

溪流不同護岸工法植生入侵之研究

—以樟平溪為例

李明儒^(1、2) 孫明德⁽²⁾ 黃俊仁⁽²⁾ 簡仔貞⁽²⁾

摘 要

近年來，濱水生態系的概念漸受重視，河溪治理越來越注重生態環境的營造。然而，新近普為倡議的河溪生態工法對於環境改善的功効是否顯著？其營造的植生環境是否較為多樣性？則有賴於河溪護岸生態環境的實際調查。因此本研究於已有不同護岸處理的樟平溪選擇 16 個研究樣區，針對相臨河段三種不同處理之護岸植物相(flora)及植生(vegetation)進行相關的調查，並運用群團分析(cluster analysis)加以探討，以瞭解生態工法能否對濱水區植物環境的改善帶來較正面的效益。

(**關鍵詞**：溪流、護岸、生態工法、植生)

A Study of Vegetation Invasion on Different Stream Revetments - The Case of Zhang-Ping Creek

Ming-Ju Lee

Instructor, Department of Leisure Management,
National Penghu Institute of Technology, Penghu 880, Taiwan.

Ming-Ju Lee, Ming-Te Sun, Chung-Jen Huang, Yu- Chen Chien

Ph. D. Graduate Students, Department of Soil and Water Conservation,
National Chung Hsing University, Taichung 402, Taiwan.

ABSTRACT

Recently the concept of riparian ecosystem is well recognized, and the protection of ecological environments was emphasized more in stream management. However, can stream environment actually be improved by ecological engineering methods? More diversity created? An on-site investigation has been taken in this study to address this question in this paper there 16 sampling

(1) 國立澎湖技術學院休閒事業管理系講師

(2) 國立中興大學水土保持學系博士班研究生

areas with different revetments on Zhang-Ping stream were chosen to study the variety of vegetation and flora as related to three different methods. Cluster Analysis was applied to evaluate the possible benefits generated by ecological engineering methods to the vegetation environment in riparian area.

(**Keywords** : stream, revetment, ecological engineering methods, vegetation.)

前言

過去因為時空環境的背景使然，工程人員在溪流護岸處理上，習慣沿用混凝土施工方法，因此僅注重安全性和實用性而忽略了生態因素的考量，以致雖然達到保障人民生命財產安全的目的，但是無形中卻失去了親水休憩的機會，甚至造成自然景觀及生態之破壞。因此，生態工法的理念便逐漸受到人們的重視。然而生態工法對於環境改善的功效益否顯著？其生態環境是否較為多樣性？則有賴於河川生態環境的實際調查。因此本研究選擇已有不同護岸處理的南投縣中寮鄉樟平溪為研究樣區，針對相鄰河段混凝土工法區、砌石工法區(生態工法)與無人工構造物處理之護岸植物相(flora)及植生(vegetation)進行相關的調查，並運用群團分析加以探討，以瞭解生態工法是否能對濱水區植物環境的改善帶來較正面的效益。

前人研究

一、濱水生態系

近年來，由於水域生態方面研究的發展，國內外經營者已重視溪流兩岸濱水區域的生態功能，特別將此區域視為一完整生態體系，因而提出「濱水生態系」(Riparian ecosystem)概念(Gregory *et al.*, 1990)。王立志(2003)指出，濱水生態系是位於陸域與水域間的生態過渡地帶，亦是易受干擾的敏感地帶。濱水生態系英文字 Riparian 源自西臘文

Ripar，意指接近水體的：或受到水所影響的，而 Riparian area 則是指河流兩岸，靠近水邊或受到水所影響之地區。濱水區可視為由水文、地形等作用、陸生植生演替及水生生態系等各種時空交互作用塑造而成。且由於其位置之關係，河溪兩岸植生則成為控制營養源及能量進入河溪生態體系之重要過濾地帶。濱水生態系主要出現於河溪兩岸之狹長地帶，寬窄不一。一般而言，上游或地形陡峭地區，多為限制性(confined section)河段，其濱水區較窄；而中下游地區，多為非限制性河段，濱水區較寬，但仍受到當地河段地質與地形影響。

二、濱水生態系的功能

濱水生態系的功能，就空間而言，可分為垂直性、側向性及縱向性之功能，以影響河溪生態環境(王立志, 2003)。一般而言，具有濱水植生遮蔭之河水水溫較為穩定，其水溫日變化較無遮蔭之河水為窄(Beschta *et al.*, 1987)，對河流而言，濱水植生所提供的枯枝落葉是能量與營養最重要的外來輸入(Allan, 1995)。此外，濱水植生亦可提供溪流大型殘材來源。這類因天然或人為干擾而死亡枯倒之大形殘材，可在坡腳岸邊堆積，形成大形結構物，增加地表的歧異性，形成野生動物多樣的棲息場所，亦可能成為植物種子發芽生長溫床(Harmon, *et al.*, 1986)。並可防止沖蝕，穩定河岸，維持環境的穩定(Bisson, *et al.*, 1987)。濱水生態系之側向性功能主要可緩衝來自上坡天然或人為活動對河溪生態系的衝擊。來自上坡之干擾包括倒木、崩塌、地表

沖蝕以及土壤水流動等，皆可會隨坡向下移動，經濱水區緩衝或化解，而降低對河流機械性沖擊。此外，濱水區植生之主動吸收及旺盛之微生物活動，常能促進濱水地帶生物地質化學過程，因而可減緩或吸附分解來自上坡泥砂、農藥或肥料等化學物質(Peterjohn and Correll, 1984)。河流為一連接上下游之連續體，上游區域發生之活動，皆會影響下游地區。河溪兩岸連續濱水區植生之存在可以增加河道歧異度及粗糙性，遲延洪水發生時間或減緩泥砂之沖蝕效應。源自上游之枯枝落葉及其他養分可在此濱水區停留堆積，促進分解處理，以利能量及物質之轉換循環，達到緩衝上游各種活動所引起之積聚效應(Franklin, 1992)。

三、河溪護岸工法

河溪護岸為濱水生態系的一環，過去針對護岸型式差異，而探討其生態意義的實證研究較為少見。所謂「護岸」即為保護河岸而直接構築於岸坡之構造物(水土保持技術標準編審委員會, 1992)，依水土保持手冊工程篇(1992)所述，傳統護岸種類可分成混凝土砌石護岸、混凝土護岸以及鋼筋混凝土護岸三種，現在一般通稱為混凝土護岸。但若以生態工法的角度觀之，則又可分成卵石漿砌工、卵石乾砌工、塊石漿砌工、塊石乾砌工、蛇籠護岸、造型模板、親水護岸、內襯混凝土工等多種(林信輝, 1998)。本研究為精簡變項，因此將上述混凝土護岸與造型模板合併，通稱為混凝土工法，意即由混凝土所構築的護岸；而不管卵石漿砌、乾砌或塊石漿砌、乾砌則均屬於生態工法的範疇，而通稱為砌石護岸，至於未實施構造物處理的護岸，則單獨成為一類。由於同一河溪的相鄰河段，很難找到已施作的各類護岸工法做為比較，故蛇籠、親水護岸、內襯混凝土工暫不討論。

四、研究限制

本研究以樟平溪已施工一年以上之相鄰河段做為調查樣區，所獲得之結果與推論，僅能解釋該樣區調查時間與地點的現象，而無法推論其他地區、時間是否有一致的現象。其次，有關評估生態系穩定與發展的指數與理論甚多，本研究僅討論上述所提及之植生指數，尤其側重於覆蓋度與歧異度的調查，所獲致的結果，僅能比較其覆蓋度與歧異度的差異，至於不同工法在生態上的意義，亦僅由該二種指數所代表的涵義加以推論，並不能據此論述其生態效益的優劣。

材料與方法

一、調查樣區

為了解不同護岸工法是否影響其植生入侵的情況，因此選擇南投縣中寮鄉樟平溪的中上游河段為調查樣區。本研究選擇已施作不同護岸工法的地點，且已施工完成一年以上者進行調查。

(一)地理位置

中寮鄉海拔200公尺至264公尺，地勢由東向西漸次降低，山峰立陵起伏，除宜林地30.63%坡地較陡峻外，大部份為緩坡之丘陵地帶。地勢北、東、南三面較高，排水分別集中於境內之樟平溪與平林溪。

(二)氣象水文

中寮鄉大部份地區屬於熱帶濕潤性氣候，但海拔較高地區則臨接溫帶濕潤性氣候，因此兼有二大氣候帶之特點。除十二至三月外，平均溫度多在攝氏20°C以上。五至八月為降雨期，十月至翌年三月為旱季，年平均降雨量為2,200公釐，有樟平溪與平林溪流域分佈，由東往西分別流入南投市之軍功

寮溪與貓羅溪。

(三)樣區設置與調查時間

根據劉棠瑞與蘇鴻傑(1983)所著森林植物生態學所述，有多種設置野外植生調查樣區之方法，惟大部分河溪護岸其植生為草類或低矮灌木類，且通常寬度不大，若以森林調查的方式設置大面積樣區，較難以描述植被分布情形。故此，本調查試驗以穿越線法(Line transects)為取樣方式，於樟平溪月桃橋與龍安一號橋之間選擇不同護岸工法已實施

完成一年以上之地點進行調查，各工法之間隔至少50公尺以上以免彼此干擾。於選定之施工或未施工護岸，隨機取一條垂直於溪流之穿越線，一端為護岸與河床的交界處，另一端則延伸至護岸頂端或與道路交接處，沿穿越線進行植生種類與覆蓋度、重要值之調查。本研究共計於樟平溪調查16個穿越線樣區(圖1)，而調查時間則由91年10月6日至當月20日止，於晴天的日間進行。



圖 1. 樟平溪調查樣區位置圖

Figure 1. Location of study areas in Zhang-Ping creek.

二、植生分析

植物在生態系的角色主要為生產者外，更是提供其他生物生存、活動、攝食與繁殖的棲所，因此，談論生態工法時，最重要的乃在於生物棲所的營造，而植物的導入與栽植則為首重的工作。因此，為了解濱水生態系是否具有較為穩定的結構與發展，可藉由

調查河濱植生狀況來推論。植生定量分析則是將植生定量調查結果之參數加以組合，以不同解析方法計算群落指數，藉以探討植物社會之特性，其各計算方法如下：

(一)植物社會介量分析

在研究植物社會之特徵時，需對植物加以定量，其目的是要尋求各種植物在社會中

之重要性，或數量之百分比，以確定在某種環境下之優勢度，找出優勢種。因此，通常採用植物社會介量(Phytosociological parameters)，來加以指示出控制植物社會環境的優勢種。計算方式分列如下(劉崇瑞、蘇鴻傑，1983)：

1. 頻度(frequency) : 為某一種植物在樣區中出現的次數，其表示方式以相對頻度表示之(Relative frequency, R.F.)。

$$\text{相對頻度} = \frac{\text{某植物之頻度}}{\text{樣區中全部植物之頻度}} * 100\%$$

2. 覆蓋度(cover) : 為某一種植物之植株面積對地表面積之比值以百分率表示，然後將之改算成相對覆蓋度。

$$\text{相對覆蓋度} = \frac{\text{某植物覆蓋度之和}}{\text{全部植物覆蓋度之和}} * 100\%$$

3. 重要值指數(Important Value Index, IVI) : 各植物重要值為相對頻度及相對覆蓋度之和，每介量之最大值為100，重要值之大小代表此植物在一植物社會中重要性。

$$\text{重要值指數} = \text{相對頻度} + \text{相對覆蓋度} \\ \text{IVI} = \text{R.F.} + \text{R.C.} \quad (\text{總和為 } 200)$$

4. 樣區植物群落相似性計算 : 係以各樣區所出現植物種類之重要值，計算兩兩樣區間之相似性。相似性之計算採用Motyka et al.於1950年所發表之公式，如下：

$$IS_{mo} = \frac{2M_w}{MA + MB} * 100\%$$

MA : A 樣區所有種類量的總合
MB : B 樣區所有種類量的總合
Mw : 兩樣區共同種最小量的總合

(二) 植物社會之物種歧異度

植物社會組成之複雜程度可代表其安定程度，常以種歧異度指數(Species diversity index)表示，歧異度指數越高通常代表該植物社會的多樣性也越高，同時也較為安定，常用來表示植物社會種歧異度的方法有以下數種(劉崇瑞、蘇鴻傑，1983)：

1. 種豐富度(Species richness) : 依種類與個體數或面積之不同，常採用下列公式。

$$\text{以 } R = \frac{S}{N} \text{ 或 } \frac{S-1}{\log N} \text{ 或 } \frac{S}{\sqrt{N}} \text{ 表示}$$

式中 S : 所調查植物社會中，總共出現之種數。

N : 所調查植物社會中，總共出現之株數。

2. 辛浦森氏歧異度指數(Simpson index of diversity) :

$$D_{si} = 1 - C = 1 - \sum (n_i / N)^2 = 1 - \sum (P_i)^2$$

式中 n_i : 第 i 種植物個體數。

N : 整個植物社會所有植物種類個體數總合。

$$P_i = n_i / N。$$

3. 夏農歧異度指數(Shannon index of diversity) :

$$D_{sh} = -\sum (n_i / N) * \log(n_i / N) = -\sum (p_i) * \log P_i$$

4. 均勻度指數(Evenness index) :

$$E = \frac{D_{sh}}{\log S}$$

此公式以 Shannon 氏歧異度指數為基礎，並將之除以其可能之最大值(logS)。

3.2.3 矩陣群團分析及樹形圖

劉棠瑞與蘇鴻傑(1983)指出一般植群的分析大多採用列表比較法，其所分出之社會單位，是否能代表真正的生態狀況，以及樣區之合併是否合理，均無數字資料可以參考，故在所分出之社會單位間，到底有多大之相異性或相似數，只有藉相似性指數之數學方法，加以測驗。為了徹底用數學方法從事分類，近代學者遂用數值分類法(Numerical taxonomy)，不僅用於植物分類(Plant taxonomy)，且可採用於植群之分類。本研究以相似性指數 Motyka 氏之公式計算所有樣區兩兩之間的相似性指數，作成一相似性指數矩陣(matrix of index of similarity value)，經相似性指數計算後，可得知各樣區間植生

組成之關聯性，再以此群團分析(cluster analysis)所得之結果繪製成樹形圖(dendrogram)，以探討各樣區植生之關係和植生的分類及組成(呂金誠，1996)。

結果與討論

一、調查資料描述

本次調查 16 個樣區的植生，合計有 33 種、30 個屬，可分為 18 個科：分別是蕨類植物有木賊科、裏白科、鳳尾蕨科等 3 科 3 屬 4 種；雙子葉植物方面有菊科、旋花科、大戟科、豆科、千屈菜科、錦葵科、桑科、柳葉菜科、西番蓮科、茜草科、榆科、葡萄科等 12 科 19 屬 20 種；單子葉植物方面有天南星科、芭蕉科、禾本科等 3 科 8 屬 9 種(表 1)。

表 1. 樣區植物分類統計
Table 1. Classification of vegetation in study areas.

類 別	科數	屬數	種數(含以下分類群)
蕨類植物	3	3	4
裸子植物	0	0	0
雙子葉植物	12	19	20
單子葉植物	3	8	9
總 計	18	30	33

本次調查的樣區涵蓋左右岸，而施作工法則有混凝土工法(包含造型模板)、砌石工法(包括漿砌石與乾砌石)與無構造物等三種。以植生的覆蓋率而言，無構造物處理的河溪護岸植生覆蓋率最高，植生幾達百分之百，而砌石護岸次之，植生平均覆蓋率為 67.09%，混凝土護岸則最低，平均覆蓋率僅有 13.46% (表 2、3)。

若以植生的歧異度而言，砌石護岸的植生歧異度最高(夏農歧異度指數 = 0.7689)，代表生態較為穩定；而無人工構造物處理的河

溪護岸次之，植生平均夏農歧異度為 0.6018，混凝土護岸則最低，平均夏農歧異度指數僅有 0.1505 (表 3)。一般而言，在一發育成熟穩定生態系中，通常歧異度頗高，其指數在 0.6~0.8 之間，較高之歧異度對生態系有利，反之，發育中之生態系則歧異度較小(劉棠瑞與蘇鴻傑，1983)。在 16 個樣區中，以混凝土護岸樣區之種歧異度最低，顯示此類樣區植物組成最為單純，因此穩定性較低，其餘二種工法之歧異度均頗高。

二、不同護岸工法其植生差異之分析

為了解不同護岸工法其植生指數是否有顯著差異，本研究將工法分成三類，分別為混凝土、砌石與無構造物。利用單因子變異數分析(One way ANOVA)進行假設之驗證。結果發現護岸工法不同，其植生指數(包括裸地率、覆蓋率、總種數、總株數、豐度指數、辛浦森指數、夏農指數與均勻度指數)均有顯著差異。再進行雪菲爾(Scheffe)多重比較檢定，可以發現在裸地率、覆蓋率方面，混凝土、砌石與無構造物三種工法，均呈現顯著差異，且無構造物的覆蓋率最高，砌石次之，混凝土最低，而裸地率則反之。其次，植生的總種數與總株數方面，則僅在混凝土與砌石之間呈現顯著差異，且砌石護岸均高於混凝土護岸。最後，不同護岸工法在豐度指數、辛浦森指數、夏農指數與均勻度指數部分，則混凝土與砌石、無處理二種工法間，呈現顯著差異，且混凝土護岸植生的辛浦森指

數、夏農指數與均勻度指數均低於砌石與無構造物，而豐度指數則反之；而砌石與無構造物之間，則無顯著差異(表 4)。

其次，為了解護岸的人工化程度是否影響植生的指數，故依施工法的人工化程度分別給予評值，其中混凝土的人工化最高給予 3 分、而砌石的人工化中等，故給予 2 分、無構造物護岸則最低故給予 1 分。以此分數與植生指數進行皮爾森(Pearson)相關分析，其中人工化程度僅總種數與總株數無顯著相關之外，其餘均呈現顯著相關。其中人工化程度與裸地率、豐富度與均勻度指數呈現顯著正相關，意即越人工化的護岸，其植生覆蓋的指數在裸地率、豐富度與均勻度均越高。而人工化程度則與覆蓋率、辛浦森指數與夏農指數均呈現顯著負相關，意即人工化越高的施工法，其植生的覆蓋度、辛浦森指數與夏農指數均越低，較不利於濱水生態系，其生態效益也較低(表 5)。

表 2. 調查樣區基本資料表
Table 2. Basic data of study areas.

樣區	岸別	GPS		工法	裸地率%	覆蓋率%	裸露率比
1	左岸	x:227152	y:2649123	混凝土	46.15	53.85	0.8570
2	右岸	x:227189	y:2649066	漿砌石	14.12	85.88	0.1644
3	右岸	x:227189	y:2649066	漿砌石	44.79	55.21	0.8113
4	左岸	x:227116	y:2649114	混凝土	100.00	0.00	-
5	右岸	x:227116	y:2649114	漿砌石	47.92	52.08	0.9201
6	右岸	x:227116	y:2649114	漿砌石	34.89	65.11	0.5359
7	左岸	x:227176	y:2649130	混凝土	100.00	0.00	-
8	左岸	x:227176	y:2649130	漿砌石	30.60	69.40	0.4409
9	左岸	x:226894	y:2649027	無處理	0.00	100	0.0000
10	右岸	x:226883	y:2649039	混凝土	100.00	0.00	-
11	左岸	x:226910	y:2649038	無處理	0.00	100.00	0.0000
12	右岸	x:226895	y:2649051	漿砌石	40.00	60.00	0.6667
13	左岸	x:226923	y:2649042	無處理	0.00	100.00	0.0000
14	右岸	x:226913	y:2649061	漿砌石	46.94	53.06	0.8846
15	右岸	x:226979	y:2649039	漿砌石	17.89	82.11	0.2179
16	左岸	x:227142	y:2649086	乾砌石	19.01	80.99	0.2347

表 3. 不同護岸工法其植生調查統計表

Table 3. Statistic of vegetation investigation in different type of revetment.

變項	混凝土護岸		砌石護岸		無構造物處理	
	平均值	標準差	平均值	標準差	平均值	標準差
裸地率%	86.5375	26.9250	32.9067	13.2036	0.0000	0.0000
覆蓋率%	13.4625	26.9250	67.0933	13.2036	100.00	0.0000
總種數	1.7500	1.5000	8.3333	4.0620	4.3333	0.5774
總株數	1.7500	1.5000	30.7778	20.4192	8.0000	1.0000
豐度指數	1.0000	0.0000	0.3299	0.1489	0.5469	9.275E-02
辛浦森指數	0.1875	0.3750	0.7799	8.339E-02	0.7336	1.703E-02
夏農指數	0.1505	0.3011	0.7689	0.1895	0.6018	4.178E-02
均勻度指數	1.276E+38	8.507E+37	0.8657	5.195E-02	0.9497	2.363E-02

表 4. 不同護岸工法其植生差異之單因子變異數(ANOVA)分析

Table 4. One-Way ANOVA analysis of the variation of vegetation and revetment construction.

變項	F 檢定	顯著性	Scheffe 比較
裸地率%	25.340	0.000	混凝土 vs 砌石 vs 無構造物, 均顯著差異
覆蓋率%	25.340	0.000	
總種數	6.039	0.014	混凝土 vs 砌石, 顯著差異
總株數	5.443	0.019	
豐度指數	41.545	0.000	混凝土 vs 砌石、無構造物, 顯著差異
辛浦森指數	13.825	0.001	
夏農指數	12.249	0.001	砌石 vs 無構造物, 無顯著差異
均勻度指數	14.625	0.000	

表 5. 護岸人工化程度與植生指數之皮爾森(Pearson)相關分析表

Table 5. Pearson Correlation analysis of artificiality of revetment construction and variation of vegetation.

項目	裸地率	覆蓋率	總種數	總株數	豐富度	辛浦森	夏農	均勻度
相關係數	0.879	-0.879	-0.276	-0.176	0.577	-0.644	-0.532	0.684
顯著性	0.000	0.000	0.300	0.515	0.019	0.007	0.034	0.003

表 6. 根據 Motyka 公式所計算，各樣區間之相似性指數矩陣(%)
Table 6. Matrix of index of similarity value calculate by Motyka model.

1	100																
2	38.6	100															
3	44.4	43.3	100														
4	46.5	15.8	35.7	100													
5	38.8	29.7	35.7	38.8	100												
6	40.7	44.0	73.3	34.2	34.2	100											
7	46.5	15.8	35.7	100	38.8	34.2	100										
8	44.2	52.9	57.0	27.9	36.8	55.4	27.9	100									
9	21.0	6.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100								
10	46.5	15.8	35.7	100	38.8	34.2	100	27.9	0.0	100							
11	35.4	20.9	8.7	0.0	0.0	6.4	0.0	14.4	36.7	0.0	100						
12	47.3	32.3	45.7	31.1	31.1	37.5	31.1	44.4	0.0	31.1	14.4	100					
13	21.0	6.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	36.7	0.0	71.1	0.0	100				
14	68.5	49.1	57.6	42.5	38.8	53.8	42.5	55.3	11.8	42.5	26.0	45.3	11.8	100			
15	13.1	19.3	20.6	9.2	12.3	16.2	9.2	16.2	0.0	9.2	3.9	20.3	4.5	13.1	100		
16	31.3	53.2	58.4	18.2	23.8	57.7	18.2	59.5	0.0	18.2	13.2	36.5	0.0	44.5	27.8	100	
樣區	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	

三、矩陣群團分析

植生調查資料以相似性指數 Motyka 氏群團分析之結果，樹狀圖如圖 2 所示，縱軸為相似性指數(IS)，橫軸為樣區代號，然而樹形圖完成後，並未指出具有生態意義之分類，因此須主觀設下分類之相似性臨界值。當臨界值設在 IS=36%時，可將樣區分成四群：第 I 群為樣區 15 可單獨成為一群，重要值較高的植物種類有蟛蜞菊(重要值 = 37)、鬼針草(重要值 = 19)、兩耳草(重要值 = 16)與裸露地(重要值 = 32)，本群具少部分的裸露地，但植生以草本與地被較為優勢。第 II 群樣區 1、2、3、6、8、12、14、16 連結於 47.38，其合成樣區重要值在平均值以上的植物種類有鬼針草(重要值 = 29.91)、蔓澤蘭(重要值 = 8.41)、構樹(重要值 = 29.31)、甜根子草(重要值 = 9.82)與裸露地(重要值 = 62.98)。本群除樣區 1 為混凝土護岸外，其餘樣區均為漿砌石護岸，本群有少數地方裸露，但已有灌木入侵，而植生以鬼針草、構樹、甜根子草、蔓澤蘭較為優勢。第 III 群樣區 4、5、7、10

連結於 38.76，其合成樣區重要值在平均值以上為裸露地(重要值 = 169.38)，其中除樣區 5 為漿砌石護岸外，其餘三個樣區均為混凝土護岸，因此以裸露地以及少數植生為主。第 VI 群樣區 9、11、13 連結於 36.67，其合成樣區重要值在平均值以上的植物種類有狼尾草(重要值 = 47.97)、甜根子草(重要值 = 56.21)與台灣葛藤(重要值 = 31.83)，本群三個樣區的護岸均未做人工處理，而其植生以狼尾草、甜根子草與台灣葛藤較為優勢。

根據上述分群的結果，可依重要值最高的前二者命名，第 I 群可命名為蟛蜞菊 - 鬼針草型植生，若以工法以及植物入侵的角度來看，則可以命名為漿砌石護岸初期植生型；第 II 群則命名為鬼針草 - 構樹型植生，若由工法觀之，則可命名為漿砌石護岸後期植生、第 III 群則是裸露地，可命名為混凝土護岸植生、第 VI 群則為甜根子草 - 狼尾草型植生，則可命名無構造物河岸植生。而其植生的歧異度則以第 I 群最高，第 II 群次之，第 VI 群再次之，而第 III 群最低(表 7、8)。

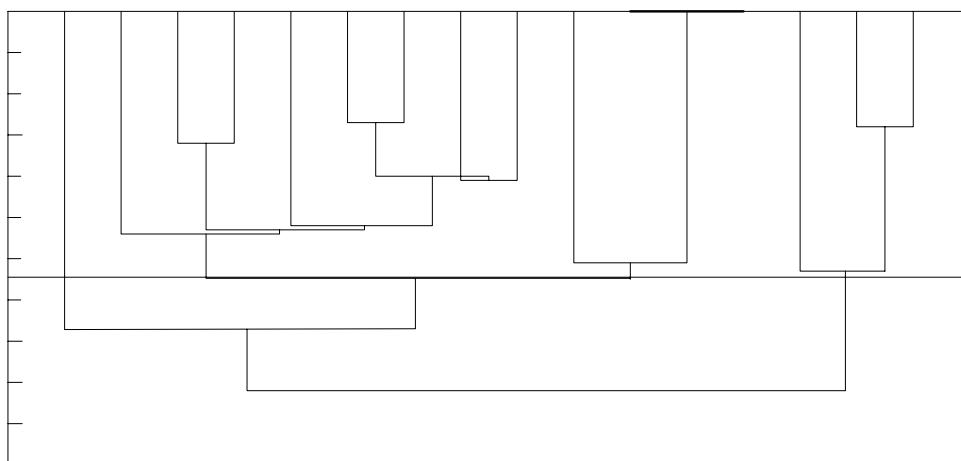


圖 2. 護岸植生之群團分析樹形圖

Figure 2. Dendrogram of revetment vegetation by Cluster analysis.

表 7. 群團分析歧異度指數摘要表

Table 7. Diversity index of different group by Cluster analysis.

分群	總種數	總株數	種豐富度指數	辛浦森指數	夏農指數	均勻度指數
I	18	36	0.5000	0.9228	1.1790	0.9393
II	27	232	0.1164	0.8594	1.0350	0.7211
III	4	16	0.2500	0.6016	0.4608	0.7653
IV	8	24	0.3333	0.8125	0.8094	0.8962

樣區編號
 15 12 1

表 8. 群團分析命名與優勢植物比較表

Table 8. Nomenclature and dominant plant comparison by Cluster analysis.

分群	以植物命名	以工法命名	優勢植物
I	蟛蜞菊 - 鬼針草型	漿砌石護岸初期植生	蟛蜞菊、鬼針草、兩耳草
II	鬼針草 - 構樹型	漿砌石護岸後期植生	鬼針草、構樹、甜根子草、蔓澤蘭
III	裸露地	混凝土護岸植生	-
IV	甜根子草 - 狼尾草型	無構造物河岸植生	狼尾草、甜根子草、台灣葛藤

相似指數 %
 100
 90
 80
 70
 60
 50
 40
 30

47.38

四、小結

由上述的結果可以發現，無人工構造物處理的河溪護岸，固然其覆蓋度遠高於其他二種工法，但其植生歧異度卻不見得高於砌石處理。這可能有三種解釋，其一為無人工構造物處理的河段，其植生以狼尾草、甜根子草為優勢，事實上這兩種植物為台灣地區溪流常見的優勢種，會不會這兩種植物所構成的植群，正是河溪植生演替的較高階段，所以其植群反而較為穩定，致使一般植物反而不容易入侵，所以其覆蓋度高，但卻歧異度略低。其二為砌石護岸施作後，其石塊間的孔隙可能有鄰近擾動或石材來源處的土壤掉落其間，致使有較多植物種類入侵，但是時間夠久，可能會往狼尾草、甜根子草的優勢植群方向演替。其三則可能因石塊間孔隙的含水量較低且為乾燥，以至於無法提供狼尾草與甜根子草的適生環境，反而吸引其他適合生長的植物入侵。

經由上述的調查與分析，如果河溪治理除了考量安全性之外，尚須追求濱水生態系的植生多樣性，則植生歧異度最高的砌石護岸，似乎較能兼顧安全性與多樣性，對於濱水生態系的營造而言，似較為有利。但若僅考慮植生覆蓋的程度，則無人工處理的河岸，可以得到最佳的效果。同樣的道理，以安全迅速為唯一考量時，混凝土護岸也許也是不錯的選擇。在生態工法仍未充分得到共識的今日，有人主張河溪治理的生態工法不應有人工構造物的導入，但也有主張河溪治理時，人民生命財產的權重應該最巨，故而安全性較生態性為重。且不管立論的基礎與考量的差異為何？但本研究的調查分析結果，或許可做為生態保育者與水土保持工程者一項溝通與決策的參考。

結論與建議

本研究結果顯示，樟平溪砌石工法護岸之植生覆蓋率平均達 67.09%，而無構造物護岸其植物覆蓋率平均幾乎達 100%，而混凝土工法之護岸，除少數有極稀少之藤類植物(如雞屎藤等)覆蓋外，其之平均植物覆蓋率幾乎為 0%。雖然無構造物護岸的植物覆蓋率較其他兩種工法之植物覆蓋率高出許多，但其歧異度指數卻普遍比砌石工法之護岸低，因此砌石工法護岸似能提供較高多樣性的棲地環境。本研究根據上述結果，獲致以下的結論與建議：

1. 河溪治理時，混凝土護岸的覆蓋度與植生歧異度最低，就生態而言，較不利濱水生態系的營造，除非安全性的考量，建議可減少混凝土護岸的施作。
2. 河溪治理時，砌石工法護岸與混凝土及無構造物護岸比較，可得較佳的植生覆蓋度與最佳的植生歧異度，因此有利於濱水生態系的營造，適合加以推廣應用。
3. 本研究調查的樣區僅以樟平溪為限，故研究推論受到地區與工法類型的限制，建議未來有興趣的研究者，可以擴大樣本，或比較其他護岸工法(箱籠、蛇籠、加勁網...等)對於植生的影響。

參考文獻

1. 王立志 (2003) 「濱水生態系的監測」，生態系經營-永久樣區理論與實務探討研討會論文集，行政院農業委員會林務局，第 257-262 頁。
2. 水土保持技術標準編審委員會(1992)「水土保持手冊工程篇」，台灣省水土保持局。
3. 呂金誠(1996)「森林生態學實習講義」，國立中興大學教務處，台中。
4. 林信輝(1998)「台灣地區邊坡暨河溪綠

- 美化自然工法-個案調查與探討」，台灣省政府農林廳水土保持局、中興大學、中華民國環境綠化協會，台中。
5. 劉崇瑞、蘇鴻傑 (1983)「森林植物生態學」，台灣商務印書館，台北。
 6. Allan, J. D. (1995) *Stream ecology*, Chapman Hall.
 7. Beschta, R. L. et al. (1987) Stream temperature and aquatic habitat, in E. O. Salo and T. W. Cundy (eds.) *Streamside management*, U. Washington. Seattle. pp.191-232.
 8. Bisson, et al. (1992) Best management practices, cumulative effects, and long-term trends in fish abundance in Pacific Northwest river systems, in R. J. Naiman (ed.) *Watershed management*, Springer-Verlag. pp.189-232.
 9. Franklin, J. F. (1992) Scientific basis for new perspectives in forests and streams, in R. J. Naiman (ed.) *Watershed management*, Springer-Verlag. pp.25-72.
 10. Gregory, S. V, et al. (1990) An ecosystem perspective of riparian zones, *Bioscience*, 41(8):540-551.
-
- 92年7月02日收稿
92年8月25日修改
92年9月04日接受