

二重疏洪道礫間接觸牡蠣殼模場水質淨化之影響

The Effect of Water Purification by Oyster Shell Contacted Beds on Erchong Floodway

國立台灣大學
生物環境系統工程學研究所
碩士

郭正翔
Cheng-Shiang Kuo

國立台灣大學
生物環境系統工程學研究所
碩士

石栢岡
Po-Kang Shih

國立台灣大學
生物環境系統工程學系
教授

張文亮*
Wen-Lian Chang

摘要

本研究以廢棄的牡蠣殼作為礫間接觸基質材料，於台北縣二重疏洪道內處理民生污水，共設置四個槽體，分別為水頭控制曝氣牡蠣殼槽、水頭控制礫石槽、水頭控制牡蠣殼槽、管路配水牡蠣殼槽。本研究可提供應用臺灣廢棄牡蠣殼作為礫間接觸處理材料之可行性及其水質淨化之效果。

各槽體之水力停留時間為 0.16-0.34 天，槽體操作實驗結果顯示，水頭控制槽體之水力停留係數比值為 0.7~0.8，槽體具有較高淨化效果。管路配水槽體之水力停留係數比值大於 1.36 時，槽體具有較高淨化效果。故可利用調整入流流量與控制水位達到槽體均勻流流況之最佳水力停留時間。

水質淨化結果顯示，水頭控制牡蠣殼槽之平均單位面積 BOD_5 、懸浮固體、氨態氮、硝酸態氮、氨態氮+硝酸態氮、總磷、正磷之去除量分別可以達到 13.80、51.75、7.20、0.96、4.53、0.53、0.33 g/day.m²。20°C BOD_5 一階分解係數為 2.40 day⁻¹。證明利用牡蠣殼礫間接觸對民生污水有淨化之效益。管路配水牡蠣殼槽對於污水淨化具有較高負荷量。於槽體內部對水體再曝氣可增加並穩定槽體淨化之功效。

關鍵詞：牡蠣殼，礫間接觸，水質淨化。

ABSTRACT

The purpose of this study is to utilize wasted oyster shells as the contacted bed media to purify domestic wastewater on Erchong Floodway, Taipei County. There are four systems, head control and aerated of overland flow with oyster shells system, head control of overland flow with gravels system, head control of overland flow with oyster

*通訊作者，國立台灣大學生物環境系統工程學系教授，10617 台北市羅斯福路四段 1 號，wenlian@ntu.edu.tw

shells system, gated distribution pipe of overland flow with oyster shells system, respectively. This study can provide the availability of using wasted oyster shells and water purification efficiency.

The hydraulic retention time of these systems are 0.16 to 0.34 day. Through operation processes, the head control of overland flow systems performed efficiency purification until the hydraulic retention time ratio between 0.7~0.8. The gated distribution of overland flow systems performed efficiency purification until the hydraulic retention time ratio higher than 1.36. The treatment systems should be managed the influent and water level to construct uniform flow under the optimal hydraulic retention time.

In the results of the head control of overland flow with oyster shells systems, the average of mass removal of BOD₅, SS, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, NH₄⁺-N+ NO₃⁻-N, TP, PO₄³⁻-P were 13.80, 51.75, 7.20, 0.96, 4.53, 0.53, 0.33 g/day.m². The BOD₅ first-order reaction reducing rate constant in 20°C was 2.40 day⁻¹. Consequently, using oyster shells showed the potential for wastewater purification by contacted bed. The gated distribution pipe of overland flow with oyster shells systems performed efficiently under much more wastewater hydraulic loading rate. Re-aerated treatment was able to increase and stabilize the pollution purification.

Keywords: Oyster shell, Contacted bed, Water purification.

一、緒 論

1.1 研究目的

臺灣河川污染嚴重，近年來政府推廣現地污水處理，利用自然淨化之機制達到較低成本與高效能之水質淨化成效，故應用自然處理系統處理都市廢水具有發展潛力。礫間接觸人工濕地，主要利用基質多孔隙之特性，提供微生物附著之表面形成生物膜，藉由不規則形狀之生物膜胞外聚合物，分泌之酵素對於污水中之有機物、氮、磷進行降解或吸收，以期達到水質淨化之效果。

牡蠣殼為臺灣西南沿海養殖鄉鎮常見之廢棄物，若能利用牡蠣殼表面多孔隙之特性與化學組成成分上之特點，不僅降低場址營建成本，並且能移除牡蠣殼廢棄物，改善當地環境衛生條件。故如何利用牡蠣殼作為礫間接觸基質，供生物膜附著以期淨化都市污水有研究之價值。

本研究的目的是在於使用廢棄牡蠣殼作為礫間接觸水質淨化之低成本材質，並探討在不同水流形式與水力停留時間(HRT)操作下，對於礫間

接觸槽體水質淨化之成效評估。預期藉由控制牡蠣殼礫間接觸人工濕地入流流量與水位，提出場址最佳化操作管理之準則。

1.2 文獻探討

自然處理系統對於水質淨化同時具有低造價、低操作維護、高污染去除之特性。低技術與低成本之人工濕地對於都市污水、農業污水之水質自然淨化處理具有發展之潛力(Vymazal *et al.*, 1998)。其中地下流人工濕地具有低成本、高水質淨化效能、低土地利用面積，對於處理都市污水具有發展潛力，且地下流人工濕地由於開放水面少，間接降低人工濕地蚊蟲孳生造成之環境衛生問題(Reed *et al.*, 1988)。地下流人工濕地對於處理家庭污水具有顯著效果。不但能降低出流BOD₅濃度至 15 mg/l 以下，對於處理水中懸浮固體與降低大腸桿菌之菌落數更有明顯效能(Steer *et al.*, 2005)。分析北美濕地數據得到地下流人工濕地之設計 BOD₅ 負荷量(loading rate)最少可達到 80 kg.ha⁻¹.day⁻¹ (Mitchell and McNevin, 2001)。

針對地下流人工濕地場址具有蒸發散、槽體滲漏等環境變動因素影響，現地地下流人工濕地入出流流量兩者均不相等。過去在計算人工溼地水力停留時間(hydraulic retention time, HRT)時，多利用槽體體積除去入出流流量之平均得到一時間，並結合水質淨化效果，作為控制流量之主要依據，故利用達西公式推導出一個地下流人工濕地流況為均勻流時之理論水力停留時間，以作為人工濕地最佳化操作之參考 (Chazarenc *et al.*, 2003)。

以礫石作為濾床之基質提供過濾污水中懸浮固體與作為水中微生物附著之表面。在水質淨化應用上，主要可以去除水中懸浮固體及高濃度有機物之水質(豬糞尿水)，但後續維護上需要注意礫間接觸槽體之阻塞狀況，當槽體有效孔隙降低時，水流易發生滯留現象，水體呈現厭氧。實驗發現在最上層添加粒徑較細之基質可以有效減少水流阻塞情況 (Sun *et al.*, 2007)。

為維持礫間接觸水質淨化處理槽體之效能，具有污泥去除設計和反沖洗之設備，不但可以維持槽體之有效空間，並可將附著在基質表面過厚之生物膜沖去，減少槽體阻塞淤積之現象 (Park *et al.*, 2004)。比較以細砂、黏土、卵石、礫石、活性炭等不同基質作為人工濾床主要濾材並加上種植蘆葦等植栽。實驗顯示黏土加卵石之基質配置對於水中 BOD₅、懸浮固體、鉛、銅之去除率各為 60%、82%、96%、87%。且發現不論有無種植蘆葦，不同基質之濾床並無顯著水質淨化差異。考量到濾材成本價差高達 14 倍，在材料上不一定要選擇具吸附效果之基材，而可以考量較低成本材料之場址建造 (Scholz and Xu, 2002)。

牡蠣分類上屬於異柱目(*Anisomyaria*)，牡蠣科(*Ostreidae*)，世界上目前共發現 18 屬，上百種之牡蠣。台灣最常見之牡蠣為太平洋牡蠣(*Crassostrea gigas*)，此牡蠣本種於 1793 年由 Thunberg 命名。台灣牡蠣多由西部沿海地區養殖，漁民將牡蠣殼掛於海中使牡蠣苗附著生長，主要的養殖方式有平掛法、懸掛法與延繩法。因為產量大，營養價值豐富，又兼具淨化水質之功

能，在 20 世紀初期就開始發展出大規模人工養殖。牡蠣殼主要是牡蠣養殖所產生之副產物，在養殖當地常造成環境衛生的問題(Curtis, 1950)。牡蠣殼成分主要由鈣及其他金屬如鈉、鎂、鉀等...所組成。其中鈣含量佔牡蠣殼乾重達 37.4% (Kwon *et al.*, 2004)。歐美對於牡蠣殼的再利用有廣泛的研究，尤其是牡蠣殼的耐熱、耐壓、易變形且比重大於水的性質使得牡蠣殼具有應用空間(Wheaton, 2007)。

牡蠣殼的強度來自碳酸鈣，穩定度來自結合碳酸鈣的蛋白質。牡蠣殼重量中約含 36%的鈣，或 90%的碳酸鈣，2~3%的蛋白質。牡蠣殼蛋白質的含量中，43.45%的天門冬氨酸(aspartic acid)，與 43.56%的甘氨酸(glycine)。天门冬氨酸在受熱的過程由逐漸溶出，使牡蠣殼逐漸脆化，但是甘氨酸不亦溶出，成為牡蠣殼結構穩定的主要因子 (Totten, 1972)。針對台灣嘉義縣東石鄉廢棄牡蠣殼進行抗壓性實驗，結果呈現牡蠣殼之抗壓性約 20 kg/cm²，故牡蠣殼在不受重壓下，結構屬於穩定之狀態(朱，2008)。對於牡蠣殼化石的研究，與近代的牡蠣殼在物理外型、受力強度與化學成分仍然相似，證明牡蠣殼是高度穩定性的生物物質，因此可作為現地處理的防漏、甚至邊坡穩定之應用(Philip *et al.*, 1969)。故牡蠣殼放在水中不會因部分蛋白質溶出而增加含氮需氧量(NBOD)，適合作為低成本礫間接觸之濾材。

現地處理的方面主要是放在人工濕地作為底質的防漏材料，而且具有吸附水中磷的效果，根據實驗，將牡蠣殼磨成 4-10 mm、2-4 mm、0.1-2 mm 粒徑，其對磷最大的吸附量為 7.7、11.6 與 22.5 mg/kg，成為現地處理的天然材料。研究顯示牡蠣殼就水中磷的吸附迅速，約 10 分鐘就可以達到吸附平衡，以 Freundlich isotherm 來量化，其吸附常數為 1.4×10^{-2} ，n 為 0.71，這與天然碳酸鈣吸附的反應相似 (Nanasivayam *et al.*, 2005)。

牡蠣殼作為地下流人工濕地之濾材，研究發現在水力停留時間為 3.5 天時，對於水中 BOD₅、懸浮固體、氮、磷之濃度去除率為 92.3%、94.4%、85.7%、98.3%。故利用廢棄牡蠣殼作為礫間接觸

基質處理水中有機物、氮、磷具有應用之潛力 (Park, 2008)。

利用生物膜以作為水質淨化工程案例，最早於 1893 年由英國以滴濾池的形式，應用生物膜來作為水質改善淨化的方法，此方法構想來自於河川自淨作用，並發展成為現今現地生物處理法之一。原理主要是利用固定於濾材表面生長之微生物來達到處理水質的目的。生物膜生成之主要條件為：提供生物膜附著之基質、水與營養源。生物膜之形成過程主要分為四個部份：傳遞、附著、增生、剝落。淨化水質與基質上生長之生物膜之種類、構造、厚度、水中營養源多寡、在生物膜內溶氧擴散速度及酵素生物降解之反應速度有關，尤其是生物膜初期在基質表面不斷增殖分泌聚合物之下，達一定厚度，形成具生物氧化機能之好氧性層之厚度，同時也形成溶氧無法到達的厭氧性層。由於生物膜厭氧性層因厭氧分解作用而產生甲烷(CH₄)、二氧化碳(CO₂)、硫化氫(H₂S)、氮氣(N₂)等氣體，減低生物膜與基質表面附著的能力，使生物膜發生脫離基質表面之現象。

礫間接觸處理之除污原理上是利用基質多孔隙之特性，於水中形成生物膜。生物膜是由好氧、厭氧、兼氣之微生物組成，於污水中進行生物分解作用，達到水質淨化。一般而言，礫間接觸之濾材主要提供微生物附著、生長之表面。牡蠣殼上之生物膜呈現垂直瘦長之生物群聚，較一般層狀之生物膜有較大的比表面積，故利用附著牡蠣殼上之微生物降解水中污染物的效能較高 (Volodymyr *et al.*, 2006)。

二、研究理論

2.1 污染物移除率與移除量

以物質入出流濃度之差異作為水質淨化之比較，濃度移除率可寫作

$$C(\%) = \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \times 100 \quad \dots\dots\dots(1)$$

考量物質入出流濃度與槽體入出流流量之差異，並以所佔土地面積作權重，以質量變化的

觀點來探討污染去除量，單位面積移除量為 M (g/ day. m²)

$$M = \frac{C_{in} \times Q_{in} - C_{out} \times Q_{out}}{Area} \quad \dots\dots\dots(2)$$

2.2 BOD₅一階分解係數

假設在實驗渠槽體內，對於牡蠣殼淨化污水水質符合一級次反應

$$-\frac{dC}{dt} = kC \quad \dots\dots\dots(3)$$

即污染物質濃度隨著時間相對增加，濃度與時間微分有著固定之速率減少。當時間 $t = 0$ 時，開始之污染濃度為 C_0 。經過時間 t 後(為操作之 HRT)，污染物質濃度降為 C 。經整理後

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -kHRT \quad \dots\dots\dots(4)$$

其中 C_0 為入流濃度， C 為流出濃度， k 為 BOD₅ 之一階反應係數。並求得溫度校正公式後之 BOD₅ 一階分解係數

$$k_T = k_{20^\circ\text{C}} \times \theta^{T-20} \quad \dots\dots\dots(5)$$

其式中當溫度為 20°C~30°C 時， $\theta = 1.056$ (Mackenzie and David, 2008)。

2.3 理論槽體水力停留時間

調控槽體內部水流狀態時，通常以控制槽體入流流量與槽體水位來進行。水力停留時間為槽體流量控制常用之參考公式。但考量槽體蒸發散、漏水狀態，槽體入出流流量通常不相等，過去多以入出流流量平均，但是可能高估水力停留時間。假設槽體流況為均勻流，且槽體孔係率為一定值，可以推算出槽體流況為均勻流時之理論水力停留時間(Chazarenc *et al.*, 2003)。

假設污水在牡蠣殼間流體運動方式，仍屬達西法則(Darcy's Law)的範圍。根據達西法則，水流通量在水平流方向是水深的梯度

$$q = -K_s \frac{dz}{dx} \quad \dots\dots\dots(6)$$

其中 K_s 為礫間孔隙飽和導水係數。因此，其流量

$$Q = qA \quad \dots\dots\dots(7)$$

其中 A 為放置牡蠣殼之槽體斷面積，即槽體之水深(z)與寬度(l)的乘積，故流量

$$Q = -K_s l z \frac{dz}{dx} \quad \dots\dots\dots(8)$$

經過積分整理後可得

$$\frac{2Qx}{K_s l} = z_0^2 - z^2 \quad \dots\dots\dots(9)$$

其中 z_0 為入流水深，將上式整理後可改寫為

$$z = \sqrt{z_0^2 - \frac{2Q}{K_s l} x} \quad \dots\dots\dots(10)$$

假設槽體孔隙率 ϕ 不隨時間變化，水流在實驗槽體之停留時間

$$dHRT = \frac{dV}{dQ} \quad \dots\dots\dots(11)$$

水流體積為孔隙率乘上槽體體積($V = \phi l z x$)，代入上式

$$dHRT = \frac{\phi l}{Q} z dx \quad \dots\dots\dots(12)$$

將式(13)代入式(15)，可得

$$\int_0^{HRT} dHRT = \frac{\phi l}{Q} \int_0^x \left(z_0^2 - \frac{2Q}{K_s l} x \right)^{\frac{1}{2}} dx \quad \dots\dots\dots(13)$$

故水力停留時間積分整理後可得

$$HRT = \frac{\phi K_s l^2}{3Q^2} z_0^3 \left[1 - \left(1 - \frac{2Qx}{K_s l z_0^2} \right)^{\frac{3}{2}} \right] \quad \dots\dots\dots(14)$$

理論 HRT 之推導假設為水流在槽體內部為一維之均勻流況，且槽體之孔隙率為一定值不隨時間變化，求得之理論水力停留時間為槽體內部流況為均勻流時之流量操作基準。

2.4 槽體水力停留時間

槽體中實際之水力停留時間為

$$HRT_a = \frac{V \times \phi}{Q} \quad \dots\dots\dots(15)$$

假設當槽體水力停留時間 HRT_a 與理論水力停留時間 HRT 的比值 ≥ 1 時，槽體流況理論上是均勻流，水流與牡蠣殼基質上生長之生物膜接觸較均勻，應有較佳之污染去除效果。當比值極大於 1 時，槽體內部水流可能產生靜止流況(dead flow)。而槽體水力停留時間 HRT_a 與理論水力停留時間 HRT 的比值 ≤ 1 時，槽體流況理論上是紊流，此時槽體內之水流可能產生優勢流，水體和牡蠣殼上之生物膜接觸不均勻，污染淨化之效果會降低。

三、材料與方法

3.1 場址背景資料

研究牡蠣殼應用於礫間接觸材料之場址位於臺灣台北縣二重疏洪道內，疏洪三路與疏洪八路交界處，北緯 25° 04' 17"，東經 121° 27' 31"，海拔高度 3.6 公尺。水文上屬於感潮河段，當地水位高程約 1.8 m，水位高度易受漲退潮和頂坎抽水站排水與否影響。當地氣候類型為暖濕副熱帶季風型氣候，月平均氣溫最高 29°C、月平均最低 15°C，相對溼度約 80% 左右。年降雨量可達 2000 mm 以上，但呈現季節分布不均，降雨主要受颱風與熱對流之影響。本區風速受冬季強大之東北季風與夏季和緩之西南季風影響，平均風速 2.6~3.1 m/sec 之間，影響現地蒸發量甚鉅。

3.2 實驗設計

牡蠣殼淨化場址面積約 700 m²，全區配置取水井、沉澱池、曝氣井、四個獨立入出流之礫間處理槽體與放流道，如圖 1、圖 2 所示。依據現場渠道高程測量結果，頂坎抽水站排水基流量水深約 15 公分，為避免產生引水量不足情形，引水工法採用渠底潛深後引水方式，並設置攔污柵以避免河道內垃圾漂入池內。由頂坎抽水站排放污水作為處理水源，經由三具沉水馬達將頂坎排水抽至長 11 公尺、寬 5.5 公尺之沉澱池，作為水中無機物之初步沉澱。在沉澱池尾端曝氣井中利用鼓風機將空氣打入水體再曝氣，曝氣量為

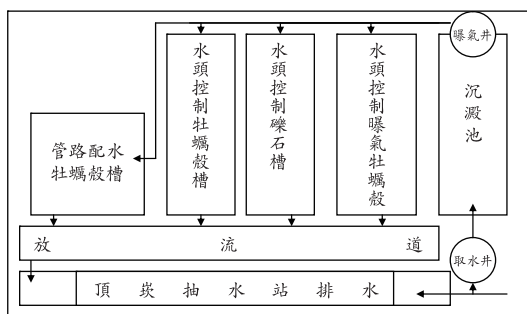


圖 1 礫間處理場址配置示意圖



圖 2 二重疏洪道牡蠣殼礫間接觸場址

2.24 m³/min。並利用重力水頭將水用 100 mm 直徑之 PVC 管分別引入四個槽體，進行礫間接觸水質淨化。最終槽體以 100 mm 直徑之 PVC 材質 F 管獨立出流排入放流道後，再將水排回頂坎排水渠道。槽體處理介質選用未碎裂之牡蠣殼(長徑至少 5 公分)與未篩選粒徑之礫石。各取共 100 個樣本，測量牡蠣殼與礫石之平均長、寬、厚。牡蠣殼平均長 6.76 公分、寬 4.23 公分、厚 0.27 公分。礫石粒徑分佈在 12~40 公分，礫石平均長 21.10 公分、寬 14.79 公分、厚 9.80 公分。

四個槽體依污水入流型態、槽體內部曝氣與否、接觸材料種類之不同與有無裝袋分為命名為：水頭控制曝氣牡蠣殼槽(head control and aerated of overland flow with oyster shells systems)，以槽體代號 A 表示。水頭控制礫石槽(head control of overland flow with gravels systems)，以槽體代號 B 表示。水頭控制牡蠣殼槽(head control of overland flow with oyster shells systems)，以槽體代號 C 表示。管路配水牡蠣殼槽(gated distribution pipe of overland flow with oyster shells systems)，以槽體代號 D 表示 (Tchobanoglous and Schroeder, 1985)，以探討水頭控制曝氣牡蠣殼槽、水頭控制礫石槽、水頭控制牡蠣殼槽、管路配水牡蠣殼槽等四個槽體對污水之淨化效果。

水頭控制槽體之入流乃是利用沉澱池提供之固定水頭高度，採重力入流方式。首先經過一個入流堰溢流進入槽體，避免水體直接衝擊槽體基質，也可以對水中無機固體進行再次沉澱。槽

體基質前後兩側由石籠圍出兩個開放水面，利於進行槽體水位觀測。石籠也作為整流之功用，將入出流流況調整為均勻流。出流乃是採用設計不同高程之 F 管，由槽體出流處底部引水，避免水流產生優勢流之現象。管路配水牡蠣殼槽體入流方式為噴射入流，入流管線由一支主管分支為四支 100 mm PVC 管線，管線兩側上共鑽 46 個直徑 4 mm 之噴流孔。出流管線為三支埋設於牡蠣殼下方之集水管，經由不同設計高程出口之 F 管排出。

對於牡蠣殼濾材於污水水質淨化的追蹤，以進一步瞭解牡蠣殼對於水質改善的效益。採樣期間從 97 年 6 月 24 號至 97 年 10 月 23 號，共 84 次採樣。每次採樣取頂坎排水、曝氣井入流水與五個槽體出流水，總計 7 個水樣。量測現地水溫、pH、溶氧(dissolved oxygen, DO)、電導度(electron conductivity, EC)。紀錄機械式流量計之入流流量與出流流量。監測紀錄槽體各監測井在不同入流流量之水位。水質測定分析項目主要有溶氧(DO)、生化需氧量(BOD₅)、懸浮固體(SS)、氨氮(NH₄-N)、硝酸鹽氮(NO₃-N)、總磷(TP)、正磷酸鹽(PO₄-P)。

利用不同配水入流方式之處理單元，比較不同生物膜附著基質牡蠣殼及礫石對於水中污染物質之去除效果。一般而言，水體只要停留之時間足夠，污染物質去除率便會提升，且去除率也會受限於入流水質濃度變化而有所影響。為達到比較分析之效果，本實驗採用單位面積水中污染物質去除量作為比較。於實驗期間，調控入流水

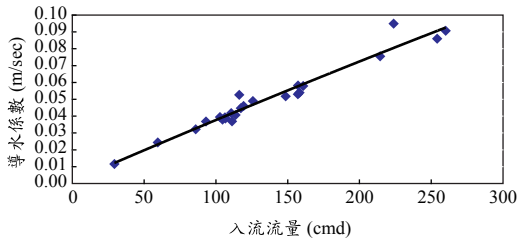


圖 3 水頭控制曝氣牡蠣殼槽飽和導水係數與入流流量之關係

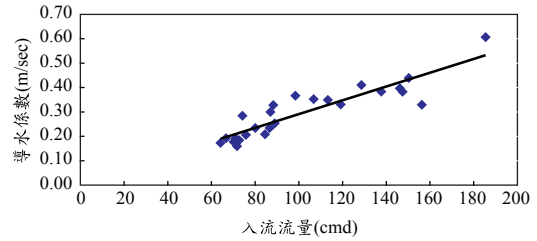


圖 5 水頭控制牡蠣殼槽飽和導水係數與入流流量之關係

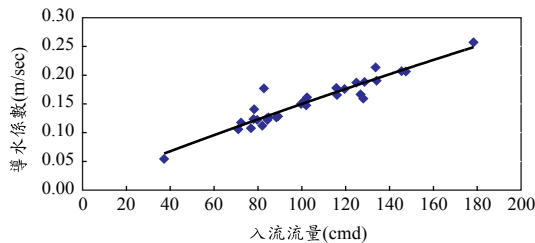


圖 4 水頭控制礫石槽飽和導水係數與入流流量之關係

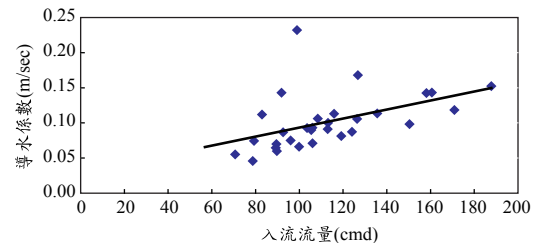


圖 6 管路配水牡蠣殼槽飽和導水係數與入流流量之關係

量及操作槽體水位，以期達到不同基質處理單元之較均勻流況，讓附著生長於基質上之生物膜與水體有較均勻之接觸反應時間，達到利用微生物降解水中污染物質之目的，及提出後續相關場址操作維護之參考依據。

四、結果與討論

4.1 槽體導水係數與入流流量率定

槽體內部之飽和導水係數應該為一穩定變動之數值參數，隨著槽體操作延時之增加、孔隙之改變與淤塞情形出現，飽和導水係數才會隨之改變。但實驗發現槽體實際飽和導水係數之變化，受到入流流量所產生之重力加速度影響甚鉅。在比較不同入流流量時，槽體飽和導水係數隨著流量增加呈現上升之趨勢。故為了後續能推估不同入流流量之槽體飽和導水係數，將民國 97 年 6 月 24 日至 7 月 17 日之採樣資料作為槽體飽和導水係數與不同入流流量之率定，每個槽體得一率定曲線。

由圖 3、4、5 與 6 顯示，槽體飽和導水係數會隨著槽體入流流量增加，呈現上升之趨勢。在

相同入流流量條件下，水頭控制牡蠣殼槽之飽和導水係數較水頭控制礫石槽體大。比較水頭控制曝氣牡蠣殼槽與水頭控制牡蠣殼槽之飽和導水係數發現，有曝氣之槽體在相同入流流量條件下導水係數低了 10 倍左右，可能原因為曝氣產生之上升氣泡降低了槽體中水平方向之導水係數。

此外，在相同入流流量條件下，管路配水牡蠣殼槽體之飽和導水係數比水頭控制牡蠣殼槽體之飽和導水係數低了 3 倍左右。可能原因為引水方式之不同，槽體垂直方向之水流運動降低水平流向水流速度。

4.2 水力停留係數比值與水質淨化效果比較

— BOD₅ 去除量

以質量守衡原理，考量去除污染項目之入出流濃度變化、各槽體入出流流量及各槽體佔地面積大小，以單位面積污染項目去除量作為較客觀之參考依據，探討各槽體之淨化效果。水頭控制曝氣牡蠣殼槽、水頭控制礫石槽、水頭控制牡蠣殼槽、管路配水牡蠣殼槽以處理單元 A、B、C、D 分別代表。

表 1 各處理單元單位面積 BOD₅ 去除量

處理單元	單位面積 BOD ₅ 去除量		去除最大 BOD ₅ 之入流濃度 (mg/L)	去除最大 BOD ₅ 之 HRT _a (day)	去除最大 BOD ₅ 之 HRT (day)	$\frac{HRT_a}{HRT}$
	平均±標準差 (g/day.m ²)	最大值 (g/day.m ²)				
A	17.32 ± 14.12	57.07	23.7	0.10	0.08	0.75
B	8.19 ± 10.33	60.40	25.0	0.03	0.02	0.73
C	13.80 ± 19.68	90.81	23.7	0.07	0.06	0.79
D	9.39 ± 8.07	29.39	23.7	0.26	0.27	1.03

註：本表格中 BOD 去除量最大值是指 97 年 6 月至 10 月於現地實驗數據分析之結果中的最大值，期間 BOD 入流濃度介於 3.4~27.8 mg/L。

本模場進行之研究主要探討在不同流況下，牡蠣殼與礫石作為不同形式礫間接觸槽體之基質對於水中 BOD₅ 淨化之效果。由於不同之槽體流量與水位控制，使得每個槽體有不同之水力停留時間，對污染項目之淨化效果產生差異。故列出單位面積 BOD₅ 去除量之最佳值、水力停留係數比值，探討在不同流況下各槽體對於 BOD₅ 去除效能之探討。在此去除量之最大值是指 97 年 6 月至 10 月於現地實驗數據分析之結果中的最大值，受限於實驗期間入流水中污染物質濃度之範圍，其最大值僅代表實驗期間相同入流水源，不同流量與水位控制下，各處理單元之水中污染物質單位面積去除量。

由表 1 可知，發現牡蠣殼為基質之礫間接觸槽體，其單位面積 BOD₅ 去除量之平均值皆大於礫石為基質之槽體。推測為牡蠣殼提供較大之比表面積，增加微生物與水中有機物作用之機會。因曝氣之設計，提供微生物好氧分解有機物之條件，水頭控制曝氣牡蠣殼槽之 BOD₅ 去除量大於其他槽體，且效能相對穩定。

由可知比較不同基質槽體之最大單位面積 BOD₅ 去除量，顯示水頭控制牡蠣殼槽高於水頭控制礫石槽。但是水頭控制牡蠣殼槽與水頭控制礫石槽之最大單位面積 BOD₅ 去除量高於水頭控制曝氣牡蠣殼槽。可能原因為較高之入流流量，其中夾雜著固態與溶解性之有機物，牡蠣殼與礫石排列形成之物理攔阻效果，將部分 BOD₅ 截流於槽體中，並非由生物膜進行分解，因此可能高估水頭控制牡蠣殼及礫石槽之單位面積 BOD₅ 去除量。

管路配水牡蠣殼槽可能原因是位於入流管

線之最末端，管線內部摩擦損失使得入流流量較小，導致槽體內部流速太慢，水體停留時間過長，槽體中呈現厭氧狀態，低估其單位面積 BOD₅ 去除量。

結果顯示，利用不同入流方式與基質之礫間接觸槽體作為水質淨化之現地處理，在短時間內可以達到較佳之單位面積 BOD₅ 去除量。代表此類型之場址對於污水中之 BOD₅ 具有淨化效果，且具有低土地面積利用、高污染淨化之效果。

探討水力停留係數比值對於單位面積 BOD₅ 去除量之關係，發現水頭控制槽體在此比值為 0.75~0.80 之間達到最佳淨化效果。管路配水槽體在此比值為 1.03 時，達到最佳淨化效果，但是其 BOD₅ 去除量仍遠低於其他槽體。

管路配水牡蠣殼槽效能較低之原因為污水在槽體內部流經之時間不同。由於管路配水槽體入流孔甚多，有些入流噴射口與出流口之距離較短，導致污水經過生物膜淨化之時間較短、效能表現較差。水頭控制槽體水流路徑較長，由於沉澱及基質物理性阻隔性質，在相對較高入流流量下，能達到較佳 BOD₅ 去除量。

4.3 水力停留係數比值與水質淨化效果比較

— BOD₅ 一階分解係數(20°C)

假設水體中 BOD₅ 之濃度隨著時間變化符合一階反應動力式，可以求得一係數，代表此槽體中 BOD₅ 之分解效能。此係數越高，代表此槽體對於 BOD₅ 之淨化效能越高。由表 2 可知，槽體以礫石為基質，其 BOD₅ 一階分解係數高於以牡蠣殼為基質之槽體。礫石槽體之 BOD₅ 一階分解係數較其他槽體高之可能原因為礫石物理阻攔

表 2 各處理單元 BOD₅ 一階分解係數(20℃)

處理單元	BOD ₅ 一階分解係數		去除最大 BOD ₅ 之入流濃度 (mg/L)	去除最大 BOD ₅ 之 HRT _a (day)	去除最大 BOD ₅ 之 HRT (day)	$\frac{HRT_a}{HRT}$
	平均±標準差 (day ⁻¹)	最大值 (day ⁻¹)				
A	2.69 ± 2.58	10.97	8.2	0.11	0.08	0.75
B	3.08 ± 3.15	14.79	13.0	0.04	0.03	0.73
C	2.40 ± 2.74	12.60	13.0	0.08	0.06	0.79
D	1.24 ± 1.21	6.15	13.0	0.10	0.14	1.36

註：本表格中 BOD 去除量最大值是指 97 年 6 月至 10 月於現地實驗數據分析之結果中的最大值，實驗期間 BOD 入流濃度介於 3.4~27.8 mg/L。

表 3 各處理單元單位面積 SS 去除量

處理單元	SS 單位面積去除量		去除最大 SS 之入流濃度(mg/L)	去除最大 SS 之 HRT _a (day)	去除最大 SS 之 HRT (day)	$\frac{HRT_a}{HRT}$
	平均±標準差 (g/day.m ²)	最大值 (g/day.m ²)				
A	53.08 ± 32.27	126.79	41.0	0.15	0.12	0.82
B	25.10 ± 19.89	88.51	40.0	0.04	0.03	0.79
C	51.75 ± 41.75	160.54	41.0	0.07	0.06	0.80
D	26.55 ± 15.37	72.80	50.0	0.10	0.13	1.34

註：本表格中 SS 去除量最大值是指 97 年 6 月至 10 月於現地實驗數據分析之結果中的最大值，實驗期間 SS 入流濃度介於 10.2~65.0 mg/L。

之特性與較短之水力停留時間影響，導致係數高估。

水頭控制曝氣牡蠣殼槽體因著曝氣之設計，效能維持較穩定。水頭控制牡蠣殼槽其最大 BOD₅ 一階分解係數高於曝氣牡蠣殼槽體。推測因為曝氣槽體與固定水頭高程差最小，槽體體積又最大，導致入流流量較低。加上牡蠣殼排列之阻隔特性，水頭控制牡蠣殼槽因著入流流量較大，水力停留時間短而高估係數。

4.4 水力停留係數比值與水質淨化效果比較

— SS 去除量

各槽體對於 SS 之去除機制為沉澱、生物膜吸附與牡蠣殼排列產生之阻隔特性。由表 3 可知，牡蠣殼較礫石可以對於水中懸浮固體提供更佳之物理攔阻效果，並提供較大之單位面積 SS 去除量。其中水頭控制槽體之牡蠣殼槽體由於行水路徑較長，故去除效果顯著。

管路配水槽體也可以藉由調控入流流量，達到較大之單位面積 SS 去除量。但是由於槽體出流方式，故沉澱之 SS 會排出槽體，降低去除效

益。優點為：槽體不易阻塞，並方便後續之維護與清理。如果增加對於水體之曝氣，可以將有機之固體懸浮物質有效淨化，大幅提高 SS 去除效益。結果顯示：在較短之水力停留時間條件下，水頭控制牡蠣殼槽在單位面積 SS 去除量上有最佳表現。

4.5 水力停留係數比值與水質淨化效果比較

— 氨態氮與硝酸態氮去除量

水體中氨態氮之移除，主要藉由硝化細菌於好氧環境下，消耗氧氣氧化氨態氮成為硝酸態氮。由於礫間接觸槽體可以提供較接近空氣之好氧環境，並在槽體底部提供較厭氧之還原條件，讓硝酸態氮還原成氮氣，釋放於大氣中。由表 4 可知，曝氣可利於硝化作用進行，將氨態氮氧化成硝酸態氮，減少氨態氮之總量。其餘未曝氣之槽體，對於氨態氮之濃度移除率之效能較不穩定。此外，水頭控制槽體提供較長之水流路徑，故對於氨態氮之去除較管路配水槽體佳。發現較大之入流流量會帶入較多氧氣進入水體，利於硝化作用之進行。

表 4 各處理單元單位面積氨態氮去除量

處理單元	氨態氮單位面積去除量		去除最大氨態氮之入流濃度(mg/l)	去除最大氨態氮之 HRT _a (day)	去除最大氨態氮 HRT (day)	$\frac{HRT_a}{HRT}$
	平均±標準差 (g/day.m ²)	最大值 (g/day.m ²)				
A	9.28 ± 8.58	32.16	22.15	0.14	0.10	0.74
B	4.19 ± 6.31	36.59	19.80	0.04	0.03	0.73
C	7.20 ± 11.78	55.77	19.80	0.08	0.06	0.79
D	3.60 ± 5.28	26.42	19.80	0.10	0.14	1.36

註：本表格中氨態氮去除量最大值是指 97 年 6 月至 10 月於現地實驗數據分析之結果中的最大值，實驗期間氨態氮入流濃度介於 1.0~24.6 mg/L。

表 5 各處理單元單位面積硝酸態氮去除量

處理單元	硝酸態氮單位面積去除量		去除最大硝酸態氮之入流濃度(mg/l)	去除最大硝酸態氮之 HRT _a (day)	去除最大硝酸態氮之 HRT (day)	$\frac{HRT_a}{HRT}$
	平均±標準差 (g/day.m ²)	最大值 (g/day.m ²)				
A	-1.15 ± 1.62	2.34	2.70	0.14	0.10	0.68
B	0.34 ± 0.61	2.50	2.43	0.04	0.03	0.73
C	0.96 ± 1.63	8.26	2.23	0.08	0.07	0.83
D	0.42 ± 0.71	3.42	2.43	0.10	0.14	1.36

註：本表格中硝酸態氮去除量最大值是指 97 年 6 月至 10 月於現地實驗數據分析之結果中的最大值，實驗期間硝酸態氮入流濃度介於 0.04~2.8 mg/L。

表 6 各處理單元單位面積氨態氮+硝酸態氮之去除量

處理單元	氨態氮+硝酸態氮單位面積去除量		去除最大氨態氮之入流濃度 (mg/l)	去除最大硝酸態氮之入流濃度 (mg/l)	最大之 HRT _a (day)	最大之 HRT (day)	$\frac{HRT_a}{HRT}$
	平均±標準差 (g/day.m ²)	最大值 (g/day.m ²)					
A	8.13 ± 8.44	32.66	22.15	2.37	0.14	0.10	0.74
B	4.53 ± 6.44	39.09	19.80	2.43	0.04	0.03	0.73
C	8.16 ± 12.29	60.60	19.80	2.43	0.08	0.06	0.79
D	4.02 ± 5.52	29.84	19.80	2.43	0.10	0.14	1.36

註：本表格中氨態氮+硝酸態氮去除量最大值是指 97 年 6 月至 10 月於現地實驗數據分析之結果中的最大值，實驗期間氨態氮入流濃度介於 1.0~24.6 mg/L；硝酸態氮入流濃度介於 0.04~2.8 mg/L。

研究顯示各槽體對於單位面積氨態氮去除量以水頭控制曝氣牡蠣殼槽具有較佳之效能，水頭控制曝氣牡蠣殼槽次之。可能牡蠣殼之表面積，提供更多硝化細菌之生長環境。

由表 5 得知，因為水體中不斷曝氣之結果，水頭控制曝氣牡蠣殼槽的硝酸態氮去除量多為負值。水頭控制牡蠣殼槽體對於單位面積硝酸態氮去除量有較佳效果。

考量到曝氣與否會造成水中氮的型態改變，故以入流之氨態氮+硝酸態氮之總量減去出流之氨態氮+硝酸態氮之總量，得到各槽體較客

觀之氮去除量。由表 6 可知，雖然曝氣會影響水中氮之型態改變，但是比較入流總量減出流總量結果發現，水頭控制牡蠣殼槽對氮之去除具有最佳效能。

4.6 水力停留係數比值與水質淨化效果比較

一正磷與總磷去除量

由表 7 知，牡蠣殼較礫石礫間接觸有較佳之磷酸鹽去除量。推測是本身牡蠣殼材質對於磷酸鹽產生化學反應。水頭控制牡蠣殼槽體對於單位面積正磷去除量效能較佳，可能與其流

表 7 各處理單元單位面積正磷去除量

處理單元	單位面積正磷去除量		去除最大正磷之入流濃度(mg/l)	去除最大正磷之 HRT _a (day)	去除最大正磷之 HRT (day)	$\frac{HRT_a}{HRT}$
	平均±標準差 (g/day.m ²)	最大值 (g/day.m ²)				
A	0.48 ± 0.67	3.20	0.64	0.05	0.04	0.72
B	0.28 ± 0.39	1.80	0.72	0.05	0.04	0.74
C	0.33 ± 0.70	1.97	0.64	0.07	0.07	1.06
D	0.27 ± 0.39	1.74	1.45	0.27	0.53	1.95

註：本表格中正磷去除量最大值是指 97 年 6 月至 10 月於現地實驗數據分析之結果中的最大值，實驗期間正磷入流濃度介於 0.07~1.5 mg/L。

表 8 各處理單元單位面積總磷去除量

處理單元	單位面積總磷去除量		去除最大總磷之入流濃度(mg/l)	去除最大總磷之 HRT _a (day)	去除最大總磷之 HRT (day)	$\frac{HRT_a}{HRT}$
	平均±標準差 (g/day.m ²)	最大值 (g/day.m ²)				
A	0.74 ± 0.83	2.91	0.78	0.05	0.04	0.72
B	0.47 ± 0.54	2.61	1.28	0.03	0.02	0.73
C	0.53 ± 1.29	3.02	1.46	0.07	0.06	0.80
D	0.49 ± 0.52	2.38	1.93	0.27	0.53	1.95

註：本表格中總磷去除量最大值是指 97 年 6 月至 10 月於現地實驗數據分析之結果中的最大值，實驗期間總磷入流濃度介於 0.13~3.1 mg/L。

表 9 牡蠣殼不同粒徑之物理性質

名稱	流況	粒徑 (mm)	假比重 (g/cm ³)	真比重 (g/cm ³)	孔隙率 (%)	比表面積 (10 ³ m ² /m ³)
整片蚵殼(水頭控制)	水平流為主	67	1.07~1.29	—	83	—
整片蚵殼(管路配水)	垂直流為主	67	1.07~1.29	—	77	—
牡蠣殼*(磨碎過篩)	垂直流	>0.6	1.01	2.13	52.3	2130
牡蠣殼*(磨碎過篩)	垂直流	0.3-0.6	0.83	1.99	58.3	7960

註：*代表 Park, 2008 數據整理。

經路徑較長，與生物膜及牡蠣殼反應時間較長之關係。

由表 8 知，牡蠣殼較礫石之礫間接觸有較佳之總磷去除量。推測是本身牡蠣殼材質對於磷酸根產生化學反應。水頭控制牡蠣殼槽體對於單位面積總磷去除量效能較佳。

4.7 以牡蠣殼為材質進行水質淨化結果比較

Park 在 2008 年發表以牡蠣殼作為地下流人工濕地之濾材實驗，以小型的人工濕地配合牡蠣殼過濾池，容量約為 187 公升。研究發現在水力停留時間為 3.5 天時，對於水中 BOD₅、懸浮固體、氮、磷之濃度去除率為 92.3%、94.4%、

85.7%、98.3%，本研究亦針對五種污染物進行分析，比較結果如表 9、10。本研究為現地試驗，水力停留時間較短(0.16-0.34 天)，結果顯示，對於以較長的水力停留時間(3.5 天)的實驗設計下，並給予較高濃度的污水入流，對於污染物的去除率相較於本研究均有較佳的表現。

在現地試驗中，曝氣之牡蠣殼槽體有較佳之 BOD 去除率，推測為動力曝氣增加水中溶氧，提供附著微生物進行好氧分解水中有機物。在強調低能源消耗之情形控制下，可發現管路配水流況下之牡蠣殼槽體有較佳之 BOD 去除效率。相較於礫石，牡蠣殼具有較佳之 SS 去除效率，即使於短時間之水力停留時間下，仍有接近 50%之

表 10 以牡蠣殼作為基質對於各污染物去除效率之比較

名稱	水流形式	HRT (day)	BOD			SS			NH ₄ -N		
			入流 (mg/L)	出流 (mg/L)	去除率 (%)	入流 (mg/L)	出流 (mg/L)	去除率 (%)	入流 (mg/L)	出流 (mg/L)	去除率 (%)
水頭控制曝氣牡蠣殼槽	水平流	0.34	14.1 ± 6.0	8.1 ± 5.5	42.5	31.8 ± 10.2	8.6 ± 6.9	73.0	8.7 ± 4.5	4.8 ± 4.2	44.8
水頭控制牡蠣殼槽	水平流	0.23	14.1 ± 6.0	12.7 ± 6.4	9.9	31.8 ± 10.2	17.0 ± 8.0	46.5	8.7 ± 4.5	8.6 ± 4.5	1.1
管路配水牡蠣殼槽	垂直流	0.32	14.1 ± 6.0	10.4 ± 4.4	26.2	31.8 ± 10.2	16.9 ± 8.2	46.9	8.7 ± 4.5	8.4 ± 3.8	3.4
*人工濕地 + 牡蠣殼過濾池	垂直流	3.5	36.4 ± 12.7	2.8 ± 1.9	92.3	55.6 ± 37.9	3.1 ± 2.4	94.4	18.1 ± 6.5	2.5 ± 3.37	86.2
水頭控制礫石槽	水平流	0.16	14.1 ± 6.0	11.4 ± 5.3	19.1	31.8 ± 10.2	20.8 ± 9.6	34.6	8.7 ± 4.5	9.3 ± 4.8	-6.8

名稱	水流形式	HRT (day)	NO ₃ -N			PO ₄ -P		
			入流 (mg/L)	出流 (mg/L)	去除率 (%)	入流 (mg/L)	出流 (mg/L)	去除率 (%)
水頭控制曝氣牡蠣殼槽	水平流	0.34	0.72 ± 0.71	1.80 ± 1.00	-150	0.65 ± 0.29	0.61 ± 0.18	6.2
水頭控制牡蠣殼槽	水平流	0.23	0.72 ± 0.71	0.40 ± 0.43	44.4	0.65 ± 0.29	0.69 ± 0.25	-6.2
管路配水牡蠣殼槽	垂直流	0.32	0.72 ± 0.71	0.57 ± 0.66	20.8	0.65 ± 0.29	0.70 ± 0.24	-7.7
人工濕地 + 牡蠣殼過濾池	垂直流	3.5	N.D	N.D*	—	17.9 ± 3.4	0.3 ± 0.41	98.3
水頭控制礫石槽	水平流	0.16	0.72 ± 0.71	0.53 ± 0.52	26.4	0.65 ± 0.29	0.64 ± 0.28	1.5

註：*代表 Park, 2008 數據整理。

SS 去除效率。從氮氮的去除效果可以得知，曝氣與較長之反應時間可以增加水中氮氮之氧化，進一步進行脫氮反應，不同流況之牡蠣殼槽體，在短水力停留時間(高水力負荷)下，對於水中氮氮之去除反應不佳。對於硝酸鹽氮而言，水頭控制牡蠣殼槽體對於水中硝酸態氮之去除效率較佳，水頭控制曝氣牡蠣殼槽體由於曝氣造成出流水中硝酸態氮濃度增加。由於實驗期間場址單元總磷與正磷酸鹽入流濃度較低(各為 1.0 ± 0.5 與 0.65 ± 0.29 mg/L)，故利用牡蠣殼本身材質特性作為水中磷酸根之去除率較低，甚至有可能因為微生物對於有機磷之分解，造成去除率為負值之現象。不過由 Park, 2008 之實驗結果可以得知：牡蠣殼對於水中高濃度正磷(17.9 ± 3.4 mg/L)在適當反應時間下(HRT = 3.5 日)，有顯著之去除效率。

五、結論與建議

5.1 結論

1. 牡蠣殼作為礫間接觸基質供生物膜附著生

長，對於淨化水中 BOD、SS、氨態氮、硝酸態氮、總磷、正磷具有應用價值。

2. 水頭控制牡蠣殼槽對於單位面積水中 BOD、懸浮固體、氨態氮、硝酸態氮、氨態氮 + 硝酸態氮、總磷、正磷之去除量可以分別達到 13.80、51.75、7.20、0.96、4.53、0.53、0.33 g/day.m²，BOD 之一階分解係數(20°C)為 2.40 day⁻¹。由於不需要額外槽體內部之曝氣裝置與花費，處理頂炭抽水站排放之民生污水淨化具有較佳效能。
3. 實驗結果顯示，管路配水牡蠣殼槽內部流況為均勻流之理論 HRT 較水頭控制牡蠣殼槽體之理論 HRT 短。管路配水牡蠣殼槽體由於入流流量較低，無法推測其槽體淨化污染之最大實際效能，故與水頭控制槽體比較，其淨化效益較小。
4. 比較各槽體水力停留係數比值與汙染去除量之關係，結果顯示水頭控制槽體水力停留係數比值為 0.7~0.8 之間時，槽體出現最佳汙染去除值。管路配水牡蠣殼槽水力停留係數比值大

於 1.36 時，槽體出現最佳汙染去除值。

5. 比較不同槽體推估之可處理 BOD 入流濃度與單位面積 BOD 去除量顯示，水頭控制曝氣牡蠣殼槽體效能最高。

5.2 建議

1. 建立礫間接觸槽體初期不同水深之孔隙率與不同入流量之飽和導水係數，以提供後續場址維護操作之管理依據。
2. 以營造槽體內部均勻流之流況，建立槽體不同水位均勻流理論 HRT 之入流流量，作為槽體最佳化操作中流量與水位管理之依據。
3. 由實驗數據得知，假設管路配水牡蠣殼槽內部流況為均勻流之理論 HRT 較水頭控制槽體小。建議可以增加管路配水牡蠣殼槽入流負荷量，以評估其實際汙染去除效益。
4. 以不同水力停留係數比值，作為不同流況下之各槽體汙染淨化效果之探討。仍需更多實驗數據支持此假設。
5. 本實驗以模場建置後 120 日之採樣數據為結果探討。建議進行持續監測，作為後續國內利用牡蠣殼作為礫間接觸場址基質設置之參數。

六、誌謝

本文承蒙行政院國家科學委員會經費支援方得以圓滿完成，計畫名稱：應用牡蠣殼作為人工濕地水質淨化材質之研究(97-2313-B-002-039-MY3)，在此謹表謝意。

參考文獻

1. 二重疏洪道濕地水質淨化園區規劃及基本設計委託技術服務，2007。財團法人台灣水利環境科技研究發展教育基金會。
2. 河川水質現地處理之礫間處理工程手冊，2008。行政院環境保護署。
3. 郭正翔，2009，牡蠣殼礫間處理初期操作對都市污水之淨化，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所碩士論文。
4. Chazarenc, F., Merlin G. and Gonthier, Y., 2003. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 21: 165-173.
5. Curtis, L. N., 1950. Treasures in troubled waters – the plight of the oyster. *The Scientific Monthly*, February: 105-110.
6. David, K. T., Franklin, D. D., and Ralph, W. G. W., 1972. Amino-acid composition of heated oyster shells. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 69(4): 784-785.
7. Kwon, H. B., Lee, C. W., Jun, B. S., Yun, J. D., Weon, S. Y. and Ben K., 2004. Recycling waste oyster shells for eutrophication control. *Resources, Conservation and Recycling*, 41(1): 75-82.
8. Mackenzie L. D. and David A. C., 2008. Introduction to Environmental Engineering, 4th Ed. McGRAW. HILL Companies, Inc. New York, USA. P.365.
9. Mitchell, C. and McNevin, D., 2001. Alternative Analysis of BOD Removal in Subsurface Flow Constructed Wetlands Employing Monod Kinetics. *Water Resource*, 35(5): 1295-1303.
10. Nanasivayam, C., Sakoda A., and Suzuki M., 2005. Removal of phosphate by adsorption onto oyster shell powder – kinetic studies, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 80: 356-358.
11. Park, Y. S., Moon, J. H., Kim, D. S. and Ahn, K. H., 2004. Treatment of a polluted stream by a fixed-bed biofilm reactor with sludge discharger and backwashing system. *Chemical Engineering Journal*, 99: 265-271.
12. Park, W. H. and Polprasert, C., 2008. Roles of oyster shells in an integrated constructed wetland system designed for P removal. *Ecological Engineering*, 34(1): 50-56.
13. Philip, M., Franklin, D. D., and Ralph, W. G. W., 1969. The composition of fossil oyster shell proteins. *Biochemistry: Matter et al.*, 64: 970-972.
14. Reed, S. C., Middlebrooks, E. J. and Crites, R. W., 1988. Natural Systems for Waste Management and Treatment, 1st Ed. McGraw-Hill, Inc.

- USA.
15. Scholz, M. and Xu, J., 2002. Comparison of Constructed Reed Beds with Different Filter Media and Macrophytes Treating Urban Stream Water Contaminated with Lead and Copper. *Ecological Engineering*, 18: 385-390.
 16. Seo, D. C., Cho, J. S., Lee, H. J., and Heo, J. S., 2005. Phosphorous retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. *Water Resource*, 39: 2445-2447.
 17. Skenzel, H. B., 1963. Aragonite and calcite as constituents of adult oyster shells, *Science*, 142: 232-233.
 18. Steer, D. N., Fraser, L. H. and Seibert, B. A., 2005. Cell-to-cell Pollution Reduction Effectiveness of Subsurface Domestic Treatment Wetlands. *Bioresource Technology*, 96: 969-976.
 19. Sun, G., Zhao, Y. Q. and Allen, S. J., 2007. An Alternative Arrangement of Gravel Media in Tidal Flow Reed Beds Treating Pig Farm Wastewater. *Water Air Soil Pollution*, 182: 13-19.
 20. Tchobanoglous, G. and Schroeder, E. D., 1985. *Water Quality*. Addison-Wesley Publishing Company, Inc. U.S.A.
 21. Thornley, J. H. M. and Johnson, I. R., 1990. *Plant and Crop Modelling*. Oxford University, U. K.
 22. Totten, D. K., Daridson, F. D. and Wyckoff, R. W. G., 1972. Amino-acid composition of heated oyster shells, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 69: 784-785.
 23. Volodymyr, I., Olena, S., Prakitsin, S. and Piamsak M., 2006. Aggregation of ammonia-oxidizing bacteria in microbial biofilm on oyster shell surface. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 22(8): 807-812.
 24. Vymazal, J., 1998. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Czech Republic.
 25. Wheaton, F., 2007. Review of oyster shell properties - part II. thermal properties. *Aquacultural Engineering*, 37: 14-23.

收稿日期：民國 98 年 9 月 22 日

修正日期：民國 99 年 1 月 14 日

接受日期：民國 99 年 1 月 19 日