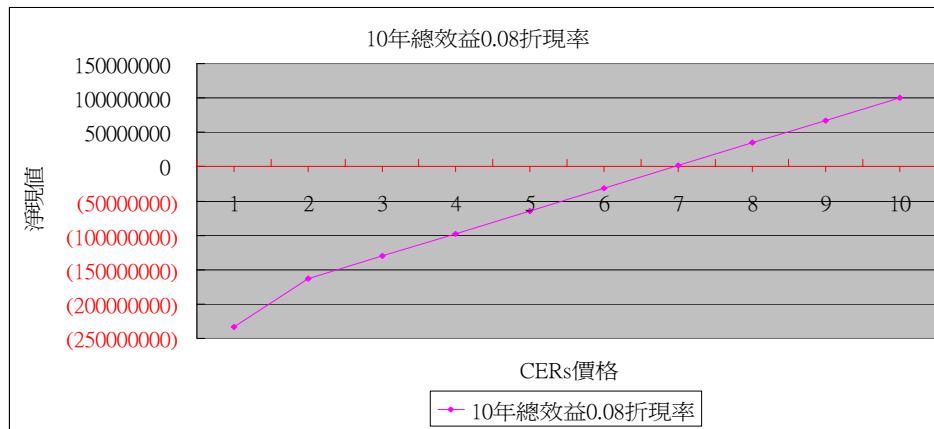


圖 6 情境一效率調整因子 10% 之 NPV 值

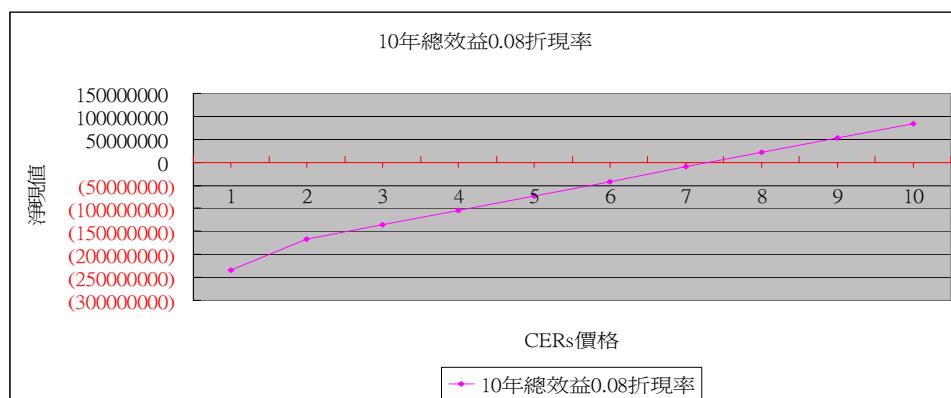


圖 7 情境一效率調整因子 15% 之 NPV 值

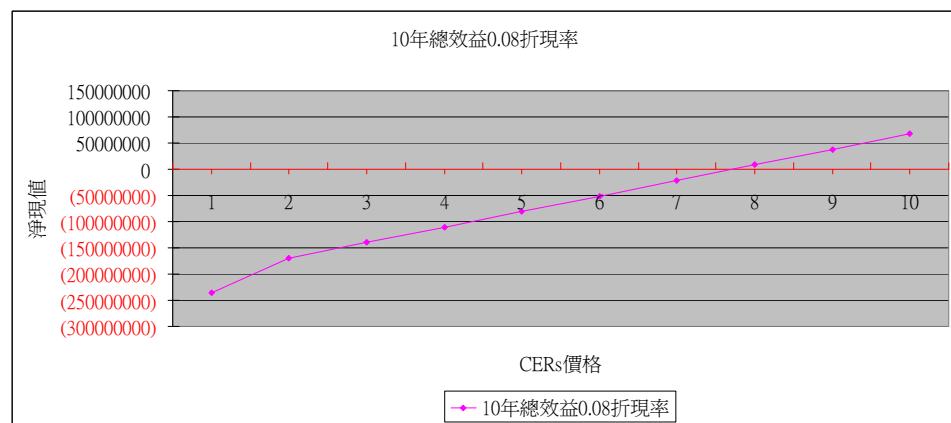


圖 8 情境一效率調整因子 20% 之 NPV 值

## 四、結語

碳效益已成為激勵綠色能源科技的重要驅動力，UNFCCC 持續建置與維護全球碳市場的健全發展，特別是朝向簡化 CDM 計畫的運行程序，期望提高 CDM 投資計畫與創造減碳潛力與效益。我國環保署亦已啓動國內 CDM 計畫，期望藉由碳效益創造，提高國內綠色投資誘因。

本研究以山豬窟衛生掩埋場沼氣發電為例，選用已登錄於 UNFCCC 的垃圾掩埋沼氣發電方法學，實證山豬窟衛生掩埋場沼氣發電的經濟與環境效益。研究結果顯示，山豬窟衛生掩埋場沼氣發電，平均每年約可獲得  $176,025 CO_2e$  減碳效益，如果以 2011 年平均每單位 CERs 價格 10.9 美元計算，平均每年可以增加 57,560,175 元新台幣經濟效益。

透過淨現值分析法，在折現率為 8% 設定下，模擬不同效率調整因子之收支平衡 CERs 價格，大約介於 4.5 美元-7.8 美元之間，均低於 2011 年平均每單位 CERs 價格 10.9 美元。顯示依據現行 CDM 價格顯示，如果將山豬窟垃圾掩埋沼氣發電納入減碳效益，使得沼氣發電更具經濟效益，將有利台灣垃圾掩埋沼氣發電的投資計畫，長期可有助台灣溫室氣體減量績效。

本研究亦發現，即使政府沒有補貼，山豬窟垃圾掩埋沼氣發電仍具經濟可行性。隱含引入沼氣發電之減碳效益不但可以提高其經濟效益，而且可以降低政府補貼，減少政府財政負擔。

## 參考文獻

- 1.行政院環境保護署，溫室氣體先期專案暨抵換專案推動原則，2010。
- 2.台北市環境保護局，臺北市政府環境保護局年報，九十五年版，p150-155，2007。
- 3.李堅明，我國因應氣候變化綱要公約最新發展之政策規劃分析，台灣綜合研究院，2002。
- 4.林國鼎，山豬窟垃圾掩埋場沼氣發電 CDM 計畫之經濟與環境效益評估，國立臺北大學自然資源與環境管理研究所碩士論文，2008。
- 5.馬公勉，「燃料酒精 CDM 計畫與國家永續發展策略之研究」國立臺北大學自然資源與

環境管理研究所碩士論文，p72，2007。

6. Alex Schlosser and Mauricio Bencic Rovea, Clean Development Mechanism(CDM) Monitoring Reporting from the Estrs Paulinia Landfill Gas Project, 1-21,2007.
7. The World Bank, State and Trends of the Carbon Market 2012,2012.
8. UNFCCC, Landfill Gas to Energy Project Facility at the Nejapa Landfill , El Salvador Monitoring Report, 1-21,2007.
9. UNFCCC), Approved baseline methodology AM0010, Landfill gas capture and electricity generation projects where landfill gas capture is not mandated by law Version 01,2008.
10. UNFCCC, Novagerar Landfill Gas to Energy Project Monitoring Report, 1-11,2008.
11. UNFCCC, Nanjing Tiangjingwa Landfill Gas to Electricity Project Monitoring Report, 1-10,2008.
12. UNFCCC, Methodological Tool for the Demonstration and Assessment of Additionality Version 04,2007.



## 國際 VCS 自願減量計畫介紹- 新北市八里掩埋場 VCS 沼氣回收計畫

鄭世輝\*、陳映汝\*\*、陳谷汎\*\*\*

### 摘要

為了對抗全球氣候暖化的威脅，1997 年 12 月聯合國氣候變遷綱要公約 (UNFCCC) 在國際對抗氣候變遷的共識下通過了《京都議定書》，規範了 3 種溫室氣體國際減量彈性機制，分別為 1. 排放交易 (Emission Trading, ET)；2. 清潔發展機制 (CDM)；3. 共同減量 (JI)。由於台灣非聯合國會員，無法參與京都議定書下的減量機制，因此在台灣所發生之減量計畫，可透過國際自願性碳標準 (Voluntary/Verified Carbon Standard；VCS) 的額度申請，以補助其推動減量所需的高昂費用。

新北市政府以八里垃圾掩埋場為對象，提出沼氣回收再利用減量專案，以再生能源發電方式來減少溫室氣體排放，並委由國際驗證機構台灣檢驗科技公司 (SGS) 依據 VCS 規範進行確認 (Validation)，預估每一年透過該專案執行可取得減量額度 1,574 公噸 CO<sub>2</sub>e，10 年約可獲得 15,740 公噸 CO<sub>2</sub>e 的效益。本計劃是國內第一個政府機關所執行之減量計畫正式通過國際 VCS 標準確認，未來若每年執行監測報告書之查證 (Verification)，所取得的減量額度，將可用於新北市政府辦理各項活動所產生之碳排量抵減上，達成「零碳及碳中和」目標。

VCS 係由國際碳排放交易協會 (International Emission Trading Association, IETA)、氣候集團 (Climate Group) 與世界經濟論壇 (World Economics Forum, WEF)

於 2005 年共同擘畫，引用 ISO14064-2 條文之精神，進行溫室氣體減量專案之量化、監督與報告，作為自願碳市場產生可靠的減量額度(Voluntary Carbon Unit，VCU)所遵循標準。若台灣期望與國際溫室氣體減量平台接軌，採用 VCS 執行國內減量計畫將為不可忽視的途徑之一。

【關鍵字】沼氣發電系統、VCS、溫室氣體減量計畫

---

\*台灣檢驗科技(SGS)溫室氣體服務團隊 產品經理

\*\*台灣檢驗科技(SGS)溫室氣體服務團隊 查證員

\*\*\*台灣檢驗科技(SGS)環境稽核部 專案經理

## 一、聯合國因應氣候變遷所確立之彈性機制

氣候變遷議題於 1988 年成為聯合國大會首次的討論重點，並引發國際社會的關注。為此，聯合國大會（UN General Assembly）在 1990 年通過設立「政府間氣候變化綱要公約談判委員會」（Intergovernmental Negotiating Committee for a Framework Convention on Climate Change，INC/FCCC）決議，並授予起草公約條文及任何必要法律工具的權利。INC/FCCC 於 1991 年 2 月 4 日至 14 日在華盛頓召開第一次會議，氣候變遷議題正式躍上聯合國舞台，到 1992 年 5 月歷經 5 次的會議，超過 150 個國家參與談判，於 1992 年 5 月 9 日在紐約的聯合國總部通過了「聯合國氣候變化綱要公約」(The United Nations Framework Convention on Climate Change，UNFCCC)。

為了對抗全球氣候暖化的威脅，1997 年 12 月聯合國氣候變遷綱要公約 (UNFCCC) 於日本京都召開第三次締約國大會(The 3rd Conferences of Parties，COP3)，並在國際對抗氣候變遷的共識下通過了《京都議定書》，開啟了人類透過溫室氣體減量手段對抗氣候變遷的首部曲。為加速國際間減量的合作，因此《京都議定書》規範了三種溫室氣體國際減量彈性機制，分別為：

1. 排放交易(Emission Trading, ET)：係指一個已開發國家將其超額完成減量義務的指標，以貿易的方式轉讓給另外一個未能完成減量義務的已開發國家，並同時從轉讓方的允許排放限額上扣減相應的轉讓額度。除了排放交易之外，另一類減量管道歸類為總量管制的「信用額度交易制度」(Credit Trading)，信用額度交易制度可以提供排放者自動減量的誘因，允許參與者將所達成的減量賣給其他需要減量的排放者，可讓受排放管制的企業取得另一種達成減量目標的方式。其減量信用額度是採行特定減量計畫所獲得認證的排放減量，因此信用額度交易制度亦稱為基於特定減量計畫之交易制度 (project-based trading)，下述的「清潔發展機制」(Clean Development Mechanism, CDM) 及共同減量 (Joint implementation, JI) 即屬於此類。
2. 清潔發展機制(CDM)：係指已開發國家通過提供資金和技術的方式，與開發中國家開展項目級的合作，通過項目所完成的「排放減量權證」(Certified Emissions Reduction，

CERs )，用於已開發國家締約方完成在議定書第三條下的承諾。CDM 通常被認為是一項「雙贏」機制，開發中國家一方面可透過合作可以獲得資金和技術，有助於實作品自己的可持續發展；另一方面，透過這種合作，已開發國家可以大幅度降低其在國內推動減量所需的高昂費用。

3.共同減量(JI)：議定書第六條所確立的已開發國家間的合作機制。在該機制下，一個已開發國家透過技術和資金投入的方式與另外一個已開發國家合作實施具有溫室氣體減量或具有吸收溫室氣體的項目，其實際造成的溫室氣體減量或吸收量，稱為「排放減量單位」(Emission Reduction Units，ERUs)，轉讓給投入技術和資金的已開發國家締約方用於履行其在議定書下的義務，同時從轉讓這些溫室氣體減量或吸收量的已開發國家的分配額度單位 (Assigned amount unit，AAU) 中扣減相應的數量。

整體而言，在聯合國京都機制之下，溫室氣體減量合作活動衍生出了各類碳權交易(Trade)與抵換(Offset)機制，依據其型態的差異通常區分為兩類，分別為：

- (1)配額型交易 (Allowance-based transactions)：指總量管制下所產生的減量單位的交易，如歐盟的歐盟排放權交易制的「歐盟排放配額」(European Union Allowances，EUAs)交易，主要是被《京都議定書》要求排放減量的國家之間超額減排量的交易，採現貨交易。
- (2)計畫型交易 (Project-based transactions)：指因進行減量項目所產生的減量單位的交易，如 CDM 清潔發展機制下的「排放減量權證」(CERs)、JI 共同減量機制下的「排放減量單位」(ERU)。主要是透過國與國合作的減量計畫產生的減量交易，採期貨方式。

## 二、國際自願性碳標準- VCS

### 1.源起

自願性/可查證碳標準(Voluntary/Verified Carbon Standard)係由國際碳排放交易協會(International Emission Trading Association，IETA)、氣候集團 (Climate Group) 與世界經濟論壇(World Economics Forum，WEF)於 2005 年共同擘畫，該

標準引用 ISO14064-2 條文之精神，進行溫室氣體減量專案之量化、監督與報告，作為自願碳市場產生可靠的減量額度(Voluntary Carbon Unit, VCU)所遵行標準。因應碳權議題，漸漸形成自願性碳補償(Offset)的需求，企業或個人藉由向利害關係人展現其減緩氣候變遷的承諾，透過投資各種自願性減量計畫，來達成所承諾的標的。

VCS 基於 ISO 14064-2 對計畫層級要求所發展之標準，使其與全球各種溫室氣體方案間有較大流通性，為有心進行溫室氣體減量計畫之企業，提供一個自願性減量登錄平臺，藉由自由貿易來達成企業溫室氣體減量之目的。此外，VCS 也是一提供可靠的自願碳轉移(或碳補償)認證的標準，VCS 要求碳轉移必須是真實(real)、外加(additional)、可量測(measurable)、永久(permanent)、獨立查證(independently audited) 和唯一(unique)，因此，任何被提出的減量活動，需依據被核可的基線方法學來論證，基線方法學之核可，乃依據上述原則來核可，以確保減量計畫符合 VCS 目標與範圍。VCS 基線情境之建構，必須合理化地論證在沒有計畫時，最可能發生的情境為何，且被提出的計畫活動亦屬於可能的基線情境之一，計畫提案者依此論證的結果來計算可能之基線排放量，並應採用保守性原則以避免高估基線排放量，此外論證基線情境時，必須考量與計畫活動類似的產品或服務，作為基線情境之鑑別。

對於外加性的要求，VCS 依據 VCS 委員會所設定的原則來認定：(a)計畫必須符合法規；(b)計畫的執行面臨障礙；(c)計畫並非常態性計畫。舉例來說，計畫開發者可以採用 CDM 的外加性工具，然而，也允許提出自定的外加性工具，依據部門別或採用技術、程序等方式提出。

VCS 目標包含：

- (1) 將碳交易自由市場的透明度和可信度進行標準化；
- (2) 增強企業、消費者和政府自願進行碳轉移的信心；
- (3) 提供碳信用交易單位：自願碳單位 (Voluntary Carbon Unit: VCU)；
- (3) 激勵在減排和低碳方面進行額外的投資；
- (4) 實踐和刺激減排技術的研發，提供未來立法時可以參考的經驗教訓；
- (5) 提供自願碳轉移所有權的公共查詢資料庫，防止一個碳轉移被多次使用。

VCS 適用範圍包含：

- (1)6 種京都議定書所規範的溫室氣體；
- (2)ODS 規範文件內的破壞臭氧層物質；
- (3)被 VCS 專案的方法核可程序(Methodology Approval Process)所認可的方法學所描述之計畫活動；
- (4)被 VCS 專案所認可的其他溫室氣體方案所核可的方法學所描述之計畫活動。

VCS 包含了兩個原則文件，分別為 VCS 標準(VCS Standard)與方案指引(VCS Program Guide)，前者提供了發展計畫、方法學、確證、監測、查證計畫與溫室氣體減量與移出增量之相關規範；後者敘述了 VCS 專案的規則與要求，並詳細說明方案的組成結構，例如計畫的註冊程序、VCS 登錄平台、方法學核准程序、確/查證機構的認證要求等資訊。詳細 VCS 文件，請參考 VCS 網站 <http://www.v-c-s.org/>。

## 2. VCS 方案

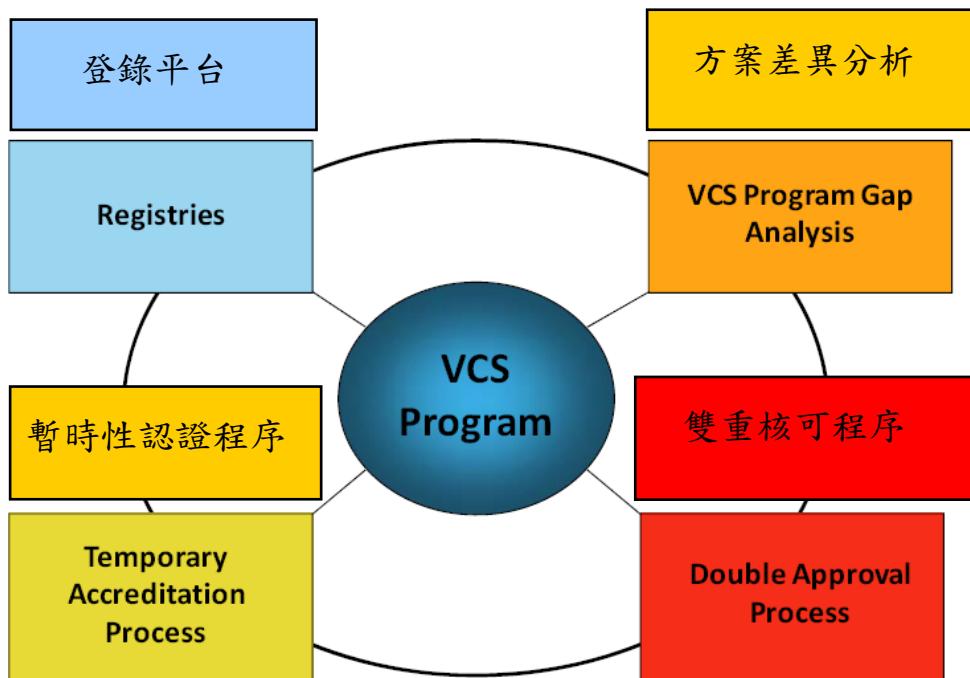


圖 1 VCS 方案組成元件

### (1)方案差異分析

VCS 的目標之一，乃提供全球發展高品質抵換額度的標準，一種伴隨此種目的的方式，即是設計一個能夠整合這種其他方案可接受的系統，VCS 方案差異分析可透過評估方案間的差異性，來判斷是否可被 VCS 接受用來核發 VCUs，2008 年加州氣候行動登錄平台(California Climate Action Registry，CCAR)乃是第一個得到 VCS 認可之方案。

### (2)雙重核可程序

為促進發展新的、可性的減量計畫，VCS 方案建立雙重核可程序來核可新的計畫元件(如基線方法學)，此外，VCS 允許計畫提案者，透過兩個適當的獨立確證機構的核可，來發展新的計畫元件，此新方法學發展平台正產生許多減量活動，並有許多具有展望性的工作在此架構下被完成。

### (3)暫時性認證程序(確/查證者)

VCS 方案僅接受已被最高的國際標準所認可的獨立確/查證者，這表示 VCS 將接受確/查證者已被認可的溫室氣體方案所核可(如 CDM 所核可的查驗機構)或者由世界認證論壇(IAF)的會員國家認證機構(例如美國 ANSI)，依據 ISO 14065 所認可的查驗機構，當市場上提到合格的查驗機構短缺時，VCS 已建立暫時性認證方案供查驗機構向申請國家認證機構提出申請，若該機構審查申請結果已確認該機構能達成認可要求，即可取得暫時性認證。為保持此服務的健全性，申請暫時性認可的查驗機構，將同意由國家認證機構在未能達成認證要求時稽核這些查驗機構。

### (4)VCS 登錄平台系統

VCS 已發展一個創新的登錄系統並已於 2009-3-17 發佈，提供自願性市場一個高標準的註冊服務，此系統已被依據下列原則所建立：

- ✓ 唯一性：為避免重複計算，VCS 登錄平台系統核發單一序列號碼給每個所核發的 VCU，如同碳權的身份證號一般可供查詢與追蹤，因此，計畫提案者被要求提供 GPS 計畫邊界座標以避免相同計畫被註冊於 VCS 系統兩次以上。
- ✓ 透明性：所有註冊在 VCS 平台上的計畫，將被報告於 VCS 計畫資料庫中，任何人皆可登入到計畫資料庫中查詢計畫資訊，包括計畫描述、確證/查證報告與是否 VCU 是否已被抵換等資訊。
- ✓ 資料安全性：多重登錄平台系統採用智慧型帳戶系統，為金融業中所使用，傳輸

資料則採用UNFCCC資料交換系統(UNFCCC Data Exchange)。

- ✓ 財務現況：為確保市場對於VCS平台的財務健全性有信心，VCS方案要求登錄平台需符合一系列財務現況測試，相較於目前其他自願性市場乃採用相當嚴格的標準，例如VCS平台必須維持適當的保險等級，至少財務評等需為由S&P認定的BBB或相同等級。
- ✓ 利害衝突：確保市場對於VCS平台信心，VCS方案要求登錄平台符合嚴格的利害衝突條款。

VCS 登錄平台的一個重要特性，是此為可擴充的平台，新的登錄平台可於未來被加入，這使 VCS 能成為真正全球化的標準，如圖 2 所示，目前已有 3 個登錄平台正運行於系統中，包含 NYSE Blue (APX Inc 北美最大登錄平台提供者)、Caisse Des Depots (位於法國被評等為 AAA 的銀行)、MarkIt(紐西蘭股票交易所的旗下公司)。

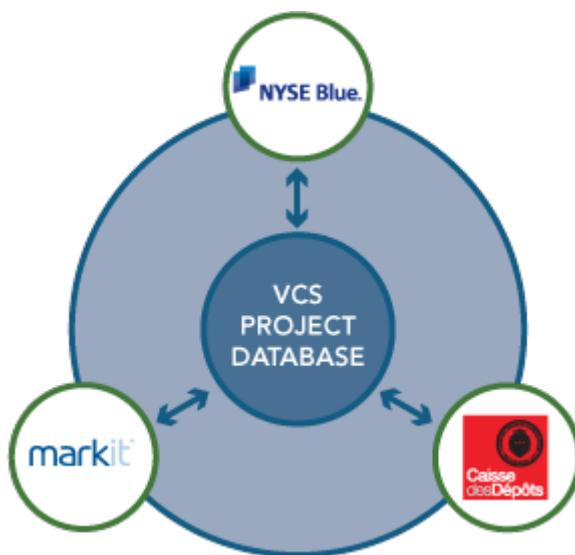
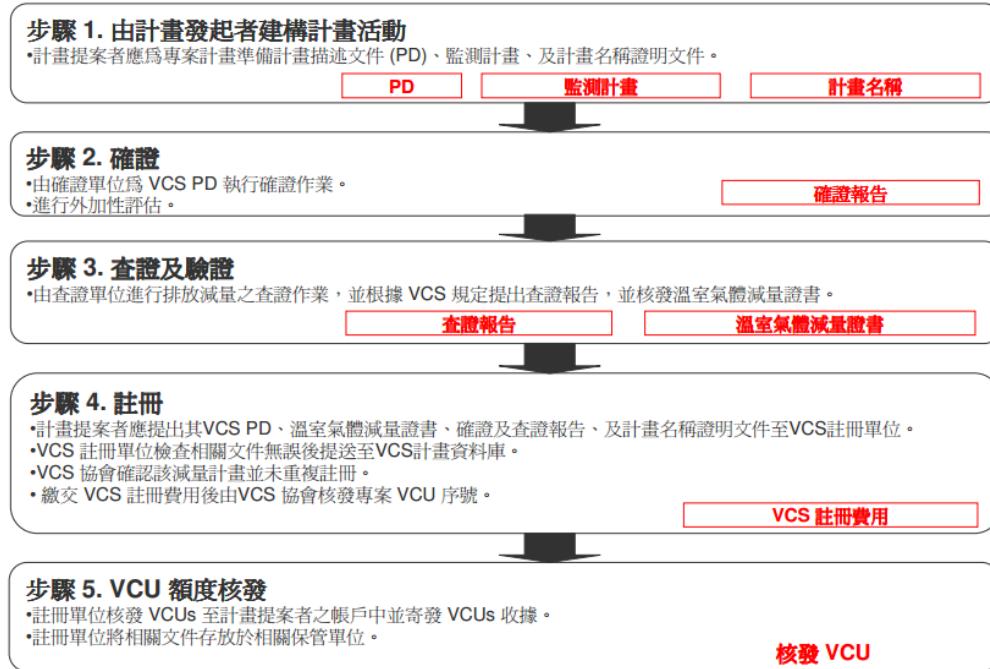


圖 2 VCS 登錄平台系統

### 3.VCS 專案計畫申請流程

其申請流程如下圖，其建構方式共可依下列步驟進行，茲敘述如下：



Step 1. 計畫類型分析(Portfolio Analysis)：透過廠內執行 ISO 14064-1 盤查計畫，鑑別最大排放源或管理重點，並分析 VCS 所認可之方法學中，是否已建立適用之基線方法學，若有則可進行 Step 2；若無則需依據雙重核可程序提出新的減量方法學，以利後續發展減量計畫(計畫篩選)。

Step 2. 可行性研究：針對計畫投資、技術、環境等各面向考量，以做為公司內部判斷是否執行的依據，然而過去投資報酬率過低，可能導致此類型計畫停滯不前，然而藉由碳權與新技術的導入，於可行性研究階段可判斷後續是否實際執行此依計畫活動。

Step 3. 製作 VCS 計畫說明書(Project Description, PD)：依據認可之基線方法學，論證基線情境、計畫外加性、預估減量額度並規劃監測作業等，可作為後續確證/查證之依據，並為申請碳權之重要文件。此階段可在計畫實際

執行前即開始進行，當管理階層決議投資此一計畫時，財務、技術等資訊皆已於可行性研究階段完成，因此在實際完成執行計畫活動之前，即可規劃計畫說明書，並執行確認作業。

- Step 4. 計畫說明書之確認：委託 VCS 認可之查驗機構，依據 VCS 要求完成確認作業並提交確認報告，作為證明計畫活動已依據監測/基線方法學與外加性等規範文件完成論證。查驗機構之確認報告為申請計畫註冊時必要文件。
- Step 5. 執行監測計畫：計畫提案者完成註冊後，定期依據計畫說明書內容實施監測計畫，並依據監測計畫要求完成數據收集與報告作業，並定期製作監測報告書以供查證後申請碳權。
- Step 6. 監測報告書之查證：計畫提案者於特定監測期間結束後，提交計畫說明書(PD)與監測報告書(Monitoring Report, MR)及確認報告書等文件，供查驗機構進行查證作業。查驗作業完成後，將提交特定監測期間之查證報告，可供計畫提案者用於申請核發碳權之用，因此查證報告可依碳權之需求情形，來決定何時執行查證作業。
- Step 7. 申請核發 VCUs：選定 VCS 登錄平台(如: NYSE, MarkIt..等)，依據平台規範開立交易帳號，依據申請程序提交計畫相關文件，並提交計畫名稱證明文件、計畫說明書以及監測報告與確認/查證報告至選定之 VCS 註冊單位，繳交一定規費之後，可申請核發碳權之交易帳號中。
- Step 8. VCUs 之銷售諮詢：選定之交易仲介商共同合作以取得最佳 VCU 價格。

### 三、新北市八里掩埋場 LFG 回收發電 VCS 減量計畫

應用再生能源、減少溫室氣體排放、創造低碳城市已是現今全世界各大城市的最新潮流。新北市政府致力於城市再造工作，期能打造全國第一座低碳城市，並定訂下「20 年減碳 20%」的目標，在再生能源發電方面，新北市政府早已建構「低碳城市」的再生能源應用工作，包括太陽能、風力、生質能等。新北市政府以八里垃圾掩埋場為對象，提出沼氣回收再利用減量專案，以再生能源發電方式來減少溫室氣體排放，委由國際驗證機構台灣檢驗科技公司(SGS)依據國際自願減碳標準(Voluntary Carbon Standard, VCS 2007.1)規範進行確證，預估每一年透過該專案執行可取得減量額度 1,574 公噸 CO<sub>2</sub>e，估計 10 年約可獲得 15,740 公噸 CO<sub>2</sub>e 的效益，本計畫將是國內第一個政府機關所執行之減量計畫正式通過國際 VCS 標準確證，未來若每年執行監測報告書之查證，每年約可取得 1,574 噸的減量額度，將可用在新北市政府辦理各項活動所產生之碳排量抵減上，達成「零碳及碳中和」目標。

八里掩埋場位於新北市八里區，開始營運於 1997 年 3 月，於 2007 年結束都市垃圾掩埋功能，掩埋區域為 81 公頃並區分為四個營運區域—1,2,3 期與後 3 期，就目前現況，第 1、2 期掩埋區已運轉完畢，所有保存於第 1 期區域中的垃圾皆已完成移除並重填埋於第二期區域中並完成植被，同時已安裝沼氣收集井與點火系統(如圖 3 所示)，第 1 期區域則被調整為其他用途。第三期現已停止都市垃圾收取營運，僅限制於非都市垃圾之處理，至於後第三期區域，則用於飛灰掩埋處理使用。因此，四個區域加總之容量合計為 6,519,400 m<sup>3</sup>，估計已掩埋之垃圾量高達 3,100,000 噸以上，此場區主要收集八里、泰山、五股、淡水與三重等區域之都市垃圾。

本減量計畫中，新北市政府規劃設立至少 30 個集氣井於第 3 期填埋區域，以強化垃圾填埋所產生之沼氣收集能力，這個場址中將同時設置一座鼓風機排氣量至少為 2,000,000 m<sup>3</sup>/年，並為沼氣回收系統設置排水設備，以避免管件、收集井與其他相關部件因積水而影響功能。對於此一提出的計畫，新北市政府亦規劃一組沼氣發電系統，採用回收之沼氣作為燃料進行發電，供應全廠使用，達成節能減碳之目的。



圖 3 第 1,2 期已完成安裝之沼氣收集點火系統

計畫活動將不僅產產電力，同時亦提供對於永續發展的提倡，強化經濟、社會福利，本計劃的效益可歸納如下：

- (1)計畫所產生之電力乃採用生物質替代石化燃料，如此可減少溫室氣體排放；
- (2)填埋場沼氣將不會被儲存於掩埋層，因為它將被抽取並處理，如此，計畫活動將可減少溫室氣體逸散與發生火災危害的風險；
- (3)燃燒將破壞可能逸散的填埋沼氣中的臭味物質，如此則可提升掩埋場週遭之空氣品質；
- (4)計畫活動將需要額外的人力進行建造、運轉與維護系統，將可增加當地就業機會；
- (5)上百種有毒物質如 NMOCs (Non-methane Organic Compounds，非甲烷有機物) 將顯著地增加癌症發生機率，計畫活動透過沼氣收集可減少此一健康風險；
- (6)計畫所產生之電力，可避免從電網上使用額外電力而造成其他區域溫室氣體排放。

計畫活動所採用的技術(如圖 4 所示)，乃將回收沼氣純化後遞送至微汽輪機組，透過產生電力來取代開放式點火燃燒，產生的電力將被現場設備所使用，若有餘電則可供電上電網，如此將可減少溫室氣體排放。

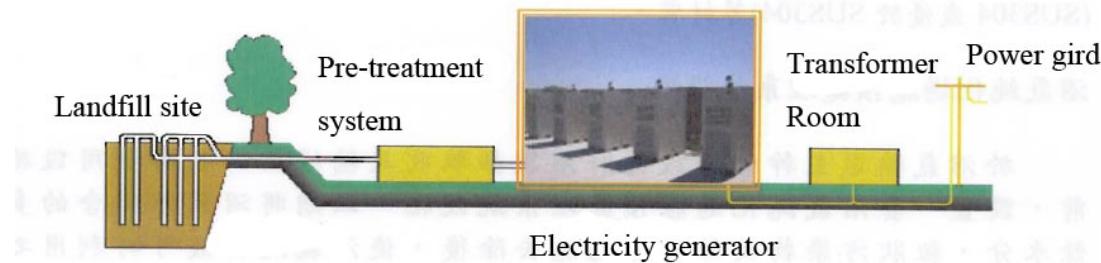


圖 4 計畫活動所採用之沼氣回收發電技術

計畫活動將被應用於第 2、3 期之沼氣回收活動中，包含下列兩個單元：

#### 1.沼氣前處理系統(Pre-treatment System)

根據 IPCC 2006 盤查指引，沼氣中的甲烷佔比係數為 0.5，其他部分為二氧化碳、水氣及稀薄的揮發酸，若直接燃燒未經處理的掩埋場所產生的沼氣，將會腐蝕管線與燃燒室，沼氣前處理系統主要目的在於去除回收沼氣中的水分與固體物，以保護發電單元，因此所有透過捕集井所捕集的沼氣將先被遞送到沼氣前處理系統來去除包含於沼氣中的不潔物質(水分、酸氣等)，這可確保發電系統不被酸性腐蝕並增加對高濃度甲烷的燃燒效率，然而沼氣前處理系統將會消耗電力，而此部分電力未來將可由計畫所發出之電力進行供應。

#### 2.發電與供電單元(Electricity Generator)

經前處理系統處理完成之沼氣將被燃氣引擎所燃燒使用，以推動微汽輪機組(每個單元為 65 kW，共有 5 個單元，總發電量為 325 kW)進行發電，系統所產生之電力將供應現場所需電力使用。

沼氣回收與發電分別需要採用不同基線方法學來論證基線，本計畫引用 CDM 核可方法學” AMS-I.D 併網的可再生能源發電(Grid connected renewable

electricity generation)”，並採用下列被方法學所引用到的工具：

- 1.此計畫採用小規模外加性工具：Information on additionality (Attachment A to Appendix B of 4/CMP.1 Annex II) 與 Non-binding best practice example to demonstrate additionality for SSC project activities, Annex 34 EB 35；
  - 2.估算計畫沼氣產生量的方法學工具，用以估計計畫產電能力與理論的計畫運行期間：Tool to determine methane emissions avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site ver.04 EB 41。

計畫活動建立一組由 5 個微汽輪機組的沼氣發電設備，以取代來自石化燃料的電網發電，此發電機的裝置容量為 325 kW，符合 CDM 所認定小規模之再生能源裝置容量需小於 15MW，這個案件也非汽電共生系統或擴增裝置，因此計畫是用於 AMS-I.D 基線方法學。依據 AMS-I.D 方法學，計畫邊界包含實體、地理的可再生能源來源之場址，對於八里沼氣回收計畫而言，計畫邊界說明如下：

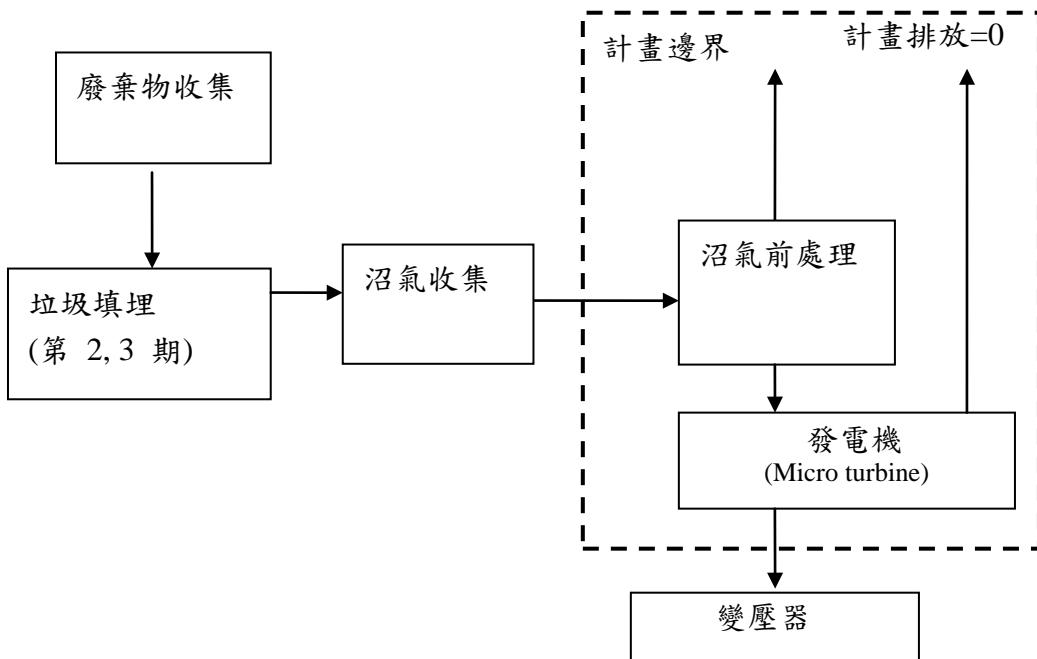


圖 5 八里沼氣回收計畫邊界

依據 AMS-I.D 要求，基線排放量為生產的電能基線  $EG_y$  (表示成 kWh 為由可再生單元所生產之電力)乘上排放係數，此一排放係數(表示成 kg CO<sub>2</sub>e/kWh)，可採用透明且保守的方式估算如下選項：

(A)組合邊界(Combined Margin, CM)，依據 CDM 的” Tool to calculate the emission factor for an electricity system” 工具所描述包含運轉邊界(operating margin, OM)與裝置邊界(Build Margin, BM)；

(B)加權平均排放(weighted average emissions in kg CO<sub>2</sub>e/kWh)的現有發電組合，必須使用計畫產電所在的年度資料。

本計畫活動乃採用選項(B)加權平均排放作為排放係數之計算。因此基線排放量計算式如下：

$$BE_y = EG_y \times EF_{grid,y}$$

其中，

$EG_y$  = 計畫年淨發電量(kWh)

$EF_{grid,y}$  = 年度電力係數(kgCO<sub>2</sub>e/kWh)

排放減量額度計算則可依據下面式子計算：

$$ER_y = BE_y - PE_y - LE_y$$

其中，

$BE_y$ ：基線排放量(tonne CO<sub>2</sub>e)，預估年度發電量扣除場內用電後為 1,943,406 (kW)，電力加權平均係數為 0.81，年度基線排放量約為 1,574.16 (Tonnes CO<sub>2</sub>e)

$PE_y$ ：計畫排放量(tonne CO<sub>2</sub>e)，因計畫活動燃燒回收之沼氣為可再生之生質燃料，排放之溫室氣體量為 0 (tonne CO<sub>2</sub>e)

$LE_y$ ：洩漏排放不被考慮= 0，依據 AMS-I.D 若產能設備由其他活動移轉或現有設備移轉至其他活動時，才需要考慮所造成之洩露。本計畫之設備並非此一情形，故可不納入考慮。

關於本計畫之外加性評估，乃依據 CDM 對於小規模之外加性要求”Attachment A to Annex B of the simplified modalities and procedures for small-scale CDM project activities”，至少必須從下面 4 種選項中滿足其中一項，分別為(a) 投資障礙；(b)技術障礙；(c)普遍性常規項目；(d)其他障礙。本計畫採用財務障礙

來證明本計畫具有外加性。乃依據 CDM 方法學引用之評估工具”Tool for the demonstration and assessment of additionality”進行評估，該工具對於財務分析部份共有 3 個選項可供引用：簡單成本分析、投資比較分析、標竿分析，因為本計畫將因為發電而有收益或成本減少，故不適用簡單成本分析，又因為本計畫僅有單一方案並無其他方案可供比較，所以亦無法採用投資比較分析，因此僅能選擇標竿分析作為評估外加性之依據。

本計畫採用淨現值(Net Present Value, NPV)進行評估，若計畫的 NPV 小於 0 則表示不具經濟誘因且滿足具有外加性之條件。考量本計畫預估可運作 10 年，因此採用 10 年為期進行評估投資成本、運作與維護成本、折現率與設備剩餘價值等財務參數進行分析，本計畫得到之 NPV 小於 0，證明本計畫之執行面臨財務障礙，具有外加性。

最後，本計畫活動對環境衝擊甚小，僅於現有場址中加裝部份設備，並無負面環境衝擊，對於利害關係人意見收集部分，計畫提案者於 2009/12/24 舉辦 1 場說明會，邀請附近居民與相關利害關係人參與，並於會後發出 40 份問卷詢問與會人意見，所有問卷皆表示贊同本計畫對於永續發展的正向幫助。

#### 四、VCS 減量計畫之確證作業

VCS 減量計畫的確證過程是嚴謹的，而一個具備好品質的 VCS 減量計畫也勢必經歷嚴謹的確證過程。確證(Validation)，依據 VCS 標準的定義，係為由 DOE 確認計畫內容是否符合 VCS 標準條文規定的獨立評估過程，其評估內容應包括監測計畫、方法學、額外性、法規符合性及環境影響評估等項目。計畫確證之目的，在於確認依據計畫活動所設計之減量計畫書，乃依據特定之減量方法學與 VCS 標準要求進行設計，以確保減量計畫為真實、可量測的。確證過程及方法應以風險為考量，並符合 ISO 14064-3:2006、ISO 14065:2007 及 VCS Standard 之確證相關原則與要求。



圖 6 確證過程與相關之原則要求

依據確證範圍與原則等要求，確證流程可表如圖 7 所示：

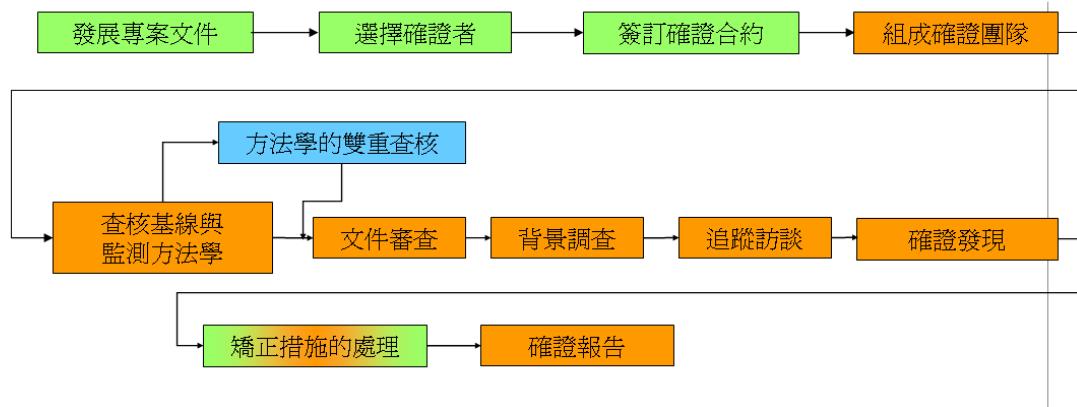


圖 7 VCS 減量計畫確證流程圖

確證開始時，首先須依據減量計畫書(Project Description, PD)及 VCS 標準與客戶就保證等級、確證目標、準則、適用範圍及實質性等議題建立確證協議，並根據協議內容指派適當人選組成確證團隊。確證團隊將依客戶所提供之減量計畫書及監測計畫(monitoring plan)進行文件審查。文件審查將著重於計畫規模(大型或小型)、基線及監測方法學的適用性、額外性之論證的合理性等內容，再依據文件審查結果擬定確證清單(Validation checklist)及現場勘查計畫。現場勘查內容除進行計畫背景調查外，亦包括與計畫相關人員的訪談。訪談對象可能包括計畫提案者、顧問、公司管理階層代表、當地的利害關係人與政府環保機關等，訪談目的係為確認減量計畫書內容及相關人員對計畫的了解及支持程度。所有於文件審查及現場勘查期間所發現之澄清事項(CL)與缺失改進事項(CAR)將由確證團隊匯整，交由客戶進行矯正措施的回覆處理，以利後續發現事項的簽結與確證報告之核發等作業。在確證過程中，確證團隊會根據計畫提案者所提供的資訊進行評估。評估方法包括：

- (a) 書面審查
  - (i) 數據及資料審查
  - (ii) 交叉檢核減量計畫書內容與其他可取得之資訊
- (b) 現場勘查及電話或電子郵件訪談
  - (i) 與計畫相關之利害相關者進行訪談
  - (ii) 交叉檢核減量計畫書內容與被訪談者所提供之資訊
- (c) 參考與計畫及使用技術相關之現有資訊
- (d) 根據計畫所使用之核可方法學審查減量計算公式的適用性及準確性

在收到計畫提案者的減量計畫書後，確證團隊將透過以上方法確認減量計畫之：

- (a) 基線及監測方法的合理性及適用性；
- (b) 額外性在專案設計文件的充分論證；
- (c) 溫室氣體排放減量的計算是合適的且保守的；
- (d) 監測計畫清楚地鑑別監測頻率、監測責任、量測及數據紀錄。

在進行現場勘查前，確證團隊會擬定一份確證清單(Validation Checklist)如表 1 所示，確證清單的目的是為整理、並澄清 VCS 減碳專案需要遵守的相關規定，確證的過程與結果皆可透過確證清單被詳實記錄。計畫提案者所提出的減量計畫書將

依據確證清單內容進行評估，評估過程中若發現與該減量專案特性或減量計畫執行當地相關等需要被釐清的問題，亦會被增至確證清單項目中。

表 1 確認清單內容

清單問題	參考資料	審查方法(MoV)	評論	原始與/或最終結論
許多規定會與清單內的問題做連結，清單內的問題有助於了解專案細節是否符合規定。	列出確證過程中使用的參考資料。	解釋在回答清單問題時所使用的審查方法。包含文件審查(DR)、訪談(I)、或是不適用(NA)。	這部分是用來闡述以及討論清單問題和回答清單問題。也可延伸用來解釋確證是否有達成任何結論。	根據提供的證據可選擇接受(Y)或是針對不符合清單問題的事項開立缺失改進事項(CAR)、或是針對確證團隊認為有需要進一步澄清說明的地方開立澄清事項(CL)。

在執行現場勘查後，確證團隊將依據所觀察事實開立不同種類的確證發現事項(findings)。整體來說，當資訊不足、不正確或是有必要提供新資訊做進一步說明時，評估員會開立澄清事項(CL)要求提供更多需要的資料。當不符合規定的事項出現時，評估員會開立缺失改進事項(CARs)。CARs 會依據下列情況開立：

- (a) 導致對專案結果有直接的影響的錯誤事項；
- (b) 不符合確證清單上所列的規定事項；或
- (c) 專案面臨有不被接受成為一個 VCS 專案計畫的風險或是排放減量無法查證的風險。

確證程序在這些確證發現尚未回覆給評審員簽結前有可能中斷，尚未回覆之 CL 有可能成為 CAR，提供澄清事項回覆的資訊也有可能導致一個 CL 成為 CAR。而對於專案計畫未來運作、確證或是查證上，有正面幫助的建議會提出在未來建議事項(FAR)裡，但這些 FAR 不會影響到目前的確證或查證作業。在確證過程中，計畫提案者將被予以一定的時間回覆解釋 CARs 與 CLs，但唯有在全案之 CARs 與 CLs 被簽結，確證團隊才能繼續內部審查程序，並出具最終確證報告。

## 五、結語

新北市政府選定八里掩埋場執行 VCS 減量計畫，可向其國際利害關係人展現其減碳成果，本專案更是國內第一個政府機關通過國際 VCS 標準確證之減量計畫，更獲得由 SGS 台灣檢驗科技東亞區營運長楊昆山先生(如圖 8 右)，頒發證書授與新北市政府環保局副局長王美文小姐(圖 8 左)，足見本案對於國內推動參與國際減量市場之重要性。

由於台灣非聯合國會員，因此無法參與 CDM 機制，在台灣所發生之減量計畫得以透過 VCS 的額度取得資金的協助，就國際自願性市場發展趨勢，各國家將發展自己的減量方案，若台灣期望與國際平台接軌，可參考美國 Climate Action Reserve (CAR)的作法，可將其國內額度透過與 VCS 方案取得認可的方式，將國內額度轉換成 VCS 額度，甚或依據國內方案認可的方法學來取得 VCS 額度。

在未來，CAR 所使用之方法學，更可能進一步成為美國加州地區作為總量管制所核可方法學，因此，在國內抵換專案的發展進程仍有不確定的情況下，採用 VCS 執行國內減量計畫，可成為與國際自願性碳市場連結不可忽視的途徑之一。



圖 7 新北市八里掩埋場 VCS 授獎情形