

臺灣山區野溪之魚類生態復育評估

Assessing Ecological Restoration for Fish Species on Torrents in Taiwan

國立臺灣大學
生物環境系統工程學系暨研究所
碩士

翁慕涵

Mu-han Wong

國立臺灣大學
生物環境系統工程學系暨研究所
博士班研究生

蘇紫婕*

Tzu-chieh Su

國立臺灣大學
生物環境系統工程學系暨研究所
教授

黃宏斌

Hung-pin Huang

摘 要

溪流生態棲地之評估方式繁多，隨著領域及地區之不同，往往會有不同的選擇；本研究以人為破壞較下游河溪少、生態復育潛力相對較豐富之上游野溪作為研究對象，選擇工程人員較易使用，且兼具物理性、化學性及生物性的量化指標—澳洲維多利亞省所發展之溪流狀況指數(Index of Stream Condition, ISC)評估模式為基準。其次，再以魚類作為水域生態之指標生物，針對 ISC 之水生物次指數作修正。最後，以本研究修正之方法針對臺灣各區域十條山區野溪進行評估，建立全台灣能適用、全年 12 個月之 ISC 評估指數。經現場調查分析，發現本研究比以往文獻更能反映出真實溪流狀況，且能評估完全未發現魚類時野溪之生態條件，是故本研究結果有助於臺灣山區野溪之生態復育工作。

關鍵詞：野溪，魚類棲地，生態復育，溪流狀況指數(ISC)。

ABSTRACT

There are many kinds of ecological habitat assessments of streams due to the different regions and localities. This study targets at torrents, which have less contamination and more ecological potential restoration comparing with downstream ones, and chooses Index of Stream Condition (ISC), developed by the State of Victoria in Australia originally. ISC contained physical, chemical, and biological indexes which was easier to be used by engineers especially. The Aquatic Life Sub-index was modified by this research and was represented by fish species. Ten torrents in Taiwan were assessed by this modified method. The modified method could avoid rejecting the ecological

*通訊作者，國立臺灣大學生物環境系統工程學系暨研究所博士班研究生，10617 臺北市大安區羅斯福路 4 段 1 號，d97622007@ntu.edu.tw

conditions of torrents totally as no finding endemic fish species. The results of this study can be applied extensively to evaluate the conditions of fish habitats on torrents in Taiwan for ecological restoration projects.

Keywords: Torrent, Fish Habitat, Ecological Restoration, Index of Stream Condition (ISC).

一、前言

臺灣山區野溪常因颱風、豪雨導致水位暴漲、沖蝕加劇，為下游地區帶來規模不等之泥沙與土石災害。因此，政府機關投入大量經費及人力，於山區野溪從事水土保持處理或相關治理工程，以降低災害規模和範圍。雖然災害規模和範圍已縮小，但是越來越多之野溪溝渠化和大量非自然構件充斥於野溪當中，不僅生態棲地環境之維護和營造日益困難，連景觀美質都受到極大的負面衝擊。近年來，生態工法意識逐漸抬頭，任何野溪整治工程都必須考量到生態環境之整體影響。治理完成後之野溪，仍然呈現最自然的風貌，而非許多人為構件堆砌而成之架構，是故如何評估治理工程之生態狀況與復育功效，成為決策單位最重要的議題。

目前最常用來評估生態環境狀況之工具為「指數評估模式」，如溪流狀況指數(Index of Stream Condition, ISC) (Ladson *et al.*, 1999)、生物整合指標(Index of Biotic Integrity, IBI) (Liang *et al.*, 1997)、科級生物指標(Family-level Biotic Index, FBI) (Hilsenhoff, 1988)及生態工法指數(Ecological Engineering Index, EEI) (唐與李, 2002)等，就山區野溪整治工程是否達到兼顧防災及生態之目標而言，除了單以溪流生物或環境物理特性之評估外，綜合物理棲地型態、化學水質條件及溪流生物特性評估之溪流狀況指數 ISC，為較適宜之選擇(Hu *et al.*, 2007)；然而，ISC 為澳洲維多利亞省針對當地溪流所發展之模式，若要套用於臺灣山區溪流，針對水文特性為豐、枯水期明顯之山區野溪，必定要先經過修正。

本研究以溪流生態系統狀況為主體，就各類

模式之應用條件及限制性進行探討，瞭解其優缺點後，選擇最適合本研究之溪流狀況—澳洲維多利亞省所發展之 ISC 評估模式為基準。再針對溪流狀況指數中之水生物次指數進行分析、討論及修正；經蒐集前人文獻、歸納整理後，發現魚類為最適合臺灣之指標生物。最後，針對臺灣各地區十個研究區域，進行魚類生態調查與棲地環境資料之搜集，修正溪流狀況指數(ISC)評估模式，以期配合臺灣現地溪流，使模式更為完善，且更適合運用於台灣山區野溪之生態復育工程。

二、文獻探討

2.1 生態環境評估指標介紹

溪流評估方法之演變可概分為幾個時期：化學水質指標、溪流生物指標、物理棲地指標及溪流整體生態指標等四個評估階段。早期溪流環境品質之問題，僅止於特定汙染所造成的環境變化，故溪流水質指標評估主要是以化學指標，來評估溪流之健康狀況，著重於水質化學參數對溪流生物之潛在影響，譬如國內常用的溪流汙染指標(River Pollution Index, RPI) (侯, 1999；梁, 2005)。其後，美國俄亥俄州環保署(Ohio EPA, 1987)考量加入生物性指標來評估溪流品質，藉由觀察生物的生長情況，獲得更完整的評估觀點，並訂定溪流生物指標評估方法，如生物整合性指標(IBI)、科級生物性指標(FBI)與快速生物評估法(Rapid Bio-assessment Protocol, RBP) (Barbour *et al.*, 1999)等。同時，亦有考量溪流物理性棲地狀態而發展之棲地評估方法，如棲地指標法(Habitat Index Model, HIM) (Rankin, 1995)。近期基於溪流生態系統中，水質、水文與物理等環境因子皆影響生物之生存，而生物也會造成環境因

子之變化，其生態交互關係極為複雜，因此僅考量單一的化學、物理或生物指標，顯然不夠完備，而必須考量溪流整體特性，朝溪流整體生態指標發展；最常見的評估方法，便是 1999 年由澳洲自然資源與環境部所發展之溪流狀況指標 (ISC) (Ladson *et al.*, 1999 & 2006)。

考量各類評分方法之修改性、操作方便性、資料取得、評估速度與精確度等五項因子，ISC 為最符合本研究目的之溪流評估方法，且可供一般非生態背景之工程人員使用。ISC 兼具定性及定量之評估特性：(1)定性評估包括物理型態及水生生物次指數，可以評估河岸、河床及物理棲地之狀況，亦可藉由如大型無脊椎生物之有無進行評估；(2)而定量評估則包括水文、濱河區域及水質次指數，可評估水文流量變異、植生長度及寬度、pH 值等。其評估目標主要針對溪流狀況評估，但並非只侷限於流流水體本身，而是濱岸地區也加入考量，評估項目亦包含生物及棲地指標。整體而言，ISC 所考慮之因子較為完善、操作較為簡單、評估速度快、資料需求度並不高、評估有一定的準確度，且考量水質化學性、生物性及物理棲地性等多面向，故以此作為本研究之生態棲地評估模式。

2.2 選取魚類為指標生物之原因

汪(1999, 2003)特別指出：其隨著環境之改變，魚類族群分布跟著改變。朱等(2006a, 2006b)指出，魚類之經濟與遊憩價值，較易獲得重視。Magalhaes, *et al.* (2007)針對地中海半乾燥氣候區之溪流，對於魚類之影響進行研究，特別是半乾燥氣候，夏季常有斷流情況發生，與本研究之野溪相似。Dekar and Magoulick (2007)以美國阿肯薩斯州(Arkansas)於乾季產生斷流情形之溪流作為研究區域，發現採樣點當地之非生物因子為影響魚類群聚之重要因素。由魚類組成可知河川水文之狀態，在日本及歐美已被廣為使用。本研究之研究區域為易產生斷流之山區野溪，於蒐集之文獻中有半乾燥氣候區斷流溪流分析魚類與環境因子間關係之研究，證明於斷流之溪流中，魚類群聚變化能夠反應出棲地生態復育的狀況。

表 1 溪流狀況指數評等分級表

溪流狀況指數	河川狀況評等
45-50	優 (Very Good)
35-44	佳 (Good)
25-34	尚可 (Moderate)
15-24	差 (Poor)
< 14	劣 (Very Poor)

資料來源：ISC Reference manual (Ladson, *et al.*, 1999)

三、研究方法

3.1 溪流狀況指數(ISC)之評分方法

溪流狀況指數(ISC)在 1995 年由 Ladson *et al.* (1999, 2006)開始發展，用以評估河川環境品質現況之整合性指標，後於 1999 年修訂完成，由澳洲維多利亞省自然資源與環境部頒行，並在該省使用。ISC 為層級性之組成，由水文(Hydrology)、物理型態(Physical Form)、濱河區域(Streamside Zone)、水質(Water Quality)及水生生物(Aquatic Life)等五類次指數(Sub-index)所組成，而各次指數是由量測基礎環境參數，或一系列分級指標(Indicator)組成。

ISC 之組成並非一成不變，可隨著時間與技術發展而不同，一般由專家顧問決定指標內容，且次指數之計算應避免牽涉複雜之統計分析，目的為使未受相關專業教育訓練之工程人員容易操作。在澳洲維多利亞省所使用之次指數內容，經針對臺灣土石流野溪修正其評分項目(周與黃, 2002; 蔡與黃, 2009)。其中水生生物次指數較為特殊，原本使用「河川無脊椎等級」評分平均標準(Stream Invertebrate Grade Number Average Level, SIGNAL)，或由澳洲河川評估系統(Australian Rivers Assessment System, AusRivAS)加以計算，亦可合併參考 IBI (梁, 2005)。本研究特別針對水生生物次指數深入探討、修正，因臺灣地區對於無脊椎動物沒有廣泛之調查，且物種亦不相同，蔡與黃(2009)原已初步修正為以「本土指標魚種」之發現與否作為評分標準；本研究再參照「蔡與黃(2009)修正後之 ISC」，再進行更完備的探討與修正。本研究仍依照原澳洲 ISC、蔡與黃(2009)之計分方式：每個次指數滿分為 10 分，總分為 50 分，其總分代表意義如表 1 所示。

表 2 蔡與黃(2009)修正之水文次指數指標比率表

水文次指數	指標	評估狀況	水文變異	比率	
	水文變異		$\sqrt{\left\{ \sum \left[\frac{\text{實際月流量} - \text{平均月流量}}{\text{調查次數}} \right]^2 \right\}}$	<0.5	10
				= 0.5 ~ <1	9
				= 1 ~ <1.5	8
				= 1.5 ~ <2	7
				= 2 ~ <2.5	6
				= 2.5 ~ <3	5
				= 3 ~ <3.5	4
				= 3.5 ~ <4	3
				= 4 ~ <4.5	2
= 4.5 ~ <5				1	
			≥ 5	0	
滲透因素		集水區面積中之人為開發	>12%	扣 1	
			<12%	-	
水利設施		水利設施改變流量變化	有	扣 1	
			無	-	

3.1.1 水文次指數

水文變異指標評估標準為水文變異值之大小，蔡與黃(2009)依據行政院經濟部水利署之水文水資源資料管理供應系統之資料，求得水文變異值，再對照得其比率。本研究則於現地調查時，實測研究區域之各河段流量，再經過各河段資料平均後，作為水文變異之計算流量，修正後之水文次指數指標比率如表 2，本研究沿用蔡與黃(2009)的方法。其中實際月流量為該區之該月各河段平均流量，平均月流量則為該區各月之平均流量。

水文次指數值 =

水文變異指標比率 - 由流域滲透改變每日流量變化比率 - 由水利設施改變每日流量變化比率

滲透因素指標方面，依據行政院農委會水土保持局所提供之 ArcView 向量式土地利用圖層，加上現場實地勘查與五千分之一基本圖之比對，繪製出研究區域之土地利用圖，計算各土地利用項目之面積及所佔比例，以求得集水區中人為開發之面積比例，決定滲透因素指標是否扣分；而有無水利設施影響之判定，則採現地勘查方式，

調查是否有設置水力發電廠，或其他影響流量之水利構造物，再依情況判斷是否給予扣分。

3.1.2 物理型態次指數

物理型態次指數中各個指標皆有其評估狀況分級標準，本研究沿用周與黃(2002)、蔡與黃(2009)的方式評分(表 3)。先配合現地勘察，將研究區域內之河岸穩定、河床堆積狀況、人工構造物建置及棲地情況詳細記錄，再給予評分判定。在溪流物理性棲地狀況指標中，原始之評估標準著重於水流型態是否多樣，並無考慮到野溪豐、枯水期流量差異變化甚大之問題。由於臺灣許多野溪在自然之狀況下，在枯水期即無常流水，並非人為因素所導致，在無常流水之情況下，野溪根本無法維持水域生態系；故修正後之評估方法為依據臺灣豐枯水期之時間先行進行評估前之分類，分為豐水期時有水及無水、枯水期時有水、無水等四種情況，再進行評估；若無水時，則設定溪流物理性棲地(第四項指標)之比率為 0，倍率修正為 10/12。

物理型態次指數值 =

10/16 × (河岸穩定度指標比率 + 河床狀況指標比率 + 人工構造物指標比率 + 溪流物理棲地指標比率)

表 3 周與黃(2002)修正之物理型態次指數指標比率表

指標	分級	評估狀況	比率
河岸穩定度	穩定	具有大量沖蝕殘餘土壤、無河岸底部沖刷、逕流沖擊溫和、植生覆蓋良好、河岸結構或植生無顯著損害、無裸露根系	4
	輕微沖蝕	植生覆蓋佳、只有某些少量沖蝕、河岸結構或植生無連續性損害、具有少量沖蝕根系	3
	中度沖蝕	河岸靠不連續性之植生支撐、河岸結構或植生無有某些可見之損害、中度穩定之基腳、具有中度沖蝕根系	2
	強烈沖蝕	少量有效植生、近期有河岸移動、大多數之不穩定基礎、大量沖蝕根系	1
	極端不穩定	加速沖蝕之跡象、無有效植生、甚不穩定基腳	0
河床狀況	些微侵蝕與堆積	無侵蝕或堆積現象，沖蝕深度或堆積高度	4
	中度侵蝕	急劇升降之河床、缺乏沖積物、涓涓細流、河岸侵蝕、近期少量加深侵蝕之現象	2
	中度堆積	沉積物累積、河床傾向於平坦、相同粒徑大小之沉積物阻塞在河床上、少量淤泥阻塞	
	極端侵蝕	河床河岸寬深比低、近期有侵蝕現象、裸露之河岸、河岸沖蝕，可能有沖蝕源頭	0
	極端堆積	河床河岸寬深比高、河床平坦、大型渠流、淤泥現象	
人工構造物	水庫、防砂壩等人工構造物設有魚道，水生物移動不受影響	4	
	魚道只提供週期性機會讓魚移動，潛壩只提供小型魚類通過	2	
	沒有設置魚道之高壩水庫及魚類根本無法通過之人工構造物	0	
溪流物理性棲地	極佳棲地	有大量粗木殘骸並有直徑大於 64 mm 岩石散佈，水流型態多樣，水生植物良好，水道連續無間斷	4
	良好棲地	有大量粗木殘骸，河床粗糙穩定間有獨立巨岩，水流型態多樣，水生植物良好，水道連續無間斷	3
	普通棲地	有部分粗木殘骸、河床狀況粗糙穩定惟巨石少，具急湍、深潭、岸邊緩流、多樣水流型態	2
	貧乏棲地	河道粗木殘骸極少，河床底質經常變動，水流型態偏單調	1
	極差棲地	無可見的粗木殘骸，水流型態單一，河床底質多淤泥，河床底質不穩定	0

3.1.3 濱河區域次指數

原周與黃(2002)、蔡與黃(2009)之評分表中最後三項刪除：「外來種植生覆蓋、本土樹種再生率、濕地池沼」等三項刪除。因一般工程師不易分辨「本土樹種或外來樹種」，故此三項併入另外的前三項計分即可；臺灣山區野溪兩岸也少有「濕地池沼」，故此項目不須列入評分。

植生連續性及植生寬度指標判定以現場勘查為主，配合測量工具雷射全站式經緯儀、皮尺，實際量測長度及寬度，依據分級標準給予比率分數，其中植生連續性之判定標準之一為：長度 1000 m 內有超過 10 m 不連續段之數量，若觀測河段之長度未超過 1000 m，則採相同比例增加之方式進行評估；例如：長度 500 m 濱河區域內

有三段超過 10 m 之植生不連續段，依照比例計算，則 1000 m 內應有六段超過 10 m 之植生不連續段、以此類推；再與河岸植生長度比例比較，求得植生連續性指標之分數(表 4)。

濱河區域次指數值 =

$$10/10 \times (\text{植生連續性指標比率} + \text{濱河區域植生寬度指標比率} + \text{植生結構完整性指標比率})$$

判斷植生結構完整性之調查方法為：樣區取樣調查方法、穿越線法、沿線調查法及目視紀錄法等四種。本研究主要調查溪流兩岸濱河區域內之植生狀況，沿線調查法及目視紀錄法較為合適，故採用沿線調查法及目視紀錄法相互配合，

表 4 本研究修正之濱河區域次指數指標比率表

			每單位長(1000 m)顯著不連續(>10 m)數目				
			0-2	3-5	6-19	≥20	
濱河區域次指數	植生連續性	河岸植生長度之比例	95-100%	4	3	NO.	NO.
			80-94%	3	2	1	NO.
			65-79%	2	1	1	0
			40-64%	1	1	0	0
			0-39%	0	0	0	0
	植生寬度	小溪流(≤15 m)		大溪流(≥15 m)			比率
		≥40.1 m		≥3.01 倍渠道寬			4
		30.1-40 m		1.51-3.00 倍渠道寬			3
		10.1-30 m		0.51-1.50 倍渠道寬			2
		5.1-10 m		0.25-0.50 倍渠道寬			1
		≤5 m		≤0.25 倍渠道寬			0
	植生結構完整性			實際狀況(樹、灌木、草地)			
		自然狀況		>80%覆蓋	20-80%覆蓋	<20%覆蓋	
		>80%覆蓋		2	1	0	
		20-80%覆蓋		1	2	1	
<20%覆蓋		0	1	2			

以溪流當作調查路線，沿著所設置之樣線，將兩旁之植生狀況一一紀錄，依據各指標之分級標準給予比率分數。

3.1.4 水質次指數

原始 ISC 水質次指數之評估指標為總磷、濁度、導電度及 pH 值，依評估地點為高山或平原地區有不同之標準。位於高山地區、溪流中上游，如山地丘陵等，擁有狹窄谷地，並無洪水平原；而平原地區位於下游處，如洪水平原或河口等，卻有平坦溪流、緩坡度之地貌特徵。

臺灣上游之野溪明顯與澳洲河流型態有所差異，在水質方面所注重之檢測項目亦不相同，蔡與黃(2009)依照臺灣土石流野溪之特性，排除總磷、電導度指標，加入水溫指標，並以總懸浮固體濃度代替濁度指標。本研究另考慮土壤沖蝕程度，對於水中鹽類及金屬離子濃度也有相當程度之影響，故將電導度列為評分項目之一(表 5)。

水質次指數值＝

$$10/16 \times (\text{水溫指標比率} + \text{pH 值指標比率} + \text{懸浮固體指標比率} + \text{電導度指標比率})$$

表 5 本研究修正之水質次指數指標比率表

	指標	數值	比率
水質次指數	水溫 單位：℃	18(=) ~ 25(=)	4
		16(=) ~ 18 或 25 ~ 27(=)	3
		14(=) ~ 16 或 27 ~ 29(=)	2
		12(=) ~ 14 或 29 ~ 31(=)	1
		<12 或 >31	0
	pH 值	6.5(=) ~ 7.5(=)	4
		6.0(=) ~ 6.5 或 7.5 ~ 8.0(=)	3
		5.5(=) ~ 6.0 或 8.0 ~ 8.5(=)	2
		4.5(=) ~ 5.5 或 8.5 ~ 9.5(=)	1
		<4.5 或 >9.5	0
	懸浮固體 (懸浮固體濃度) 單位：mg/L	<20	4
		20(=) ~ 30	3
		30(=) ~ 50	2
		50(=) ~ 100	1
		≥100	0
電導度 單位：μs/cm	<50	4	
	50(=) ~ 150	3	
	150(=) ~ 300	2	
	300(=) ~ 500	1	
	≥500	0	

現地調查及採集水樣時，主要依據行政院農委會水土保持局及中華水土保持學會，所編印之水土保持手冊之水質調查採樣程序及原則進行調查。並將現地採集之水樣帶回實驗室，依據行政院環保署環境檢驗所之水中總溶解固體及總懸浮固體檢測方法，進行總懸浮固體量檢測。

3.1.5 水生生物次指數

原始 ISC 之分類依據為：大型無脊椎動物之抵抗污染性強度；因臺灣地區對於無脊椎動物，沒有廣泛之調查、且物種亦不相同，故前人(周與黃，2002；蔡與黃，2009)依據魚類文獻資料，以及行政院農業委員會特有生物研究保育中心之保育類野生動物資料，進行本土化的修正，建立水生生物次指數指標比率。本研究參考上述前人修正之水生生物次指數指標比率表，再綜合現地調查之發現，將魚種數目以及蝌蚪納入考量，另加入指標魚類體長差異(魚類之最大體長－最小體長)與密度，作為水生生物次指數之評分項目，修正之水生生物次指數評分細項列於表 6。

水生生物次指數值＝

$$10/12(\text{魚種比率}+\text{密度比率}+\text{體長差異比率})$$

考量現地調查之限制及方便性，選擇調查項目為指標魚類之魚種數、體長與密度，於現地調查中詳實紀錄，並依此將各評分項目分級。本研究之研究區域為上游野溪，為水深較淺、水質清澈之溪流，且基於生態考量，不影響魚類棲息、亦不會造成魚類採集後死亡之風險，直接觀察法是最佳的方法；並配合沿線調查法之原則，沿著溪流實地觀察並拍照紀錄。為考量非生態背景工程人員之便利性，以目視直接觀察，估算棲地中魚類多寡、魚類體長，計算其指標魚類之概略投影面積，再以此投影面積除以棲地(淺灘、深潭)之面積，得到魚類所占面積百分比，做為密度之估算值。

3.2 各項環境資料之取得及分析

本研究於現地調查時，除了對於水生生物次指數之評分項目調查記錄外，亦量測魚類棲地之各

表 6 本研究修正之水生生物指標比率表

魚種	發現種類數目	比率
鱸鰻、臺東間爬岩鰍、埔里中華爬岩鰍(珍貴稀有 II) 高身鏟頰魚(一般類)【皆為保育類野生魚類】	1 種以上	4
臺灣石鱚、臺灣纓口鰍、何氏棘魷、臺灣鮠、臺灣馬口魚、臺灣間爬岩鰍、臺灣細鰻、大吻鰕虎、粗首鱻、臺灣鏟頰魚、菊池氏細鯽【皆為臺灣特有種魚類】	3 種以上	
	2~3 種	3
	1 種	2
吳郭魚、大肚魚等耐污魚種 或有發現蝌蚪(兩棲類)		1
未發現魚類或蝌蚪		0
數量(以密度%表示)		比率
河段遍佈指標魚種		4
指標魚種大多群聚於各淺灘、深潭中，魚類所占百分比(魚類投影面積/棲地投影面積) >0.5%		3
指標魚種大多群聚於各淺灘、深潭中，魚類所占百分比(魚類投影面積/棲地投影面積) <0.5%		2
河段僅見少數指標魚種		1
未發現魚類		0
指標魚類體長差異(cm)		比率
20 cm ≤ 體長差異(cm) < 25 cm		4
10 cm ≤ 體長差異(cm) < 20 cm		3
5 cm ≤ 體長差異(cm) < 10 cm		2
0 cm < 體長差異(cm) < 5 cm		1

項環境因子：如棲地水深、棲地長度、棲地寬度、水溫、pH、電導度、流速以及底質粒徑等物理、化學條件性質。棲地水深、長度、寬度以鋼捲尺、皮捲尺或者雷射測距儀測量；棲地水溫、pH、電導度(EC)以攜帶式之筆型量測計(EC-500)測量；而流速則以手持攜帶式流速儀(FP101)測量。

3.3 研究區域之選定

本研究為瞭解 ISC 應用於臺灣山區野溪生態復育之適宜性，選定臺灣本島十條山區野溪進行實證分析，分別為臺北縣瑞芳鎮大粗坑野溪、臺北縣淡水鎮大屯溪、南投縣信義鄉豐丘野溪、雲林縣古坑鄉華山溪、臺南縣白河鎮六重溪、花蓮縣光復鄉大興村南清水溪、花蓮縣萬榮鄉見晴村

見晴野溪、花蓮縣鳳林鎮鳳義里水源地、花蓮縣秀林鄉佳民村須美基溪及花蓮縣豐濱鄉新社村加墾溪，涵蓋範圍包括臺灣北部、南部、西部及東部。本研究為瞭解臺灣獨特之豐枯水期，對 ISC 應用所造成之影響，故東部之花蓮地區特別選擇五個研究區域；因為幾乎所有颱風侵襲臺灣時，花蓮縣皆首當其衝，每每造成豪雨或洪水災害，此時溪流之流況與平時差異頗大。

本研究將欲分析之溪流，依據生態廊道之控制點進行分段，如重要構造物之分界點或主流會流口處，各個河段之長度也需考量；故觀測河段之劃定，主要依據各種類型之棲地環境，配合觀測河段之長度，做適當的選擇；本研究每條溪流均有近十個觀測點。

肆、研究結果與討論

4.1 水生物次指數評分項目之探討

4.1.1 魚種

根據蔡與黃(2009)修正過之水生物次指數評分方法，僅以發現之魚種分成：保育類野生魚類、臺灣特有種魚類與耐汙染魚類，來決定評分等級(採樣時間為 2005 年 6 月、2006 年 1 月到 5 月)。本研究於評分時發現，各研究區域皆未發現保育類野生魚種，且發現之指標魚種，大都屬臺灣特有種魚類；但是蔡與黃(2009)修正之水生物次指數比率表中，無論魚種種類多寡，皆屬同一比率分級，無法判斷出其中差異。因此，本研究將魚種之種類多寡納入評分考量，若魚種種類多之研究區域，能有機會達最高分 4 分。另外，在 2007 年 11 月及 12 月之水生物次指數評分皆為 0 分，因為皆無發現魚類，但有蝌蚪存在，為避免有極小的魚苗或魚卵未被觀測到，而此評分標準無法顯示出水域環境已漸漸適合生物棲息，應將蝌蚪加入水生物次指數之評分項目中。

本研究針對 10 個研究區域、共 133 個採樣點現地調查，雖然枯水期之野溪水流量較少，但大部分地點都能發現指標魚種，主要的指標魚種為：臺灣石鱚、短吻鱸柄魚、臺灣鏟頰魚、大吻鰕虎與褐吻鰕虎等 5 種。臺南縣白河鎮六重溪出現的指標魚種最多，有臺灣鏟頰魚、臺灣石鱚、

短吻鱸柄魚及褐吻鰕虎等 4 種。各研究區皆未發現「保育類野生魚種」，發現之指標魚種大多屬於「台灣特有種」。

4.1.2 魚類數量(魚類密度百分比)

在一般的調查中，魚類數量皆是捕獲後再計算之，由於本研究並非使用電魚、手拋網或者釣魚等方式進行調查，故以目視魚類之所佔棲地投影面積百分比(魚類投影面積/棲地投影面積)，即密度百分比代替之。本研究依現地調查結果，將魚類數量分為五個評分等級，比率最高者為全河段處處皆有魚類棲息；再以投影面積法(密度百分比)之高低來分級，分別為比率 3 及 2；比率 1 為河段僅偶見少數魚隻，並非群聚之情形；最低則是無魚之狀況，比率為 0。

4.1.3 魚種體長差異

一般的魚類生態調查中，皆會量測魚種體長，本研究現地調查發現：隨著研究區域及調查時間的不同，所觀察到之指標魚種體長也會有差異，故將魚種體長納入評分項目中。由於考量到合適於各種體長大小之魚類皆能棲息之處，才是最為穩定的水域環境，因此以指標魚種之體長差異作為評分依據；評分等級中最大之體長差異上限 25 公分，是以本研究十個研究區域中，所發現之指標魚種體長最大差異為基準。

4.2 臺灣十條山區野溪之 ISC 評估結果

以本研究修正後之 ISC，完成十個研究區域之評估，由於研究區域較多，較難以達到每個月皆前往現地調查之目標。因此在人力短缺之情形下，以連續七個月(2007.10~2008.04)之調查時間所取得之資料進行分析，而缺少連續資料之月份，則另以不同年份、但同月份之調查資料，補足至一年份(12 個月)之完整 ISC 調查(詳表 7 與圖 1)。

各研究區域曾經發生無水之溪流共有六處：豐丘野溪、華山溪、南清水溪、見晴野溪、鳳義里水源地及須美基溪。其中發生過全河段皆無常流水之三個區域為：豐丘野溪、華山溪以及見晴野溪，由於此三處皆有土石流災害之歷史，推究有表面粒徑較小，下層顆粒較大之現象，且

表 7 各研究區域歷月 ISC 總分表

研究區域	ISC 平均總分(各月份)												平均
	2008 年				2007 年		2006 年			2007 年			
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	
大粗坑野溪	30	27	32	33	34	33	38	38	38	30	29	30	32.67
大屯溪	36	38	38	39	37	36	36	42	42	38	36	37	37.92
豐丘野溪	30	22	22	22	22	22	29	30	29	30	28	29	26.25
華山溪	21	21	21	21	32	32	31	31	27	27	21	21	25.50
六重溪	34	31	31	30	32	32	31	37	29	34	34	34	32.42
須美基溪	32	31	35	36	35	37	35	36	36	35	32	35	34.58
鳳義里水源地	29	27	34	32	33	35	33	34	34	34	28	28	30.83
見晴野溪	22	34	35	29	22	32	22	29	29	31	29	33	28.92
南清水溪	31	29	32	33	34	34	36	33	33	32	29	29	32.08
加盟溪	25	25	29	29	26	27	26	26	26	26	26	26	26.42

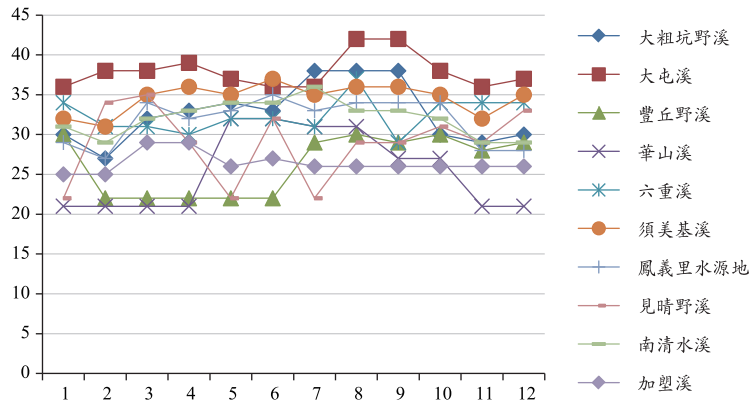


圖 1 各研究區域之歷月 ISC 總分趨勢圖(本圖以 Excel 繪製)

此三區域坡度較陡，容易造成滲流及水流快速而無水流。造成此三處從未有指標魚類出現，為造成 ISC 分數較低之主因。

另一方面，南清水溪、鳳義里水源地與須美基溪三處之無水流情形，皆為下游河段較易發生無水流，而上游河段皆能長期維持水流，因此有較穩定之水域環境供水生物棲息，在 ISC 之評估得較高分。現場調查結果顯示，野溪流量變化劇烈對生態造成影響：當流量大時流速過快，不合適指標魚類棲息；而流量小時造成部分河段斷流，但部分水流緩慢之棲地環境，反而較合適魚類生存。此種狀況於非全河段常年有水之研究區域更為明顯(如南清水溪、須美基溪)；發生無水

流情形之須美基溪，由於無水流點附近工之程構造物，營造出適合指標魚類棲息之深潭，因此該處工程構造物反而有助於生態復育之進行。

十個研究區域中，ISC 總分得分最高者為大屯溪，其次是六重溪，此二處溪流狀況穩定，能提供長期安定之水域環境，棲地型態多樣，因此在此二處發現之指標魚類體長亦最大，能達 25 公分，復育良好；而其餘研究區域所發現之指標魚類體長則大部分在 10 公分以下。而豐丘野溪、華山溪及見晴野溪之無水流情形最為明顯，生態復育較艱難。

十個研究區域之 ISC 總分平均為 30.76 分，而 ISC 總分高於 30.76 分者，都有發現指標魚類

表 8 十個研究區域歷月 ISC 總分統計表

月份	ISC 總分			
	最小值	最大值	平均數	標準差
一月	21	36	29.00	4.922
二月	21	38	28.50	5.255
三月	21	38	30.90	5.547
四月	21	39	30.40	5.621
五月	22	37	30.70	5.397
六月	22	37	32.00	4.472
七月	22	38	31.70	4.990
八月	26	42	33.60	4.789
九月	26	42	32.30	5.208
十月	26	38	31.70	3.683
十一月	21	36	29.20	4.185
十二月	21	37	30.20	4.733

棲息；總分低於 30.76 分者，則未發現有指標魚類生存，故可以 30.75 分做為野溪 ISC 評分之臨界值。ISC 總分高於或等於 30.75 分為及格，低於(或等於) 30.75 分屬不及格。各研究區域中 ISC 平均低於 30.75 分者有豐丘野溪、華山溪、見晴野溪及加塹溪，除了加塹溪外，皆為常有斷流情形之野溪，且未曾發現過指標魚類，此 4 處為評比中溪流生態環境較不佳之區域，足見 ISC 評估具可信度。而其餘分數較高之研究區域中，溪流生態環境最佳者為大屯溪，其次為須美基溪，此兩處溪流狀態穩定，且棲地環境多樣，可為野溪生態環境營造之典範。

將研究區域各月份 ISC 統計值(表 8)與現地觀察比較：二月份 ISC 最低(28.50)，與乾季溪流量不足，冬季山區低溫，不利魚類復育等生態不謀而合；六月至十月 ISC 均高於 30.75 (八月 33.60 最高)，因野溪流量充足、夏季山區溫暖，適於魚類復育，可知 ISC 評估有一定之準確度。而三、四、五月則接近臨界值 30.75。圖 2 顯示 10 個研究區域平均 ISC 總分之盒形圖，盒形區內粗線表示各月份之中位數，盒形區之低端、頂端分別表示第一、第三四分位數值，延伸線之低端、頂端分別表示非偏離值之最小下限、最大上限；而「○」表式偏離值(距離為盒長之 1.5 倍以上)，「*」表式極端值(距離為盒長之 3 倍以上)，數字為其野溪編號。

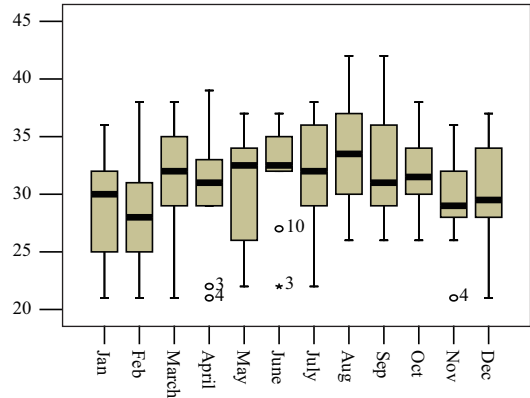


圖 2 十個研究區域之歷月 ISC 總平均之盒形圖 (本圖以 SPSS 繪製)

伍、結 論

經現地調查分析後，瞭解上游野溪棲地之水深、面積、水體體積、底質粒徑、pH、電導度、海拔高程及累積雨量，為影響臺灣山區野溪指標魚類體長及密度變化之重要因子。對於枯水期下游河段有斷流狀況之研究區域而言，流量對生態之影響更為劇烈；當流量大時水流連續不間斷，一般認為此時環境較適合生物棲息，但容易造成指標魚類難以觀察之現象，或者因流速過大沖走小魚，使得分數降低；而當流量小有斷流情況時，有時因流速減緩加上若棲地能維持一定水量(如深潭)，使棲地更為穩定，適合魚類生存。

依現地調查分析之結果，將指標魚之種類數目、密度(%)、體長差異以及蝌蚪之有無，加入水生物次指數之評分項目中，並區分魚種數量多寡之比率，修正 ISC 法中水生物次指數評分標準。研究修正後和蔡與黃(2009)之評分方法比較，本研究增加了魚種數量等級之區分、魚類密度及體長差異之評分項目，較能反映指標魚類受溪流環境變化之影響，避免直接以 0 分否定溪流中有水生物棲息之情形。

本研究以臺灣山區野溪棲地之生態環境為評估對象，藉由十個研究區域之現場實地調查及評估，取得魚類棲地各項條件數據，進行 ISC 之分析，其中特別針對水生物次指數作修正。此十

個區域中：以大屯溪之總分最高、其次為六重溪，顯示此二處溪流狀態穩定；而豐丘野溪、華山溪及見晴野溪之斷流情形最為明顯，對於生態復育而言，天然條件仍十分嚴苛。

十個區域之 ISC 總平均為 30.76 分，總分高於 30.76 分都有發現指標魚類，總分低於 30.76 分則未發現有指標魚類，故以 30.75 分做為野溪 ISC 評分之臨界值甚為恰當。與現場調查比較，ISC 平均低於(或等於) 30.75 分者有豐丘野溪、華山溪、見晴野溪及加塹溪，除了加塹溪外，皆常有斷流、未曾發現指標魚類，為溪流生態環境較差之區域，足見 ISC 評估具可信度。本研究之評等分級，符合 1999 年澳洲維多利亞省頒行之 ISC 評等分級表(表 1)，並與周與黃(2002)、蔡與黃(2009)之標準相同，且本研究經現地調查資料修改，更適用於臺灣野溪，可做為台灣山區野溪之魚類生態復育之評分依據。

致 謝

本研究承蒙行政院農業委員會水保局計畫(SWCB-96-070)專案補助，使研究得以順利完成，在此謹表致謝。

參考文獻

1. 朱達仁，「溪流複合式指標評估模式之建構」，特有生物研究，第八卷，第一期，第 35-56 頁，(2006)。
2. 朱達仁等，「溪流環境評估常使用的量化生態指標簡介」，臺灣林業，第三十二卷，第二期，第 30-39 頁，(2006)。
3. 汪靜明，「河川生物多樣性的內涵與生態保育」，環境教育季刊，第三十八期，第 34-44 頁，(1999)。
4. 汪靜明，「生態工法之生態評估模式探討」，臺北，國際水利生態工法研討會，第 112-129 頁，(2003)。
5. 周正明、黃世孟，「生態工法評估程序建立—溪流狀況指數為例」，碩士論文，臺灣大學土木研究所，臺北市，(2002)。
6. 侯承昫，「水質永續指標體系及其評量與評價方法之建立」，未出版碩士論文，逢甲大學土木及水利工程研究所，台中市，(1999)。
7. 唐先柏、李明賢，「以生態工法指數(EEI)評估河川生態工法之設計」，第一屆自然生態工法理論與實務研討會論文集，第 77 頁，(2002)。
8. 梁世雄，「溪流生態工法之生物評鑑指標」，水域與生態工法研討會論文集，臺北，第 143-158 頁，(2005)。
9. 蔡奇璋、黃宏斌，「溪流狀況指數應用在臺灣野溪之探討」，臺灣水利季刊，第五十七卷，第三期，第 36-52 頁，(2009)。
10. Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., and Stribling, J.B. (Eds.), "Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers: Periphyton, Benthic, Macroinvertebrates and Fish (Secoded)," U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Washington, DC, EPA 841-B-99-002 (Chapters 1 and 10), (1999).
11. Dekar, M.P. and Magoulick, D.D., "Factors Affecting Fish Assemblage Structure During Seasonal Stream Drying," *Ecology of Freshwater Fish*, No. 16, pp. 335-342, (2007).
12. Hilsenhoff, W.L., "Rapid field assessment of organic pollution with a Family-level Biotic Index," *J. N. Am. Benthol. Soc.*, No. 7, pp. 65-68, (1988).
13. Hu, T.J, Wang, H.W., and Lee, H.Y., "Assessment of environmental conditions of Nan-Shih stream in Taiwan," *Ecological Indicators*, No. 7, pp. 430-441, (2007).
14. Ladson, A.R., White, J.L., Doolan, J.A., Finlayson, B.L., Hart, B.T., Lake, P.S., and Tilleard, J.W., "Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia," *Freshwater Biology*, No. 41, pp. 453-468, (1999).
15. Ladson A.R., Grayson R.B., Jawecki B., and White L.J., "Effect of Sampling Density on the Measurement of Stream Condition Indicators in

- Two Lowland Australian Streams,” *River Research and Applications*, No. 22, pp. 853-869, (2006).
16. Liang, S.H. and Menzel, B.W., “A New Method to Establish Scoring Criteria of the Index of Biotic Integrity,” *Zool. Stud.*, No. 36 (3), pp. 240-250, (1997).
17. Magalhaes, M.F., Beja, P., Schlosser, I.J., and Collares-Pereira, M.J., “Effects of Multi-Year Droughts on Fish Assemblages of Seasonally Drying Mediterranean Streams,” *Freshwater Biology*, No. 52, pp. 1494-1510, (2007).
18. Rankin, E.T., “*Habitat Indices in Water Resource Quality Assessments. Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*,” Lewis Publisher, Boca Raton, FL, pp. 181-208, (1995).

收稿日期：民國 102 年 1 月 28 日

修正日期：民國 102 年 3 月 20 日

接受日期：民國 102 年 4 月 22 日