

嘉南藥理科技大學專題研究計畫成果報告

計畫編號：CN9650

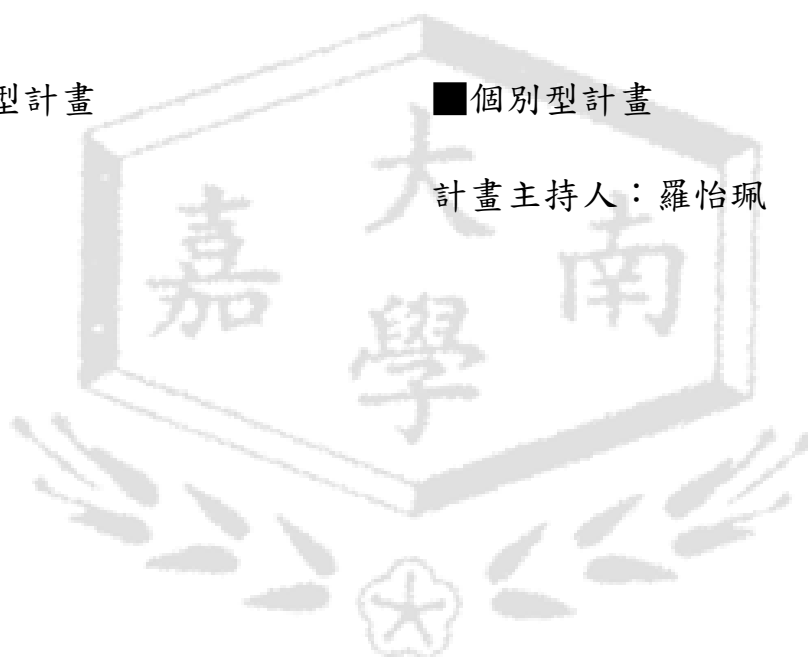
計畫名稱：生物指標在人工濕地水質監測的應用

執行期間：96年1月1日至96年12月31日

整合型計畫

個別型計畫

計畫主持人：羅怡珮



中華民國 96 年 03 月 31 日

中文摘要：

探討利用「生物監測」評估人工溼地淨化生活污水的可行性，藉由「人工溼地水棲昆蟲相」的調查，建立水棲昆蟲相與不同水質的相關性研究，進一步探討人工溼地的闢建在生態復育所扮演的角色。並藉由取樣調查監測水棲環境中病媒蚊孳生的情形，評估與公共衛生的相關性。本研究主題期能兼顧生態、環保及公共衛生的要求，達成滿足人們在知性與感性上的需要。

關鍵詞：生物監測、水棲昆蟲、環境品質評估、病媒蚊

前言：

人工濕地的建造，在歐美國家已成為生態保育、復育與教育的最佳替代方案，可達成滿足人們在知性與感性上的需要。人工濕地是仿造天然野域的濕地功能，以人文的闢建方式，選擇適當地點，復建被人類破壞的野域或處理人類所產生的廢污水，使淨化後再循環利用，人工濕地對水資源的再生利用與地力再活化是最具體的貢獻。目前已被確認具體可行的技術包括土壤處理與生物性污水處理池，主要處理對象為家庭污水與二級、三級處理放流水等。處理過的放流水除可減緩污染物對承受水體的衝擊外，進一步還可供澆灌、沖廁等非接觸性用水的利用。利用經人工溼地適當處理的生活污水與有機廢水進行農田灌溉，亦具有明顯的作物增產效果。

在生物多樣性的保育方面，人工溼地的闢建，庇護了許多原生種的水生生物。由於自然野地及水田、埤塘的消失，許多原生種的水生生物也失去生存之地。大安蓑衣的原生地已不復存在，然而它被搶救到幾個人工生態池而得以繼續生存，人工溼地提供了一個水生的野生生物「易地保存」的機會。人工溼地造就一個水棲環境，環境中的水棲昆蟲種類和數量最多，在水域食物網中扮演著重要的角色。當此水域生物群聚間的棲群動態進行過程中，水棲昆蟲的生態調查及生物指標的研究更顯出其重要性。

生物監測是指有系統的利用生物對環境的反應來評估環境的改變情形，提供生態系統整體思考重要的佐證資料。因為不同的水棲昆蟲棲息於不同環境與不同水質，而且水棲昆蟲屬於大型無脊椎動物，具有體型大、易鑑定種類，數量多、種類多等優點，所以可以利用水棲昆蟲來評估水質優劣。在相關技術研究的範疇內，水棲昆蟲生態及生物指標研究有其正面的意義及價值。一般對河川環境品質評估模式包括物理環境、化學環境及生物環境等之五項評估指標，亦即水文 (Hydrology)、物理型態 (Physical Form)、濱河區域 (Riparian Zone)、水質 (Water Quality) 及水生物 (Aquatic Life) 所架構而成。以生物指標方法評估河川品質，應用歷史最久者首推德國生態學家 Kolkwitz 與 Marrsson 在二十世紀初期首先發表污水生物系統論 (Saprobic System)，並提出指標生物 (Biological Indicator) 的概念。河川底棲生物由於長期演化而適應周遭生存環境，且因種類不同而生存在特定水域環境，因此若水質遭到污染，這些水棲昆蟲將馬上感受到環境變化，因無法適應而將死亡或離開棲地。之後許多學者的研究並統計分類各種水棲昆蟲與不同水質等級的關係，將河川水質設定四個等級包含貧腐水性、 β 中腐水性、 α 中腐水性與強腐水性間等四個等級。如：石蠅類與網紋類

的出現，即是表示水質狀況十分優良，幾乎沒有任何污染，分級為貧腐水性。

生物監測是指有系統的利用生物對環境的反應來評估環境的改變情形，生物監測並不是用來取代物理化學監測。過去台灣河流的水質監測偏重於物理化學監測，雖然較快速但不易反應污染物質累積的狀況，而生物監測不僅能發現物理化學監測所不能發現的污染狀況，更能提供早期生態警報功能。包括：（1）許多化學物與其他潛在污染物質所產生有害的生物效應濃度遠低於現有實驗室分析的能力；（2）潛在的有害物質極少單獨存在，通常劇毒性物質易以混合物狀存在廢水和自然生態系中，混合物對生物的影響不能僅由單一系列的化學分析來準確評估；（3）水質對毒性物質反應常有非常明顯的影響，因此將毒物、水質、生物等因素綜合考慮，可較正確的評估危害的可能性，避免因單一化學物質的濃度而遺失隱藏性的環境訊息。（環保署，2000）

人工濕地生活污水的水質淨化過程，是否能參照應用水棲昆蟲生物指標評估溪流水質的模式，調查人工溼地中水棲昆蟲發生的種類及數量，藉以評估其污染後淨化再利用的情況。人工濕地的水棲環境是病媒蚊孳生的溫床，因此特進行孳生發生的調查，如何兼顧生態、環保及公共衛生，也是本研究主題的重點。

研究方法：

（1）水棲昆蟲採集

利用直徑 12.5cm、深 25cm 的長柄細撈網採集表面流動式溼地的水棲昆蟲。在每一採樣區來回撈取 3~5 次。每隔兩週在嘉藥人工濕地採樣水棲昆蟲，進行一年的調查，之後每個月採樣一次。將樣本帶回實驗室以解剖顯微鏡進行分類鑑定，並以 75%酒精保存採集到的標本。

（2）水棲昆蟲之鑑定、計數

昆蟲各目、科的分類依據參考津田(1962)、Merritt & Cummins(1984)、川合(1985)、楊(1992)、Wiggins(1996)。在屬與種的層級則參考何及徐(1977)、楊等(1980, 1986)、黃(1987)、張(1992)、康(1993)、顏(1997)、吳(1998)及李(1998)的報告。待完成鑑定後，將各分類群計數後分別保存，計數標準以能完成鑑定之個體數為準。

（3）資料整理與分析

統計水棲昆蟲的採樣資料，以電腦分析水棲昆蟲群聚結構之 Shannon Index 參數 $H' = - \sum (P_i \times \ln P_i)$ ，該指數的生態意義為：

1. 對於已知種類數的一個群體，所有物種存在相同比例的個體數時，整個群體的多樣性最高。
2. 兩個群體有相同的物種數，如果群體中的物種隸屬於不同的屬，則該群體的歧異性較大。
3. Shannon Index 的值愈高，代表物種歧異度越大。

結果與討論：

在嘉藥人工濕地進行為期兩年的採樣過程中，共完成 39 次的採樣。曾經最多一次採集到 7 種物種，而 39 次的採樣過程中共發現 15 種物種，分屬於六目(雙翅目、蜻蛉目、半翅目、鞘翅目、蜉蝣目、鱗翅目)15 科。

在為期兩年的 39 次採樣過程中，分別計算各個採樣點的 Shannon Index。另外也統計三個採樣點的總 Shannon Index，和一整個月及一個季節的總 Shannon Index (表 1)。

分別觀察各個採樣點的 Shannon Index，在 2007 年 5 月 18 日，FWS 進流端的 1.494 最高，當日發現 5 種物種，個體數 8 隻。同天在 FWS 中段的 1.099 值最高，當日發現 3 種物種，個體數 3 隻。在 2007 年 3 月 5 日，FWS 末端的 1.386 最高，當日發現 4 種物種，個體數 4 隻。若以單次採樣樣計算，2007 年 5 月 18 日的 Shannon Index 最高，為 1.638，當日發現 7 種物種，個體數 14 隻。若以月份採樣計算，2007 年 5 月的 Shannon Index 最高，為 1.626，當月發現 8 種物種，個體數 20 隻。若以季節採樣計算，在 2007 年夏季 5 月~7 月期間，當季 Shannon Index 為 1.795，共發現 10 種物種，個體數 26 隻。

水棲昆蟲會棲息於植物根系周圍，2006 年 3 月到 2008 年 2 月為期兩年的採樣期間，FWS 濕地歷經外來種植物紅科野生空心菜及雜食性福壽螺的侵襲，曾針對濕地內的植物進行大幅度的採收，分別於 2006 年 10 月、2007 年 8 月及 2008 年 3 月，共進行三次紅科野生空心菜的採收。植物體大量採收後，水棲昆蟲面臨無遮蔽物棲息的狀況。因此在每次植物採收或濕地內植物體大量死亡後，水棲昆蟲的蟲量也明顯減少，直到濕地植物體逐漸回復生長，水棲昆蟲的種類及數量才隨之逐漸增加。

表 1. 嘉藥人工濕地採樣調查結果

	第一採樣點		第二採樣點		第三採樣點		三個採樣點合計		三個採樣點每個月合計		三個採樣點季節合計	
	指數	個體總量	指數	個體總量	指數	個體總量	指數	個體總量	指數	個體總量	指數	個體總量
2006/03/07	0.728	46					0.728	46	0.944	141	0.94	215
2006/03/14	0.983	16	0.451	6	0.792	58	0.929	80				
2006/03/28	0	1	0.500	5	0.530	9	0.730	15				
2006/04/11	0.759	25	0	10	0	7	0.534	42	0.865	74		
2006/04/25	0.578	17			0.037	15	0.850	32				
2006/05/09	1.040	4	0	1	0.693	2	1.079	7	1.237	12	1.437	15
2006/05/23	0	1	0	2	0	2	1.055	5				
2006/06/06	0	1	0	1			0.694	2	0.694	2		
2006/07/04									0	1		
2006/07/19			0	1			0	1				
2006/08/02											0.837	12
2006/09/05	0	4			0.693	2	0.868	6	0.868	6		
2006/09/19												
2006/10/04	0	4			0	1	0.501	5	0.451	6		
2006/10/17	0	1					0	1				
2006/11/01					0.693	4	0.694	4	1.264	11	1.681	65
2006/11/15					0.693	2	0.693	2				
2006/11/28	0.693	2	0	1	0	2	1.333	5				
2006/12/13	1.040	4			0.637	3	1.079	7	1.459	18		
2006/12/26	1.468	11					1.468	11				
2007/01/09	0.868	6	0.562	4	1.004	7	1.054	17	1.485	36		
2007/01/25	0.673	5	1.082	8	0.637	6	1.316	19				
2007/02/06	0	1	0.693	4	0.500	5	0.897	10	0.898	10	1.462	46
2007/03/05	0.451	6	0.639	10	1.386	4	1.165	20	1.164	20		
2007/04/09	0.796	7	0	3	1.011	6	1.037	16	1.037	16		
2007/05/01	0	3	0	2	0	1	1.012	6	1.626	20	1.795	26
2007/05/18	1.494	8	1.099	3	0.637	3	1.638	14				
2007/06/13	1.332	5			0	1	1.562	6	1.561	6		
2007/08/16	0	1					0	1	0.5	5	0.451	6
2007/08/23	0.637	3			0	1	0.563	4				
2007/09/20			0	1			0	1	0	1		
2007/11/22	0	6	0	1			0.410	7	0	7	1.488	27
2007/12/11	0	1	0	3			0	4	0	4		
2008/01/18	1.179	13	0.693	2	0	1	1.160	16	1	16		

目前行政院環境保護署用於評估河川水質之綜合性指標為「河川污染程度指標, River Pollution Index」簡稱「RPI」。RPI 指標係以水中溶氧量 (DO)、生化需氧量 (BOD5)、懸浮固體 (SS)、與氨氮 (NH₃-N) 等四項水質參數之濃度值, 來計算所得之指標積分值, 並判定河川水質污染程度。RPI 指標之計算及比對基準如表 2 所示:

表 2、河川污染分類指標之污染等級分類表 (RPI)

水質/項目	未(稍)受污染	輕度污染	中度污染	嚴重污染
溶氧量(DO) mg/L	6.5 以上	4.6~6.5	2.0~4.5	2.0 以下
生化需氧量(BOD5) mg/L	3.0 以下	3.0~4.9	5.0~15	15 以上
懸浮固體(SS) mg/L	20 以下	20~49	50~100	100 以上
氨氮(NH ₃ -N) mg/L	0.50 以下	0.50~0.99	1.0~3.0	3.0 以上
點數	1	3	6	10
污染指標積分值	2.0 以下	2.0~3.0	3.1~6.0	6.0 以上

楊平世(1992)也利用水棲昆蟲當作指標生物判斷水質階級, 共分為 4 級: A 級水質(貧腐水域, 未受或稍受污染之河段), 其指標生物包括河蟹、石蠅、網紋、捲貝類、扁浮游、日本小蜉蝣、黑頭流石蠶、長鬚扁泥虫及渦蟲等; B 級水質(β -中腐水性, 略污濁水域), 其指標生物包括網石蠶類、雙尾小蜉蝣、廣鰓蜉蝣及蜻蛉等; C 級水質(α -中腐水性, 污濁水域), 其指標生物包括姬蜉蝣類、水蛭、水蟲類; D 級水質(強腐水性, 嚴重污濁水域), 其指標生物包括紅蟲、管尾蟲及顫蚓類。

Cummins (1974) 提出功能性攝食群理論 (Functional feeding group; FFGs) 理論, 認為河川中任一河段的大型無脊椎動物, 其功能性攝食群的比例會與該河段的食物組成有關。A. James et al. (1979) 研究以生物指標方法結合物化指標評估河川水質。1983 年台灣省水污染防治所整理具代表台灣河川污染之藻類、浮游動物及水生昆蟲等指標生物, 以作為台灣地區河川之汙染指標 (台灣省水污染防治所, 1983)。

利用水棲昆蟲評估水質的方法很多, Hilsenhoff (1982) 在 Wisconsin 州針對 53 條河川進行研究後提出 HBI, 此方法利用各種水棲昆蟲對於污染的耐受性訂定其忍受值, 經由分析各監測站的物種組成與數量, 可得各監測站的生物指標值, 再經由生物指標值獲知溪流受污染的情形。Hilsenhoff (1987) 針對 HBI 進行修正, 將各物種的忍受值自原來的 0-5 擴大至 0-10, 以進行更精確的評估。Hilsenhoff (1988) 提出 FBI, 訂定各科水棲昆蟲的忍受值, 如此僅需鑑定水棲昆蟲至科級分類階層即可獲得生物指標, 省去許多鑑定的困難與時間, 但也因此失去 HBI 所具有的準確性。美國環保署在 1984 年與 1988 年間發展生物指標法, 於 1989 年提出快速生物評估法 (RBP) (Plafkin et al., 1999), 其中 RBP-I、RBP-II 及 RBP-III 即是以底棲無脊椎動物來評估水質 (Barbour et al., 1999), 其中包括了八種生物指標: (1) 分類群豐度指數 (Taxa richness); (2) Hilsenhoff 生物指數法; (3) 刮食者 (scraper) 和濾食性採食者 (filtering collector) 個體數比例; (4) EPT 及搖蚊科個體數相對比例; (5) 優勢族群百分比; (6) EPT 豐度指數; (7) 群聚差異性指數; (8) 碎食者 (shredder)

個體數佔全部個體數的比例。

國內利用生物指標來評估河川受干擾的程度，包括水中的藻類、浮游生物、魚類、大型無脊椎動物等。由於水棲昆蟲為水中生物群聚的大部分，不同種類的水棲昆蟲對水質均有其特殊的適應性，故被廣為利用作為生物指標 (Lenat, 1988)。台灣目前所使用的生物指標法，大多引用國外的方法，許多物種的容忍值仍須經過一番修正才能進行較精確的評估。有關台灣水棲昆蟲生物指標的發展主要集中於北地區的淡水河系，目前已建立該河系之水棲昆蟲基本資料，並藉以發展本土化之生物指標及監測系統 (楊等, 1980; 洪, 1984; 楊等, 1990; 徐, 1994; 黃, 1994; 陳等, 1999; 陳等, 2000)，而南部地區較缺乏相關研究。中山大學生物系與中華民國溼地保護聯盟曾受委託進行高屏溪水棲昆蟲調查並建立生物指標 (趙等, 1992)。黃 (1994) 以 HBI、FBI、生物性條件指標 (Biotic condition index, BCI)、優勢種和種類差異指標 (dominance and taxa diversity, DAT)、及 EPT 豐度指標評估景美溪的水質，發現 HBI 與 FBI 水質評估結果差異不大，且 BCI 與 DAT 的評估結果也與 HBI 與 FBI 相似。徐 (1994) 利用 HBI、FBI、百分比模式相似性 (percent model affinity, PMA) 分類群豐度指標 (taxa richness)、EPT 豐度指標、RBP-II 及 RBP-III，對基隆河各測站的水質進行評估並加以比較。認為各指標評估結果大致相同，但不同指標評估方法各有優缺點，應視調查的目的需求取捨，就現階段水質監測而言，以 FBI 為適用。在台灣已有不少水棲昆蟲生物指標法應用於水質評估方面 (湯宗達, 1997)。

水棲昆蟲種類與數量繁多，且不同種類可反應環境差異與改變，十分適合作為水質變化與經營管理績效的指標 (郭美華, 2004)。武陵地區水棲昆蟲相與生態的研究報告調查結果以四節蜉蝣科、扁蜉蝣科、沼石蛾科、流石蛾科、網石蛾科、長角石蛾科及搖蚊科為主要種類。其中水質優良的指標物種比率高，Hilsenhoff 科級生物指數 (FBI) 約在 3.2~4.0，顯示為 7 等水質評價的前二等，即為水質特優 (Excellent) 到非常好 (Very good) 的評價 (黃, 1987; 楊等, 1986; 楊及謝, 2000)。

底棲大型無脊椎生物與溪流、湖泊底質的特性息息相關，生物評估法便是利用水中大型無脊椎生物作為指標，來反應溪流與湖泊的環境特性，從中獲取水質改變的相關資訊，以彌補化學分析法的不足。例行性以化學分析法來監測水質，無法整合採樣期間水質變動所造成的影響，有些短期的水質變動可能對水中生物造成急毒性而使生物死亡，但若發生在兩個採樣期之間，例行性的水質分析便無法監測到此變化而提出警訊 (Ncdenr, 2001)。

生物監測是指有系統的利用生物對環境的反應來評估環境的改變情形，生物監測並不是用來取代物理化學監測，過去台灣河流的水質監測偏重於物理化學監測，雖然較快速但不易反應污染物質累積的狀況，而生物監測不僅能發現物理化學監測所不能發現的污染狀況，更能提供早期生態警報功能。

國際間估計已約有 25% 的景觀工程利用蜻蛉作為指標生物以評估其生態品質 (Chovanec&Raab, 1997)，因其生存與水陸交會區棲地結構之複雜程度有密切關係，可迅速以物種存沒數量反應出陸域及水域之環境變化 (Chovanec&Waringer, 2001)。高雄地區人工溼地蜻蛉目物種組成及棲地選擇研究發現，細鉤春蜓與彩裳蜻蜓適合作為評估人工濕地內草

澤型態棲地生態品質之指標物種。

現階段人工濕地較迫切的需求之一，是如何藉由其結構與功能評估該棲地的生態品質 (Jackson et al., 1995; Simenstad&Thom, 1996; Zedler, 1996)。人工溼地造就一個水棲環，在生物多樣性的保育方面，人工溼地庇護了許多原生種的水生生物，提供了「易地保存」的機會，此棲地生態品質應建立「生物指標」進行評估。而人工濕地在廢污水革新與代用處理技術，對水資源的再生利用與地利再活化的過程中，如何以「生物指標」來評估該系統的生態品質及進行水質監測是本研究努力的方向。

結論：

進行人工濕地水棲昆蟲調查，以一整年採集結果，顯示水棲昆蟲的發生與季節、不同採樣點存在一定的關係。惟須進一步增加採樣及調查樣本，並與一般埤塘溼地的水棲生物相分析比較，才能具體提出評估人工濕地水質的生物指標。

本研究利用細撈網分別採集水棲環境，因不同昆蟲的棲息地、活動性各不相同，很難用一種採樣方法採集到所有人工濕地生存的種類，尤其像水黽、仰泳椿等快速活動的昆蟲，或生活在底棲的蜻蛉目幼蟲，及石頭底下的毛翅目幼蟲等，二行社區人工濕地的設施與一般河川不同，包括水流的速度、水深、水生生物等環境亦不相同，此與環保署建立用以評估河川水質的生物指標有一段差距。

目前利用生物指標評估河川水質仍存在兩個主要問題：(1) 生活史資料缺乏，使得野外監測的評估複雜化，包括水棲昆蟲生活史的季節變化是否與污染相關？棲群的消長是因為生物的特性亦或是污染所造成？(2) 生物分類基礎的缺乏，採集的水棲昆蟲多為幼蟲，較難建立到「種」的階段，國內這樣的分類資料庫仍待建立，可以經由建立區域性或全國性大型無脊椎動物的群聚分部基本資料，再依據水質情形與採樣結果進行相關性分析，期能訂定出評估水質的生物指標 (謝森和，2000)。

人工溼地是一種非自然環境形成，由人工特意開墾以人為操縱與控制的方式，利用濕地自然生態系統(能承受高污染物質的水生植物，達到最佳處理效果)，淨化廢污水的處理設施。因此不但具有濕地中可以淨化水質的各種機制與特性，包括：過濾、吸附、沈澱、生物分解、生物吸收等，同時也擁有濕地的景觀以及提供生物棲息的場所。調查發現人工溼地不同水質淨化過程，影響水棲昆蟲的棲群動態，包括發生的情形及發生的數量，若能經由建立區域性或全國性大型無脊椎動物的群聚分部基本資料，再依據水質情形與採樣結果進行相關性分析，期能訂定出評估水質的生物指標藉以了解不同水質污染程度與相關生物指標的關係。

參考文獻：

1. 川野禎次，1985。日本產水棲昆蟲檢索圖說。東海大學出版會，東京，409 頁。
2. 李昌威，1998。南勢河流域積翅目之分類研究。國立台灣大學植物病蟲害學研究所碩士論文，79 頁。
3. 汪靜明，1992。河川生態保育。國立自然科學博物館，189 頁。

4. 林瑩峰、荊樹人、李得元、張翊峰、余元傑、施凱鐘、張弘昌、李穆生，2004。社區水資源再利用與永續發展。第九屆水再生及再利用研討會論文集，第 21-31 頁。
5. 洪正中，1984。淡水河流域水生物調查及水質評估研究。03-資-52，經濟部水資源統一規劃委員會。
6. 津田松苗（編），1962。水棲昆蟲學，269 頁。
7. 徐崇斌，1994。基隆河水棲生物指標之研究。國立台灣大學植物病蟲害學研究所碩士論文，70 頁。
8. 徐歷鵬，1997。台灣地區毛翅目昆蟲之分類研究。私立東海大學生物系博士論文，370 頁。
9. 康世昌，1993。台灣的蜉蝣目（四節蜉蝣科除外）。國立中興大學昆蟲學研究所博士論文，246 頁。
10. 張文賢、陳章波，2001。中研院生態池的意義。科學月刊，32（7），第 562-570 頁。
11. 張先正，1992。台灣細蜉科（蜉蝣目：細蜉總科）。國立中興大學昆蟲學研究所碩士論文，110 頁。
12. 梁世雄，2000。水生昆蟲相關調查及利用其建立河川水質多測項評估系統之建立-以高屏溪中上游為例期末報告。經濟部水資源局，147 頁。
13. 陳士賢、葉明吉、陳瑤湖、陳天任、黃國靖、簡國童，2000。基隆河及淡水河本流生態及底泥調查評估（EPA-89-G108-03-1129）。行政院環境保護署期末報告。
14. 陳章波、林至高、吳俊宗、楊平世、謝蕙蓮、邵廣昭、龐元勳，1999。淡水河生物相調查及生物指標手冊建立（EPA-88-G108-03-301）。行政院環境保護署期末報告。
15. 黃國靖，1987。七家灣溪水棲昆蟲相及其生態研究。國立台灣大學植物病蟲害學研究所碩士論文，147 頁。
16. 黃國靖，1994。景美溪水棲昆蟲生態及生物指標研究。國立台灣大學植物病蟲害學研究所博士論文，150 頁。
17. 楊平世，1992。水棲昆蟲生態入門。台灣省教育廳。
18. 楊平世、林曜松、黃國靖、梁世雄、謝森和、曾晴賢，1986。武陵農場何育之水棲昆蟲相及生態調查。農委會 75 年生態研究第 001 號。
19. 楊平世、洪正中、何鎧光，1980。淡水河流域蜉蝣目稚蟲之初步研究。台大植病學刊 7：70-77，
20. 楊平世、黃國靖，1992。淡水河系之水棲昆蟲及指標生物研究。大自然，36，第 106-113 頁。
21. 楊平世、黃國靖、謝森和，1990。北勢溪水棲昆蟲資源及生態研究（I）水棲昆蟲相及其相關生態。中華昆蟲 10：209-224。
22. 楊平世、黃國靖、謝森和，1990。北勢溪水棲昆蟲資源及生態研究（II）水文因子及水棲昆蟲隻群聚結構。中華昆蟲 10：249-269。
23. 楊平世、謝森和，2000。以水棲昆蟲之群聚結構及功能組成監測七家灣溪環境品質。櫻花鈎吻鮭魚研究保育研討會論文集，第 151-177 頁，國家公園管理處編印。
24. 趙大衛、方力行、張學文、許清玫、劉景煌、劉仲康、劉和義，1992。高屏溪水域生態調查及其污染生物指標之建立（EPA-81-E3S5-09-03）。行政院環境保護署期末報告。
25. 環保署，2000。整體性河川水質監測，<http://alphapc.epa.gov.tw/rpi/sediment.htm>。

26. 謝森和。環境生物指標-以河流生物監測為例。 <http://edu.thu.edu.tw/subject/01-5.htm>。
27. 顏聖紘，1997。水螟亞科與凹翅螟亞科（鱗翅目：螟蛾科）主要支系之系統發育分析及台灣種類之分類檢討。國立中山大學生命科學研究所碩士論文，486頁。
28. Barbour, M. T., J. Gerritsen, and B. Snyder. 1999. Bioassessment protocols for use in Wadeable Streams and River, Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish 2nd ed. EPA-841-B-99-002. Office of Water, Washington, DC.
29. Chovance, A., and R. Raab. 1997. Dragonfly (Insecta: Odonata) and the ecological status of newly created wetlands-examples for long-term bioindication programmes. *Limnological* 27:381-392.
30. Chovance, A., and J. Waringer. 2001. Ecological integrity of river/floodplain system-assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regualteal Rivers: Resource and Mangement* 17:493-507.
31. Cummins, K. W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Ann. Rev. Entomol.* 18 : 183-206.
32. Cummins, K. W. and M. J. Klug. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 10:147-172.
33. Hilsenhoff, W. L. 1982. Using a biotic index to evaluate water quality in streams. *Tech. Bull. Wisconsin Dept. Nat. Resour.* 132.22pp.
34. Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *The Great Lakes Entomol.* 20:31-39.
35. Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7 (1) : 65-68.
36. Jackson, L. L., N. Lopoukhine, and D. Hillyard. 1995. Ecological restoration: a definition and comments. *Restoration Ecology* 3:71-75.
37. Kolkwitz, R. and M. Marsson. 1908. *Okologie der pflanzlichen Saprobien.* *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 26A:505-519.
38. Lenat, D. R. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7 : 222-223.
39. Merritt, R. W. and K. W. Cummins, eds. 1984. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America.* Kendall/Hunt Publ. Co. Dubuque. Iowa. 722pp.
40. Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Proter, S. K. Gross, and R. M. Hughes. 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates, and Fish* 2nd ed. EPA-841-B-99-002. Office of Water, Washington, DC.
41. Simenstad, C. A., and R. M. Thom. 1996. Functional equivalency trajectories of the restored Gog-Le-Hi-Te estuarine wetlands. *Ecological Application* 6:38-56.
42. Vannote, R. J., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, and C. E. Cushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian J. Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.
43. Wiggins, G. B. 1996. *Larvae of the American caddisfly genera (Tricoptera)*. 2nd edition. University of Toronto Press. Canada, 457pp。
44. Zedler, J. B. 1996. Ecological issues in wetland mitigation: an introduction to the forum. *Ecological Application* 6:33-37.