

河防構造物對河溪物理棲地之量化影響

陳樹群⁽¹⁾ 安軒霈^(2*) 方琦萱⁽³⁾

摘 要

本研究採用陳樹群等(2010)在烏溪與濁水溪之物理棲地評估結果，並透過河川型態五層分類法之架構，將 13 個河相之河段分為上游、中游與下游三個地形區位，並探討各地形區位中縱、橫向構造物對河溪物理棲地之影響。本研究以自然棲地之評估指標區間做為基準，建立構造物介入對棲地影響之量化方法。透過該量化方法分析棲地評估之結果可知，橫向構造物在上游河相河段對水流因子影響較大，中游為泥砂因子，下游則為水流因子。橫向構造物中潛壩對棲地的影響較固床工大。縱向構造物中，護岸單獨設置時對棲地無明顯的影響，但與固床工與潛壩共同設置後，棲地所受之影響大於橫向構造物單獨設置，顯示人為介入亦為控制棲地演變之因子之一。

(**關鍵詞**：河防構造物，棲地評估，河川型態)

Quantitative Influence of Flood Prevention Constructions on Physical Stream Habitat

Su-Chin Chen⁽¹⁾ Hsuan-Pei An^(2*) Chi-Hsuan Fang⁽³⁾

Professor⁽¹⁾, Doctoral Student^(2*) and Master⁽³⁾ Department of Soil and Water Conservation, National Chung Hsing University, Taichung 402, Taiwan, R.O.C.

ABSTRACT

This study adopted the habitat assessment result (Chen *et al.*, 2010) in Wu River Basin and Chou-Shui River Basin to quantify the influence of flood prevention constructions. Thirteen types of river morphology were divided into upstream, midstream and downstream reaches, and the influences of longitudinal and transverse constructions were analyzed in each reaches. Based on the concept of nature habitat assessment intervals, the quantification method was established. According to this method, it shows that most sensitive factor which were influenced by transverse constructions is water factor in upstream reaches, sediment factor in midstream, and water factor in downstream. In addition, the influences of submerged dam are larger than that of consolidation work. The impact of

(1)國立中興大學水土保持學系教授

(2)國立中興大學水土保持學系博士研究生(通訊作者 E-mail: anshuanpey@gmail.com)

(3)國立中興大學水土保持學系碩士

revetment is insignificant. However, the influences of habitat impact increases when the consolidation work or submerged dam was constructed together with revetment. It shows that human factor is one of the main factors which control the habitat evolvement.

(Keywords: Flood Prevention Constructions, Habitat Assessment, River Morphology)

前言

在將河川視為「資源」的過往，多以開發、利用與管理做為河川管理之手段。但在近十餘年中，台灣接連遭受集集地震與多起颱風災害，加以環境保護意識抬頭，造成了河川防災管理與河溪棲地保育兩者間出現莫大的衝突，並為此引入河川棲地評估與保育等相關研究，以期能以量化之數據說明河川棲地現況，與河防工程和棲地營造對河川環境之影響，進而做為河溪復育規劃時之參考。

分析河川棲地的組成成份，可知一處河溪棲地應分為三類子棲地：生物棲息的空間(物理棲地)、生存空間中的化學物質(化學棲地)與空間中的生物組成(生物棲地)。在物理棲地方面，定性棲地評估指標(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)乃由俄亥俄州環保署於 1972 年發展，並經 Rankin (1989)修正，其評估項目包括基質、魚類遮蔽度、河川型態與人為影響、河川林地與溼地、流況等。Milhous et al. (1990) 則根據溪內正常水流增量法架構 PHABSIM 模式系統(Physical Habitat Simulation System, National Ecology Research Center)，以一維水理模式計算河道中之水深、流速等資料，並將水理分析結果代入水生生物適合度曲線中，以計算出研究河段中之權重可使用棲地面積。加州漁獵部 CDFG(1999)發展出加州河川生態評

估準則(California Stream Bioassessment Procedure, CSBP)，以泥砂(河川底質、相嵌、淤積)、地形(急流頻度、河岸穩定)、水流(水深、流況)、植生(植生保護與寬度)與人為影響等因子，對河川之物理棲地進行評估。Azzellino et al. (2001)以深潭品質指標(Pool Quality Index, PQI)以流量對流速之關係分別出河床型態(如深潭型、渠道型、犬牙交錯型與其他型態等)，同時藉由年平均流量、 Q_{355} (一年中日流量排序之第 355 位流量，即一年中僅有 10 天的流量小於該流量)與深潭在河道中之面積百分比評估深潭之品質。森下郁子等(2000)以棲地之續性、泥砂、水流、植生與地形穩定性等因子建構成具有十個指標項目的河川生息環境評估法(Habitat Index Method, HIM)，並認為該指標性條件基本上涵蓋了一個適合生物棲息之健康河川的條件。

在化學棲地方面，以水質之評估指標為主，如水庫水質優養化之卡爾森優養指數法(CTSI, Carlson, 1977)與河川污染指標(RPI, McDuffie, 1973)，此外自 Horton (1965)首次發表河川水質指數(water quality index, WQI)後，該指標在國內外亦有相當廣泛之應用(朱達仁 2006, Bordalo et al., 2001, Nasiri et al., 2007)。常見的生物評估指標，則有以水生昆蟲為指標生物的科級生物指標(Family-level Biotic Index, FBI, Hilsenhoff, 1987)；以魚類為指標生物的生物整合指標(Index of Biotic

Integrity, IBI, Karr, 1981)，朱達仁等(2004)與林信輝等(2004)亦將 IBI 應用於台灣地區之河川中。此外亦有以藻類做為指標生物的河川附著藻類腐水指數(SI, Sladeczek, 1986)與河川附著藻類藻屬指數(GI, Wu, 1999)等。

然而河川棲地中之物理、化學與生物組成間會互相影響，故為綜合說明河溪棲地之現況，美國環保署(EPA, 1989)遂提出可跨越性溪流快速生物評估法(Rapid Bioassessment Protocols, RBP)，以兼具成本、科學程序、快速多點調查與回報，並將評估結果轉換為公共管理與程序等為原則(Barbour et al., 1999)，依目的與資料的完整性來決定棲息地、魚類、藻類及底棲大型無脊椎動物的評估項目。此外，Ladson et al. (1999)發展出溪流狀況指標(Index of Stream Condition, ISC)，以調查水文、物理型態、濱水區域、水質與水生物等因子，並整體評估溪流生態棲地之化學、物理與生態組成。在台灣相關研究方面，巨廷公司(2005)以 ISC 與河川生態品質評估系統(ASREQ，龐元勳，1999)為基礎提出河溪環境快速評估系統(Stream Environment Rapid Assessment System, SERAS)與朱達仁(2006)之應用溪流複合式指標評估模式(SIAM)，皆為納入棲地中物理、化學與生物三大部份的子評估指標，整合成綜合之河川棲地評估指標。

然而，棲地評估之目的在解釋棲地之現況，評估方法中並未包含河川演變的影響，導致不同棲地間之評估結果互相比較時，缺乏比較的公信力，即無法區辨棲地間之差異是來自天然環境之變異或是河川水理輸砂條件的不同。有鑑於此，陳樹群等(2010)提出河溪物理棲地評估法，並以河相做為棲地歸類

標準。不同河相間之棲地因其河川水理輸砂條件不同，故兩處棲地的比較並無意義；相同河相中之棲地則因具有類似的水砂條件，故棲地間之差異即為自然環境中的變異。陳樹群等(2010)即以烏溪與濁水溪之棲地評估調查，建立該流域中各河相的自然棲地指標區間，以說明自然環境中的變異程度，並分析人為構造物在各類河相中影響棲地物理環境之方式。然而該文獻雖分析了構造物之影響，但未說明不同構造物對棲地影響的差異，且亦無量化構造物影響之方法。因此，本研究採用陳樹群等(2010)之棲地評估數據，建立構造物對河溪物理棲地影響之量化計算方法，並以縱、橫向構造物為分類，說明在河川由上游至下游中，構造物單獨設置及合併使用時對河溪棲地量化影響之沿程變化。由於同類型河防構造物常施作於不同之流域環境中，故本研究之目的為量化構造物對棲地的影響程度，分析構造物在河川中影響差異的沿程分佈，說明棲地中最易受到影響的組成因子，並探討縱、橫構造物在單獨或合併使用時，構造物影響棲地程度之變化。

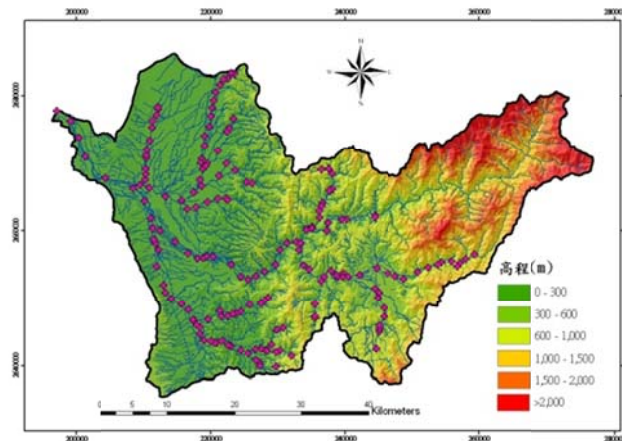
研究方法

1. 研究區域

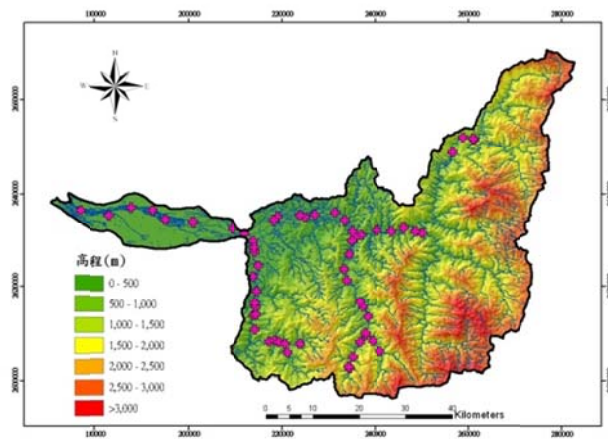
本研究採用陳樹群等(2010)之烏溪及濁水溪之河相分析及棲地評估結果，分析各類工程構造物對河川棲地之影響。烏溪及濁水溪之流域外觀、高程及水系如圖 1 所示，表 1 及表 2 則分別為烏溪與濁水溪之第一層流域特性及第二層水系特性分析結果。表 1 中顯示，烏溪與濁水溪之流域圓度分別為 0.28 與 0.23，狹長度則分別為 0.64 及 0.56。根據

圓度與狹長度之公式可知，當流域外觀型態接近圓形時，其圓度與狹長度越接近於 1，因此烏溪之流域外觀較濁水溪更接近於圓形。然而考量濁水溪在清水溪匯流口下游之沖積平原，因常長年之農作及土地開發而縮減，並使濁水溪流域外觀圓度及狹長度略為

消減。若將本研究流域與其他八流主要河川之流域型態相比，圖 3.a 顯示了濁水溪及烏溪之圓度在十條流域中屬於中間值，狹長度則處於中間偏大，即其流域之發展較為近似於圓形。



a. 烏溪流域



b. 濁水溪流域

調查點位來源：陳樹群等(2010)

圖 1 烏溪及濁水溪流域高程及調查點位

Figure 1 Distribution of elevation and investigation points in Wu River, Chou-Shui River Basin

表 1 烏溪及濁水溪流域第一層流域特性表

Table 1 Level I: Basin characteristic of Wu River and Chou-Shui River

項目	說明	烏溪	濁水溪
流域面積 (km ²)	A	2054.83	3167.51
流域最大長度 (km)	L_b	80.37	114.37
平均寬度 (km)	$A / \text{主流長}$	17.26	16.97
流域周長 (km)	P	301.83	414.48
流域圓度	$R_c = A / (\text{同周長的圓面積})$	0.28	0.23
流域狹長度	$R_e = (\text{同面積的圓直徑}) / L_b$	0.64	0.56
型態要素	$R_f = A / L_b^2$	0.32	0.24
流域密度	$c = (\text{同面積的圓周長}) / (\text{流域周長})$	0.54	0.48

調查點位來源：陳樹群等(2010)

表 2 烏溪及濁水溪流域第二層水系特性表

Table 2 Level II: Drainage characteristic of Wu River and Chou-Shui River

項目	說明	烏溪	濁水溪
河流級別	u (下標)	1 ~ 6	1 ~ 6
主流長度 (km)	L_0	19.00	186.00
平均分岐比	$R_b = N_u / N_{u+1}$	3.654	4.03
平均流長比	$R_l = L_u / L_{u-1}$	2.015	2.43
平均凹度	$R_c = S_u / S_{u+1}$	2.321	2.26
河川碎形維度	$D_b = \log R_b / \log R_l$	1.850	1.57
水系類型		樹枝狀	樹枝狀
1.河網密度 (km ⁻¹)	$D_u = (\Sigma L_u) / A$	0.96	1.65
2.河流頻度 (km ⁻²)	$F_u = (\Sigma N_u) / A$	0.43	0.37

調查點位來源：陳樹群等(2010)

表 2 為烏溪與濁水溪二層水系特性之分析結果，表中分岐比表示某一級河川之數量與高其一級河川數量的比值，其值越大顯示該域之各級序河川數量隨著級序增加而減少的比例越大。此外，流長比則用於表示該域中某一級河川之總長度與低其一級河川總長度的比值，其值越大，顯示該流域之各級序河川之總長度隨著級序增加而減少的比例越大。綜合上述，當流域擁有較大的分岐比或流長比時，顯示該流域水系在相對下擁有較多的低級序河川，水系分岐程度大。

圖 2 為台灣十條主要河川之流域圓度、狹長比對水系分岐比、流長比之影響，圖中顯示，其關係呈現負相關當流域型態越趨近於圓形時（圓度與狹長比趨近於 1），水系分岐之程度越明顯。因此配合圖 3b 可知，烏溪及濁水溪在十條主要河川受到第一層流域型態特性之控制，其水系之發展則趨近於中等分岐程度之水系特性。

考量烏溪及濁水溪之擁有相似的流域及水系特性，且其地理區位亦相臨，故本研究將兩條流域共同分析，以探討在兩條河川

中不同河道特性之河段，對於人為工程結構物介入時之反應。在河道之分段方面，本研究採用陳樹群等(2010)之分析分式，將烏溪及濁水溪之河道依五層分類法中之第四層河道特性加以分段，共分為 13 個河段，各河段之河道特性及其中之調查點位則如表 3 所示。

2. 分析方法

(1) 自然棲地指標區間

本研究採用陳樹群等(2010)在烏溪與濁水溪之棲地評估結果，先將該分依河相分類，再將分類中的自然棲地另行取出，以計算該河相之自然棲地指標區間。依據河川型態五層分類法之定義，當不同河段擁有相同之河道特性時，其河段應會發育出類似的河川物理環境，故以第五層棲地特性中的「棲地物理環境評估法」進行河段之棲地評估時，該類棲地應會具有相同的棲地評分結果。然而，因自然環境之異質性，故在相同河道特性之河段中所取樣之棲地評估結果仍會出現差異性。陳樹群等(2010)指出，相同河道特性中之棲地異質性可由數個自然棲地之

評分結果，建立起屬於該河道特性之自然棲地指標區間，並做為棲地是否受到破壞或復育的標準(表 4)。

(2) 人為介入對棲地影響之量化

在工程構造物對自然棲地影響之方面，本研究採用陳樹群等(2010)對烏溪及濁水溪各類型河相所建之自然棲地指標區間做為標準(表 4)，並將兩個流域中各類型河相之調查河段的棲地分為人為介入與自然棲地兩大類。其中人為介入棲地之定義為設有人工結構物之棲地，或受到臨近結構物所引發之迴水、沖刷或淤積之棲地。根據 178 處調查點位之分類，常見於河道中所設置之結構物為縱向的砌石(或箱籠、蛇籠)護岸、水泥護岸與場防，及橫向的固床工(單一或連續)、取水堰、潛壩(單一或連續)及防砂壩(單一或連續)。由於河防工程常設置多項結構物，故本研究將所有構造物之設置組合進行分類，並檢視該組合所設置河川型態河段，其結果如表 5 所示。

評分指標與該河相之自然棲地指標區間進行比較，探討常見構造對組成河溪物

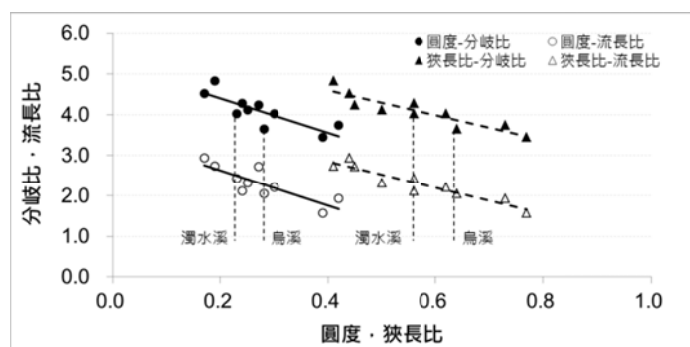


圖 2 台灣地區十條主要河川之流域特性對水系特性之影響

Figure 2 Influence of basin characteristics on drainage characteristics of ten main rivers in Taiwan

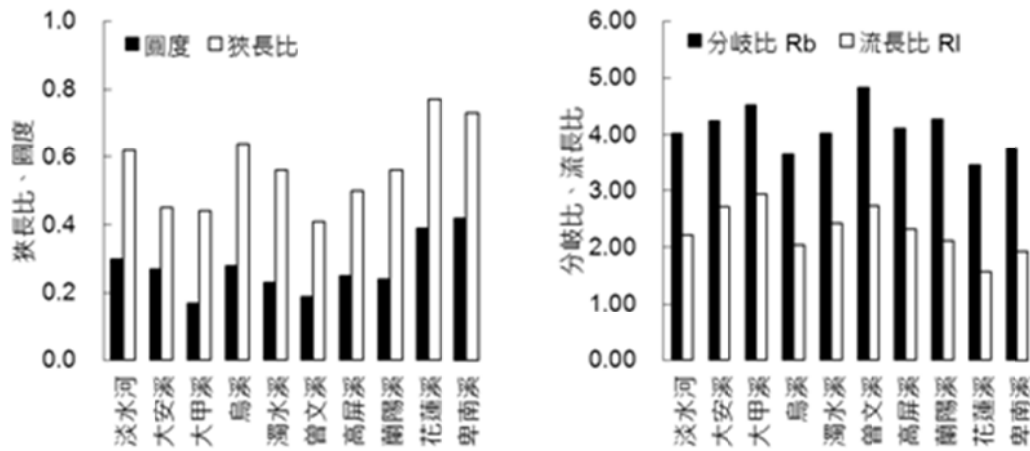


圖 3 烏溪及濁水河流域及水系特性與其他八條主要河川之比較

Figure 3 Comparison of basin and drainage characteristics between Wu River Basin, Chou-Shui River Basin and other eight main rivers in Taiwan

表 3 各類型河相中之調查點位編號

Table 3 Serial numbers of survey points in each reaches with same type of river morphology

編號	河川型態	調查點位
I (U)	山區嶺狀粗顆粒 U 型河谷	(濁 1-4)、(陳 1, 2)、(和 1-3)
II (U)	丘陵順直粗顆粒 V 型河谷	(水 1-4)、(平 1, 5, 8, 9, 14)、(坑 1-4)、(南 1-4)、(眉 1-7)
III (U)	丘陵蜿蜒粗顆粒 V 型河谷	(草 1, 2)、(坑 5)、(南 5)
IV (M)	丘陵順直粗顆粒 U 型河谷	(北 1, 2, 5)、(樟 1-5)、(平 2-4, 6, 7, 12, 13, 15)、(頭 1-3)、(旱 1-4)、(里 1-3)
V (M)	丘陵蜿蜒粗顆粒 U 型河谷	(北 3, 4)、(樟 6-11)、(平 10, 11, 16-23)、(烏 25-35)
VI (M)	丘陵嶺狀粗顆粒 U 型河谷	(北 6-9)、(水 5-11)、(眉 8-12)、(烏 19-24)、(濁 5-12)、(清 1-5)、(阿 1-6)、(陳 3-10)、(和 4, 5)
VII (M)	台地嶺狀粗顆粒多岔型河段	(烏 12-18)、(濁 13-21)、(清 6-11)
VIII (D)	平原順直粗顆粒窄深型河段	(貓 5, 7-11)、(樟 12)、(旱 5-15)、(筏 5-13)、(草 5, 6)、(里 10, 11)
IX (D)	平原順直粗顆粒寬淺型河段	(貓 1)、(筏 1-4)、(里 4-9)
X (D)	平原嶺狀粗顆粒多岔型河段	(貓 2-4, 6, 12-18)、(頭 4-6)、(草 3, 4)、(南 6-9)、(眉 13-15)、(烏 6-11)、(濁 22-24)
XI (D)	平原嶺狀細顆粒多岔型河段	(濁 25-29)
XII (D)	河口感潮順直粗顆粒寬淺型河段	(烏 5)
XIII (D)	河口感潮順直細顆粒寬淺型河段	(烏 1-4)

濁水溪水系：濁水溪(濁 Z)、陳有蘭溪(陳 ZC)、和社溪(和 ZH)、清水溪(清 ZQ)、阿里山溪(阿 ZA)
 烏溪水系：烏溪主流(烏 W)。貓羅溪水系：貓羅溪(貓 WMa)、平林溪(平 WP)、樟平溪(樟 WZ)。大里溪水系：頭汴坑溪(頭 WT)、旱溪(旱 WH)、大里溪(里 WL)、草湖溪(草 WC)、筏子溪(筏 WF)。北港溪水系：水長流溪(水 WS)、北港溪(北 WB)。南港溪水系：南港溪(南 WN)、眉溪(眉 WMe)、北坑溪(坑 WK)。

表 4 各類型河相之自然棲地指標區間

Table 4 Assessment intervals (UL and LL) estimated by nature habitats for each reaches with same type of river morphology

編號	河川型態	上限值(UL)					下限值(LL)				
		泥砂	水流	地形	植生	人為	泥砂	水流	地形	植生	人為
I (U)	山區辮狀粗顆粒 U 型河谷	43	62	72	19	100	30	42	57	6	89
II (U)	丘陵順直粗顆粒 V 型河谷	66	72	87	39	100	54	52	74	14	95
III (U)	丘陵蜿蜒粗顆粒 V 型河谷	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
IV (M)	丘陵順直粗顆粒 U 型河谷	57	50	78	29	93	47	35	68	14	81
V (M)	丘陵蜿蜒粗顆粒 U 型河谷	63	64	77	25	99	54	49	66	10	93
VI (M)	丘陵辮狀粗顆粒 U 型河谷	54	62	76	23	99	39	43	61	3	90
VII (M)	台地辮狀粗顆粒 多岔型河段	48	55	69	45	95	29	37	51	27	87
VIII (D)	平原順直粗顆粒 窄深型河段	48	56	58	65	96	35	46	48	49	90
IX (D)	平原順直粗顆粒 寬淺型河段	54	54	66	54	97	43	39	61	20	91
X (D)	平原辮狀粗顆粒 多岔型河段	47	52	64	55	97	34	31	47	36	88
XI (D)	平原辮狀細顆粒 多岔型河段	9	41	35	22	100	3	23	16	0	95
XII (D)	河口感潮順直粗 顆粒寬淺型河段	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
XIII (D)	河口感潮順直細 顆粒寬淺型河段	41	50	47	48	100	19	28	43	0	99

理地之泥砂、水流、地形、植生與自然程度五大因子之影響。棲地之評分指標值表示該棲地之物理棲地組成現況，因子之指標值越高，則該因子之多樣性及穩定性越高。因此，構造物對棲地影響之定性描述可分為三類。第一類：人為棲地之某項因子指標值高於該河川型態之自然棲地指標區間之上限，顯示構造物介入後，該項因子多樣性或穩定性高於自然棲地。第二類：因子之指標值低於自

然棲地之指標區間下限，顯示構造物的介入降低了棲地的穩定性或多樣性。第三類：因子之指標值介於自然棲地指標區間之上下限間，表示該人為棲地與自然棲地間沒有明顯的差異。

構造物影響之量化方面，本研究採用公式(1)與公式(2)來表示構物介入後對自然棲地的量化影響，其中 d_{li} 為人為棲地中某項因子之影響值， I_{ai} 為該因子的評分值， I_{ni} , UL

表 5 構造物於各類河川型態中設置狀態

Table 5 Deployment and combination of flood prevention constructions in each study reaches

構造物組合	設置構造物之河川型態
固床工	V (M), VI (M), VII (M), VIII (D), IX (D), X (D), XI (D).
固床工、堤防	IX (D).
固床工、砌石護岸	IV (M).
固床工、水泥護岸、砌石護岸	II (U), IV (M).
固床工、水泥護岸	II (U), IV (M), V (M).
取水堰	V (M).
取水堰、堤防	X (D).
潛壩	II (U), V (M).
潛壩、砌石護岸	II (U).
潛壩、水泥護岸	II (U), IV (M), V (M).
連續防砂壩	I (U).
防砂壩、連續防砂壩、水泥護岸	II (U).
堤防	VII (M).
水泥護岸	IV (M), V (M).
施工中	V (M), VI (M), VI (M), VII (M), VII (M), VIII (D), VIII (D), X (D), X (D).

然棲地指標區間上限與下限。公式(1)表示當人為棲地因子之多樣性及穩定性優於自然棲地時，則該因子之評分值減去自然棲地指標區間之上限值，可表示該構造物提升物理棲地多樣性與穩定性的程度；反之，公式(2)則表示該因子之評估值減去區間之下限值，並顯示構造物降低河溪物理棲地品質的程度；若因子之評分值落於自然棲地指標區間之中，則表示人構造物對棲地沒有明顯的影響。

$$dI_i = Ia_i - In_{i, UL} \quad \text{若 } Ia_i > In_{i, UL} \quad (1)$$

$$dI_i = Ia_i - In_{i, LL} \quad \text{若 } Ia_i < In_{i, LL} \quad (2)$$

棲地物理環境評估法中所進行之評估項目包含了組成河溪物理棲地中的自然程度、泥砂、地形、植生與水流五個因子($I_{水}$, $I_{砂}$, $I_{地}$, $I_{植}$, $I_{自}$)，將人為棲地中各項因子之評分依公式(1)或公式(2)計算，人為構造物對棲地的量化影響程度($dI_{t,5}$)：

$$dI_{t,5} = dI_{水} + dI_{砂} + dI_{地} + dI_{植} + dI_{自} \quad (3)$$

其中，因台灣河川棲地之植生變異明顯，故植生因子之指標區間較大，導致人為棲地之植生影響值較不明顯。此外，自然程度因子在評定棲地的自然程度，故構造物介入的人為棲地自然因子影響值多為負值。因此，考量前述原因，本研究另採用泥砂、地形與水流三項因子的量化影響程度($dI_{t,3}$)：

$$dI_{t,3} = dI_{水} + dI_{砂} + dI_{地} \quad (4)$$

以三項影響程度值($dI_{t,3}$)表示人為棲地之影響時可排除構物本身對棲地直接影響，如棲地之縱、橫向連續性等，故可能反應出河川物理棲地間接受到人為的介入而在水流、輸砂及地形上的變化影響。然而，自然程度因子之影響值會隨構造物的種類、高度、建材等因素而有所改變，故本研究仍使用五項加總之影響值($dI_{t,5}$)以反應人為介入後的直接影響。

結果分析

河川自上游至下游的各河段擁有不同的河相，加以構造物在不同河相中具有各別的影響，因此本節乃以相同構造物在上游至下游河段間之影響進行分析。另外，因構造物設置之頻率與分佈亦有不同，大型構造物不一定出現在各類河相之河段中，或河道中同時設置多項構造物。因此，本節先就單一構造物對棲地之影響進行探討，並在計算各類構造物出現之頻率後，將構造物分為包含固床工、潛壩的橫向結構物與包含護岸等之縱向結構物兩類，再分別就評估分數分析各構造物對在不同河相的河道中對棲地之影響。

3. 橫向構造物的影響

(1) 固床工

表 6 為各類型河相中固床工對棲地之影響程度。在單獨設置固床工之棲地中，若考量地形、泥砂與水流三項因子之影響，可發現屬於下游河相特性的河段(表 6 之河相 VIII, IX, X, XI, 圖 5)受固床工影響以水流因子較為明顯，而中游河相河段(表 6 之河相 V, VI, VII, 圖 4)則以地形與泥砂之影響較為顯著。根據固床工設置之位置可知，其對棲地之主

要影響區位為水域，並反應在泥砂的孔隙多樣性與淤積程度、水流的流況多樣性及水面範圍，及地形上的潭瀨多樣性及基質的穩定性上。在中游河相的河段部份，由於水河道中的輸砂量較大，因此固工之介入較易攔淤泥砂，使砂粒填充卵、礫石的孔隙，增加砂粒的堆積範圍並降低棲地之泥砂孔隙多樣性，並進而淤埋潭瀨結構及河床基質，降低棲地地形之穩定性與多樣性。此外，固床工之設置亦常直接拉長棲地中的潭瀨間距，造成地形因子之評分下降。下游河相之河段方面，由於水流及輸砂趨緩，同時自然棲地之指標區間值亦較上、中游之河相低，因此固床工對棲地之地形與泥砂因子之影響降低；但下游河相之河段坡降平緩，因此固床工之設置易於引起大範圍之迴水。

由表 6 中顯示上游河相之評分值小於下游河相，表示固床工在河道沿程影響之程度大致由上游向下游遞減，其原因為河溪棲地之範圍向下游遞增，相對於構造物佔棲地範圍之比例則隨之減少，故導致固床工在下游河段之影響程度較上游輕。在河相 IX 處則反應出河道斷面之特性而造成固床工對棲地有

表 6 固床工對各類型河相之棲地影響

Table 6 Influence of consolidation work in reaches with each types of river morphology.

編號	河相	I _a _i					dI _{t,5}	dI _{t,3}
		泥砂	水流	地形	植生	自然		
V (M)	丘陵蜿蜒粗顆粒 U 型河谷	50(-)	52	62(-)	16	57(-)	-44	-8
VI (M)	丘陵瓣狀粗顆粒 U 型河谷	50	57	76(+)	8	62(-)	-28	0
VII (M)	台地瓣狀粗顆粒多岔型河段	41	37	50(-)	9(-)	70(-)	-36	-1
VIII (D)	平原順直粗顆粒窄深型河段	50(+)	47	57	40(-)	47(-)	-50	2
IX (D)	平原順直粗顆粒寬淺型河段	40	39(-)	56	48(-)	43(-)	-56	-8
X (D)	平原瓣狀粗顆粒多岔型河段	39	45(-)	62(+)	12(-)	78(-)	-34	0
XI (D)	平原瓣狀細顆粒多岔型河段	5	30	30	22	67(-)	-28	0

註：I_a 欄位中「(+)」之符號表示該因子評分高於自然棲地指標區間上限，「(-)」之符號表示該因子評分低於自然棲地指標區間下限



a.固床工，烏 30，向下游



b.自然棲地，烏 34，向下游

圖 4 丘陵蜿蜒粗顆粒 U 型河谷(V)河段中固床工之影響

Figure 4 Influence of consolidation work in reaches with the river morphology of Type V. (a) Artificial habitat. (b) Natural habitat



a.固床工，貓 15，位於右岸



b.自然棲地，貓 18，位於左岸

圖 5 平原辮狀粗顆粒多岔型(X)河段中固床工之影響

Figure 5 Influence of consolidation work in reaches with the river morphology of Type X. (a) Artificial habitat (b) Natural habitat

較顯著的影響，該河相因流路分岐而發展出流況多樣性高的物理棲地特性，但因位處平原河段，故河道坡降較緩。因此當固床工介

入後，前述固床工迴水對水流流況之影響極為顯著，而導致其量化影響程度($dI_{t,3}$)出現較大程度的減少。綜合上述，固床工對棲地影

表 7 潛壩對各類型河相之棲影響

Table 7 Influence of submerged dam in reaches with each types of river morphology

編號	河相	Iai					dI _{t,5}	dI _{t,3}
		泥砂	水流	地形	植生	自然		
II (U)	丘陵順直粗顆粒 V 型河谷	54	38(-)	78	0(-)	64(-)	-59	-14
V (M)	丘陵蜿蜒粗顆粒 U 型河谷	49(-)	45(-)	55(-)	28(+)	66(-)	-44	-20

註：I_a 欄位中「(+)」之符號表示該因子評分高於自然棲地指標區間上限，「(-)」之符號表示該因子評分低於自然棲地指標區間下限

響程度受河道之沿程距離及河道斷面特性兩項因子所控制。

(2) 潛壩

潛壩受限於其功能及壩體高度，設置之數量較少，多分佈於上、中游河相之河段中，下游河段已無設置。將表 7 配合表 4 分析顯示，在上游河相(II)河段中(圖 6)，泥砂、水流與地形之平均影響值(dI_t)分別為 0(與自然棲地無明顯差異)、-14 與 0，即潛壩對上游河相之棲地水流環境有較顯著的影響，由於上游河相之棲地底床質組成皆以大型塊石為主，故雖然潛壩上游出現淤砂行為，但大型塊石所提供的孔隙及地形多樣性，仍可以彌補泥砂淤積之影響。但在棲地之水流特性部份，則因壩體迴水之作用而導致水深增、流速減少，流況的多樣性減少成深潭流況一種，與自然棲地中三至四種的流況相較，水流受到潛壩的影響較為明顯。中游河相(V)方面(圖 7)，泥砂、水流與地形之平均影響值(dI_t)分別為-5、-4、-11，顯示潛壩上游淤砂中之砂粒級配增加，使棲地中卵礫石間之孔隙填塞而降低棲地之泥砂環境品質。此外，淤砂亦淤埋河道上之棲地結構，降低水流及地形的多樣性。

潛壩對棲地之沿程影響方面，雖然潛壩主要作用為淤砂，但受到不同河相特性的床砂組成控制，故上游河相因砂級配中的大型塊石組成較多，使棲地仍能提供相對多樣的泥砂環境，潛壩的影響則反應在因迴水而導致水流環境多樣性減少上。在中游的河相中，河床組成中的砂粒含量與水流挾砂量皆增加，加以潛壩的淤砂加劇了邊灘及沙洲的形成與細砂的落淤，故棲地泥砂環境品質的降低較上游河段明顯。

(3) 固床工及潛壩之比較

固床工對棲地的沿程主要影響由中游的泥砂因子轉變為下游的水流因子，潛壩則由上游的水流因子轉變為中游的泥砂因子。其中兩者皆在中游河相中降低了棲地的泥砂環境品質，顯示在屬於輸砂段的中游河川中，泥砂的沖淤仍主導的河溪物理棲地環境的發展，而橫向構造物阻斷河川泥砂之輸送時，河溪棲地將以淤砂來主導棲地品質的降低。此外，河川之泥砂組成亦為河溪物理棲地是否易受到橫向結構物破壞的因子，在上游河相中，河床質以大型塊石組成，較易在設置橫向構造物後保留泥砂環境品質；下游河段則受限於自然河相控制，在自然環境下即無法提供較佳的棲地泥地環境品質。也因此，

在上游與下游的河相河段中，水流受到橫向結構物的影響較易顯露出來，並成為主導河溪物理棲地環境品質相對降低的主要因子。

固床工及潛壩對棲地影響之差異反應在自然因子的 dI_i 上，在中游河段中，固床工對

自然因子的 dI_i 在 -28 ~ -44 之間，影響略小於潛壩的 -44。自然因子的評分值降低代表棲地的縱、橫向連結受阻，故評估結果顯示潛壩對棲地的縱向連續性有較大程度的阻斷。此外，固床工對泥砂與地形最大的 dI_i 分別為 -4



a. 潛壩，水 1，向上游(潛壩位於相片下方，未攝入)



b. 自然棲地，平 1，向上游

圖 6 丘陵順直粗顆粒 V 型河谷(II)河段中潛壩之影響

Figure 6 Influence of submerged dam in reaches with the river morphology of Type II. (a) Artificial habitat (b) Natural habitat



a. 潛壩，平 18，向下游



b. 自然棲地，平 16，向上游

圖 7 丘陵蜿蜒粗顆粒 U 型河谷(V)河段中潛壩之影響

Figure 7 Influence of submerged dam in reaches with the river morphology of Type V. (a) Artificial habitat (b) Natural habitat

與-4，潛壩則為-5 與-11，顯示在中游河段即便泥砂為控制棲地品質的因子，潛壩對河溪棲地的泥砂環境品質影響仍大於固床工。

4. 縱向結構物的影響

在研究區位中常見的縱向結構物為堤防與護岸，但兩者通常同時設置於各河相之河道中。而單獨設置堤防之河相皆為下游河相之寬廣河段，堤防與河川流路間保有大範圍的高灘地，堤防對河溪物理棲地的直接影響相當小。因此，本研究在同時設有堤防與護岸之棲地中，將其併入僅設有護岸的棲地中一同分析；而僅設有堤防且堤防與主河道間隔有數百公尺高灘地之棲地，則不考量堤防對河溪棲地的影響。此外，因護岸、堤防常與其他橫向結構物一同設置，故本研究在調查點位中，僅有兩處河相之河段中單獨設置護岸。

(1) 護岸

表 8 為護岸在河相 IV 與河相 V 兩個河段中對棲地的影響，圖 8 則為河相 IV 中設置護岸的棲地與自然棲地之比較。若不考量植生的影響，河相 IV 中泥砂、水流與地形之 dI_i 皆為 0，河相 V 中則分別為 0, 0 與-3。評估結果顯示，若河溪棲地中僅設置護岸，則

該構造物對棲地並無明顯的影響。由 3.1 節中可知，影響棲地在構造物介入後演變的主要因子為泥砂，而護岸對阻斷水流輸砂的作用不大，導致僅設置護岸的河溪棲地評估值沒有出現大於自然棲地之變動。

5. 縱、橫向結構物併用之影響

在縱橫向構造物併用的上游河相案例中，圖 9 為河相 II 中護岸分別與固床工與潛壩併用之棲地，其中圖 9.b 與圖 6 相較，則可看出自然棲(圖 6.b)地、潛壩單獨設置(圖 6.a)及潛壩與固床工併用(圖 9.b)三處棲地間之不同。圖 10 為中游河相案例，其中圖 10.b 為護岸與潛壩併用；圖 10.a、圖 4.b 與圖 4.a 則分別為護岸與固床工併用、固床工單獨使用與自然棲地三處棲地之比較。圖 11 則為下游河相之案例，圖 11.a 與圖 11.b 分別為河相 IX 中固床工與護岸併用棲地與自然棲地之對比。

表 9 為河道中同時設置固床工與水泥、砌石護岸或堤防之棲地評分結果，表中顯示在上游河相之河段中，棲地中之泥砂、水流與地形之環境品質皆有降低之傾向，棲地之($dI_{t,3}$)減少幅度多達-14 至-17；中游河段中，除了棲地泥砂評分降低外，部份棲水流及泥砂環境亦受構造物影響， $dI_{t,3}$ 為-15 至-23；下游

表 8 護岸對各類型河相之棲影響

Table 8 Influence of revetment in reaches with each types of river morphology

編號	河相	I_{ai}					$dI_{t,3}$	
		泥砂	水流	地形	植生	自然		
IV (M)	丘陵順直粗顆粒 U 型河谷	57	47	72	41(+)	72(-)	3	0
V (M)	丘陵蜿蜒粗顆粒 U 型河谷	59	53	63(-)	47(+)	72(-)	-2	-3

註： I_a 欄位中「(+)」之符號表示該因子評分高於自然棲地指標區間上限，「(-)」之符號表示該因子評分低於自然棲地指標區間下限



圖 8 丘陵順直粗顆粒 U 型河谷(IV)河段中護岸之影響

Figure 8 Influence of revetment in reaches with the river morphology of Type IV. (a) Artificial habitat
(b) Natural habitat

河相河段中棲地受影響之因子雖僅為水流，但其 $dI_{t,3}$ 仍多達-11。雖然在 3.2 節中，單獨設置的護岸對河溪物理棲地環境影響有限，但因合併設置固床工與護岸時，其工程範圍及規模皆較大，進而擴大了構造物影響棲地品質的程度。與 3.1 節中之固床工評估結果相較，同時設置固床工與護岸的上游河相河段，棲地受影響的因子由水流因子擴大到泥砂與地形因子；中游河相河段則視構造物的規模而定，影響層面由泥砂擴大至水則仍主要影響河溪棲地的水流環境。整體而言，同時設置固床工與護岸之棲地，棲地之 $dI_{t,3}$ 多超過兩位數，約在-11 至-23 之間，明顯超過僅設置固床工時的-1 至-8。

表 10 各河相河段中同時設有潛壩與水泥或砌石護岸之棲地評估結果，顯示棲地中之泥砂、地形與水流三項因子受縱、橫向構造物併用之影響相當顯著，在 3.1 節中可知，單獨設置潛壩時，上游與中游河相之 $dI_{t,3}$ 分

別為-14 與-20。但當潛壩與護岸併用後，上游河相之河溪棲地評 $dI_{t,3}$ 擴大為-20 至-25，中游則擴大到-28 至-30。

表 9 與表 10 中皆顯示縱、橫向構造物併用時，其對棲地的量化影響程度由上游向下游增加，該沿程變化的趨勢與單獨設置橫向結構物時相同。此外，雖然 3.2 節中顯示單獨設置護岸時，棲地受護岸之影響不顯著，但在護岸與固床工或潛壩並用後，其棲地評分之變化量皆大於固床工或潛壩單獨設置時的影響，顯示構造物施工的規模亦為改變河溪物理棲地環境的因子之一。由 3.1 節中之分析可知，塑造棲地環境之主要營力乃為由水流及泥砂所組成的輸砂行為，而人為營力對棲地之擾動顯然大過水流輸砂的作用，故造成與橫向構造物單獨設置相較，縱、橫向結構物併用時棲地評分更為降低的現象。此外，該現象亦可佐證自然因子可確實做為代表人為營力之介入程度，因為在縱橫向構造

物併用的棲地中，自然因子之評分(表 9 與表 10)小於橫向構造物單獨使用之評分(表 6 與表 7)，而該趨勢與構造物介入越多，泥砂、水流與地形因子評分越降低的趨勢相符。

結論

本研究係依照河川型態五層分類法之架

構，將其中第五層棲地分為泥砂、水流、地形、植生與自然五項組成，並將烏溪與濁水溪兩條流域之河川，依第一層至第四層劃分為 13 個不同河相的河段。構造物對河溪物理棲地之環境品質影響之量化方式，本研究將自然棲地中之五項因子評分結果做為基礎，人為棲地中五項因子評分與自然棲地差異之總合，即為構造物對棲地的量化影響，(dIt,

表 9 固床工與護岸或堤防對各類型河相之棲影響

Table 9 The combination influence of consolidation work and revetment (or embankment) in reaches with each types of river morphology

編號	河相	構造物	I _{ai}					dI _{t,5}	dI _{t,3}
			泥砂	水流	地形	植生	自然		
II (U)	丘陵順直粗顆粒 V 型河谷	固床工、水泥護岸	45(-)	51(-)	70(-)	32	38(-)	-71	-14
		固床工、水泥護岸、砌石護岸	44(-)	53	67(-)	0(-)	38(-)	-88	-17
IV (M)	丘陵順直粗顆粒 U 型河谷	固床工、水泥護岸	41(-)	40	59(-)	37(+)	31(-)	-57	-15
		固床工、水泥護岸、砌石護岸	38(-)	33(-)	56(-)	16	35(-)	-69	-23
		固床工、砌石護岸	53	38	72	7(-)	53(-)	-35	0
V (M)	丘陵蜿蜒粗顆粒 U 型河谷	固床工、水泥護岸	61	50	68	43(+)	67(-)	-8	0
IX (D)	平原順直粗顆粒寬淺型河段	固床工、堤防	47	35(-)	54	40(-)	40(-)	-62	-11

註：I_a 欄位中「(+)」之符號表示該因子評分高於自然棲地指標區間上限，「(-)」之符號表示該因子評分低於自然棲地指標區間下限

表 10 潛壩與水泥護岸或砌石護岸對各類型河相之棲影響

Table 10 The combination influence of submerged dam and revetment in reaches with each types of river morphology

編號	河相	構造物	I _{ai}					dI _{t,5}	dI _{t,3}
			泥砂	水流	地形	植生	自然		
II (U)	丘陵順直粗顆粒 V 型河谷	潛壩、水泥護岸	47(-)	41(-)	72(-)	26	33(-)	-82	-20
		潛壩、砌石護岸	45(-)	38(-)	72(-)	13(-)	39(-)	-82	-25
IV (M)	丘陵順直粗顆粒 U 型河谷	潛壩、水泥護岸	53	33(-)	42(-)	15	29(-)	-80	-28
V (M)	丘陵蜿蜒粗顆粒 U 型河谷	潛壩、水泥護岸	46(-)	39(-)	54(-)	25(+)	38(-)	-85	-30

註：I_a 欄位中「(+)」之符號表示該因子評分高於自然棲地指標區間上限，「(-)」之符號表示該因子評分低於自然棲地指標區間下限



a.平 9，護岸與固床工，向下游



b.水 2，護岸與潛壩，右岸

圖 9 丘陵順直粗顆粒 V 型河谷(II)河段縱、橫向構造物併用之影響

Figure 9 The combination influence of transverse construction (a: consolidation work, b: submerge dam) and revetment in reaches with the river morphology of Type II.



a.丘陵蜿蜒粗顆粒 U 型河谷(V)
烏 25，護岸與固床工，向下游



b.丘陵順直粗顆粒 U 型河谷(IV)
頭 1，護岸與潛壩，右岸

圖 10 縱、橫向構造物併用對中游河相棲地之影響

Figure 10 The combination influences of transverse construction and revetment. (a) Consolidation work and revetment in Type V; (b) Submerge dam and revetment in Type IV.



a. 里 4，護岸與固床工，向上游



b. 筏 4，自然棲地，向下游

圖 11 平原順直粗顆粒寬淺型(IX)河段護岸與固床工併用與自然棲地之比較

Figure 11 The combination influence of consolidation work and revetment in reaches with the river morphology of Type IV. (a) Artificial habitat (b) Natural habitat

5)。此外，植生因子在棲地的尺度中變異較大，而自然因子另為表示構造物介入的程度，因此本研究另採用泥砂、水流與地形三項因子之評分總合($dI_{t,3}$)，做為棲地受構造物影響成度之表示。

構造物依其類型分為橫向與縱向構造物兩類，本研究視各構造物在各類河相中的分佈與出現的頻率，將固床工與潛壩歸類為橫向構造物，護岸則視為縱向結構物。評估結果則顯示，水流輸砂及河床質組成為河相塑造河溪物理棲地環境的主要營力。因此，在河床質以大型塊石組成的上游河段中，棲地底質組成穩定，多變的水流因子成為控制河溪棲地環境的主要因子，並易受到橫向結構物的影響。在泥砂輸送段的中游河段，橫向構造物透過淤砂改變棲地環境的作用明顯，故泥砂成為構造物影響的主要因子，且影響幅度大於水流因子。下游河段中，自然河川環境屬於泥砂的淤積的河相特質，加以棲地

泥砂環境多樣性及穩定性較小，故構造物影響泥砂環境的程度有限；反之河床坡降小，使水溪受構造物的控制加劇，因此水流成為下游河相中受構造物影響的主要因子。

固床工對棲地具有負面的影響，但評估分數顯示其影響較小；潛壩因構造物高度較高，故對棲地環境之影響幅度大於固床工。單獨設置護岸之棲地，因其囚砂效果有限，故對河溪物理棲地之環境品質破壞較不明顯。但當護岸與固床工或護岸併用後，棲地評分降低的幅度大於單獨設置固床工或潛壩。由於為同時設置多項構造物，故需對棲地大幅擾動，進而使人為棲地之 $dI_{t,3}$ 大幅降低。同時，構造物併用棲地之自然因子評分值亦低於僅設置單項構造物的棲地，即自然因子之評分與 $dI_{t,3}$ 具正相關，故本研究在探討棲地受構造物影響時，採用泥砂、水流與地形三項因子($dI_{t,3}$)做為量化之方式相當合理。

參考文獻

1. 巨廷工程顧問公司(2005),「河溪生態工法參考手冊」,行政院公共工程委員會。
2. 朱達仁(2006),「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。
3. 朱達仁、施君翰、李宗儒(2004),「應用生物整合指標法探討石門水庫上游滴仔溝溪整治影響之研究」,九十三年農業工程研討會論文集,第 1270-1279 頁。
4. 林信輝、李明儒、孫明德、黃俊仁(2004),「生物整合指標(IBM)之應用探討」,中華水土保持學報,第三十五卷,第一期,第 81-96 頁。
5. 陳樹群、彭思顯(2002),「台灣地區河川型態五層分類法研究」,中華水土保持學報,第三十三卷,第三期,第 175-190 頁。
6. 陳樹群、安軒霏、方琦萱(2010),「河川物理棲地評估法在烏溪及濁水溪之應用」,水土保持學報,第四十二卷,第四期,第 479-497 頁。
7. 龐元勳(1999),「整合性河川生態評估」,淡水河系生物相調查及生物指標手冊建立。第八章。行政院環境保護署,第 8-1、8-56 頁。
8. 森下郁子、森下雅子、森下依理子(2000),「川の H の條件陸水生生態學からの提言」,山海堂(東京),第 150 頁。
9. Azzellino, A. and R. Vismara (2001), “Pool Quality Index: New Method to Define Minimum Flow Requirements of High-Gradient, Low-Order Streams,” *Journal of Environmental Engineering*, 127(11).
10. Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder and J. B. Stribling (1999), “Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish,” 2nd. ed. EPA 841-B-99-002. US. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington.
11. Bordalo, A. A., W. Nilsumranchit and K. Chalermwat (2001), “Water quality and uses of the Bangpakong River (Eastern Thailand),” *Water Research*, 35(15): 3635-3642.
12. Carlson, R. E. (1977), “A trophic state index for lakes,” *Limnology and oceanography*, 22(2): 361-369.
13. CDFG (1999), “California Stream Bioassessment Procedure. Protocol brief for biological and physical/habitat assessment in wadeable streams,” California Department of Fish and Game, Water Pollution Laboratory, Aquatic Bioassessment Laboratory.
14. Hilsenhoff, W. L. (1987), “An Improved Bioticindex of Organic Stream Pollution,” *The Great Lakes Entomology*, 20: 31-39.
15. Horton, R. K. (1965), “An index number system for rating water quality,” *J. Water Pollut. Control Fed.* 37: 300-305.
16. Karr, J. R. (1981), “Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities,”

- Fisheries, 6(6): 21-27.
17. Ladson, A. R., L.J. White, J. A. Doolan, B.L. Finlayson, B.T. Hart, P.S. Lake and J.W. Tilleard (1999), "Development and Testing of an Index of Stream Condition for Waterway Management in Australia," *Freshwater Biology*, 41: 453-468.
 18. McDuffie, B. and J. T. Haney (1973), "A Proposed River Pollution Index," paper presented at the Spring 1973 meeting of the American Chemical Society New York Division of Water, Air and Waste Chemistry Division of Water, Air and Waste Chemistry
 19. Milhous, R.T., Updike, M., and D. Schneider (1990), "User's Guide to the Physical Habitat Simulation (PHABSIM)-Version II," Biological Report, U.S. Fish and Wildlife Service.
 20. Nasiri, F., I. Maqsood, G. Huang and N. Fuller (2007), "Water Quality Index: A Fuzzy River-Pollution Decision Support Expert System," *Journal of Water Resources Planning and Management*, 133(2): 95-105.
 21. Rankin, E. T. (1989), "The qualitative habitat evaluation index (QHEI), rationale, methods, and application," Ohio EPA, Division of Water Quality Planning and Assessment, Ecological Assessment Section, Columbus, Ohio.
 22. Sladeczek, V. (1986), "Diatoms as indicators of organic pollution," *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 14(5): 555-566.
 23. U.S. EPA. (1989), "Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish," U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
 24. Wu, J. T. (1999), "A generic index of diatom assemblages as bioindicator of pollution in the Keelung River of Taiwan." *Hydrobiologia*, 397: 79-87.
-

101 年 02 月 17 日收稿

101 年 03 月 06 日修改

101 年 03 月 20 日接受