

書 報 研 讀

題目：Aquaculture sludge removal and stabilization
within created wetland

人工溼地應用於水產養殖污泥之穩定及去除

作者：Steven T. Summerfelt, Paul R. Adler, D. Michael
Glenn, Ricarda N. Kretschmann

出處：Aquaculture Engineering 19 (1999) 81-92

指導老師：王裕文老師

報告學生：楊雯惠

報告日期：89 年 10 月 26 日

報告時間：上午 10 時

報告地點：農藝系館 112 室

摘要

本研究的目的是要調查水產養殖設施中的淨化反沖洗設備 (clarifier backwash)所排放出的濃縮固形物之處理方法。固形物消除及穩定藉由兩種不同水流方式的人工濕地類型來進行：(1)垂直式，水流經具孔隙的材質；(2)水平式，水流經土壤表面及植物草籬。準備六個長寬高尺寸為 3.7 X 1.2 X 0.8-公尺的小單位人工濕地，以提供兩種不同濕地處理各做三個重複。於西元 1994 年 11 月取約等量之培地茅(vetiver, *Vetiveria zizanioides*)分彙分別種植在各濕地處理上。從西元 1995 年 5 月 12 日至西元 1996 年 2 月 28 日止，以每天六次的方式將污泥(sludge)導入兩種濕地處理上，而且沒有預做乾燥循環的工作。污泥以每天 1.35 公分的速率或每年每平方公尺約 30 公斤乾燥固形物的速率流放在濕地上。由此為時短暫的研究顯示垂直式水流及水平式水流濕地分別可以移除 98 及 96%的懸浮固形物(TSS, Total suspended solids), 91 及 72%的總化學需氧量(total COD, total chemical oxygen demand), 81 及 30%的可分解化學需氧量(dissolved COD)。兩種濕地均可移除大部分(82-93%)的全氮量(total kjeldahl nitrogen), 磷(phosphorus)以及可溶性磷酸鹽(dissolved phosphate)。在試驗最後測量污泥的深度以及 TVS, 顯示在濕地中發生大量的礦化作用；溼地處理的污泥其總揮發性固形物(TVS, Total

volatile solids)含量比未處理之污泥低 50%。

1. 前言

為減輕漁塭排放的固形物及營養源對環境所產生的影響，通常在處理程序及法令上會要求對排放物加以清除。(Bastian, 1992; Ewart et al., 1995; Idaho DEQ, 1998)。水產養殖系統通常有兩個分離的排放口，內含固形物和/或營養物，如果未對排放物進行處理，對於接受放流水體的水質將有負面影響。當系統有兩個分離的放流系統，最大量的放流物通常含有相當低程度的固體和營養物，特別是氮和磷。沉澱的固形物經過反沖洗後的放流物其量相對地比較少但卻含有高濃縮的有機固形物。可沉澱的固形物通常會再次經過沉澱池加以沉澱而最終以含 3 至 10 % 固形物的濃縮污泥形式再將之由沉澱池移除 (Westers, 1991; Bergheim et al., 1993; Chen et al., 1997; Idaho DEQ, 1998)。處理這種濃縮的污泥就變成一個議題。

美國很多州以污泥是廢水處理的剩餘產物而將水產養殖污泥分級並認定為是工業或民生的廢棄物 (Bastian, 1992; Ewart et al., 1995)。然而其他州卻認為水產養殖污泥是一種農業廢棄物，因為它的組成成分包含肥料和剩餘飼料，因此被認定是一種無害的營養源。當被分級為水產養殖廢棄物時，水產養殖污泥就不被認為是一種負擔，因為它可以有利地應用在土地作為農作物的肥料。使用水產養殖排放

物當作投資以生產另一產品可以全面改善設施的永續性。許多技術可以處理水產養殖排放物中的營養源或生物性固形物，同時還可以生產其他高經濟價值的產品，例如高價值的蔬果(Adler et al., 1996a,b,c)、草坪草(Adler et al., 1996d)及有機堆肥(Adler et al., 1996c)。雖然回收利用放流的水是有許多值得思考的論點，但是有時候卻很難發展技術和市場需求去支持將回收利用作為流出物處理的一種形式。在水產養殖設施中回收利用固形廢物最常用的兩種方法是土地施用和堆肥(Ewart et al., 1995;Chen et al.,1997; Idaho DEQ, 1998)。據 Ewart et al.(1995)指出，許多州以病原菌、重金屬及其他污染源的含量以及施用量為準則或法令來規範堆肥及其它有機性廢棄物(包含污水)直接施用於土地。尤其是施用量的部分，是依據營養元素的成分、土壤質地以及植物吸收養分的特性來設定，以避免逕流及地下水源的污染(Ewart et al., 1995; Chen et al., 1997)。在人口密集區，臭味則是另一個限制土地施用的因子。污泥從製造的地方運送至另一個地方處理或重新利用，在污泥處理上是一項花費頗多的因素，因為濃縮的污泥中含有超過 90%的水分(Black and Veatch LLP, 1995;Reed et al., 1995)。

根據水產養殖設施的所在地以及當地的管理規則，一個水產養殖設施所能選用的污泥處理方式是有限且昂貴的。如果無法在水產養殖設施附近進行土地施用，就地將排出之濃縮固形物集中以不複雜、易

維持並具有植生的系統來處理可減低固形物處理的成本(Outwater, 1994)。

水平流式人造溼地系統(HFW, created horizontal flow wetland ; 就是水流經地表的溼地類型)過去曾經成功地應用在處理高濃度水產養殖廢水(Pardue et al., 1994)以及其它農業、民生和工業廢水 (reviewed by Reed et al., 1995)。HFW 系統使用時通常會配合生產週期的水期進行淹水及排水的處理。然而, HFW 系統通常不作為流放濃縮污泥的工具。

另一方面, 垂直流式溼地系統(VFW, constructed vertical flow wetland)過去 20 年間一直被使用於處理淨化反沖洗設施中廢水處理後所留下之濃縮污泥(含有 1 至 7%的固形物) (Hofmann, 1990; Lienard et al., 1990; Nielsen, 1990, 1993; Riggle, 1991; Outwater, 1994; Reed et al., 1995)。VFW 溼地通常也被認為是 ” 蘆葦草床 ” , 因為溼地上常常會種植蘆葦草。當應用於民生廢水處理時, 大約是每 7 至 21 天會放流 7 至 10 公分的 2%固形物污泥至溼地上(約每年每平方公尺 30 至 60 公斤)。操作時, 幾個連接的植物草床以接力的方式接納污泥的放流。接力的方式是以新近接受放流污泥的 VFW 池進行脫水, 而先前放流的 VFW 池則進行乾燥。利用放流污泥的間隔使污泥進行脫水與乾燥。因為水分會由植物的根莖生長的通路使水向下透過先前的污泥層並靠著蒸散作用移除水分而促進了脫水的過程(Outwater, 1994;

Reed et al., 1995)。植物傳導氧氣給根圈可以提高生物性穩定作用。報導指出蘆葦草床處理系統有效壽命可達 10 年(Outwater, 1994; Reed et al., 1995)。

水產養殖污泥可以應用在作物或人造溼地上 然而，污泥施用在農地上若因為運送費用不經濟，則就地使用人造溼地來處理污泥就可能是最好的方法。這篇研究的目的也就是在調查經過淨化反沖洗設備後在溼地中水產養殖污泥的排放與處理。此次研究重點放在人造溼地系統內污泥的留置與穩定的各項變因。固形物移除及穩定藉由兩種不同水流方式的人工濕地類型來進行：(1)垂直式，水流經具孔隙的材質；(2)水平式，水流經土壤表面及植物草籬。兩種溼地不同處在於物理特性及水流分配與收集的方法。

兩種溼地類型上均種植培地茅。培地茅之所以被選用的原因是它的環境適應性廣而且在世界各地都被證明可以控制水土流失的問題(Becker, 1992)。當植株種成一狹長的草籬時，綿密的培地茅莖稈可以當做一過濾裝置，可允許水流過並同時將土壤以重力的方式沉澱攔截以避免土壤流失。培地茅具有龐大而深廣的根系，這有助於維持溼地池中水的傳導以及提供氧氣傳送至溼地池體。

2. 方法

此研究所使用之污泥是在 the Freshwater Institute 的再生循環

鱒魚生產系統(the recirculating trout-production system)中收集而來的(Heninen et al., 1996)。污泥是來自於淨化反沖洗設備，而且在腐化槽(septic tank)中被收集及增厚成 5%固形物後，才由馬達將污泥傳送至小單元濕地所在之溫室裡。然而，利用這種方法收集污泥且使污泥從腐化槽運送到溫室的調勻槽(equalization tank)中會使得污泥被沖淡稀釋約佔總重 0.75%的乾燥固形物。在污泥被應用到小單元濕地前會先送至調勻槽攪拌均勻。污泥是以每年每平方公尺約 30 公斤的速率放流在垂直式及水平式濕地上。從西元 1995 年 5 月 12 日至西元 1996 年 2 月 18 日止，大約每天有 60 公升的污泥放流在每個小單元濕地上(每天有 1.35 公分的水放流在單位濕地上)，在溼地槽內等距放成六堆各 10 公升的污泥。在這兩種濕地處理裡都沒有提供排水或乾燥的時間。然而，在 HFW 單元中每日三次的灌水操作每隔幾日必須暫停以避免過度積水而漫流出框槽外。每週要檢查每個濕地的水流速率三次，因為偶而分配管會塞住而阻止污泥流放於濕地槽上。

準備六個長寬高尺寸為 3.7 X 1.2 X 0.8-公尺的小單元人工濕地，以提供兩種不同濕地處理各做三個重複。

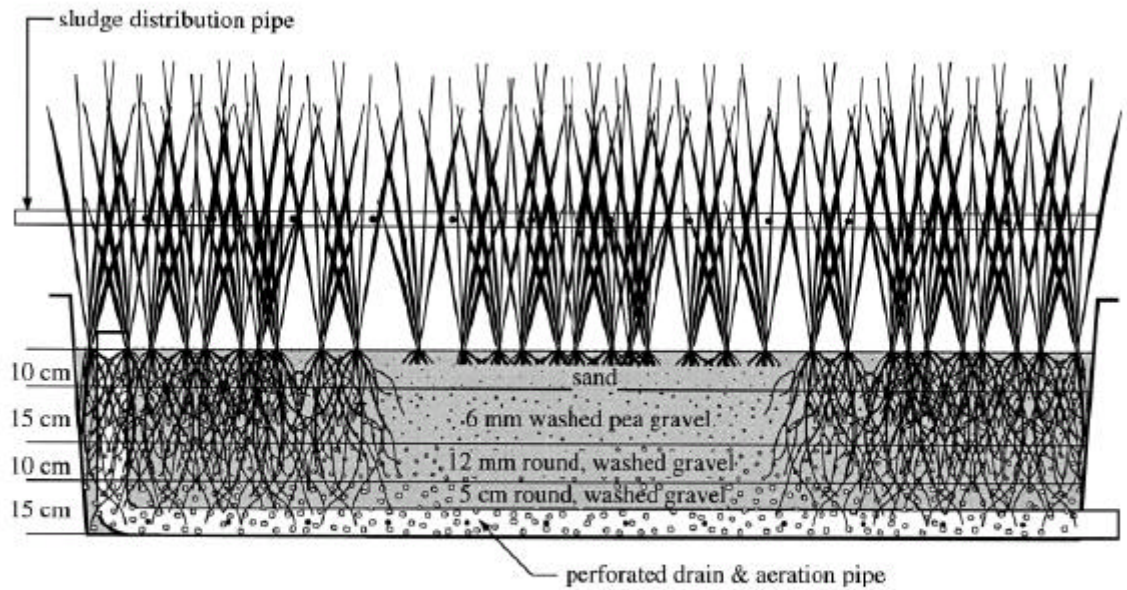


Fig. 1. Vertical flow wetland cell, $3.7 \times 1.2 \times 0.8$ m ($L \times W \times H$), planted with vetiver grass, and sloping 2% to drain.

VFW 濕地單元是在沙床上種植植物作為植被。VFW 濕地槽的構成有：10 公分的沙層以及三層由上而下含有越來越多大顆粒的砂礫層，使得沙可以維持在水流收集管的上面，此構造是根據 Cooper (1993) 所提供之標準方式。污泥透過一個內徑 2.5 公分的管子從每個 VFW 濕地單元上分流下來。當水流垂直接過槽體後，固形物會被攔截沉澱在砂層的表面及砂層中。在槽體的底部還有一個內徑 7.5 公分的排水管用以收集及攜帶水流通過每一個 VFW 濕地槽，此排水管以 2% 的斜度向出水口傾斜。以每隔 15 公分的距離在每個 VFW 濕地單元上種植培地茅。

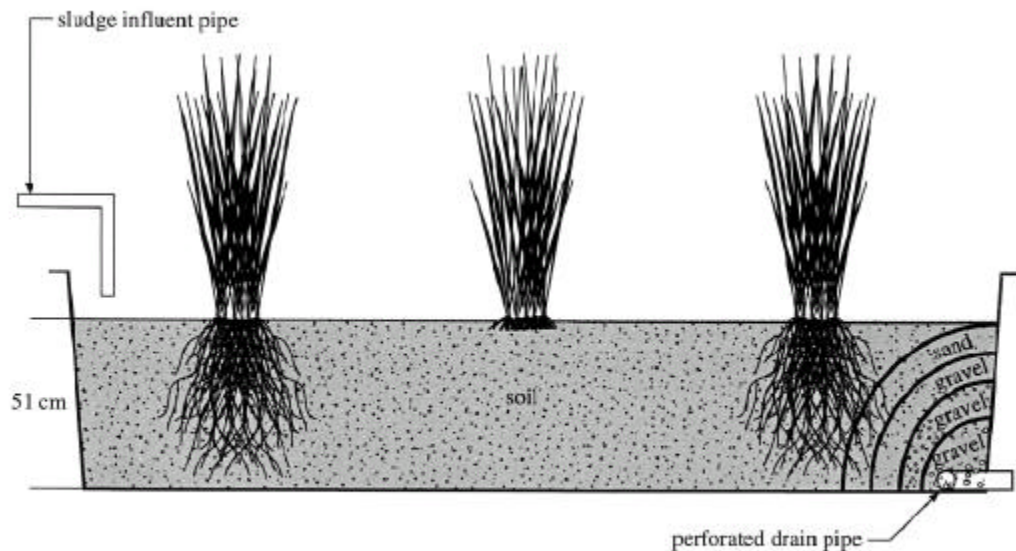


Fig. 2. Horizontal flow wetland cell, $3.7 \times 1.2 \times 0.8$ m ($L \times W \times H$), planted with vetiver grass, and sloping 2% to drain.

HFV 濕地槽設計上是令水流流經土表，水流從處理框槽短邊沿著長邊流到另一端。HFV 濕地槽先客土 51 公分深的表土。再沿著長邊等距約 61 公分種植三排與長邊垂直的培地茅草籬，草籬厚度約為 35 公分。種植的培地茅株數與 VFV 框槽處理相同。放流的污泥並未直接衝擊土表而是先接觸框槽邊緣的磚塊以減輕衝擊力道。水在運送的過程中會經過培地茅草籬後到另一端。成熟培地茅草籬稠密的莖稈可以藉由攔阻及沈澱幫助固形物的移除。流動到溼地末端的水流會滲入到由一層表層砂及三層石礫及排水管組成的過濾區以收集污水。每一個 HFV 單元以 2% 的傾斜度向排水口傾斜。

我們收集進流水及出流水的資料，包括總懸浮固形物 (TSS)，總揮發性固形物 (TVS)，總化學需氧量以及可分解的化學需氧量，硝酸鹽，可溶解的磷酸鹽，全氮量以及全磷量。從六月到二月收集資料。

TSS 及 TVS 的測量是使用標準的方法(APHA, 1989)。總化學需氧量以及可溶解的化學需氧量的測量是使用 Hach spectrophotometer test kit(Loveland, CO)。水溶液樣品中硝酸鹽和磷酸鹽的含量則是使用 Adler et al.(1996d)所採用的離子色層分析法(ion chromatography)來定量。在化學分解後，全氮量(total kjeldahl nitrogen)及全磷含量亦是使用 Adler et al.(1996)所提之離子色層分析法來定量。

在實驗結束以前，在每一個濕地單元的進水口及出水口各收集一個樣品並使用 Nessler method and a Hach DR/2000 光譜分析儀(spectrophotometer)測試全銨態氮含量。

在經過一年的實驗結束後，測量污泥的深度並採集污泥樣品並分析揮發性固形物的百分比。

3. 結果與討論

Table 1

Mean (± standard error) concentration of TSS, TVS, percent volatile solids, total COD, and dissolved COD fed to and within the effluent of two wetland cells types

| Wetland type | TSS (mg l ⁻¹) | TVS (mg l ⁻¹) | Volatile solids (%) | Total COD (mg l ⁻¹) | Dissolved COD (mg l ⁻¹) |
|---------------|------------------------------|------------------------------|------------------------|------------------------------------|--|
| Influent | 7860 ± 1849 | 6204 ± 1362 | 82.8 ± 1.6 | 6855 ± 1251 | 2173 ± 110 |
| Effluent | | | | | |
| Vertical flow | 156 ± 29 | 93.3 ± 14.4 | 57.2 ± 2.3 | 539 ± 134 | 419 ± 68 |

實驗結果顯示兩種溼地處理均可穩定與去除水產養殖污泥(表一與表二)。VFW 及 HFW 單元分別可以移除 98 及 96% 的 TSS , 91 及 72% 的 total COD , 81 及 30% 的 dissolved COD(表一)。些許可溶解的 COD 預計可透過物理機械作用而移除 , 而 VFW 槽在水經過沙及砂礫層過濾後因為有更好的微生物處理作用所以能去除更多的可溶性 COD。

兩種濕地均可移除約 82-93% 的可溶性磷酸鹽, 全氮量, 以及全磷量(表三與表四)。微粒磷是兩種溼地處理排出物最主要磷的形式。

Table 2

Mean (? standard error) percent TSS, TVS, percent volatile solids, total COD, and dissolved COD removed across two types of wetland cells

| Wetland type | TSS (mg l ⁻¹) | TVS (mg l ⁻¹) | Volatile solids (%) | Total (mg l ⁻¹) | Dissolved COD (mg l ⁻¹) |
|-----------------|------------------------------|------------------------------|------------------------|--------------------------------|--|
| Vertical flow | 97.2 ? 0.8 | 98.0 ? 0.4 | 30.4 ? 3.6 | 91.3 ? 1.9 | 81.0 ? 3.0 |
| Horizontal flow | 95.8 ? 0.9 | 96.8 ? 0.6 | 21.1 ? 2.7 | 71.9 ? 4.2 | 29.7 ? 7.6 |

Table 3

Mean (? standard error) concentration of nitrate, total kjeldahl nitrogen, and total phosphorus fed to and within the effluent of two wetland cells types

| Wetland type | Nitrate (mg l ⁻¹ as N) | Phosphate (mg l ⁻¹ N) | Total as nitrogen (N) | kjeldahl Total (mg l ⁻¹ as phosphorus (mg l ⁻¹ as N) |
|-----------------|--------------------------------------|--|-----------------------------|--|
| Influent | 0.057 ? 0.009 | 106 ? 7 | 234 ? 20 | 238 ? 19 |
| Effluent | | | | |
| Vertical flow | 45.4 ? 8.7 | 7.07 ? 1.38 | 26.9 ? 3.5 | 30.9 ? 3.2 |
| Horizontal flow | 0.38 ? 0.14 | 8.96 ? 1.72 | 32.5 ? 2.8 | 42.2 ? 3.4 |

雖然收集 TAN 的資料有限；然而結果顯示，經過溼地的氮淨含量在進流水與出流水分別為 10 至 20 與 100 至 150 mg/l。TAN 含量的增加的原因是污泥裡有機態氮經過分解後產生的。有機態氮是氮進入溼地的主要型式，而 TAN 及硝酸鹽則是氮離開溼地主要型式。

Table 4

Percent increase of dissolved nitrate and percent removal of dissolved phosphate, total kjeldahl nitrogen, and total phosphorus across two types of wetland cells

| Wetland type | Net nitrate production | Phosphate removal | Total nitrogen removal | kjeldahl Total phosphorus removal |
|-----------------|---------------------------|----------------------|------------------------------|---|
| Vertical flow | 80 000 | 93 | 89 | 90 |
| Horizontal flow | 570 | 92 | 86 | 82 |

硝酸鹽的產物顯示在兩種類型溼地內均有需氧細菌的活動(例如硝化作用)。局部有氧的環境可能是由於溼地內植物根部輸送氧氣或是在 VFW 框槽中水流經 gravel-support layers 後因為底層砂礫層在聚集物質間含有大的空腔而使得水分無法填滿達到飽和。然而，VFW 單元中所產生之硝酸鹽遠比 HFW 單元來得多，其原因可能是因為氧氣可

以從大氣中隨水流滲入通氣性較佳的 gravel-support layers。脫氮作用可能是兩種溼地類型去除部分硝酸鹽的機制，但是 HFW 單元中出流水中低濃度的硝酸鹽則可能是因為氧氣不足以提供硝化作用以及缺氧的情況會使得硝酸鹽產生後就會快速地因為脫氮作用而消耗掉。在 VFW 及 HFW 單元的上部飽和層都發現氣泡以及高含量的有機性固形物，顯示在這個部位處於缺氧及無氧的狀態。

在實驗最後分別測量累積污泥的深度，VFW 及 HFW 平均為 11 及 8.1 公分。雖然沒有直接測量累積污泥的密度，但是因為 VFW 中含有較大的空隙所以其密度應該比 HFW 低。此外，這些污泥分別含有 43 及 37% 的易揮發的固形物。比較下，一部份的易揮發性固形物在污泥裡處理前約有 83% 揮發(表一)，而有 57 至 65% 存在於處理過的溼地排出物中(表二)。可以推知在濃縮的污泥中有大量的礦化作用發生。

在 HFW 的溼地處理中，水流流動的阻力大於 VFW，此一點可由 HFW 濕地槽表面積水深度平均為 8 至 12 公分高於 VFW 的 5 到 12 公分深獲得證明。此外，我們也懷疑放流的水在 HFW 處理是直接在土壤表面上流動而到達處理槽尾部的砂層過濾後而排放，根據對培地茅草籬的觀察及污泥在 HFW 槽內的分佈狀況，在這個處理中，污泥在平面上流動的距離及培地茅草籬的厚度及數目可能都不恰當以致於無法有效去除大部分的固形物。培地茅草籬在實驗終了時，其地上部莖稈及地下部根系並未長到夠大足以攔截大部分的固形物。因此如果能夠使培地

茅草籬長成後再進行污泥處理，其效果應可提高。因此在這個實驗結果中，我們認為在 VFW 及 HFW 處理中固形物的移除是透過砂層的過濾作用。

在本研究中，固形物是以每年每平方公尺約 30 公斤(乾重)的速率半連續地流放在垂直式及水平式水流濕地單元上。污泥流放的速率是和推薦於溼地乾燥床的一樣(Hofmann, 1990; Lienard et al., 1990; Nielsen, 1990, 1993; Riggle, 1991; Outwater, 1994; Reed et al., 1995)。然而，與上述其他研究所使用的濃縮污泥(1 至 7%)，可以發現本實驗所使用的污泥相對地較稀薄。此外，實驗時以半連續的方式放流污泥意指在每一次流放時只有少量的污泥可以被妥善分配。在 VFW 單元中大約兩週，稀薄(含大量水分)的污泥產生較高的水力負載率(每天 1.35 公分的水分)這是高於一般其它的 VFW 處理(Outwater, 1994; Reed et al., 1995)。在開始操作的幾週後，實驗中所使用之水力負載方式可以維持淹水的狀況。我們選擇半連續的方式放流是為了維持表面淹水的狀況。在淹水時我們預測 VFW 中的砂層以及 HFW 中的土壤可成為一有效的無氧過濾裝置，實驗結果證明了與我們預期的結果相同。此水力負載的策略與現行一般推薦輪流使用淹水與乾燥以促進植物生長以及利用空氣與光氧化作用來使污泥穩定的看法相反((Hofmann, 1990; Lienard et al., 1990; Nielsen, 1990, 1993; Riggle, 1991; Outwater, 1994; Reed et al., 1995)。一般人認為

保持一個通氣的狀況使得有機物分解更為快速以幫助減少氣味以及使得磷可以比在缺氧狀態時更不易透過滲漏而流失。然而，一般也相信在無氧的狀態下可以藉由降低固形物重量及以及比有氧環境所需更少量的能量(例如 trickling filter height, blower/aerator power) 而穩定污泥。此外，此次的研究證明了無氧的沙層過濾裝置可以有效地移除可溶解的有機物質。

當實驗最後將所有的材料從溼地容器中移除後，我們可以觀察到植株根的生長。培地茅的根會在沙、砂礫或土壤媒介中長得十分濃密並達到框槽全深 51 公分左右。根甚至長到底部的排水管並且盤旋在底部的大方塊上，其緊密程度使得取出石礫都變得不容易。

跟其他被報導的一樣，在夏季兩個類型溼地其蒸散量在 12 至 20% 之間水分平衡時，植物在污泥的脫水中扮演一個重要的角色(Outwater, 1994; Reed et al., 1995)。從春天一直到秋天植物都長得很強健，在秋季將植株地上部切斷只保留 20 至 25 公分。雖然大多的植株在冬天時都萎凋了，但是在西元 1996 年二月實驗結束時，一部份溼地中還是可以觀察到莖在生長的情形。我們可以明顯地從三個 VFW 溼地單元中觀察到莖參差不齊的生長情形，這可能是因為在 VFW 溼地單元較低的後 1/3 段部位有某些原因限制植物的再生。這個區域植物的再生完全被限制住。目前我們還不明瞭為什麼在 VFW 溼地單元中較低的區域植株無法再生。然而，因為兩種溼地類型槽面及槽底均向排水口方

向向下傾斜 2%，所以在每個溼地單元後段的水位深度會多 5 公分。有可能是這個的浸水深度與污泥量所造成的無氧狀態以及伴隨的銨產生量使得在 VFW 後段植株再生的困難。因此，我們希望在往後的研究能夠調查在植物再生時浸水期的影響以及人工溼地固形物的移除與穩定。

4. 結論：

歷時 9 個半月的研究我們得知人造溼地可以處理每年每平方公尺約 30 公斤乾燥固形物的水產養殖污泥使其脫水並穩定。連續淹水的溼地其功能良好，可以移除：72% total COD；82% 全氮量，磷以及可溶性磷酸鹽；96%的 TSS。同樣地，貯存於溼地的污泥會有礦化的情形並且與未處理之污泥相比較其 TVS 減少了 50%以上。而 VFW 技術在過去 20 年間一直普遍地被成功利用於民生廢水的處理工業的脫水以及穩定固形物的處理(Hofmann, 1990; Lienard et al., 1990; Nielsen, 1990, 1993;Riggle, 1991; Outwater, 1994; Reed et al., 1995)。VFW 草床的設計以及污泥放流的速度是參考 Outwater (1994)以及 Reed et al. (1995)所發表之報告。然而，流放固形物在一連串的設施上時他們建議每個溼地約 7 至 21 天放流一次固形物。放流固形物每隔約 1 至 3 週的間隔時間是要提供充足的時間讓污泥能脫水以及乾燥。因此，如果我們每 1 至 3 週放流一次污泥應該就可以提高本試驗溼地系

統的長期運作。雖然本實驗的時間短暫，每 4 個小時放流一次污泥造成溼地系統無法進行脫水及乾燥的過程，確實會造成積水的問題。當沙床在連續放流的情況下阻塞住時，積水的深度會增加而且在形成池塘的污泥這種環境因子最後會變得不利於植物生長。

在本實驗中對兩種溼地系統設計的評估中，尤其是 VFW，在不考慮連續污泥放流的處理方式下，應該可以有效地處理水產養殖固態廢棄物。我們認為這種簡單、好維持且可以就地處理廢棄固形物的 VFW 技術在無法進行土地施用的情況下，可以成為就地掩埋法之外的另一種替代方式。

謝誌

This work was supported by the US Department of Agriculture, Agricultural Research Service under grant agreement numbers 0500-00022-003-00D and 59-1931-3-012. We thank Dan Bullock, Kevin Webb, Joseph Morton, Susan Glenn, C. Frederick Ford, and Robert Crouse for their invaluable assistance.

參考資料

Adler, P.R., Summerfelt, S.T., Glenn, D.M., Takeda, F., 1996a. Evaluation of the effect of a conveyor production strategy on lettuce and basil productivity and phosphorus removal from aquaculture wastewater. In: Staudenmann, J., Schoenborn, A., Etnier, C. (Eds.), *Recycling the Resource—Ecological Engineering for Wastewater Treatment. Proceedings of the Second International Conference*,

- Waedenswil Zurich, Switzerland. Trans. Tech. Publications, Switzerland. pp. 18–22.
- Adler, P.R., Takeda, F., Glenn, D.M., Wade, E.M., Summerfelt, S.T., Harper, J.K., 1996b. Nutrient removal: ecological process sows a cost-saving idea for enhancing water quality. *Water Environ. Tech.* 8, 23–24.
- Adler, P.R., Takeda, F., Glenn, D.M., Summerfelt, S.T., 1996c. Enhancing aquaculture sustainability utilizing byproducts. *World Aquacult.* 27 (2), 24–26.
- Adler, P.R., Summerfelt, S.T., Glenn, D.M., Takeda, F., 1996d. Evaluation of a wetland system designed to meet stringent phosphorus discharge requirements. *Water Environ. Res.* 68, 836–840.
- APHA, 1989. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Bastian, R.K., 1992. Overview of federal regulations pertaining to aquaculture waste management and effluents. In: Blake, J., Donald, J., Magette, W. (Eds.), *National Livestock, Poultry, and Aquaculture Waste Management*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI, pp. 220–226.
- Becker, H., 1992. Hedging against erosion. *Agric. Res.* 12, 8–10.
- Bergheim, A., Kristiansen, R., Kelly, L., 1993. Treatment and utilization of sludge from landbased farms for salmon. In: Wang, J.K. (Ed.), *Techniques for Modern Aquaculture*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI, pp. 486–495.
- Black and Veatch, LLP, 1995. *Wastewater Biosolids and Water Residuals: Reference Manual on Conditioning, Thickening, Dewatering, and Drying*. CEC Report CR-105603. The Electric Power Research Institute, Community Environment Center, Washington University, St. Louis, MO.
- Chen, S., Coffin, D.E., Malone, R.F., 1997. Sludge production and management for recirculating aquaculture systems. *J. World Aquacult. Soc.* 28, 303–315.
- Cooper, P.F., 1993. The use of reed bed systems to treat domestic sewage: The European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis, Boca Raton, FL, pp. 203–217.
- Ewart, J.W., Hankins, J.A., Bullock, D., 1995. *State Policies for Aquaculture Effluents and Solid Wastes in the Northeast Region*. Bulletin No. 300. Northeastern Regional Aquaculture Center. University of Massachusetts, Dartmouth, North Dartmouth, MA.
- Heinen, J., Hankins, J.A., Weber, A.L., Watten, B.J., 1996. A closed recirculating water system for high-density culture of rainbow trout. *Prog. Fish-Cult.* 58, 11–22.
- Hofmann, K., 1990. Use of phragmites in sewage sludge treatment. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*.

- Pergamon, New York, pp. 269–277.
- Idaho DEQ (Division of Environmental Quality), 1998. Idaho Waste Management Guidelines for Aquaculture Operations. Idaho Department of Health and Welfare, Division of Environmental Quality, Twin Falls, ID.
- Lie´nard, A., Esser, D., Deguin, A., Virloget, F., 1990. Sludge dewatering and drying in reed beds: An interesting solution? General investigation and first trials in France. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon, New York, pp. 257–268.
- Nielsen, S.M., 1990. Sludge dewatering and mineralization in reed bed systems. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon, New York, pp. 245–256.
- Nielsen, S.M., 1993. Biological sludge drying in constructed wetlands. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvements*. Lewis, Boca Raton, FL, pp. 549–558.
- Outwater, A.B., 1994. Reuse of Sludge and Minor Wastewater Residuals. Lewis, Boca Raton, FL. Pardue, J.H., DeLaune, R.D., Patrick, W.H. Jr., Nyman, J.A., 1994. Treatment of alligator farm wastewater using land application. *Aquacult. Eng.* 13, 129–145.
- Reed, S.C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J., 1995. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, 2nd ed. McGraw-Hill, New York.
- Riggle, D., 1991. Reed bed system for sludge. *Biocycle* 32 (12), 64–66.
- Westers, H., 1991. Operational waste management in aquacultural effluents. In: Cowey, C.B., Cho, C.Y. (Eds.), *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste*. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste. University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada, pp. 231–238.