

111 年
01-02 月號



〈雙月刊〉

環境工程技師公會會訊

- ◎ 發行人：楊基振
- ◎ 發行所：台灣省環境工程技師公會 (<http://www.tpeea.org.tw>)
- ◎ 協助策劃：中華民國環境工程技師公會全國聯合會
- ◎ 編輯：台灣省環境工程技師公會學術委員會
- ◎ 主編：黃啓明
- ◎ 發行地址：台北市長安西路342號4樓之1
- ◎ 電話：02-25550353
- ◎ 傳真：02-25591853

本期要目

	頁次
■ 主編的話	2
■ 會務報告	3
■ 重要法令	4
■ 行政院公共工程委員會核備 111 年 01 至 02 月訓練積分課程表	8
■ 環保訊息	10
■ 論述園地	18
快速熱裂解：農林廢棄物生物煉製應用 農林廢棄物系列之一-江彥雄 博士	18
淺談氨氮廢水處理技術-李中光 教授	39
淺談水體中硝酸鹽氮之去除-李中光 教授	54
■ 徵稿啟事	70
■ 各公會會員大會、理監事會會議紀錄	71

主編的話

本期會刊共有三篇精彩佳作，首篇文章特別邀請 中華綜合發展研究院高級研究員 江彥雄 博士分享以「快速熱裂解：農林廢棄物生物煉製應用 農林廢棄物系列之一」為題，論說熱裂解技術用於生質能源的應用潛能，內文主要技術是針對生物質經由快速熱裂解生產油品的潛力評估，對於農林廢棄物的再生利用應是未來趨勢之一，大家可以拜讀一下。

另外，環保署於 106 年 12 月 25 日修正之放流水標準，於 110 年 1 月 1 日起逐年(113 年、116 年)生效，進行加嚴管制了 9 項重金屬限值及新增管制項目「錫」等，除此之外，為了控制河川優養化，亦針對高含氮事業新增管制項目「氨氮」，以維護水體環境品質，亦是環工技師在業務上必須要面對及解決的課題。

接續兩篇文章特別邀請 桃園市大學校院產業環保技術服務團總編輯暨萬能科技大學環境工程系所 李中光教授，將豐富的實務經驗融合於文章中，篇名分別為「淺談氨氮廢水處理技術」及「淺談水體中硝酸鹽氮之去除」，內文論述現有氨氮及硝酸鹽氮於廢水處理的各項技術，分析使用生物、物理、化學方法的優缺點及適用情形，特此感謝李中光教授無私分享精華內容。

最後，國內疫情雖在大家的努力下獲得有效控制，但仍不可掉以輕心，虎年年節將近，這段時間大家還是要勤洗手，戴口罩，完整接種疫苗，增強自身保護力，好讓疫情快快散去，最後也祝福各位會員生意興隆，虎虎生風，平安健康，萬事如意。

會務報告

1. 111 度常年會費繳費通知及記事本已於 110 年 11 月 25 日寄出，敬請尚未繳納 111 年度常年會費（金額 4,000 元）的會員儘速繳納。

公會匯款資訊如下：

- 戶名：台灣省環境工程技師公會
- 銀行匯款資料：台灣企銀(050)營業部 帳號：01012241581
- 郵局劃撥帳號：18091292

2. 會員若有更動執業資料、受聘公司、地址、電話、Email…等相關資料，煩請告知公會以便及時修改檔案。

3. 公會網站廣告刊登：

(1) 費用：

- 會員(即會員之執業機構、所營公司或受聘公司)：
5,000 元/年；一次繳交 5 年 20,000 元；一次繳交 10 年 37,500 元。
- 非會員：
6,000 元/年；一次繳交 5 年 24,000 元；一次繳交 10 年 45,000 元。

(2) 刊登辦法：

請繳交費用後，將貴公司或事務所之 LOGO(尺寸：288 *93)及網址 MAIL 至公會。

4. 會訊廣告刊登：

(1) 費用：8,000 元/期

(2) 刊登辦法：

請繳交費用後，將投放廣告內容 PDF 檔(尺寸：A4 紙) MAIL 至公會。

重要法令

行政規則公告

1. 行政院環境保護署中華民國 110 年 9 月 3 日環署廢字第 1101119523C 號令，修正「事業自行清除處理事業廢棄物許可管理辦法」。
2. 行政院環境保護署中華民國 110 年 9 月 8 日環署土字第 1101118080 號令，修正「防止貯存系統污染地下水體設施及監測設備設置管理辦法」部分條文。
3. 行政院環境保護署中華民國 110 年 9 月 13 日環署循字第 1101123840 號令，修正「公民營廢棄物清除處理機構許可管理辦法」部分條文及第十三條附件三、附件四。
4. 行政院環境保護署中華民國 110 年 9 月 13 日環署會字第 1101121808A 號函，修正「行政院環境保護署補（捐）助計畫原始憑證就地審計及管控處理原則」，名稱並修正為「行政院環境保護署補（捐）助計畫支用單據事後審核及管控處理原則」，自即日生效。
5. 行政院環境保護署中華民國 110 年 9 月 13 日環署會字第 1101121808 號函，修正「行政院環境保護署補（捐）助民間團體、傳播媒體及學校經費會計事務處理注意事項」，名稱並修正為「行政院環境保護署補（捐）助民間團體、傳播媒體及學校經費處理注意事項」，自即日生效。
6. 行政院環境保護署中華民國 110 年 9 月 14 日環署授檢字第 1101004800 號公告，預告「排放管道中六氟化硫等氣體檢測方法－抽氣式傅立葉轉換紅外光譜儀法（NIEA A509.70B）」草案。
7. 行政院環境保護署中華民國 110 年 9 月 15 日環署循字第 1101117593 號公告，修正「應進行流向追蹤之事業廢棄物再利用產品」公告事項第二項附表，並自中華民國一百十一年七月一日生效。
8. 行政院環境保護署中華民國 110 年 9 月 22 日環署廢字第 1101130219 號令，廢止本署一百零六年三月二十七日環署廢字第一〇六〇〇二一六一六 A 號令，並自即日生效。
9. 行政院環境保護署中華民國 110 年 9 月 22 日環署法字第 1101128540 號函，修正「行政院環境保護署國家賠償事件處理要點」第 1、3、8、11~13、19 點條文，自即日生效。
10. 行政院環境保護署中華民國 110 年 9 月 23 日環署空字第 1101126054 號函，訂定「環境保護機關使用戶政資料管理要點」，自即日生效。
11. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 6 日環署土字第 1101134827 號函，修正「土壤及地下水污染整治基金管理會設置要點」第 4、6 點條文，自即日生效。

12. 行政院中華民國 110 年 10 月 13 日院授主基法字第 1100201425A 號令，修正「水污染防治基金收支保管及運用辦法」部分條文。
13. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 15 日環署秘字第 1101142388 號函，訂定「行政院環境保護署考評所屬機關檔案管理作業要點」，自即日生效。
14. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 18 日環署空字第 1101141194 號令，修正「營建工程空氣污染防制設施管理辦法」。
15. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 18 日環署管字第 1101140427 號函，修正「行政院環境保護署大陸事務小組設置要點」第 4、9 點條文，自即日生效。
16. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 18 日環署管字第 1101140427C 號函，修正「行政院環境保護署政府資訊公開要點」第 3 點條文之附件一、附件二，自即日生效。
17. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 18 日環署管字第 1101140427B 號函，修正「行政院環境保護署出版品管理作業規定」第 3 點條文，自即日生效。
18. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 18 日環署管字第 1101140427A 號函，修正「行政院環境保護署人權工作小組設置要點」第 7 點條文，自即日生效。
19. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 18 日環署氣字第 1101134136 號函，「天然災害環境清理消毒支援作業要點」自即日停止適用。
20. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 20 日環署會字第 1101142766A 號函，修正「行政院環境保護署補（捐）助計畫支用單據事後審核及管控處理原則」第 4 點條文，自即日生效。
21. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 20 日環署會字第 1101142766 號函，修正「行政院環境保護署補（捐）助民間團體、傳播媒體及學校經費處理注意事項」第 6 點條文，自即日生效。
22. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 21 日環署氣字第 1101124204 號公告，預告「溫室氣體減量及管理法」修正草案。
23. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 21 日環署基字第 1101119868 號公告，預告「資源回收管理基金非營業基金部分收支保管及運用辦法」第 5 條、第 6 條、第 10 條修正草案。
24. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 27 日環署基字第 1101143715 號公告，預告「物品或其包裝容器及其應負回收清除處理責任之業者範圍」公告事項第 1 項表 1 修正草案。

25. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 27 日環署循字第 1101141990 號函，「102-106 年垃圾焚化底渣再利用計畫補助款申請原則」，自即日停止適用。
26. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 29 日環署空字第 1101117934 號公告，預告「公私場所應定期檢測及申報之固定污染源」草案。
27. 行政院環境保護署中華民國 110 年 10 月 29 日環署空字第 1101117807 號公告，預告「固定污染源自行或委託檢測及申報管理辦法」修正草案。
28. 行政院環境保護署中華民國 110 年 11 月 2 日環署空字第 1101144798 號令，修正「水泥業空氣污染物排放標準」。
29. 行政院環境保護署中華民國 110 年 11 月 9 日環署基字第 1101150148 號公告，修正「照明光源回收清除處理費費率」公告事項第一項附表。
30. 行政院環境保護署中華民國 110 年 11 月 11 日環署化字第 1108201387 號公告，修正「毒性及關注化學物質專業技術管理人員設置申請案等四類申請案件處理期間」，名稱並修正為「毒性及關注化學物質專業技術管理人員設置申請案等二類申請案件處理期間」，自即日生效。
31. 行政院環境保護署中華民國 110 年 11 月 12 日環署土字第 1101153597 號令，修正「土壤及地下水污染整治費收費辦法」第九條之一、第十四條及第十條附表三。
32. 行政院環境保護署中華民國 110 年 11 月 15 日環署基字第 1101144819 號公告，預告訂定「限制含聚氯乙烯之平板包材、公告應回收容器及非平板類免洗餐具不得製造、輸入及販賣」草案。
33. 行政院環境保護署中華民國 110 年 11 月 23 日環署化字第 1108201465 號令，修正「新化學物質及既有化學物質資料登錄辦法」。
34. 行政院環境保護署中華民國 110 年 11 月 24 日環署廢字第 1101159603 號公告，預告修正「事業廢棄物貯存清除處理方法及設施標準」第 17 條草案。
35. 行政院環境保護署中華民國 110 年 11 月 26 日環署基字第 1101157202 號公告，修正「物品回收清除處理費費率」公告事項第一項附表。
36. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 3 日環署衛字第 1101158817 號函，修正「行政院環境保護署災害防救緊急應變小組設置要點」，自 111 年 1 月 1 日生效。
37. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 10 日環署基字第 1101159279 號公告，預告修正「應回收廢棄物責任業者管理辦法」第 4 條之 1、第 18 條草案。

38. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 10 日環署水字第 1101159678 號公告，預告修正「飲用水水質標準」第 5 條、第 5 條之 1 草案。
39. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 10 日環署綜字第 1101168217 號函，修正「行政院環境保護署補（捐）助民間團體、傳播媒體及學校辦理環境保護相關活動或計畫實施要點」第 6、8、10 點條文，自即日生效。
40. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 13 日環署綜字第 1101170341 號公告，預告修正「環境教育人員認證及管理辦法」第 9 條草案。
41. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 14 日環署基字第 1101148368 號函，修正「限制產品過度包裝個案審查作業要點」第 3 點附件，自即日生效。
42. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 20 日環署空字第 1101171976 號公告，修正「空氣品質模式模擬規範」，並自中華民國一百十一年四月一日生效。
43. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 21 日環署循字第 1101163108 號公告，預告修正「共通性事業廢棄物再利用管理辦法」第 4 條附表草案。
44. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 21 日環署循字第 1101170943 號公告，預告修正「行政院環境保護署事業廢棄物再利用管理辦法」部分條文草案。
45. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 22 日環署基字第 1101162278B 號公告，預告訂定「一次用飲料杯限制使用對象及實施方式」草案。
46. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 24 日環署水字第 1101177835 號令，廢止「環境工程技師執行水污染簽證業務查核要點」，並自中華民國一百十一年一月一日生效。
47. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 24 日環署氣字第 1101179306 號函，「清淨家園顧厝邊綠色生活網不實登錄之處置原則」自即日停止適用。
48. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 29 日環署空字第 1101159441 號公告，預告訂定「淘汰老舊機車補助辦法」草案。
49. 行政院環境保護署中華民國 110 年 12 月 29 日環署檢字第 1108000411 號公告，預告制定「環境檢驗測定法」草案。

行政院公共工程委員會核備 111 年 01 至 02 月訓練積分課程表

*本項課程表係轉達工程會核備之積分課程資訊，細節請技師先進洽詢主辦單位

序號	課程名稱	課程時間	主辦單位	聯絡電話
1	新烏山嶺引水隧道及曾文防淤隧道參訪	2022/01/08 ~ 2022/01/08	臺中市應用地質技師公會	聯絡人：林書勤 電話：0423936322 信箱： taichung.appgeologists@gmail.com
2	價值工程社會影響力國際研討會	2022/01/15 ~ 2022/01/15	社團法人台灣價值工程協會	聯絡人：陳顯明 電話：0911959398 信箱：u072672@gmail.com
3	110 年度鑑定講習會	2022/01/15 ~ 2022/01/15	高雄市土木技師公會	聯絡人：洪麗秋 電話：07-5520279 信箱：kpcea@ms27.hinet.net
4	110 年度法院案件鑑定講習會	2022/01/15 ~ 2022/01/15	高雄市土木技師公會	聯絡人：洪麗秋 電話：07-5520279 信箱：kpcea@ms27.hinet.net
5	ArcGIS Pro 基礎操作	2022/01/18 ~ 2022/01/25	台灣世曦工程顧問股份有限公司	聯絡人：丁裕興 電話：02-87973567-8840 信箱：ting0204@ceci.com.tw
6	結構工程系列-建築鋼結構施工技術與品質管理實務	2022/01/19 ~ 2022/01/19	財團法人台灣營建研究院	聯絡人：胡小姐 電話：02-89195094 信箱：vicky@tcri.org.tw
7	工程法務系列-工程款調整之爭議與請求實務	2022/01/20 ~ 2022/01/20	財團法人台灣營建研究院	聯絡人：楊小姐 電話：02-89195033 信箱：cindy.yang@tcri.org.tw
8	土壤及地下水專業訓練課程-土壤及地下水採樣作業示範	2022/01/24 ~ 2022/01/24	社團法人台灣土壤及地下水環境保護協會	聯絡人：林雨萱 電話：076051016 信箱：tasgep@gmail.com
9	機電工程系列-高低壓電氣設備檢驗及安全維護工程實務	2022/01/24 ~ 2022/01/24	財團法人台灣營建研究院	聯絡人：胡小姐 電話：02-89195094 信箱：vicky@tcri.org.tw
10	2021 年中華民國測地學會學術研討會	2022/01/24 ~ 2022/01/26	國立臺北大學	聯絡人：陳莉婷 電話：0988537574 信箱：li_ting_0110@yahoo.com.tw
11	工程法務系列-工程辦理開工、停工、復工、竣工作業程序及爭議處理機制	2022/01/25 ~ 2022/01/25	財團法人台灣營建研究院	聯絡人：楊小姐 電話：02-89195033 信箱：cindy.yang@tcri.org.tw

序號	課程名稱	課程時間	主辦單位	聯絡電話
12	[拯救地球]2050 碳中和之關鍵核心 技術	2022/02/12 ~ 2022/02/12	高雄市環境工程技 師公會	聯絡人：沈坤韻 電話：07-3118608 信箱：keea.guild@gmail.com
13	LEED V4 GA 國際綠 建築認證班	2022/02/17 ~ 2022/02/18	綠矩整合有限公司	聯絡人：吳依蓁 電話：04-2321-8867 信箱：jennywu@greenmatrixes.com

環保訊息(資料來源：行政院環境保護署)

- 110/09/03 **【環保署修正事業自行清除處理事業廢棄物許可管理辦法】**
為符合事業廢棄物管理實務運作情形，考量事業自行處理事業廢棄物許可與事業廢棄物清理計畫書的審查要件及應記載事項多有重複，為簡化相關程序，經蒐整各界意見並評估後酌調管制內容，爰修正本管理辦法。
- 110/09/13 **【環保署修正發布「公民營廢棄物清除處理機構許可管理辦法」】**
環保署為嚴謹管理廢棄物清除機構之清運廢棄物實際運作情形，強化處理機構產出資源化產品品質及最終流向管理、配合現行實務運作調整廢棄物清除及處理機構管理方式，修正發布「公民營廢棄物清除處理機構許可管理辦法」部分條文。
- 110/09/15 **【環保署發布修正「應進行流向追蹤之事業廢棄物再利用產品」公告事項第二項附表】**
為加強事業廢棄物再利用產品之管理，環保署新增公告感應電爐爐渣(石)、化鐵爐爐渣(石)、廢噴砂 3 項廢棄物作為「控制性低強度回填材料」(CLSM)用途者，納入應加強流向追蹤項目；另取得再利用許可之事業廢棄物如有前述再利用用途者，亦一併納入列管，期藉由產品流向追蹤以強化環境風險管控，預防再利用產品不當使用污染環境。該署也提醒業者勿有僥倖心態，應妥善清理或再利用廢棄物，依相關規定確實申報廢棄物及產品流向，避免受罰。
- 110/09/22 **【環保署預告「垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式」部分公告事項及第五項附表二、第九項附表四、附表五、附件一修正草案】**
環保署為配合實務運作管理，加強規範焚化再生粒料使用用途及限制使用地點，預告「垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式」部分公告事項修正草案。
環保署說明，本次預告修正重點主要有增訂焚化再生粒料用途與應符合之環境標準及品質規範，新增非都市土地使用分區內之使用地點限制、限縮部分焚化再生粒料用途之使用地點，以及新增申請工程管制編號應檢具之證明文件、程序與供料機關規定，強化焚化再生粒料流向管理。

- 110/10/06 【第 10 屆亞太汞監測網年會 共同因應聯合國汞水俣公約】
為保護人類健康和環境免受汞及其化合物人為排放之影響，聯合國於 2017 年正式生效汞水俣公約。臺灣身為地球村的一員，有鑑大氣汞監測是汞水俣公約最重要工作項目之一，環保署與美國環保署自 2012 年起，共同發起亞太汞監測網 (APMMN)，協助印太地區夥伴國家因應汞水俣公約，提升大氣汞監測相關能量。
- 110/10/18 【環保署強化空污防制 大型營建不再灰頭土臉】
近年來我國開發案持續增加，109 年施工中營建工程數逼近 10.8 萬件，較 105 年成長 1 成，所產生的懸浮微粒 (PM₁₀) 排放量也較 105 年成長達 2 成。環保署為強化營建工程粒狀污染物管制，於 110 年 10 月 18 日修正發布「營建工程空氣污染防制設施管理辦法」，預估將可減少 15% 營建工程污染排放，約懸浮微粒 (PM₁₀) 3,415 公噸/年，相當於減少 15 座臺中電廠懸浮微粒 (PM₁₀) 年排放量，除減少污染排放外，期能減少民眾陳情並改善生活周遭之空氣品質。
- 110/10/21 【環保署預告修正「溫室氣體減量及管理法」為「氣候變遷因應法」】
氣候變遷是全球共同面臨的挑戰，我國在 104 年訂定「溫室氣體減量及管理法」，是國際少數將國家長期減量目標入法的國家。惟全球氣候變遷現象嚴峻，為加速我國減碳作為並強化氣候變遷調適，環保署提出「溫室氣體減量及管理法」修正草案，並且擬將法案名稱修改為「氣候變遷因應法」，預告期間 60 天，歡迎各界提供意見。
- 110/10/29 【環保署預告「固定污染源自行或委託檢測及申報管理辦法」修正草案及「公私場所應定期檢測及申報之固定污染源」訂定草案】
環保署於 110 年 10 月 29 日預告「固定污染源自行或委託檢測及申報管理辦法」修正草案，以「量少、質精及具代表性」為三大重點，明定「好學生條款」鼓勵業者做好自我管理，在降低污染排放量同時，給予適度調整定期檢測頻率之誘因，減少非必要檢測數量，另針對少數投機取巧規避主管機關查核的業者，則新增「功能性定期檢測」強制性檢測工具予執法機關使用，同時整合許可證制度之「空氣污染物排放檢測計畫」作為檢測依據，以提升定期檢測數據品質。

➤ 110/11/01 【溫管法修正條文預告中 歡迎向環保署提出建議意見】

有民間團體於 110 年 11 月 1 日赴行政院要求提出臺灣淨零轉型路徑訴求及溫管法修正內容建議，環保署說明如下：

行政院相當重視溫室氣體減量及氣候變遷調適工作，蘇院長於今年 8 月 30 日永續會第 33 次委員會議中責成環保署加速辦理修正「溫室氣體減量及管理法」為「氣候變遷因應法」之工作，除將 2050 淨零排放目標入法外，同時就推動碳費、專款改善氣候變遷等議題積極溝通、謹慎評估，並做出減碳分配的整體規劃，讓台灣從供給面、製造面、使用面、環境面，共同建構一個永續的綠色家園。溫管法修正草案已於 10 月 21 日預告，法案名稱修正為氣候變遷因應法，納入淨零排放目標並強化相關減量對策工具。

➤ 110/11/02 【強化空污防制兼顧資源循環 水泥業再創風華】

鑑於以水泥業作為資源循環中心為國際趨勢，我國現逐步推動資源循環政策，因應製程燃（原）料多元化及防制技術提升，水泥業亦屬國內大型固定污染源，為鼓勵公私場所提升空氣污染防制設備效能以維護空氣品質、推動資源循環與環境友善共榮政策，於 110 年 11 月 2 日修正發布「水泥業空氣污染物排放標準」，預估將可減少水泥業污染排放達 16%，約氮氧化物 2,246 公噸/年，相當於減少 3,500 輛大型柴油車年排放量，除減少污染排放外，期能提升當地民眾生活環境之空氣品質。

➤ 110/11/03 【我國甲烷排放佔比小於 2% 並且已較基準年減量 50%】

正在英國格拉斯哥召開的「聯合國氣候變化綱要公約第 26 次締約方大會」(UNFCCC COP26)，美國與歐盟發起「全球甲烷減排承諾」(Global Methane Pledge) 倡議，於 2030 年甲烷排放量較 2020 年減少 30%。環保署表示，我國溫室氣體排放來源 9 成為二氧化碳，甲烷僅佔 1.67%。且因我國致力廢棄物減量及沼氣回收處理，2019 年甲烷排放已較 2005 年減少 50%。

➤ 110/11/08 【善用科學技術 邁向環境永續】

環保署於 8、9 日兩日在臺大醫院國際會議中心舉行「110 年度科技計畫聯合成果發表活動」，係近年來首次結合空氣、水質、廢棄物、毒性化學物質、土壤及地下水、監（檢）測、稽查、物聯網等領域之科學技術，以動態發表及靜態展示環境科技應用於民生議題之成果。

- 110/11/08 **【土水技術跨界大聯盟 Be stronger together!】**
環保署 11/08 於臺大醫院國際會議廳 4 樓，舉辦「2021 土水跨域技術產學發表暨技術媒合會」，首度推出一系列環保科技產品，邀集土壤及地下水權威、企業領袖及未來後起之秀，跨界對談開啟土水未來 10 年新世代。
- 110/11/15 **【土水整治技術認證制度上路 協助國際共享技術】**
環保署為展現土壤及地下水污染整治工作推動 20 年的成果及實力，於 110 年啟動土壤及地下水污染調查與整治技術認證制度，規劃推動「污染場址完成整治技術證明」、「有效性整治技術證明」及「環境技術查證」等 3 階段技術認證制度，對國內整治業者的污染調查與整治技術能力、整治工作執行與管理能力做體檢，也將執行成果良好、技術有效的資訊公開，便於民眾在面臨土壤及地下水污染問題時，可快速找到適合的整治技術協助加速污染改善，象徵臺灣土水污染調查與整治技術的進程，往前邁向新的里程碑。
- 110/11/19 **【土水調適齊協作，永續淨零護土水】**
全球暖化來勢洶洶，臺灣土水資源面臨極端天氣的嚴峻考驗！所謂知己知彼，方能百戰百勝，環保署特別邀請 23 位專家，於 11 月 23 日至 24 日，在臺北南港老爺行旅辦理第一屆「土水資源永續與氣候調適協作夥伴研討會」，讓環境領域的工作伙伴們一同學習氣候變遷最新知識，掌握未來土水資源調適趨勢。
- 110/11/20 **【環保署說明碳費徵收規劃】**
為因應氣候變遷，環保署已於 110 年 10 月 21 日辦理修正「溫室氣體減量及管理法」為「氣候變遷因應法」之預告作業，除納入 2050 年淨零排放目標外，並規劃徵收碳費，專款專用於減碳工作之推動。依據目前預告修正草案第 26 條規定，碳費將分階段按其溫室氣體排放量徵收，而溫室氣體排放量之計算將涵蓋直接與間接排放量。為促使節約能源及兼具公平原則，亦即事業使用電力所造成間接排放部分，需由事業自己負責，不轉由發電廠承擔。換言之，用電量愈高者所需繳交碳費愈多。
- 110/11/23 **【因應疫情影響 環署 106 種既有物質標準登錄期限延至 113 年】**
因應疫情影響，環保署修正發布「新化學物質及既有化學物質資料登錄辦法」，將既有化學物質標準登錄完成期限統一延長為 5 年，提供業者足夠緩衝的準備時間。且業者若完成物質特性資訊等大部分項目，即可先提交取得完成碼，後續再依指定期限完成剩餘項目。

- 110/11/23 **【環保署澄清「三接外推方案」補正再審並非退回全案】**
今日媒體報導「觀塘三接外推方案被所有環評委員退回建議補正再審的事實」，環保署澄清環評委員係要求開發單位依意見補正後再審，並非退回全案。
- 110/11/28 **【環保署說明事業廢棄物去化困難的因應方式】**
環保機關興建之焚化爐目的為處理民眾生活垃圾，過去因為有餘裕處理量，可幫忙處理事業廢棄物，目前面臨焚化爐整改、空污等議題，導致可幫忙處理的數量減少。事業廢棄物處理緊縮，環保署協調地方政府應急方式是以公有掩埋場或工業區土地來打包暫存一般事業廢棄物，及協調轄內事業焚化設施來應急去化。企業短期作法是做好廢棄物減量及資源回收，企業採自行暫存，並將廢塑膠等高熱值廢棄物分選減容減積，分流可做為 SRF 燃料化的料源。
- 110/11/30 **【關今日聯合報筆者評論『事業廢棄物去化難 奢談鼓勵投資』1 案中所提及：「環保署竟然要地方政府打包、掩埋，這是罔顧土地中毒的外行話…」，本署回應說明】**
全國 24 座公有垃圾焚化廠運，係以優先處理家戶垃圾為主，然近年因各廠陸續辦理升級整建，導致處理量能較為緊縮，但仍持續撥用部分量能協處事業廢棄物，且各廠操作運轉率均能維持近 90% 以上，顯示環保單位已努力肩負起全國廢棄物處理之責；由於事業廢棄物處理設施建置妥善仍需 2-3 年才能完備，環保署前已協調各縣市應妥善運用公有掩埋場既有容量空間，如短期需暫置廢棄物時，可將廢棄物經篩分、打包程序，除有減積減容、改善環境及消防安全效益外，亦可去除廢棄物中不適燃及不可燃物，並將可燃性廢棄物製成固體再生燃料 (SRF)，未來即可作為工業鍋爐或 SRF 專用鍋爐之替代料源，此項除策略能解決廢棄物去化問題，也兼具轉廢為能，發展循環經濟之目的。
- 110/12/03 **【環保署表揚 109 年度環境保護績效考核績優縣市】**
環保署為表揚地方政府對於環境保護及污染防治（制）工作所做之努力，特於今 (3) 日假臺中市林酒店舉辦「109 年環境保護績效考核績優機關頒獎典禮」，由張子敬署長頒發各項獎座予績優縣市，感謝各地方夥伴同心堅守家園，齊心做好環境保護的工作，同時嘉勉地方環保同仁的付出與執行成果，並期許各地方環保機關持續戮力維護生活環境品質，確保健康永續家園。

- 110/12/09 **【2050 淨零排放已是共識 環署已納入溫管法修法草案】**

有媒體指出，環保署日前修正「溫室氣體減量及管理法」（下稱溫管法）為「氣候變遷因應法」，卻沒將 2050 碳中和目標入法。環保署特此澄清，已在 110 年 10 月 21 日預告修正溫管法草案第 4 條中，明確納入 2050 淨零排放目標，媒體所載為錯誤資訊，在此特別說明。
- 110/12/11 **【事業廢棄物去化問題，環保署已啟動應變措施】**

因應近期事業廢棄物處理量能緊縮，環保署協調地方政府以公有掩埋場或工業區土地打包暫存一般事業廢棄物，及轄內事業焚化設施應變與去化，並藉由應變處理機制來紓解產源壓力及平穩處理費用；長期部分，針對無焚化廠之縣市推動轄內自主處理，並推動燃料化，與經濟部合作推動設施設置，以減緩事業廢棄物去化問題。
- 110/12/14 **【環保署修正環境教育人員認證及管理辦法】**

為鼓勵國民取得環境教育人員認證，以落實環境教育扎根，並為促使環境教育訓練課程聚焦，符合訓練實際需求，環保署調整專業領域訓練課程時數為 40 小時、總訓練課程時數為 100 小時，故修正環境教育人員認證及管理辦法。
- 110/12/15 **【韌性整治新趨勢 亞太專家聚共識 臺美土水技術發展新趨勢國際講習會超值登場】**

環保署自西元 2005 年起透過臺美環保技術合作協定，不斷地引進並本土化新穎的觀念及技術，使得土壤及地下水污染場址改善的成效持續提升，並在東南亞地區樹立起典範的地位。2021 年環保署邀請美國 20 位專家於 12 月 15 日至 16 日假國立成功大學國際會議廳，舉辦「污染場址調查與整治新趨勢國際講習會」。今(15)日開幕特別邀請環保署蔡鴻德副署長與美國環保署國際及部落事務助理署長 Jane Nishida 兩位貴賓致詞，並吸引超過 200 名產官學界人士參加，藉此機會掌握污染調查及整治技術的最新趨勢。
- 110/12/20 **【環保署修正公告「空氣品質模式模擬規範」】**

考量國際間模式與時俱進，並提升空氣品質模式模擬結果公信力，環保署於 110 年 12 月 20 日公告修正「空氣品質模式模擬規範」，以供公私場所申請新設或變更固定污染源許可之模擬時有所遵循。本次修正主要重點包括：明定模式選用依據、強化模擬審查程序、上傳公開模擬資料供外界檢視、鼓勵業者進行既存固定污染源減量得簡化模擬等。為使業者有充分時間熟悉新規範，同時考量近期將送審案件適用規定之延續性，本修正公告將自 111 月 4 日 1 日起正式生效。

➤ 110/12/22【**環保署預告修正「行政院環境保護署事業廢棄物再利用管理辦法」部分條文**】

為落實廢棄物再利用管理，全程追蹤流向，確保妥善清理，環保署規劃修正「行政院環境保護署事業廢棄物再利用管理辦法」，本次修正將再利用機構之產物，依其用途分為直接使用之產品或作為原料需經加工再製機構產製後，方可提供最終使用者使用之特定中間產物。其中特定中間產物仍屬事業廢棄物，應受廢棄物清理法規範，應以裝置即時追蹤系統的車輛清運至加工再製機構，亦要求追蹤至最終使用者，同時明確規範各類再利用產品品質及其用途。

➤ 110/12/22【**環保署預告修正「共通性事業廢棄物再利用管理辦法」第 4 條附表**】

因應行政院農業委員會已公告自 110 年 10 月 1 日起禁止搬運廚餘、動物性廢渣、畜禽屠宰下腳料至豬隻飼養場所。但畜牧場登記或畜禽飼養登記之飼養規模達 200 頭以上，且該廢棄物經直轄市、縣(市)環境保護主管機關依廢棄物清理法規定核准再利用者，不在此限。

➤ 110/12/24【**環保署與泰國首辦「土壤及地下水環境保護技術合作論壇」開啟雙邊土水污染淨零合作契機**】

環保署於今(2021)年邀請泰國自然資源與環境部污染防治局(PCD)，採實體及視訊會議，於 12 月 24 日共同舉辦「2021 年臺泰土壤及地下水環境保護技術合作」論壇，雙方百名專家學者就土壤及地下水政策、調查及管制等經驗進行熱烈交流，為未來的合作奠定良好的基礎。今日特別邀請環保署張子敬署長、駐泰國台北經濟文化辦事處徐蔚民代理代表與泰國貿易經濟辦事處馬化欣代理代表三位貴賓致詞，以多邊擴展為雙邊環保合作，同時深化與泰國的夥伴關係，開啟合作契機。

➤ 110/12/28【**公布 110 年空氣品質監測結果統計 環保署持續推動空氣污染防治**】

環保署初步統計 110 年空氣品質監測結果，各污染物濃度近 5 年均呈現下降趨勢，空氣品質指標(AQI)良好等級與普通等級合計占比(AQI \leq 100)在今(110)年與去(109)年均超過九成，空氣品質不良(AQI > 100，橘色提醒以上)發生站日數持續下降，且今年無非常不健康(AQI \geq 200)發生。環保署表示，將持續偕同中央相關部會與地方政府削減空氣污染物排放量，以維護空氣品質，保障民眾健康。

- 110/12/29 **【環保署第 2 次預告「環境檢驗測定法」草案】**
環保署為有效提升環境檢測數據品質，增加檢測數據公信力，環保署擬透過制定「環境檢驗測定法」（以下簡稱專法），設立「環境檢測基金」及建立「特約檢測機構」制度，以健全環境環境檢驗制度，打造公正獨立優質的檢測體系。
- 110/12/29 **【有關今日台灣環境資訊協會發布『濱海（河）掩埋場調查報告公開各縣市垃圾暫置掩埋場成環境隱憂』案，環保署回應說明】**
針對今（29）日台灣環境資訊協會記者會發布濱海（河）掩埋場調查報告中所提濱海掩埋場堆置垃圾可能污染海域問題，環保署表示，該署已於 103 年起訂定專案計畫，全面清查全國公有掩埋場，其中濱海河掩埋場更是清查重點，如有設施損壞均已投入經費協助地方修復完畢，同時也加強查核督導各掩埋場營運管理及設施維護，以杜絕二次污染發生。

論述園地

快速熱裂解：農林廢棄物生物煉製應用 農林廢棄物系列之一

江彥雄 博士

一、前言

煉製是一組化工製程將原材料轉換為有價值的燃料或產品。而生物煉製是將生物質轉化為能源及/或有價值的產品的製程。農林廢棄物是指農業及林業活動產生之廢棄物。

從能源及化工原料來說，生物質是可以替代石化原料需求的可再生能源及原料。而農林廢棄物則被認為是一種具有環境效益的原料。可以提供可再生能源及化工原料的供應。其碳中和特性是全球國家必須將其發展作為主要資源的動機。

在過去的 40 年中，從生物質中產生能量和增值化學品的技術有了顯著的發展。然而，這些較新的方法在經濟上仍無法與石化工業競爭。此外，生物質本身所面臨的挑戰有收集、運輸、穩定性及季節性。大多數形式的生物質資源都是分散在廣大的面積區域、能量密度低、水份含量高，及尺寸和形狀和性質變化範圍很大。生物質的低堆積密度會產生高運輸成本。生物質的穩定性，會發酵，對運輸及儲存都有不良的影響。

基於以上的特性，生物質的使用必須經過產源現場的前置處理。才適合做進一步的處理。有三種主要的前置處理過程可以將生物質轉化為原料製作能源及/增值產品：製作固態燃料、氣化和熱裂解 [1]。

固體燃料是採用物理方法在產源現場或集中場所將生物質破碎成顆粒狀，去除不可燃份，再使用。此方法簡單但是仍然有運輸、儲存及穩定性問題。

氣化則是在現場將生物質轉換成合成氣，因為生物質高度的分散在廣大的面積，合成氣的儲存及運送是不切實際的。如果在現場有熱或電的用戶，最適合的合成氣使用方式是將其轉換成熟或電供現地使用。如果現場沒有熱或電的用戶，則此方式也是不切實際的。

熱裂解的產品有三類：合成氣、裂解油及焦炭。合成氣可以提供熱裂解所需要的能量。裂解油及焦炭則可以做為生物煉製的原料作進一步的精煉，生產高價值的產品。而最簡單的使用是生產燃料，這是一種碳中和的替代能源。

熱裂解的製程參數可以經過調節來優化焦炭、裂解油或合成氣三種產品的轉化生產比例 [2、3]。

快速熱裂解是熱裂解製程的一個類別，遵循給定的條件，可以將液態產品(裂解油)最大化。直接生產高產量的裂解油，後續加工生成燃料和化工原料[4]。

因此快速熱裂解在農林廢棄物應用中可以發揮重要的作用，因為其所產生的油品相對於原始生物質作為能源產品具有許多優勢，尤其是：運輸成本更低、存儲需求更小、更穩定及易於運輸。因此由於以下的可能性，將生物質轉化成油品漸漸成為主流趨勢 [1]：

- 將液體燃料的生產(規模、時間和位置)與使用分開；
- 調配成碳中性的再生燃料；
- 升級為特定化學品(生物煉製概念 [4、5])。

在生態方面，生物質原料比化石原料的優勢有：碳中性、產生較少量的其他污染物(SO_x，NO_x等)。另一方面，由生物質生產的油品是含碳液體，因此它可能成為化石原料精煉廠或生物質專用的精煉廠後續加工的原料。

而且快速熱裂解可以在常規的石化工業與林廢棄物之間建立聯繫。通過快速熱裂解將這些分散的生物質資源緻密化成為油品原料，然後集中式的升級為多種增值產品，例如燃料、化學藥品、電力和熱能。集中式升級設施可以是現有的原油精煉廠或生物質專用的精煉廠。

生物煉製概念的發展以及生物質生產的油品應用的增加為農林廢棄物處置的未來。

本文的主要目的是評估生物質快速熱裂解生產油品的潛力。而本文討論的熱裂解設備、裂解油性質都是針對生物質，而不是塑膠等其他物質。

二、什麼是快速熱裂解

廣義的說，熱裂解是指有機材料在無氧且溫度範圍為 300°C 至 600°C 的條件下熱分解而產生三種不同的產品-焦炭、裂解油和合成氣。調節製程條件(主要是溫度、停留時間和加熱速率)可以變更這三種產品的產量比例變化 [4]。增加焦炭產量需要中速/慢速熱裂解、氣化最大化則需要較高的溫度。快速熱裂解的目的在生產裂解油，通常需要較高的加熱速率。

表 1 列出了從不同製程的產品分佈，顯示改變製程條件可以實現相當大的產品靈活性。

表 1 不同的熱裂解模式獲得的典型產品重量比(乾木) [4]

製程	條件		產品質量分配 (重量%)		
	溫度, °C	氣體滯留時間, s	液體(油)	固體(焦炭)	氣體(合成氣)
快速熱裂解	~500	短, ~ 1 s	75%	12%	13%
中/慢速熱裂解	~500	~ 10 - 30 s	50%	25%	25%
碳化	~400	長	30%	35%	35%
氣化	~750-900	長	5%	10%	85%

快速熱裂解的產出的裂解油產量通常是 60-75% (重量)、固體焦炭產量約為 10-25 % (重量) 而不可冷凝的合成氣約為 10-20% (重量)。裂解油、焦炭和合成氣的質量分配約為 70%、25% 和 5% 的進料質量。快速熱裂解製程需要的能量約為進料質量的 15%，可以由產生的焦炭及合成氣提供，從而使快速熱裂解成為一種能量自給自足的製程。因此，最近經過精心設計的流程除了乾淨的煙道氣(即 CO₂ 和水)外，不會產生任何污染排放物 [6]。

圖 1 是從不同熱裂解模式得到的產品質量分佈。快速熱裂解的滯留時間最短，氣化的滯留時間最長。

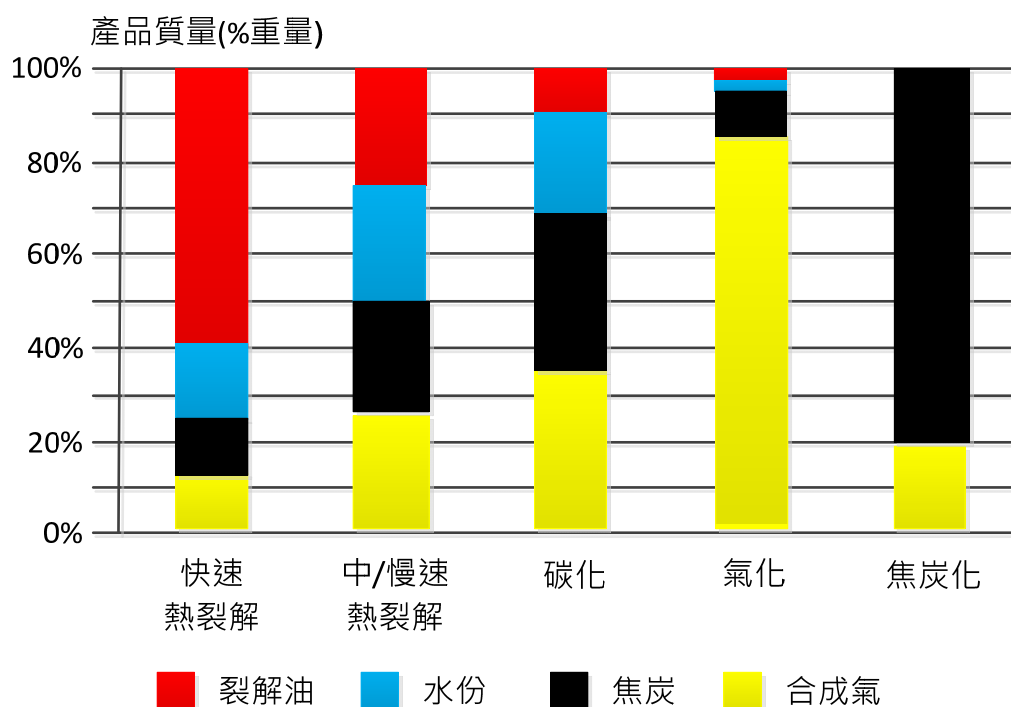


圖 1 不同的熱裂解模式獲得的典型產品質量重量比(乾木) [4]

圖 2 為原料為松木和橄欖渣生產的典型的裂解油樣品 [7]。

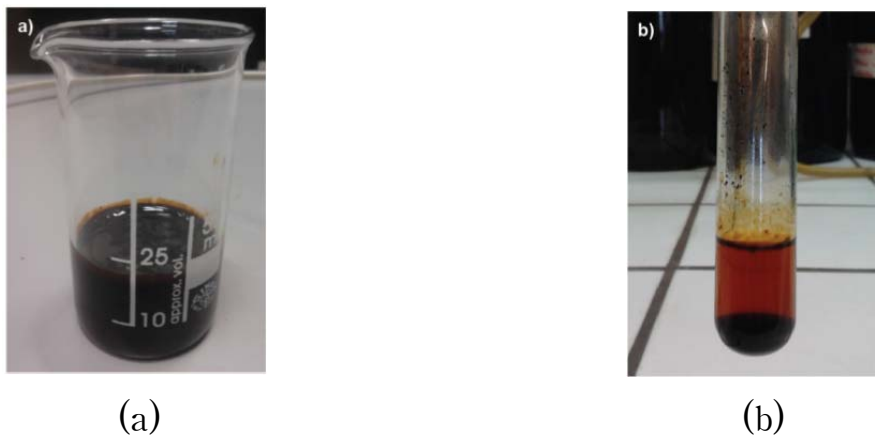


圖 2 典型裂解油樣品，原料為 (a) 松木和 (b) 橄欖渣 [7]

快速熱裂解的加熱速率高，在此速率下，生物質會在幾秒鐘或更短時間內分解，從而形成焦炭、合成氣和可冷凝的揮發物(油)。經過快速冷卻和冷凝後，產生深棕色液體-熱裂解油[4、6、8、9]。可冷凝的揮發物由熱的有機氣體和氣溶膠組成。

產品的產量和組分取決於生物質的類型和製程的主要操作參數：生物質顆粒的大小、裂解爐溫度、裂解爐壓力、揮發物和生物質顆粒的停留時間(進料速度)、焦炭分離以及熱裂解中的無機物含量[6、8]。快速熱裂解製程有利於裂解油生產的特性有[4、5、6、8、9、10]：

- 反應區超高的加熱和傳熱速率、生物質的顆粒大小會影響導熱係數；
- 精準的控制反應溫度約為 500°C(通常在 425-575°C 的範圍內)；
- 較短的氣體停留時間，通常小於~2 s，來降低副反應；
- 快速去除產品焦炭，以減少氣體的裂解成不可凝結氣體；
- 快速冷卻熱裂解氣體來產生裂解油，並且避免可能的副反應。

熱裂解是一個複雜的反應，其機制尚不十分明確。產物是多個平行、連續、競爭和多相反應的結果[11]。熱裂解過程中發生的一般變化如下：

- (1) 從熱源傳熱，提高生物質顆粒內部的溫度；
- (2) 在此較高溫度下引發初級熱裂解反應，釋放出氣體並形成焦炭；

- (3) 熱氣體與較冷的固體混合導致熱氣體傳熱到較冷的未熱裂解顆粒；
- (4) 在生物質較冷的部分冷凝一些氣體，然後進行二次反應，產生裂解油；
- (5) 在競爭中，一級熱裂解反應(上述第 2 項)的同時，會進行焦炭催化的二級熱裂解反應。
- (6) 還可能發生進一步的熱分解、重整、水煤氣變換反應、自由基的重組和脫水，這些都與製程滯留時間/溫度相關。

圖 3 說明熱裂解的製程[12]。在惰性氣體環境中生物質熱裂解的完整描述及產品形成的主要可能途徑。

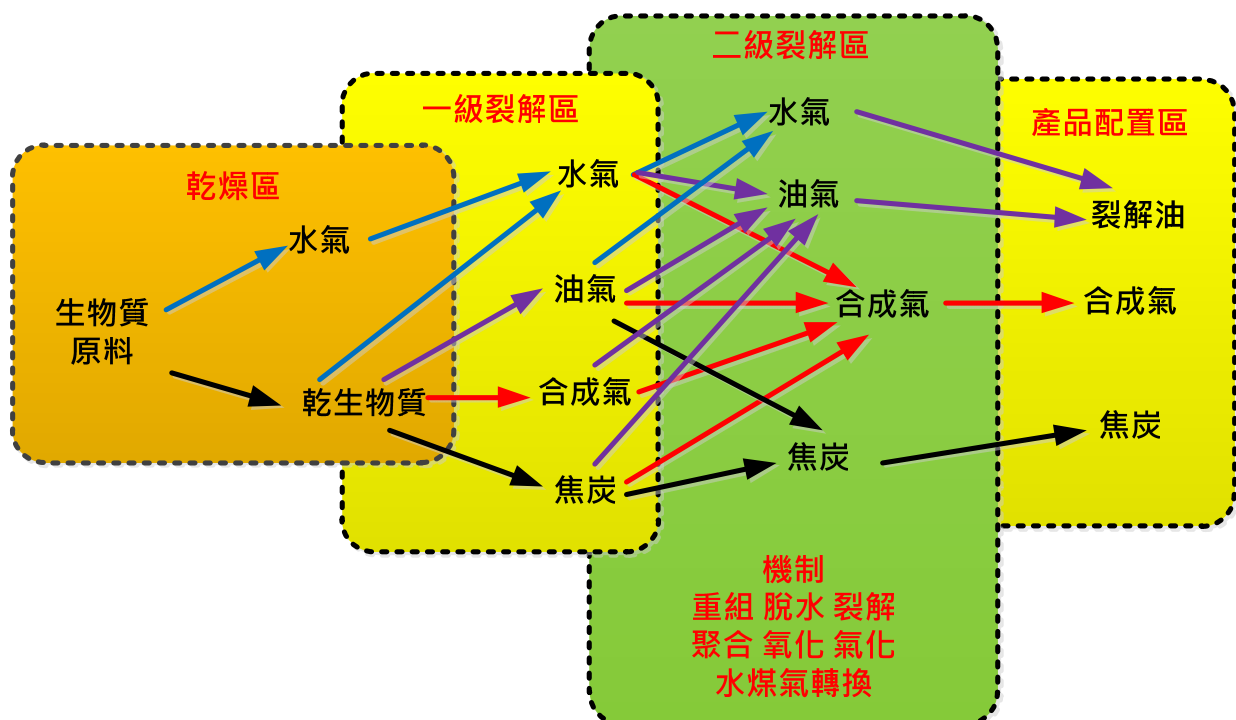


圖 3 生物質原料熱裂解反應路徑(依據[12]修改)

熱傳和質傳過程、相變化現象以及化學反應動力學都是熱裂解的控制作用。尤其是在快速熱裂解條件下，原料顆粒內部的溫度升高和相應的反應動力學決定了分解速率和產物分佈[4]。快速熱裂解製程影響產品分佈的最重要因素是溫度及熱傳的透性[13]。

快速熱裂解操作參數選擇的主要目標是：防止主要分解產物(i)經由熱或焦炭催化成不可冷凝的氣體和/或(ii)重組/聚合成焦炭，同時進行一級和二級反應[1]。

生物質快速熱裂解過程的原理和實踐以及影響製過程設計考慮因素的參數有：原料類型、進料乾燥程度、顆粒大小、前置處理、裂解爐型式、供熱、熱傳、加熱速率、反應溫度、氣體滯留時間、二次裂解、焦炭分離和液體收集。需要篩選及控制每個參數。由於製程的複雜性，操作條件對裂解油產量的影響是針對特定的製程[9]。

三、快速熱裂解技術

熱裂解爐是系統的核心設備。通常分為以下幾類[1、4、5、6、8、9、15、16]：

- 鼓泡流化床熱裂解爐[17、18]；
- 循環流化床熱裂解爐[19]；
- 旋轉錐熱裂解爐[20]；
- 燒蝕熱裂解爐[21、22]；
- 擾流熱裂解爐[23]；
- 真空熱裂解爐[24]；
- 螺桿裂解爐[25、26]；
- 固定床快速熱裂解爐[27]；
- 微波熱裂解爐[28]。

在文獻[4、8、9]中討論了所有裂解爐型式，解釋它們的主要亮點、優點和缺點以及詳細的技術(例如加熱、除焦炭和收集液體的方法)。原料特性、裂解爐的設計、產品的形成和升級等技術重點則在文獻[29]有完整的說明。目前各國快速熱裂解當前活動的概況，研究、試驗和示範，則在文獻[30]有詳細的報導。

商業流程必須包括以下階段：原料的接收、儲存、製備和預處理(乾燥和研磨)、經由快速熱裂解將固體生物質轉化為油、以及配方及加工將該裂解油轉化、精煉和淨化為可銷售的最終產品，例如電力、熱力、燃料和/或化學物質。

儘管所有這些裂解爐都已在實驗室範圍內進行了研究，但沒有任何一類裂解爐比另一類裂解爐優越。但是，有五種裂解爐技術比其他類型的裂解爐更適合商業應用，有可接受的裂解油生產效率：a) 鼓泡流化床反應器； b) 循環流化床反應器； c) 真空反應器； d) 燒蝕反應器和 e) 螺旋反應器[31、32]。

到目前為止，流化床是最常用的裂解爐類型，因為有很多的研究。而螺旋裂解爐則具有多樣化進料的能力、易於搬運和操作、且無需攜帶氣體。

圖 4 顯示典型的裂解油產量與裂解溫度的關係[33]。在 450°C 的裂解油產量大 (50% 重量)。在選定溫度下對裂解油進行的物理分析顯示，隨著熱裂解溫度的升高，裂解油的密度略有降低 (450°C，1156 kg/m³)。當熱裂解溫度升高時，裂解油的水含量 (450°C，21% 重量) 和高位發熱量 (450°C，19.1 MJ / kg) 沒有太大的變化。

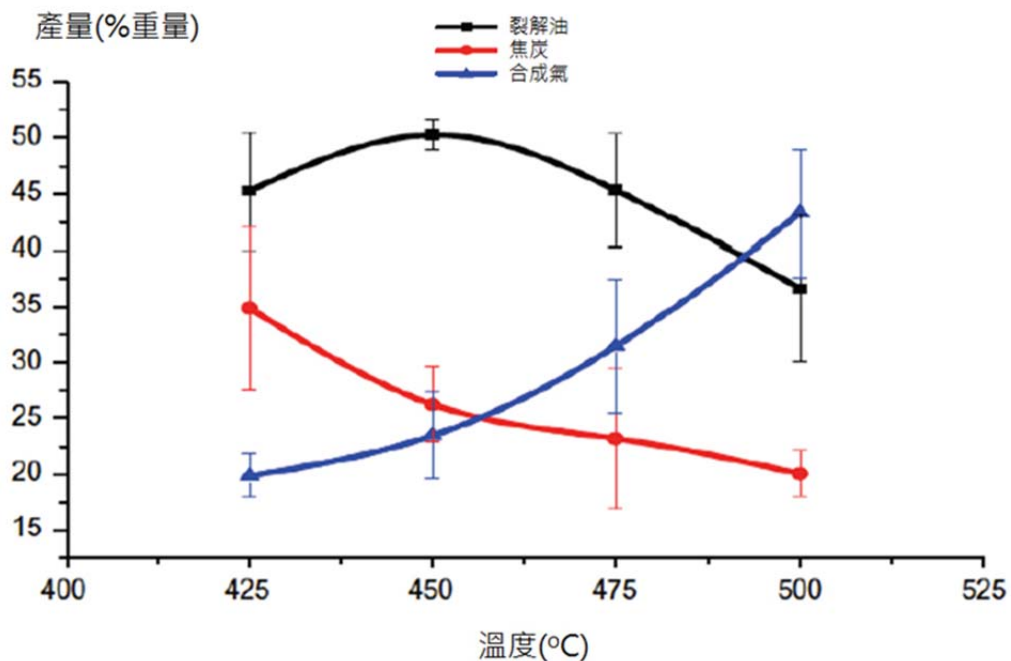


圖 4 典型的裂解油產量與裂解溫度的關係 [33]

針對松木生產的裂解油中的 32 種化合物，歸類為碳水化合物、芳香族化合物、呋喃、酚、甲酚和癒創木酚。根據在不同溫度下的化學分析，一些碳水化合物和大多數的呋喃化合物在 450°C 或 475°C 時的含量較高。當熱裂解溫度升高時，苯酚及癒創木酚及其衍生物的濃度降低。因此，在快速熱裂解，450°C 到 475°C 所生產的裂解油的成分最好。

四、裂解油的性質

化學性質

熱裂過程將有機物中的碳碳鍵的斷裂來形成碳氧鍵。在化學上，這是一種氧化還原過程，將一部分的生物質還原成碳，另一部分氧化和水解。快速熱裂解產生的裂解油有非常複雜的含氧碳氫化合物與水。由單一成分來說，水份的濃度最高。

生物質熱裂解生成的裂解油以兩種型態存在，含水的均質一相油、或者是分為水相和油相的非均相流體。實質上熱裂解油是一種微乳液，其中連續相是全纖維素(纖維素和半纖維素)分解產物(吡咯木質酸，水相)的水溶液。其功能是穩定不連續相熱裂解木質素大分子(低聚木質素)[34]。生物質熱裂解油的複雜多相結構是源自纖維素纖維衍生的化合物和水[35]。

物理性質

目前在生物質的裂解油中已經鑑定出的 300 多種化合物中，大多數都含氧，這就是生物質熱裂解燃料與化石燃料之間差異的主要原因。由於存在大量的含氧化合物，生物質熱裂解油不能與液體有機物混溶，因為其有高極性和親水性。文獻中有生物質熱裂解油物理性質詳細的描述[36]。表 2 是普通木材煉製的裂解油的與常規石油燃料性質的比較。表 3 是幾類生物質熱裂解油的主要性質[36]。

表 2 普通木材煉製的裂解油的與常規石油燃料性質的比較[36]

性質	生物質裂解油	化石重油
水含量，%重量	15 - 30	0.1
pH	2.5	--
比重	1.2	0.94
元素分析，%重量		
C	54 - 58	85
H	5.5 - 7.0	11
O	35 - 40	1.0
N	0 - 0.2	0.3
灰燼	0 - 0.2	0.1
高位發熱量，MJ/kg	16 - 19	40
黏度 (50° C)，cP	40 - 100	180
固體，%重量	0.2 - 1	1
分餾殘渣，%重量	< 50	1

表 3 幾類生物質熱裂解油的主要性質 [36]。

* 乾基 ** 只分析裂解油

原料	裂解油							文獻
	密度， (kg/dm ³)	水份， %重量	C	H	O	高位發熱量， (MJ/kg) *	相	
松木	1.142	20.3				23.2	1	[33]
	1.266	11.1	56.4	6.3	37.2	18.4	1	[66]
橄欖渣**	1.070	--	66.9	9.2	21.9	31.8	2	[63]
小麥秸稈	1.186	19.9	55.3	6.6	37.7	19.6	1	[68]
稻殼	--	25.2	55.1	7.2	37.0	24.8	2	[65]
	1.155	25.2	41.7	7.7	50.3	25.5	1	[71]

在生物質熱裂解油中的水份含量在 15%重量和 30%重量之間。如果沒有在熱裂解之前將生物質乾燥至低於約 10%重量以下的水含量，生物質熱裂解油水含量的範圍可高達 30-45%重量，這會導致裂解油的自發性相分離。生物質熱裂解油中所含的水份無法經由常規的方法除去，因為將油加熱會導致聚合。生物質熱裂解油中水的存在對油的性能有正及反的影響：降低油的熱值，但另一方面則降低粘度並提高了穩定性。因此，在熱裂解之前需要仔細的控制生物質原料的水份含量才能確保高品質的生物質熱裂解油 [1]。

生物質熱裂解油的密度很明顯高於化石燃料油的密度，會影響設備（例如鍋爐和發動機中的泵和霧化器）的設計和規格。生物質熱裂解油的粘度範圍可從低至 35 cP 到高至 1000 cP (40°C) 或更高，實際上取決於原料、操作參數和油中輕組分的含量。生物質熱裂解油的高位發熱量約化石燃料油的 40-45%，因為有高氧氣和水含量。典型的較高位發熱量為 ~17 MJ/kg [6]。此外，由於生物質解油的複雜成分，其沸騰溫度範圍也很廣。另外，大量的非揮發性組分（例如糖和低聚酚）很難揮發 [36]。生物質解油的 pH 為 2 - 3，因為其有機酸，乙酸和甲酸，含量較高。高酸分及水份含量，生物質裂解油的腐蝕性也較高。

因為快速熱裂解的製程需求，快速降解、急速冷凝，所以油中含有許多反應性物質，隨著時間，反應性物質會進一步發生反應。會導致生物質裂解油異常的特性和不穩定性 [4、6]。因此生物質裂解油在生產後會逐漸老化，再穩定：油的粘度趨於增加、並且也可能發生相分離。不穩定性是由穩定化的微乳狀液的分解以及在油中繼續進行的緩慢的化學反應引起的。這種老化需要的時間和機制是高度的依賴於油中的所含氧分的各種有機物的功能，取決於原料、初始品質、操作條件、儲存溫度，等 [1]。

五、生物質快速熱裂解的應用

快速熱裂解的作用是将分散在大區域的大量生物質轉化為高附加值液體，使其更易於處理、運輸和存儲的預處理方法。這是一個緻密化過程，具有技術和經濟的優勢[37]。使用上是建置小型分散的快速熱裂解工廠的概念，分散的工廠將生物質轉換成熱裂解油，然後運至集中式調配升級設施[5]。這些集中式調配經化設施可以是現有的原油精煉廠或新設的專用生物精煉廠。

六、快速熱裂解農林廢棄物應用產品分析

本文前面列出的生物質快速熱裂解的產品是屬於大數據分析的結果，綜合不同的熱裂解設備及系統、多樣的生物質原料、不同的操作參數及不一樣的採樣分析方法。因此，其結論只能做參考用。

文獻[7]採用螺旋式熱裂解爐，針對松木、橄欖渣、小麥秸稈和稻殼做了製程實驗。與其他測試不同，這個測試的裂解爐、系統、操作參數、操作步驟及分析方法都是相同的。雖然對某些生物質，製程參數等沒有最佳化，但是所得出來的結果可以用來分析比較生物質性質對產品分配及性質的影響。測試結果，還原到原始的組分(濕基)。

七、測試用生物質原料的性質

樣品前處理

在測試前，生物質適當地被研磨成較小顆粒的樣品，粒徑(<2 mm)。研磨後，將生物質樣品完全乾燥，以減少其初始水份(8%重量至 12%重量)模擬熱裂解爐的乾燥區。

測試用生物質原料的性質

原料的物理性質是裂解油產量及其性質的最重要的因素。表 4 列出了測試用的松木，橄欖渣，小麥秸稈和稻殼的主要特性

表 4 測試用生物質原料的性質 [7]

*濕基 **乾基

參數	松木	橄欖渣	小麥秸稈	稻殼
近似分析 (Proximate analysis) (%重量, ar*)				
揮發物	72.7	57.8	64.9	65.5
固炭	13.5	19.7	11.5	14.6
水份	13.6	9.4	8.9	9.4
灰份	0.2	13.1	14.7	10.5
灰份 (%重量, db**)				
SiO ₂	10.8	30.4	34.3	88.2
Al ₂ O ₃	4.2	10.6	7.7	0.3
P ₂ O ₅	4.8	7.4	3.4	1.6
K ₂ O	5.2	18.7	15.1	3.7
元素分析 (%重量, ar*)				
C	46.48	43.2	58.7	40.7
H	6.85	5.6	0.5	6.0
N	0.0	1.9	1.1	0.5
S	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
O	32.87	26.8	16.1	32.9
高位發熱量 (MJ/kg, ar*)	18.1	17.5	19.0	15.7
低位發熱量 (MJ/kg, ar*)	16.7	16.4	18.8	14.4
O/C	0.71	0.62	0.27	0.81
O/H	0.15	0.13	0.01	0.15

新增的兩個參數 O/C 及 H/C 是生物質組分中的氧對碳及氫對碳的比例。是有機物組分的重要參數，可以用來評估熱裂解產品生產的影響。

產品性質

生產出來的產品性質如表 5 及表 6。

表 5 裂解油性質 [7]

參數	松木	橄欖渣	小麥秸稈	稻殼
水份，%重量	30.00	49.00	58.00	67.00
有機物，%重量	70.00	51.00	42.00	33.00
C (%重量)	45.00	56.00	57.00	62.00
H (%重量)	7.00	8.00	7.00	7.00
N (%重量)	0.50	3.10	1.50	0.90
O (%重量)	47.50	32.90	34.50	30.10
O/C	1.06	0.59	0.61	0.49
H/C	0.16	0.14	0.12	0.11
高位發熱量， MJ/kg	16.6	19.6	11.7	9.5

表 6 焦炭性質 [7]

參數	松木	橄欖渣	小麥秸稈	稻殼
水份，%重量	3.10	1.30	2.30	3.90
灰份，%重量	11.00	36.00	43.00	37.00
有機物，%重量	85.90	62.70	54.70	59.10
C (%重量)	75.00	60.00	47.00	53.00
H (%重量)	3.50	2.90	2.00	2.60
N (%重量)	0.50	2.20	0.50	0.50
O (%重量)	19.00	32.90	48.50	41.90
S (%重量)	2.00	2.00	2.00	2.00
O/C	0.25	0.55	1.03	0.79
H/C	0.05	0.05	0.04	0.05
高位發熱量， MJ/kg	27.20	21.60	17.70	21.30

裂解油的水份含量比焦炭高，熱值比較低。所有的灰份都留在焦炭中。裂解油的氫碳比高於焦炭 (0.11~0.16 與 0.04~0.05)。

圖 5 顯示生物質快速熱裂解獲得的產品的質量及能量比例及高位發熱量。熱裂解製程最重要的結果是產品(合成氣、裂解油及焦炭)的質量及能量比例以及高位發熱量。本文的分析就是對這三樣性質分析。這四種測試的生物質所獲得的產品質量與能量的比例並不一致，原因應該是跟高位發熱量有關。松木的裂解油產品質量與能量都是最高。橄欖渣的裂解油質量最低，但是能量最高，因為其高位發熱量最高。小麥秸稈的產品裂解油的質量、能量及高位發熱量皆偏低。松木有最高的生物油產量和最低的焦炭產量，其相對良好的性能與低灰份含量和其主要的纖維素含量有關。

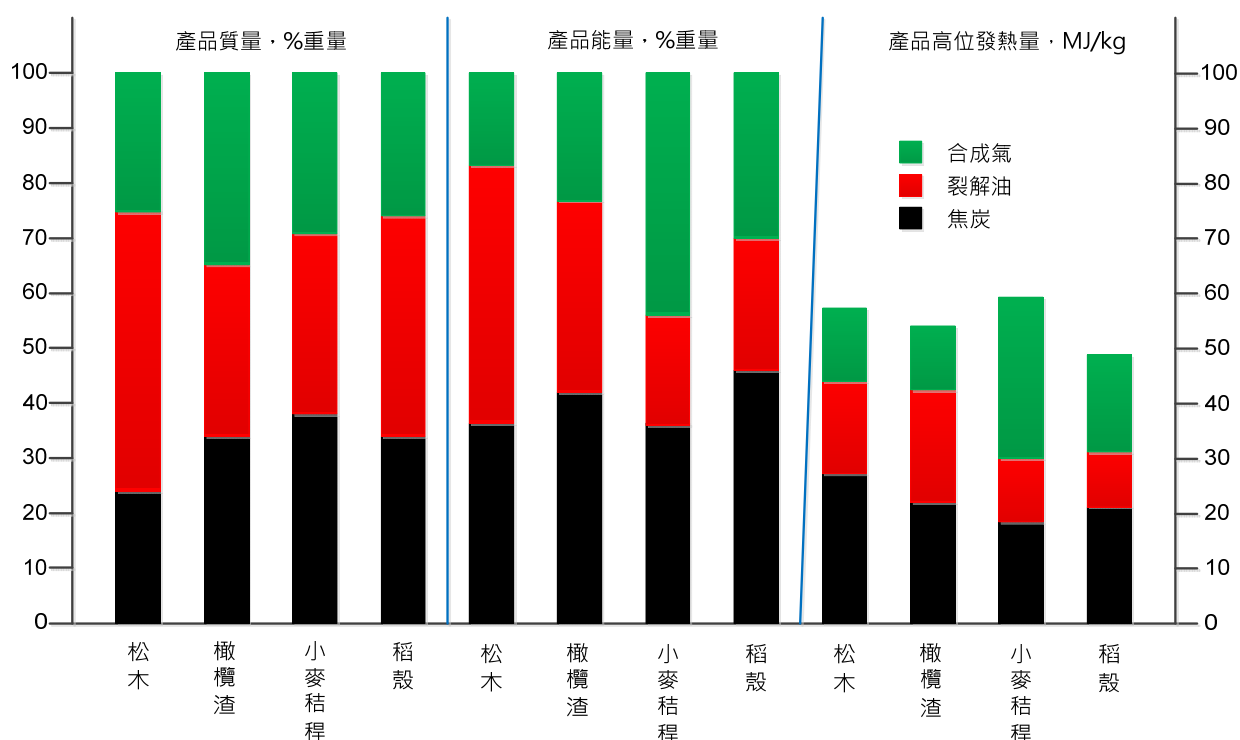


圖 5 快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量

一般來說，裂解油的產量與原料的灰份含量成反比，其原因是因為灰份中的鹼性金屬會催化裂解反應生成合成氣。圖 6 顯示快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料灰份含量的關係。從圖 6A，可以看到裂解油的產量很明顯地降低，而焦炭及合成氣的產量上升。焦炭的上升速率較快。在產品能量方面，圖 6B，裂解油的产品能量很明顯地降低，而焦炭及合成氣的产品能量上升。與質量相反，合成氣的上升速率較快。至於高位發熱量，圖 6C，裂解油的高位發熱量變化不大，而焦炭的高位發熱量快速降低，合成氣的高位發熱量快速上升。這解釋焦炭與合成氣的質量與能量生產相反的原因。

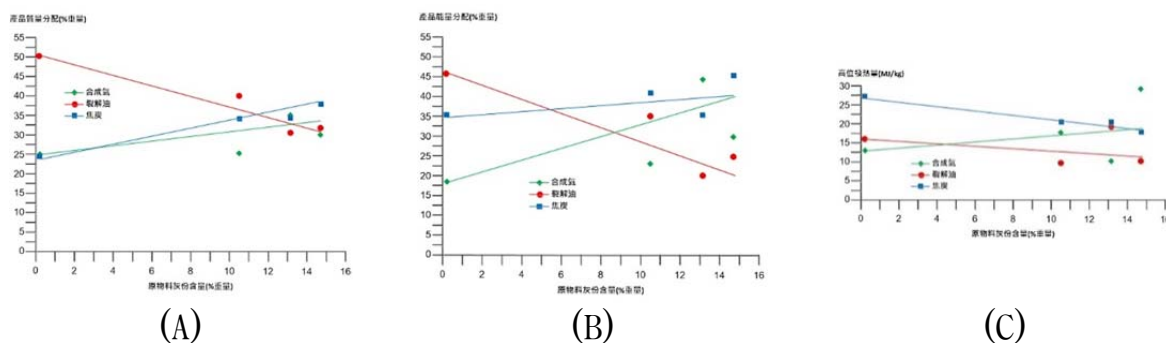


圖 6 快速熱裂解產品比例質量與能量及高位發熱量與原物料灰份含量的關係

因為灰份中的鹼性金屬會催化裂解反應生成合成氣。因此，針對灰份中的氧化鉀做了分析，如圖 7。

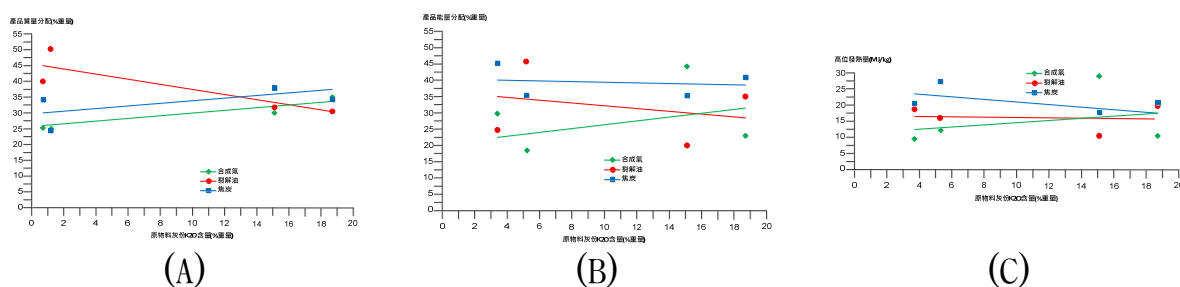


圖 7 快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料灰份中氧化鉀含量的關係

由圖 7 的趨勢來看，灰份中的鹼性成份對裂解油的產量是有一定的影響。針對灰份中的其他成份，二氧化矽(圖 8)、三氧化二鋁(圖 9)及五氧化二磷(圖 10)，的含量也做了分析。二氧化矽及三氧化二鋁對裂解油產量的趨勢與灰份含量很類似，只是明顯度有差異。其影響不如鹼性金屬。

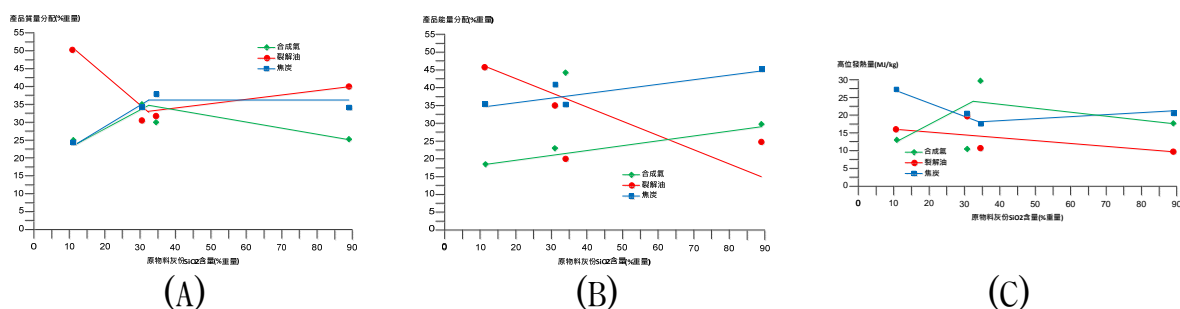


圖 8 快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料灰份中二氧化矽含量的關係

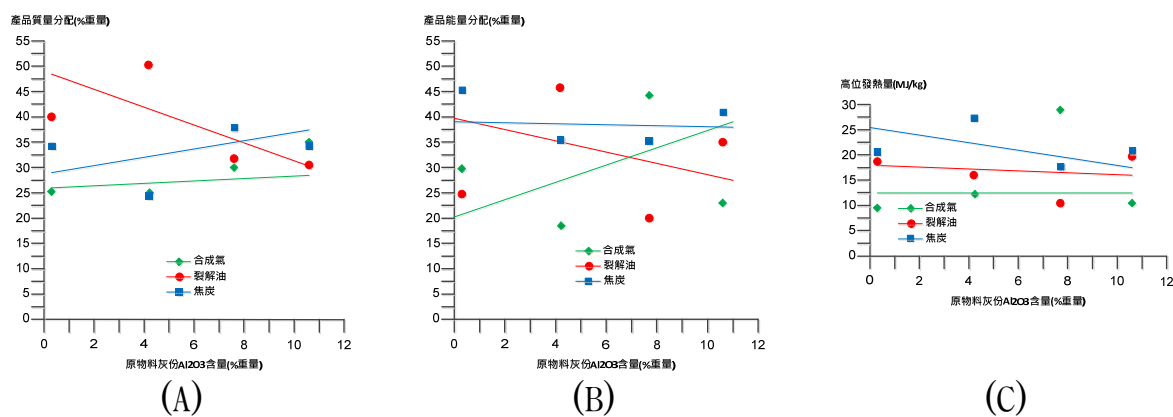


圖 9 快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料灰份中三氧化二鋁含量的關係

而灰份中的五氧化二磷含量有增加裂解油產量的趨勢，圖 10。

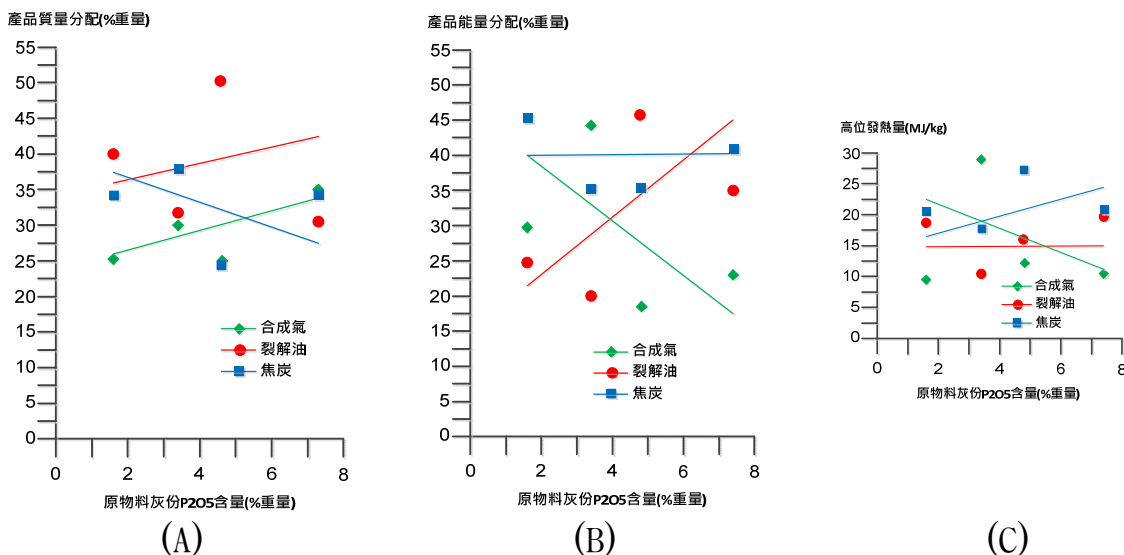


圖 10 快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料灰份中五氧化二磷含量的關係

因此，灰份是否能增加裂解油的產量，視其成份而定。也許能在生物質中添加一些無機成份來增加生物質的產量。

圖 11 顯示的是快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料中揮發物含量的關係。裂解油的產量是隨著原物料中的揮發物成份增加而上升。焦炭及合成氣則減少，而焦炭的能量穩定而合成氣及裂解油的能量則有轉折，合成氣下降、裂解油上升。三樣產品的高位發熱量都是很穩定。

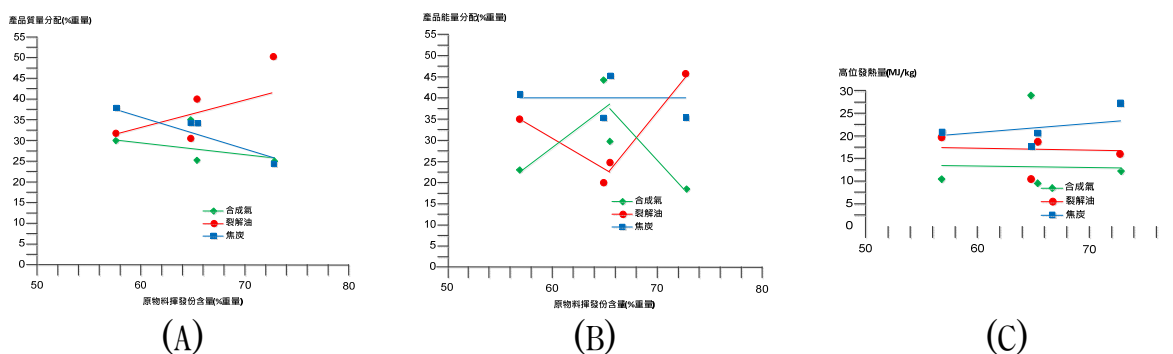


圖 11 快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料中揮發物含量的關係

圖 13 是快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料中固定炭含量的關係。焦炭的質量穩定而合成氣及裂解油的能量則有轉折，合成氣上升、裂解油下降。而裂解油與焦炭的能量有上升的趨勢。合成氣的質量下量。高位發熱量也反應能量的趨勢。

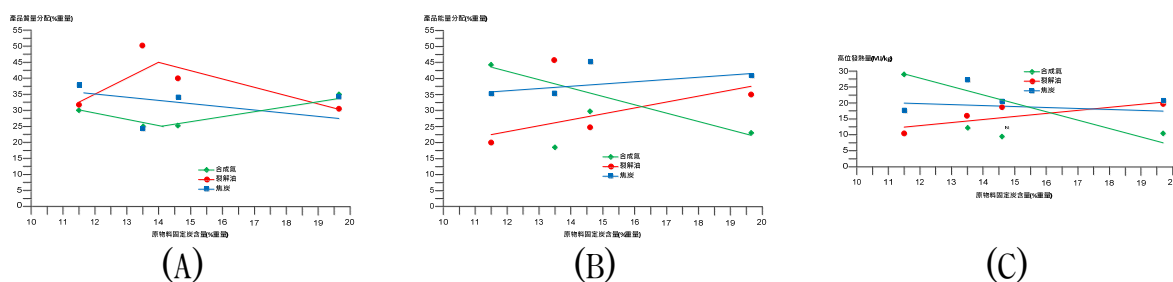


圖 12 快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料中固定炭含量的關係

圖 13 顯示的是快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料中水份含量的關係。在產品質量方面，裂解油的產量上升，而合成氣的產量持平。原因應該是原物料中的水份都凝結進入裂解油。但是裂解油的能量也是上升而合成氣的質量下降。這代表在二級裂解區，水煤氣轉換重組部分的水氣與焦炭形成有機物，增加裂解油產品的質量及能量。同樣的高位發熱量也有類似的影響。

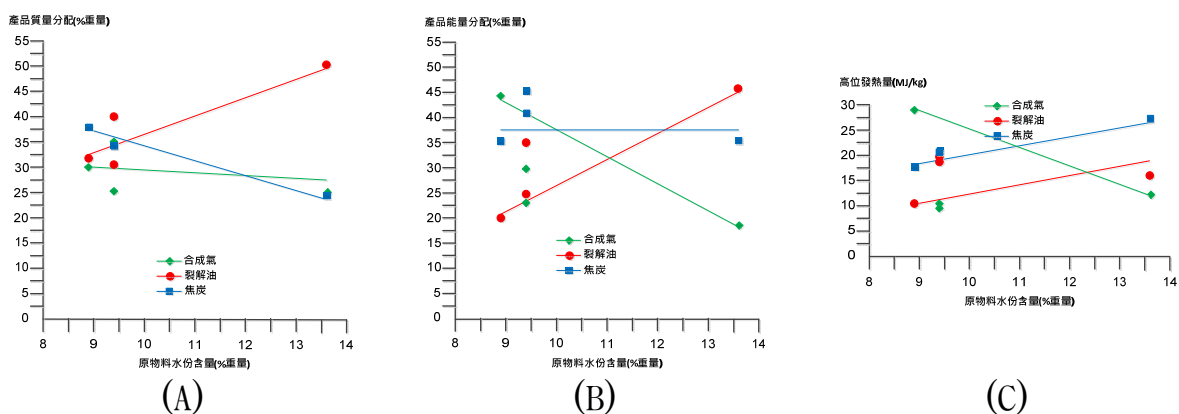


圖 13 快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料中水份含量的關係

圖 14 及圖 15 為快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料中氧碳及氫碳比例的關係。原物料中的氧碳及氫碳比例的增加對裂解油的生產皆是正面的。

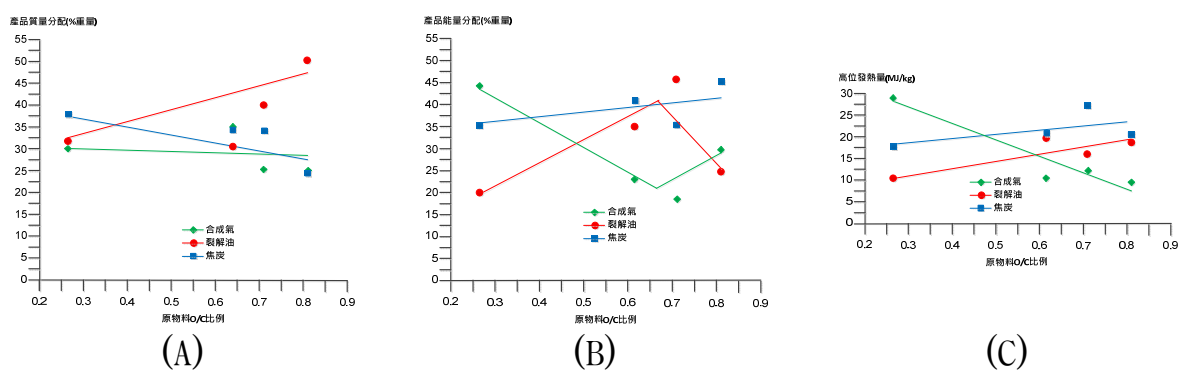


圖 14 快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料中氧碳比例的關係

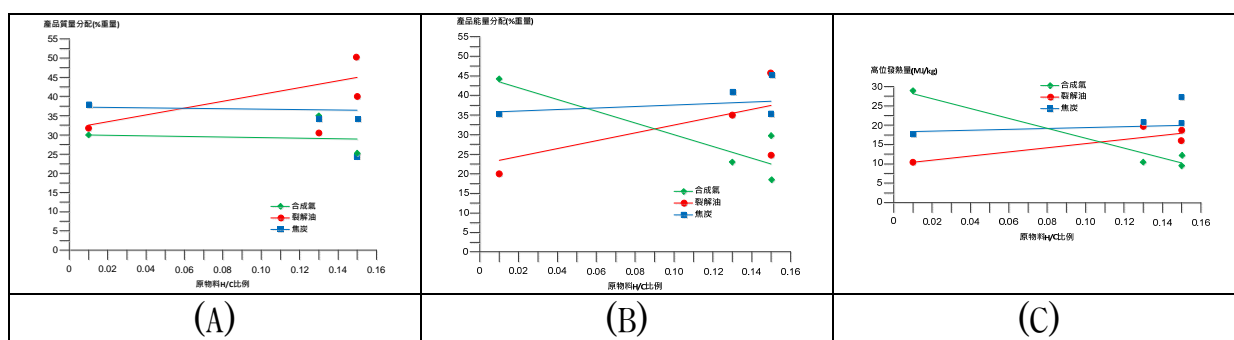


圖 15 快速熱裂解產品質量與能量比例及高位發熱量與原物料中氫碳比例的關係

八、結論

裂解油的產量與原料的灰份含量成反比，其原因是因為灰份中的鹼性金屬會催化裂解反應生成合成氣。但是，也要考量其他的成份，例如磷化合物，含量較高也許會導致相反的結果。

裂解油的產量是隨著原物料中的揮發物成份增加而上升。焦炭及合成氣則減少。三樣產品的高位發熱量都是很穩定。

目前的測試數據不能很精準的判定原物料中固定炭含量對裂解油的影響。

裂解油的產量及能量皆會隨著原物料中的水份含量增加而上升。

原物料中的氧碳及氫碳比例的增加對裂解油的生產皆是正面的。

參考文獻

- [1] Brown C.R. Thermochemical Processing of Biomass. London: Wiley Series in Renewable Resources, pp. 124-156 (2011).
- [2] Demirbas A. Partly chemical analysis of liquid fraction of flash pyrolysis products from biomass in the presence of sodium carbonate. Energy Conversion and Management, Vol. 43, pp. 1801-9 (2002).
- [3] Demirbas A. Combustion characteristics of different biomass fuels. Progress in Energy and Combustion Science, Vol. 30, pp. 219-30 (2004).
- [4] Bridgwater A.V. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. Biomass and Bioenergy, Vol. 38, pp. 68-94 (2013).
- [5] Butler E., Devlin G., Meier D., McDonnell K. A review of recent laboratory research and commercial developments in fast pyrolysis and upgrading. Renewable and Sustainable Energy Reviews, Vol. 15, pp. 4171-86 (2011).
- [6] Mohan D., Pittman C., Jr., Steele P. Pyrolysis of Wood/Biomass for Bio-oil: A Critical Review. Energy & Fuels, Vol. 20, pp. 848-89 (2006).
- [7] Maximino, R, Pyrolysis of biomass residues in a screw reactor, Thesis to obtain the Master of Science Degree in Mechanical Engineering Tecnico Lisboa, October, 2013

- [8] Bridgwater A.V. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. *Chemical Engineering Journal*, Vol. 91, pp. 87-102 (2003).
- [9] Bridgwater A.V. Principles and practice of biomass fast pyrolysis processes for liquids. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Vol. 51, pp. 3-22 (1999).
- [10] Dias J. "Utilização de biomassa: avaliação dos resíduos e utilização de pellets em caldeiras domésticas", MSc thesis, Instituto Superior Técnico, Portugal (2002).
- [11] Sinha S., Jhalani A., Ravi M., R.; Ray A. Modeling of Pyrolysis in Wood: A Review. *Journal of Solar Energy Society of India (SESI)*, Vol. 10, pp. 41-62 (2000).
- [12] Neves et al. Characterization and prediction of biomass pyrolysis products. *Progression in Energy and Combustions Science*, Vol. 37, pp. 611-30 (2011).
- [13] Balat M., et al. Main Routes for the thermo-conversion of biomass into fuels and chemicals. Part 1: Pyrolysis systems. *Energy Conversion and Management*, Vol. 50, pp. 3147-57 (2009).
- [14] Di Blasi C. Analysis of convection and secondary reaction effects within porous solid fuels undergoing pyrolysis. *Combustion Science and Technology* (1992).
- [15] Meier D., Faix O. State of the art of applied fast pyrolysis of lignocellulosic materials – a review. *Bioresource Technology*, Vol. 68, pp. 71-77 (1999).
- [16] Meier D., van de Beld B., Bridgwater A.V., Elliott Douglas, Oasmaa A., Preto F. State-of-the-art of fast pyrolysis in IEA bioenergy member countries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 20, pp. 619-41 (2013).
- [17] Fernandez A. Ikerlan-IK4 fast pyrolysis pilot plant: bio-oil and char production from biomass, PyNe newsletter Vol. 26, pp. 8-10, Aston University Bioenergy Research Group, Available on PyNe: www.pyne.co.uk.
- [18] Lethto J., et al. Integrated Heat, Electricity and Bio-oil, PyNe newsletter Vol. 26, pp. 2-3, Aston University Bioenergy Research Group, Available on PyNe: www.pyne.co.uk.
- [19] Muller S. Ensyn Technologies, PyNe newsletter Vol. 27, pp. 11-12, Aston University Bioenergy Research Group, Available on PyNe: www.pyne.co.uk.

- [20] Prins W., Wagenaar B. Review of rotating cone technology for flash pyrolysis of biomass. In Biomass gasification and pyrolysis, Kaltschmitt M.K., Bridgwater A.V., Editors; CPL Press: U.K., 1997, pp. 316-26.
- [21] Peacocke G., Bridgwater A.V. Ablative plate pyrolysis of biomass for liquids. Biomass Bioenergy, Vol. 7, pp. 147-54 (1995).
- [22] Meier D. New ablative pyrolyser in operation in Germany, PyNe newsletter Vol. 17, pp. 1-3, Aston University Bioenergy Research Group, Available on PyNe: www.pyne.co.uk.
- [23] Kovac R., O'neil D. The Georgia Tech entrained flow pyrolysis process. In Pyrolysis and gasification, Ferrero G., Maniatis K., Buekens A., Bridgwater A.V., Editors; Elsevier Applied Science, 1989. pp. 169-79.
- [24] Yang J., Blanchette D., de Caumia B., Roy C. Modelling, scale-up and demonstration of a vacuum pyrolysis reactor. In Progress in thermochemical biomass conversion, Bridgwater A.V., Editors; 2001. pp. 1296-311.
- [25] Okoroigwe E. et al. Pyrolysis of Gmelina arborea Wood for Bio-oil/Bio-char Production: Physical and Chemical Characteristics of Products. Journal of Applied Sciences, Vol. 12 (4), pp. 369-74 (2012).
- [26] Ingram L., et al. Pyrolysis of wood and bark in an auger reactor: physical properties and chemical analysis of the produced bio-oils. Energy & Fuels, Vol. 22(1), pp. 614-25 (2008).
- [27] Şensöz S., Can M. Pyrolysis of Pine (Pinus Brutia Ten.) Chips: 1. Effect of Pyrolysis temperature and heating rate on the product yields. Energy Sources, Vol. 24, pp. 347-355 (2002).
- [28] Marker T., et al. Integrated hydrolysis and hydroconversion process for production of gasoline and diesel from Biomass. AIChE; 2009. Extended Abstract.
- [29] Isahak W.R., Hisham M., Yarmo M.A., Hin T.Y. A review on bio-oil production from biomass by using pyrolysis method. Renewable and Sustainable Energy Reviews, Vol. 16, pp. 5910-23 (2012).
- [30] Meier et al. State-of-the-art of fast pyrolysis in IEA bioenergy member countries. Renewable and Sustainable Energy Reviews, Vol. 20, pp. 619-41 (2013).

- [31] Scott D. S., Majerski P., Piskorz J., Radlein D. A second look at fast pyrolysis of biomass – the RTI process. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Vol. 51, pp. 23–37 (1999).
- [32] Brown R., Holmgren J. Fast pyrolysis and bio-oil upgrading. National program 207: bioenergy and energy alternatives – distributed biomass to diesel workshop. Richland, WA, USA (2006).
- [33] Thangalazhy et al. Physiochemical properties of bio-oil produced at various temperatures from pine wood using an auger reactor. *Bioresource Technology*, Vol. 101, pp. 8389–95 (2010).
- [34] Piskorz, J., Scott D.S., Radlien D. Composition of oils obtained by fast pyrolysis of different woods. In *Pyrolysis Oils from Biomass: Producing Analyzing and Upgrading*; American Chemical Society: Washington DC, 1988, pp. 167–78.
- [35] García-Pérez M., Chaala A., Pakdel H., Kretschmer D., Rodrigue D., Roy C. Multiphase Structure of Bio-oils. *Energy Fuels*, Vol. 20, pp. 364–75 (2006).
- [36] Czernik S., Bridgwater A.V. Overview of application of biomass fast pyrolysis oil. *Energy Fuels*, Vol. 18, pp. 590–8 (2004).
- [37] Wu C., Huang Q., Sui M., Yan Y., Wang F. Hydrogen production via catalytic steam reforming of fast pyrolysis bio-oil in a two-stage fixed bed reactor system. *Fuel Processing Technology*, Vol. 89 (12), pp. 1306–16 (2008).

淺談氨氮廢水處理技術

李中光 教授

萬能科技大學 環境工程系

2051 桃園市中壢區水尾里萬能路 1 號

Tel: 03-4515811-55718 ; Fax: 03-4622232

E-mail: anthony@mail.vnu.edu.tw

一、氨氮廢水之危害

氮在水中是以有機氮、氨氮 (NH_4^+-N)、硝酸鹽氮 (NO_3^--N) 及亞硝酸鹽氮 (NO_2^--N) 等多種形式存在，其中氨氮是最主要的存在形式之一。水中的氨氮是指以游離氨和離子銨形式存在的氮。水中由於氮的存在，將使光合微生物 (大多數為藻類) 的數量增加，進而使水體發生優養化現象，除了導致水處理費用的增加外，藻類的增加亦會產生下列之危害：其代謝的最終產物可產生有色度和味道的化合物，其產生的毒素會危害家畜及魚類，而由於藻類的腐爛，水體亦會出現缺氧之現象。另一方面，廢水中所含的有機氮將會轉化成 NH_4^+-N ，而 NH_4^+-N 是還原力最強的無機氮形態，而本身則會進一步被氧化成 NO_2^--N 和 NO_3^--N 。由於 NH_4^+-N 的氧化，會造成水體中溶解氧濃度的降低，導致水體發黑發臭，水質品質下降，對水生動植物的生存造成影響。另外若從人體健康之觀點而言，水中的 NO_2^--N 和 NO_3^--N 對人則有較大的危害作用，這是由於水中的 NO_2^--N 會和胺作用生成亞硝酸胺，而亞硝酸胺是致癌物質。氨氮廢水亦會對某些工業設備產生危害，例如其可能會腐蝕某些金屬 (例如銅金屬) 及促使微生物在輸水管道和用水設備中大量繁殖並形成生物垢，導致管道和設備的堵塞，進而影響換熱效率。另外，氨氮的存在還會增加工業循環用水中的殺菌用氯量。

近年來，優養化的現象日益嚴重，廢污水中的營養元素氮及磷如何去除已引起人們的重視，另一方面，未經處理的含氮廢水之排放亦會對環境造成極大之危害，因此針對高氨氮濃度工業廢水，研究經濟有效的處理方法是相當重要的環境管理課題。

二、氨氮廢水之來源及管制

一般來說，工業製造和養殖、屠宰、畜牧等行業均可能排放氨氮廢水。在臺灣，石化與電子產業之產值達 5 兆新台幣，佔 GDP 約 40%，但其氨氮排放量則約佔總氨氮排放量之 70%。根據工業技術研究院針對高

科技產業所排放之氨氮廢水的水質及水量之分析可知半導體產業所排放之氨氮廢水之濃度約 0.2wt%，水量約 1000 CMD(12 吋晶圓廠)，LED 產業則為 2 wt% 及 30 CMD(磊晶、晶粒廠)，PCB 產業則為 7 wt% 及 5CMD(氨銅製程)，太陽能光電產業則為 1 wt% 及 50 CMD(MGW 產線)，綜合而言，高科技產業之廢氨水排放量接近 1,000,000 噸/年×(1 wt%)。此結果顯示高科技產業之氨氮廢水排放濃度確實偏高，需要進行妥善管制。依此，環保署發布「晶圓製造及半導體製造業放流水標準」、「光電材料及元件製造業放流水標準草案」與「科學工業園區污水下水道系統放流水標準草案」等，將氨氮納為科技業之管制項目，將分階段進行管制，並訂定光電材料及元件製造業、科學工業園區污水下水道系統之放流水標準。除原有管制項目外，主要係將氨氮分二階段列入管制，生物急毒性移入水污染防治措施及檢測申報管理辦法，予以規範^[1-3]。另針對電鍍業及金屬表面處理業亦已規範分階段管制，分別為 150(110.1.1)、120(113.1.1)及 60 mg/L(116.1.1)。凡此種種皆顯示氨氮廢水之處理已無可迴避而是需要真正面對的時候了。

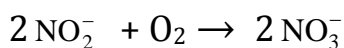
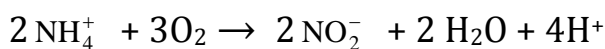
目前，廢水的一級和二級處理，雖然能去除大部分之 COD 及 BOD，但對放流水中的氮和磷，則由於經濟和技術方面的原因，大部分企業往往未對其作進一步之處理。但隨著水質法規的加嚴，如何去除廢水中之氨氮已變成一相當熱門之研究領域。目前已有多種方法被發展出來用於從工業廢水中去除氨氮，例如：離子交換法、逆滲透、電透滲、氯化法、蒸餾、氨吹脫、焚燒、催化裂解、電化學處理、土壤灌溉、藻類養殖、生物硝化等，在這其中，雖然生物脫氮是目前較常用的一種方法，但其除了具有佔地大，高氨氮排放產業難以實施的基本缺點外，在有些場合亦不適用使用此法處理，例如間斷性的小水量或是高濃度的氨氮廢水(像垃圾滲濾液)，其中後者是因為過低的 C/N 比將使得系統的脫氮效率不高，另外，高濃度的氨氮對系統的生物活性也有抑制作用^[1-3]。依此，如何建立效率高及佔地少之氨氮廢水處理與廢液回收技術是刻不容緩的議題，在此方面，物理化學處理或許可提供一些幫助。在這些物理化學方法中，化學沉澱法和空氣吹脫法較適用於高濃度氨氮廢水，其出水濃度仍然較高，若要達到放流水標準，還需要進行其他後續之處理。折點加氯法和吸附法(或是離子交換法)則較適合應用於低濃度氨氮廢水，其出水能達放流水排放標準。在實際的應用中，何種方法較合適，仍須取決於廢水的特性、要求達到的處理目標、經濟性、及處理後出水的最終處置方法等進行相關考量。以下即針對這些處理方法作一些介紹。

三、氨氮廢水之處理方法

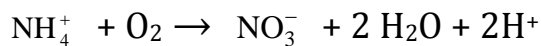
1. 生物脫氮方法^[4-6]

1.1 傳統生物脫氮方法

傳統的生物脫氮理論認為微生物脫氮是經由有機氮的氨化、硝化、反硝化及微生物的同化作用來完成(見圖 1)。綜合言之，微生物去除氮過程主要包含兩個階段：第一階段為硝化過程，亞硝化菌和硝化菌在有氧條件下將氨氮轉化為亞硝酸鹽氮和硝酸鹽氮的過程，



總方程式為



第二階段為反硝化過程，水中的硝酸鹽氮和亞硝酸鹽氮在無氧或低氧條件下，被反硝化菌(異養、自養微生物均有發現且種類很多)還原轉化為氮氣。在此過程中，有機物(甲醇、乙酸、葡萄糖等)將作為電子供體被氧化而提供能量，換句話說，在水處理過程中，水中的一部分氮被同化為微生物細胞的組成部分，微生物得到增殖，其中涉及的主要反應有硝化和反硝化作用，一方面，自養硝化菌在有機物以及氧氣存在的條件下，與好氧異養菌的競爭中會處於劣勢，另一方面，反硝化需要有機物來提供電子供體。根據上述兩種菌的不同要求產生了生物脫氮反應器的不同組合，如硝化與反硝化由同一污泥池完成的單一污泥工程技術和由不同污泥池完成的雙污泥工程技術；前者通過交替的好氧區與缺氧區來實現，實際的工程技術包括氧化溝、SBR 法及其變種等，後者則通過使用分離的硝化和反硝化反應器來完成，如 A/O、A2/O 技術。

傳統的生物脫氮技術由於具有成本低廉、高效率、無二次污染和易操作等優點，因此極具發展前景。但傳統生物脫氮技術在處理高氨氮濃度廢水時往往會遭遇到下列問題，使其操作效率大幅降低：(1)由於廢水低碳源和貧營養，加上硝化菌生長緩慢的特點，使其無法達到深度處理的效果，同時由於水力停留時間太短，很難達成固液分離，使得硝化菌在處理系統中大量流失。(2)一般由氨氮轉化為硝酸鹽氮需要 12~28 天，當水體中氨氮濃度超過 50 mg/L 時，會抑制自然硝化作用，當廢水中氨氮濃度超過 300 mg/L 時，生物處理技術的應用將會受到限制，使其很難進行硝化轉化。另外，一些存在於高氨氮濃度廢水中的游離氨亦會抑制微生物的活性。(3)需要增大供氧量，增加動力費用，而對於緩

衝能力差的高氨氮濃度廢水，則需要維持反硝化所需的 pH 範圍。(4) 需投加大量碳源以滿足反硝化要求，增加處理成本。

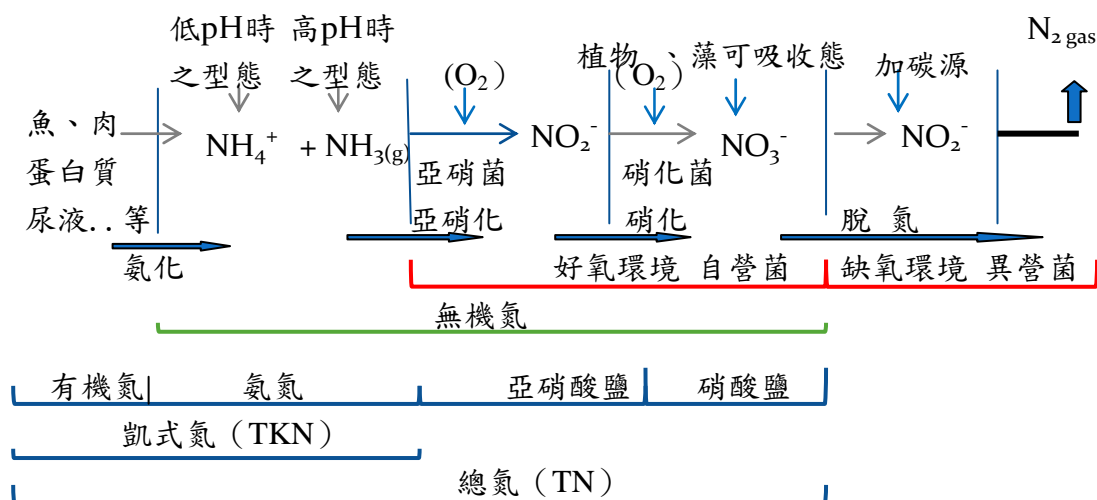


圖 1 氮在水中之循環過程

1.2 新型生物脫氮方法

近年來生物脫氮的理論發展迅速，許多研究報告指出硝化反應不僅由自養菌完成，某些異氧菌亦可以起硝化作用；反硝化不只在厭氧條件下進行，某些細菌也可在好氧條件下進行反硝化。另外，很多好氧反硝化菌同時也是厭氧硝化菌，並能把 NH_4^+ 直接氧化成 NO_2^- 後直接進行反硝化反應。依據上述這些發現，生物脫氮在概念和技術上的新發展主要有：亞硝酸短程硝化/反硝化、同時硝化/反硝化和厭氧氨氧化。

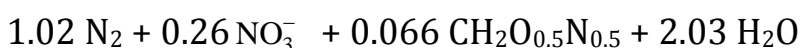
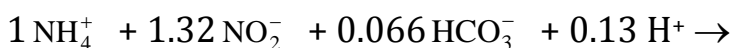
1.2.1 亞硝酸短程硝化/反硝化

從傳統的氨氮微生物轉化過程來看，氨氮被氧化成硝酸氮是由兩類獨立的細菌所催化完成，而對於反硝化菌無論是硝酸氮還是亞硝酸氮均可作為最終受氫體。最新的研究則指出整個生物脫氮過程也可以經 $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2$ 這樣的途徑完成，換句話說，短程硝化/反硝化是指利用亞硝酸菌和硝酸菌生物特性的差異，在特定的環境條件下，使硝酸菌的生長受到抑制而把硝化程序控制在 NO_2^- 的階段，使其不再被氧化成為 NO_3^- ，用 NO_2^- 直接作為電子最終受氫體直接進行反硝化，這個途徑稱之為短程硝化/反硝化，此一技術可以荷蘭 Delft 工業大學的 Hellinga 等人於 1997 年所開發出來的 Sharon 技術作為代表。此法

與傳統的硝化-反硝化相比可節省約 25% 的硝化曝氣量及 40% 的反硝化碳源。由於毋須污泥回流將可減少污泥生成量約 50% 從而節省硝化反應器容積，另亦可減少投鹼量及縮短反應時間。此外，在 C/N 值固定的條件下，此法還能提高對總氮的去除率。上述這些優點，對於高濃度氮氮廢水的處理具有非常大的經濟效益，特別是對於碳源不足且氮氮含量高的廢水(例如垃圾滲出水)更是如此。

1.2.2 厭氧氨氧化

厭氧氨氧化(Anaerobic Ammonium Oxidation, Anammox)的基本原理是在厭氧或缺氧的條件下，微生物直接以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 為電子供體，以 NO_2^- 及 NO_3^- 作為電子受體將亞硝酸氮和氨氮同時轉化為氮氣的自養生物氧化脫氮過程，這一過程首先由 Broad 在 1977 所提出，並由 Mulder 在 1995 年於實驗室反硝化流體化床內驗證了這一過程，Strous 則在 1998 年提出了厭氧氨氧化的總反應方程式如下：



由上述之方程式可知，在此技術中 NO_2^- 是一個關鍵的電子受體。用厭氧氨氧化代替厭氧反硝化，反應毋需外加有機碳源作為電子供體，且厭氧氨氧化產生的 CO_2 是傳統反硝化的 1/10，其次，反應過程中幾乎不產生 N_2O ，避免了傳統硝化-反硝化技術中產生的溫室氣體排放，減輕了二次污染。此法的缺點則是由於厭氧氨氧化菌世代週期很長(11 天以上)，菌體增殖很慢，需要增大反應器體積才能達到所需之去除效率。

1.2.3 同時硝化/反硝化

傳統的生物脫氮理論認為硝化與反硝化不能同時發生，而近年來異養硝化菌和好氧反硝化菌等的發現以及異養硝化、好氧反硝化、自養反硝化等概念的提出，使同時硝化/反硝化成為了可能，這種硝化與反硝化反應在同一個反應器中同時進行的反應，稱為同時硝化/反硝化。顧名思義可知同步硝化/反硝化可簡化處理流程，縮短水力停留時間，進而減小反應器的體積和佔地面積等優點。目前，對同步硝化/反硝化生物脫氮的機制主要有三種種解釋：宏觀環境解釋、微觀環境解釋和生物學解釋。由於在生物脫氮系統中， NO_2^- 和 NO_3^- 均可作為最終電子受體，因此同步硝化/反硝化系統中存在全程和短促硝化/反硝化兩條生物脫氮的途徑。至於同步硝化/反硝化的實際應用則可在移動床生物膜系統、序批式生物膜反應器、序批式活性污泥反應器及膜生物反應器中見到。

1.2.4 固定化微生物技術

固定化微生物技術是用化學或物理的方法將游離微生物限制或定位在某一特定空間範圍內，保留其固有的催化活性，並使其能夠被重複和連續使用的現代生物工程技術，大致可分為四種：吸附法、交聯法、包埋法和介質截留法。固定化硝化細菌若和游離細菌相較，則其更能適應環境的變化，同時在處理系統中不易流失。由於具有高效率、耐受性強、污泥產量少、微生物密度高等優點，因此在水處理中得到越來越多的研究和應用。

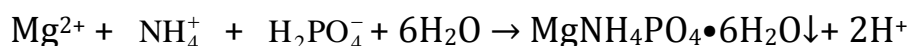
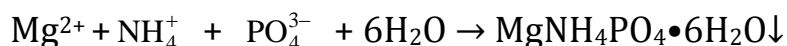
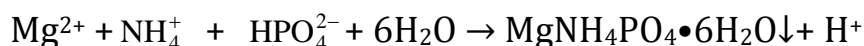
1.2.5 膜生物反應器 (MBR)

MBR 是生物處理單元與膜技術的有效結合，其利用膜分離設備將生化反應池中的活性污泥和大分子有機物質截留，省掉二沉池，活性污泥濃度因此大大提高，水力停留時間和污泥停留時間則可以分別控制，使難降解的物質在反應器中不斷反應及降解，大大強化了生物反應器的功能，是目前相當具有應用前景的廢水處理新技術之一。

2. 物理化學法脫氮^[7-10]

2.1 化學沉澱法

此法是利用 NH_4^+ 的某些複鹽(例如 MgNH_4PO_4 、 MnNH_4PO_4 、 NiNH_4PO_4 、 ZnNH_4PO_4 等)具有難溶於水的特性，經由選擇添加適當的離子以產生這些複鹽以將氮氮以沉澱的形式從水中分離去除。在這其中，發現最好添加 Mg^{2+} 和 PO_4^{3-} 使之與廢水中的氮氮生成難溶於水的複鹽沉澱物 $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (Magnesium Ammonium Phosphate 簡稱 MAP)，再通過重力沉澱使 MAP 從廢水中分離，其反應式為：



此沉澱法之產物 $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 俗稱鳥糞石，溶解度積常數為 2.5×10^{-13} ，其為圓柱形晶體，無吸濕性，在空氣中很快乾燥，沉澱過程中很少吸收有毒物質，不吸收重金屬和有機物。另外，MAP 的溶解度會隨著 pH 的升高及溫度的變低而降低。在上述的沉澱反應中，理想的添加比例是 $\text{Mg} : \text{P} : \text{N} = 1.3 : 1 : 1$ 。經過化學沉澱後，若 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 PO_4^{3-} 的殘留濃度還很高，則可考慮將化學沉澱放在生物處理前，則經過生物處理

後 N 和 P 的含量可再進一步降低。

此法若與生物法綜合處理高濃度氨氮廢水，則曝氣池體積比硝化一反硝化法可以縮小一倍，能耗亦可大大節省，反應也較不受溫度及有毒物質的干擾。另外，由於沉澱產物 MAP 不吸附重金屬及釋放速率緩慢，故可將其作為肥料、堆肥、花園土壤等，此將可節省土地處理費用。雖然此法具有上述優點，但要具有更實際之應用價值，則仍須尋找更廉價及更高效的沉澱劑及開發 MAP 作為肥料的價值才能達成。另外，值得注意的是，化學沉澱法可以處理各種濃度的氨氮廢水，但用於低濃度氨氮廢水時(氨氮濃度小於 25 mg/L)處理費用較高。

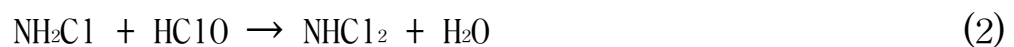
2.2 空氣吹脫和蒸氣氣提法

此法是在鹼性條件下用空氣吹脫(使用空氣作載氣)或用蒸氣氣提(使用水蒸氣作為載氣)，利用廢水中所含氨氮的實際濃度與平衡濃度之間存在的差異，使廢水中的氨氮不斷地由液相轉移到氣相中，從而達到去除氨氮的目的。吹脫法一般採用吹脫池(也稱曝氣池)和吹脫塔兩類設備，前者佔地面積大，而且易污染周圍環境，因此有毒氣體的吹脫都採用塔式設備。氣提則都在塔式設備中進行，廢水經過熱交換器進入塔頂噴淋而下，蒸汽由底部逆流而上與之接觸，一旦水蒸氣的壓力高於外界壓力，水就會沸騰，從而加速氨氣轉移到氣相的過程，水蒸氣穿過水層，水與氣泡形成自由表面，揮發性氨氣向氣泡內蒸發，通過氣泡帶出水面，最後收集進入回收系統。含氨的吹脫空氣或汽提氣一般均使用稀硫酸液或廢酸液洗滌吸收，再回收利用。至於廢水經吹脫塔去除氨氮後之處理，則因此法須在鹼性條件下進行，因此需使用石灰乳或氫氧化鈉來提高廢水的 pH 值(工業上亦經常採用氫氧化鈉或含鹼廢液代替石灰乳來調節廢水的 pH 值)，為將石灰乳回收，需通入二氧化碳使石灰乳生成碳酸鈣沉澱下來，並使廢水的 pH 值降低，碳酸鈣沉澱物經脫水後回收。此法的優點是技術簡單、效率高、一次性投資省。但其主要問題是存在有產生氨氣的二次污染、能耗高、處理能力有限或設備內部易產生結垢(當以石灰調節 pH 值時)、受溫度影響較大(冬季溫度較低，吹脫效率不高)，且很難回收廢水中的氮資源。

2.3 折點加氯法

折點加氯法是利用氯與水中的氨氮反應生成氮氣而將水中氨氮去除的一種化學氧化法，此法還可以起到殺菌作用，同時使一部分有機物無機化，但經氯化處理後的出水中會留有餘氯，因此氯化法處理後的出水在排放前一般需用活性碳或 SO_2 進行反氯化，以除去水中殘餘的氯，至於其運作原理則如下所述。

在含有氨的水中投加次氯酸 HC1O ，當 pH 值在中性附近時，隨次氯酸的投加，逐步進行下列反應：



投加氯量和氨氮之比(簡稱 C1/N)在 5.07 以下時，首先進行 (1) 式之反應，生成一氯胺($\text{NH}_2\text{C1}$)，水中餘氯濃度增大，其後，隨著次氯酸投加量的增加，一氯胺進行 (2) 式反應，生成二氯胺(NHC1_2)，同時進行 (3) 式反應，水中的氨以氮氣的形式被去除，綜合結果就是水中的餘氯濃度隨 C1/N 的增大而減小，當 C1/N 比值達到某個數值以上時，因未反應而殘留的次氯酸(即游離餘氯)增多，水中殘留餘氯的濃度再次增大，這個最小值的點稱為不連續點(習慣稱為折點)，此時的 C1/N 比按理論計算為 7.6。在折點處，基本上全部氧化性的氯都被還原，全部的氨都被氧化，進一步加氯就會產生自由餘氯，折點加氯法理論上可以把氨氮完全去除。實際進行廢水處理時，因氯與廢水中的有機物反應，C1/N 比應比理論值 7.6 高些，通常為 10。此外，當 pH 不在中性範圍時，於酸性條件下多生成三氯胺，而在鹼性條件下則會生成硝酸，脫氮效率將會降低。綜合而言，折點加氯法處理時所需的實際氯氣量，取決於溫度、pH 及氨氮濃度。

折點加氯法是一化學氧化法，經由添加氯而將氨氮氧化成氮氣。依此原理，其他的觸媒氧化系統亦曾被開發出來^[8]，圖 2 所示即為工研院所發佈之氨氮觸媒氧化系統，其中氯提加速劑之添加是視氨氮去除率或氨氮排放濃度而定，只有當整體氨氮去除率 $> 80\%$ 或出水氨氮濃度 $< 20\text{mg/L}$ 時才需考量。氯提塔 1 號的溫度常規是 $65\text{ }^\circ\text{C}$ ，若為常溫氯提則氯提塔要加大。當進流氨氮濃度高時，則須設置第 2 段氯提塔，每段氯提塔(不加氯提加速劑時)之氨氮去除率約 60% 。至於氮氣去除固定床的反應體積，一般為氯提塔的 $1/5$ ，而若只處理氨氮，則氧化塔停

留時間約 0.2 小時，若還要處理 COD 則為 0.5 小時。

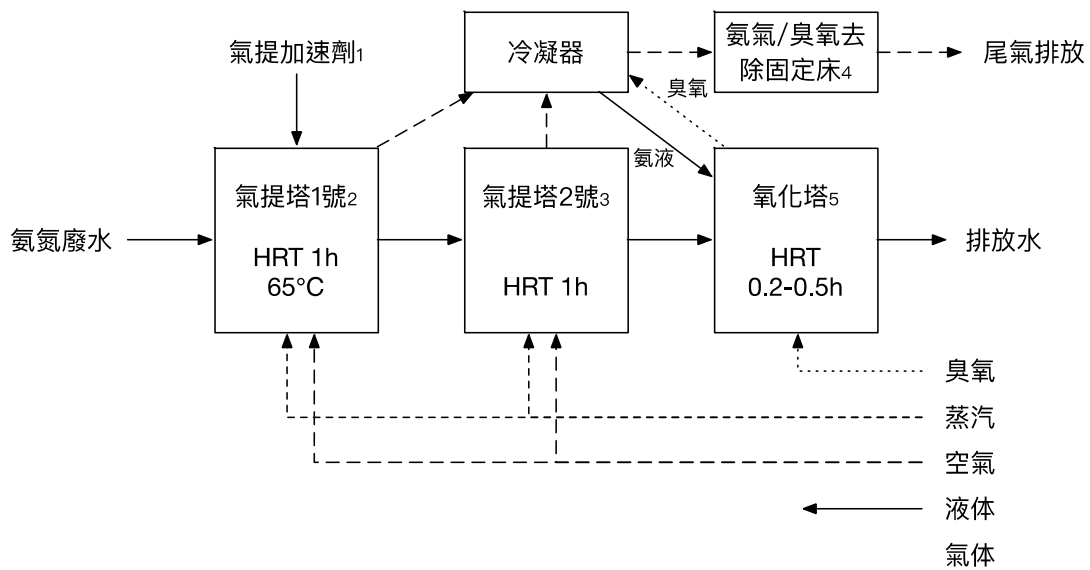


圖 2 工研院所發佈之氨氮觸媒氧化處理系統^[1]

2.4 吸附法^[8,9]

此法是利用陽離子交換機制將溶液中之 NH_4^+ 與吸附劑上的陽離子進行交換進而將 NH_4^+ 從水溶液中吸附去除。基本上，只要吸附劑表面帶負電即可進行此種陽離子交換機制，而具有此種特性的吸附劑包含有沸石、粉煤灰、膨潤土、鈦酸鹽奈米管等，其中最常用的是沸石。另一方面，也有很多研究採用合成樹脂作為離子交換劑；採用天然離子交換劑是因為容易生成且價格便宜，合成樹脂則在使用前需要複雜的預處理程序，而且使用壽命短。表 1 所示即為各種吸附劑對水中銨離子之吸附去除效果^[11]，由表中可知各吸附劑對銨離子之吸附去除效果有極大之差異。

對於以吸附程序以去除溶液中之銨離子而言，pH 值扮演著最重要之決定因子，對此，有部分原因是因為溶液中之氫離子會和銨離子競爭吸附位置，而最重要的原因則是氨氮在水中之優勢物種會隨著 pH 值的變化而改變。圖 3 所示即為溶液 pH 值對鈦酸鹽奈米管吸附銨離子之影響^[11]。由圖 3 可知，在較強的酸性狀態下 (pH 2)，銨離子之吸附量較低。當 pH 大於 2 以後，吸附量會快速增加直到 pH 8，進一步提高 pH 值將會降低銨離子之吸附去除效率。此結果可藉由界達電位 (請見圖 4^[11]) 來作一解釋；因 pH 2 時，鈦酸鹽奈米管表面帶正電，且溶液中之氫離子會跟銨離子產生競爭吸附，因此帶正電之銨離子將更難被吸附至鈦酸鹽奈米管表面上，當 pH 大於 2 時，由於有更多銨離子之吸附基座位置被曝露出

來及鈦酸鹽奈米管表面開始帶負電，因此有更多之銨離子被吸附至鈦酸鹽奈米管上。如圖 4 之界達電位圖形所示，初合成之鈦酸鹽奈米管之等電位點約在 $\text{pH} = 3$ 附近，換句話說，當 pH 大於 3 時，鈦酸鹽奈米管表面將開始帶負電，也因此帶正電之銨離子將更容易被吸附至其表面上，進而使其吸附量增加。至於 pH 大於 8 後銨離子之吸附量會大幅減少則和銨離子在水中之狀態變化有關(此可由 $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ 此一反應方程式之化學平衡移動而得知)。基本上，銨離子在水溶液中之狀態可為銨離子， NH_4^+ ，或是氨分子， NH_3 ，而到底以何種狀態存在則和溶液之 pH 值有密切關係；當溶液 pH 值小於 7 時， NH_4^+ 將是佔優勢之物種，然而當 pH 大於 10 時，則優勢物種將變為 NH_3 。依此，在 pH 3 至 8 時，銨離子將為優勢物種，其可和鈦酸鹽奈米管上之鈉離子進行離子交換，因此鈦酸鹽奈米管將擁有高銨離子吸附量。無論如何，當 pH 大於 8 時，由於氨分子之陽離子交換能力非常薄弱，因此銨離子之吸附量將迅速降低。另外，上述結果亦暗示對鈦酸鹽奈米管而言，銨離子將較氫離子具有更高之選擇性。

吸附劑吸附飽和後必須進行再生，大都採用再生液法為主，高溫脫附法較少見，其中再生液大多採用 NaOH 和 NaCl 。另由於廢水中可能含有其他高價陽離子，其將會和 NH_4^+ 競爭吸附位置，此將導致吸附劑對氨氮的去除率呈不可逆性的降低，此時則需考慮補充和更換吸附劑。

表 1 不同吸附劑對銨離子之吸附量比較

Adsorbent	Exchange capacity (mg/g)
Mesolite	49
TNT from hydrothermal method	29
Zeolite synthesized from fly ash	24.3
Natural Akita clinoptilolite	16.1
Natural Chinese clinoptilolite	14.4
Natural Turkish zeolite	12.8
Boston ivy leaf powder	6.6
Strawberry leaf powder	7.7

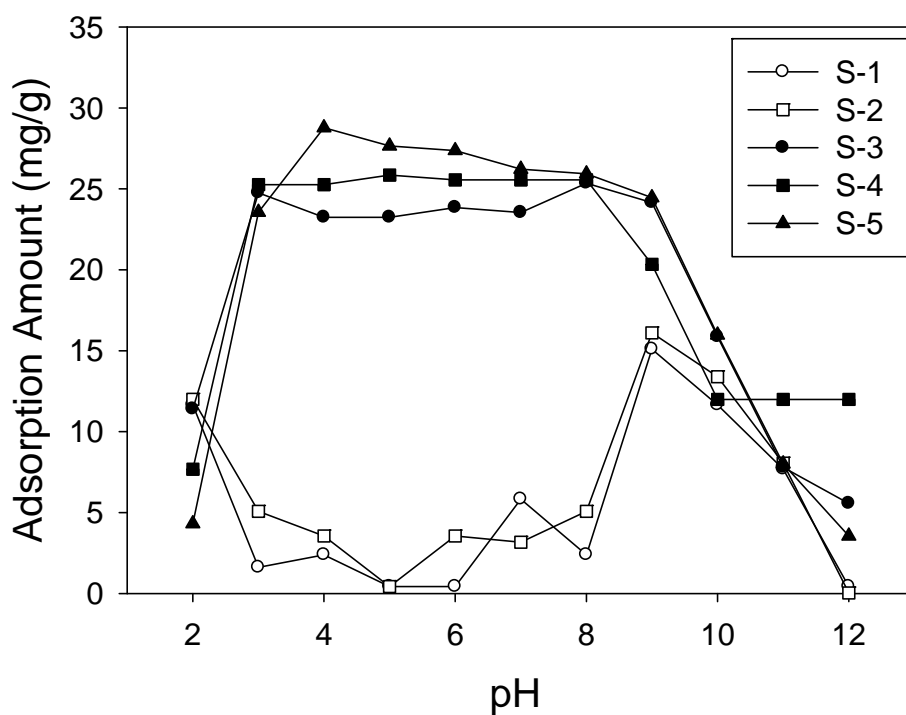


圖 3 溶液 pH 值對鈦酸鹽奈米管吸附銨離子之影響。實驗條件：30 °C 及銨離子起始濃度 100 mg/L

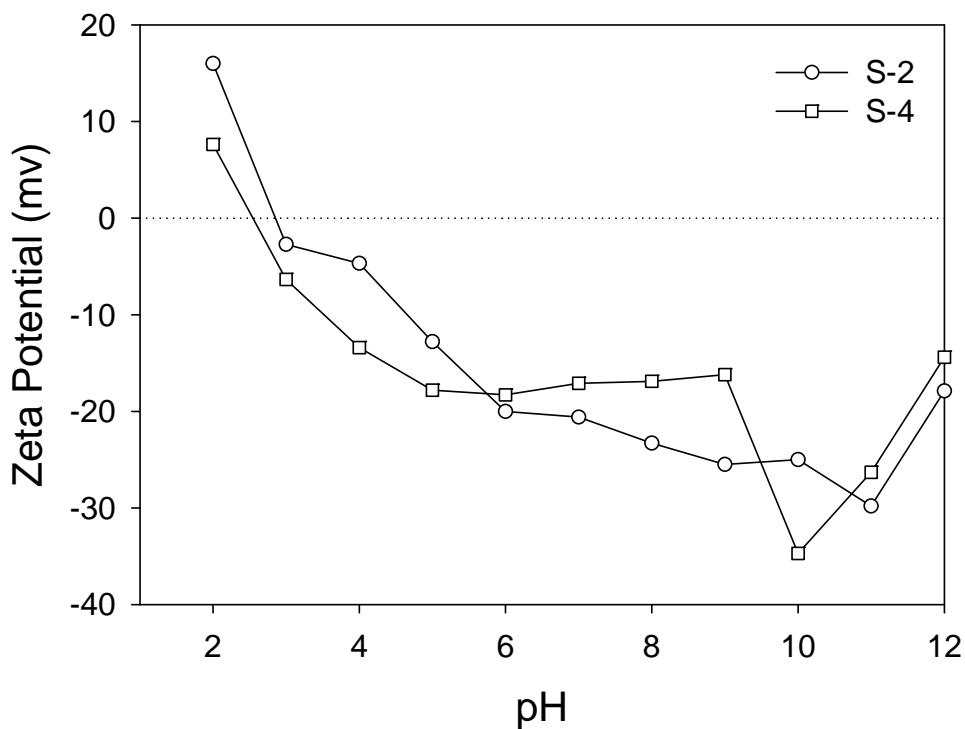


圖 4 S-2 和 S-4 之界達電位和 pH 值之關係

2.5 其它物化方法

上述幾種方法是目前物化處理高氨氮濃度廢水的主要方法。其他一些物理化學方法，例如電透析法、催化濕式氧化法、電化學氧化法及二氧化鈦光催化降解等也得到國內外學者的關注和研究。常見物理化學法脫氮之特性及優缺點整理如表 2 所示，至於各種氨氮去除方法之技術成熟度及適合之氨氮濃度則如圖 5 所示^[1]。

表 2 常見物理化學法脫氮之特性及優缺點^[7,9]

處理方法	特性及適用情況	優缺點
空氣吹脫和蒸氣氣提法	<ol style="list-style-type: none"> 1. 廣泛用於處理中高濃度的氨氮廢水，特別是高濃度的氨氮廢水，經吹脫可以回收氨氣，回收利用的部分抵消了產生蒸汽的高費用。 2. 影響吹脫效率的主要因素有：pH、水溫、布水負荷、氣液比、足夠的氣液分離空間。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 優點在於除氮效果穩定，操作簡單，容易控制，可以回收氨氣。 2. 存在許多缺點，主要有(1)環境溫度影響大，低於 0℃時，氨吹脫塔實際上無法工作，(2)吹脫效率有限，其出水仍需進一步處理，(3)吹脫前需要加鹼把廢水的 pH 值調整到 11 以上，吹脫後又須加酸把 pH 值調整到 9 以下，所以藥劑消耗大，(4)若用石灰調整 pH 值時則很容易在水中形成碳酸鈣垢而在填料上沉積，可使塔板完全堵塞，(5)吹脫時所需空氣量較大，因此動力消耗大，操作成本高。
磷酸銨鎂沉澱法	<ol style="list-style-type: none"> 1. 影響因子包括溶液 pH 值、離子濃度、反應時間、反應溫度以及雜質離子等。 2. 適用於處理高濃度氨氮廢水，且有 90% 以上的脫氮效率。 3. 在廢水中無有毒有害物質時，磷酸銨鎂是一種農作物所需良好的緩釋複合肥料。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 處理高濃度氨氮廢水、技術簡單、效率高。 2. 廢水中的氨氮殘留濃度，藥劑的投加量、沉澱物的出路及藥劑投加引入的氯離子及磷造成的污染是需要注意的問題，另外有時生成的沉澱顆粒細小或是絮狀體，固液分離有一定困難。
折點加氯法	<ol style="list-style-type: none"> 1. 在處理過程中，氧化氨氮需要消耗鹼度來中和產生的酸，這將大大增加排水中的溶解固體含量，因此此法一般用於氨氮廢水的後續處理及飲用水處理，將其用來作深度脫氮，不適合處理大水量的高濃度氨氮廢水。 	<ol style="list-style-type: none"> 1. 雖然此法反應迅速，所需設備投資少，但液氯的安全使用和貯存要求高，且處理成本也較高。 2. 副產物氯胺和氯代有機物會造成二次污染。

處理方法	特性及適用情況	優缺點
吸附法	一般說來，沸石對離子的選擇交換順序是： $\text{Cs} > \text{Rb} > \text{K} > \text{NH}_4^+ > \text{Sr} > \text{Na} > \text{Ca} > \text{Fe} > \text{Al} > \text{Mg} > \text{Li}$ 。重金屬離子基本上對氨的離子交換並無重大影響，而鹼金屬及鹼土金屬中除 Mg 以外都有影響，尤其是 Ca 對沸石的離子交換能力之影響比 Na 和 K 更大。	存在吸附劑之陽離子交換容量有限，再生過程複雜，改質過程常產生酸或鹼性廢水等問題，基本上還停留在實驗室階段，較少實際的工業應用。
電透析法	電透析是一種膜分離技術，其利用施加在陰陽膜對之間的電壓去除水溶液中溶解的 NH_4^+ 。	耗能。
催化濕式氧化法	其原理是在一定溫度、壓力和催化劑作用下，經空氣氧化，可使廢水中的有機物和氨分別氧化分解成 CO_2 、 N_2 和 H_2O 等無害物質，達到淨化的目的。	此法具有淨化效率高、流程簡單、佔地面積少等特點，且其建設及操作費用僅為常規方法的 60 % 左右。
電化學氧化法	其去除污染物是由電氧化法與化學氧化法共同完成，該方法能使水中的污染物生成不溶於水的沉澱物或生成氣體從水中逸出，從而使廢水得以淨化。此法經常與生物處理法結合用於反硝化除氮。	受到電極材料的限制，電化學氧化降解有機廢水的電流效率偏低，能耗偏高。
二氧化鈦光催化降解	二氧化鈦受紫外光照射後，會產生自由基 $\cdot\text{OH}$ ， $\cdot\text{OH}$ 具有高達 2.8 eV 的氧化電位，能氧化大部分有機物和部分無機污染物。在氨氮廢水中， $\cdot\text{OH}$ 從 TiO_2 表面解吸進入溶液與溶質發生氧化反應，溶質由此降解生成中間產物繼續反應，最後生成穩定的 NO_3^- 無機離子等。	反應速率待提升。

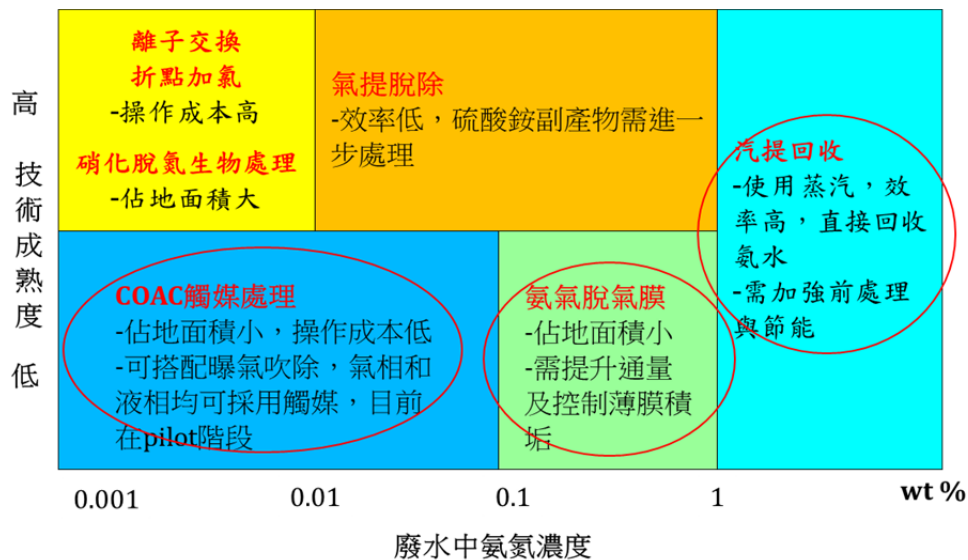


圖 5 各種氨氮去除方法之技術成熟度及適合之氨氮濃度

3. 物化-生物聯合法

經由對以上各種氨氮脫除方法的比較可知，物理化學法雖然具有技術簡單及效率高等優點，但仍存在著操作成本高及對環境造成二次污染等缺點，因此在實際應用上仍有一些侷限性。相反地，微生物脫氮法則具有處理過程較穩定，操作成本較低且無二次污染等優點，但是高濃度的氨氮對微生物的活性仍會有抑制作用，進而導致出水水質難於達到放流標準，另外，其亦存在下列問題：菌種培育困難、抗負荷能力弱及投資高等問題，因此為了減輕生物處理的負荷，就必須使用物理化學方法對高氨氮濃度廢水進行預處理。目前，常用的物理化學預處理方法有空氣吹脫法、絮凝沉澱法、折點加氯法、沸石吸附法、MAP 沉澱法等。物化預處理加上生物處理已經漸漸的被應用於工業高氨氮濃度廢水的處理。

參考文獻

1. 周珊珊，氨氮廢水處理技術介紹與應用，工研院，101 年 11 月 23 日演講。
2. 徐樹剛，高濃度氨氮廢水回收與處理技術介紹，http://setsg.ev.ncu.edu.tw/Portals/0/workshop/20111025_%E9%AB%98%E6%BF%83%E5%BA%A6%E6%B0%A8%E6%B0%AE%E5%BB%A2%E6%B0%B4%E5%9B%9E%E6%94%B6%E8%88%87%E8%99%95%E7%90%86%E6%8A%80%E8%A1%93%E4%BB%8B%E7%B4%B9.pdf.

3. 洪添丁，低濃度氮氮廢水處理，
<http://tw.search.yahoo.com/search?p=%E6%B0%AE%E5%BB%A2%E6%B0%B4%E8%99%95%E7%90%86%E6%8A%80%E8%A1%93%E4%BB%8B%E7%B4%B9%E8%88%87%E6%87%89%E7%94%A8&fr=yfp&ei=utf-8&v=0>.
4. Ahn, Y.H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry* 41(8) (2006) 1709–1721.
5. Ibrahim, M., Yusof, N, Zulkhairi, M., Ali Hassan, M. Enrichment of anaerobic ammonium oxidation (anammox) bacteria for short start-up of the anammox process: a review. *Desalination and Water Treatment* 57(30) (2015) 1 - 21.
6. Zhang, L., Zheng, P., Tang, C., Jin, R. Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. *Journal of Zhejiang University-Science A* 9(5) (2008) 416 - 426.
7. Gupta, V.K., Sadegh, H., Yari, M., Shahryari Ghoshekandi, R., Maazinejad, B., Chahardori, M. Removal of ammonium ions from wastewater A short review in development of efficient methods. *Global Journal of Environmental Science and Management* 1(2) (2015) 149–158.
8. Han, B., Butterly, C., Zhang, W., He, J.Z., Chen, D. Adsorbent materials for ammonium and ammonia removal: A review. *Journal of Cleaner Production* 283 (2021) 124611.
9. Huang, J., Kankanamge, N.R., Chow, C., Welsh, D.T., Li, T., Teasdale, P.R. Removing ammonium from water and wastewater using cost-effective adsorbents: A review. *Journal of Environmental Sciences* 63 (2018) 174–197.
10. Te, Y., Ngo, H.H., Guo, W., Liu, Y., Chang, S.W., Nguyen, D.D., Liang, H., Wang, J. A critical review on ammonium recovery from wastewater for sustainable wastewater management. *Bioresource Technology* 268 (2018) 749–758.
11. 賴來輝，鈦酸鹽奈米管對廢水中氮氮之吸附研究，萬能科技大學環境工程系 103 學年度碩士論文。

淺談水體中硝酸鹽氮之去除

李中光 教授

萬能科技大學 環境工程系

2051 桃園市中壢區水尾里萬能路 1 號

Tel: 03-4515811-55718; Fax: 03-4622232

E-mail: anthony@mail.vnu.edu.tw

一、硝酸鹽氮之危害

通過飲用水和食物鏈等途徑進入人體的硝酸鹽，有 80% 會隨著尿液被排出體外，另外 20% 則會儲存在人體內。硝酸鹽本身對人體並沒有危害，但在人體內硝酸鹽會經硝酸鹽還原菌作用生成亞硝酸鹽，而亞硝酸鹽則會與血液中擔任傳送氧氣功能的血紅蛋白反應形成高鐵血紅蛋白，進而影響血液中氧的傳輸能力。在成年人的血液中，酶可以將高鐵血紅蛋白再轉換回血紅蛋白，使得高鐵血紅蛋白的含量不超過 1%，但在新生兒的體內這種酶含量較低，因此其高鐵血紅蛋白的含量通常在 1~2%，而隨著含量的增高，通常會有紫紺出現。另外，由於嬰兒胃內酸度低於成年人，更有利於硝酸鹽還原菌的發展，所以嬰兒對硝酸鹽的潛在毒性比少年和成年人更為敏感。當飲用水中硝酸鹽含量達到 90~140 mg/L 時就會導致嬰兒的高鐵血紅蛋白症(俗稱藍嬰病)，而當血液中高鐵血紅素的含量達到 70% 時，即會窒息而死。另外，亞硝酸鹽亦具有抗甲狀腺素的作用，即使在碘含量很高的地區，如果飲用水中硝酸鹽及亞硝酸鹽的含量過高時，同樣也會導致地方性甲狀腺腫。最後，亞硝酸鹽亦會和各種含氮有機化合物(例如胺、酚胺、尿素、氰胺等)反應形成具有致癌、致畸形及致突變的亞硝基胺和亞硝基酚胺。

二、硝酸鹽氮之來源

氮的循環過程一般會經歷以下的步驟：(1) 礦化-吸附過程：土壤中之有機氮轉化為 NH_4^+ 並被植物所吸收；(2) 固化過程：化合的和非化合的 N_2 被植物所固化；(3) 硝化過程：微生物將 NH_4^+ 氧化成 NO_2^- ，進而氧化成 NO_3^- ；(4) 反硝化(或脫氮)過程：化合的氮以氣態的氮(N_2 , N_2O , NO , NO_2) 返回大氣層中。

對於水體中硝酸鹽氮之污染來源則主要有點源及面源污染 2 種，分述如下。

1. 點源污染

主要是生活污水、畜牧養殖廢水、水產養殖廢水及工業廢水的污染。這些廢污水若未作適當處理就直接進入土壤和水體環境中，則其將滲入土壤進入地下水，對地下水造成污染。

2. 面源污染

主要的面源污染是指在農業生產過程中廣泛施用化肥農藥等有機物質所造成的污染。基本上，大部分的肥料並沒有被植物所吸收，反而通過澆灌和降雨滲入至地下，使地下水中的含氮量增加。施肥問題已造成嚴重污染，硝酸鹽的淋溶流失和氮素的地面逕流，是地下水和地表水污染的一個重要原因。

三、硝酸鹽氮之去除方法^[1-13]

1. 物理化學分離法

利用物理化學分離技術以去除水中硝酸鹽氮的方法通常有蒸餾、膜分離法、離子交換法等。這些方法中除了離子交換法外，大都不能使用於大規模的水處理。

1.1 膜分離法^[14-16]

膜分離法的原理是通過外加的推動力在膜的兩邊以使目標物分離出來。一般來說，使用於水體脫氮的膜分離法包含逆滲透和電透析兩種，其作用原理如圖 1 所示。逆滲透法是利用壓力使原水透過半透膜，在此過程中，逆滲透膜對硝酸根無選擇性且各種陰離子的去除率與其所帶價數成正比。由於其對硝酸根無選擇性，因此在除去硝酸鹽的同時也將除去其它的無機鹽，降低出水的礦化度，常用的逆滲透膜主要是醋酸酯膜。電透析則是在直流電場中，利用交替陰陽離子的選擇透過性使 NO_3^- 通過膜孔與水分離從而使 NO_3^- 得以去除，其和逆滲透的脫氮效率相差不大，能將硝酸根濃度從 50 mg/L 以上降低至 25 mg/L 以下，此裝置的另一優點是無須使用任何化學藥劑，但因此方法較複雜，一般較不常用。綜合來說，膜分離法適於小型供水設施，而其缺點則是費用高(尤其是電透析法)，所產生之濃縮廢鹽水亦存在著廢水排放的問題。

逆滲透與電透析法脫鹽

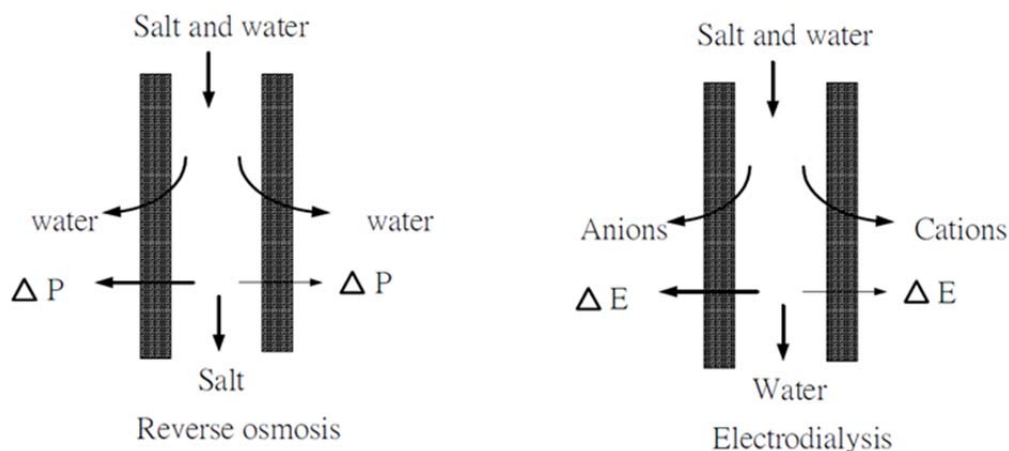


圖 1 逆滲透及電透析法脫鹽原理^[17]

1.2 離子交換法

離子交換法是一個物理化學過程，利用陰離子交換樹脂對陰離子選擇性的不同以去除水中的硝酸鹽。此法的發展比較成熟，目前已是飲用水去除硝酸鹽氮的主要方法之一。一般的陰離子交換樹脂對陰離子的交換選擇性由大到小依序是： $\text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^-$ ，因此應用離子交換法去除硝酸鹽氮時，樹脂中的氯離子將水中所有的硫酸根離子、硝酸根離子和約一半的重碳酸根離子交換掉，且出水中氯離子濃度會增加。離子交換脫氮法適合於中小型城市之地下水處理。一般的離子交換法常用鹽酸和氫氧化鈉對樹脂進行預處理，然後用濃 NaCl 溶液再生，由於樹脂再生效率較低，因此再生頻繁及再生劑用量大，且再生過程中會產生大量廢液，若處理不當會造成對環境的二次污染。綜合來說，其缺點為所需費用過高且不能選擇性地去除硝酸鹽氮。

2. 化學還原法

由於硝酸根中之氮原子的氧化數為 +5，已達氮原子之最高氧化態，因此在化學處理上可透過還原劑之使用以進行氧化還原反應以去除硝酸鹽氮。化學還原法即是利用還原劑將硝酸鹽氮還原，根據所採用之還原劑的不同可分成活潑金屬還原法和催化還原法；前者是以鐵、鋁、鋅等金屬單質作為還原劑，而後者則是以氫氣、甲酸、甲醇等作為為還原

劑，一般都必須使用催化劑才能使反應進行。圖 2 所示即為工研院所發佈的觸媒還原系統處理硝酸鹽廢水之流程圖及單元，其中活性砂濾單元是用於過濾懸浮固體，觸媒還原槽單元則是利用甲醇作為還原劑及硫代硫酸鈉作還原促進劑以進行觸媒催化還原硝酸鹽（觸媒還原槽使用條件為容器：密閉攪拌（如反應釜），pH：5~10，SS 容許上限：30 mg/L），氣提塔單元則是吹出剩餘甲醇並冷凝回用，而 COAC 氧化塔單元則是利用觸媒催化氧化去除剩餘之 COD。

綜合來說，化學還原法是將氧化數為 5 之硝酸鹽氮還原成較低氧化數之其他含氮化合物，理想情況是將其還原成氧化數為零之氮氣回到大氣中，但亦可能還原過度形成氧化數為 -3 之氨氮 (NH_4^+ 及 NH_3)，若是如此，則如何處理去除氨氮（亦為管制項目）又變成另一個頭痛的課題，而這也是採用化學還原法必須考量的問題。

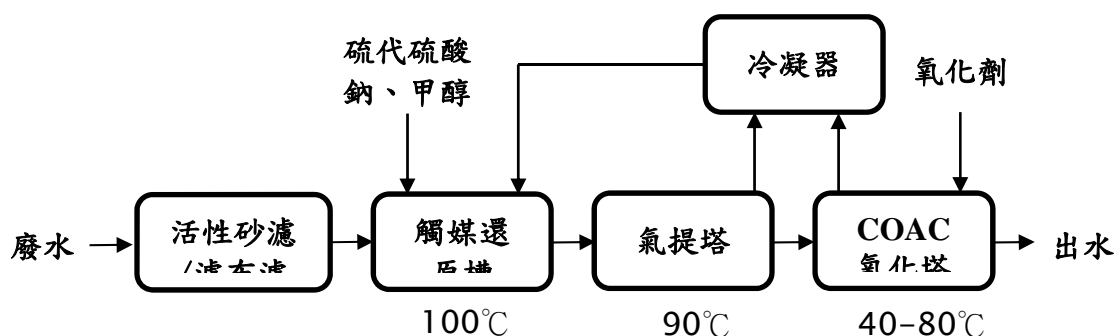


圖 2 觸媒還原系統處理硝酸鹽廢水之流程圖及單元

(1) 活潑金屬還原法^[18]

一些活潑金屬，如鐵、鋁、鋅等在一定的環境中可以使硝酸鹽還原為亞硝酸鹽或氨氮 (NH_4^+)，而本身則被氧化為離子態，由於此法在反應中尚需要調節 pH 值，因此使其在大規模飲用水處理中的應用潛能受到很大的限制。綜合來說，使用活潑金屬去除硝酸鹽的主要缺點是不能將硝酸鹽徹底的還原成 N_2 ，而是會在還原過程中伴隨產生其他含氮化合物，且還原過程中需要嚴格控制 pH 值，凡此種種均不利於大規模的應用。另一方面，90 年代以後配合奈米科技的發展，以奈米鐵作為還原劑以去除水體中 NO_3^- 的方法重新受到了關注，也開啟了一些新的應用；使用奈米鐵去除硝酸鹽氮雖然有很高的效率，但其最終產物是 NH_4^+ 且成本太高，因此也限制了其在實際中之應用。

(2) 催化還原法

化學催化還原法最早是由 Vorlopkd 等人所提出，他們以通入的 H_2 為還原劑，在負載的二元金屬催化劑與一元金屬催化劑的作用下，將 NO_3^- 進行還原。

理論上，只要合理選用催化劑和控制反應條件，通過化學催化可以將硝酸鹽氮全部還原為氮氣。由於上述過程可以在地下水的水溫和水質條件下進行，且若以氫氣為還原劑還不會對被處理水產生二次污染，因此此一技術受到密切關注，並被認為是最有發展潛力的脫氮技術。

至於影響催化還原硝酸鹽氮的主要因素則有催化劑、水質、pH 值及質傳過程，如下所述。

(1) 催化劑

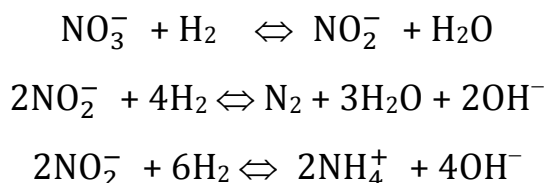
催化劑的性質對催化還原反應的速度以及最終產物的組成有重要的影響。在催化劑的設計及製備方面雖然有一些理論可以遵循，但主要仍是來自於經驗的成分居多，即使組成相同的催化劑也可能會因製備過程的微小差異而顯現出不同的催化性質。目前公認以金屬鈮為主的二元催化劑是最適合充當硝酸鹽氮還原的催化劑。值得注意的是，輔助催化劑(例如 Cu、Sn、In)不僅影響催化劑的活性，而且影響催化劑的選擇性，另一方面，不同方法(例如濕式浸漬法、共沉澱法、控制表面反應法)製備的催化劑的最佳配比、活性與選擇性也有相當大的差別。

(2) 水質因素

水體水質會影響催化還原法之效率可由處理實際地下水時的催化還原活性和選擇性若和人工配製之硝酸鹽氮廢水相較則都有不同程度的下降而得知。水體之水質因素對催化還原法的影響可表現在以下幾個方面：(1) 水中某些帶有共用電子對之離子(例如 S^{2-})可能會造成貴重金屬催化劑之中毒。(2) 在催化劑表面形成沉澱或污垢，降低催化劑的有效表面，進而降低催化效率。(3) 水中的其它陰離子會和硝酸根離子競爭表面吸附或活性位置。(4) 水中的陽離子會影響硝酸根離子和氫氧根離子在水中的遷移速度。

(3) pH 值和傳質過程

pH 值對催化還原法之影響可由下列反應(為滿足溶液電中性之要求)來作說明：



上列之反應式暗示在還原過程中會放出氫氧根離子，換句話說，催化劑與溶液界面處的 pH 值會升高。另一方面，上列反應式也意謂在實際的化學催化反硝化反應過程中包含了 2 步驟的連續反應：硝酸鹽首先在複合金屬催化劑的作用下被氫化為亞硝酸鹽，然後亞硝酸鹽進一步被氫化為 N_2 或 NH_4^+ ，因此要最大化的生成 N_2 ，適合的反應條件將是關鍵。

根據化學平衡的原理可知，隨 pH 值的升高，無論是以二元或一元催化劑催化還原硝酸鹽氮，催化活性都會大幅下降，而氮氣的產率則會大幅上升，因此必須採取適當之措施來控制反應器內的 pH 值；最適宜的 pH 值約為 5.5 左右。另一方面，由於非均相催化還原反應是一個在催化劑表面進行的反應過程，為了保持某一表面活性點處的催化活性和選擇性，必須在該點處保持適當之 pH 值，換句話說，一方面應使表面反應產生的 OH^- 儘快“移走”，而另一方面則應使溶液內部的 H^+ 儘快“移入”，此也意謂在催化還原過程中，除需控制一定的酸度外，還必須使催化劑的所有活性表面與溶液內部保持良好的質傳效果。

針對質傳問題而言，目前大部分使用的負載型催化劑顆粒均具有外部表面及內部表面，而顆粒內表面與溶液的傳質必定會面臨一些困難是可預期的。對於小型系統而言，經由補充酸性物質(如二氧化碳或硫酸、鹽酸等)及強烈的攪拌，要達到控制催化劑絕大多數表面微環境中的 pH 值並不困難，然而隨著系統的放大，由於負載型催化劑顆粒的內表面積在所有表面積中佔有更高的比例，再加上要在大型反應器內達到完全混合均勻並不是件容易的事，因此傳質問題將會變得非常棘手，而這也是此一方法要實用化必須克服的關鍵問題。

催化還原脫氮未來的研究方向應在於提高催化劑的催化活性和選擇性，主要的工作內容為催化劑性能之改進(及降低貴金屬之用量)及操作技術之最佳化，前者包含改進輔助催化劑、催化劑載體、主催化劑配比、催化劑的製備技術等，後者則包含改善活性點附近之 pH 緩衝效果及尋找替代的氫供體，例如採用甲醇、甲酸作為還原劑，而利用電解法

供氫也是研究的方向之一。

3. 生物還原法^[19, 20]

生物還原法是指在缺氧的環境下，兼性厭氧菌以水中的 NO_3^- 或 NO_2^- 為電子受體，將 NO_3^- 或 NO_2^- 還原為氣態的 NO 和 N_2O ，再繼續還原為 N_2 的過程。根據細菌所需碳源的不同，生物脫氮技術可分為自營性生物脫氮技術和異營性生物脫氮技術。

(1) 自營性生物脫氮技術

自營性生物脫氮技術是利用無機碳源，以硫及硫的化合物或氫為主要的電子供體，分為硫自營反硝化和氫自營反硝化。硫自營反硝化是在缺氧條件下，利用硫單質作為電子供體，硝酸鹽作為電子受體進行的自營反硝化方法。由於此法在去除硝酸鹽氮的過程中亦會產生硫酸根離子，而硫酸鹽尤其是與鎂結合後，可作為緩瀉劑，其對身體不利，因而此方法只適用於硫酸鹽濃度較低的地下水。氫自營反硝化是以氫為電子供體，硝酸鹽為電子受體的自營反硝化，由於此過程不會產生任何影響水質安全的副產物，可說是一種清潔的飲用水脫硝方法，但是由於微生物的增長速度緩慢，加上 H_2 的使用並不安全及其在水中的溶解度過低（約為 1.6 mg/L）等問題，因此使用此法需考慮水中氫氣的供應問題。

(2) 異營性生物脫氮技術

異營性生物脫氮技術是以有機物作為反硝化基質，而地下水中有機碳含量低，因此異營性反硝化技術通常需要投加額外碳源，傳統的作法是投加甲醇、乙醇、乙酸、葡萄糖等可溶性碳源。雖然傳統的異營性反硝化技術在投資和操作費用方面皆優於自營性反硝化，但仍存在有外加液體碳源量控制複雜（尤其在進水硝酸鹽有波動的情況下）、液體碳源在使用過程中容易流失（由於其無法與水完全混合）且相對成本較高等問題。基於上述問題，近年來已開始採用不溶性固體有機物，例如棉花、紙、麥稈、稻草、木屑、PHAs（聚羥基脂肪酸酯）、PCL（聚己內酸酯）等作為反硝化菌的碳源，此法之優點在於：(1) 固體碳源既可作為生物膜的載體，又可為反硝化作用提供還原力，當採用具有較大比表面積的天然有機固體時則能讓更多的細菌附著，進而加快反硝化過程。(2) 避免了傳統技術中碳源容易投加過量，影響出水水質的風險，有利於水處理系統的調控及穩定操作。(3) 固體碳源大多是自然界普遍存在的資源，降低了處理成本。

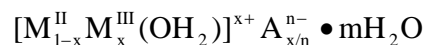
影響異營性反硝化的因素主要有溫度、水力停留時間、pH 值、DO 和進水硝酸鹽濃度等，而碳源的種類對反硝化效果也有很大的影響。一般來說，生物反硝化的主要產物是 N_2 ，不會對環境造成二次污染，且成本較低，而其缺點則是 NO_3^- 的去除效果易受溫度和其他因素所影響，出水中含有細菌和殘留有機物必須進行後處理以保證水質的安全性，另外則是技術較複雜及操作管理要求較高。

4. 採用吸附劑吸附去除

由於硝酸根離子帶負電，因此此處所用之吸附劑必須表面帶正電方能經由陰離子交換機制來吸附去除硝酸根離子。一般來說，存在於自然界之天然吸附劑其表面大都帶負電，因此適合進行陽離子交換機制以吸附去除陽離子，若要將其用於吸附去除陰離子則往往還須經過適當之表面改質處理使其表面呈現帶正電之特性。目前毋須改質即具有陰離子交換效果的吸附劑有相當多種，以下即介紹其中兩種供大家參考：層狀複金屬氫氧化物及鈣礬石。

層狀複金屬氫氧化物簡稱 LDHs (Layered double hydroxides) 是一類陰離子層狀化合物，又稱水滑石 (Hydrotalcites)，其具有酸性和鹼性特徵、記憶效應、層間陰離子的可交換性及微孔結構。自從 1970 年第一個有關水滑石類化合物製備加氫催化劑的專利問世以來，水滑石類化合物引起了人們極大的興趣。其廣泛應用於催化、吸附、離子交換等領域，近年來，隨著對這類材料的進一步研究，又開拓了其在醫藥、塗料、農藥、功能性高分子材料、油田開發等方面的應用。

LDHs 為陰離子型層狀化合物，層間具有可交換的陰離子，主要包括水滑石 (Hydrotalcites, HT)、類水滑石 (Hydrotalcite-like Compounds, HTLCs) 和插層柱撐水滑石 (Pillared LDH)。其化學結構通式如下：



其中 M^{II} 為 Mg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Co^{2+} 、 Cu^{2+} 等二價金屬陽離子； M^{III} 為 Al^{3+} 、 Cr^{3+} 、 Fe^{3+} 、 Sc^{3+} 等三價金屬陽離子； A^{n-} 為層間陰離子，如 CO_3^{2-} 、 Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 PO_4^{3-} 、 $C_6H_4(COO^-)_2$ 等無機或有機陰離子， x 在 0.2~0.33 之間^[21-23]。其結晶結構類似於蒙特石，例如分子組成為 $Mg_6Al_2(OH)_{16}CO_3 \cdot 4H_2O$ 的水滑石，它的結構如夾心麵包，兩邊由二價和三價的金屬離子正電荷片組成，中間是陰離子和水分子，其結構單元如

圖 3 所示。這種結構如天然水鎂石 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ，六配位的陽離子 Mg^{2+} 以六個羥基氧配位元構成的八面體為結構單元，八面體結構單元以共菱邊的形式形成層狀，層與層之間以氫鍵和靜電作用形成水鎂石。不同的 M^{II} 和 M^{III} ，不同的填隙陰離子 $\text{A}^{\text{n-}}$ ，便可形成不同的類水滑石，典型的水滑石常見形式為鎂鋁複合和鋅鋁複合氫氧化物。以半徑相似的二價、三價過渡金屬陽離子部分或全部取代 Mg 、 Al 可合成多種二元、三元甚至四元水滑石類化合物^[24, 25]；各類陰離子如無機和有機陰離子，同多和雜多陰離子以及金屬化合物陰離子引入水滑石層間，便可得到柱撐水滑石^[26]。由於這類材料具有獨特的陰離子柱撐層狀結構及獨特的陰離子可交換性和層板陽離子可搭配性，因此，通過調變的金屬離子和陰離子，可實現分子組裝的多樣化，換句話說，在一定條件下，某些功能性物種可以克服層狀化合物層與層之間的作用力而可變地插入層間空隙，進而大範圍地調變結構參數和性質，如層電荷密度、層間距、層板二維尺寸等，衍生出豐富多樣的性能和功能，滿足各種功能材料的設計要求。

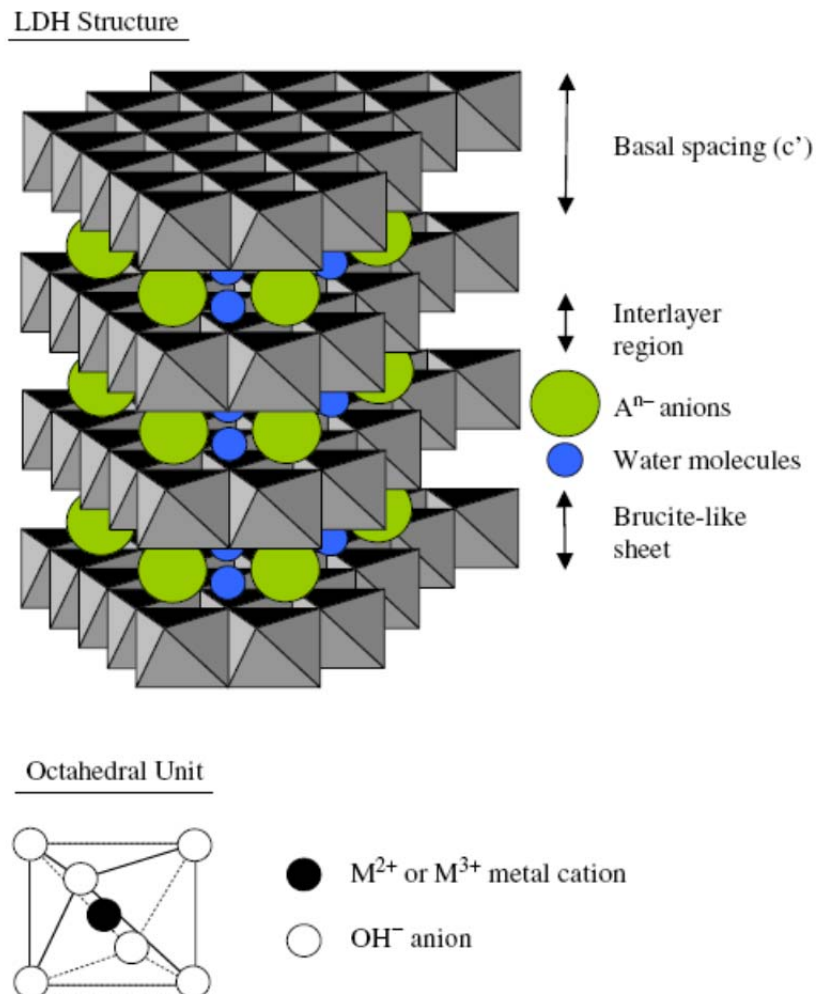


圖 3 LDHs 結構示意圖^[27]

LDHs 最基本的性質是鹼性，而其較強的鹼性往往是在其煅燒產物中表現出來，例如 Mg-Al 水滑石煅燒產物 Mg(Al)O 的鹼性分佈情況與 MgO 類似，不同的 LDHs 其鹼性強弱與組成中二價金屬氫氧化物的鹼性強弱基本一致。LDHs 也具有酸性特徵，Mg(Al)O 的酸中心分佈更接近於 Al₂O₃。不同 LDHs 的酸性強弱與組成中三價金屬氫氧化物的酸性強弱和二價金屬氫氧化物的鹼性強弱有關，柱撐水滑石的酸性有時也來自於柱撐陰離子。LDHs 的熱穩定性因組成而異，但基本相近；當受熱到一定溫度時僅失去結晶水，而其層狀結構不被破壞；當再加熱到一定溫度時，層板羥基縮水並脫除陰離子 Aⁿ⁻，導致 LDHs 微孔數量急劇增加，比表面積也增大；在較高的溫度下，可形成比較穩定的雙金屬氧化物，當加熱超過某一溫度時，隨著羥基和 Aⁿ⁻ 的脫除，LDHs 逐漸從層狀晶體結構過渡到類似於 MgO 的晶體結構。金屬氧化物的混和物開始燒結，從而使表面積大大降低，孔體積減小，鹼性減弱。LDHs 還具有獨有的“結構記憶效應”，即經過一定途徑改變其結構後，在一定條件下又可逆地恢復至原有的結構。

LDHs 之所以能有效除去環境中的陰離子污染物，是因為其層間陰離子具有一定的遷移性和很強的可交換性，即處於結構層之間的 CO₃²⁻、Cl⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻ 等陰離子，易被環境中的其他陰離子所置換，從而起到從環境中捕獲有毒有害組分，使其失去活性的作用。一般來說，高價陰離子易於交換層間的低價陰離子。另外，水滑石類化合物在 500°C 條件下煅燒後得到的雙金屬氧化物類化合物 (Layered Double Oxides, LDOs)，能夠通過層狀結構重建來吸附環境中的陰離子，因此，水滑石類化合物，特別是其煅燒產物和柱撐水滑石具有較大的比表面積和孔體積，容易接受客體，可用作吸附劑。

表 1 及表 2 即為在形成水鋁鈣石 (LDHs 的一種) 的情況下，單一成分及混合污染物時各污染物之去除率。如表 1 及表 2 所示，水鋁鈣石對硝酸根之去除率約為 45% 且當有共存陰離子存在時，其去除率將會受到抑制而稍微降低。

表 1 在形成水鋁鈣石的情況下，COD、氯離子、亞硝酸根離子、硝酸根離子、硼及六價鉻離子之最佳操作參數組合及去除率^[28]

污染物	鋁鹽添加量 (g)	Ca/Al (質量比)	反應溫度 (°C)	反應時間(h)	污染物去除率 (%)
COD	8	5.5	35	1	25
Cl ⁻	13	3.5	25	0.5	78
NO ₂ ⁻	6	3	25	0.5	58
NO ₃ ⁻	4	3	25	0.5	48
Cr ₂ O ₇ ²⁻	0.15	3	25	0.5	100
B(OH) ₄ ⁻	3	2	25	0.5	94

表 2 在形成水鋁鈣石的情況下，等莫耳 (0.48 mmole) 陰離子及有機物混合物在鋁鹽添加量 1.5 (2, 2.5) g, Ca/Al 質量比 3, 反應溫度 25 °C, 反應時間 2 小時條件下，各陰離子及 COD 之去除率 (COD 是用葡萄糖配的)^[28]

污染物	理論原濃度 (mg/L)	實際原濃度 (mg/L)	去除後濃度 (mg/L)	去除率 (%)
Cr ₂ O ₇ ²⁻	100.0	102.0	0.1(0.1、0.03)	99.9(99.9、100)
Cl ⁻	34.1	32.9	10.4(8.4、7.4)	68.4(74.5、77.7)
NO ₃ ⁻	57.4	57.4	36.7(33.6、31.7)	36.0(41.4、44.8)
B(OH) ₄ ⁻	10.4	11.6	5.3(5.1、5.0)	85.4(86、86.4)
COD	183.3	150.0	45.0(40.0、25.0)	70.0(73.3、83.3)

鈣礬石，英文名 Ettringite，屬於鈣鋁硫酸鹽礦物，是一種無色到黃色的礦物晶體，通常為無色柱狀晶體，部分脫水時會變白色，其化學分子式為 $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 32\text{H}_2\text{O}$ 。基本上，鈣礬石的結構具有很大的”寬容性”，此意謂其可忍受中等程度的組成變化而不致於導致結構之改變，而此處所謂的組成變化主要是發生在晶格上之離子取代反應。在鈣礬石之結構中容易發生離子取代的離子包含有 Ca^{2+} 、 Al^{3+} 、 SO_4^{2-} 及 OH^- 。通過化學置換及表面電負性，鈣礬石可在晶體柱間和通道內容納許多外來離子。迄今的研究已發現鈣礬石通過離子置換和表面電負性的確可容納或吸附外來離子，例如許多三價陽離子如 Fe^{3+} 、 Cr^{3+} 、 Mn^{3+} 等能替換鈣礬石中的 Al^{3+} ，而許多二價陽離子如 Mg^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Co^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 和 Zn^{2+} 則能不同程度地把鈣礬石中的 Ca^{2+} 予以替換，錫及鉍等金屬陽離子則可吸附於鈣礬石之鋁柱表面。此外鈣礬石中的 SO_4^{2-} 也可被其它二價陰離子如 CO_3^{2-} 、 CrO_4^{2-} 、 SeO_4^{2-} 等替換^[29]，甚至有個別的一價陰離子如 B(OH)_4^- 及 Cl^- 還能部分替代鈣礬石中的

SO_4^{2-} 。因為鈣礬石能捕獲許多重金屬離子及有害陰離子，因此無論是利用水泥對重金屬離子進行固化，或是利用即時合成法在製備鈣礬石的過程中同時去除廢水中的重金屬離子及有害陰離子，或是以鈣礬石為吸附劑直接對重金屬離子或有害陰離子進行吸附去除等方面都起了很大的作用，進而減輕重金屬離子及有害陰離子對生態環境的危害^[30-32]。

使用鈣礬石吸附去除硝酸根離子主要就是經由取代鈣礬石中之 SO_4^{2-} 來達成。如同使用水鋁鈣石來去除硝酸根離子一樣，由於硝酸根離子為負一價，因此當水中有其他高價陰離子存在時將會抑制其吸附去除效率。表 3 及表 4 即為在形成鈣礬石的情況下(此種合成方法稱為即時合成法)，單一成分及混合污染物時各污染物之去除率。如表 3 及表 4 所示，鈣礬石對硝酸根之去除率約為 45%。

表 3 在形成鈣礬石的情況下，COD、氯離子、硼、亞硝酸根離子、硝酸根離子及六價鉻離子之最佳操作參數組合及去除率^[33]

污染物	鋁鹽添加量 (g)	Ca/Al (質量比)	反應溫度 (°C)	反應時間 (h)	污染物去除率(%)
COD	10	8.5	25	1	30
Cl^-	7	5.5	45	3	1
$\text{B}(\text{OH})_4^-$	7	3.5	25	2	91
NO_2^-	9	1	35	1	11
NO_3^-	8	2.5	25	0.5	43
$\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$	8	3	25	1	94

表 4 在形成鈣礬石的情況下，等莫耳(0.48 mmole)陰離子及有機物混合物在鋁鹽添加量6 (7、8) g，Ca/Al 質量比3，反應溫度25 °C，反應時間 2 小時條件下各陰離子及COD 之去除率(COD 是使用葡萄糖調配的^[33])

污染物	原濃度 (mg/L)	去除後濃度 (mg/L)	去除率 (%)
$\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$	103.2	29.8(15.3、13.1)	71.1(85.2、87.3)
Cl^-	30.7	30.0(30.0、30.2)	2.3(2.4、1.6)
NO_2^-	40.3	37.3(37.7、38.6)	7.5(6.5、4.3)
NO_3^-	57.2	30.0(31.6、37.3)	47.6(44.7、34.8)
$\text{B}(\text{OH})_4^-$	12.6	0.9(0.8、0.8)	92.5(93.9、93.5)
COD	200.0	200(160、80)	0.0(20.0、60.0)

值得注意的是當採用 LDHs 或鈣礬石作為吸附劑以吸附去除水中污染物時有兩種方式可選用。第一種應用方式是先將其製備成固態吸附劑材料再進行一般吸附處理程序。文獻上有關 LDHs 或鈣礬石之吸附應用大都先製備出吸附劑再探討其吸附特性，此種作法由於較易定量各操作參數對吸附特性之影響，因此較適合學術研究以便發表論文。另一種方式則是一邊投入藥劑到廢水中一邊形成 LDHs 或鈣礬石，在製備 LDHs 或鈣礬石的過程中就順便將水中污染物一併吸附或沉澱去除，此即所謂的即時合成法。即時合成法由於 LDHs 或鈣礬石之合成和污染物之去除是同時完成，少掉吸附劑之製備程序，因此較具實務應用性。另一方面，採用此法亦可充分利用水中殘餘之鈣鹽、鋁鹽、鐵鹽及硫酸根離子進行 LDHs 或鈣礬石之合成，除了達成廢棄物回收再利用及”以廢治廢”之理念外，亦可節省大量藥品廢。

四、結論

在物理化學法中，逆滲透對硝酸鹽氮之去除並不具有選擇性，去除 NO_3^- 的同時可能也去除其他對人體有益的元素，再加上其僅是將硝酸鹽氮集中於介質或廢液中，並沒有對其進行徹底的去除，換句話說，只是發生了硝酸鹽污染物的轉移或濃縮。離子交換法則具有較成熟的經驗，可有選擇性的去除硝酸鹽，但是離子交換法都需要用高濃度的鹽類或酸進行再生，進而產生具有高濃度的硝酸鹽及硫酸鹽等廢水，後續處理困難。綜合來說，使用物理化學方法去除工業廢水中的硝酸鹽所需要的費用較高，所以此方法在應用上受到一定的限制。

在化學還原法中，活潑金屬還原修復技術需要嚴格的控制 pH 值，而且其主要產物是 NH_4^+ 。催化還原脫氮則能將絕大部分硝酸鹽氮轉化為氮氣，脫氮效率高，另外，其可以在地下水水溫下進行，操作及管理較容易。當使用氫氣作為還原劑時，反應過程和反應產物較潔淨，不存在對出水的二次污染問題，而其缺點則是氫氣在常壓下溶解度小利用效率不高，且易燃易爆不便於工程應用。另外，此法在鹼性條件中催化活性和選擇性都會大大下降，因此要能夠迅速向反應活性點附近補充質子以保持微環境中的 pH 維持在理想的範圍，此點在實際應用中是很難克服的問題。

生物還原法之主要產物是 N_2 ，其不會對環境造成二次污染且成本相對較低，是目前已實用的最好方法。另一方面，高效、安全、低廉的新

碳源仍是研究重點之一，而開發新型及高效能的生物-物化/化學組合處理方法也是今後的研究重點。

使用 LDHs 或鈣礬石吸附去除硝酸根離子時，其優點是當採用即時合成法時可利用水中已存在之鈣鹽、鋁鹽、鐵鹽及硫酸根離子即時合成 LDHs 或鈣礬石來對硝酸根離子進行吸附去除，除了可對水中之鈣鹽、鋁鹽、鐵鹽及硫酸根離子進行回收再利用外，亦可節省藥品費，而其最大問題則是當水中存在有高價陰離子時，則硝酸根離子之吸附去除效果將會受到抑制，而如何降低污泥量亦是必須考量之問題。

參考文獻

1. I. Zhu, T. Getting. A review of nitrate reduction using inorganic materials. *Environmental Technology Reviews* 1 (2012) 46 - 58.
2. M. Tariq Inam-ul-Haque. Electrochemical reduction of nitrate: a review. *Chemical Society of Pakistan* 32(3) (2010) 396-418.
3. S. Ghafari, M. Hasan, M.K. Aroua. Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater—A review *Bioresource Technology*, 9(10) (2008) 3965 - 3974
4. S.K. Sharma, R.C. Sobit, Nitrate removal from ground water: a review. *E-Journal of Chemistry* 9(4) (2012) 1667-1675.
5. A. Kapoor, T. Viraraghavan. Nitrate removal from drinking water—review. *Journal of Environmental Engineering* 123(4) (1997) 371 - 380.
6. G.Z. Breisha. Bio-removal of nitrogen from wastewaters—a review. *Nature and Science* 8(12) (2010) 210-228.
7. S. Ghafari, M. Hasan, M.K. Aroua. *Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater—a review* *Bioresource Technology*, 99(10) (2008) 3965-3974.
8. A. Bhatnagar, M. Sillanpää. A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. *Chemical Engineering Journal* 168(2) (2011) 493 - 504.
9. E.J. McAdam, S.J. Judd. A review of membrane bioreactor potential for nitrate removal from drinking water. *Desalination* 196(1-3) (2006) 135 - 148.
10. 蔣佩娟，於躍，淺析水體中硝酸鹽氮處理的現狀及存在的問題，廣州化工，2012，40(19)，31-32。
11. 李純，岑況，範彬，脫除地下水中硝酸鹽氮的研究進展，環境科學與技

- 術，26，2003，91-93。
12. 閔素雲，匡穎，張煥禎，硝酸鹽氮污染地下水修復技術，環境科技，2011，24(2)，7-10。
 13. 龐朝暉，李立波，岳禹峰，農村地下水硝酸鹽氮污染及其防治，湖北農業科學，49(10)，2010，2605-2608。
 14. 李科，侯亞輝，電極生物膜法去除硝酸鹽氮研究進展，河南農業，12，2012，61-62。
 15. 程熾儒，運用電透析技術現地去除地下水中硝酸鹽氮之研究，嘉南藥理科技大學環境工程與科學系100學年度碩士論文。
 16. 朱威霖，以幾丁聚醣薄膜去除飲用水中硝酸鹽氮，高雄師範大學化學系98學年度碩士論文。
 17. 梁德明，電透析薄膜回收處理技術探討，廢水三級處理相關技術與實務講習會，2003年。
 18. 林偉宇，零價金屬(鐵與鋅)去除水中硝酸鹽氮之研究，國立台北科技大學環境規劃與管理研究所92學年度碩士論文。
 19. 蔡國勳，高硝酸鹽氮地下水源進行異營性生物脫硝之最佳化操作條件探討，國立中興大學環境工程學系92學年度碩士論文。
 20. 王孝平，玄光善，劉會芹，生物法除去廢水中硝酸鹽的研究進展，江蘇化工，2008，36(5)，15-17。
 21. F. Cavani, A. Trifirb, A. Vaccari. Hydrotalcite-type anionic clays: preparation, properties and applications. *Catalysis Today* 11 (1991) 173 - 301.
 22. F. Li, X. Duan. Applications of layered double hydroxides. *Structure and Bonding* 119 (1) (2005) 193 - 223.
 23. D.G. Evans, X. Duan. Preparation of layered double hydroxides and their applications as additives in polymers, as precursors to magnetic materials and in biology and medicine. *Chemical Communication* (5) (2006) 485 - 496.
 24. J.G. Nunan, P.B. Himelfarb, R.G. Herman, K. Klier, C.E. Bogdan, G.W. Simmons. Methanol synthesis catalysts based on Cs/Cu/ZnO/M₂O₃ (M=Al, Cr, Ga): genesis from coprecipitated hydrotalcite-like precursors, solid-state chemistry, morphology, and stability. *Inorganic Chemistry* 28 (20) (1989) 3868 - 3874.
 25. F. Kooli, K. Kosuge, A. Tsunashima. New Ni - Al - Cr and Ni - Al - Fe carbonate hydrotalcite-like compounds: synthesis and characterization. *Journal of Solid State Chemistry* 118 (2) (1995) 285 - 291.
 26. S.P. Newman, W. Jones. Synthesis, characterization and applications of layered double hydroxides containing organic guests. *New Journal*

- of Chemistry* 22 (2) (1998) 105 - 115.
27. M. L. D. Gougar, B. E. Scheetz, D. M. Roy. Ettringite and C-S-H portland cement phases for waste ion immobilization: a review. *Waste Management* 16(4) (1996) 295-303.
28. 許欽楊，水鋁鈣石在廢水處理上之應用研究，萬能科技大學環境工程系108學年度碩士論文。
29. S. D. Jacobsen, J. R. Smyth, R. J. Swope. Thermal expansion of hydrated six-coordinate silicon in thaumasite, $\text{Ca}_3\text{Si}(\text{OH})_6(\text{CO}_3)(\text{SO}_4) \cdot 12\text{H}_2\text{O}$. *Physics Chemistry of Minerals* 30 (2003) 321-329.
30. K. H. Goh, T. T. Lim, Z. Dong. Application of layered double hydroxides for removal of oxyanions: a review. *Water Research* 42 (2008) 1343 - 1368.
31. M. Zhang, E. J. Reardon. Removal of B, Cr, Mo and Se from wastewater by incorporation into hydrocalumite and ettringite. *Environmental Science and Technology* 37 (2003) 2947-2952.
32. M. Chrysochoou, D. Dermatas. Evaluation of ettringite and hydrocalumite formation for heavy metal immobilization: literature review and experimental study. *Journal of Hazardous Materials* 136(1) (2006) 20-33.
33. 廖婕如，鈣礬石在廢水處理上之應用研究，萬能科技大學環境工程系108學年度碩士論文。

徵稿啟事

- 一、本會會訊提供會員及專家學者發表環境領域新知、技術與專業經驗等。
- 二、專題稿件以環境相關理論與實務、環境法規、環境保護理念之論述為原則，採技術報導或論文等撰寫形式皆可，文長以 8000 字以內為原則，所附圖表或照片應清晰，稿件禁止以公司集體智慧，有著作權、業主版權疑問或抄襲複製等情事，以免觸法。
- 三、會訊以雙月刊週期出版，出版日期為奇數月 10 日，投稿稿件須於出版日之 15 日以前，以電子檔案寄(送)抵公會。
- 四、專題稿件稿酬之文字單價為每字新台幣 2 元，原創照片與圖表單價為每幀新台幣 500 元，每篇稿酬以新台幣 12,000 元為上限；特殊專文之稿酬另案處理。
- 五、本會負有以下權利與義務：(一) 專題稿件之審閱。(二) 提供審閱意見請撰稿者修改或回覆。(三) 決定專題稿件刊登與否。專題稿件之審閱及審閱意見之提供，必要時得請相關專長之專家學者擔任。
- 六、會訊為專業交流之發佈管道。具名撰稿者刊登之稿件內容，不代表本會的意見或立場。具名撰稿者應遵守智慧財產權等相關法令，以及無條件負擔因其稿件內容刊登所衍生之責任。

各公會會員大會、理監事會會議紀錄

中華民國環境工程技師公會全國聯合會

第 10 屆第 5 次理監事聯席會議紀錄

壹、時 間：中華民國 110 年 10 月 23 日上午 11 時 30 分

貳、地 點：本會會議室(台北市大同區長安西路 342 號 4 樓之 1)

參、出席人員：理事— 楊基振、高信福、姚宗岳、張天益、黃啓明、林清洲、
徐永郎、王凱中、曾寶山、范振國、林永欽、許甫豪

監事— 林威安、王朝民、劉劍輝、蕭友琳、黃義雄

肆、缺席人員：(無)

伍、請假人員：理事—林玉青、范綱智、周奮興

陸、列席人員：(無)

柒、主 持 人：楊理事長基振

捌、記 錄：范穎卉

玖、報告事項：

一、第 10 屆第 4 次理監事會提案決議執行情形

提案 1	
案由	110 年 1-6 月收支決算表(如附件一)提請理事會審議、監事會監察。
決議	照案通過
內政部備查	無意見
工程會意見	涉及技師法部分同意備查
提案 2	
案由	委託張世鋒先生辦理「環工技師查核問題報導計畫」。
決議	照案通過
內政部備查	無意見
工程會意見	涉及技師法部分同意備查

二、工作報告：

1. 會議：參閱下表

日期	出席者	召開單位	會議名稱
110 年 7 月 26 日	曾理事寶山	基隆市環境保護局	「西定河水環境改善規劃設計計畫」細部設計報告審查會議
110 年 7 月 30 日	楊理事長基振	行政院環境保護署	「防止貯存系統污染地下水體設施及監測設備設置管理辦法」部分條文修正草案研商會
110 年 8 月 6 日	蕭監事友琳	新北市政府水利局	「110 年度新北市河川水體底泥品質檢測」底泥採樣計畫書審查會議
110 年 9 月 7 日	林常務監事威安	經濟部水利署水利規劃試驗所	「水環境改善空間發展藍圖規劃」參考手冊（草案）線上討論會議
110 年 10 月 6 日	高召集人信福 全國聯合會、 台灣省公會： 楊理事長基振 高雄市公會： 林理事長玉青 查核委員： 周委員裕晃、 徐委員永郎	中華民國環境工程技師公會全國聯合會	110 年上半年技師簽證查核缺失記點第一次審查會
110 年 10 月 8 日	林召集人威安、 廖寶玫技師、 楊理事長基振	中華民國環境工程技師公會全國聯合會	辦理「環境工程專業人員職能精進課程」計畫內容討論會前會
110 年 10 月 16 日	楊理事長基振、 高信福技師、 黃啟展技師、 許振峯技師、 林威安技師、 吳委員盛忠、 史委員健軍	中華民國環境工程技師公會全國聯合會	辦理「環境工程專業人員職能精進課程」討論暨「110 年度水污染防治許可簽證品質精進座談會」籌備會議

2. 水污核章件數：

110 年共 342 件(截至 10 月 15 日止)

1. 「110 年度水污染防治許可簽證品質精進座談會」

北區：110 年 11 月 13 日（淡江大學台北校園 207 階梯教室）

南區：110 年 11 月 20 日（奧兒享空間）

中區：110 年 12 月 4 日（集思台中新烏日會議中心 富蘭克林廳）

2. 第 12 屆第 3 次理監事會原訂於 111 年 1 月 22 日，因遇到春節補班，更改至 111 年 1 月 15 日。

壹拾、討論提案：

提案 1· 提案人：理事長

案由：110 年 1-9 月收支決算表(如附件一)提請理事會審議、監事會監察。

決議：照案通過。

提案 2· 提案人：理事長

案由：111 年度預算表(如附件二) 提請理事會審議、監事會監察。

決議：照案通過。

提案 3· 提案人：理事長

案由：111 年度工作計畫(如附件三)提請理事會審議、監事會監察。

決議：照案通過。

壹拾壹、散會

台灣省環境工程技師公會

第 12 屆第 2 次理監事聯席會議紀錄

壹、地點：本會會議室(台北市大同區長安西路 342 號 4 樓之 1)

貳、時間：中華民國 110 年 10 月 23 日上午 10 時

參、出席人員：理事長：楊基振

常務理事：張天益、高信福

理事：劉劍輝、黃義雄、王志遠、許甫豪、王凱中、
陳俊明、徐永郎、黃啓明、曾寶山

常務監事：林威安

監事：姚宗岳、林清洲、吳昭宏、吳慶龍

肆、缺席人員：(無)

伍、請假人員：理事：范綱智、周奮興、廖寶玫

陸、列席人員：(無)

柒、主持人：楊理事長基振

捌、記錄：范穎卉

玖、報告事項

(一) 第 12 屆第 1 次理監事會提案決議執行情形

提案 1	
案由	110 年度 1 月至 6 月經費收支提請審議
決議	照案通過
內政部備查	無意見
工程會意見	涉及技師法部分同意備查
提案 2	
案由	新入會、退會會員名冊提請理事會審核
決議	照案通過
內政部備查	無意見
工程會意見	涉及技師法部分同意備查
提案 3	
案由	工程會及財政部專家學者推薦名冊提請理事會審核
決議	照案通過
內政部備查	無意見
工程會意見	涉及技師法部分同意備查

提案 4	
案由	中華民國環境工程學會年會活動贊助之事宜，提請討論
決議	出席理事表決超過半數同意贊助 5 萬元
內政部備查	無意見
工程會意見	涉及技師法部分同意備查
提案 5	
案由	委託張世峰先生辦理「環工技師查核問題問卷調查計畫」
決議	照案通過
內政部備查	無意見
工程會意見	涉及技師法部分同意備查
提案 6	
案由	理監事選舉採用電子投票之可行性
決議	函詢內政部，理監事選舉採用電子投票是否適用人民團體選舉罷免辦法
內政部備查	無意見
工程會意見	涉及技師法部分同意備查

(二) 會員繳費紀錄——截至 110 年 10 月 20 日止，繳交 110 年度常年會費者 568 人。

(三) 工作報告：

1. 專案計畫

(1) 「110 年度桃園市水污染防治專業技術審查計畫開口合約」

委託單位	桃園市政府環境保護局	
計畫主持人	黃啓明	
合約金額(含稅)	收入(未稅)	支出(未稅)
2,585,000 元	173,524 元	238,421 元
日期	內容	
1100730	召開第 1 期款驗收會議	
1100809	檢送 7 月份月報	
1100812	檢送請款發票乙紙-第 1 期款 (書面審查：35 件／現勘審查：20 件)	
1100824	第 1 期款入帳	
1100908	檢送 8 月份月報	
1100914	第 1 期款出帳	
1101014	檢送環工技師現場查核經驗分享會議議程表	

2. 委託案件

(1) 「109 年度重訴字第 125 號損害賠償事件」鑑定案

委託單位	臺灣臺中地方法院		
執行人	曾寶山		
委託金額(含稅)	收入(未稅)	支出(未稅)	
357,840 元	340,800 元	-	
1100714	法院來函委託鑑定		
1100811	現場勘查		
1100824	函覆法院，依現勘結果無鑑定之必要性		
1100914	法院來函更改鑑定事項		
1101005	檢送鑑定計畫書		
1101008	鑑定費入帳		

(2) 「烏溪烏嘴潭人工湖工程」土壤及開挖廢棄物採樣鑑定案

委託單位	中華工程股份有限公司烏嘴潭工務所		
執行人	林威安		
委託金額(含稅)	收入(未稅)	支出(未稅)	
4,933,828 元	-	-	
1100802	來函委託鑑定		
1100804	檢送鑑定計畫書		

(3) 「桃園市桃園區汴洲段 158-2 地號土地重金屬污染之損害賠償事件」鑑定案

委託單位	臺灣高等法院		
執行人	高信福		
委託金額(含稅)	收入(未稅)	支出(未稅)	
254,520 元	242,400 元	-	
1100902	法院來函委託鑑定		
1100916	進行現勘		
1100922	檢送鑑定計畫書		
1101005	鑑定費入帳		

(4) 「聚紡股份有限公司詐欺鑑定案」

委託單位	臺灣高等法院	
執行人	林永欽	
委託金額(含稅)	收入(未稅)	支出(未稅)
-	-	-
1100906	法院函請繳還卷宗	
1100913	檢還卷宗	

3. 各委員會工作報告

	日期	委託/召開/ 來函單位	事由	說明
審查	1100716	臺南市政府 水利局	「臺南市政府都市發展局 －北區延平段 1576-3、 1576-11 號等 2 筆臺南市小 東路北側公營住宅新建工 程」專用下水道審查(書審)	黃理事義雄協審
	1100723	臺南市政府 水利局	國立成功大學－北區東興 段 829、830 地號等 2 筆醫 學院附設醫院老人醫院暨 高齡醫藥智慧照護發展教 育中心新建工程」專用下水 道審查(書審)	黃理事義雄協審
	1100728	新北市政府 水利局	「三重、蘆洲垃圾山移除工 程前期規劃計畫(第二次修 正)」外業調查成果報告書 審查會議	徐理事永郎協審
	1100730	臺南市政府 水利局	事業用戶排放事業廢污水 水質超標輔導改善-樂祐飯 店有限公司	黃理事義雄出席
	1100805	新北市政府 水利局	「貴子坑溪河川環境營造 計畫委託規劃設計及監造 技術服務」規劃報告修正審 查會議	姚監事宗岳協審 (提供書面意見)
	1100806	新北市政府 水利局	「110 年度新北市河川水 體底泥品質檢測」底泥採樣 計畫書審查會議	楊理事長基振 協審

	日期	委託/召開/ 來函單位	事由	說明
審查	1100820	新北市政府 水利局	「捷運萬大一中和一樹林線第二期工程 CQ880 區段標(DQ125 設計標)及 CQ890 區段標(DQ126 設計標)細部設計之排水、管路設計圖說文件(修正版)」涉及雨水、污水排水遷移第 2 次聯合審查會	高常務理事信福協審
	1100823	臺南市政府 水利局	「昕暉建設股份有限公司—永康區市政段 51、63、64、66 地號等 4 筆店鋪、集合住宅新建工程」專用下水道審查會	黃理事義雄協審
	1100823	臺南市政府 水利局	「樺融建設開發股份有限公司—永康區三村段 555 地號等 1 筆集合住宅新建工程」專用下水道審查會	黃理事義雄協審
	1100914	臺南市政府 水利局	「邵欣地堡建設有限公司—東區自由段 52、57 地號等 2 筆店鋪、集合住宅新建工程」專用下水道變更設計審查(書審)	黃理事義雄協審
	1100917	新北市政府 水利局	「新北市蘆洲水湳溝排水改善暨環境優化工程委託技術服務」工作計畫書及簽證計畫書審查會議	徐理事永郎協審
	1100917	臺南市政府 水利局	陶喜開發建設有限公司—安定區港口段 3212 地號等 1 筆集合住宅新建工程」專用下水道審查(書審)	黃理事義雄協審
	1100924	新北市政府 水利局	新北市平溪區平湖里、東勢里、嶺腳里、薯榔里簡易自來水提報經濟部水利署補助審查會	徐理事永郎出席
	1101001	臺南市政府 水利局	「達麗建設事業股份有限公司—東區新都心段 44 地號等 1 筆店鋪、集合住宅新建工程」專用下水道審查(書審)	黃理事義雄協審

	日期	委託/召開/ 來函單位	事由	說明
審查	1101001	臺南市政府 水利局	「昕暉建設股份有限公司 —永康區市政段 319、 320、321、322 地號等 4 筆 店舖、集合住宅新建工程」 專用下水道審查作業(書 審)	黃理事義雄協審
法規	1100730	行政院環境 保護署	「防止貯存系統污染地下 水體設施及監測設備設置 管理辦法」部分條文修正草 案研商會	楊理事長基振 出席
	1100929		「推動本會年度會員大會 改成會員代表大會」會議	林主任委員威安、 林委員清洲、 陳委員俊明、 吳委員慶龍、 楊理事長基振
紀律	1100726	行政院公共 工程委員會	環境工程科技師○○○懲 戒案申請覆審	姚主任委員宗岳 書審
	1100906	行政院公共 工程委員會	環境工程科技師○○○違 失懲戒案	姚主任委員宗岳、 張委員天益、 林委員清洲、 吳委員昭宏、 吳委員慶龍、 楊理事長基振
	1101002	行政院公共 工程委員會	1. 環境工程科技師○○○ 懲戒案申請覆審 2. 環境工程科技師○○○ 違失懲戒案(2 案)	姚主任委員宗岳、 張委員天益、 林委員清洲、 吳委員昭宏、 吳委員慶龍、 楊理事長基振
學術	1100902		11009-10 會訊	都市污水產能與 除氮--厭氧/好 氧固定生物工法 -陳虹瑤、林正芳
				燃煤電廠視覺污 染改善及 PM _{2.5} 減 量技術探討 -郭子豪
其他	1100819	內政部營建 署、台灣水環 境再生協會	110 污水下水道設施設計解 說及相關手冊邊修訂成果 發表研討會	范振國技師出席

	日期	委託/召開/ 來函單位	事由	說明
其他	110929		「環工技師查核問題問卷調查計畫」討論會議	楊理事長基振、 林常務監事威安、 林永欽技師、 范振國技師

4. 會務

- (1) 與中華民國環境工程技師公會全國聯合會協辦「110 年度水污染防治許可簽證品質精進座談會」
- 北區：110 年 11 月 13 日（淡江大學台北校園 207 階梯教室）
- 南區：110 年 11 月 20 日（奧兒享空間）
- 中區：110 年 12 月 4 日（集思台中新烏日會議中心 富蘭克林廳）
- (2) 第 12 屆第 3 次理監事會原訂於 111 年 1 月 22 日，因遇到春節補班，更改至 111 年 1 月 15 日。

壹拾、提案討論

提案 1· 提案人：理事長
案由：110 年度 1 月至 9 月經費收支提請審議。
說明：如附件一(1 月至 9 月收支決算表、資產負債表及現金出納表)。
決議：照案通過。

提案 2· 提案人：理事長
案由：111 年度預算提請審議。
說明：如附件二(111 年度預算表)。
決議：照案通過。

提案 3· 提案人：理事長
案由：111 年度工作計畫(含委員會，如附件三)提請理事會研議。
決議：照案通過。

提案 4· 提案人：審查委員會
案由：新入會會員名冊提請理事會審核。
說明：新入會共 7 名，如新入會會員名冊卷宗檔。
決議：照案通過。

提案 5・ 提案人：法規委員會

案由：「年度會員大會由會員代表出席」相關章程條文修正草案及會員代表選舉辦法，
提請討論。

說明：如附件四。

決議：修正後通過，再提送會員大會提案。

提案 6・ 提案人：學術委員會

案由：本會會訊投放廣告收費辦法，提請討論。

說明：1. 尺寸：A4

2. 金額：10,000 元/期

決議：經出席理監事過半數同意，會訊投放廣告費用為 8,000 元/期。

壹拾壹、臨時動議

提案 1・ 提案人：黃理事啓明

連署人：高常務理事信福

案由：針對桃園市政府環境保護局請本會協助 111 年度桃園市水污染防治專業技術審查之
事宜，提請討論。

決議：經出席理監事過半數同意，授權由常務理監事討論相關事宜。

壹拾貳、散會