
計畫概要

河川復育數十年來倍受重視，並已發展成美國數十億美元產業。此乃肇因於數世紀以來開墾、伐木、採礦與洪積平原開發等人為濫用改變河川地景，以及河川疏浚與防洪需求等而嚴重破壞河川廊道之自然功能。

目前河川廊道復育工程主要目的是改善或回復其所喪失之功能。中央政府與州縣等地方政府擬定各種復育計畫，也有非營利組織提供這些計畫資金。計畫之目標則小自簡易河溪邊坡保護，大到流域尺度的復育。這些復育計畫成功執行之重要條件為，首先得確認計畫擬定之緣由，然後得掌握能達成復育工作之最佳技術方法。復育計畫須在明確目標之下，通過某些形式的功能性評估，始能證明其必要性。要成功復育河川功能須先瞭解河川廊道之各種功能如何相互作用，且哪些復育技術方法會影響什麼特定河道功能。另外，也應瞭解河道各種功能間彼此密切關聯，且建立在特定的階層秩序間相互依存。掌握這種階層關係可更易於設定計畫目標。而有了更清晰的計畫目標，便能更容易評價計畫之成效。

大筆河川復育經費來自部分美國陸軍工兵部隊（USACE）依「清淨水法」（淨水法案、聯邦水污染控制法 FWPCA, 1972）404條簽發工程許可所取得的衝擊減輕補償款項。原因是404條經授權允許的環境受影響河川集中於一區域，此404條之特許可要求取得工程執照者實施河川復育，或在鄰近河川實施保育活動以補償環境允許被破壞地點之河川功能損失。2008年聯邦公布單行法規「聯邦生態衝擊減輕及補償辦法」，同意環境受影響地點可實施功能性或狀態評估，以估量生態損失（生態負債），並且若能成功實施環境影響地點衝擊減輕之計畫，即可估量衝擊減輕地點可達成多少計畫生態收益（信用）（33（FR332.3(f)(1), 2008））。衝擊減輕地點所產生生態效益可抵換環境已受影響地點估計產生的生態負債。應用成效標準（Success criteria）與功能基準以衡量減輕計畫成效，並確保減輕計畫確實已產生其最初規劃的生態效益總量。

和USACE各管區密切聯繫的跨領域審議小組（IRTs）能提供包含開發可用來評估生態負債與收益之特定區域標準作業流程（SOPs）等有益協助，促進2008減輕抵減規則之有效實施。河川環境評估畢竟是複雜的學術問題，而河川復育之推動歷史不算長且仍在快速發展中。除此之外，許多IRTs成員有較強的濕地學專長領域而非河流地形學或河川生態背景，這也讓IRTs制定高可行性SOPs遭遇嚴重挑戰。

本書目標

為解決上述河川復育主要課題，本書列出三項目標：

1. 協助河川復育團體瞭解河川功能間彼此息息相關，且整體上是以特定的、階層性的秩序相互依存；而且也應瞭解，這些參數可用來評估河川各種功能，只是其中有些偏功能性，有些偏結構性措施。

此一目標在本書中多處述及。首先，第3章概述河川流域與河川廊道之流程。本章指出流域與河川廊道發揮功能的根本性的相互影響過程，不僅扮演流域水文學“更清新的”角色，由此切入更可深入瞭解流域如何發揮功能。本章亦提供瞭解第4章河川功能金字塔架構所需之基礎水文學，並以其他資料詳細解說。河川功能金字塔架構（以下簡稱金字塔架構）說明各種河川功能的階層性關係，表列功能性的參數及可用來說明各種功能的量測方法。此處也提供各種常用調查方法的功能（判斷）基準。

2. 流域集水區規模之復育計畫內容及復育地點選定，與具規模之復育活動一樣重要。

本書在第3章與第11章等章節討論了選址之重要性。選址在特別是旨在改善河川理化或生物面時，乃河川復育計畫重要一環，同時也是計畫成敗關鍵。

3. 提供非正式指引與構想之SOP，利用各種機能別評估方法與功能基準等方法判定河川機能為「負債」或「收益」。

此乃本書核心內容。第11章例示河川功能金字塔架構如何用來開發SOP。第6章到第10章詳細說明各種實務上可行的調查方法與功能基準等機能別之相對重要性。

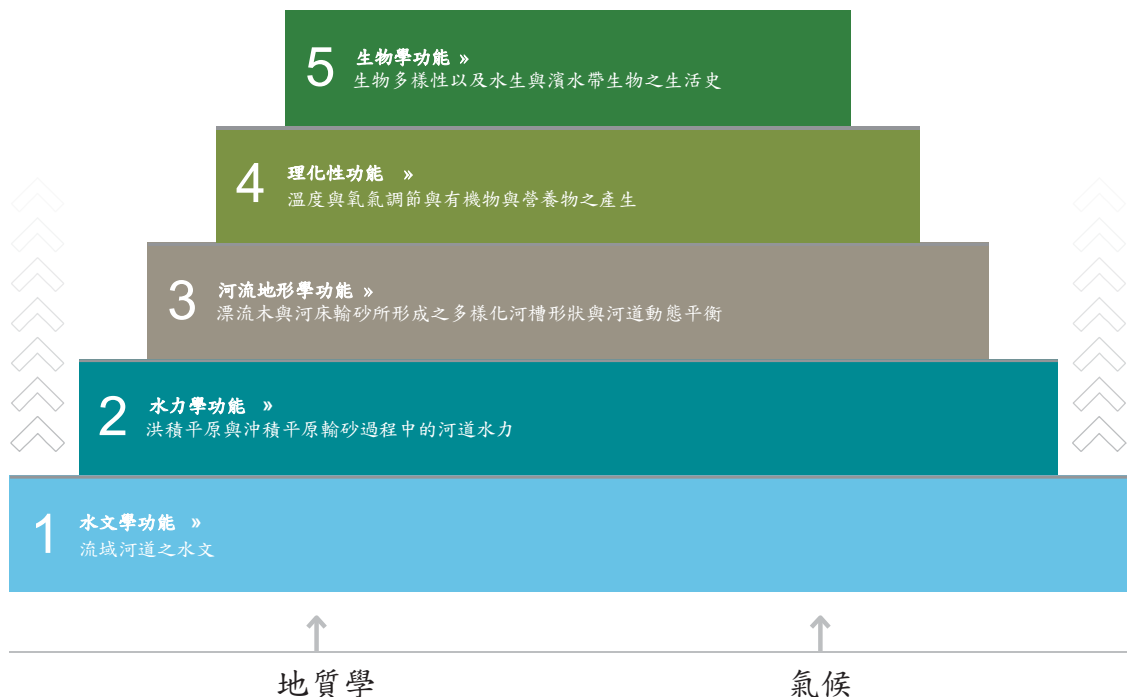
本書並非獨立運作之河川評估方法或河川生態衝擊減輕之標準作業程序SOP，因此，不可能在單一計畫上使用全部方法或實務功能基準。此外，可能也有一些特別的復育計畫，須具備本書框架中之所有參數、量測方法與效能標準。各章所討論之許多量測方法只適用於某些特定的河川類型或地形地貌，其所提及的數種量測方法，經常是同一種功能。業者須注意確保針對特定河川類型使用適當之量測方法，確實掌握現地條件並能精準掌握計畫目標之完成度。

河川功能金字塔

本書所使用架構參考 Fischenich (2006) 所彙整 USACE 以及一群科學家、環保人士所開發的河川復育計畫功能目標。本書使用異於 Fischenich 著作之術語，係為使河川功能扣緊常用參數，以便於說明各種功能。本書並未指出功能性參數與結構性方法之差別，而是基於所有參數都可用來理解如下特定類別之所有功能，因此稱之為功能別參數。河川功能可區分為如下階層1到階層5之五個階層類別：

- 水文學功能（階層 1）
- 水力學功能（階層 2）
- 河流地形學功能（階層 3）
- 理化性功能（階層 4）
- 生物學功能（階層 5）

此階層架構之中的高階功能系由低階功能所撐起，整體形成金字塔狀。例如，水力學功能之產生需以具備水文學功能為前提，以此類推。第 4 章詳述這五種階層內容以及附錄A之中包含量測方法與其功能基準的整個金字塔框架概要。



本書不討論河川之社會功能，以及釣魚、泛舟等遊憩價值，也不包括不同階層功能之全部。評估既有之河川功能可以有其他許多參數。本書基本上提供容易應用於個別計畫、達成其目標且友善環境的架構與操作方法。理化功能與生物學功能之實現須以低階之水文學功能、水力學功能與河流地形學功能發揮為條件，因此本書聚焦於討論三種低階功能。此外，過去河川復育規劃一向也較重視這類低階基礎功能。

河川功能金字塔應用

第11章有金字塔架構如何運用之詳細說明。基本上金字塔架構提供目標與項目設定、不同特定機能之河川環境評估方法與開發、審查以及河川環境衝擊減輕補償之SOPs指南。

目標與項目設定

河川環境衝擊減輕計畫常見之主要復育目標是，如何拓寬河槽、改善河流形狀、斷面，以免河床淤高或下降。本目標之重點在於河道穩定。本金字塔架構可用來設定提升上述功能之目標。設定適當之目標需能回應“復育計畫之必要性與所規劃之河川功能改善方法為何”之問題。一旦目的確立，金字塔架構可用來開發目標，進一步帶出可用來找出功能改善方法的各種參數、量測方法，甚至功能基準。此外，功能別目的與目標擇定並確認其層級之後，金字塔架構可用來決定應強調的支撐功能（低階功能）。

開發功能別河川評估方法

雖非功能性評估方法，此金字塔架構仍為可用以實施功能性評估或至少功能別評估之架構。以此金字塔架構作為開發功能性河川評估之指南。可確保所擬定之計畫案依功能與輕重緩急地設定其重點參數。這些評估方法應含有不同層次之重要因素，以便適用於不同地點或地區之條件與制約。而且，較簡單的參數可運用於速效評估；較耗時的參數則運用於較複雜之研究。另有一些參數可用來顯示實施復育或衝擊減輕地點是否已達成功能提升或改善，以及所聚焦的環境受衝擊地點之環境功能破壞狀況。Somerville (2010) 也提供了現行功能別評估方法之優缺點概觀方法。

構建河川衝擊減輕方案之 SOP

本金字塔架構亦可由跨領域審議小組用來構建河川衝擊減輕計畫之中的生態損失與生態收益判別方法與功能基準。此外，相關實施成果也可以機能性方法評估之，並強調該衝擊減輕補償地點之功效。此將有助於跨領域審議小組不必再拘泥於復育區域大小、模式與樣貌，轉而注意參數所涵括或本身功能之變化。跨領域審議小組如何構建機能別生態負債與收益判別方法，常例做法見第 11 章。附錄B另有各種呈現不同樣態情境的案例研究。這些常例與案例研究是很好的例示，但還不足以成為政策建議。這些都可當作跨領域審議小組開發符合該地區需求 SOP 之參考案例。

瞭解河川復育功能金字塔架構有助於政府導正已遭破壞並復育濱水帶地景。本書旨在提供河川復育公私部與非營利組織（NPO）團體之綜合參考。企盼本書之河川生態階層架構（河川機能金字塔架構）能更被看見、理解與應用，而我國河川復育工作也將更能聚焦、精準且有成效。

第一章

導論

河川復育數十年來倍受重視，並已發展成美國數十億美元產業（Bernhardt et al., 2005）。此乃肇因於數世紀以來開墾、伐木、採礦與洪積平原開發等人為濫用改變河川地景，以及為了河川疏浚與防洪需求等而嚴重破壞河川廊道之自然功能（Wohl, 2004）。

目前河川廊道復育工程主要目的是改善或回復其所喪失之功能。中央政府與州縣等地方政府擬定各種復育計畫，也有非營利組織提供計畫資金。計畫之目標則小自簡易河溪邊坡保護，大到整個流域尺度的復育。流域／溼地減緩所可能遭遇之水資源風險，也對河川全面復育工作助益甚大。這些復育計畫成功執行之重要條件為，首先得確認計畫擬定之原因，然後得掌握能達成復育工作之最佳技術方法。復育計畫須在明確目標之下，通過某些形式的功能性評估，始能證明其必要性。要成功復育河川功能須先瞭解河川廊道之各種功能如何相互作用且哪些復育技術方法會影響什麼特定河道功能。

另外，也應瞭解河道各種功能彼此密切關聯及特定的秩序，即功能階層相互依存。掌握這種階層關係可更易於設定計畫目標。而有了更清晰的計畫目標，便能更容易評價計畫之成效。

本書主要目標之一是協助河川復育團體瞭解，河川機能係在常態下產生，而有些參數可用來評估河川各種功能，只是其中有些偏功能性，有些偏結構性措施。各種機能應有次第地予以強調才是成功的計畫。另一個目標是，流域環境實施具規模之復育計畫並確定復育選址至少和具規模的復育活動一樣重要。

大筆河川復育經費來自美國陸軍工兵部隊（USACE）依「清淨水法」（淨水法案 FWPCA, 1972）404條款簽發工程許可證所支付的衝擊減輕罰款。原因是404條允許經授權的環境受影響河川集中一處，此404條之特許可要求取得工程執照者實施河川復育，或在鄰近河川實施保育活動以補償或抵換允許破壞地點的河川環境功能損失。2008年聯邦公布單行法規「聯邦減輕抵減規則」，同意環境受影響地點可實施功能性或狀態評估以估量

生態損失（生態負債），並且若能成功實施環境影響地點衝擊減輕計畫，即可估量達成多少減輕地點計畫生態收益量化工作（33（FR332.3(f)(1), 2008））。衝擊減輕地點所產生生態收益，可抵換環境受影響地點所估計產生的生態損失。應有成效標準與績效標準以衡量減輕計畫之成效，並確保減輕計畫確實已產生其最初所規劃抵減可容許衝擊所需的生態收益總量。

和 USACE 各管區密切聯繫的跨領域審議小組（IRTs）能提供包含開發可用來評估生態負債與收益之特定區域標準作業流程（SOPs）等有用的協助，促進2008減輕抵減規則之有效實施。河川環境評估畢竟是複雜的學術問題，而河川復育之推動歷史不算長且仍在快速發展中。除此之外，許多IRTs成員有較強的濕地學術背景，而非河流地形學或河川生態，這也讓IRTs在制定高可行性SOPs時遭遇嚴重挑戰。

因此，本書另一項目標是提供建言與理念，以便各該機關團體所開發之 SOPs 能利用各種機能別評估方法與功能基準等方法判定河川機能為「負債」或「收益」。

1.1 » 本書概要

本書章節構成如下：

第2章：聯邦生態補償及衝擊減輕規則概要：本章概述2008年公布之聯邦生態補償及衝擊減輕法案，並指出本書可用來協助本生態衝擊減輕法規施行。本章亦有助於不熟悉之讀者瞭解河川衝擊減輕及相關專業用語。

第3章：河川流域及河川廊道之流程：本章指出其整體作用而使流域集水區與河川廊道發揮功能的根本性的相互影響過程，不僅扮演流域水文學“新補充元素”角色，由此切入更可深入瞭解流域如何發揮功能。本章亦提供瞭解第4章河川功能金字塔架構所需之基礎水文學。

第4章：河川功能金字塔架構：本章詳細說明本書中用來評估河川各種功能之「河川功能金字塔架構」。河川功能金字塔架構說明各種河川功能的階層性關係，表列功能性的參數及可用來說明各種功能的量測方法。此處也提供各種常用量測方法的效能判斷標準。進一步閱讀水文學到生物學各章（第6～10章）之前，請先閱讀本章。

第5章：相關河川參據：本章概述自然河道規劃、河川評估與河川衝擊減輕時如何運用相關河段概要資訊，說明相關河段為何重要及其不同用途，並將指出如何依據不同計畫目的與目標，選擇相關河段。本章也將提示各種可用來進行實地評估與資料分析的現行方法。

第6～10章： 水文學、水力學、河流地形學、理化學和生物學——這五章詳細討論各種可行的功能別判準、調查方法與效能基準之不同重要性。有些參數與其量測方法有設計基準但無功能基準。設計基準斷面皆具備掌握河川變化過程但不適合作為效能基準之關鍵參數（基本上本研究目前並不設定基準，主要是因為重要參數彼此差異性太大、工程實施地點太特殊）。河川輸砂能力與輸砂量是具備設計基準但不具備效能基準的參數示例。這些章節大量資料旨在提供設定功能別評估、復育目的與目標者之參考或指南。

第11章： 應用。本章指出以河川功能金字塔設定河川復育目的、功能別評估方法及生態負債／生態利益之判定方法等河川復育SOPs。各案例皆可用來當作SOP案例，不同情境則呈現全國各地之河川受破壞狀況與復育之必要性。

須注意本書並非獨立運作之河川評估方法或河川環境破壞減輕SOP，因此，不必要也不建議在單一計畫上使用全部方法或實務功能基準。此外，可能也有一些罕見或目標設定特別的復育計畫具有本書所未討論的重要參數。各章所討論之許多量測方法只適用於某些特定的河川類型、環境設定、氣候與地形地貌，其所提及的數種量測方法，經常是同一種參數。業者須注意確保針對特定河川類型使用適當之量測方法，確實掌握現地條件並精準掌握計畫目標之完成度。

1.2 》本書主要內容以及未涉及之部分

本書主要內容有：

- 流域與流程之概述。
- 可用來說明河川功能彼此關係之階層性框架以及可用來描述這些功能的參數。這種階層框架稱為「河川功能金字塔架構」，具體說明常態下河川功能相互依存及各種物理性功能，如水砂輸送乃是由理化學與生物學功能所支撐。這些包括結構與功能性對策的參數，都算具備基礎功能。更重要的是，該階層呈現一種可讓實務工作者用來評價河川功能各種參數的邏輯框架。

- 可用來開發機能別目標、評估方法、負債／收益判別方法與功能基準之學理與工具之描述。
- 如何運用河川功能金字塔於專案目的與目標設定、特殊功能別河川評估方法開發與河川衝擊減緩方案所需之負債／收益判別方法設定之案例。
- 與主要著作、同行評審之研究報告與網路有關、可取得的相關更深入資訊。

本書未涉及部分：

- 河川環境評估與環境衝擊減輕之標準作業流程。
- 河川負債與收益之計算公式。當然，跨領域審議小組可用特定參數及其相對應之量測方法與功能基準當作開發該領域演算公式之指南。
- 特定功能評估方法。
- 特定監測方法。
- 即使本架構包含各種廣泛可用來描述個別範疇之功能的重要要素，本書也不建議將這些重要參數應用在各種現有的評估或復育計畫中，量測方法亦同。各章都有許多不同的量測方法。本書讀者不妨依據自己的計畫目標與預算選出最佳方法，而不是針對特定重要參數使用所有的量測方法。
- 河川變化過程與河川評估之手冊或教科書。當然，本書是有提到與流程及河川功能有關之廣泛內容。
- 本書並未涵括所有功能性的重要參數。可能有更適合專案目標的其他功能性的重要要素、量測方法與功能基準。

1.3 » 計畫合作夥伴

本書之研發係由美國魚類與野生動物保育署（FWS）與美國環保署（EPA）所合作完成。FWS 與 EPA 2006年開始展開有關開發並提供河川評估與復育規劃設計評估方法相關之標準化工具與訓練模組合作。FWS 與 EPA 確認依清淨水法 404 條規定，以這些工具與訓練模組強化河川復育與生態衝擊減輕之聯結係必要的。此外，這類工具與訓練模組可適用於州、地方與聯邦政府推動之一般主管河川復育成效審查，旨在復育之環保計畫或補償河川合法破壞。

第一章：導論

第一項河川工具與訓練模組係由國家河道規劃設計審查清單核可。該清單提供了審查自然河道規劃設計之應注意參數指引，該清單旨在提供可用來快速確認規劃設計是否具備充足資訊，清單中有些規劃設計審查須回答之問題。主要構成部分包括：流域與地形評估、初步規劃設計、最終規劃設計、維護管理及監測計畫。本訓練模組有3.5日訓練課程，並且包含河川變化過程、河道穩定與功能、復育潛力及自然河道規劃設計技術之審查。

本訓練所提供其他資訊可見於 training.fws.gov 以及 www.stream-mechanics.com。國家河道規劃設計審查清單及其他河川衝擊減輕所可使用之資源，見 EPA 網站之環境破壞補償相關的“河川衝擊減輕之技術與資源”欄位：water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/wetlandsmitigation_index.cfm

空 白 頁

第二章

聯邦生態衝擊減輕及補償實施辦法

2.1 » 概論

本書旨在提供跨領域審議小組（IRTs）可用於開發標準作業流程（SOPs）之工具，因此會指出聯邦生態衝擊減輕補償辦法涉及生態收益決定方法、功能性評估與功能基準。本概述只提供資訊，而並無官方監管資訊色彩。相關解釋都引用自相關作者，而非全部代表 EPA 或 USACE 二單位之觀點。

2008年4月 USACE 與 EPA 協議陸軍部簽發工程許可證部門須說明生態衝擊減輕補償之法令（33 C.F.R. § 332/40 C.F.R. § 230）。2008年通過的衝擊減輕及補償辦法旨在推動衝擊減輕計畫之擬定、推動與執行。其重點在於可用來選定流域衝擊減輕及補償辦法計畫實施地點，要求具備可量化之功能基準及各種類型補償措施的常態監測方法及規定完整衝擊減輕計畫所需具備的部分。本計畫內容包括生態補償地點長期保護之保證、財務保障與確認相關團體所需針對特定生態保護工作擔負之責任。2008年通過的生態減輕實施辦法也採用相同的標準，確認了以下三種可實現生態補償減輕之機制：取得工程許可證者須擔負補償減輕之責任（PRM）、生態補償緩解銀行以及由緩解銀行支付緩解費用繳納代金。

傳統上用來決定生態衝擊減輕補償總量之方法，多依賴面積丈量與長度丈量方法，但 USACE 與 EPA 在生態衝擊減輕補償實施辦法中明確指出，“本細則讓我們可運用功能性與實況評估方法來決定取得生態破壞授權者應抵換多少濕地，才能達成生態衝擊減輕補償，而非像過去那樣主要依賴其他面積丈量等測量方法。未來我們將有更多可用來估量環境影響與衝擊減輕補償之評估方法”（FR Vol 73, 19633）。本實施辦法確認有學術背書的快速功能與現場評估方法，能提供更客觀、更有系統且可靠之方法，以達成特定環境受影響地點水資源損失或破壞，以及生態衝擊減輕補償地點的潛在水資源收益或信用之定性與定量工作。

為保證生態衝擊減輕地點確實有產生功能性的生態收益，發出核准文件（或該專案中生態衝擊減輕的銀行或由替代付費架構等衝擊減輕提供者繳納代金）須符合針對該案例個別設定可達成特定補償目標計畫之相關生態功能基準。

第二章：聯邦生態衝擊減輕及補償實施辦法

2008年公告的減輕補償實施辦法具備可量測或評估等務實方法以及經學術認證之最佳功能評估基準。本規則指出功能基準須具備客觀且可驗證的以下各種變數或對策功能特徵之屬性：

- 功能評估方法
- 水資源結構性特徵調查方法，以及
- 與其他相近類型水資源類型與景觀點之比較。

這些有效的應用功能基準提供了 USACE 與其他 IRT 機構和相關主管機關可用來確保衝擊減輕補償達成其目標應遵守且可量化之參數。為確保達成功能基準，開發計畫之衝擊減緩計畫也須具備適當監測、維護管理方法與長期盡責管理之實施機制。

2.2 » 資源

EPA 的網站有河川與濕地生態衝擊減輕相關資源（[water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/wetlandsmitigation_index.cfm](https://www.water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/wetlandsmitigation_index.cfm)），該網站也可下載聯邦生態衝擊減輕補償實施辦法及概要報告、指引手冊、訓練資源與技術資源等諸多相關資訊。本書全書大量使用該辦法相關詞彙，其定義請參考卷末詞彙表。

第三章

流域與河川廊道流程

3.1 » 流域變化流程

河溪由高海拔陸地輸送水砂進入下游湖泊、河口與海洋，是地景不可或缺的部分。水砂流動過程中，提供了包括濕地、池沼、水潭、森林與洪積平原等各種生態系所不可或缺的水源。

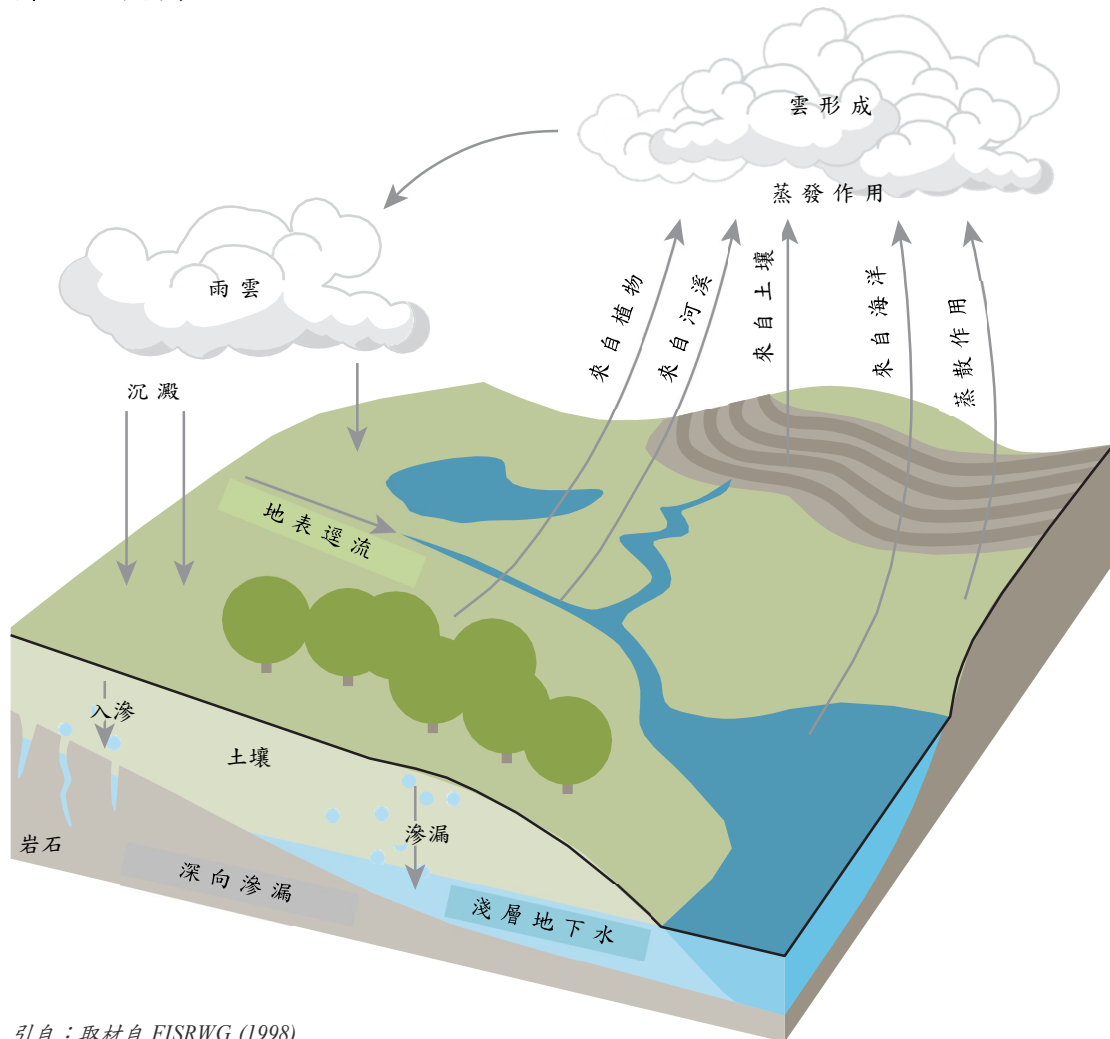
陸地所釋放的流水進入河溪便形成流域。流域中產生降雨，雨水地表逕流、滲入土中或蒸發而形成水循環（圖3.1）之基本構成。從河川形成的角度來看，一般人比較會注意到的是逕流與滲透之水循環過程。降雨產生地表逕流，下雨速度超過雨水滲入泥土速度時，過量的水往下溢流進入河谷與河川系統。地表逕流基本上是一種一次或多次降水事件過程中整個河川水位升降過程所產生的現象。

大部分河川系統之中相當大比例入滲土壤的水，最後也會以地下逕流或深層地下水的方式進入河川系統。這過程中的水流動速度遠比地表逕流慢且穩定。事實上地下水流出乃是形成河道基本流量的主要水源。

整個流域所產生的水循環（降雨、入滲、逕流與蒸發）會影響河川之屬性與功能。高海拔地點或水源地形成小河槽，然後流域逐漸擴大，過程中水流往下游移動。流域水源地的地表逕流匯集往坡下流動而形成小的季節性河槽與蝕溝。間歇性河道在降雨事件後只短暫地在地表產生逕流（基本上小於24小時），在逕流往下流動的過程中，雨季的季節性河槽在長期間下雨之後會輸送越來越多的流水而變成間歇性河道。間歇性河道除了有河道表面逕流，特別是雨季時也會接收淺層地下水流出之水，進一步來到下游變成基本上終年有水流動的有水河段（常年有水河道）。有水河段除了地表逕流，還有水循環系統之中可維持基本流量的地下水流。旱季地下水層可能乾涸，因此即使有水河段也可能短暫斷流。但基本上有水河段能維持水生生物維繫生命、小溪流發揮功能所需某種程度的穩定水位（更多有關水循環特別是其在河川發展過程所扮演的角色，請參見 *Stream Corridor Restoration(河川廊道復育)：Principles, Processes and Practices(原則程序與實現)* (FISRWG,1998) www.nrcs.usda.gov/technical/stream_restoration)

河川及其流域集水區會在土壤沖蝕、水砂運移、水砂分離與土砂堆積等自然過程中發展成為洪氾平原，河道與河床也達成動態平衡。流域土地使用方式改變，以及包括河道截彎取直、疏浚、河岸植生移除以及開設水庫等人為活動都可能打破這種平衡，導致流域變動過程中經常出現河道形狀變化，相關的水陸環境劇烈改變最後才達成平衡。事先掌握流域集水區尺度變化過程，可更瞭解河川所扮演的功能角色，做出更符合河川本質並保護河川之正確決定。

圖 3.1 水循環



引自：取材自 FISRWG (1998)

3.2 » 河川廊道流程

河道形狀與功能

河道逕流與河岸、河床相互作用會產生各種河道形狀 (Knighton, 1998)。河溪各有不同的大小、形狀、坡度與河床質，但都具備共同的特徵與功能。河川之河岸與河床有通常不同於周遭洪積平原土壤的混合基質（如卵石、礫石、砂子或泥砂／黏土）。很多河川也都有包括水潭、淺灘、河階、沙洲、蜿蜒河道、洪積平原與河階等形狀之物理特徵。這些河川特徵整體形成了河川形態，並且會受氣候、地質、地形、植生與流域土地利用方式改變等的交互影響。

穩定的河川多半是經由長期的年代，緩慢穿越地景而流動於寬闊河谷並保持其完整形狀與功能。自然形成之穩定河川都能搬運該流域所產生之沉積負載物，但若河道產生侵蝕（下切）或過多堆積物使河床上升（淤高）就會造成河道不穩定。通常河道不穩定原因在於流域產生某些變化。例如，都市化可能影響而使河道下切。當颱風來臨，流域內大量增加的不透水地表產生更大逕流量以及更頻繁、強度更大的洪水，進一步造成河道過度沖刷與下切。河道淤高原因也可能是錯誤的土地利用規劃，逕流攜帶過量土砂進入河川，增加了河床難以完全搬運之沉積負載物。

一般常見的河道穩定狀態，如圖3.2所引用之萊恩圖 (Lane, 1955) 所示。該圖說明粒徑大小與沉積負載物多寡與河槽比降和流量成正比。這些變數任何一種都可能造成河道形狀產生物理性調整。因此，長時間形成的河道形狀特徵及改變，常用來作為河道是否與其流域達成平衡亦即達成穩定之評估標準。最常用來說明與評估河道形狀是否穩定的參數，包括下列將進一步說明的規模大小、形態與輪廓。

3.3 » 河道形狀

河道規模

河川規模指河道之寬度、深度、河岸高度、水力半徑等參數在內的橫斷面形狀。河道寬度通常越下游越寬而且與流量之平方根成正比。河道寬度與深度常受流量（洪水事件與大小）、河道輸砂（規模大小與類型）、河岸植生以及河床與河岸堆積等影響。例如，氣候多濕的美國東南部之河川常因過度茂密的植生與黏土質洪積平原土壤使河道變成窄又深。乾旱或半乾旱地帶的河道則通常寬且淺，河岸植生少且有更多的河岸侵蝕堆積物。

圖 3.2 萊恩圖

(河道下切與淤高之影響因素示意圖)



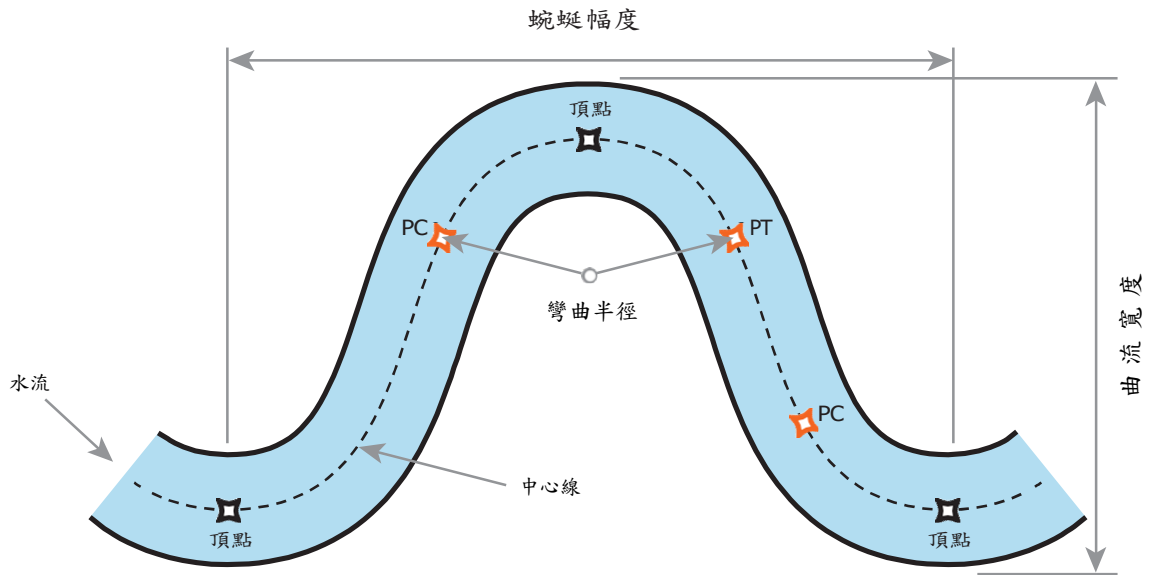
河道類型

河道形態可從河道進行鳥瞰。位於深且窄河谷的河川常筆直且沿河谷形成。反之，寬闊平坦的沖積平原，河道行進路線比較曲折。河道形態可依蜿蜒度與曲折幅度、曲率半徑廣闊度及河幅進行蜿蜒度定量描述（圖3.3）。河道長度除以沿河谷下降方向測量取得的河谷長度即為河川蜿蜒度，蜿蜒河段之水流會遭遇比直線河段更大阻力，河道坡降也較小。河川蜿蜒形狀與間歇出現的淺瀨與水潭使河水流動消能，達成動能平衡。

河道剖面

河川剖面主要由縱向坡度形成。就一個流域的尺度來講，河槽比降通常越往下游越低。河床質顆粒通常也是越下游越小。河道坡度與河川蜿蜒度成反比。亦即越陡的河川

圖 3.3 曲流圖形測繪

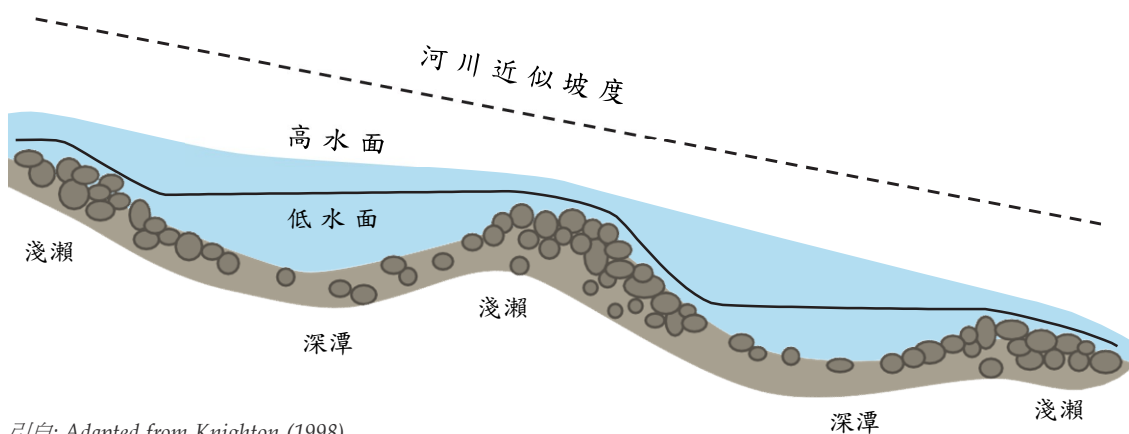


PC = 彎曲點 = 曲流之淺瀨直線河段與彎曲河段交界點

PT = 相切點 = 曲流彎曲河段與淺瀨直線河段接觸點

引自: Adapted from Rosgen (1996)

圖 3.4 河川縱斷面



引自: Adapted from Knighton (1998)

蜿蜒度越小；平川則蜿蜒度較高。河床斷面會因為大小與形狀不同的河床質、淺瀨深潭間距大小及其他變數而形成不規則形狀。枯水期水面斷面差不多等於河床斷面。反之，颱風帶來豪雨河床水位升高，鄉鄰河道之水面輪廓變成幾乎相同（圖3.4）。

3.4 » 河川功能概述

河川中流動著流域所供給之水。流動過程所產生的水文學與水力過程便成為其他河川具備的基本功能。降水、逕流、入滲與地下水流動之相互關係決定河川中隨時能流動的水量、河水搬運土砂之位能、影響水質之理化過程，以及河川所能形成之生物學過程。河道在洪水事件中會配合洪積平原洪水波動減弱而散播養分與有機質。河水水位會隨降水與降雪而升降，產生水量各種明顯變化而形成其他河道過程與功能所賴以產生的河道形狀。地下水也是沿著河道進行水量補注與流出，形成另一種介於河道與地景之間的河流鏈。

河道與土壤表層之間交界層有一潛流區，即地表水、地下水、沉積物及多孔性土質構成。河水進入潛流區會在此停留比一般地表水更長的時間。此外，富含營養物的地下水與高含氧地表水在此混合，使潛流區對於會影響河道系統內營養物及其他化合物在此形成之化學轉換極具重要性。

水砂運移狀況會反映在河道內所形成的河床特徵。自然河川常有一連串可用來維持河槽比降與穩定的淺瀨、深潭以及河階搭配深潭等（圖3.4）。淺瀨乃是可能有礫石或較大塊石的平坦河床。其水深較淺，坡度則比河道平均坡度略陡。枯水期淺瀨水流快速，搬運細沙與氧氣進入河川。淺瀨進出曲流並調控河床高程，深潭常位於淺瀨的曲流凹岸。深潭水面近似平坦（坡度也非常小），深度則比河川平均深度大許多。枯水期深潭水流呈停滯狀態，淺瀨則產生水流沖刷特徵。豐水期深潭沉積物被沖刷出來，這些河床質堆積淺瀨，過程中河水推力作用在河床上，產生所謂的剪應力，且深度與坡度越大剪應力越大。颱風豪雨期間深潭的深度與坡降迅速提高，產生剪應力並造成沖刷。

河槽、河川廊道與沖積平原構成重要的生態網絡。除了水砂搬運之外，自然河川也提供包括魚類、兩棲動物類、水生昆蟲、軟體動物與植生等多樣化水生生物棲地。

淺瀨、深潭與其他湍流以及潺潺小溪等河川地貌構成水生生物棲地之多樣性，並提供許多河川所能提供生物性與水質相關功能之基礎。大型底棲生物貼附淺瀨區域水中塊石與河床粗糙底質，在此過濾、捕捉流水中食物，富含氧氣的流水有利其生長。許多魚類棲息水較深因而提供躲藏、覓食，及較低溫水環境的曲流深潭。即使只是單一的曲流深潭也棲息許多喜好不同水深與地點的水生生物，這說明河川系統提供了多樣化的自然環境與生態學功能。潛流區（潛流區）也成為許多特定水生生物種類與微生物棲息的生境區域，這些生物特別喜歡棲息在地下水與地面水之間的過渡區。

河溪岸邊生長的喬木與灌木藉以遮蔭、調節水溫並供給該地點生物系統有機質。這些有機質藏在河岸或搬運進入水中，構成水生生物與生態多樣性所需之能源來源（食物網）。「河流連續體概念」（RCC）淺顯扼要說明這種河川中的能源轉換過程。「河流連續體概念」係一種歸納概念，指出水流渠道亦即河川是從源頭到河口不斷變化且和河岸、河川持續相互影響作用而形成的開放生態系（Gordon et al., 2004）。源自水頭的河流可用能量明顯受該流域或河川外圍水源所傳進來的有機質影響。然後往下游走，上游持續送下來的物質變少，因此，會直接對河川造成影響的新物質越來越少，於是主要在河川內產生的物質比來自外面的有機質扮演更重要的能源來源角色。河流連續體概念提供可用來說明生物多樣性與河川系統化學功能之能量關聯重要性的理論模型。

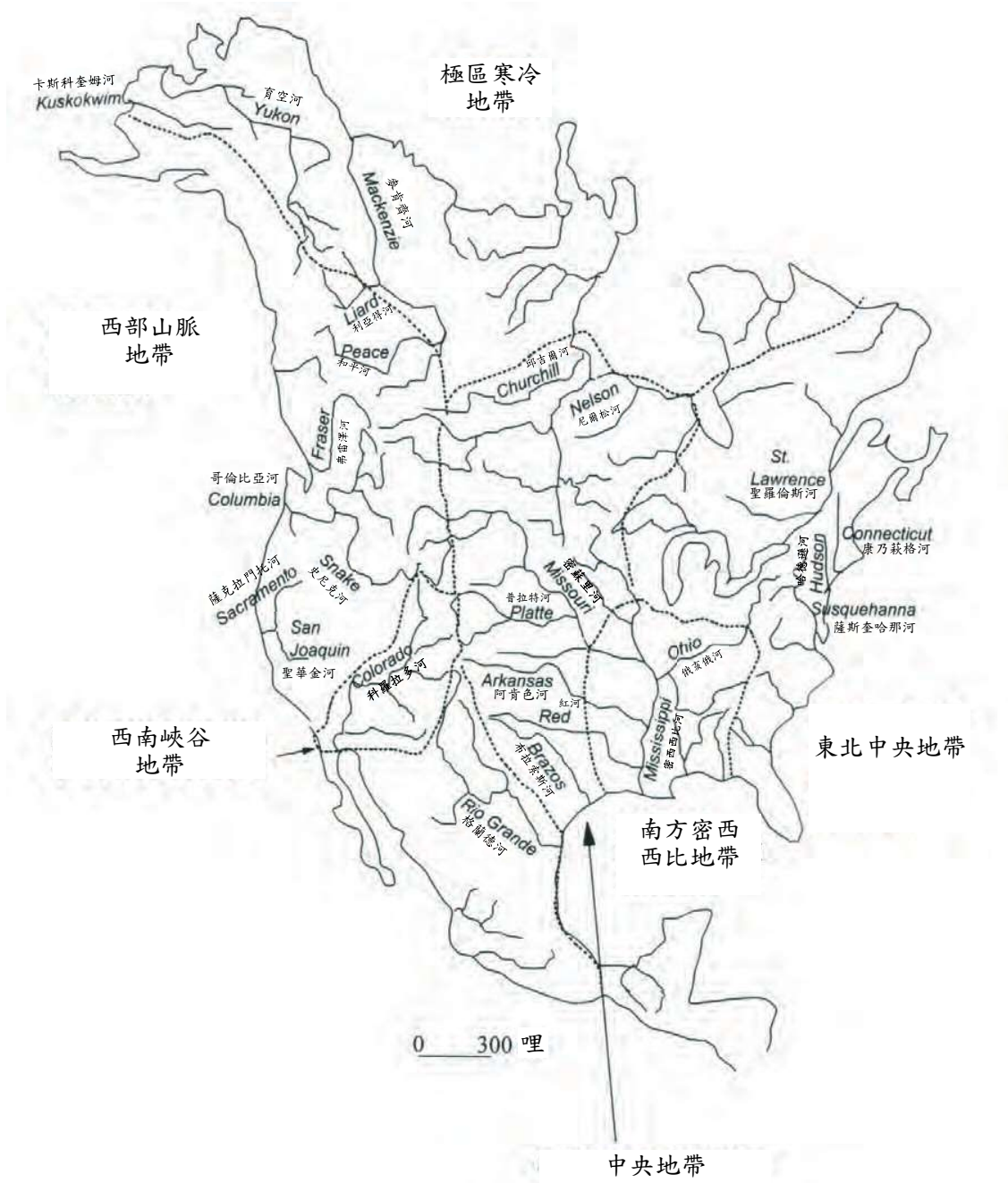
河川會影響地下水位以及相鄰濕地與濱水帶之間的水流流動與營養物傳送，支撐比河道本身範圍還大的生態多樣性。河岸緩衝帶沿途過濾逕流中的土砂與污染物，協助植物攝取更多營養素，讓土壤與水體產生可改善水質的化學反應。河川也能提供類似釣魚、泛舟、游泳、野生動物觀賞及綠地休閒等遊憩功能。

上述所說明的各種河川功能，都能追溯到河川形狀及其與流域的關係。更多與河川形狀及其產生功能的相互關聯性說明，可參考Knighton (1998), Leopold et al., (1992) and Wohl (2004)。

3.5 » 美國河流區域

北美洲因整個大陸有各種不同的氣候與地理條件，Wohl (2004)指出，其陸地河流系統主要分為六大區塊。圖3.5是這六大區塊的位置圖及各區塊簡要說明（Wohl, 2004）。Wohl的河流區域圖可視為北美洲開闊地界圖。更多有關北美地區河流盆地（流域）及其所具備功能的詳細說明，請見Benke and Cushing 編著(2005)的Rivers of North America（北美河流）。

圖 3.5 北美洲河川區塊地圖 (Wohl, 2004)



引自: Wohl (2004) 轉貼

極地寒冷地帶

北美極地河流主要往北流進北極海。此地區之河川特徵為具高沉積負載物（部分來自冰川溶解以及冷凍與解凍循環所產生的河岸侵蝕）亦即冰流，並常出現彼此交織的河道形狀。麥肯齊河與育空河乃此地區最大水系，此地區全年棲息河川的水生物種很少，但有一些世界各地都可見的例如鮭魚這種每年湍流溯河產卵的大型物種。

西部山脈地帶

西部山脈地帶河川主要流入太平洋，但也有一些源自落磯山脈東側並流入大西洋。本地區從南加州一路往北延伸到阿拉斯加，西起太平洋岸，東緣大致為落磯山脈。本地區河川大小差異很大，但多半河道陡，屬山區河流。這裡許多河川水源地坡降很大（高坡降比），有許多具大量沉積負載物、常發生土石流與地滑崩塌的階梯深潭。順梯度往下走，河川變得越來越大而且彎曲，形成許多平緩的沉積負載物以及沿河道產生的河川底質。與極區河川相同，西部山脈地區河川也有大量鱒魚以及季節性溯河產卵的大西洋鮭魚，只是棲地越來越少，流量延時（逕流歷時）與水質都在退化，這兩種魚類數量持續減少中。

中央地帶

中央地帶河川主要特色是寬而淺的彎曲。中央地帶北部河流流入哈德遜灣，正中央與較南邊河川流入密西西比河與墨西哥灣。這裡春季與夏初雪融或暴雨產生大洪水。河川因此含有大量細顆沉積物。本地區河川有非常大的生物歧異度（多樣性），可看到非常多種類的魚類與水生物種。

東北與東部中央地帶

東北與東部中央地帶的河川流入大西洋。聖羅倫斯河是此地區北邊主要河川。沿中央太平洋海岸地區有許多源自阿帕拉契山脈的河川，穿越皮德蒙特台地與海岸平原地文區，一路奔向太平洋。此地區河川幾乎都形成植生茂密的流域，攜帶較少的河川沉積負載物。這些河川通常秋冬會有較高流量，例外則是夏季與早秋有時熱帶氣候系統（颶風）帶來迅猛大量降雨造成嚴重洪水。本地區河川與密西西比河流域下游一樣，都有非常豐富龐大的物種與大量特有種生物棲息，為北美之最。

密西西比平原南部地帶

密西西比南部地帶河川都流入墨西哥灣，發源地則有阿帕拉契山脈西南側與西部大平

原東端台地。該地區河川多曲流，長年沉積物所形成的低坡降與廣大洪積平原造成河川多曲流。這些河川大都有大量懸浮質運移，和通常呈現泥沙混濁的密西西比河下游相同。本地區河流幾乎都施作河堤與疏浚等人為工程，以降低洪水威脅並創造更多可開發之土地。本地區所有河川都具有非常高的生物多樣性。

西南峽谷地帶

西南峽谷地帶的河溪特徵，主要是河道明顯切割地面形成峽谷，長久地質年代過程中這些河谷在地質力作用下不斷下切緩慢抬升柯羅拉多高原。此地區許多河川流經乾燥土地，有些是終年有水流動的常年河，較小河溪則大都一年只有某些季節出現水流。本地河川懸浮質輸砂量高，主因是土壤與區內沉積岩受河水劇烈沖蝕。柯羅拉多河盆地有許多當地才有的原生特有物種。

3.6 » 河川分類

河川分類是溝通、討論河川時可形成共通語言的重要工具。過去一百年來學界許多人發表不同的河川分類系統，最初是Davis（1899）提出依年代實施河川分類系統（將河川分為幼年期、壯年期與老年期）。這些分類系統以不同的時空尺度進行定性與定量評估，建立可分類河川的不同方法，例如，Montgomery and Buffington（1993）開發了一套可用來說明美國西北部太平洋岸地區的河川分類系統，後來Naiman 等（1992）和 Rosgen（1994）進一步進行河川分類史詳細說明。基本上最實用的河川分類系統，須包含廣泛的時空間尺度，彙整河川在不同干擾狀況下的結構面與功能面特徵，提供可控制河川型態並容易為河川實務工作者所利用的河川形狀與過程機制資訊（Naiman 等, 1992）。本書說明各種河川類型時也會提到Rosgen（1994）河川分類系統。這套系統能一貫地用以進行大地理區域河川定量說明。本書也會提到許多屬於聯邦生態衝擊減輕補償方案（USACE Wilmington 區等，2003；USACE Savannah 區，2004；USACE Norfolk 區及 VDEQ，2007；以及 USACE Charleston 區，2010）之中的USACE管區。

Rosgen所提出的河川分類系統（Rosgen, 1996）明確目標有：

1. 從河流的表徵預測其行為。
2. 針對現有河川類型，明確的水力與沉積物之關係。
3. 提供可用外推其他具共同特徵之河段點位數據之機制。
4. 提供一個具不同原則、與利益團體討論河川型態學及狀況時可使用的適合架構。

Rosgen (1994) 所實施的河川分級與環境評估系統包含四個等級（一級到四級），可用來進行廣泛的定性描述與細部定量評估（圖3.6）。一級與二級主要用來確認河川之特徵。一級彙整河槽比降、類型、斷面與大小尺寸等溪谷型態學之地貌與河流特徵，將各種地形學河川特徵歸納為八種不同類型（A到G），二級進行型態學說明並須進行現場量測。在此，河川類型分成各種不同坡度與主要河床質粒徑，並給予一號（河床塊石）到六號（泥沙／黏土）之編號。圖3.7是Rosgen系統之一級與二級的重點說明。

Rosgen的三級與四級本書並未詳述內容，有興趣的人可閱讀Rosgen（1994；1996）。整體而言，三級是須針對河槽沖刷、濱水帶狀況、河道整治及其他特徵實施評估與說明之河道狀況與穩定性評價。四級是三級敘述內容之驗證，內容有河床輸砂、河流流量與河流穩定性測量。

3.7 » 集水區流域與河川復育

集水區流域尺度之復育

目前許多河溪功能下降乃是整個流域發生各種問題之結果。土砂與侵蝕防治工作實施不足造成過多細泥沙被帶進水道。越來越多都市開發與不透水地面降雨事件等，產生越來越多逕流，河川高洪峰流量則導致河道侵蝕與河床下切。點源與非點源污染共同造成污染物進入河川因而降低河水水質。若要減少這類河川破壞，必須實施集水區流域尺度的改善與復育。

“目前水資源所遭遇的挑戰，整個流域進行改善方法是最有效的實施架構。河川流域供給飲水，也提供居民休閒散步以及維持生命健康之需求。包括糧食與纖維素來源、工業產品乃至於觀光等多達4500億美元的產值端賴清淨水源與健康流域才能實現。”

~美國聯邦政府環保署

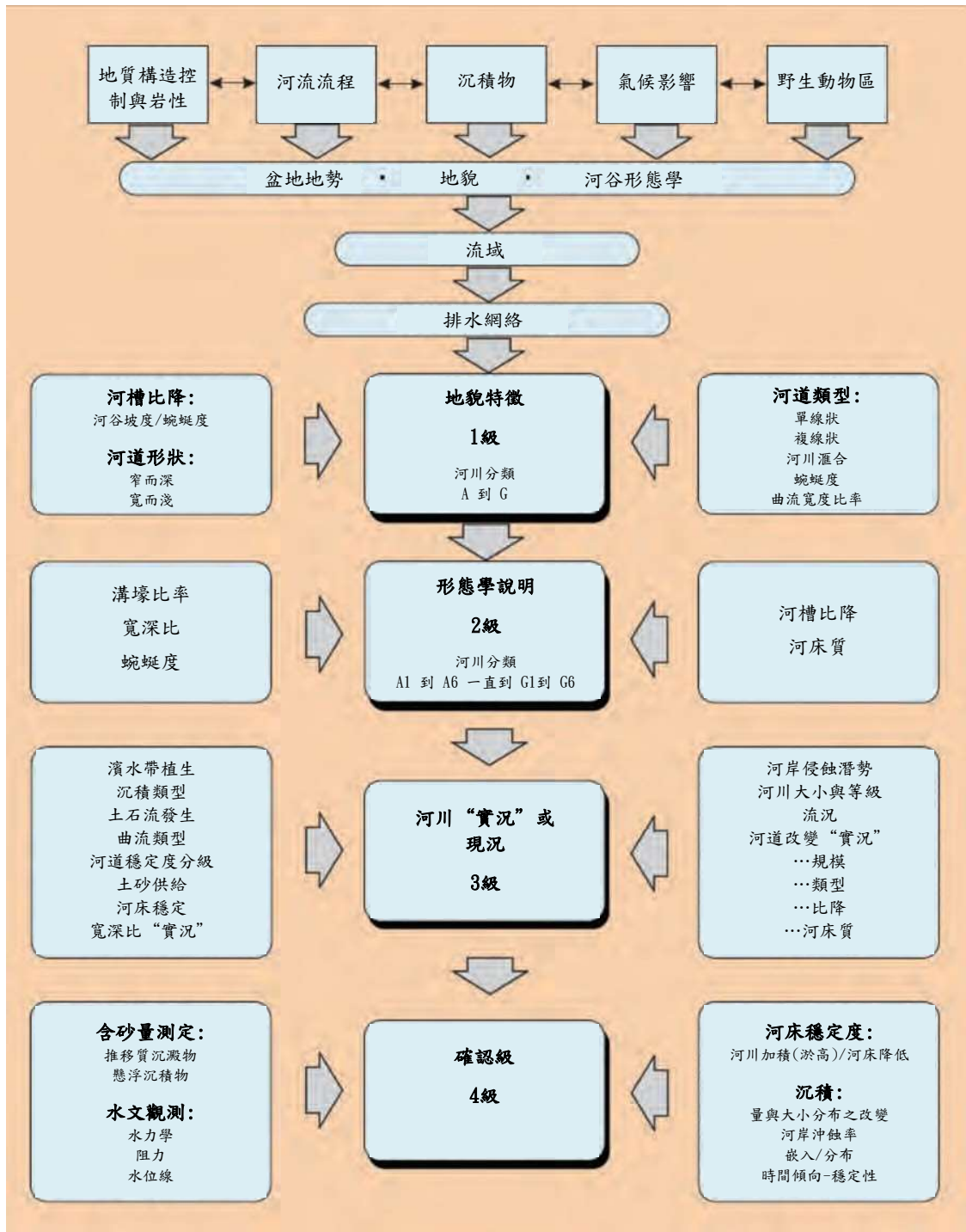
(water.epa.gov/type/watersheds/approach.cfm)

“必須拯救河川與洪積平原棲地才能真正拯救鱒魚。若不能控制、避免鱒魚集體上溯的周邊山坡與上游聯水與泥沙進入河川廊道、維持乾淨河水流動，就無法拯救河流、洪積平原棲地以及這些地點的鱒魚食物網植物與昆蟲。”

~Ellen Wohl, (失聯的河流) 2004

越來越多人呼籲實施整個流域集水區的復育與水質改善工作，而能用來達成這些目標的工具越來越多。過去四十年來許多人大量關注此事，並使用「最佳管理實務」

圖 3.6 河川盤點與功能評估之階層級別 (Rosgen, 1996)



取自: Wildland Hydrology 授權轉貼

圖 3.7 ROSGEN 自然河川分級之關鍵(Rosgen, 1996)



取自：Wildland Hydrology授權轉貼

(BMPs) 作為實施流域整治之工具。一般的BMP操作方法，如增加濕地、施作調節池、生物滯留區、滲透區與河岸緩衝帶復育等，也有一些用來改善流域集水區健康。這些操作主要是降低上游進入河川的逕流量（延遲），減少逕流進入河川的比例（減輕），增加流水滲入土壤（入滲）之比例，如此就可強化河川排除汙染與逕流水泥沙的物理化學過程。這些工程主要施作在小流域水源集水區，這類方案更容易施作且具較高成本效益，汙染物也能框限於靠近源頭處而不流出。

河流復育之技術，可應用在河段尺度並廣泛用來作為上述各種技術的輔助。BMP實施方案可改善水質，控制水流進入下游河道的時間；河川復育方案則可解決河川被帶入或自己產生的河槽刷深、河岸侵蝕與水生動物棲地喪失等河流穩定性與水質問題。

河流復育

河溪復育有各種用語及有不同的定義方法，基本上主要是說明可改善河川環境健康之各種活動。有些專門用語常應用在溪流復舊、河溪穩定、天然河道設計與河道復育上。視使用者而定，河川復育可以有不同的意涵與連結，並可用來實施各種範圍的工程與水源改善方案。

河川復育工作最初是1980年代開始盛行，很多人關注並努力處理河川穩定性問題，這些工作某種程度都長期實施且能改善河川休閒用途、促進河川生態功能。在那之前主要穩定溪流方法，如以河床浮石（拋石）、石籠、混凝土塊、擋土牆等材料進行河岸加

河溪復育有各種用語及有不同的定義方法，基本上主要是說明可改善河川環境健康之各種活動。有些專門用語常應用在溪流復舊、河溪穩定、天然河道設計與河道復育上。

固。這類方法處理了河床淘刷問題，但常因為消除了水生覆蓋物（藻類等）、適當的河床質、河岸遮蔭與食物來源等，而造成生態功能與水生生物劇烈損失。此外，這類河床加固方案並未解決全部河道結構問題，卻常造成下游河川水流不穩定。

因此，河川復育工作者開始開發不只能處理河床穩定問題且可改善水生生物棲地功能並創造釣魚等休閒用途的各種技術。美國西部各州很早就出現這種風潮，因當地民眾

越來越關心鱒魚與鮭魚之河流棲地惡化，這類問題逐漸往東擴及到整個美國。後來大家採納的河道規劃方法主要參考自然河道規劃概念，希望複製過去穩定的河道形狀，以及能恢復已惡化之河川穩定性與功能的自然河川。

自然河道規劃概念可定義為河川復育技術，旨在創造水流與河床輸砂保持平衡、河床不會淤高或下降的穩定河道。復育工作者使用各種方法與工具，近年來則聚焦於幾個重要的規劃觀念：

- 提供河道及其與洪積平原河流水系聯通之機制；
- 枯水期疏浚河道以供洪水期排放大量土砂水流（改變河槽形狀加強排水的概念）；
- 施作可排放洪水與沉積負載物的河道；並且
- 建造儘量模仿自然河道功能之河道。

更多河川復育方法常使用的特殊設計構成之相關資訊，請參考NRCS國家工程手冊第654頁——河川復育設計（USDA NRCS，2007）directives.sc.egov.usda.gov/viewerFS.aspx?id=3492。

2008年USACE與EPA公布改善並標準化之衝擊減輕政策，特別強調實施重點放在河川功能復育。這些復育規則認定河川是不可或缺資源，因此應特別強調環境衝擊之避免與降低。這些河川需要實施衝擊減緩補償。重點在於實地復舊，改善或維護並框列特定工程實施地點河川的補償費用，提供可接受審查之設計規劃、監測需求及生態功能基準。

自然河道設計概念可定義為河川復育技術，旨在創造水流與河床輸砂保持平衡、河床不會淤高或下降的穩定河道。

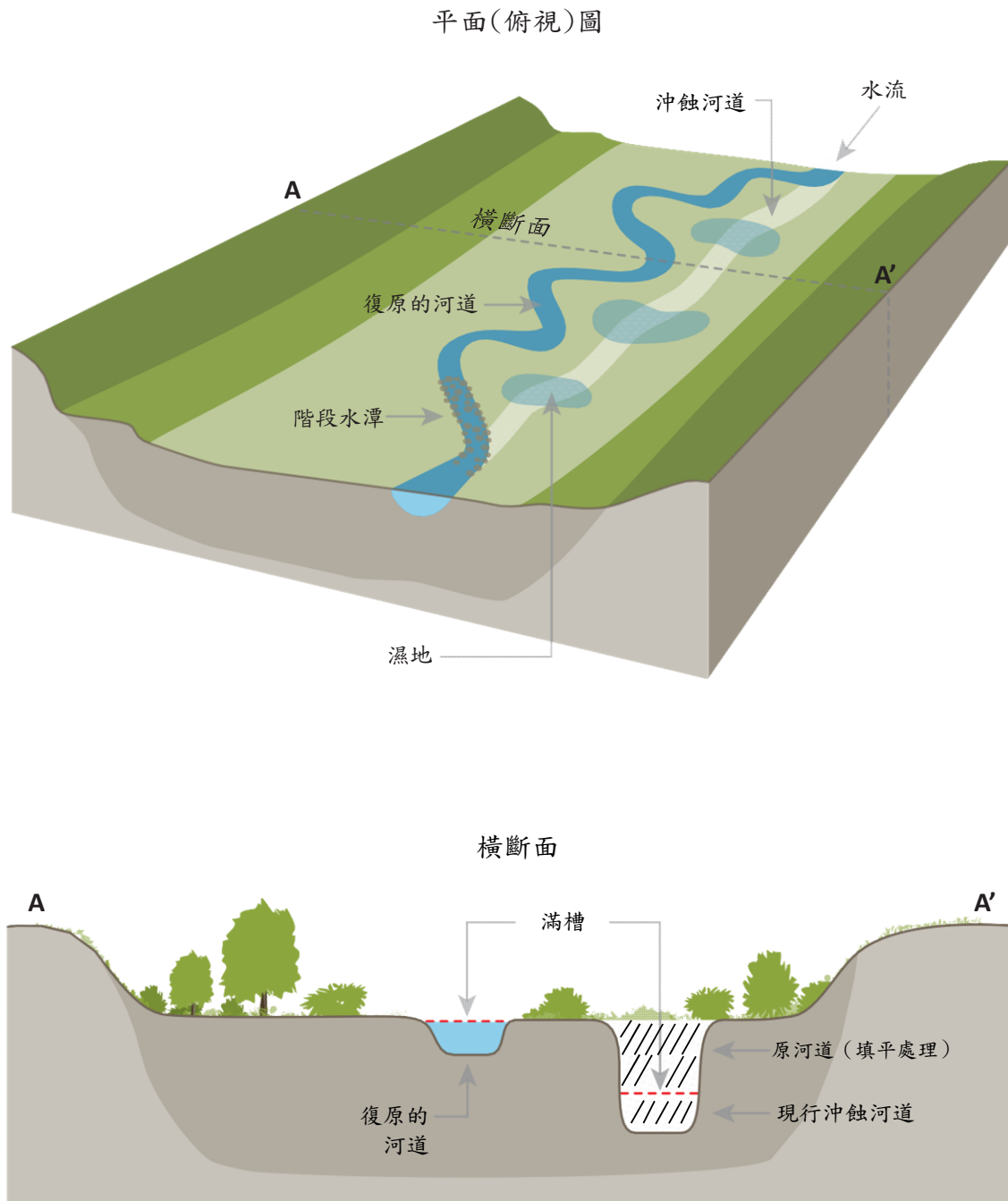
河川復育要求越來越嚴格，確保類自然河道設計技術不斷成為河川保育更好的方法。更多有關河川復育自然河道的設計技術相關資訊，請參考FISRWG（1998）與USDA NRCS（2007）。

3.8 » 復育之優先等級

沖蝕河川復育之優先等級係Rosgen（1997）所開發。這種“Rosgen優先等級”包含優先等級1到優先等級4，選定標準包括自然與經濟條件的各種要素。這些優先等級也常被當作復育方案之河川衝擊減緩補償計劃（USACE Wilmington區等，2003；USACE Savannah區，2004；與USACE Norfolk及VDEQ，2007）。例如，等級1常等同於每英呎可取得最多生態利益的最高等級復育；等級3方案則可提高較多生態利益。本書第11章與附錄B說明明智的優先等級可創造河川信用而產生更多功能的方案。下面是“優先等級”的簡要說明，更詳細說明請見Rosgen（1997）。

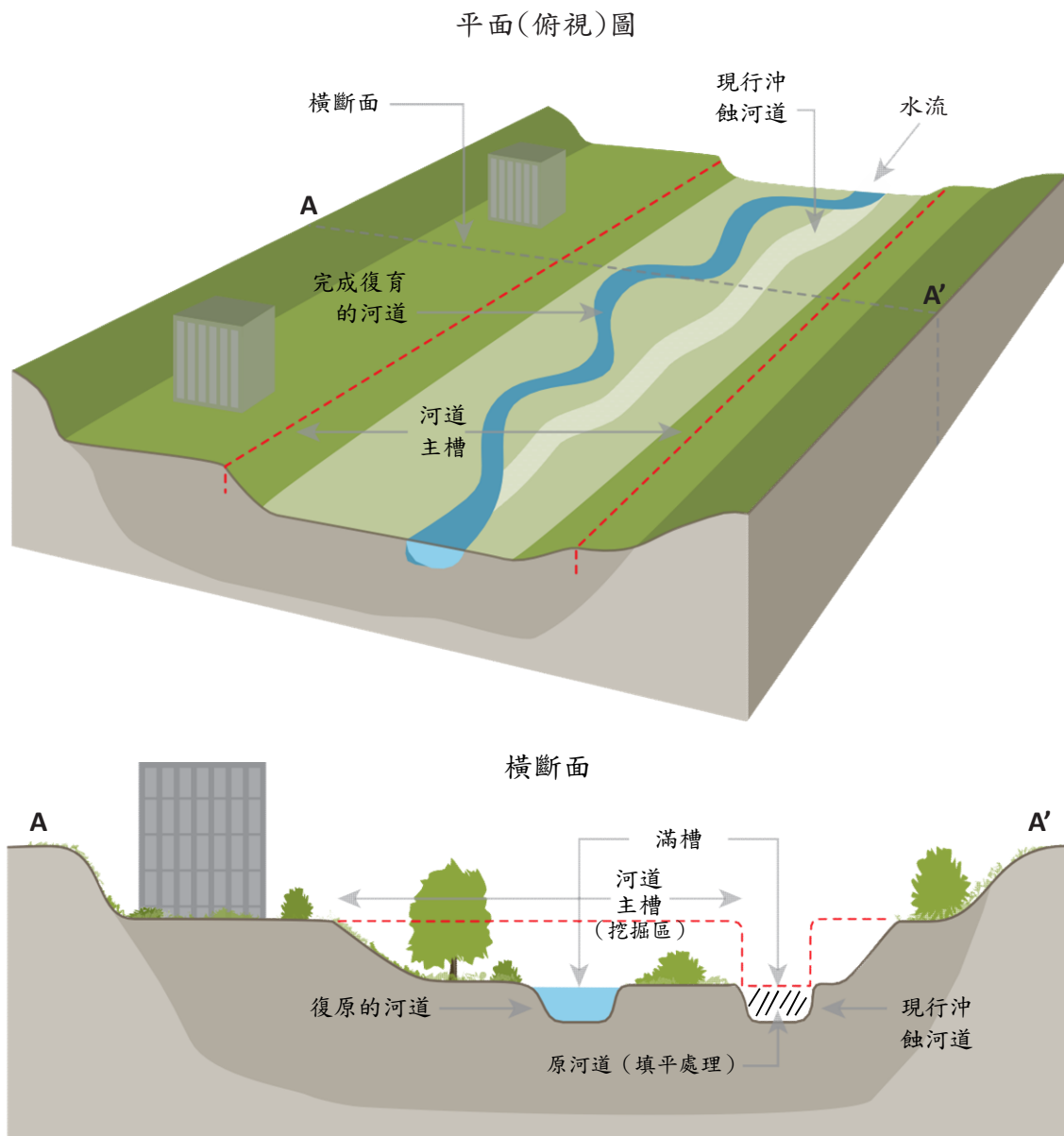
優先等級1代表河川復育工作旨在創造重新連結前方（較高海拔）洪積平原的穩定河道。新河道是在河床高程抬高的洪積平原開挖。此方案需工程地點上游尾端有例如涵洞排水口或河床變化點等的突然改變河床高程，先前被沖蝕的河道因此填平，變成新的洪積平原地貌。本方案多運用在較少橫向束縮且洪氾能形成更多相鄰土地的地點。圖3.8便是Rosgen優先等級1的平面圖及其能增加洪積平原的案例說明。

圖 3.8 ROSGEN 優先等級1之復育方案示意圖



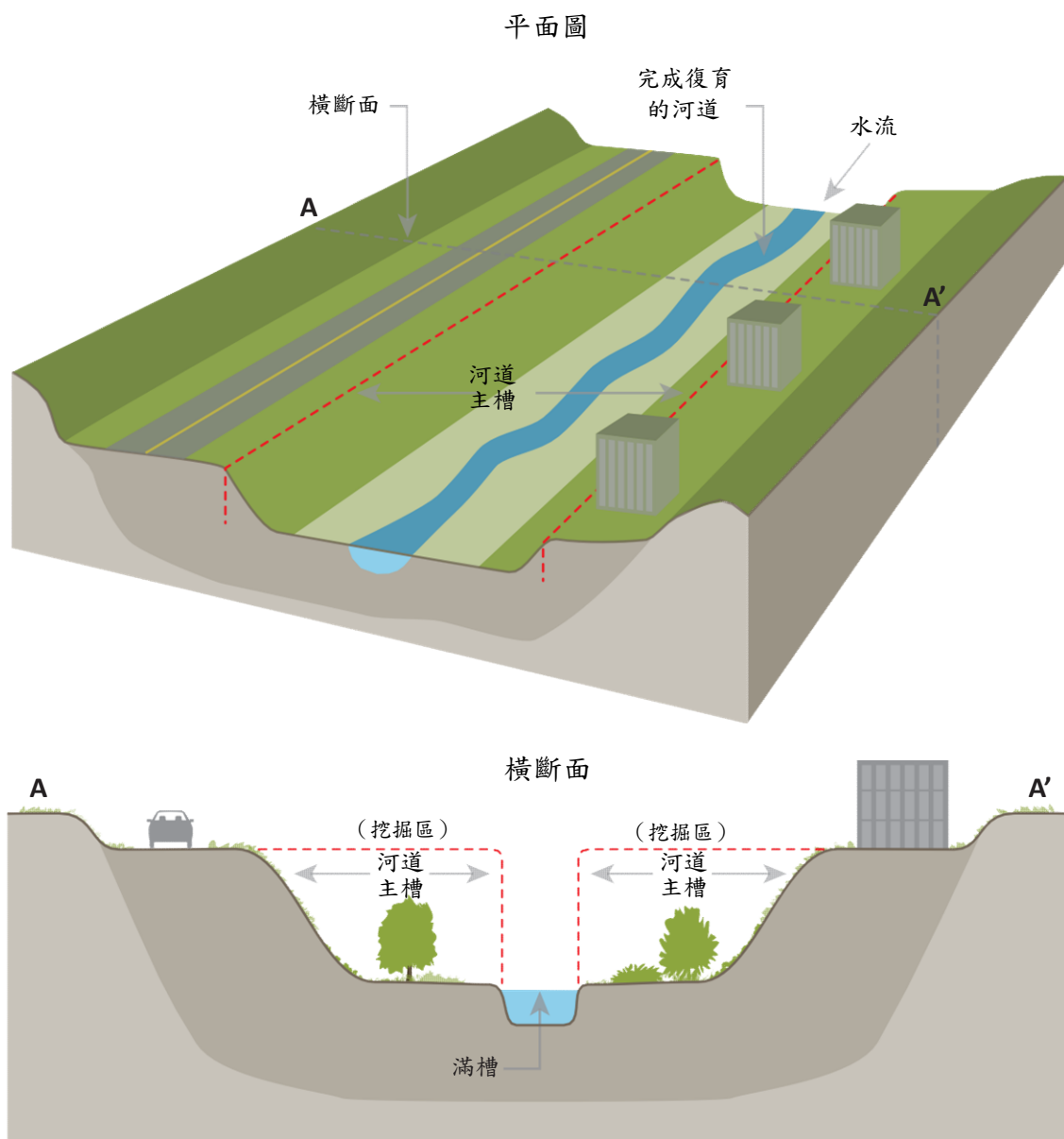
優先等級2的復育工作，也能創造連結洪積平原的新穩定河道，在洪積平原現行滿槽高程的地方挖深，河床高程便可幾乎維持原樣。完成疏浚與沖蝕的河川重新蜿蜒通過挖深了的洪積平原。本方法主要應用在較大河川或洪氾不會創造土地而無地形突變點或其他劇烈改變點夷上游河川。圖3.9是平面（俯視）圖與橫斷面示意圖。

圖 3.9 ROSGEN優先等級2之復育方案示意圖



優先等級3的河道復育方法，常將完成疏浚與沖蝕河道變成河床形狀單調河道。現行河道平面形狀幾乎維持原樣。滿槽河階在現行滿槽高程挖深，提供與洪積平原有限的連結。流內構造須能沿河岸消能並創造階段水潭等河床形狀。優先等級3常用於河床束縮抑制河道蜿蜒且無法產生更高洪水高程的都市環境等地點。圖 3.10是河川平面圖與橫斷面之示意圖。

圖 3.10 ROSGEN優先等級3之復育方案示意圖



優先等級4的案例主要是以河道內結構與生物工程減少河床與河岸侵蝕。此方法主要運用在私人土地與高速公路等公共事業用道路等環境高度受限地點。優先等級4的案例很少用來創造河川環境衝擊減輕及補償，而多半只定位為河床與河岸加固，而非復育。

3.9 » 河川復育工作地點選擇之重要性

討論恢復流域水質與河川復育的過程中，一開始選擇正確的河川復育地點非常重要。最有助於提升河川功能的地點多半是復育工作受限較少、水質相對健康的上游水域，及造成河川功能損失的原因就在該河段本身。有個案例是實施復育的河段上游水域相對健康、流下來的水質不錯，但因牛排泄物直接排入而嚴重污染。在此情況下，造成河流功能降低的主要原因是該復育河段本身，狀況包括牛的啃食造成濱水帶，缺乏植生與牛踩踏造成河岸侵蝕，河岸侵蝕與牛之走動使更多土砂流入河道，以及牛排泄物讓河水生菌數提高。假設該河川復育工程無條件限制，這樣的復育計畫就有機會因為解決原始的河川功能降低原因而明顯提升河川功能。本案例若能將牛隻移出河川系統，恢復正常河川形態、復育植生，將能明顯減少河流輸砂與生菌數，產生更好的水生生物棲地，也能有更好的河床遮蔭與微生物所需碳源而提升整個河道的穩定性與功能。

討論恢復流域水質與河川復育的過程中，一開始選擇正確的河川復育地點非常重要。最有助於提升河川功能的地點多半是復育工作受限較少、水質相對健康的上游水域，及造成河川功能損失的原因就在該河段本身。

相反的，若所設定的河川復育地點嚴重被相鄰的建築物包圍且流入該地點的上游水源污染，河川復育工程所能提升的功能相對有限，亦即，當河川水域功能降低的原因在上游時，復育計畫效果就會因為不良地點而受限。這類復育地點頂多能局部改善河川穩定性，改善河水品質方面則難以著墨。

接下來幾章將會深度討論河川功能之復育，不過，環保人士不妨注意，河川復育工作能多大程度地提升河川功能關鍵原因其實是計畫階段是否選擇了正確的地點。

空白頁

第四章

河川功能金字塔

河川功能金字塔係Harman（2009）所提倡，是一種以金字塔形式條理化河川功能的架構。這種河川功能金字塔說明河川的許多功能乃是由階層架構之中較低階的功能所支撐。這種金字塔架構在設定河川復育目標、開發並審核河川評估方法以及設定列管與非列管河川復育計畫之標準作業流程（SOPs）時非常有用。本章有河川功能金字塔更詳細的概述，列舉其實際運用之幾個簡單例子。更詳細的運用方法說明見第11章。

4.1 » 河川復育之功能性的目標

河川功能架構乃是美國陸軍工兵部隊（US- ACE）用來決定與評估河川復育計畫之方法（Fischenich，2006）。本架構提供後來發展河川功能金字塔之基礎。其中確認了各種對於河川健康非常重要的整套功能與濱水帶生態系。這些功能彙整在表4.1。USACE所提出的這種功能性架構有河川功能的科學基礎，並能有步有驟地說明已確認的河川功能之相互關係，可說令人驚豔。

表 4.1 河川與濱水帶生態健康之各種功能評估重點
(Fischenich 2006)

功能	說明
1. 維持河川演化過程	維持適當的河川活力；促進生物歧異度與生物群落多樣性
2. 能量管理流程	能讓潛在的與動力的能量透過系統之中的變化完成轉換
3. 促進濱水帶生物之演替	植群結構之改變能促進生物歧異度與生態活力，植生對河川系統穩定與營養循環係必要的
4. 地面水儲蓄的流程	能讓汛期產生短暫的水源儲蓄，調節土壤濕度並提供水生生物移動路徑以及生物地球化學循環所需之接觸時間（contact time）

第四章：河川功能金字塔

表 4.1 河川與濱水帶生態健康重要的各種功能
(Fischenich 2006)

功能	說明
5. 維持水在地表與地下之間的流動	提供可讓化學物質、營養物與水在地面河道與地面下土壤之間雙向交換的管道
6. 一般性的水動力平衡	在適當季節提供生物群落所需的正常流況
7. 淤砂連續性	提供適當的河川沖蝕、泥砂搬運與沉積過程
8. 維持基質與結構性的過程	提供可形成不同棲地與生物社會之基質與結構體系
9. 輸砂之質與量	決定輸砂量與輸砂特徵等與此系統有關之主要變數的物理特徵
10. 支撐生物群落的管道	提供不同自然物種之群落
11. 提供所需之棲地	產生與維持可用來支撐多樣化水生與濱水帶生物群落所需之棲地
12. 維持營養結構及管道	提供全面性的營養層級（trophic levels），促進生物群落之成長與再生
13. 維持水與土壤之品質	提升濱水帶群落，可從其地表與地表水捕捉、留置與移除汙染微粒及溶解物質等有利條件
14. 維持化學物質交換管道與營養部循環	提供可用來維持地表水流與生物群落所需元素供給之複雜反應
15. 維持地表通道	維持可讓地表產生生物與生物能量產生連結的通道

Fischenich（2006）所描繪的這些功能可條理化成為功能金字塔，這種金字塔可用推估功能相互關係的方法，推論各種功能之相對顯著性。會影響其他最多功能的功能位階最高；最無法影響其他功能的位階較低（表4.2）。例如，一般流體動力學平衡功能(1)說明系統水流之各種特徵能在土砂運移、能量、生物與化學功能上直接或間接支撐框架中的其他功能。反之，提供必要棲地之功能(15)只能影響其他河川所支持且都與生物系統有關之功能。

第四章：河川功能金字塔

表 4.2 FISCHENICH (2006)所提出之河川功能排行表

功能	直接影響的功能	非直接影響的功能
1. 一般流體力學的平衡	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15	13
2. 維持河川演化過程	1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 14, 15	9, 13
3. 地表水儲蓄過程	1, 4, 6, 10, 11, 12, 14, 15	2, 5, 7, 8, 9, 13
4. 沉滓量的連續性	3, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 15	1, 13, 14
5. 濱水帶生物演替	1, 2, 3, 4, 6, 12, 14, 15	9, 13
6. 能量管理過程	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 15	--
7. 維持河川基質與結構上的過程	1, 2, 4, 6, 7, 10, 15	5, 9, 11, 13
8. 河川沉積物之質與量	2, 4, 5, 6, 7, 10, 15	1, 9, 11, 14
9. 支撐生物群落及過程	5, 11, 13, 14, 15	1, 2, 3, 7, 8, 10, 12
10. 維持地表水與地下水互通之過程	1, 5, 11, 15	3, 9, 12, 13
11. 維持河水與土壤品質	8, 9, 13, 14	5
12. 維持地景通道	9, 13, 14, 15	6
13. 維持營養結構與流程	9, 11, 14	8
14. 維持化學過程與營養循環	8, 9, 13	6
15. 提供必要的棲地	9, 12, 13	—

Fischenich (2006) 提及因未能顧及創造及維持生物學功能之基本過程，使得河川復育的努力效果不彰。本金字塔架構旨在指出存在於河川功能與濱水帶系統之間的一套複雜連鎖，並說明哪些功能對河川復育與濱水帶功能最為重要且相互影響。Fishchenich

(2006)發現河川最關鍵功能，包括水動力學的過程(1,3,6)、河道輸砂過程(4,7)、河川穩定性(2)與河岸緩衝帶復育(5,11)。恢復這些基礎功能、各流程及完成復育的河川與濱水帶系統，能支援形成更多生物群落(9)、化學與營養過程(14)、各類生物棲地(15)與水質土質改善等特別耗時才能建立的必要功能。

4.2 » 河川功能金字塔架構

河川功能金字塔乃是USACE工作成果所建立、河川功能定位之階層構造做法，使用河川復育方法與評估方法更常運用之參數與量測方法。金字塔本身有物理功能如何支撐化學與生物性功能之清楚說明，能協助科學家、工程師與管理人員確認他們不只能達成或改善所最在乎的功能，也能取得所需的支撐功能。

河川功能金字塔架構包含下列四種內容，將會有更多詳細說明。首先，從總體層次的觀點來看，這五種功能分類(層級)包含各種地質學與氣候變化的基本控制。其次，每種

**河川功能金字塔架構包
含下列四種內容，將會有更多
詳細說明。**

功能種類都給予功能參數。第三，每種功能參數都提供量測方法。第四，可提供量測方法所需之功能基準。為避免這些專門用語因為參數寬廣定義、尺度量測、工具及其他因素容易造成混淆，以下提供相關專門用語的定義以及可用來選擇功能性參數、量測方法與成效基準之標準。請參照整個河川功能金字塔架構之附錄A。另外，www.streem-mechanics.com這頁也提到河川功能金字塔最新狀況以及過去金字塔的利用實例。

一般而言，本金字塔架構主要進行河段尺度的運用，但水力學之類的功能會以流域集水區尺度發生。第11章有相關運用方法更詳細說明，包含金字塔如何運用於河川尺度的功能性量測以及水域管理計劃案例。不過，即使運用在水域管理計劃上，許多下面提到的量測方法乃是以河段尺度進行操作。這種河段尺度資訊也可用來改善更廣泛的河川水域健康議題，包括指出功能減損或健康河段所在，並協助指出潛在需復育的地點。

4.3 » 河川功能金字塔總體層次的觀點

圖4.1是金字塔總體層次觀點。這些功能分類，Fischenich (2006)已常運用在水文學、

水力學、地形學、物理化學（本金字塔架構稱為理化學）及生物學等領域的參數，調整成更緊密關聯之各種功能。本總體層次的金字塔旨在說明從金字塔底部到頂端因果關係所呈現的主要方向。換言之，金字塔架構中功能越高的越依賴低階功能。這並不代表高階無法往低階流動之因果關係。金字塔的用意在於指出因果關係之關鍵流動。虛線用來區隔功能性的分類，指出各種分類之間的改變並無“絕對”的分界線。因果關係可能雙向流動。例如，金字塔中的所有項目終究都會受地質學與當地氣候影響。若氣候改變或當地發生類似火山爆發等巨大地質事件，將造成整個金字塔改變。此金字塔之中的水文學與水力功能支撐河道輸砂這類地形學功能。亦即，若無水注入流域並產生河道流體動力，就不會有河道輸砂。

當然，河道形狀（地貌）確實會透過河槽比降、土砂供給與邊界條件等影響河川水力功能。這是一種如下所述的因果關係案例，但不像河道中需流水那樣關鍵。Wohl（2004）這樣描述因果關係，“如果我們不能拯救他們棲息的河川與沖積平原棲地，就無法拯救鱒

魚。若無法維持周邊山坡與上游土地流進河川廊道乾淨的水與土砂並做量的調控，就無法拯救河流與沖積平原棲地以及當地鱒魚食物網之植物與昆蟲”此概念具體說明了基本物理功能如何支撐生物學功能。

由此可清楚看出，即使不需實施地貌、水力學與水文學之基本控制等工作，也有許多能處理生物學指標生物群落的量測方法（Somerville，2010）。此概念也可協助河川保育人士擬定符合河川功能之計劃目標，避免因為忽略基本的水文學、水力學與地形學功能而制定無效之復育計劃（Fischenich，2006）。

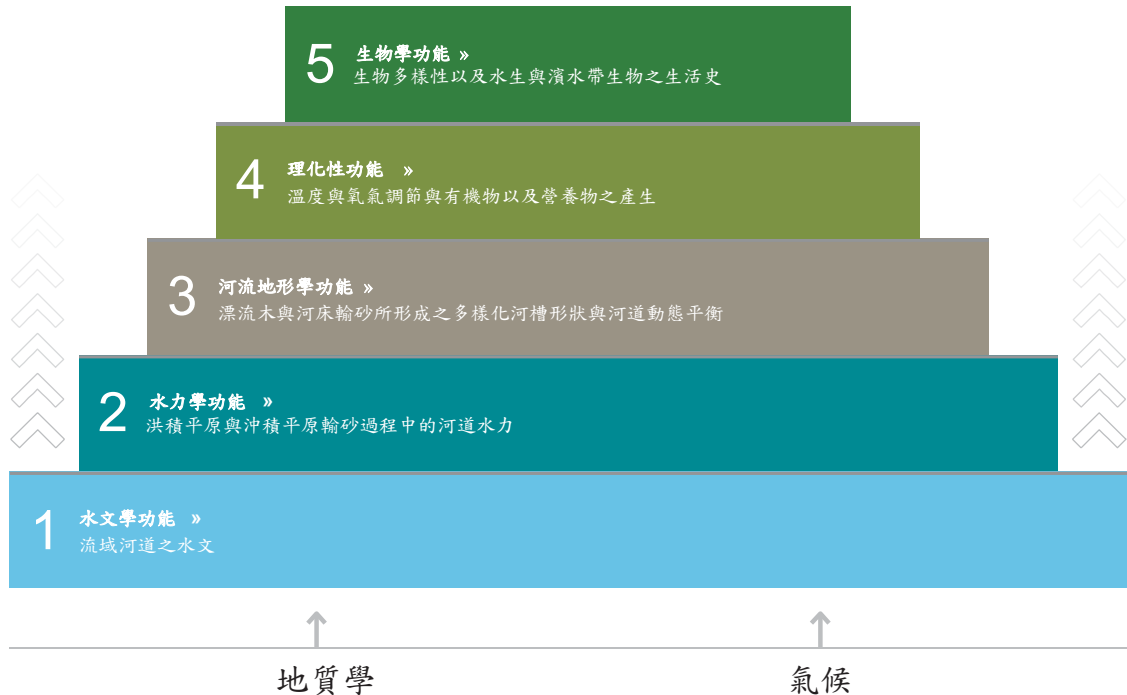
各層級之功能說明

階層排列的金字塔並未說明功能別參數與量測方法，而是主要針對現行分類之各種功能進行定義。其資訊乃是由 Fischenich（2006）與 Somerville（2010）以及業界標準、專業經驗取得。以下各種功能類別的說明，可用來在下面金字塔概觀中用來選擇功能別參數。

金字塔架構的用意在於指出因果關係之關鍵流動。虛線用來區隔功能性的分類，指出各種分類之間的改變並無“絕對”的分界線。

第四章：河川功能金字塔

圖 4.1 河川功能金字塔架構——概要
(參見附錄 A 完整尺度版)



層級1：水文學功能

水文學功能係河水從流域集水區進入河道的過程。水文學功能放在金字塔最底部，係因來自集水區流域的水會明顯影響高層級的各種功能。簡單講，若無地表水流就不可能產生河道形狀以及下述的水生生態系。這是工程界最常見的水文學定義，而且和水力學關係密切，其演算方法是分開進行的，例如 USACE 的水文模型 HEC-HMS (Scharffenberg 與 Fleming, 2010) 以及 USACE 水力模型 HEC-RAS (Brunner, 2010)。有些物理學與生命學學者將水力學併入成為水文學的一部分。不過從河川評估與河川復育的角度來看，還是拆成兩種分類比較好。本河川功能金字塔維持這種做法有二種理由：1) 實施河川環境評估與河川復育計畫時很重要的工作是，區分流域集水區尺度之中的水流輸送功能（水文學）以及說明水流如何與河道產生互動的各河段尺度彼此關係（水力學）；以及 2) 這兩種類別之功能提升時間點差別很大。

層級2：水力學功能

水力學功能乃是在河道中進行水體輸送，在沖積平原及其沉澱所產生作用。另外有一種廣義的說法是，水力學描述水流如何抵達河道並與河床、河岸、沖積平原、低流區（伏流水層）等產生互動（Ding-man, 2008）。須注意從谷底沼澤（季節性河槽）到大型河川所有不同大小河道，這種功能都能有所發揮，而且會出現在所有形態的地質與氣候帶（Knighton, 1998）流水相關能量可進行地形學功能屬性沉澱輸送這類的做功（Leopold 等, 1992）。水力學功能與地形學功能關係密切，且這二種類別之間有許多互動關係。例如，河川蜿蜒度（層級3）會影響河槽比降，河槽比降則反過來影響河道流速（層級2）。不過，最關鍵的因果關係是水力學功能以及其次的地形學功能。就最基本的功能層次而言，先不管河川蜿蜒狀況及其他河道形狀大小，河道中必須先有水流接著才能輸送沉澱。水力學功能也會決定河水能對水生生物棲地發揮多大影響力，因此也會影響層級4與層級5的許多功能。

層級3：地形學功能

地形學功能在此定義為土砂與木材運移所產生的各種河床形狀與動態平衡。這種相對重要性以及可能特定狀態才會產生的地形學功能，會因地質與氣候而明顯改變。例如，河水搬運與堆積木材對於水源區山地河川的河道穩定非常重要，對低梯度（緩坡度）草原河川則不重要。此外，有些河川處於天然穩定但非動態平衡狀態，例如冰川冲刷平原與某些沖積扇。不過，水文學與水力學功能通常會和地形學功能一起發揮而形成適應當地基本地質與氣候狀況的河道。從河川評估與復育的角度來看，我們最關切的是不同河床形狀與河道穩定性（動態平衡）有關。其明顯影響階層4與階層5之功能，即河川復育計畫終極目的。

階層4：物理化學性功能

理化性功能可影響氣溫與氧之調節作用，有機質與營養素之形成。這類功能通常更受基本功能影響，但也可能影響不大，只是其中有些在河道有水時即產生功能。但理化性功能終究放在地形學功能的上階，原因是理化性功能改善易於監測與瞭解（階層3）。例如，湍急淺灘與深潭等河床形狀多樣化搭配河岸遮蔭與寬闊河岸緩衝區，能調節河川溫度。確實有些工程計畫只需解決點源排放與動物排遺汙染河道水質等壓力源問題，不需恢復河川基本功能。但即使這些案例也須實施評估，以確保一旦除去壓力源，河川還能具備支撐功能而自然恢復。

階層 5：生物學

生物學功能依存於包含水生生物與濱水帶生物之生物多樣性與生命週期下所有階層之功能，因此位於金字塔頂端，生物學功能會影響下方階層（例如河狸活動之類）的功能，但和其他階層一起來看的話，主要的因果關係還是下方階層影響上方階層。健康的濱水生態系需有上游流域供給足夠流水，以及水力動力所形成的適當水位，正確的河床形狀多樣性與河道穩定，以及適當的溫度與含氧狀態等等。金字塔這個階層的價值在於有助於調節其他階層的功能，並協助學者與工程師確認達成生態學功能改善所需之基本功能。但這並不常發生，正如Somerville（2010）所指出的，許多監測評估方法排除這些下方階層的功能。

4.4 » STREAM FUNCTIONS PYRAMID: FUNCTION-BASED PARAMETERS

Figure 4.2 shows a more detailed view of the Pyramid with examples of function-based parameters that can be used to quantify or describe the *functional statement* provided in the broad-level view. The term “function-based” is used to acknowledge that the parameter may be a “structural” type of parameter or an actual function. Structural

The Stream Functions Pyramid uses the term function-based parameter to take the emphasis off of structural measures versus actual functions. Rather, function-based parameters are used individually or in combination to quantify or describe a particular aspect of the functional statement provided in the broad-level view.

parameters describe a stream condition at a point in time, e.g., percent riffle and pool. A function parameter is expressed as a rate and directly relates to a stream process that helps create and maintain the character of the stream corridor (Allan, 1995). The Stream Functions Pyramid uses the term function-based parameter to take the emphasis off of structural measures versus actual functions. Rather, function-based parameters are used individually or in combination to quantify or describe a particular aspect of the functional statement provided in the broad-level view. For example, within the Hydrology category (Level 1), flood frequency is a function-based parameter that can be used to quantify the occurrence of a given discharge. It is not a function, but it does

第八章

地形學

金字塔架構第三層輸送或堆積有機物（樹木殘枝）與沉積物而形成河床形狀與動態平衡的地形學功能。這些功能包含水流與河床、河岸以及上游土砂供給之互動。因此，通常是完成水文學功能（層級1）與水力學功能（層級2）評估才做地形學功能評估與復育，原因是地形學功能係前二項功能之綜合。

水流與土砂輸送相互影響會產生可提供大型無脊椎動物、魚類與其他生物關鍵棲地之淺瀨、湍流、深潭與潺潺水流等的河床形狀。達成水力學功能與地形學功能平衡的河川，即所謂的動態平衡。這是一種河床持續處於不會上升或下降，即使所在地貌改變，其橫向調整後之河川橫斷面積也不改變的狀況（Hack，1960）。

表8.1提供一個階層3參數表，以及各種量測參數。此表也提供不管是否為可量測之具功能基準之指標，以下是各項參數、量測方法與功能基準之說明。附錄Ac有各種地形學量測方法列表，搭配該方法類型、成果等級、複雜程度與是否為功能性參數的直接或間接對策資訊。此一判準可用於第4章各項內容之檢定。

8.1 » 輸砂能力

說明

河川輸砂量可由輸砂能力與容積分析算出。河川輸砂能力是河道內特定尺寸顆粒沉積物之搬運能力，同時也屬水力量測方式，通常以每平方呎多少磅為單位（lbs/ft²）。河川水流剪應力說明見水力學功能專章。河川輸砂能力是常用以決定礫石床面河流斷面穩定之參數。砂床河道通常不必用輸砂能力分析，因其土砂顆粒尺寸容易變動。

河川輸砂能力較常用在河川復育規劃階段，其他包括河床形態多樣性等參數較常在監測階段調查，以確認河川輸砂過程是否正常。例如，河床上升時會產生如河心沙洲之

表 8.1 地形學參數、量測方法與功能基準多樣性(CONT.)

參數	評估方法	功能基準
渠槽演進	1. Simon 渠槽演進模型 2. Rosgen 流型連續演進方案	是 是
河岸遷移/斷面穩定	1. 蜿蜒河幅比 2. 自然為本解決方案 3. 護岸樁材 4. 河岸斷面 5. 橫斷面狀況調查 6. 河岸穩定與坡腳侵蝕模式	是 是 是 是 是 是
濱水帶植生	1. 緩衝帶寬度 2. 緩衝帶鬱閉度 3. 緩衝帶結構 4. 緩衝帶老齡化 5. 緩衝帶發育 6. 樹冠鬱閉度 7. 正常功能狀況 (PFC) 8. NRCS 河川視覺評估法 9. 快速生物評估法 10. 流域河川穩定度與土砂供給評估 (WARSSS) 11. 排序方法 (SAR)	是 是 是 是 是 是 是 是 是 是 非 是
河床形狀多樣性	1. 淺瀨深潭比 2. 平面坡 3. 深潭間距 4. 深度多樣化	是 是 是 是
河床質特性	1. 參考Bevenger 和 King (1995) 2. 淺瀨穩定度指標 (RSI)	是 是
輸砂能力	1. 剪應力曲線 2. 所需的深度與坡降 3. 空白表格與電腦模型	非 非 非
輸砂量	1. 電腦模型 2. FLOWSED 與 POWERSED 3. BAGS (礫石河床河床載評估)	非 非 非
大型樹木殘枝之搬運與堆積	1. 參考Wohl 等 (2009) 2. 大型樹木殘枝指數	非 是

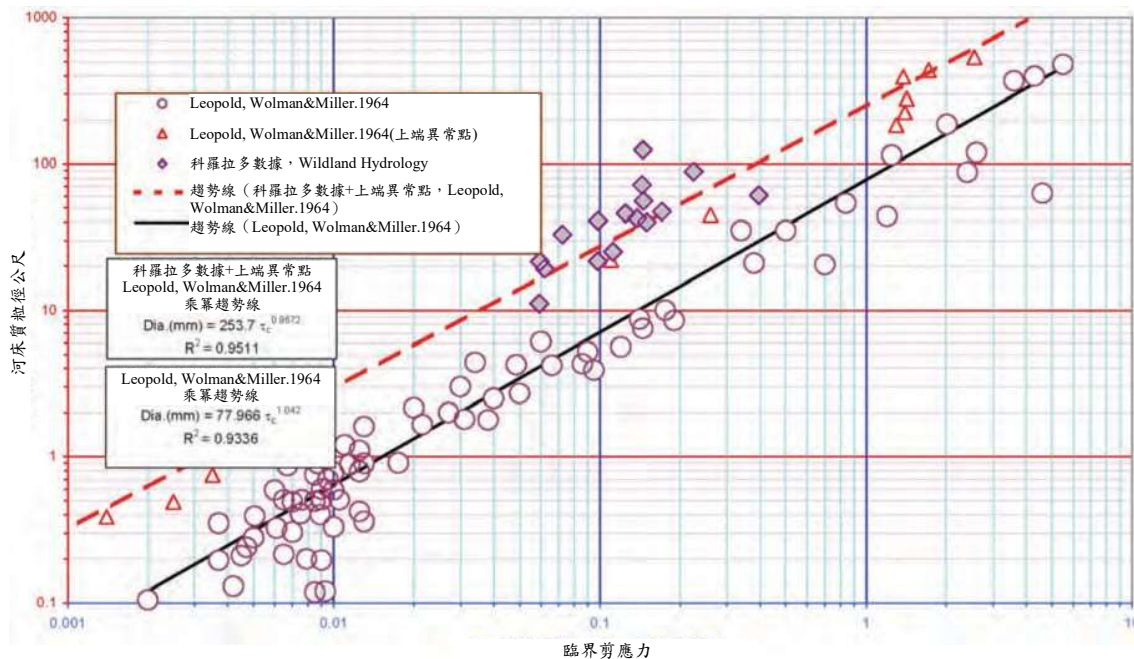
淤。若河床下降，則明顯的形成河流向源侵蝕及缺乏深潭等特徵。因此，以下說明之測定方法常用於評估參考範圍及計畫範圍之河川。決定量測方法後需討論設計標準，但此參數不屬各項功能基準。

量測方法

1. 剪應力曲線

礫石河床河川輸砂能力有各種不同的評估方法，最主要根據牽引力或剪應力進行計算。Rosgen（2006）量測科羅拉多河之河床載並將此資料組和Leopold、Wolman與Miller（1964）資料組之中的高異常點整合。Rosgen（2006）運用界面剪應力之形式來說明滿槽洪水情況下可能被搬運的河床載粒徑。因此這是不需詳細模型操作或詳細實地調查的快速評估工具，而只需進行橫斷面與平均坡降測量以及掌握河床質粒徑分布。其結果請見圖8.1。

圖 8.1 河床質粒徑與剪應力關係曲線



引自：US EPA Watershed Assessment of River Stability and Sediment Supply (河川穩定與土砂供給之流域評估) (WARSSS) v1.0

上端線代表自然河川或接近滿槽排水河川量測得之數據，以及來自Leopold、Wolman與Miller（1964）曲線之上端異常點。上端曲線更常在河川復育計畫之中用來評估輸砂能力。不過，這是本計畫所得之經驗工具與數據，所取得數據可重現及創造曲線（Rosgen，2009）的數據。若無法重現，就須另外開發局部的曲線，以便能使用設計或評估目標所產生的曲線。開發局部曲線需投入更多努力，而且只能由具足夠專業的學者或工程師進行開發（附錄Ac）。

2. 必須的深度與坡降

Rosgen（2006）也指出從淺灘河床質表層鋪面、鋪面下層，以及沙洲所產生物質之河床質取樣詳細過程，過程中這些河床質完成過篩，並取得鋪面層與鋪面下層或沙洲粒徑分布尺寸。一系列Andrews（1984）、Andrews和Erman（1986）所開發、用來進行演算的公式，可決定須移除鋪面層或沙洲上最大土砂粒徑河道深度與坡度公式。Rosgen依監測後資料確定，鋪面層下方與沙洲所產生最大土砂粒徑相當接近洪水滿槽事件過程所採樣的土砂最大粒徑。河道所需深度與坡降也可和計畫範圍內的深度與坡度（也可使用復育前或復育後的狀況）比較。若所需深度與坡降大於計畫深度與坡降，可預測須有更大剪應力才能搬運河床質，否則會有河床淤高之可能。反之，若所需河床深度與坡度小於計畫深度與坡度，則河床有下切風險。原因是，此時所有尺寸之河床質都可能被搬運，而不只最大尺寸粒徑會被搬運離開鋪面層下方或沙洲。亦即，搬運河床質需有更大的剪應力。

3. 空白表格與電腦模型

幾種模式可評估河床之垂直穩定性，包括如BAGS之快速／簡易表格步驟到HEC-RAS之一維模型，乃至於更精密的二維模型可進行斷面穩定度評估。這些模型基本上可計算河床輸砂能力與土砂生產量，且更強調後者。這類演算技術說明如下：

設計標準

輸砂能力與土砂生產量經常一併評估，因此，下節討論幾個同時有這兩種參數的設計標準（參數：河道輸砂能力）。

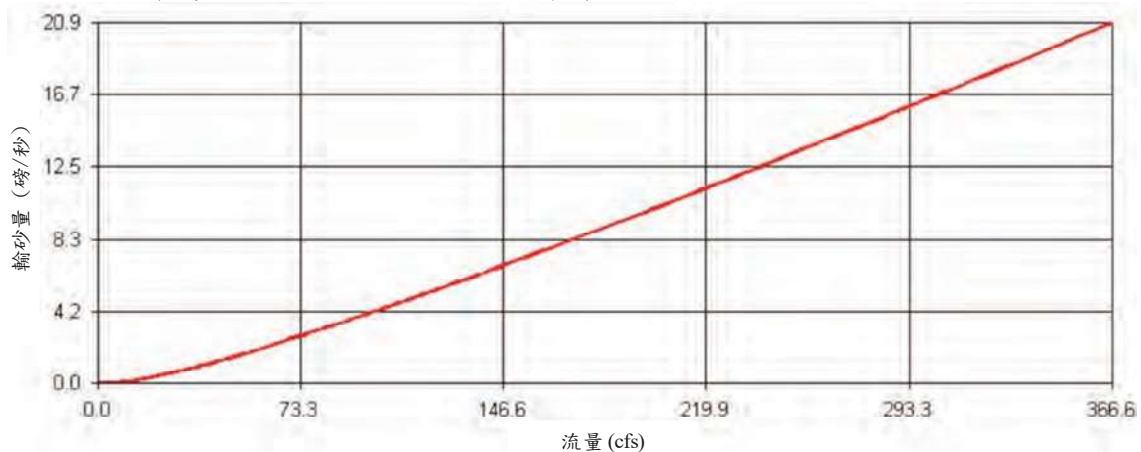
8.2 » 參數：河道輸砂能力

說明

河道輸砂能力乃搬運一定量土砂且能在淺灘橫斷面流動的河川能力。評估時常使用

以瓦特／平方公尺為單位進行標示的水流功率。水力功能章將有水流功率詳細說明。輸砂能力常以估算每秒搬運多少土砂經過河道斷面的率定曲線呈現，此曲線為相對於水流或水流功率之輸砂比率。圖8.2是輸砂率定曲線舉例，如下。

圖 8.2 正常情況下模組演算所呈現的輸砂率定曲線



來源: Michael Baker Corporation 授權轉貼

土砂搬運經過河道橫斷面的狀況可依其運動狀況區分為河床載搬運與懸浮載搬運。河床載主要由粗砂、礫石甚至卵石與巨礫等較大土砂顆粒構成，以滾動、滑動或跳動的方式沿河道運動。懸浮載則主要是隨水流運動的細沙、泥沙與黏土顆粒等。

測定方法

如前述，輸砂能力常以測定相對於流量或率定曲線之每秒搬運多少磅土砂之水流功率計算。通常做法是先計算計畫中正上方河段（即供給河段）的輸砂能力。輸砂能力也可只計算計畫河段部分。比較上述二者之數據，若計畫河段輸砂比率與供給河道相同，代表計畫河段處於輸砂運移平衡狀態。若計畫河段輸砂量大於供給河段，表示河床可能下切。反之，若計畫河段輸砂量小於供給河段，則河床可能上升。基本上供給河段輸砂量最好維持穩定，計畫河段才不會有河床上升或下降問題。但本方法也可在供給河段不穩定時應用，畢竟不管價值高低，輸砂目的在於搬運沉積負載物並注入計畫河段。問題在於，不穩定供給河段可能隨時間明顯變化。因此，供給河段注入計畫河段的土砂量也會改變。這就是最好選擇穩定河段下游河段實施復育理由之一。另一個複雜因素是，復

育規劃時可能會設定土砂堆積目標，而不希望該河段輸砂量變大。而且，河川計畫河道土砂供給量較少地區就不需要進行輸砂定量分析。圖6.2所列舉各種創新規劃方法係輸砂量評估方法改良版。

1. 電腦模型

有好幾種電腦模型可用來進行輸砂量定量。HEC-RAS 版4.1有一個輸砂專門用途，若能先開發計畫所需水力模型並取得河床質數據就能簡易操作。另一個選項SAMWin使用不同輸砂量公式，可簡易的進行橫斷面分析。本軟體指出以Copeland穩定曲線及其他方法（Thomas 等, 2002）為基礎的穩定橫斷面地形。更多有關SAMWin的資訊以及可自由下載的軟體與證明文件，參見chl.erdc.usace.army.mil/chl.aspx?p=s&a=SOFTWARE;2。

二維模型將更常被用以估算河道水力與輸砂量。兩種搭配水力與輸砂建模能力的市售2D模型如下。

RiverFLO-2D www.flo-2d.com/products

Mike 21 www.mikebydhi.com

2. FLOWSED 與 POWERSED模式

Rosgen（2006）開發以經驗為基礎、可估算輸砂量的軟體。方法是用標準化滿槽等級所量測到的搬運速率，開發無因次河床載與懸浮載之率定曲線。無因次率定曲線係針對計畫河段而開發，並且是可用做比較的相關河段。不穩定河川土砂供給量通常較大，可能形成較細的河床沉積物曲線。可比較這種變動與參考曲線，確認此變動是否明顯不同。

此方法已完成自動化操作並以FLOWSED與POWERSED模型（Rosgen, 2006）進一步發展。FLOWSED是可估算全年土砂供給與負載的模式，對比計畫河段復育成果與相關河段比較或復育前與復育後狀況而決定功能性輸砂量。FLOWSED也可將土砂供給代入POWERSED；POWERSED則可和FLOWSED共同決定河道穩定度。POWERSED有一個可計算輸砂量的水力分析。FLOWSED與POWERSED都納入RIVERMorph的軟體計畫（www.rivermorph.com）。

3. 礫石河床河川之河床載評估 (BAGS)

名為礫石河床的河川河床載評估 (BAGS) 簡易電子表格計畫係Pitlick等所開發 (2009)。BAGS以六種為礫石河床河床載搬運方程式說明河床輸砂狀況。Wilcock 等 (2009) 製作一套河床載評估入門手冊，相關BAGS實施方案可上網搜尋 www.stream.fs.fed.us/publications/bags.html。上述入門手冊可供想學更多有關河床輸砂過程基礎知識的人參考。

設計標準

輸砂能力與輸砂量係擬定輸砂區域河川復育計畫所需的最重要二項設計要素。輸砂區域是河川中某些受到來自上游河川或鄰近水源大量土砂沉積物的河段。選定作為計畫河段的河段須能搬運河道中的河床載，才能維持平衡。若實施復育計畫時，選擇類似源頭小溪流或市區河川這類並無明顯土砂供給的河段，輸砂能力與輸砂量分析不是那麼重要。

河川復育計畫若把輸砂能力計算當作設計與評估參數，可能比決定後復育功能還有用。若輸砂演算錯誤或設計結果有瑕疵，會明顯出現河川穩定性問題，而且也不需重新計算輸砂能力與輸砂量（即使演算能有助於瞭解為何該復育計畫河川無法正常搬運沉積負載物）。河床輸砂出各種問題狀況的指標現象包括開始淤砂（河床上升）以及河流溯源侵蝕（河床下切）。Hamman與Starr (2011) 設計了一個可用評估自然河道規劃是否具備正確輸砂分析之檢核表。該檢核表可自由下載：http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/wetlandsmitigation_index.cfm，搜尋其中的衝擊減輕之科技資源或www.stream-mechanics.com。

此外，Rosgen (2006) 提出以各種不同量化與質化方法來評估河床縱斷面穩定度之綜合方法。其他金字塔之中例如深度多樣性、淺瀨深潭占比以及河床橫向穩定性等參數可呈現正常輸砂成果，因此是較好的功能基準。若河道處於水砂平衡狀態，更可能形成適當河床構造，河岸也會有較低的侵蝕比率（相對於其他河段的比率）。

8.3 » 參數：大型樹木殘枝之搬運與堆積

說明

除了沉積物（沉積物）之外，河川也會搬運、堆積以及分解有機物。當然，這種類型的有機物及其搬運、堆積以及分解、崩解情況廣泛出現全美國各地，其中比率最高地點是森林茂密的水源溪流。樹木茂密的河岸森林緩衝帶會將包括樹葉、大型樹木殘枝（LWD）、

溶解的有機物、甚至動物屍體（Richardson等，2005）等各種類型的有機物質送進河川。包括原木、粗枝與整棵樹有時會在河道中被搬運或堆積，並常存在於洪氾區與洪水易發區（Wohl，2000）。

可歸類為LWD之最小尺寸的有機物，通常直徑只有十公分（Wohl，2000）。Davis等（2001）給LWD的定義是，樹枝一端直徑超過十公分而長度超過一公尺。LWD之尺寸無上限，因此也可能是一堆樹木殘枝，或整棵樹，或很多樹之堆積。河道搬運的顆粒狀木質有機物（POM樹葉、針狀或小片狀木頭等），因其可補充與搬運，可視為一種地形學（層級3）參數。然因POM分解速度比LWD更快，因此在有機分解過程中更適合當作物理化學（層級4）參數。差別在於LWD屬構造控制且經常是地形學評估的一部分；反之，POM的搬運與過程通常是生態學評估的一部分。因此，LWD的量測乃是有機物量測的一部分，所以放在理化學專章（層級4）。

大型樹木殘枝最常見於山區河川（Rosgen河川分類之A與B類），並會產生界面粗糙度與流動阻力之河床地形。此外，LWD會增加該地點河岸侵蝕及增加土砂供給，而有時產生大型樹木殘枝橫互整個河道寬度、阻塞河道水流斷面的情況。而且也會產生土砂與有機物堆積，提供更多魚類可躲藏空間並產生更多不同的基質（Wohl，2000）。因扮演這樣的角色，LWD對河床形狀、輸砂與河床穩定影響甚大，因而完全可成為金字塔層級3之參數。LWD同時也提供對於形成有機物很重要的結構（層級4—理化學功能），並有助於大型無脊椎動物與魚類活的更好（層級5—生物學）。

量測方法

越來越多文獻討論LWD在河川中所扮演角色及重要性。Montgomery等（2003）從全球與歷史的角度概觀木材在河川中所產生的地形學影響力。Abbe與Montgomery（1996）則描述美國西北部太平洋沿岸大型河流之中LWD堵塞，在河道水力學與水生生物棲地上所扮演的角色。Webster等（1999）則說明了美國東南部地區水域「Coweeta研究林」之LWD影響土砂輸送以及木材內部異土性物質分解狀況。

1. Wohl LWD 評估

Wohl等（2009）出版了一本建議表單手冊，可用來擬定更標準化的LWD量測所需參數與方法。該表單更適合應用在研究計畫相關之河川評估，而非河川復育。但如本書所指出的，其中很多參數能快速完成量測。但很不幸的，尚未有人使用這種方法完成研究做評估作業，而且特別是高流量河川也需建立相關河段資料庫，才能作為設定功能基準的基礎。不過，不久的未來可能可以取得相關資訊。Wohl等（2009）研發的參數與量

測方法表單可參見 stream.fs.fed.us/publications/documents/Stream.html。其中的層級1列出作者建議所有課題都應使用的衡量標準；層級2列出更適合運用於研究計畫的衡量標準。

2. 大型樹木殘枝指數 (LWDI)

隨著研究持續進化，Davis等（2001）提出一項同時可測定大型樹木殘枝指數（LWDI）之大型樹木殘枝（LWD）快速且簡單量測方法，這項技術能更有效用來比較計畫河段與相關河段LWD之功能。Davis等（2001）曾指出不同階段的LWD與其防砂壩體評估。階段1包含以河段長度或樣區為基礎，簡單計算一個河段內所有LWD、防砂壩體數目及標準化的數值，除了LWD與防砂壩總數之外，階段2包含不同河川大小之單一LWD碎片與其防砂壩體大小之比較，及其在河道不同位置LWD的整體穩定性。階段1與階段2所蒐集的數據可用來計算LWDI。Davis等（2001）也製作了可用來制定監測計畫以蒐集並評價數據之指引，其中大體上包含進行相關河川統計學比較之複數案例。

功能基準

許多河川復育計畫開始將LWD納入計畫。這部分在美國西北太平洋沿岸地區最流行。當地環保人士利用木材阻塞方式進行洪氾區連結性、深潭生物棲地及基質多樣性，及降低河岸侵蝕的復育工作（Abbe等，2003）。Rosgen（2010）也透過木材坡腳構造方式在自然河道設計規劃中使用更多木材。Harman（2004）指出根團與圓木覆蓋技術可增加曲流彎道凸岸木材。這些案例可作為之後木材結構穩定性、超過滿槽流量水流等之後續復育功能評估。

若要確認LWD在創造河岸形態多樣性、有機物與營養物調整及河道穩定性等整體功能，可使用LWDI指數。有發揮功能的河流大都和相關河段統計所得相同分數的LWDI。無功效河流則可能有統計學上明顯比相關河川更低的指數，而且沒有證據顯示這種河川因為沿著所研究河段或其上游並無緩衝帶而無法變成更發揮功能。統計上，處於風險操作狀態的河川會得到相對低的統計分數。不過，若能緩衝帶進行植栽或已建立植生綠帶、上游區域有木材供給，該河段仍能漸漸發揮功能（表8.2）。

表 8.2 大型樹木殘枝之功能基準

量測方法	功能性	風險操作	無功能
大型樹木殘枝指數 (LWDI)	計畫河段之LWDI等於相關河段之LWDI	計畫河段之LWDI不等於相關河段之LWDI，但有往該方向發展之趨勢	計畫河段之LWDI不等於相關河段之LWDI，而且有不往該方向發展之趨勢

8.4 » 參數：河道演化

功能

河道會在河川系統從一種狀態或河川類型轉變成新的狀態或河川類型時產生變化。Leopold (1994) 指出，河川系統乃是一種“沉積物搬運機器”。類似河川這樣的開放系統都會往兩個終極目標發展：(1)達成最低做功總量，(2)均勻耗能。達成平衡的河川系統便是這兩項目標得到平衡 (Leopold, 1994)。

河道演化可能是河道變成更穩定或更有效率形態的結果。河川復育工作常有這樣的現象，新的河道構造變成更穩定狀態。完成復育的河川能正常運作，因此可一直進化其功能。完成復育的蜿蜒河川，通常符合Rosgen定義、從C河川類型往E河川類型進化之標準。圖8.3與8.4有這種過程舉例。圖8.3是2002年拍攝的淺瀨照片，拍攝時間是工程結束及洪水滿槽事件後幾個月。注意右岸沉積物（照片左側）。圖8.4是該淺瀨2006年照片，植生已經更加穩定。

該河道2003年從原本滿槽寬深比14的C型河川到2007年變成滿槽寬深比9之E型河川，圖8.5是該淺瀨橫斷面，其右岸有沙洲與淺瀨斷面之間淤積物所形成的自然堤岸。沿左岸出現坡趾侵蝕，但即使如此，淺瀨仍朝正面方向進化，滿槽寬深比逐漸降低，BHR維持接近1.0。

河道演化也可能是河川或水域擾動的結果。若流功率總和變動（如坡降、流量改變）或河川做功變動（如土砂供應量改變），河川平衡可能受干擾而使河道開始演化，進入新的型態。最初指出這種關係的是Lane (1955)。Lane的圖表指出，因沉積物累積而改變的沉積物量體，和受坡降影響而改變的河水流量成正比（圖8.6）。

圖 8.3 完成復育的淺瀨 2002



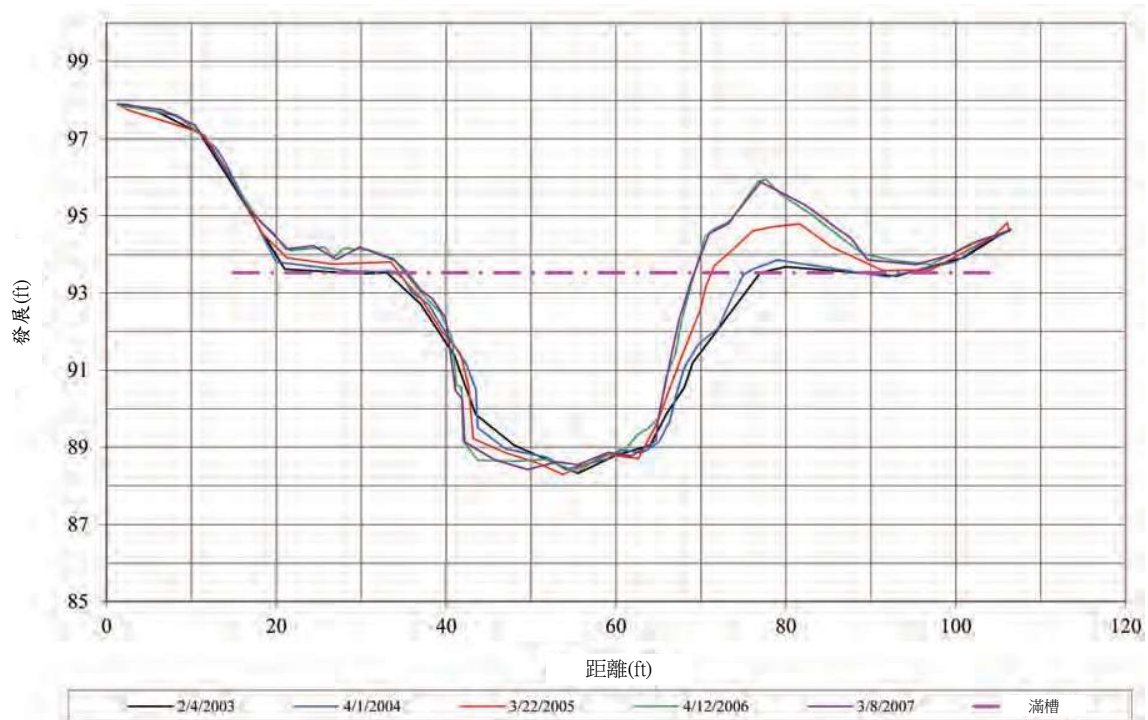
取材自：Michael Baker Corporation 授權轉貼

圖 8.4 完成復育的淺瀨 2006



取材自：Michael Baker Corporation 授權轉貼

圖 8.5 淺瀨橫斷面2003到2007年的發展



取材自：Michael Baker Corporation與Wildland Hydrology授權轉貼

受干擾的河川常被觀察到一系列的物理調整作用（河道演化）。河道干擾可能是，為擴增河川流量而實施河川渠道化的結果。移除河岸植生或其他改變而不利於河川穩定性。市區與農業地帶環境都可能出現這類干擾。已經有人開發出許多種可用來呈現這種河川物理調整過程的模型。

河道演化階段會傳達河道系統所承受壓力以及河川河道反應之重要訊息。河溪復育計畫通常有穩定河川系統的終極目標，例如達成系統平衡。為預防或解決河道目前發展階段遭遇之穩定性問題，須先瞭解河道承受了怎樣的壓力。

量測方法

瞭解河道演化狀況有助於地形評估、設定復育目標以及計畫評鑑等工作的進行。河道演化狀況之地形評估階段，可用來確認該河段往穩定還是不穩定的方向進行。這樣的確認可協助建立更好的目標。往穩定階段發展的河川（處於發展的較後期階段），復育目標可設定被動些。

圖 8.6 LANE'S簡圖的圖面示意

左邊是粒徑大小與河川載，右邊是流量與坡降（水力）。若這些參數改變，常會影響河床演化。例如，河床疏浚造成河槽比降提高，通常會導致河床降低。



取自: Michael Baker Corporation授權轉貼

較被動的復育方法，常包括改變土地使用管理或單純重建較寬闊的河岸森林緩衝帶。若河川處於穩定狀態但已出現不穩定訊號（河道演化較早期階段），如出現河川溯源侵蝕之早期徵兆，復育目標可能得設定為簡單穩住溯源侵蝕地點，避免上游出現更大破壞。已受干擾或持續往不穩定狀態發展、需要許多年調整才能達成平衡的河段，通常須設定全面的河川復育目標。復育後的河道演化有助於瞭解復育後河川從新的結構狀態往相關狀態之發展情形例如從C階段逐漸往E階段發展。

若是往穩定階段發展的河川
（處於演化的較後期階段），
復育目標可以設定被動些。

河道演進程度可用Simon的河道演化模型或Rosgen河川類型演進情境進行評估。這兩種方法都有包含河川的現況評估與其演替終點推估。

1. Simon的河道演化模型

Simon (1989) 提出的河道演化模型 (圖8.7) 將河道演化區分成六個階段，包含：

1. 蜿蜒狀態、尚未整治
2. 完成疏浚 (渠道化)
3. 河道下降
4. 河道下降且變寬
5. 河道上升且變寬
6. 近乎平衡狀態

河道演化係由原先妥善連結沖積平原之穩定河川受干擾而開始。干擾通常是河川水力急遽變大所致，造成常見的河槽刷深、河床下降 (Lane, 1955)。河道刷深最終將導致河岸過陡。當突破臨界河岸高度，就會整個河岸開始崩塌。河道持續刷深與變寬形成向源侵蝕。最後整個河床坡度降低，河岸侵蝕所產生土砂開始填補河道 (河床上升)。這些沉積物層開始形成新的低流河道。河川演替的最後過程，穩定的河川地貌越來越像

設定全面的河川復育目

標是必要的，在已受干

擾或持續往不穩定狀態

發展、需要許多年調整

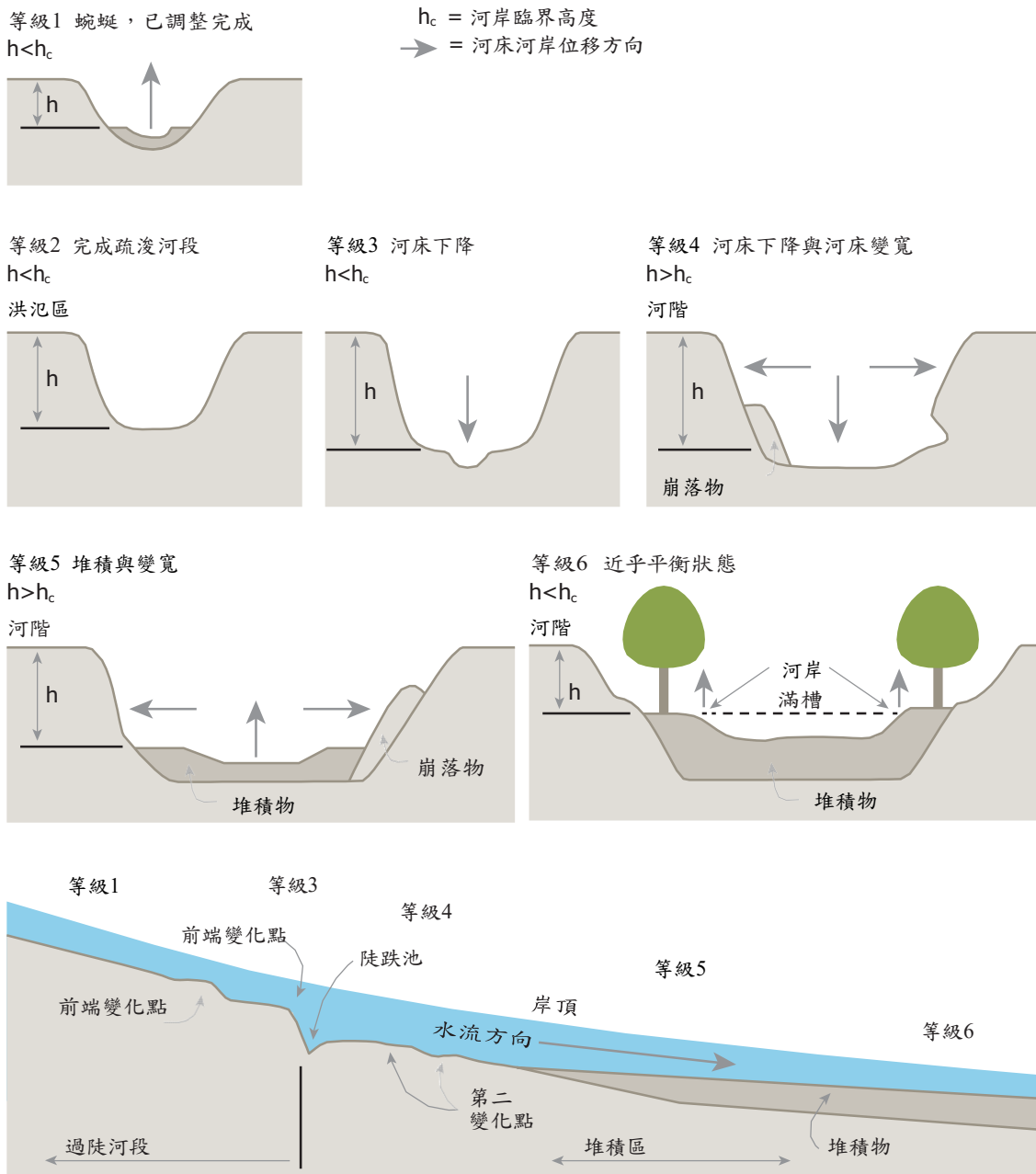
才能達成平衡的河段。

有沉積沖積層的未受干擾河道。這種新河道海拔高度低於其最初狀況，且位於沖積物質構成的新沖積平原 (FISRWG, 1998)。

河道演化判定第一步驟可實施河道現況定位。其中包括以類似形態學指標決定河道縱向與橫向穩定度，並以Rosgen (2006) 所指出之方法，概略實施推移質演算。接著可採用Simon河道演化階段模型。例如，剛疏浚完的河川相當於Simon模型階段2。若完成疏

浚的河川觀察到活動向源侵蝕，代表有縱向不穩定問題，就變成相當於Simon模型階段3。若BHRs (河段寬深比) 很高，代表河道刷深，該河川可能會因為地下水位下降導致河岸靜水孔隙壓改變而開始出現的循環性河岸整片崩塌。這將導致河岸變寬，此時的河川變成相當於Simon模型第4階段。階段4也是一種寬深比增加狀況。當河川持續變寬，比降就會因為河床下切而降低，河道失去搬運其所承受土砂之能力。新沙洲與橫貫沙洲這類沉積構造開始發展之後，水流會開始衝擊河岸導致河岸侵蝕或變寬。這便是Simon模型第5階段。

圖 8.7 SIMON 河道演化模型



取自: FISRWG(1998)與 Simon (1989)改編版

使用Simon河道演化模型的費力與複雜程度，依定量或定性評估而異。有經驗的實務工作者能目視就看出河川目前之演化階段，“快速”且“簡單”。反之，立刻實施現地調查，費力與複雜程度會提高到中等（附錄Ac）。

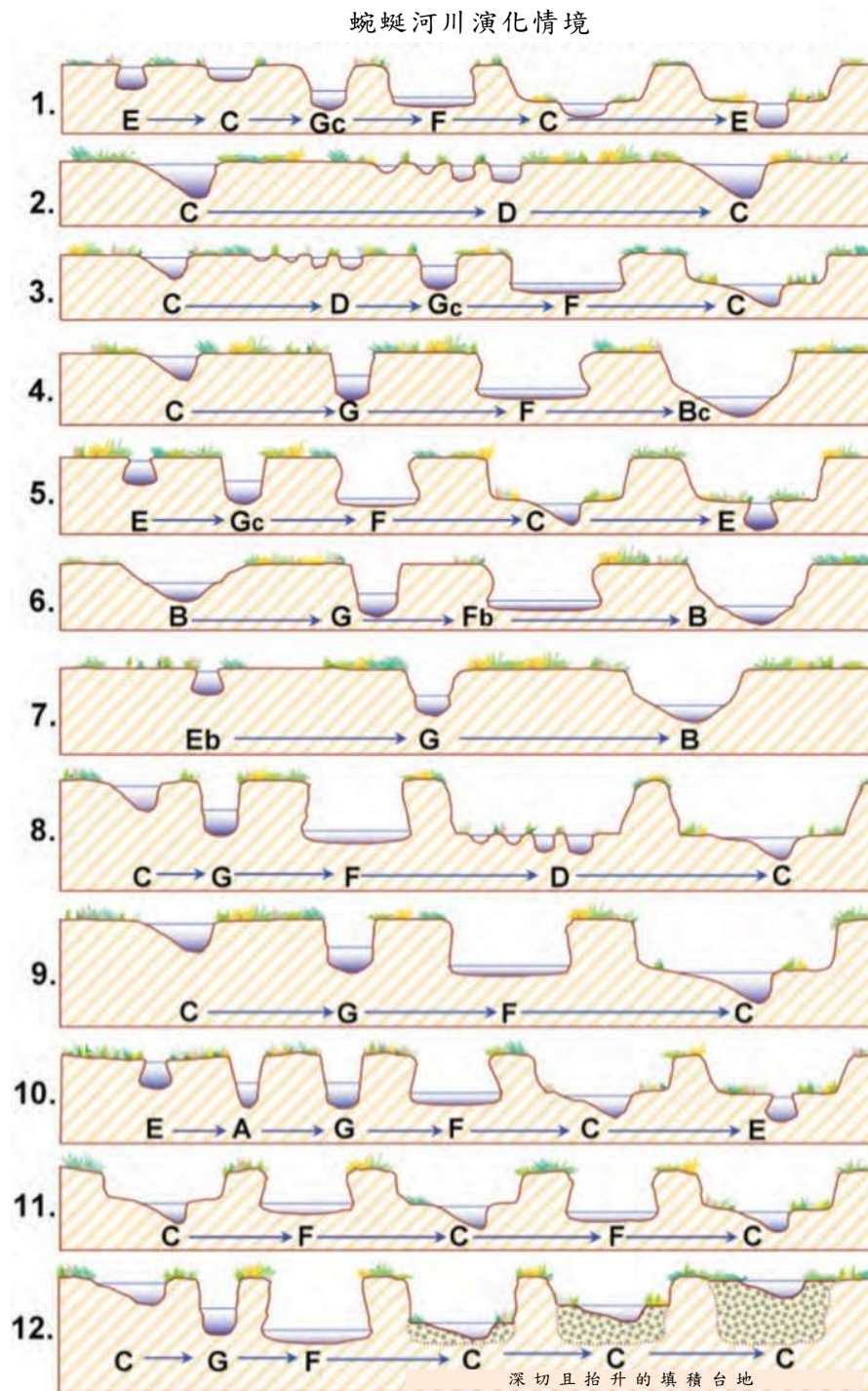
2. Rosgen 各種類型河川的演化情境

Rosgen（2006）用不同類型河川來說明河道演化。他進行全美國各地河川發展變化調查，指出河川發展有不同九種演替情境（2006）。該研究成果出版後，Rosgen又增加到總數達十二種、如圖8.8（Rosgen，2010，個人社群網站）所示情境。其中，情境5最接近Simon（1989）的方法。

Rosgen（1994）這種確認河道發展進程的方法，第一階段得先實施河道分級。確認河川類型後，觀察者應進一步依河谷屬性，確認哪類天然形成河川。須知這種河川自然穩定形態可讓河川產生從起點一直到終點持續發展的潛力。

接下來確認河道發展的下一個步驟是，河川是否已在其發展終點或仍在發展階段。形態學指標可提供縱斷面、橫斷面或兩者都不穩定的線索。這些地形形態特徵有目前存在或不存在的、有類似向源侵蝕或沉積沙洲、及出現河岸侵蝕地點等，如河岸比高、河岸下切比與寬深比地形學河道等地形測量；這些指標可深入觀察河道處於上升或下降狀態。類似觀察可用來和輸砂力演算比較，而確認滿槽流（平岸流）是否有足夠水力挾帶、輸送流域內沉積物，若這部分水流有相當強水力就能讓整個河床的水都流動起來。Rosgen（2006）提供詳細評估方法，其中有可確認河道穩定度、根據地形學開發的系列備忘單。取得地形學與穩定數據，就可從圖8.8十二種情境選出正確發展結果。有經驗的實務工作者可以目視進行上述確認，快速完成。當然也可實施現場量測，但費力與複雜程度會增加到中等（附錄Ac）。

圖 8.8 ROSGEN 各類型河川演化情境模式



引自: *Wildland Hydrology* 授權轉貼

功能基準

河道演化係一綜合呈現之基準，非單一參數。乃彙整多種相互影響參數與發展過程、與大多數參數不同的功能基準所得。例如，有的人針對水利與地形學範疇，主張只使用

河道演化係一綜合呈現之基準，非單一參數。乃彙整多種相互影響參數與發展過程、與大多數參數不同的功能基準所得。例如，有的人針對水利與地形學範疇，主張只使用河川演化做為功能基準。例如，Rosgen 河川類型便是有用且符合功能基準。但這項作法嚴重遭遇挫折，原因是只靠河川類型無法提供穩定度與功能能力資訊。

河川演替做為功能基準。例如，Rosgen 河川類型便是有用且符合功能基準。但這項作法嚴重遭遇挫折，原因是只靠河川類型無法提供穩定度與功能能力資訊。很多C與E河川類型屬風險運作或無功能。應記住，一條河道可能河岸比高達1.8、嚴重深切，但仍能歸類為C或E。

將河道演化列為重要參數，係因能呈現現行河道狀況及河道能隨時間而變化等。聯邦補償規則建議，應依據相關河段之河流數據制定功能基準。原因之一是這樣做能顯示穩定存在且發揮功能的河川所具備之自然變化範圍。該規則也指出，為能早期確認潛在問題並採取適應性管理，功能基準應設定水資源開發過程的各個預定階段。例如，很多計劃乃是以C河川類型進行設計或擬定。但隨著時間改變，河道可能演變成為E河川類型。如此河川演化現象代表河川往更高功能

等級發展。完成復育的河道有的是依據C河川類型進行規劃，卻開始往Gc河川類型演化，代表往不穩定且功能喪失負面發展。這樣的計劃可能需要立刻予以關切。

表8.3與8.4彙整各種量測方法所需不同階段及這些階段是否發揮功能、風險運作或無作用。(→)代表河道類型由前者往後者轉變。例如，C→Gc 代表目前河川並往 Gc 河川類型發展。本表可做為地形學評估實地、目標設定與河川復育計劃評估之輔助。

表 8.3 依ROSGEN河川類型演化階段之效能衡量

演化階段

量測方法	功能	功能風險	無功能
Rosgen河川分類演化情境			
1. E→C→Gc→F→C→E	E, C	C→Gc and F→C	Gc, F
2. C→D→C	C	C→D and D→C	D
3. C→D→Gc→F→C	C	C→D and F→C	D, Gc, F
4. C→G→F→Bc	C, Bc	C→G and F→Bc	G, F
5. E→Gc→F→C→E	E, C	E→Gc and F→C	Gc, F
6. B→G→Fb→B	B	B→G and Fb→B	G, Fb
7. Eb→G→B	Eb, B	Eb→G and G→B	G
8. C→G→F→D→C	C	C→G and D→C	G, F, D
9. C→G→F→C	C	C→G and F→C	G, F
10. E→A→G→F→C→E	E	E→A and F→C	A, G, F
11. C→F→C→F→C	First and last C	C→F	F
12. C→G→F→C→C→C	First and last C	C→G and C→C	G, F, Fourth C

表 8.4 依Simon河道演化階段之效能衡量

Simon (1989) 河段演變模型階段			
	功能	功能風險	無功能
1. 蜿蜒，已調整	✓		
2. 疏浚			✓
3. 河道刷深			✓
4. 河道刷深變寬			✓
5. 河道淤高變寬		✓*	
6. 半平衡	✓		

* 後期河川開始形成低海拔新洪氾區的Simon模型第5階段才屬風險運作

除了上述列表的功能基準之外，表8.5可用來說明河川類型改變對於棲地參數的影響效果。這些Rosgen所提出之參數與金字塔上所列參數並無直接關聯。本表是Rosgen（2010，於個人社群媒體）所提出，目的是說明河川類型改變之不同（參數）反應。往上的箭頭代表改善，

往下的箭頭代表功能降低，橫向箭頭則是無改變。綠色塗黑代表這二種河川類型之演替屬正面或以功能基準術語來說屬於風險運作。當他們往C或E河川類型演替，就會發揮功能。

表 8.5 河川類型改變之棲地參數效能

變化	C→G	G→F	C→D	F→C	C→E
河面遮蔭	↓	↓	↓	↑	↑
高空遮蔭	↓	↓	↓	↑	↑
基質成分	↑	↓	↓	↑	↑
深潭品質	↓	↓	↓	↑	↑
產生遮蔭的速度	↓	↓	↓	↑	↑
氣溫調節能力	→	↑	↑	↓	↓
含氧量	→	↓	↓	↑	↑
大型無脊椎動物	↓	↓	↓	↑	↑
魚蝦棲地	↓	↓	↓	↑	↑
多樣性	↓	↓	↓	↑	↑
魚類群聚	↓	↑	↑	↑	↑
生物完整性指數(IBM)分數	↓	↓	↓	↑	↑

引自: Wildland Hydrology 授權轉貼

8.5 » 參數：河岸移動／側向穩定性

說明

河川側移通常會發生在河溪通過沖積河谷時。沖積平原河道偏移乃是彎曲河段凹岸側沖蝕及後續凸岸淤積或產生沙洲的結果，掌握河岸移動與側向穩定度需先瞭解河川系統之能量消耗。河溪為等高線高度與降水（水循環）持續提供潛在能量來源所形成之開放系統。雨水與海拔高度所提供之潛在能量轉換成坡面水流動能。這些動能會攜帶土砂往下游流動（輸砂）並攪動、沖蝕河道或磨擦河道邊緣。沖積河谷的邊緣位置（河岸材料）容易被沖蝕而形成彎曲河道並繼續產生河道侵蝕，直到河川達成能量平均擴散、完成其最小可能做功量之平坦形狀（Leopold, 1994）。一旦達成河道平衡，河川會繼續產生河道移動，但會在沙洲地點堆積物質而維持滿槽橫斷面區域。

河岸移動與橫向穩定度乃河岸堆積物與河岸植生覆蓋所具有功能之一，同時也會有河川內的流水沖蝕力作用在其上。原因是岸積物與植生覆蓋會像剪應力那樣阻擋流水沖蝕力。裸露河岸主要是由土砂構成，這可能比茂密植生之黏質土河岸更容易被侵蝕。除此之外，有些河川類型原本比其他河川類型更容易產生河岸侵蝕作用。A類與B類河川因為有較狹窄的河谷與陡峭斷面、經常有河川塊石與崩積層維持穩定，因此不太有可能產生極端的河岸移動。類型C與E的河川本身自然蜿蜒，實際上就是蜿蜒河道在沖積平原上橫移，因此容易出現河岸側向移動。河川類型F與G則因河道下切，容易產生河岸侵蝕。這兩種河川類型若前面是C或E類河川(見河道演化章)這種擾動系統，其河岸侵蝕可能非常嚴重但若出現在河道中有河川塊石的峽谷，則可能相當穩定。Rosgen (1994) 以圖表(表8.6)說明這種橫向調整與恢復潛力之河道敏感性。在此，河道恢復潛力代表(在無人為干擾情況下)河川恢復橫向穩定之能力。

表 Rosgen (1994)

說明各種類型河川之擾動敏感度、河川恢復潛力、土砂供給典型狀況、河岸侵蝕潛勢以及河岸植生對河岸穩固之影響。

河川類型	河川對擾動的敏感度	河川恢復潛力	土砂供給	河岸侵蝕潛勢	良好植生之影響力
A1	很低	非常好	很少	很低	極小
A2	很低	非常好	很少	很低	極小
A3	很高	很差	很多	很高	極小
A4	非常高	很差	很多	很高	極小
A5	非常高	很差	很多	很高	極小
A6	高	差	多	高	極小
B1	很低	非常好	很少	很低	極小
B2	很低	非常好	很少	很低	極小
B3	低	非常好	少	低	普通
B4	普通	非常好	普通	低	普通
B5	普通	非常好	普通	普通	普通
B6	普通	非常好	普通	低	普通
C1	低	很好	很少	低	普通
C2	低	很好	少	低	普通
C3	普通	可	普通	普通	很大
C4	很高	可	多	很高	很大
C5	很高	還好	很多	很高	很大
C6	很高	可	多	高	很大

表 8.6 Rosgen (1994) (CONT.)

說明各種類型河川之擾動敏感度、河川恢復潛力、土砂供給典型狀況、河岸侵蝕潛勢以及河岸植生對河岸穩固之影響。

河川類型	河川對擾動的敏感度	河川恢復潛力	土砂供給	河岸侵蝕潛勢	良好植生之影響力
D3 D4 D5 D6	很高 很高 很高 高	差 差 差 差	很多 很多 很多 多	很高 很高 很高 高	普通 普通 普通 普通
Da4 DA5 DA6	普通 普通 普通	可以 可以 可以	很少 少 很少	低 低 很低	很大 很大 很大
E3 E4 E5 E6	高 很高 很高 很高	可以 可以 可以 可以	少 普通 普通 少	普通 高 高 普通	很大 很大 很大 很大
F1 F2 F3 F4 F5 F6	低 低 普通 非常高 很高 很高	還好 還好 差 差 差 還好	少 普通 很多 很多 很多 多	普通 普通 很高 很高 很高 很高	小 小 普通 普通 普通 普通
G1 G2 G3 G4 G5 G6	低 普通 很高 非常高 非常高 很高	可以 還好 差 很差 很差 差	少 普通 很多 很多 很多 多	低 普通 很高 很高 很高 高	小 小 大 大 大 大

a 包含水流強度與時間以及／或土砂變多等的增加

b 假定一度造成不穩定的自然補償已經完成校正

c 包含來自河川上游源頭以及／或來自相鄰斜坡的懸浮載與河床載

d 影響寬深比與穩定的植生

量測方法

河岸移動有許多種量測方法，有的快又簡單，有的難又複雜。本書提供從簡單的航空攝影照片說明到複雜電腦模型案例。這些量測方法都以簡單到複雜、漸進的方式列表。

1. 蜿蜒寬度比

蜿蜒寬度比乃河川帶寬除以河川滿槽寬度所得到的比率。帶寬是從曲流彎道頂點到下一個曲流彎道、與河谷跌水線垂直所量測到的距離（圖8.9）。比較不同河川之帶寬可以發現，帶寬乃是除以滿槽寬度所形成的無因次比率。蜿蜒河川之最小蜿蜒寬度比（C與E河川類型）介於3.0與3.5之間；這樣的比率才能產生，亦即蜿蜒河川與非蜿蜒河川最常見的至少1.2蜿蜒度（Rosgen, 1996；Leopold與Wolman, 1957）。直線河川若兩岸都受到侵蝕而調整其河川形態，滿槽寬（航空測量取得）能增加保守估計3.5，此時就可估算所可能產生的側蝕量。

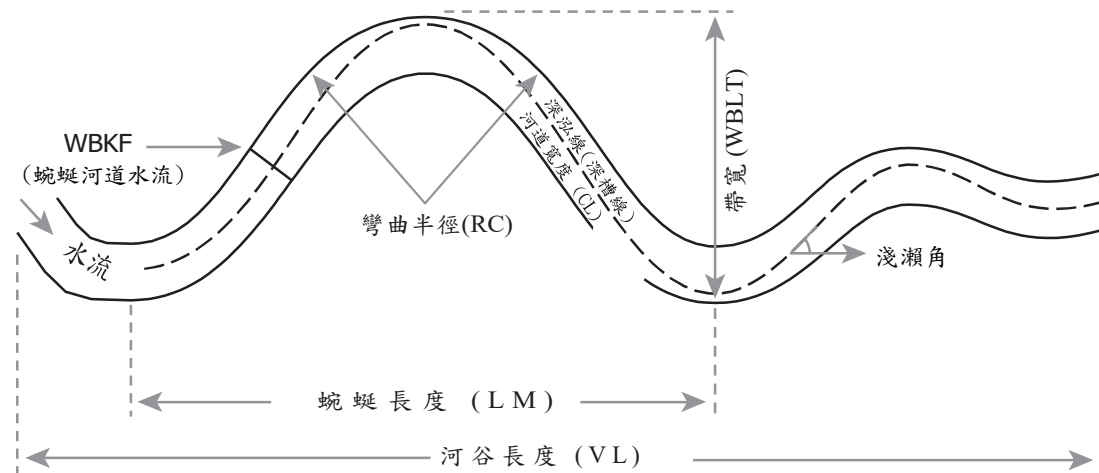
現行工程計畫、等高線地圖與航空照片都能很快用來進行蜿蜒寬度比測量。與其他量測方法不同，航空攝影能瞭解橫向穩定度及地區性短期河岸侵蝕狀況，可用於決定長期架構與較大距離的河川橫向穩定度。歷史航空影像則能與目前的影像套疊，確認不同日期照片時間點之間發生的河川側移程度。數位正色攝影則通常可向地方或州政府採購，而且越來越多網站提供未經地理校正之免費照片。

以航空攝影決定河川橫向穩定度有其優點。主要是成本相對低廉且不費時。航空攝影能宏觀看出河道在整個沖積平原的位置，並看出在過去一段時間河道移動快或慢、以及類似濫伐這種地區性或整個流域的干擾狀況是否與河道移動狀況改變有關。航空攝影有其限制，只能提供平面角度的資訊，因此若無河岸高度空照圖判釋或更先進的航空照片判釋技術，就無法計算土砂沖蝕量，搭配相關河段調查而實施之航空照片分析可用來決定不穩定河川類型C或E之最大帶寬。

2. BEHI/NBS

Rosgen河岸沖蝕災害指數（BEHI）與近岸應力（NBS）率定方法可用來估計河道一整年的側向侵蝕與移動量。實施時需包括蒐集相對簡單的量測方法以及河岸覆蓋、根群深度、河道構成與河岸坡度等河岸目視觀察；如此才能完成由非常低到非常高的BEHI率定。包括水面坡度、速度向量方向及其他方法所完成河道水流特徵之觀察，可用來估算可能從非常低到非常大的NBS風險指數。這些指數搭配使用當地正確的河岸侵蝕率定曲線，算出每一年河岸侵蝕的預估年線性尺數。Rosgen（2009）有這種做法的詳細說明。BEHI/NBS評估可在實務工作者不實施每個河岸定量測量的情況下以一般勞力

圖 8.9 含蜿蜒寬度在內的河川形態與蜿蜒比率



河道類型計算
彎曲半徑 / 淺瀨寬 (RC / WBKF)
蜿蜒長 / 淺瀨寬 (LM / WBKF)
蜿蜒寬度比 (MWR = WBLT / WBKF)
蜿蜒度 (K) = 河道長度 (CL) / 河谷長度 (VL)

水準完成，但最好還是實施定期測量之定性預測，也方便校準。若實務工作者使用岸樁與橫斷面（如下）算出BEHI/NBS曲線，會變成比較費力（附錄Ac）。

3. 岸樁

另一種量測側向穩定度或河岸侵蝕／移動的方法是設置岸樁。岸樁係將不鏽鋼長杆（鋼筋）齊平設在河岸上。岸樁以固定間距從坡趾到坡頂埋入。每次到現場進行觀測，測量鋼筋裸露長度並搭配樁與樁距離，算出岸積物流失面積。

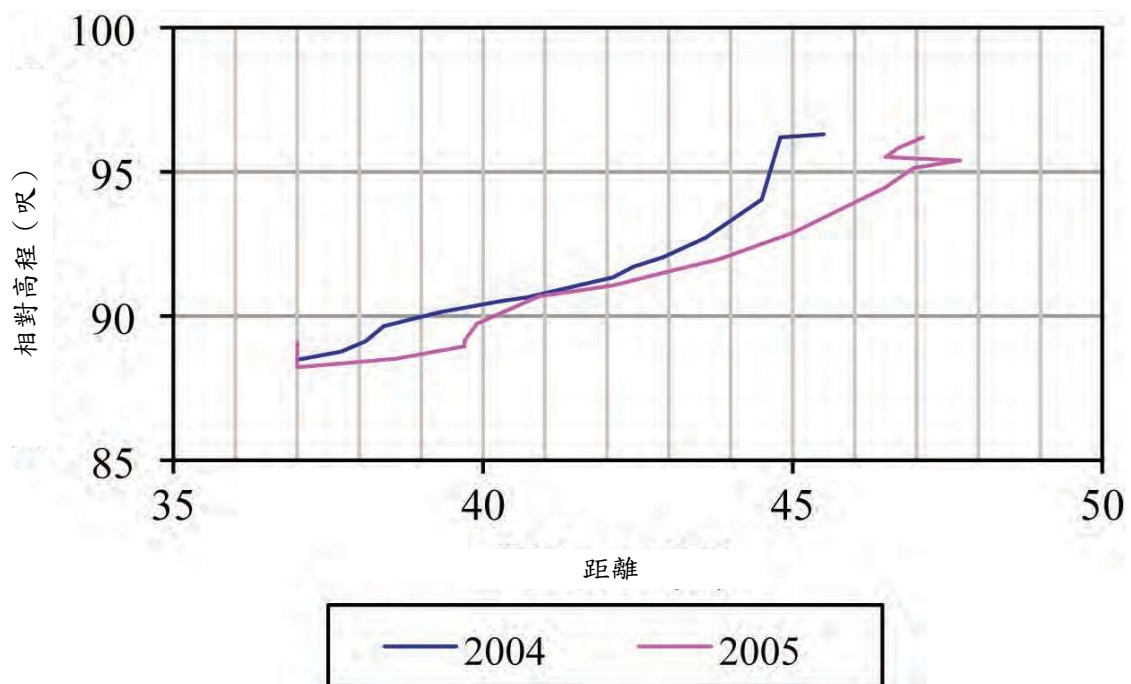
以岸樁實施每年一次的河岸侵蝕監測耗費成本與時間較少，相當划算。但可惜這種方法所瞭解侵蝕河岸資訊並無法掌握發展中的沙洲狀況（若有形成沙洲的話）。當然也可實施發展中沙洲目視觀測，但很難確認侵蝕與淤積是否已達成平衡，以及即使受侵蝕，河道能否維持其規模。更多岸樁的資訊見Harrelson等（1994）。

4. 河岸斷面

河岸斷面會顯示某些特定河岸之橫向穩定度及河岸侵蝕相關之詳細資訊。這些斷面設置，如河川橫斷面調查（如下），討論到的設置耐久性河川橫斷面標記，以及耐久性河川坡趾樁標，這種坡趾樁應設在研究標的河岸坡趾，確保每次都可相同地點量測河岸斷面。河岸調查實施地點固定，每次都一樣。Rosgen（2009）指出可顯示變化中的河岸斷面細部指標。

較有效的河岸斷面調查方法並非設置測量岸樁，而是更精準量測侵蝕導致多少岸積物喪失之相關資訊。河岸斷面量測實際上並不會對河岸造成干擾，而是設置岸樁得將鐵桿打進河岸。但有些專家學者認為，打進河岸的岸樁不僅危害河岸完整性，而且可能在河岸未受干擾的情況下實際上發生更多的侵蝕。

圖 8.10 兩種河岸斷面套疊（WATTS BRANCH）



在每間隔一年的接近同一天實施調查。注意，2005年的河岸斷面呈現河岸頂端懸垂而突出（懸空）狀況。河岸斷面比河床斷面更容易量測到河岸懸垂與淘刷狀況。

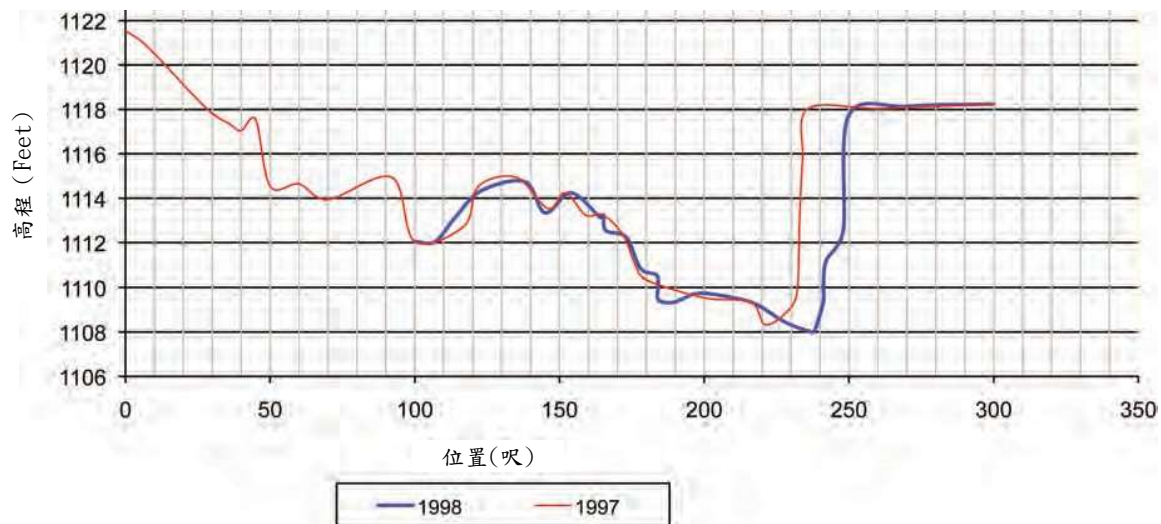
引自：聯邦魚類與野生動物保護局授權轉貼

圖8.10係相同地點、不同時間測得的二項數據圖形套疊結果。此圖顯示介於二曲線之間所算出來的差分除以河岸高度，可得到1.4呎之橫向側向侵蝕率。若要測量該地點每年河岸沖蝕總量，河岸側向侵蝕率會因代表斷面的河岸高度與長度而變大。

5. 河道斷面調查

河岸穩定度與河岸沖蝕／遷移也能以河道橫斷面調查方式測得並進行監測。河道斷面可利用每次都確定在相同地點反覆針對一個斷面、標示調查的起點與終點並設置永久性標記的方式予以確認。不同年份所測得的橫斷面套疊起來就能看出河岸移動距離。與岸樁及河岸斷面不同，河道斷面可呈現河床與對岸之狀況，看出整個河道斷面是否有沉積或侵蝕狀況。這也非常有助於判斷河道側向侵蝕是否為活躍且動態之穩定結果，或者是河川不再平衡的結果。而且由此也能看出該橫斷面區域內是否有斷面內側沖蝕以及／或堆積所形成斷面寬度與深度之改變。這樣就能進一步看出河岸遷移是否為自然移動過程或者是河川不平衡的結果。Harrelson等（1994）與Rosgen（2009）提供了一些實地進行河川橫斷面調查的詳細數據。圖8.11是間隔一年相同地點二次橫斷面量測的案例。套疊結果顯示，右側河岸嚴重侵蝕15英尺。河心沙洲則保持原狀，代表滿槽河道寬與河道橫斷面區域擴張中。

圖 8.11 侵蝕河岸之橫斷面調查



引自：北卡羅來納州立大學河川復育計畫

6. 河岸穩定度與河岸坡趾侵蝕模型

Andrew Simon與Eddy Langendoen（2006）開發出一套電腦模型，即依出現張（力）裂隙水平層、逆衝斷層、薄岩層或懸臂破壞情形來估算河岸破壞潛勢或橫向穩定度。這套模型需輸入包括不同土壤層與斷面、地下水層與河川水位、河岸斷面以及河岸植生狀況等河岸相關詳細資料，然後便能產出與河岸破壞潛勢一致的安全因子。因需蒐集相當數量的資料輸入電腦，成為估算河岸橫向穩定度最複雜方法之一。

功能基準

從河岸移動或橫向穩定度的角度判定河川是否發揮功能的臨界值，須把河道類型與河道演化階段納入考量。一般而言，最好與已知相關穩定河段狀況實地觀察比較。有很多可測量河岸橫向穩定度的方法，因此，通用的功能基準可能會因為個別量測方法而失效。以下提供的功能基準最主要適用於Bc、C、E、F與Gc河川類型。

1. 蜿蜒寬度比 (MWR)

蜿蜒寬度比（MWR）如上述可從河岸橫向穩定的角度判定河道是否發揮功能。每種河川類型都有其相關河道調查所確認的容許MWRs區間，航空攝影所確認的MWRs可用來和已知相關穩定河流之河段區間比較，確立該河川是否發揮功能。表8.7是C與E類河川的典型比率。

包含營造新河道在內的河川復育計畫所需最小MWR臨界值是3.0到3.5。施作MWR低於3.0的C或E類河川會有較高河岸侵蝕與河段寬度穩定問題。這些案例河川復育工作者努力將蜿蜒河道框在束縮河川廊道內。河道束縮通常是能否取得足夠土地而非地質控制所導致的結果。這些河川基本上蜿蜒度都小於1.2且分類上不屬蜿蜒河川。結果，造成河川開始藉由曲流帶凹岸拉直延伸到下一個河岸侵蝕沙洲之情形。這種風險運作範疇的MWR區間通常3.0到3.5，此範圍內最容易達成蜿蜒度1.2。例如，W/D比小於12經常能在MWR 3.0的情況下達到最小蜿蜒度1.2。MWR達3.5才能列為高

包含營造新河道在內的河川復育
計畫所需最小MWR臨界值是
3.0到3.5。施作MWR低於3.0的
C或E類河川會有較高河岸侵蝕
與河段寬度穩定問題。

W/D比河川。基本上MWRs越高代表功能越強（有更長的淺灘以及長度更長的河川），只要蜿蜒程度不要使河川坡度降低到導致河道淤高即可。

2. 橫向侵蝕 (BEHI/NBS)

BEHI與NBS評分可用來當作判定河川屬正常發揮功能、風險運作或是無功能之臨界值。不過大範圍河岸侵蝕評估有助於從河岸穩定度的角度判定河川功能大致狀況。例如，一棵大樹掉進河中可能造成河岸不穩定，此時若BEHI分數升高並達到極高的NBS分數，可能使該河岸變成“無功能”。但若有寬度足夠的緩衝帶且此不穩定河岸上下游河段植生覆蓋良好，河岸侵蝕狀況可能不會惡化。由於整個河段都處於穩定且正常發揮功能狀態，很可能不久就會恢復健康。但若未建立足夠緩衝帶，很可能該河岸會在穩定之前長期侵蝕，該河段很大部分處於不穩定狀態可能導致該河流改列為需調整的不穩定河川類。

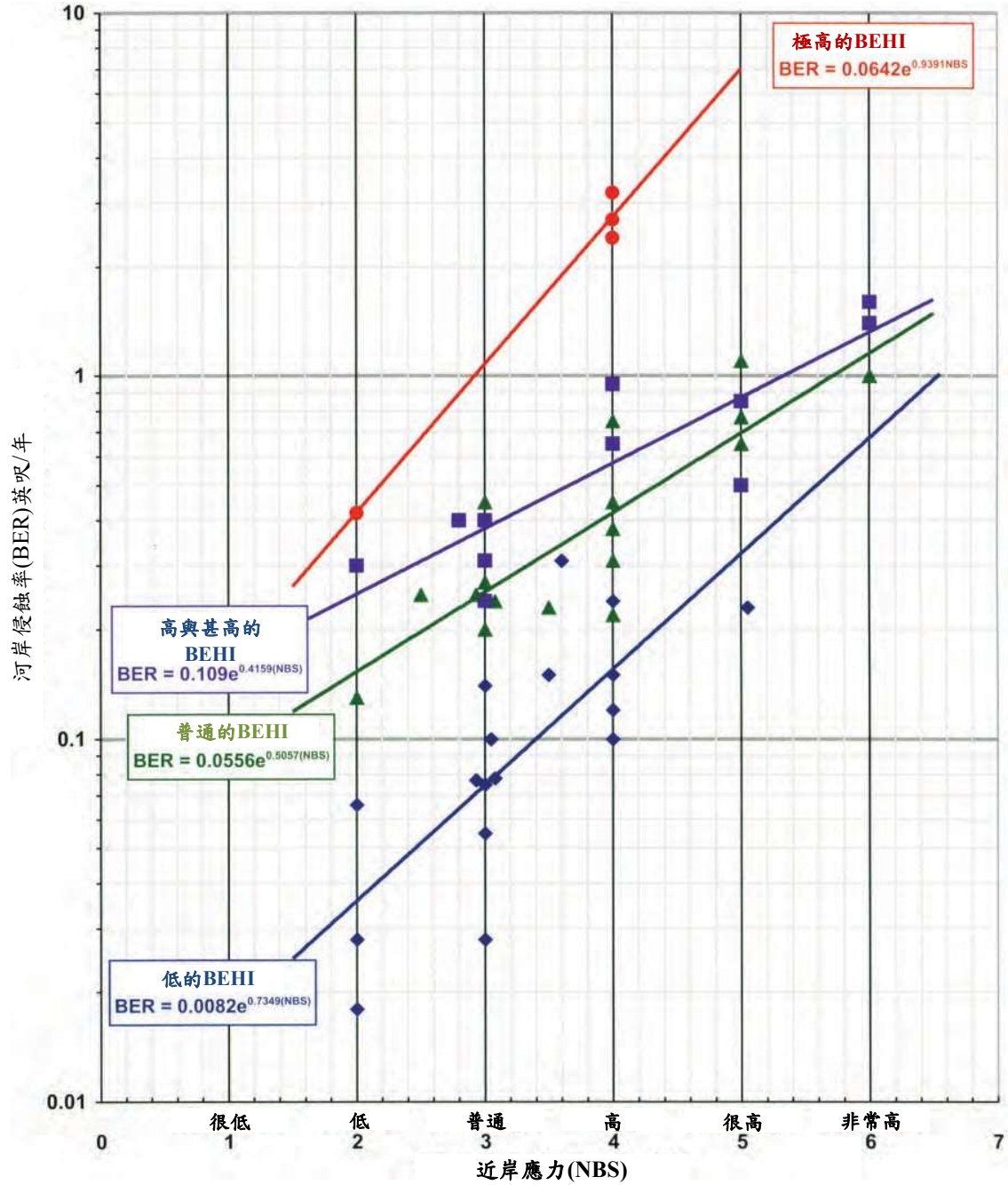
表8.7之臨界值係Rosgen（2001）依據沖蝕比率曲線彙整結果所提供之數據。該曲線是在科羅拉多河研究（表8.12）所建立，這些範圍可依據各不同地方所開發的曲線加以修改。Rivermorph（溪流資料分析）套裝軟體則提供了美國其他地區的河川侵蝕率曲線。

表8.7之中的BEHI類／曲線成列，NBS率則各有其正常發揮功能、風險運作與無功能之欄位。圖8.12所顯示之科羅拉多河侵蝕率曲線可用來當作判定河川是否發揮功能的基準。大體上若其彎曲指數低於0.1英尺／年，代表正常發揮功能。侵蝕率掉到0.1與0.5英尺／年，劃入風險運作類。若數字高於0.5，則歸於無功能類。有些曲線偏離其依據曲流比降及其與其他曲流的關係所設定之範圍，此曲線只能當作一種基準。另外，這種分級可比較局部整治過的曲流及其與相關河段資料而加以修改。

3. 橫向侵蝕（河岸斷面）

河岸斷面可提供河川每年侵蝕多少呎之實測值。因此，只要能取得包含降雨滿槽發生事件在內代表各種不同氣候條件的數年資料，就可依據這些量測成果開發出功能基準。開發功能基準可參考其他相關河川的功能分級，河岸侵蝕屬普通狀況的列為風險運作，屬侵蝕嚴重的列為無功能。這些分級用來和計畫河川侵蝕比率做比較，可估算該計畫河川功能性功能高低。代表性河川功能分級方法有風險運作與無功能，如表8.7所示。這些分級乃依據圖8.12所示之科羅拉多侵蝕率曲線所設定，相關資料則係北卡羅蘭納溪流研究者所蒐集。這些是典型分級，且可依據個別地點條件進行調整。

圖 8.12 科羅拉多河依據BEHI與NBS分數所建立之侵蝕率曲線



引自: Wildland Hydrology授權轉貼

另外，這些分級乃是依據較短長度之河岸評估作成，未必能適用到各種不同長度的河段。許多被認為橫向穩定的河段可能也有不同程度的河岸侵蝕。大部分河岸都有與表8.7類似。河岸穩定但某種程度侵蝕，其中可能也有些小斷面有較高侵蝕率。若只有局部侵蝕就不會導致更嚴重的不穩定或大範圍不穩定，整體河段也視為正常發揮功能。

4. 河道側向沖蝕（河道橫斷面侵蝕）

河道斷面資料通常比河岸斷面資料更能呈現廣泛的河川功能狀況，但這兩種資料常一起用來評估河川橫向側向侵蝕與不穩定問題。河道橫斷面可用來估算滿槽橫斷面、區域面積、寬度與平均深度。依據這些資料就可用滿槽寬度除以平均深度（ W/D ）的方式算出滿槽寬深比。 W/D 比增加通常代表河岸侵蝕率與河床淤積提高（Rosgen, 2006）。這些資訊無法由河岸斷面獲得。Rosgen（2009）曾簡單地以河道 W/D 除以對應河道之 W/D 方式，比較計畫 W/D 比與對應河段 W/D 之相關性。當這項比率提高，河岸侵蝕與淤積風險隨之提高。表8.7是相關評估結果，可用來判定河岸是否正常發揮功能。這類分級最適合應用於西部各州的C型河川。美國東南部這類河川分級可能只會稍微增加，原因是當地大多數河川屬於E類沖積河谷河川。這類河川在河岸侵蝕造成加積之前 W/D 會先出現較大的變化。

5. 河岸穩定度與坡趾侵蝕模型

Simon與Langendoen（2006）模型計算一個安全係數（ F_s ），用來判定河岸側向穩定度。該安全係數可用來設定河岸功能基準；不過，前面的說明也可參考。不妨做全部河段的評估，以判定河岸侵蝕是否只是單純的地區性問題，還是更大範圍、整個系統問題發生的徵兆。

表 8.7 橫向穩定功能基準

量測方法	功能正常	風險運作	無功能
C與E河川類型之蜿蜒寬度比	≥ 3.5 (依據相關河段之調查結果)	主要蜿蜒度 ≥ 1.2 ，蜿蜒寬度比就會3.0 to 3.5	< 3.0
測向沖蝕率 (低BEHI曲線)	很低到普通的NBS	普通到很高的NBS	極高的NBS
側向沖蝕率 (普通的BEHI曲線)	很低到低的NBS	低到高的NBS	高到普通的NBS
側向沖蝕率 (高BEHI曲線)	N/A	低到普通的NBS	普通到極高的NBS
側向沖蝕率 (極高之BEHI曲線)	N/A	低NBS	低到極高的NBS
側向沖蝕率 (岸樁與河岸斷面)	通常侵蝕率類似於相關河段的等級 < 0.1 呎/年	0.1 to 0.5 呎/年	> 0.5 呎/年
C4河川側向侵蝕率潛勢 ($W/D_{proj}/W/D_{ref}$)	1.0 to 1.2	1.2 to 1.4	≥ 1.4
河岸穩定度與坡趾侵蝕模型	$F_s > 1.3$	$1.0 < F_s < 1.3$	$F_s < 1.0$

* W/D_{proj} = 計畫河段之滿槽寬度除以滿槽平均深度

W/D_{ref} = 相關河段之滿槽寬度除以滿槽平均深度

8.6 » 參數：濱水帶植生

說明

前面討論的河川橫向移動參數首先聚焦如何維持河岸穩定，但並未估算河岸緩衝帶整體狀況。這裡的BEHI/NBS方法可用來說明河岸侵蝕狀況，例如其中包含河岸植生狀況評估，但目的只是為了提供河岸穩定性。河岸緩衝帶或河岸緩衝區乃是緊鄰河川與濕地之植生區塊，對於促進河道穩定、河道遮蔽/遮蔭、河道木材及碳源補充而言，都很關鍵（Sweeney，1993；Hession等，2000；Sweeney等，2004；Hoffman，2006；Sweeney和Blaine，2007）。因此，濱水帶植生復育乃等級-3評估與規劃方案的一部分，可產生植生結構足以支撐很多等級3、4與5功能。

研究顯示，復育狀況良好的緩衝帶，能捕捉並轉換來自與河川廊道相鄰、人類不當土地利用所產生非點源污染逕流之中的75%氮與70%磷（Orzetti等，2010；Claussen等，2000；Lee等，2003；Schoonover與Williard，2005）。後續研究顯示，該地點來自相鄰非點源污染的沉積物減少50%到80%（Orzetti等，2010；Cooper等，1987；Daniels與Gilliam，1996；Lowrance與Sheridan，2005；Schoonover與Williard，2005；Tomer等，2007）。Orzetti等（2010）進一步指出，隨著緩衝帶復育完成，該地點的生物棲地、水質與底棲大型無脊椎動物參數都獲得改善。他們實施研究的馬里蘭州與維吉尼亞州山麓地帶30條河川復育完成後10到15年之間生物棲地評分（使用EPA快速生物評估法進行調查）獲得穩定。除了生物棲地改善之外，該研究也顯示復育完成後5~10年內水質與大型無脊椎動物群落狀況都有所改善，領先其他緩衝帶復育完成後需10~15年才能恢復成熟的狀況。該研究文獻的主要重點設定在河岸緩衝帶能移除多少的氮。這份研究發現，寬度超過150英尺的河岸緩衝帶更能持續移除很大比率進入河川廊道的氮。這份研究也發現，若要維持緩衝帶環境淨化效率，需避免土壤壓實、植生減少與河床下切並保護緩衝帶完整。河床下切是關鍵問題，因許多脫硝（脫氮）作用乃透過地表水流與緩衝帶根域相互作用產生。若河床下切、地下水位降低，地下水流實質上會從緩衝帶旁邊經過而無法產生脫硝作用。河床下切評估也是水力功能與沖積平原相關參數二級評估的一部分。

重要的是，全美國各地因有不同的氣候與地質差異，河岸緩衝地的構成、密度與功能高低也頗不同。前述許多這方面的研究都將重點放在美國東部的闊葉樹林，反之，美國大平原與中西部草原地帶以及西南部乾燥地帶大概不會有低窪地闊葉林。不妨與相類似河段之分析做比較，來判定特定河岸緩衝帶之功能性。不過，不管位於怎樣的地點，河岸緩衝帶對於提升河岸穩定性與支撐四級與五級功能，都具有重要性。

確認河岸緩衝帶內及周邊地區是否存在人類不當土地利用及其他壓力源等潛在不良影響，也是河川評估與復育計畫很重要的部分。包括牛羊放牧、農業開發與都市化等流域干擾狀況，可能帶給緩衝帶土壤與水文不良影響，並可能持續造成復育完成後新的挑戰。土壤壓實與肥力喪失可能阻礙濱水帶植生產生與成長，並造成地下水位降低。人類各種干擾土地的活動也可能使緩衝帶出現更多入侵物種而影響本土植生、降低緩衝帶功能。某些特定流域的河岸緩衝帶產生與成長階段，可能遭受食草動物與河狸等活動破壞壓力。來自緩衝區之外的環境衝擊與壓力來源可能難以防控，但至少復育計畫選擇復育植生種類及改善土壤狀況的方法時，應持續注意這些影響因素，並應努力重新建立地下

水位與河岸緩衝帶根域連結。植生維護計劃估算緩衝帶功能發展持續性時，最好特別注意這類不良的影響與壓力源。

河岸森林緩衝帶之優點，整體而言包括：

1. 產生遮蔭，可降低濱水帶區域內陽光照射所產生的空氣與水溫度起伏（Barton等，1985）；
2. 可貢獻支撐大型底棲生物食物網之枯枝落葉層，以及能產生更多不同河床形狀與增加有機物樹木殘枝等的有機物質（Dolloff與Warren2003，Quinn等，2007，Opperman等，2004）；
3. 水流消能並捕捉漫地流與洪水之沉積物（Margette等，1989）；
4. 濱水帶植生根部攝取上游坡地流下來的營養物，並扮演類似沉砂池、減緩河段水流（Lowrance等，1984）；
5. 護岸帶植生之根部拓展到整個河岸而發揮護岸功能（Wynn等，2004）；
6. 動物沿河川廊道移動之地景連結性以及可讓濱水帶棲地橫跨地景之區塊連結功能（Fisher，1998）。

更多有關河岸森林緩衝區發揮功能之優點，詳見Knight與Bottorff（1984），以及Naiman與Decamps（1997）。

量測方法

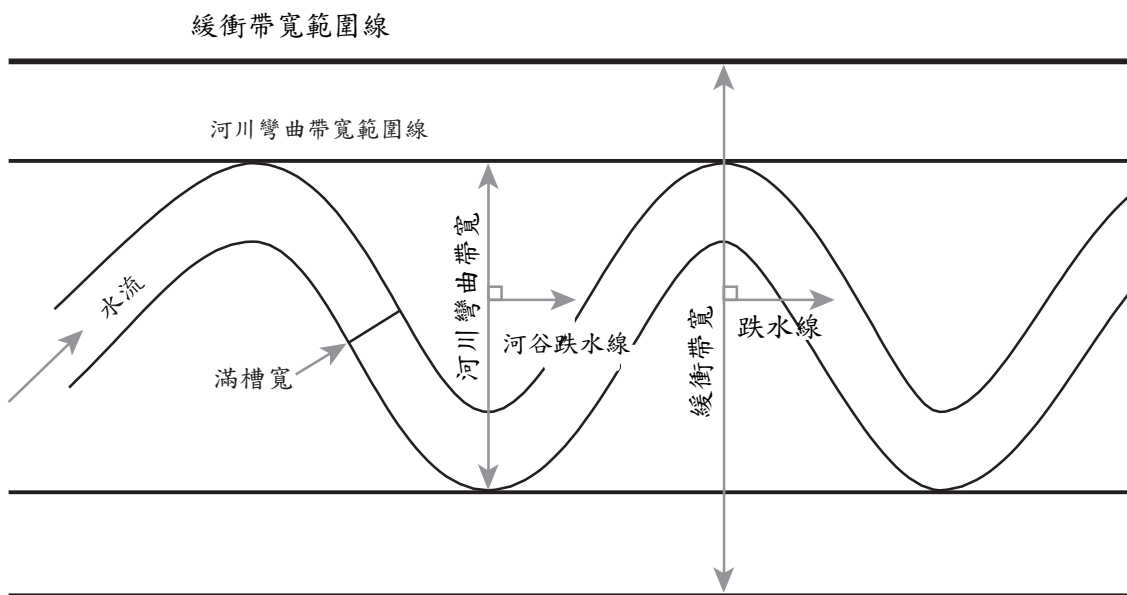
河岸森林緩衝帶通常是以量測其寬度、植生密度、植生結構、植生齡級分布與成長狀況、樹冠鬱閉度等的方式進行優劣評估。屬理化學評估方法之空氣與水溫度狀況也可作為評估緩衝帶是否發揮功能的方法（Level4），量測這些參數的方法說明如下。此外，接下來也會說明可用來判定濱水帶河川廊道整體功能的各種快速評估方法，包括功能正常發揮狀況（PFC）、EPA快速生物評估法（RBP）、NRCS快速目視評估法（RVAP）以及USFWS河川評估分級（SAR）。

1. 緩衝帶寬度

緩衝帶寬度量測方法是從河岸（復育河段滿槽線）頂點，垂直方向到河谷跌水線及至河道外側距離。緩衝帶寬度有「平均寬度」或「最小寬度」之說法。平均寬度通常應用在蜿蜒河川，希望藉此讓濱水帶河川廊道看起來直一些。平均寬度在曲流彎道較短，在沙洲則較長。每個區塊量測到的結果加總起來取平均數。另外，最小寬度的方法可用來建立蜿蜒河道緩衝區並劃定建立保護區地役權與圈地所需之範圍。

另一個量測蜿蜒河道的方法是利用河川彎曲帶寬而非河岸頂端量測緩衝帶寬。河川彎曲帶寬乃一個河川彎曲帶到下一個河川彎曲帶範圍內與河谷瀑布線垂直的長度。此時所算出之最佳河川彎曲帶寬可用來打造直線河川廊道。河岸森林緩衝帶寬度比河川彎曲帶寬長（圖8.13）。

圖 8.13 利用河川彎曲帶寬計算緩衝帶寬的方法



註
緩衝帶寬範圍線與河川彎曲帶寬範圍線平行
最小河川彎曲帶寬是滿槽寬之3.5倍
河川彎曲帶寬範圍線到緩衝帶寬範圍線最小寬度是15英尺

2. 緩衝帶密度

河岸森林緩衝帶密度定義，是每單位區域內之植物莖之數量，例如植物莖數/畝。典型量測方法是，首先在濱水帶河川廊道劃定幾個長方形樣區。這些樣區的總面積量測統計上就能代表整個緩衝帶且平均分布在整個緩衝帶。實際做法是每年都調查一次這些樣區，算出區內的植物莖數量總數。調查成果級別依如何運用調查成果而定。例如分成普

通密度到深度。若調查成果只用來與相關狀況做比較，不需實施補充調查，其成果級別為普通。若每年都實施好幾次調查且必須相互比較，便屬於深度成果級別（附錄Ac）。

3. 緩衝帶構成

決定不同年份要在緩衝帶栽種多少棵樹的同時，也應針對相同樣區確認該範圍內的植物種類變化。該樣區內開始生長的樹木都應確認且每年計算。此時須先設定尺寸標準，大於該設定尺寸的所有自生樹木都列入計算，以避免每年可能有許多樹木個體出現但卻在下一個採樣期間前死亡。數據上可標示為該區塊樹木總數，以及栽種與自生植物比率。這項數據也可顯示是否有產生外來種等不受歡迎植物種類。外來種應予以移除，不可讓它繼續成長到下一個成長季。與前述的緩衝帶密度相同，調查成果級別端看怎樣運用調查成果，例如分成普通密度到深度。若調查成果只用來與相關狀況做比較，不需實施補充調查，其成果級別為普通。若每年都實施好幾次量測且必須相互比較，便屬於深度成果級別（附錄Ac）。

4. 河岸緩衝區植生年齡

緩衝帶植生覆蓋齡級分布之估算結果，可用來決定緩衝區養護或在下一個洪水或其他擾動出現前實施復舊之時間點。不同齡級分布之植群可能阻礙外來種落地生根，降低其戰勝本土種的能力。這樣的齡級分布對於灌木與喬木尤其重要。復育計劃剛建立的河岸森林緩衝帶一開始只有很小的植生齡級分布，但植生會慢慢形成類似其他已形成的特定植生。樣區內記錄到的植生覆蓋年齡可用來判定緩衝帶植生密度與種類構成。緩衝帶植生年齡與成長狀況（如下）基本上應定期每年調查，並與之前的調查結果做比較。因此，調查成果屬於深度級別（附錄Ac）。

5. 緩衝帶植生成長狀況

緩衝帶植生成長狀況可使用Lee等（2008）所開發模型，取樣調查樹木直徑與高度。低於1.37公尺的樹木調查其高度（公分）與DDH（距離地面10公分之樹幹直徑），即最厚樹幹之幾mm長度。高度介於1.37到2.5公尺之間的樹木，以上述方法量測DDH與高度之後，還要量測樹幹DBH（離地面1.37公尺的樹幹胸高直徑）。高度超過2.5公尺的樹木只量測DBH與高度，不量測DDH。上述量測成果可代表該森林緩衝帶內壯年樹木之材分底面積。

6. 樹冠鬱閉度

林分鬱閉度係以光密度計量測、取得代表濱水帶樹木葉片覆蓋或遮蔭程度的數值。光密度計由分割成許多網格而能讓光線透過的凸透鏡構成，可估算植生遮蔽河川或土壤的比率。鬱閉度之估算應於每年相同地點與相同高度實施，累積多個樣區取得之數字能估算整個濱水帶復育區植生狀況。基本上復育區植生鬱閉度會逐年變大，大約經過五年樹木長大到足以遮蔽整個河流與濱水帶復育區。調查成果級別端看怎樣運用分成普通密度到深度的調查成果。若調查成果只用來與相關狀況做比較，就不需實施補充調查，其成果級別為普通。若每年都實施好幾次量測且必須相互比較，便屬於深度成果級別（附錄Ac）。

7. 功能正常發揮狀況（PFC）

美國內政部土地管理局在其他政府部門協助下開發了一套可用來估算激流區域功能是否正常發揮之快速樹木量評估法。本書採用Prichard等（1998）所提供之方法，可上網ftp.blm.gov/pub/nstc/techrefs/Final1737-15.pdf。功能正常發揮狀況（PFC）不僅是環境評估方法，同時可用來呈現濱水帶/濕地區域狀況。就環境評估方法而言，PFC主要評價水文學、植生與侵蝕／沉積過程。這套做法使用有許多項目的試算表以評價相關功能，判定河岸與濱水帶-濕地區域整體健康程度。因此，PFC也可用來評估河岸橫向穩定（地形學功能）及濱水帶河川廊道整體健康狀態（生物學功能）。其操作條件是，PFC可說明相關地點的復育工作是否發揮應有的物理過程且足以產生河川穩定度及更良好的生物棲地。功能正常發揮狀態的河川廊道能在洪水事件中維持穩定。其復原能力可讓該地區隨時間進展產生例如魚類棲地、新熱帶氣候區鳥類棲地或食物草料環境等的適當狀態。未正常發揮功能的濱水帶-濕地區域，則無法維持良好生物狀態。

PFC不像河岸斷面、河道斷面或河岸穩定度坡趾侵蝕模型那樣提供大量數字，不過這是本書之中唯一以評估河道與濱水帶森林緩衝區實施河岸穩定度判定的方法。因此，其實也不只是河岸穩定度評估。如操作手冊所示，有充足植生、各種地形或木質碎屑之濱水帶-濕地區域就能正常發揮如下功能：

- 河川洪水消能；
- 過濾沉積物、捕捉河床載並促進形成洪氾區；
- 洪水調節與地下水補注之改善；
- 形成穩定河岸之根團；
- 形成可提供生物棲地之各種不同河道特徵；並
- 有助於形成更豐富的生物多樣性

8. NRCS 快速目視評估法

NRCS（美國農業部國家資源保護局）河川目視評估法（SVAP）是另一種可運用於包括濱水帶在內之河川健康快速評估方法。本方法可參見www.nrcs.usda.gov/technical/ecs/aquatic/svapfml.pdf。SVAP之濱水帶區評估，主要內容包括自然植生帶寬度、植生帶地表水流過濾功能及其植生恢復力潛能等。

9. EPA 快速生物評估法 (RBP)

EPA快速生物評估法（RBP, Barbour 等, 1999）有部分涵括濱水帶之生物棲地評估與物理化學參數（RBP手冊第五章）。其中一項依據河流兩側緩衝帶寬度及人類活動對緩衝帶功能所造成影響，進行自然植生緩衝帶功能發揮率定的指數（Barton等，1985）。

10. USFWS 河川評估排序(SAR)

USFWS 河川評估排行（SAR）是綠色基礎設施研究中，美國301環境管理研究之一環。這種河川評估主要使用地理資訊系統（GIS）為基礎的河川穩定評估方法及河川生物棲地與河川穩度快速評估法。其中也有一些復育可行性評估方法。這類快速評估方法都包含室內作業與現場作業兩部分。室內作業須針對所擬定計畫河段曲流，判定計畫地點流域的滿槽河道寬度、深度與河道斷面面積。這是本方法之中實施現場評估作業須掌握的資訊，乃因有好幾個評估參數是在評價滿槽河道狀況。本法之現場評估作業內容包含：河川穩度評估、復育潛能、成本與可能性評估、現有濱水帶／流域內生物棲地評估以及計畫濱水帶／流域內生物棲地評估。河川穩度評估包含四部分：河道橫向穩度、河道斷面穩定、穩度變化趨勢以及河川分級。河川復育潛能、成本與可行性之參數則有施工便道、施工限制、可能達成的績效／遭遇的風險，以及復育潛能等之說明。既存與計畫濱水帶／河流內生物棲地評估方法之評估參數相同，主要是依據復育可行性方案，進行現行地點情況與計畫地點情況之比較。濱水帶／河流內生物棲地評估之參數則有河道內遮蔽狀況、底上固著生物之基質、水流速度與河道深度狀態、河道遮蔽狀況、水質狀況、養分豐富狀況、濱水帶植生、濱水帶區域與土砂供給潛能等。

11. 流域河川穩度與土砂供給評估 (WARSSS)

Rosgen（2009）的流域河川穩定與土砂供給評估（WARSSS）是整體河道穩定分析程序的一部分，內容包含評估預報等級（PLA）指數的濱水帶植生評估。此時必須將受影響河段既存植生構成與林分鬱閉度與相關河段所可能呈現的潛在植生狀況做比較。

河岸森林緩衝帶生物種類構成與林分鬱閉度可用來判釋河岸侵蝕與河道穩定潛勢。評估結果應以工作表單進行量化說明與記錄（見工作表單14與15，water.epa.gov/scitech/datait/tools/warsss/pla_box07.cfm），並應由專業生物學者發表。目前尚無這方面的公訂準則。

功能基準

1. 緩衝帶寬度

目前已經有好幾種河岸森林緩衝帶寬度量測方法的功能基準，其中兩種見表8.8。C類與E類河川的平均寬度功能基準係依據學者Mayer等（2005）所提出研究文獻概要而建立。這項研究主要聚焦緩衝帶寬度之作用以及其他有助於降低氮量的參數。研究成果顯示，有些寬度小於45英呎的緩衝帶仍能移除氮；寬超過150英呎的緩衝帶更能持續移除氮。這項研究結果也指出，通常緩衝帶寬度介於30到150英呎時氮過濾效果最好。A類與B類河川緩衝帶寬度因為谷狹窄，緩衝帶原本比較窄，上述文獻因此沒提到這兩種類型河川緩衝帶寬度應有多寬。第二項功能基準是緩衝帶寬與曲流帶寬之比例，如圖8.13所示。這是本書前已述及，打造（必要時）容易進行保護區地役權管理之筆直濱水河川廊道。最小河寬比設定為3.5，這是形成蜿蜒河道與非蜿蜒河道轉折點蜿蜒度1.2所需比率之之最小平均值。傳統設定15英呎為緩衝帶寬度，更能解決挖深沖積平原等復育計畫所須解決的結構性問題。必要時可提高緩衝帶寬與蜿蜒寬之比例以達成計畫目標，而且不可為了符合功能基準運作而降低比例。

2. 緩衝帶鬱閉度、構成、森林年齡、成長與林分鬱閉度

包括緩衝帶鬱閉度、生物種類構成、齡級分布、成長狀況與林分鬱閉度等其他量測參數，目前尚未公布確立之功能基準。相同地區且處於相同演替階段之適宜河段可用來比較其河岸森林緩衝帶功能發揮狀況。功能是否發揮應由當地有經驗的專業生物學家或植物學家判定。在此工作架構之下，判定有發揮功能的濱水緩衝帶應有量測結果與相關河段類似的量測方法。風險運作河川所使用量測方法則無法在相同等級的其他緩衝帶發揮功能，但仍存在隨時間變化或在最小附帶管理情況下產生功能之可能性。這裡的管理工作有增加植樹、土壤改良以及外來種植物防治。無功能則代表該河岸森林緩衝帶和其他相關緩衝帶不一樣，而且若無投入明顯復育工作就不具備隨時間經過發展濱水帶功能之足夠潛能。這些

緩衝帶可能會因為定植後的各種環境條件（乾旱、土壤貧瘠、植物疾病或洪水）導致計畫栽種植生成長狀況不穩，或被周邊地景入侵之外來種植生淹沒。依相關河段參數判定為無法發揮功能的緩衝帶可能得徹底重建實施更常態管理，才能正常發揮功能。

3. 快速評估方法

除WARSSS方法外，上述快速評估法都有相關的功能基準。這些基準已重新分類成正常發揮功能、風險運作或無功能等三類。前面列舉發揮功能所需正常功能條件（PFC）係指這些方法如何發揮作用、達成功能正常發揮的條順序。若濱水帶與濕地不在PFC範圍內，就會納入這三種分類之一（本書則為二類：風險運作與無功能）。PFC手冊所謂風險運作係指有發揮功能，但土壤、水質與植生實際狀況可能使他們功能減弱。無功能或功能未發揮係指濱水帶與濕地區域顯無足夠植生、地形或樹木殘枝供洪水消能，也因此無法減輕河床侵蝕及改善水質。PFC手冊之中有三類“不詳”，指濱水帶與濕地管理人員缺乏實施有效判定所需充足資訊。

NRCS河川目測評估方法（SVAP）依據自然植生之濱水帶緩衝區寬度與綠蔭狀況，設定分數從1（未發揮功能）到10（完全發揮功能）。EPA快速生物評估法（RBP）則依據河川兩側河岸森林緩衝區寬度，得出完整（10分）到很差（0分）的不同分數。USFWS河川評估排行（SAR）給予從1到10不同分數，10分代表最佳狀況。不過，這種評估方法有四個獨立部分，使用者可依希望的排序進行各部分之混合計分。四部分每個分數都能個別或配對整合地設定位階高低以及優先順位。

8.7 » 參數：河床形狀多樣性

說明

自然河川很少河床筆直平整（Knighton, 1998）。相反的，河槽比降與河床質材料（土砂、礫石、卵石、巨礫、河床塊石）及其他因素各有不同，河床水力作用與輸砂過程分布不均會形成各種不同形狀的河床。不同河床形狀係輸砂率與河床斷面高低起伏變化、河水流動消能與創造棲地多樣性的區域性呈現（Knighton, 1998）。河川斷面高低變化實質上乃是一種蜿蜒形態，但不是水平方向起伏變化（如河川蜿蜒）而是垂直方向起伏變化。

表 8.8 河岸緩衝帶功能基準

量測方法	有發揮功能	風險運作	無功能
緩衝帶平均寬(呎，與岸頂之距離。為C與E類河川)	> 150 呎	30 到 150 呎	< 30 呎
緩衝帶寬(呎，與河川彎曲帶寬的距離)	河川彎曲帶寬乘以滿槽寬之至少 3.5 倍加上離河川彎曲帶外緣 ≥ 15 呎	河川彎曲帶寬乘以滿槽寬之至少 3.5 倍加上離河川彎曲帶外緣 10-15 呎	河川彎曲帶寬 $\leq$ 滿槽寬之3.5倍，且／或與河川彎曲帶外緣距離 ≤ 10 呎
緩衝帶鬱閉度(樹木/畝) 緩衝帶構成 緩衝帶年齡 緩衝帶成長 林分鬱閉度	參數與相關河段的情況類似，不需特別維護管理	與相關河段狀況產生參數偏差，功能受限；但具隨時間變化完全發揮功能之潛能，或需追加實施一般維護管理	功能發揮狀況明顯比相關河段差；若無明顯復育，很難改善
功能正常發揮狀態(PFC)	處於正確發揮功能的狀態	風險運作	無功能
NRCS 河川目視評估法(SVAP)	河川兩側都有超過1到2倍實際河道寬度的自然植生帶；或即使小於1個河道寬，但整個洪氾區覆蓋數目達(8-10)	河川兩側都有超過1/2到1/3河道寬度的自然植生帶；有點缺乏過濾功能(3-5)	兩側自然植生帶寬小於1/3活動河道寬，缺乏植生，或嚴重缺乏過濾功能(1)
EPA 快速生物評估法(RBP) 生物棲地評估	兩側緩衝帶寬 > 18 呎；未受人類活動影響區域最大值, 9-10	兩側緩衝帶寬 12-18 公尺；人類活動不良影響非常小(次大值, 6-8)；兩側緩衝帶寬 6-12 公尺；人類活動相當嚴重影響區域(相當差, 3-5)	兩側緩衝帶寬 < 6 公尺；受人類活動影響而只有很少或無濱水帶植生(劣, 0-2)

表 8.8 河岸緩衝帶功能基準 (續)

功能基準	正常發揮功能	風險運作	無功能
USFWS 系統評估排行 (SAR)	三種區域植生都狀況良好； 逕流主要是層流； 邊坡坡度<10%； 邊坡離河川>200呎； 積水或濕地區域，以及落葉或殘枝堆積狀況都良好。	只有第2區植生狀態良好；逕流是平穩的層流與河床逕流（蝕溝與紋溝中度侵蝕）； 山坡坡度20-40%； 山坡離河川50-100呎； 積水或濕地區域，落葉、殘枝堆積狀況甚少。	無任何區域植生狀況良好；主要是逕流都是河床逕流（蝕溝與紋溝嚴重侵蝕）； 山坡坡度>40%； 山坡離河川<50呎； 積水或濕地區域，落葉、殘枝堆積狀況全無。

河床形態有很多種類，Knighton做了相當仔細的說明（1998）。從大範圍來看，河床形態種類繁多，但可歸為三類：砂床形態（小湍流、沙丘與逆沙丘）、礫石／卵石河床形態（淺瀨、湍流、深潭與小溪）以及階段水潭河道。這些不同河床形態的重要性在於供給水生生物存活所需環境多樣性。例如，底棲大型無脊椎動物常移生淺瀨棲地，魚類則傾向待在深潭。若無淺瀨與深潭這樣的環境多樣性，河川會欠缺底棲大型無脊椎動物與魚類之生物多樣性。各種類別河床形態簡要說明如下。

砂床形態

礫石河床溪流有連續淺瀨與深潭分布，淺瀨由礫石大小之顆粒構成，砂床河道主要構成物質則是河床質粒徑直徑中值小於2mm的砂粒（Bunte與Abt, 2001）。其河床質構造有小湍流、沙洲、平面床與逆沙洲，整體形成砂床形態。砂床河川就技術性分類而言並無常代表深潭的之間淺水流河段淺瀨，“淺瀨”在本書大致指淺水流河段）。如下述，不同單位水流功率會產生各種大小、階段與多樣形態砂床。這種河床形態系各地區不同底床載漂砂率及其所形成輕微到嚴重淤高或下切地形的表徵（Gomez, 1991）。砂床形態可分為低流態與高流態兩種，兩者之間則有過渡區（圖8.14）。

小湍流多半出現在單位水流功率剛好大到足以挾帶砂粒級顆粒的低流量河段。這樣的水流挾帶砂粒會從上游緩坡、下游陡坡且側面呈三角形的沉積物隨機堆積物產生小波溪流。小湍流規模大小依水流深度而定，高度則小於0.02公尺。

單位水流功率提高時，沙丘最後會取代小湍流。沙丘是砂床形態最常見地形，具有比小湍流大一些的高度與寬度。與小湍流不同，沙丘的高與寬度與水流深度同比例。沙丘運動是砂床溪流不同底床載輸砂率造成的最主要成果。沙丘最後還是會被強烈底床載漂砂沖走，留下具平面床特徵的上部水流。平面床可避免沙丘發展所需之侵蝕與堆積模式，此階段的層形發展為低流量構造與高流態構造過渡期的流態（Knighton, 1998）。

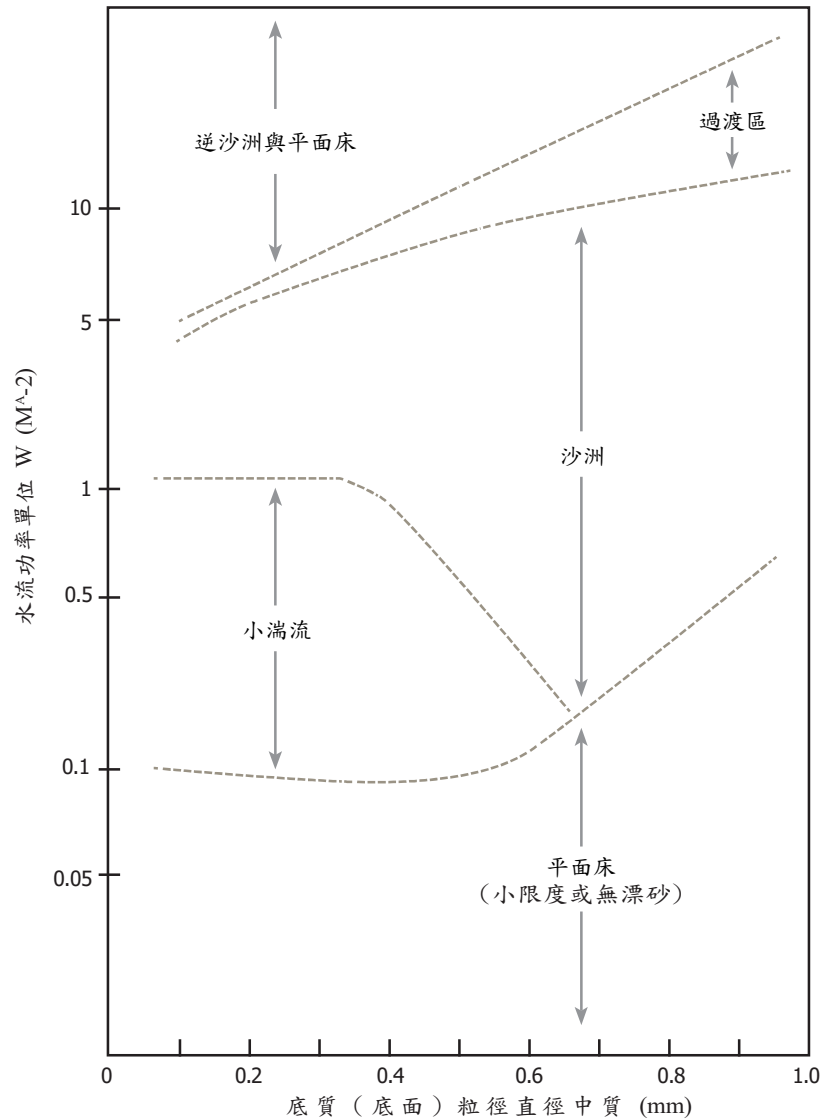
水流持續增強時水面會產生駐波，河床出現反映其表面形態的一系列沉積物波（逆沙丘）。逆沙丘以冲刷下游表面的方式沉積在上游面，係是與小湍流、沙丘相反的地形發展過程。逆沙丘也可能往上游面移動或短暫靜止（Knighton, 1998）。

礫石/卵石河床形態

沖積河谷之蜿蜒礫石河床溪流會有一連串淺瀨、湍流、深潭與小溪而維持河床比降、河床穩定度與生物棲地多樣性（圖8.15）。淺瀨是由礫石或大粒徑顆粒所形成的河床構造。枯水期淺瀨水深較淺，河槽坡降比河道整體平均坡度陡，水快速流經淺瀨。淺瀨控制河床高層，常見於彎曲河段之間。湍流是淺瀨與深潭間的過渡性河床形態。深潭沿曲流帶外側分布，深度大於淺瀨。深潭坡度比淺瀨更平坦。淺瀨區水流若受巨石或大型樹木殘枝等阻礙產生冲刷，可能形成水潭更進一步增加河道形態多樣性。曲流帶外側形成沉積構造稱為沙洲。小溪則是深潭與下一個淺瀨的過渡河床形態，且是唯一呈上坡的河床形態（亦即，若有人從深潭往下游方向走，可能得走“上坡”才能抵達下一個淺瀨）。深潭的水被推擠經過礫石抵達淺瀨的過程中，氧氣從河床沉積物中被推擠出來，讓小溪變成多種魚類產卵場。。

從上游到下游越來越多河川發展到淺瀨階段通過深潭時，推移質特徵隨之改變。低水流量時深潭為沉積物淤積構造，淺瀨則為冲刷構造。高水流量時水面形狀更不穩定，亦即，通過深潭水面坡降增加速度比例大於經過淺瀨時。因此，深潭坡降與淺瀨相近但更深。這代表深潭剪應力大於淺瀨。剪應力相對提高，容易造成深潭冲刷。淺瀨流量退水段剪應力減弱則造成河床質沉積（Knighton, 1998）。

圖 8.14 砂床形態 (after Knighton, 1998)



引自: Knighton (1998)

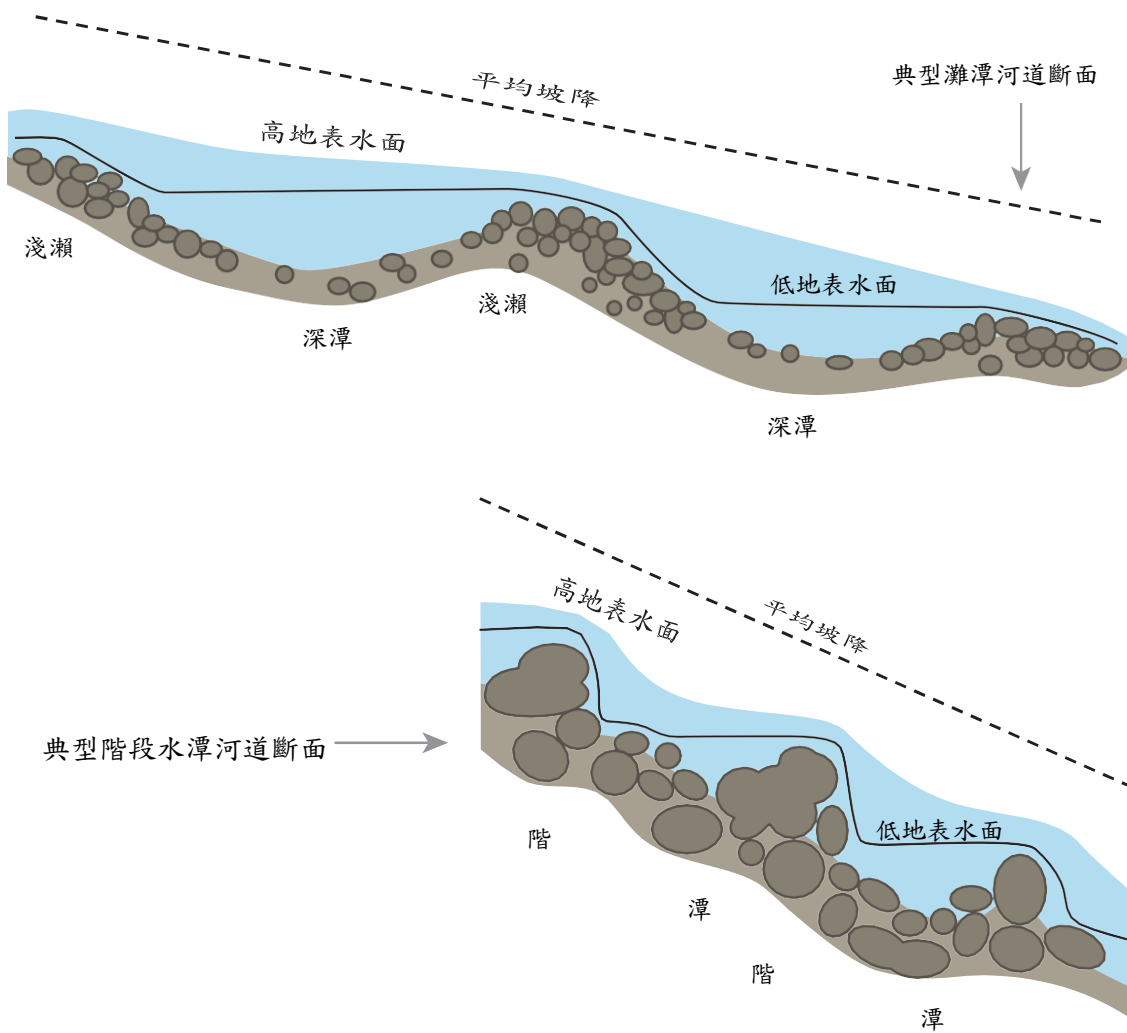
階段水潭河道

階段水潭河床斷面係堆積河谷內形成高落差之河川特殊形態，河谷坡降基本上大於 2% 或 3% (Wohl, 2000)。陡峭山區河川階段水潭形態係偶發性土砂運移機制作用的結果。高比降河槽水流動能強大，因此階段水潭河川和平滑堆積河谷相比，其河床顆粒明顯大得

多。階段水潭產生乃巨石與卵石河道跳動後聚積，其上游為回水潭，下游為跌水池。較小砂粒會集中階段水潭石塊間隙，形成交錯穩定結構（Knighton, 1998）。例示如圖8.15。

蜿蜒河川透過曲流帶消能，階段水潭河川則以跌水與湍流消能。階段水潭河川蜿蜒度較低，但會因為土石堵塞，各種地形結構與河床露岩一起形成多樣化模式。

圖 8.15 典型灘潭與階段水潭斷面



引自: Adapted from Knighton (1998)

量測方法

河床形態多樣性相對容易評估。河道縱向斷面可取得河床形狀詳細資訊而完成多樣性量化評估（Harrelson等，1994）。可進行河床形態多樣化量化評估的參數有：淺瀨與深潭比例、平面坡、深潭與深潭之間距及深度多樣性。這些變數說明如下。

1. 淺瀨深潭比

這項參數可量測一個河段淺瀨與深潭所佔比例。湍流與小溪雖是重要生物棲地徵兆，但分別列入淺瀨與深潭比例之中。比較深泓線與水面斷面並從量測站量測該構造長度而判定比例高低。這項方法耗費勞力多、難度也不大，因蒐集河道相關資料原本就會調查河道斷面。更快的量測方法是使用捲尺簡單測量結構寬度，而不需測量斷面長度（附錄Ac）。然後用平面長度（淺瀨或深潭）除以河段總長度，就可算出比例。

淺瀨可視為河道斷面的一部分，其坡降大於平均河槽比降。淺瀨水面深度也大於平均坡降。須注意類似河狸築壩等造成河道堵塞，會在已形成的淺瀨區產生平水表面坡度（回水）。圖8.16橫斷面測站位置760米處是其中一個案例。其上游淺瀨水面已高過550號測站位置，因此視為深潭。

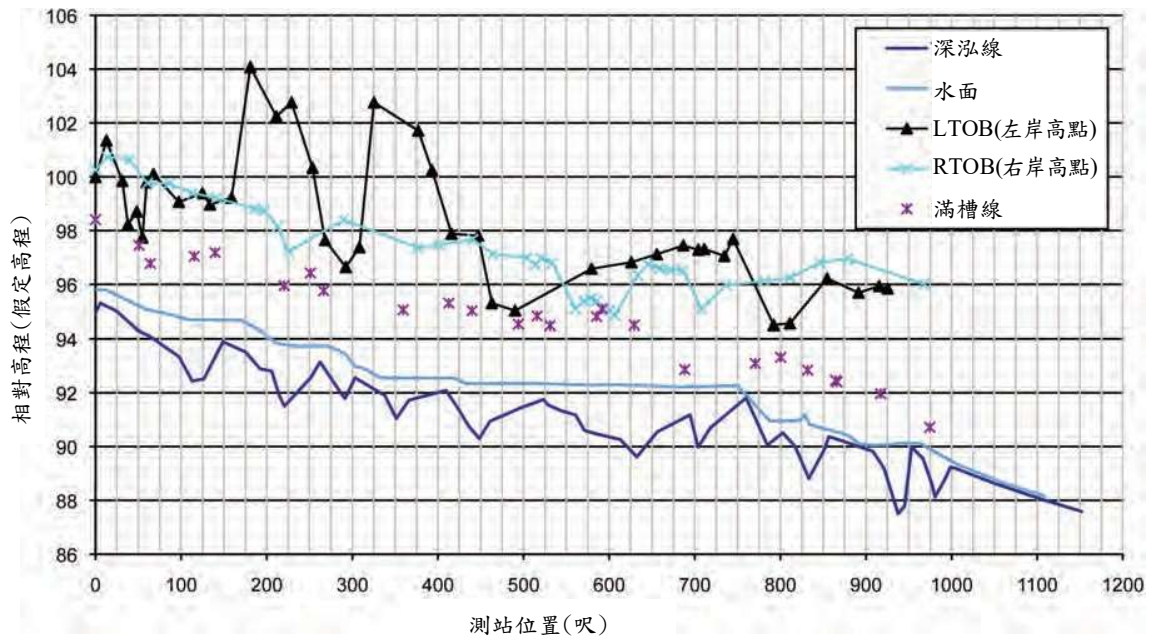
確認縱斷方向河床斷面有淺瀨與深潭，就可在圖8.17的平面圖上進行標示。這些淺瀨與深潭的位置可與蜿蜒地形做比較。理論上C類與E類河川的深潭位於曲流帶，淺瀨則位於兩個曲流帶之間。圖8.17顯示，測站2+00為淺瀨，位於侵蝕中曲流帶的凹岸。侵蝕部分乃坡度過陡所致，因此淺瀨水流剪應力較大。位於曲流帶的深潭坡降較小，有助於水流消能，且具較大河道橫斷面區域與深度。。

圖8.16與8.17顯示該河段計有43%淺瀨與57%深潭河床形態。Rosgen調查美國東南部C類與E類相關河段，發現整體而言瀨潭比從60：40到80：20，顯然淺瀨河床形態多於深潭。本案例河床形態深之中潭佔優勢，主因是河狸築壩。淺瀨要不是出現在不穩定地點（曲流帶），不然就是很短；最長淺瀨通常靠近河段尾端。分析河床與水面斷面可判定河床形態為淺瀨或深潭（圖8.17）。

2. 平面坡

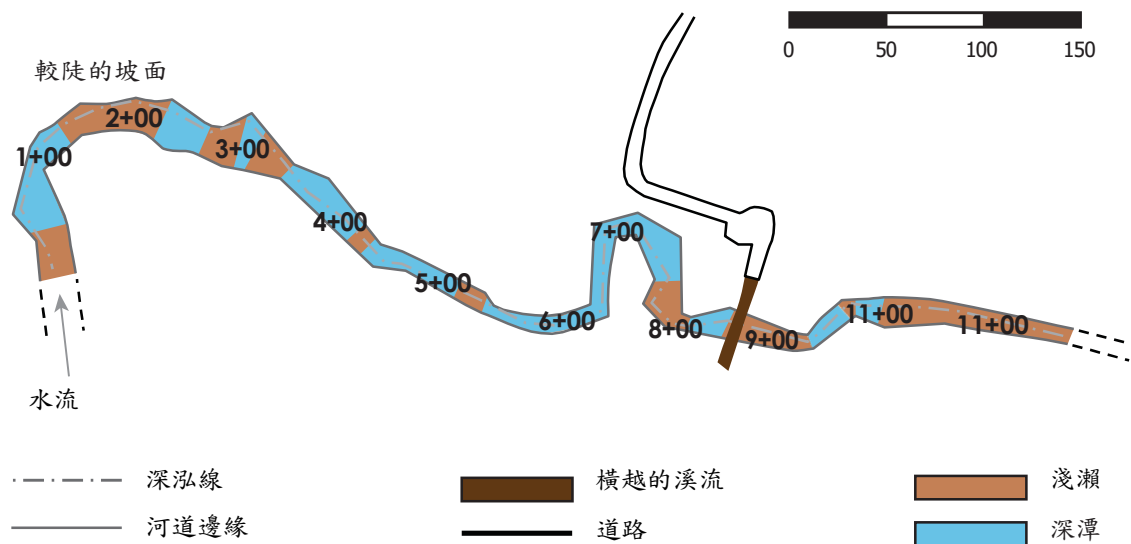
前述，與坡度特徵與變化可用來進行淺瀨與深潭定位。此外，平面坡度量測河床形態之品質與穩定性。例如，坡度較陡淺瀨的細粒沉積物被送到下游，河床因此多由更粗

圖 8.16 既存 (尚未復育) 縱斷面所呈現之深泓線、水面、滿槽水位、左岸高點 (LTOB) 與右岸高點 (RTOB)



引自: Michael Baker Corporation 原圖轉貼

圖 8.17 平面圖所呈現之淺灘 (棕色) 與深潭 (藍色)



引自: Michael Baker Corporation 原圖轉貼

糙的河床質構成。不過，若淺瀨太陡，較大河床質顆粒也可能被帶走而使得淺瀨河床下降。淺瀨比降穩定度高低可拿淺瀨比降比率和相關河段的比率作比較，估算其輸砂能力。淺瀨比降比率乃淺瀨比降除以平均河槽比降（Rosgen, 2009）。深潭比降也是定位河床品質與穩定性之重要指標，且坡度需比河道整體水面坡度還平，才能減緩凹岸侵蝕之作用力。不過，若深潭比降為零，深潭可能被填平而停留在低水流量階段。

3. 深潭與深潭間距離

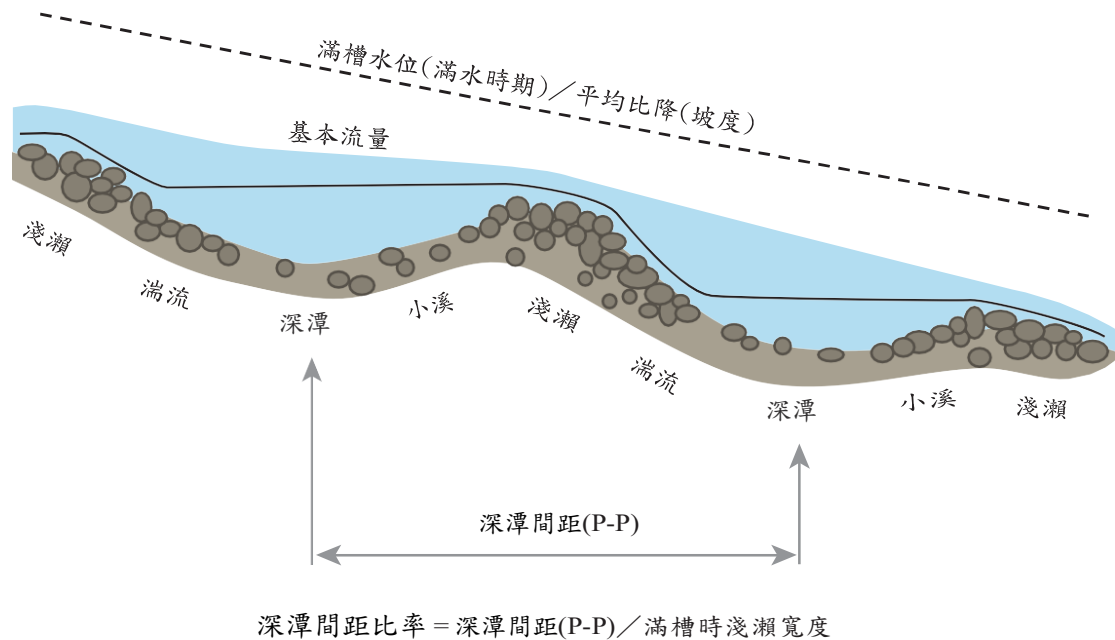
深潭與深潭間距長短可用來估算河川河段出現深潭的頻率與大小，方法是沿河川中心線或深泓線量測二深潭最深處之距離。通常是從縱斷面的角度進行量測，但也可使用皮尺進行快速的估算。這是估算完成復育河段深潭與深潭間距的最簡單方法。因係除以滿槽時淺瀨寬，其數值通常會變成非常小。這種低比率也可和已知相同河道類型的相關河段比例做比較，判定該間距長度是否正常。

就C類與E類河川而言，深潭與深潭間距太短會出現穩定性問題。北卡羅萊納地區監測研究顯示，深潭間距比小於3.0到3.5，容易出現嚴重河岸侵蝕。這些案例曲流帶外側到下游曲流沙洲之間都觀察到有侵蝕現象。對堆積性河谷而言（B類型河川）不會出現這種狀況。一般而言，深潭與深潭間距短會有較穩定且多樣化的河床形態。深潭與深潭間距比大於5，特別是河道整治完成地區不太會出現嚴重向源侵蝕問題（Harman與Starr，2008）。（見圖8.18）

4. 深度的多樣性

河道深度多樣性可用沿河段所測得深潭的滿槽深度，除以具代表性淺瀨河岸之平均深度評估之。進行這項評估時，可從河川縱斷面測定深潭深度。滿槽淺瀨平均深度則由代表性淺瀨橫斷面算出。平均深度計算方法則是橫斷面區域面積除以滿槽寬度，如此極小的比例可作為設定「深潭最大深度比」（Rosgen, 2009）之參考。仔細觀察河川河段會發現，由深潭最大深度比之多樣性可看出河川如何輸送沉積物。若這些比率的數值都相近，代表深潭深度幾乎都相同，而且可能都會被土砂填平。不過，不同地質條件與河川形態可能有所不同。深潭最大深度比代表各種的深潭深度與深潭生物多樣性，因此最好取得不同範圍的深潭最大深度比。

圖 8.18 典型深潭間距量測方法



引自: Michael Baker Corporation 授權改寫轉貼

功能基準

由河床形態多樣性判定河川是否發揮功能之功能基準，應將河道類型與預期的生物棲地多樣性納入考量。基本上最好把實施現場觀察到的內容和已知相關河段河道穩定性做比較。

1. 淺瀨與深潭比率

C類與E類的堆積河谷河段，基本上淺瀨多於深潭。一般認為，淺瀨多於深潭是形成健康魚類族群量重要因素，但尚無淺瀨與深潭理想比例為何的文獻。北卡羅萊納州河川復育計畫調查發現淺瀨占比60-70%、深潭占比30-40%，優於整條溪流都是淺瀨或深潭。淺瀨占比提高到70-80%，則魚類棲地品質因欠缺深潭棲地而消失。溪流淺瀨占比大於80%的河床型態，通常是剛完成疏浚。

C類與E類河床河段以深潭河床形態為主，同樣欠缺不同水生生物的多樣性，特別如水生無脊椎動物等。若河段淺瀨占比60-70%，其餘30-40%河段須為深潭才能發揮棲地功能。深潭比例提高，河床形態多樣性會降低（表8.9）。一旦深潭占比超過50%，其河床多樣性難以和高品質的C類與E類河川相比。早期淺瀨上源施作上拱型固床工的河川復

育計畫有一個問題，因工程旨在緩和上游深潭坡度，工程卻在深潭下游淺瀨造出深潭。視曲流地貌發展狀況而定，下游淺瀨可能部分被沖刷形成的深潭取代，新沖刷形成的深潭長度可能拉長，但不會整個淺瀨都變深潭。很少文獻說明這種B類河槽的淺瀨與潭長度比率。不過也有一些深潭間距與河床基質品質資訊，至於功能基準則在以下的章節討論。

本書所供給最主要量測方法是淺瀨深潭比。若這項方法可當作功能基準，就可用來整合其他LWD量測方法、深潭間距比或坡降比等，因而更能釐清河床形態的複雜問題。

2. 深潭間距比

深潭間距之功能基準見表8.9。面積10平方英里左右的流域水系各有不同比例。已完成的復育計畫成果顯示，深潭間距比小於3.0時，陡峭河岸會產生沖刷侵蝕。這項問題與MWR問題（在河岸側向穩度的章節討論），在實務工作者硬將蜿蜒曲流改造成狹窄河道時，常會產生沖刷。淺瀨深潭比量測也可能出現這類問題，例如，深潭長度可能大於淺瀨長度。面積小於10平方公里的水系實施河川復育，若深潭間距比位於3.5與5.0之間，河道可能穩定且有更良好河床形態多樣性。若是更大的溪流，比率會提高到5.0至7.0（Langbein與Leopold，1966；Gregory等，1994）。若這項比率降低，較長河川也可能出現相同問題。

深潭間距大小與坡降成反比，亦即坡降提高則深潭間距減少。Whittaker（1987）與Chin（1989）指出，河川坡降介於3%到5%時，平均深潭間距為河道寬之2到3倍。Grant等（1990）指出，兩條俄勒岡州的河川深潭間距為河道寬之2到4倍。若所調查河川目前有河床裸露塊石與巨礫，深潭間距比例也可能產生更多變化。表8.9所顯示功能類別乃使用小於4的數值，為這兩項研究的高端範圍。數字不會有很小，原因是間距小不會造成河床不穩定，也不會降低河川功能。一般而言，略陡河床的深潭間距比較高，河床不穩定風險因此提高，河床功能降低。

3. 深度多樣性

最大深潭深度比可用來量測並評估河床深度多樣性。以下C類與E類礫石河床河川（C4與E4）以及礫石河床B類河川（B4）便使用這種功能基準。其比例B4、C4與E4河川類型高於1.5，此時深潭形狀良好且功能正常。礫石與卵石河床溪流這項比例的多樣

這些比率是依據NC之相關河段建立，可能得依據當地相關河段狀況進行調整。

性通常略遜於砂質河床。低水流量期間淺瀨河床砂子被帶走，使砂床河道（C5與E5）深潭深度起伏變化更大。結果，這樣的深潭低水流量期間可能填入更多砂石，洪水滿槽事件期間則產生沖刷。1.2之比例代表功能正常發揮的C5或E5河川類型。C4與E4河川類比例下降，河床形態多樣性因而降低。這些比例是依據NC之相關河段建立，可能得依據當地相關河段狀況進行調整。

表 8.9 河床形態多樣性功能參數

量測方法	正常發揮功能	風險運作	無功能
堆積河谷之常流河川（C，E）			
河道之淺瀨占比	60到70	70到80 40到60	> 80 < 40
深潭區間比（流域小於10 mi ² ）	4到5	3到4以及5到7	< 3以及> 7
深潭區間比（流域大於10 mi ² ）	5-7	3.5-5.0以及7到8	< 3.5以及> 8
深度多樣性—礫石河床河川（深潭最大深度比）	> 1.5	1.2到1.5	< 1.2
深度多樣性—砂質河床河川（深潭最大深度比）	> 1.2	1.1到1.2	< 1.1
堆積河谷之緩坡降常流河川			
深潭間距比率（坡降3—5%）	0.5到4	4到6	> 6
深度多樣性（深潭最大深度比）	> 1.5	1.2到1.5	< 1.2

8.8 » 參數：河床質特性

說明

河床質（基質）特性是礫質河床河川實施功能性評估與河川復育規劃之重要參數。河川河床之構成會影響河床形態、河川輸砂、大型無脊椎生物棲地與魚類棲地（Harrelson等，1994）等的性質與特色。基質對河道形態與河道變化過程的影響會因為不同河川形態而不

同。例如，坡降較陡的A與B類河川有較多巨礫與卵石，因而形成階段水潭河床地形。坡降較緩的C與E類河川，礫石河床的河床質則形成連續瀨潭地貌。然後，坡降小的C、E與DA河川類型，砂床河床質產生小湍流與砂丘。

確認河床質狀況可瞭解河川復育計畫是否提升河川功能，這在礫石河床溪流特別有效。復育計畫希望達成的目標是河床具有足夠粗糙度，這意味著復育前該河段河床有過多細粒沉積物（砂子）。河床細粒比復育前更多，多半是河岸侵蝕所產生沉積物。河川復育技術可降低河岸侵蝕，減少進入河川細粒土砂。還有一些復育技術如連結河川與沖積平原，創造更好的地形地貌，都能提高河床輸砂能力。

圖8.19是這種類型河川復育計畫的案例。實施復育前該計畫河段完成疏浚、河岸侵蝕產生大量土砂。該計畫河段上游河川同樣有河岸侵蝕。本復育計畫希望形成河岸高度比1.0（能妥善銜接沖積平原）的C/E類蜿蜒河道。本照片拍攝時復育工程完工一年且剛經歷一次冬季洪水事件。上游河岸沖刷土砂沉積在曲流沙洲與沖積平原，但淺瀨仍維持河床粗糙，深潭也保持比淺瀨深得多的深度。

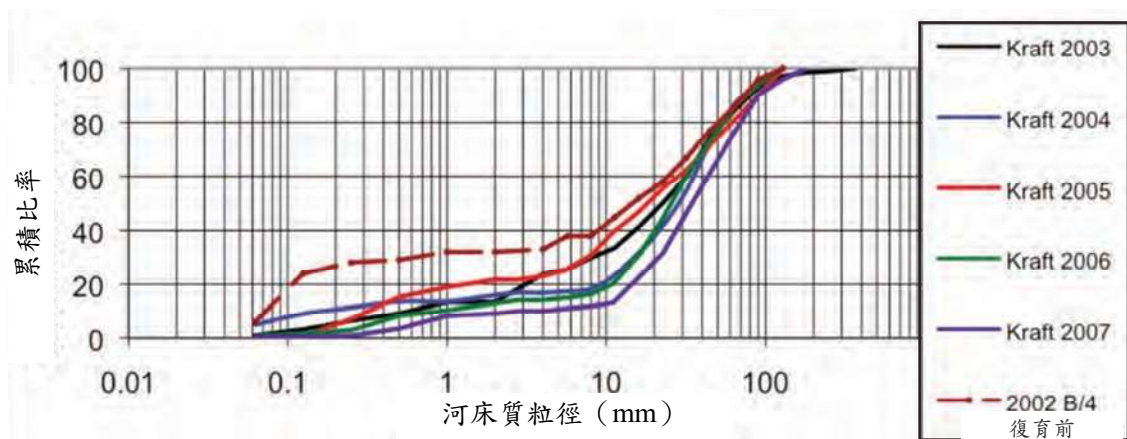
圖 8.19 南佛克米契河（South Fork Mitchell River），卡夫特溪（Kraft Stream）復育計畫完成照片



引自: Michael Baker Corporation 授權轉貼

調查復育前與復育完成後五年的河床質特徵，圖8.20是復育前與復育後五年河床質粒徑尺寸分布圖。X軸是毫米標示的河床質採樣粒徑等級，Y軸則是累積比率。中間大小的顆粒粒徑是累積比率50與Y軸切線。其數值D50代表一半粒徑值大於D50，一半小於D50。D84代表84%的值小於這數值。圖8.20顯示，相較於2002年復育前的曲線，基本上復育完成後河床質較粗糙。這系列曲線也顯示，細粒土砂（小於D50）時的河床多樣性大於粗粒土砂時（粒徑大於D50）。這通常是因為細粒土砂比粗粒土砂更容易移動。這些曲線也顯示，實施監測那幾年期間出現定期河床質顆粒變粗或變細狀況。這部分詳見圖8.21。

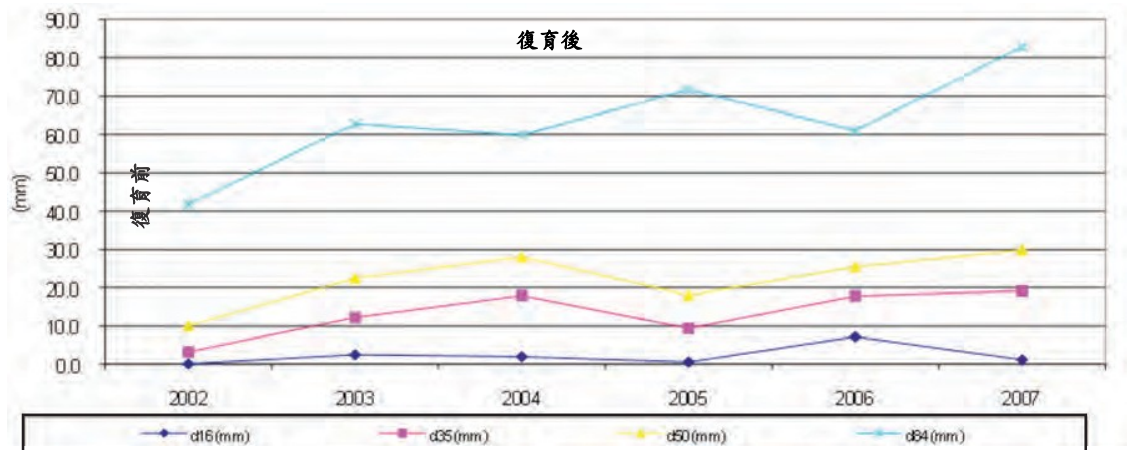
圖 8.20 復育計畫完成後（2002-2007）的卡夫特溪（Kraft Stream）河床質特徵



引自: Michael Baker Corporation 授權轉貼

圖8.21顯示復育實施前2002年到復育完成五年後（2007）之D16、D35、D50 與D84變化。D16代表河床都是細粒土砂，乃監測數年之中河床質變化非常小。主要原因是上游河岸侵蝕大量土砂進入調查河段的河道。細粒土砂容易被搬運特別是暴風雨事件期間。D35、D50與D84都在復育後變粗，D35與D50則從砂子變成礫石。有趣的是，2005年曲線下凹，剛好颶風法蘭西斯（Francis）尾巴掃過當地、形成觀測期間最大的洪水。當年河床質轉變成細粒土砂，但粗糙度仍大於復育前。2006年河床質粗糙度反彈，監測期間最大粗糙度出現在2007。

圖 8.21 復育前與復育後5年期間所呈現的D16、D35、D50與D84之河床質變化



引自: Michael Baker Corporation授權轉貼

上圖重點在於說明正常情況下，即使上游流域未受破壞，河川復育計畫仍有助於改善河川粗糙度。最佳案例是，河床中原本就有河岸侵蝕帶來的砂質沉積物，復育則讓這些河川河段產生礫石與卵石河床質。復育計畫最缺改善效果的情況是，河道只有砂床形態，其河床質無法取得礫石與/或卵石來源。

調查方法

最常用來量測河床質或河床質（基質）的方法是Wolman（1954）所提出的小圓石計數法。以下介紹兩種採樣計算小圓石來進行河床質調查方法。Bunte與Abt（2001）提出河水表面與水面下沉滓顆粒採樣與分析之有效操作手冊。該手冊可上網 www.stream.fs.fed.us/publications/documentsStream.html。若上述採樣所取得數字能與目前相關河段數據組做比較，可得到更適當的成果級別；若另外做出相關河段數據，效果更加強化（附錄Ac）。

1. 尺寸分級之小圓石計數分析方法

Potyondy與Bunte（2007）以及Bevenger與King（1995）提出以小圓石計數資料的試算表格工具與說明。這些試算表可用來比較計畫河段與相關河段/水域，有助於河川復育監測計畫實施。若統計學上此計畫河段所選擇沉積物尺寸等級異於相關河段，具統計應用方法的試算表可用來判定。試算表可上網 www.stream.fs.fed.us/publications/software.html。

2. 淺瀨穩定度指數 (RSI)

Kappesser (2002) 開發了可估算坡降2-4%時淺瀨河床沉積物供應增加程度的一套淺瀨穩定度指數 (RSI)。Kappesser指出RSI可應用於水源區活動所形成土砂在淺瀨沉積並填入深潭的情況，並能反映相關流域與完成整治流域土砂量多寡差異。

功能基準

河床基質分布之功能基準如下表8.10所示。Potyondy與Bunte (2007) 及Bevenger 與King (2005) 開發的「小圓石尺寸等級計數分析法」可應用於低比降與高比降河道。使用這套方法，功能正常河川之河床質分級與其他河段或水域並無統計學差異。無功能河川之計畫河川的統計學上，河床質比相關河段或流域細小。問題在於，目前並無可作為指引或建議實施的風險運作適當範圍，因此使用者須自行判定。

RSI設定了功能正常、風險運作與無功能（術語可能不同）之各種分數，因此適合運用在B3與F3b河道上。Kappesser (2002) 指出，愛達荷 (Idaho) 與吉尼亞 (Virginia) 淺瀨分數小於70，代表當地水域狀況良好（正常發揮功能）。70-85分則代表水域狀況還好（風險運作），若分數大於85，則代表狀況很差（無功能）。

表 8.10 河床質特性功能參數

量測方法	功能正常	風險運作	無功能
小圓石尺寸等級計數分析法	計畫河段的數字與相關河段並無統計上的差異	N/A	計畫河段與相關河段有統計上的差異（較細小）
Rosgen B3與F3b之淺瀨穩定度指數 (RSI)	< 70	70~85	> 85

第九章

河川理化學功能

河川理化學功能係水生生態系統是否健康的決定性因素。即使非常小的河水化學與棲地變化也可能影響溪流中之生物。理化學功能乃物理與化學交互作用產生的過程，可用來產生包括氣溫、溶氧量、溶氧傳輸、pH值與濁度等河川基本水質，並促進營養鹽與有機碳形成過程。其中可用來說明河川金字塔功能中之理化學參數，請見金字塔第四層，這些參數可作為有利於生物群落的河川狀況直接與非直接指標（第五層）。依據相關條件與河川實際狀況所擬定之計畫河川應設定哪些參數，掌握此就能實施綜合性的河川物理化學評估。判定條件之重點在於是否為影響生物群落的相關河川數據。實施評估前先看過依據水質標準，取得的河床載日最大量（TMDL），評估並掌握具體流域計畫，就能決定何者是河川所需的物理化學構成。這些參考資料可用來確認哪些已完成量測，以及目前改善水質監測方法所運用的監測理化學參數。

實施理化學功能量測也須瞭解，有些現存影響變數不會受河段復育尺度影響。變數包含來自上游的外部污染流入、點源與非點源污染以及集水區土地利用方式改變的影響。這些變數清楚顯示若復育計畫旨在提升河川物理化學功能，復育計畫一開始須選擇正確地點與河段長度。氣候因素也會明顯影響物理化學功能，但在這類環境變數無法進行任何尺度的控制。有些超出復育計畫範圍的變數，可透過與上游、下游及相關河川條件作比較而取得的可控變數分化出來。這種可用來進行河段河川復育統計信賴度實際影響評估的方法，應考慮建立其功能基準。

本章表9.1有物理化學參數列表，以及相關量測方法及可行的功能基準。雖然許多附加參數可用來判定包括鹼度、重金屬污染等物理化學功能，但本書所介紹的這些參數堪稱最普遍且為環境評估與河川復育之最重要參數。附錄Ac有列出搭配方法種類、效果等級、複雜度等級以及是否屬功能性參數之直接或間接量測等資訊的物理化學量測方法舉例。這些可用來進行判定的標準第4章已有所討論。

表 9.1 物理化學參數、量測方法與功能基準有效性

參數	測定方法	功能基準
水質	1. 氣溫 2. 溶氧 3. 溶氧傳輸 4. pH值 5. 濁度	是 是 是 是 是
營養鹽	1. 以溶劑反應進行現場測試 2. 實驗室分析	是 是
有機碳	1. 實驗室分析	是

9.1 » 參數：水質

說明

溫度

溫度係可顯示水溫高或低之物理性質。河川溫度能直接影響包括溶氧（DO）濃度、溶氧傳輸與pH值（USGS，2010）等其他物理化學參數。溫度提高時，水體中溶氧會因為氣體溶解度受氣溫影響而降低，溫水DO少於冷水（Mortimer，1981）。當氣溫提高，溶氧傳輸效率提高，更多水分子溶解而釋放離子進入溪水中。這些離子也會影響可用來量測水體中的氫與氫氧化物pH值（Stumm與Morgan，1996）。氣溫能控制水中生物生活史、空間分布與所有營養級代謝，河川內生物功能也會受其影響。溫度訊號會控制大部分河川生物生活史，會發出訊號的活動則有微生物群落繁殖、底棲無脊椎動物大量出現以及魚類產卵（Hynes，1970）。河川溫度可能在短距離微環境中產生明顯變化，例如，溫暖的回水沉積區與主河道之間可能產生溫度差異（Hauer與Hill，2006）。溫暖河川溫度會加速代謝，例如光合作用與呼吸作用；反之，大部分水生生物寒冷季節會降低代謝（Hynes，1970）。養魚業者早就發現溫度對魚類分布的重要性，並引導河川激流進入溫水與冷水河川，以形成棲地（Moyle與Cech，1982）。

河川水溫會受氣候、水流量與深度、陽光曝曬度與濱水森林帶鬱閉度等影響。水面上方空氣氣溫會透過熱傳導影響河川水溫。雖然水有較高潛熱使得河水溫度起伏較小，但每天與每個季節河水溫度仍會受該期間氣溫影響而起伏（Hauer與Hill，2006）。流域逕流與河川水流之間有夠大溫差以及進入河川的逕流量夠大時，降水量與流域逕流會影響河川水溫。電廠與工廠所排放廢水以及透過河床與河岸注入的低流區地下水等點源，也會造成相同的影響（USEPA，1997b）。

受土壤溫度影響，地下水夏天通常比周邊地面水溫低，冬天則較高（Smith，2005）。流動河水透過紊流擾動、混合表面水與地下水影響溫度會形成比死水更平均的水溫溫度。較深、較大河川會有介於地表水與地下水之間較大的水溫梯度變化，小河川淺水處則變動較小（Hynes，1970）。水深處較不受陽光照射與大氣氣溫影響，水溫因此下降（Wetzel，2001）。但也有例外，例如表水水溫降到低於結冰溫度時，深水區扮演隔離層角色而保持溫暖（Hynes，1970）。特別是開放水域，陽光照射常是影響河水溫度最重要因素（Hauer與Hill，2006）。陽光對河水溫度影響大小主要依現場狀況及相關河岸森林緩衝帶鬱閉度而定。緻密森林鬱閉度會過濾更多陽光，避免陽光幅射引致升溫、抑制河水溫度變化（Allan與Castillo，2007）。陽光照射量也會因為不同地理緯度產生差異，不同日期與季節也會變動。

若河川水溫明顯與相關河川水面四周量測到的氣溫不同，就得調節才能保護生物群落健康。即使水域逕流與點源污染排放等外水貢獻所產生的溫度變化多難控制，河川保育單位應判定其影響大小，並先納入復育計畫。流動河水充分混合因此溫度波動較小，河川復育技術能藉由供給足夠基本流量與水流延時（等級1）以有助於調節水溫，有許多可透過低流區與河岸地下水交換而協助調節河水溫度的方法。等級2所介紹的洪氾區連通性指通過低流區、更持續性流出能緩慢地補注地下水（Winter等，1998）。河川側向穩定、河岸森林緩衝帶與河床形態多樣性高低等等級3之參數都可調節水溫。施作高效率水砂輸送穩定河道有助於維持持續性的基本流量，河岸森林緩衝帶與河道內大型樹木殘枝（LWD）供給遮蔭，能長時間維持較低的長期河水溫度（圖9.1）。河川河道改變可促進形成深潭等河床形態多樣性，有助於調節各種生物棲地所需水溫。

激流系統出現下列狀況時周邊流水溫度會較少波動：

- 流域逕流水溫與河水溫度差異非常小；
- 有足夠基本流量來避免可能形成之滯水區；
- 與洪氾區連通、有潛流區地下水補注維持穩定水溫；
- 已施作可供給遮蔭的河岸森林緩衝帶，協助維持夏季河水低溫，能調節溫度而達成常時溫度低於波動；以及
- 有足夠的河床形態多樣性，例如深潭供給魚類棲地所需較涼的水與覆蓋面（原木、石塊與淘刷河岸）以及可降水溫之遮蔭。

圖 9.1 復育後突出河面的植生可遮蔭



圖9.1a 復育工程剛結束時的狀況



圖 9.1b 復育工程完工七年後的某河段，突出河面的植生產生遮蔭而減少溫度變化

引自: Michael Baker Corporation 授權轉貼

溶氧

水體溶氧乃河川生物維持其生命所不可或缺。溶氧量會影響生物呼吸速率，其他無機營養鹽類化學成分也會溶解水中。激流系統表面水與地表下水溶氧交換養活微生物群落並供給河川生物棲地底層潛流區，這些影響因素變得很重要（Wetzel, 2001）。

氧氣主要透過大氣擴散進入水體。河川水流產生紊流攪動進一步從大氣夾帶氧氣進入水中（USEPA, 1997b）。激流系統的紊流係粗糙河道河床（Hynes, 1970）與結構所產生。例如水面上河川塊石與大型樹木殘枝產生漩渦與水、空氣混合（Gordon等, 2004）。水體溶氧濃度與大氣中的氧氣達成平衡，即可視為飽合溶氧量，也會受氣溫、海拔與水

的酸鹼度影響，冷水溶氧比溫水多。大河川的氣溫在影響溶氧濃度上，可能扮演比氧氣擴散更重要的角色，原因是相對於水量，其水面面積較小且擾動較少。小河川中的湍流可維持接近飽合的溶氧濃度，且不會受不同日期與季節溫度變化影響（Allan與Castillo，2007）。高海拔河川因氣壓不同，通常溶氧濃度比低海拔河川更高（USEPA，1997b），而且河水鹹度提高時溶氧濃度會降低（Wetzel，2001）。

氧氣會透過生物與化學過程而在激流系統之中既生產也消費。主要的生產者例如浮游植物群落、水藻與水生植物（大型植物）會在光合作用過程中釋出氧氣，這也是使用無機碳（CO₂）與太陽能而產生有機物的過程。從微生物到魚類的各種水生生物會在呼吸過程中代謝有機物同時消耗氧氣。較大且流速緩慢之河川有較充分的陽光曝曬，較強烈的光合作用能在白天提升溶氧濃度，然後夜間溶氧濃度降低。若無這些生物學過程，每天的河水溫度變化與越來越低的氧氣擴散率可能造成河川往相反方向發展（Allan與Castillo，2007）。不管是透過直接化學反應還是透過微生物呼吸之間接刺激，溶氧濃度也可能受到水中溶解有機物質多寡影響（Wetzel，2001）。

自然河川的氧氣供應率會與氧氣擴散、氧氣溶解、光合作用以及透過生物代謝與非生物化學反應產生的氧氣消耗率達成平衡（Wetzel，2001）。這樣的平衡能確保氧氣生產量大於消耗量，充足的溶氧也就足以在所有營養級上支持生物。類似來自地表逕流與點源排放的過多營養鹽與有機廢物等污染，可能破壞這種平衡且形成更嚴重的氧氣消耗。最常見的例子是藻華（水體內營養鹽含量過多導致藻類大量繁殖），這就是所謂的河川優氧化。雖然藻類光合作用會產生氧氣，但藻類生物質及其廢棄物渣滓分解過程中微生物呼吸加快大量增加溶氧消耗（Carpenter等，1998）。於是劇烈的氧氣消耗可能造成水體內形成厭氧狀態而傷害水中其他生物，魚類等因此死亡（Hynes，1960）。

溶氧濃度偏低的污染河川，可移除過多營養鹽來源與水域排放有機污染物而改善，這部分也會影響河川水流。就河段尺度而言，使用等級2所示、提升水流動力的河道整治等河川復育技術，能改善溶氧濃度。縮減已過度拓寬的河道並提高河槽比降可維持河川具良好氧氣擴散率的基本流量。移除水壩等河道內阻擋水流的構造物可恢復河水流動並避免這

些障礙物後方的河水溫度上升。巨礫（漂礫）群與上拱型固床工類河川內構造物可改善河川地形功能並增加水流攪動（Fischenich與Seal，1999）。（見圖9.2）建立河岸森林緩衝帶可間接以遮蔭降低河川溫度而提升溶氧濃度。

以下狀況河川系統有較高的溶氧濃度：

- 河川內營養鹽與有機汙染物含量受控制不至於過多，維持生物系統平衡且呼吸所消耗溶氧不會多於生產量；
- 透過溶解與混合，流動中的水含有多於死水的氧氣；
- 河川內的構造物能打破水面而產生擾動與混合；而且
- 建立河岸森林緩衝帶後，其所產生的遮蔭可降低水溫並提升水體溶氧能力。

圖 9.2 河床塊石拱型構造可增加水流攪動



引自：Michael Baker Corporation授權轉貼

導電度

導電度是水透過水體中溶解離子傳導電流的能力。無機化合物是很好的導體，有機化合物則是較差導體。因而導電度可用來估算水體中存在多少溶解無機化合物固形物（Eaton等，2005）。水體中溶解的常見無機離子包含氯化物、硝酸鹽、硫酸鹽與磷酸鹽等陰離子，以及鈉、鎂、鈣、鉀、鋁等陽離子。導電度主要當作河川健康基準化學指標，

並且是河川復育計畫用來篩選地點的良好工具。導電度可量測排放進入河川的物質特性變化、外來水流之貢獻、汙染物含量及其他因素對河川水流化學構成之影響（USEPA，1997b）。

導電度高低依大範圍的帶電離子而定，而不太受存在的離子種類影響。這些特性讓導電度成為水資源溶解固形物含量良好測定方法（Allan與Castillo，2007）。河水導電度明顯受氣溫影響。高溫會釋放更多離子進入溶液，提高導電度。藉由一般認為具明確導電度的標準溫度25°C時導電度，能算出氣溫之影響（USGS，2010）。導電度也會受地質、土壤與氣候等外在因素影響。與流經火成岩及變質岩地區相比，流經更容易風化的沉積岩，河川有更高的溶解離子濃度（Allan與Castillo，2007）。流經黏土與粉砂（泥沙）之河流則產生比惰性砂質更高的導電度，原因是黏土與粉砂具帶電分子（Essington，2005）。降水與逕流特性會影響河川導電度。溫暖地區降水事件會稀釋地表水溶解離子濃度。不過有些時若與接收流（受納水流）相比、雨水溶解固化物濃度更高，降水也可能提高導電度。乾燥地區地表水會因為降雨少具有較高導電度。降雨少且蒸發嚴重地區土壤所累積鹽分會在地表逕流與地下水中迅速溶解（Walling，1984；Allan與Castillo，2007）。

具備下列條件，河川系統與相關河川條件類似的導電度量值間可相互比較：

- 流域逕流與點源汙染較少地區，原因是其具有高於接收流（受納水流）的固有導電度因而不受水流直接影響；並
- 建立可以供給遮陰穩定溫度之河岸森林緩衝帶，過濾地表逕流汙染物並降低提高水流溶解離子濃度之蒸發。

pH

pH值測定可呈現河水相對酸鹼度，pH值（0-14）係量測水（H₂O）分子構成物氫（H⁺）與氫氧化物（OH⁻）之對數濃度。pH值7.0代表中性，例如純水，其兩種離子達成平衡。河水所含溶解離子會和這些水離子相互影響而改變平衡。當 pH值低於7.0，水呈現酸性；pH值高於7.0呈鹼性（USEPA，1997b）。河川pH值對於喜好生活在pH值6.5到8.0之間的生物群落影響很明顯。不在這個pH值範圍內的河川可能降低生物多樣性，只有能承

受更極端pH值條件的物種（Hynek，1970）存活。與導電度相似，pH值也是河川復育計畫篩選地點的良好工具。低pH值乃因金屬與有毒化合物離子進入水體，對生物群落會造成負面影響（Allan與Castillo，2007）。

河川pH會受化學反應與水中溶解成分影響。自然河川之 H^+ 與 OH^- 離子主要是由電解或水解碳化合物產生（Wetzel，2001）。水離子與水體中溶解的離子交互作用，此pH變化會因此改變導電度，反之亦同。河川pH值會受氣溫影響，狀況類似前述的導電度（Stumm與Morgan，1996）。。

河水pH會受降水、集水區逕流以及土壤、地質等影響。因降水溶解了從大氣捕捉的離子，多半平均pH 5.6。人類生產活動所造成空氣汙染會產生pH較低於均值的酸雨（USEPA，2008）。集水區逕流是否提高河水酸度，視總降水量、逕流量與水面帶來汙染物多寡而定。流經土壤的河流有機酸含量較高，濕地與沼澤因此通常pH值較低。流經土壤的河水也會帶有較多的碳酸鹽與氫氧化物，例如來自石灰岩的水離子結合酸性氫離子產生緩衝容量，具較高pH值。沉積岩風化會形成鹼性土壤，來自火成岩的土壤則鹼性較低（Wetzel，2001）。同樣受地下水與周邊土壤化學性質影響，河水pH值受地下水補給影響，狀況類似前述導電度。

若具備下列條件，河川系統能參考使用條件類似的相關河川pH值：

- 流域逕流與點源汙染排放含較少汙染物，因其具較高導電度而減低直接影響下游承接之水流之pH值；並
- 建立可以供給遮陰穩定溫度之河岸森林緩衝帶，過濾酸雨和地表逕流汙染物並降低提高水流溶解離子濃度之蒸發作用。

濁度

濁度是以透過水體光量多寡測定的水清晰度（USEPA，1997b）。濁水會因為土壤顆粒、有機物質、浮游生物與染料等懸浮與溶解物質而呈現暗沉或各種顏色（USGS，2010）。濁度會影響其他物理化學參數並明顯影響生物群落。水濁時含較多懸浮微粒、吸收更多陽光，水溫因此提高。溶氧則因高濁度而降低。原因是此時溫度提高且光線無法滲透進入水中因而阻礙光合作用進行，生物的生命史與棲地會受高河水濁度負面影響。

水體中的懸浮物可能降低魚類覓食所需能見度、出現魚鰓被堵住等呼吸不順狀況。細粒土砂沉降後覆蓋河床底部生物之棲地，這些物質填塞氧氣交換低流區之縫隙空間。嚴重混濁狀態持續存在可能限制水生生物的繁殖發展（Hynes，1960；USEPA，1997b）。

自然狀態形成河水混濁的河川，除具較強大浮游生物生產力之外，流經有機物土壤的河水也會溶解腐植酸（Hynes，1970）。流域的逕流、水流動力與河道不穩定也可能導致河水混濁。黏土、泥沙與細砂等人類活動所產生細粒土砂，特別是在受攪動流域與不穩定河道，係河水混濁主要原因（Whipple等，1981）。這些土砂顆粒在集水區開發或農業活動期間由暴雨逕流從裸地帶進河川（Wolman與Schick，1967；USEPA，2003a）。集水區開發後出現許多不透水地面、更快形成大量逕流，且河道越來越不穩定加速河岸侵蝕。研究顯示，不穩定河道暴風雨勢漸結束後，受攪動流域可能持續高濁度（Hammer，1972；Whipple等，1981）。細粒土砂也可能吸收營養鹽。河川過多營養鹽會提高微生物繁殖率與河川生物質量，而使水濁問題長期化。細粒土砂也可能攜帶有害水生生命之農藥與重金屬等污染物（Hynes，1960）。

河川復育計畫可納入幾種控制水濁度的方法。最好搭配河段尺度之復育計畫，實施流域穩定措施並處理暴雨逕流水濁問題。規劃具洪氾區連通性的河道，可讓土砂沉積主要河道外圍且降低大型暴雨事件期間水流剪應力。創造更穩定河床能更有效率達成流域土砂搬運、保護河岸不受剪應力衝擊，避免河道侵蝕成為水體細粒土砂的來源。施作河岸森林緩衝區能降低逕流之細粒土砂，提升入滲作用而降低逕流流量。

有下列情況河川系統會產生較低的河水混濁濃度：

- 流域維持穩定，能避免從裸露流域土壤攜帶更多細粒土砂與相關營養鹽進入河川；
- 具洪氾區連動性，能促使更多泥沙沉積在洪氾平原而非河道，而且能讓水流動能耗散並降低大型暴風雨事件期間產生的河道侵蝕。
- 具足夠河道穩定性，可降低河床、減少河岸侵蝕；而且
- 有能降低逕流比率之河岸森林緩衝帶，能讓細粒土砂與相關污染物沉積、在較少侵蝕情況下達成河岸穩定。

調查方法

若要更有效率地測定基本水質參數，需規劃納入隨空間明顯變化參數、流況所造成波動的河川監測計畫。蒐集個別（特定）案例能即時取得某點的參數資訊，有助於取得具動力高度多樣性的激流系統有限資訊。最好持續實施監測才能更有效掌握其變化並可隨時比較目標河段與相關河段之差異。若要說明水質是否隨著時間出現變化，採樣數與採樣頻率對統計分析結果影響很大。有些個別案例成果級別是很簡便的水質參數，但恐怕難以持續監測而掌握各種變化。水質量測方法的複雜程度大體上屬於簡單到中等，視所使用儀器及統計細目與水準乃至於所依據相關條件及種群需求分析或判定其差異的專業能力（附錄Ac）而定。

測定基本水質參數而判定已復育河川之物理化學功能，需確認復育河段尺度不受復育影響的影響變數。來自上游的外來排放、點源與非點源分布以及流域土地使用方式改變等影響，都是河段尺度復育計畫所無法涵蓋到的變數。若要完全恢復這些水質參數，需進行整個流域尺度的復育工作，而且流域需有健康的上游。這些變數說明了擬定河川復育計畫階段，須考量復育地點與復育河段長度。氣候、地質與土壤也可能對基本水質造成明顯影響，而且任何尺度情況下都無法得到控制。超出復育計畫範圍的環境變數可與其他和上游、下游與相關河川狀況做比較瞭解其差異性。

下列各種量測方法係多種基本水質參數摘要。這些量測方法可視為直接評估河水物理化學功能之水質參數（附錄Ac）。接下來的參考資料有上述各種測定方法細部說明，也可參考「一般水與廢水檢測標準方法」概要說明（Eaton等，2005）。擬定監測計畫可參考資料含各州環保局與聯邦機構出版書籍，例如USEPA（1997b）指引，《自主測定：方法手冊》。測定方法與採樣計畫擬定可參考資料則有《河川生態之方法》（Hauer與Lamberti，2006）以及《湖泊學分析》（Wetzel與Likens，2000）。

1. 溫度

溫度通常可採用攝氏公制單位或華氏英國單位記錄到的度數。溫度可以標準玻管液體溫度計、電子熱敏電阻或成套的熱電偶量測取得（Hauer與Hill，2006）。溫度感測器之中

的儀表與探測棒通常能同時測定溶氧、導電度與pH值等參數，因此不需針對這些不同參數使用不同的裝置（USGS，2010）。建議使用通過NIST（美國國家標準暨技術研究院）認證完成校準的溫度計（Eaton等，2005）。

溫度是最容易變動之測定參數。考量許多物理化學參數與生物性的（等級5）功能會受溫度改變影響，因此最好儘可能降低溫度變化幅度。

監測時應考量外部因素對溫度的影響。首先應測定氣溫與降水，然後，選擇採樣地點時應瞭解，濱水帶鬱閉度與外部流入特別是地下水滲漏會影響水溫之因素。因此安裝溫度感測器前須先決定採樣目的。聚焦溫度影響力，若目的是達成混合良好之平均溫度，應避免可能地下水滲漏之地點，否則若需判定地下水與地表水交換，感測器可安裝在地下水滲漏地點。

2. 溶氧

溶氧（DO）通常測定其濃度（mg/L）或做為在完全飽和水體之中所占比例。飽和度判斷基準是單位大氣與水溫之下純水溶解氧氣總量。DO濃度判定相關圖表可參考Mortimer，1981、Eaton等（2005）。樣本蒐集完畢應於原地或立即測定溶氧值，避免微生物過程與溫度造成濃度改變。水流中實施測定可使用探測棒與儀表套件。溶氧探頭有精準半透膜或光學感測器，能偵測水體溶氧。使用探針與儀表，應一併測氣溫與氣壓，配合環境條件完成溶氧測定（USGS，2010）。若以水體採樣測定溶氧濃度，須能立即穩定水體溶氧。常用做法是溫克勒水中氧量法（電位滴定法），滴定前採樣區添加試劑（Hauer與Hill，2006）。溫克勒水中氧量法，精確度不如探針與儀表套件，但成本較低廉。

河川有其長度且許多生物需求不同，溶氧濃度因此變化很大，河水採樣最好針對深潭、淺灘、堤壩上下游河川、不同濱水帶森林鬱閉度河流區域不同地貌，乃至於地下水入滲與湧水、颱風逕流、點源汙染等測定地點可能明顯受外部流入水作用等狀況，採用不同的測定方法。

3. 導電度

導電度常使用探測棒與儀表套件，測定以毫西門子（mS）/cm或毫姆歐（mhos）/cm單位之電荷電阻（USEPA，1997b；Eaton等，2005）。溫度感測器通常包含導電度探測棒

與儀表，主要是這兩種項目關係密切。比電導（電導率）是已標準化的25°C基準溫度單位長度導電度量測方法（USGS，2010）。導電度測定可顯示水體總溶解固體（TDS）。實際的TDS可用導電度讀取值乘以介於0.55到0.9之間的經驗性決定要素（Eaton等，2005）。導電度測定也產生有用的基礎數據、顯示特別是外部流入與汙染增加時的長期水質變化。

4. pH

pH值可利用比色卡試驗或pH探測棒與儀表組，在河川現場或實驗室完成。採樣之河水須在二小時內完成量測，否則水中溶解二氧化碳與空氣反應會影響pH值。因此，現場測定較易且準確。pH值比色卡試驗做法係樣本放入試劑，使水產生顏色。比較產生顏色的水體和基準色材表，就能判定pH值。更精準的測定方法是使用pH探測棒或儀表組（USEPA，1997b）。這種pH檢測儀係測定玻璃電極與玻璃電極之間所產生電位（電勢）之氫離子活性功能。儀器讀取後顯示pH值或毫伏特值。也可用探測棒測定溫度，校正水溫對pH值測定結果之影響（USGS，2010）。

5. 濁度

濁度量測可以探測棒、儀表組等直接在河川現場或實驗室直接完成。這套儀器使用光源與光電管，測定被水中懸浮或溶解固體顆粒擠散或吸附的光強度。若無濁度，光可直接穿透水體。最常用的濁度測定單位為散射比濁度單位（NTU），測定值介於0到1000NTU之間（USEPA，1997b與USGS，2010）。濁度可直接以沙奇盤（透明度板）測定緩流河川（Wetzel與Likens，2000），也可用透明管測定（USEPA，1997b）。

濁度容易受河川水流狀況影響，颱風事件大量沉積物被地面逕流帶入河道，濁度等級明顯升高。大雨事件或雪溶後立刻測定濁度數字會很高。因此，河川濁度測定最好搭配監測長期實施，才能掌握洪水事件期間的濁度變化。畢竟只靠基流採樣無法取得充足濁度水準及其對生物群落潛在影響資訊。

功能基準

上游排放、點源汙染排放與水域土地利用方式改變等外在因素無法每次都取得控制，因此比河川構造更重要的是測定目標復育河段及相關河川之基本水質參數。復育河段上下游河川也應測定，才能判定哪些東西進出復育河段。確認這些問題有助於瞭解該當河段與相關河段狀況，且各參數與復育後的功能可用來做比較。

復育河川的狀況與相關河川的測定以及水質標準可用來評估河川化學發揮功能狀況。判定水生系統是否符合其指定用途，河川管理人員通常使用水質標準。決定指定用途前須先考量期望用途、河川對公共供水之價值、魚類、貝類與野生動物保護以及休閒、農業、工業及航行用途（USEPA，2011）。這些標準合格河川只是符合有這些系統的州所設定最低需求。水質標準各州規範差異很大，因此擬定監測計畫最好遵照各該州河川評估最低標準。EPA彙整各州水質標準資料庫，公布於官網（www.epa.gov/waterscience/standards/wqslibrary；USEPA，2007）。EPA也彙整各州水質監測相關資訊。相關數據集請見 www.epa.gov/storet。

依指定用途而設定有些條件或依特定物種之需求而設定臨界之水質標準。例如美國東部很多人努力復育野生美洲紅點鮭棲地，其水質標準高於休閒垂釣虹鱒河川復育所需者，可見不同物種需求不同。不論相關河川所實施之檢測還是針對期望用途所設定的適當水質標準，都可用來判定計畫河段是否發揮功能。檢測結果若只符合水質最低標準但無法應用到相關所有河川而只符合某些特定物種需求，這樣的功能水準屬風險運作。無法符合最低水質標準也無法應用到相關河川而且無法支持任何物種生存需求的河川，視為無功能。無水質標準及相關河道狀況與物種需求參數者，可判定為功能水準（表9.2）。濁度也許可依不同地點設定適當調整過的水質標準，因此，表中兩種類別都包含濁度。

表 9.2 基本水質功能基準

量測方法	功能	風險運作	無功能
氣溫	符合指定用途之水質標準	符合指定用途之水質標準	不符合指定用途之水質標準
DO(溶氧)	代表性的相關河川狀況且符合物種需求	非代表性的相關河川狀況且無法支撐物種需求	非代表性的相關河川狀況且無法支撐物種需求
濁度			
導電度	代表性的相關河川狀況且符合物種需求	非代表性的相關河川狀況或	統計學上不同於相關河川之狀況且
pH		無法支撐物種需求	無法支撐物種需求
濁度			

9.2 » 參數：營養鹽

說明

營養鹽是所有生物活命與成長所需之化學成分。無論是水生生態系還是陸地生態系，對生物成長影響最重要的營養鹽乃是氮與磷（Allan與Castillo，2007）。氮主要是以硝酸鹽（ NO_3^- ）與銨（ NH_4^+ ）離子等溶解的無機形式以及以有機氮的方式存在於大自然。氮透過降水、大氣沉降與擴散、原位固氮、地下水與地表逕流的方式進入河川。磷主要以無機磷酸鹽（ PO_4^{3-} ）與有機磷（USEPA，1997b）的形式存在。無論無機還是有機磷都能溶於水中且懸浮於水體，而成為生物質或附著沉積物之固形顆粒（USEPA，1997b；Allan與Castillo，2007）。磷主要是透過土壤與岩石風化以及附著地表逕流土壤的方式進入河川（Hynes，1970）。

自然河川大部分營養鹽都儲存在生物群落的生物質之中。在排泄與死亡有機物分解過程中，生物攝取與排放的營養鹽達成平衡。溶解的無機氮（ NO_3^- 與 NH_4^+ ）與磷（ PO_4^{3-} ）濃度非常低（Hynes，1970；Maybeck，1982）。溶解的營養鹽會往下游移動，持續進行非生物與生物形態以及無機與有機形態循環，便是所謂的養分儲積循環過程。溶解的無機營養鹽被活生物體吸收後將會變成沉積物或其他化學物質而從水體往沉積物

移動，於是又被釋出並往下游搬運（河川溶解物工作坊，1990；Newbold，1992）。養分儲積循環將營養鹽固定在生物群落與基質身上、降低下游河川營養鹽含量，有助於維持河川水質。但若營養鹽過度輸入，這種養分渦漩平衡仍會被明顯打破。河川溶解物工作坊（1990）與Webster與Valett（2006）著作有養分渦漩的詳細說明。

過多的營養鹽主要來自肥料、動物糞便及農業區地面逕流汙水、都市逕流以及人為直接點源排放等（圖 9.3；USEPA，2000）。氮也會透過空汙沉澱進入河川，最常見的是所謂的酸雨（USEPA，2008）。河川中過多營養鹽會過度刺激微生物繁殖造成河川優養化（圖 9.4；USEPA，2000）。美國河川受破壞主要原因之一是來自非點源的過多營養鹽（Carpenter等，1998；Allan，2004；USEPA，2009）。大自然環境中有許多可移除水體中過多營養鹽的過程。例如，氮可被生物質吸收、透過脫硝反應重新變成氮，或者被沉積物吸附、揮發（Bernot與Dodds，2005）。磷會被生物質吸收或吸附到沉積物上而脫離水體（USEPA，1997b）。河川中儲存營養鹽可能只是短暫過程，但最有效降低過多營養鹽的方法是避免過多營養鹽來源進入流域。

河川復育計畫有很多減輕河水過多營養鹽的方法。建立洪氾區連通性有助於營養豐富的沉積物沉積河道外沿、促進形成儲蓄營養鹽的健康河岸森林緩衝帶。河岸森林緩衝帶植物根區若與地下水位連通，就能移除多餘營養鹽而加速脫硝反應。完成河川整治讓深切河道恢復正常地形層面，能重新連通河岸森林緩衝帶與地下水。河道整治可增加河川長度與河水停滯河川時間，促進生物群落的營養鹽吸收與脫硝作用（Gucker與Pusch，2006）。（見圖9.5）河道穩定也能藉由更有效率地搬運河水與沉積物、避免河岸侵蝕所產生沉積物進入河川，以及維護微生物程序固定營養鹽的健康低流區而降低水體中的營養鹽（Hendricks，1993）。

河川系統若有下列狀況，能有效移除水體中過多的營養鹽：

- 過多非點源營養鹽可得到控制；
- 洪氾區連通性促進沉積物沉積、協助沉積物儲存並讓水位連通河岸森林緩衝帶之根域區，達成河川所需的脫硝作用；
- 建立可降低逕流率、促進相關營養鹽與沉積物沉積、維護河岸穩定並供給可吸收營養鹽的濱水帶植生；

- 蜿蜒河道可增加河川長度，因而降低流速並增加水文滯留時間（營養鹽處理所需之過程）；
- 河道穩定而能降低河岸侵蝕、減少細粒土砂產生；以及
- 健康的低流區，能促進形成微生物群落棲地而有效處理營養鹽。

圖 9.3 來自高爾夫球場係產生側向逕流的源頭



引自: Michael Baker Corporation授權轉貼

圖 9.4 高爾夫球場下游河川優氧化



引自: Michael Baker Corporation授權轉貼

圖 9.5 復育完成的蜿蜒河道



引自: Michael Baker Corporation授權轉貼

完成復育的蜿蜒河道能充分連通洪積平原。其地下水位與剛建立的河岸森林緩衝帶相連通。蜿蜒河道有幾種不同的河床形態與複雜性，能提高水力滯留時間，協助微生物處理營養鹽。

調查方法

營養鹽之化學檢測可在河川現場或實驗室完成，視所使用檢測方法以及所想達成的結果精密度而定。現場檢測可使用能快速、簡單完成許多營養鹽形態估算，通常內含可判定濃度的試劑及色環／色差計等套件。實驗室完成的營養鹽試驗主要使用特別設計的分析設備，能更精準掌握複雜化學反應。這類分析方法的詳細說明，參見Eaton等，（2005）。營養鹽檢測成果級別有的重視深度有的重視速度，視所使用工具、所需掌握樣本數目與多樣性以及依所需根據條件產生判定差異性多寡而定。使用現場測試套件成果級別複雜度較低；實驗室分析則複雜度較高（附錄Ac）。

氮濃度（mg/L）可分析包括硝酸鹽（ NO_3 ）與氨（ NH_3 ）之無機化合物形態水樣完成測定。亞硝酸鹽（ NO_2 ）乃脫硝反應（ NO_3 變成氮氣）即硝化作用（ NH_3 to NO_3 ）過程中所產生的中間無機態。不過，氮在水中任何時間濃度都非常低，基本上不必測定。硝酸鹽早已透過就在氨氣氧化（硝化作用）產生且溶入水中並從土壤溶濾出來而成為初級生產者的必須營養鹽，因此對於定量非常重要（Wetzel, 2001；Eaton等, 2005）。硝酸鹽可在河川現場使用電極與量測套件測定，但這種方法通常無法測得低於 1 mg/L的氮量。硝酸鹽也可以鎘還原法定量，過程中 NO_3 -與鎘離子反應產生呈色反應而完成濃度判釋。並非隨時都能從土壤中溶濾出來且立刻轉換成硝酸鹽、完成生物同化，自然河川中的氨氣濃度通常很低。河川現場可使用電極與量計組或水楊酸溶劑法（USEPA, 1997b；Eaton等, 2005）實施分析、測定。其他常用氮量測定方法主要是用來協助進行參數選擇。這些定量檢測也能和硝酸鹽與氨檢測搭配實施，用各種方法估算包含有機氮濃度之個別氮成分。總氮（TN）係無機與有機等所有氮態的總量。實驗室可使用過硫酸鹽消解法予以定量。另外，凱式定氮法（TKN）可用來進行有機氮與氨濃度定量分析（Wetzel與Likens, 2000；Eaton等, 2005）。

磷濃度（mg/L）可使用抗壞血酸法分析水體樣本的（正）磷酸鹽（ PO_4 ）測定之。測定總磷（TP）濃度（有機與非有機），樣本先以具強大氧化力的酸性溶液消解，不同態的磷會因此氧化成為磷酸鹽（ PO_4 ），如此就能進一步做抗壞血酸檢測。這兩種濃度值可用來判定是否為有機磷。已經溶解了的磷，這部分可先過濾與水中懸浮顆粒結合的磷，然後利用上面的磷酸鹽與總磷方法判定之。判定時重要形態之一是部分會產生生物同化、能溶解的無機 PO_4 （易溶反應磷）（SRP）。這部分可用原始 PO_4 濃度減去完成過濾的 PO_4 濃度判定（Wetzel與Likens, 2000；Eaton等, 2005）。

河水中的營養鹽持續在有機與無機形態以及不同生物群落之間、基質與水體之間循環，因此，檢測某個河川河段營養鹽時，應將這種養分儲積循環納入考量（Newbold，1992）。推動河川復育工作前最好充分上下游採樣，適度調查進出水體的營養鹽濃度基線。養分渦漩也可能在微生物生物質與底部沉積物中形成明顯的營養鹽儲存。儲存的營養鹽可能在特定河川條件下被帶入水體，即使汙染源已移除仍長期釋放營養鹽。因此復育完成後最好實施足夠時間長度的監測，確認降低營養鹽的目標是否已達成（USEPA，2000）。營養鹽加工方法比水體樣本分析法複雜，不在本文探討範圍。但若有足夠時間與資金進行詳細評估，這些方法仍然可行。相關加工方法參考資料請見Newbold等（1981），Payn 等（2005），以及Hauer與Lamberti（2006）。

營養監測計畫也應將外部排放進入關注河川河段以及水域人類活動等影響營養鹽濃度的狀況納入考量。復育計畫實施前後應監測該計畫河段中的各種營養鹽。最好以較大空間時間針對計畫河段上下游實施基線採樣，並與相關河段做比較。營養鹽監測最好將營養循環所造成的影響觀測延伸到足夠長度的下游。距離多長視營養負荷大小及營養鹽沉積、水流流速而定。有／無營養鹽的示蹤劑釋放研究可用來判定距離。營養鹽監測計畫最好也延展到復育工作完成後，觀察營養儲存所造成影響。評估營養鹽負荷除了比較現行狀況以及相關河川檢測，也應遵守各州的水質規範。

功能基準

營養鹽之功能基準類似回水水質參數。美國水文系統過度營養非常明顯，應依生物局限性的相對優養總量評價營養參數。不論相關河川所實施檢測還是針對期望用途設定適當水質標準，都是判定計畫河段是否發揮功能之最佳評估。假定依此功能基準相關河川條件能符合物種需求，即證明是適當的對照組河段。檢測結果若只符合水質最低標準但無法適用相關河川、符合某些特定物種需求，這樣的功能水準屬風險運作。無法符合最低水質標準也無法應用到相關河川並且無法支持任何物種生存需求的河川，視為無功能。無水質標準及相關河道狀況與物種需求的營養鹽，可判定為正常功能水準（表9.3）。

表 9.3 營養鹽功能基準

檢測方法	功能	風險運作	無功能
現場測試套件與實驗室分析	符合指定用途之水質標準	符合指定用途之水質標準	未符合指定用途之水質標準
	相關河川的代表性狀況	非相關河川的代表性狀況	非相關河川的代表性狀況
	並未造成優養化	並未造成優養化	造成優養化

9.3 » 參數：有機碳

說明

激流生態系透過有機碳代謝可產生能量。有機碳主要由河道外圍補充進來，也就是所謂的異地性。這類物質係由濱水帶植生與土壤有機物所貢獻。河道內所產生多餘有機碳是所謂的異地性。這類物質係在有機過程特別是透過大型植物與水中藻類光合作用產生（Allan與Castillo，2007）。最大比例的OC係無生命（腐植質）且與活體生物量無關（Wetzel，2001）。能否獲得有機碳會明顯影響河川中生物群落。具高林分鬱閉度且光合作用有限的小溪主要依賴微生物攝取分解OC，轉換熱能進入較高營養級。較大河川即使有較多光合作用機會，濁度、深度、下游河川OC輸送與洪氾平原注入等狀況對於微生物代謝仍然很重要（Vannote等，1980）。

有機碳可能被溶解（DOC）也可能處於顆粒狀態（POC），而且多半含有一半重量基位的有機物（OM）（Allan與Castillo，2007）。這兩種有機型態長期關係密切，文獻上二術語常交互使用。溶解的有機碳（DOC）通常是生物群落所能取得的以年度為基準的最大代謝庫，其DOC比例是：POC在大部分河川都大於1（Maybeck，1982； Webster與Meyer，1997）。DOC主要由源自土壤有機物的腐殖質構成，透過地下水進入河川。河川中的DOC會被微生物群落同化或於底層潛流區較大特定有機物透過微生物過程產生。DOC也可能被

以呼吸、凝滯與吸附到土壤顆粒等非生物過程轉化型態並直接被陽光曝曬而礦化。DOC通常幾天內就會快速完成其過程（Wetzel，2001）。特別是有機碳常與有機物質背景有關，且會被分割成細粒有機物（FPOM）與較粗顆粒有機物（CPOM）。FPOM通常由CPOM腐殖質變成、以植物落葉屑及木材碎片的形式存在，大小介於0.5 μ m與1mm之間（Wetzel，2001）。FPOM也可能漂浮在河床水體（懸浮質）上面或成為底部沉積物的一部分（Wallace等，2006）。CPOM是河川中體積大於1mm、供給重要固定碳源的有機物（Lamberti與Gregory，2006；See Level 3, Organic Matter Transport）。有機物特別形態產生過程通常得數週（FPOM）到數年（CPOM），方法主要是透過微生物分解或直接由包含大型無脊椎動物與魚類等較高營養級的消費。河川中能取得POC量的多寡視存在多少濱水帶植生、流域逕流特性與流域水流而定（Wetzel, 2001）。。

有機碳過程以類似營養鹽的模式發生，然後透過碳儲積循環往下游移動（Newbold等，1982）。有機碳會被活生物體同化或被河床底部沉積物吸收乃至於以循環的模式進行非生物性轉換。生物代謝要不是在有機碳消費過程中轉移進入食物鏈，就是再礦化變成無機二氧化碳氣體（CO₂）釋放進入水體。此過程可以很複雜，詳細說明見Newbold等（1982）、Thurman（1985）以及Webster與Benfield（1986）。有機物收支可用來創造河川的量化有機碳庫及其可用性（Cummins等，1983；Webster與Meyer，1997）。有機碳在激流非常重要，因此河川復育工作者應隨時注意提升復育計畫之中的有機碳可用性。建立河川與濱水帶間的連通性，創造很多有機碳源（Gregory等，1991；Lake等，2007）。河岸森林緩衝帶可從植生與水域地面逕流直接促進形成DOM與POM，然後間接透過土壤與地下水入滲（圖9.6）。洪氾區連通性使濱水區域河水成為有機物來源，並且避免大型洪水事件期間水力沖刷移走太多POM。文獻已充分證明，施作具充足地下水交換及氧有效度且能維持健康低流區正常的穩定河道乃有機過程所必需（Stanford與Ward，1988；Kasahara與Hill，2006；Kasahara，2007；Boulton等，2010）。復育具深潭的蜿蜒河道形態並施作根團、大型樹木殘枝（LWD）與上拱形固床工等構造物，能延長有機物質停留河道的時間（James and Henderson，2005）（見圖9.7）。

下列狀況可形成有機碳可用性與過程：

- 施作河岸森林緩衝帶可直接透過植生以及間接透過入滲提高地下水之OC（有機碳）；
- 洪氾區連通性有助於形成濱水帶植生與有機物質，且能降低洪水期間的河水流速；
- 健康潛流區有能夠形成OC、供給可促進產生DOC（溶解有機碳）的地下水交界面微生物群落，有助於形成生物棲地，而且
- 具有能創造機會讓OM（有機物）儲存深潭並增加POM（顆粒狀有機物）滯留時間之蜿蜒河道與河道內構造。

圖 9.6 河岸森林緩衝帶供給異地性物質



引自: Michael Baker Corporation 授權轉貼

圖9.6是都市河川復育工程完工後六年照片。圖中顯示秋季落葉從河岸森林緩衝帶進入河道。

圖 9.7 根圈與曲流帶有助於有機物質儲積



引自：Michael Baker Corporation授權轉貼

檢測方法

實驗室分析可判定水體樣本（mg/L）的相對有機碳含量。這類方法需蒐集不同樣本才能估算不同形態的有機碳，且需相當設備及專家進行檢測說明，因此和其他檢測方法相比成果等級與複雜等級較高（附錄Ac）。

通常以過濾來分離CPOM部分（1mm）、FPOM（0.45 μ m）與溶解部分（DOC）。溶解部分移除無機碳成分（CO₂，重碳酸鹽與碳酸鹽），即可使用總有機碳（TOC）分析儀進行定量。分析時使用高溫燃燒或UV/過硫酸鹽氧化法。從水樣過濾出來的部分放進高溫烤爐（550°C）且定量燃燒所損失質量，就能判定各種等級的氧化濃度（mg/L）（Wetzel與Likens，2000；Eaton等，2005）。

本節並未述及主要用來測定與河川基質、河床底部沉積物混凝的有機碳的DOC與FPOC法。這些量測方法與無機碳（CO₂）測定方法見階層5：微生物群落。Wetzel與Likens（2001）、Eaton等（2005）以及Hauer與Lamberti（2006）也提出特別的有機碳測定方法。Ehrman與Lamberti（1992）以及James與Henderson（2005）則提供估算CPOM，

特別是葉片與小型樹木殘枝量之測定方法。大體上，CPOM之儲積與釋放乃比較系統中殘留CPOM總數與其在系統內已移動之距離，然後利用對數比例線性回歸公式建模。

與營養鹽測定方法類似，因為會影響溶氧量，關注重點之外部排放所進入河段的營養鹽以及流域的人為活動都應納入考量。復育計畫實施前後都應在已完成提案的計畫河段實施溶氧濃度測定。最好能在計畫河段上下游乃至於相關河川實施基線採樣，才能適當地比較這些有空間限制且短暫的測定成果。最好儘量將溶氧監測拉長足夠距離到達下游，並儘量復育計畫完成後繼續實施一段期間，觀察溶氧渦漩效果，特別是營養鹽貯存成分。溶氧渦漩詳細測定內容頗複雜，本節不再說明（參見上文）。所有測定都應與相關狀況做比較，才能完成有效的評估。

功能基準

政府部門並未公布有機碳濃度與河川中有機過程相關功能基準。目前最佳評估有機碳濃度的方法是和相關河段進行量的比較（表9.4）。符合相關河段狀況之測定值，可代表該河段發揮功能。測定結果若無法符合相關河川之狀況，可視為風險運作。若溶氧濃度測定無法符合相關河段狀況，可視為無功能。依據相關河川發現的生物種類生物質與溶氧過程可判定臨界點。本節並未建議使用何種溶氧過程功能基準，但溶氧濃度會受生物代謝影響，階層5（生物學）有相關說明。但必要時物種生物量與群聚生物抽樣測定，特別是與微生物及底棲大型無脊椎動物群落的部分，可併入有效溶氧濃度評估。

表 9.4 有機碳功能基準

檢測方法	功能正常	風險運作	無功能
實驗室分析	符合相關河川狀況	不符合相關河川狀況	不符合相關河川狀況且低於充足有機過程判定之臨界點。

Page Intentionally Left Blank

第十章

生物學

生物學功能位於河川功能金字塔架構頂端。其功能包含支持水生與濱水帶動植物生命史之過程。如前述，支撐生物學過程的激流系統能力視水文學、水利學、地形學與物理化學功能而定。河川生物群落有一種從初級生產者逐步往上移動到食物鏈上層魚類之高度互聯的營養結構。當棲地出現降級狀況代表失去低階功能，也就是一旦珍貴能量資源被移除，營養結構就會破壞而使生物及河體失去多樣性與豐富性。

生物學功能性指標包含微生物群落、大型植物群落、底棲大型無脊椎動物群落、魚類群落與地景連通性（連接度）。各種參數都有其不同的量測方法。各種參數、量測方法與是否具備功能基準之指標，如下表10.1所示。科學家已針對生物學功能深入研究河川狀況所可能產生詳細與複雜功能，並開發出可用來整合生態系統動態為河川狀況簡單快速評估方法的生態學指數。生態學指數常用來評估水質，但有些也曾用來評價整個河川狀況。因為目的是提供可全面評估生物狀態的工具，因此即使有些屬於較低層級參數，下列指數仍列入生物學類別。附錄Ac有一系列生物測量方法，以及該方法的類別、功能級別、複雜程度以及是否為功能性參數的直接或間接測量值等資訊。可用來進行相關判定的標準如第4章所示。

地景連結性列入生物學類別，原因是其代表符合其棲地需求且沿河川連續廊道分布而形成上下游水域目標物種或濱水帶物種之能力。河川廊道出現類似道路的物理阻斷會破壞河川與棲地連結需求。地景連通性只有在確認發現關注物種之後才會變得重要。例如，烏龜對於地形連通性的需求遠大於鹿與熊等大型哺乳類。一旦確認有關注物種，就會有地景連結性之需求。

表 10.1 生物學參數、量測方法與功能基準有效性

參數	量測方法	功能基準
微生物菌群	1. 分類方法 2. 非分類方法 3. 生物學指數	非 非 是
大型植物群落	1. 分類方法 2. 非分類方法 3. 生物學指數	非 非 是
底棲大型無脊椎動物群落	1. 分類方法 2. 非分類方法 3. 生物學指數	非 非 是
魚類群落	1. 分類方法 2. 非分類方法 3. 生物學指數	非 非 是
地景連結性	1. 空間分析 2. 物種示蹤 3. 棲地模型	非 非 非

10.1 » 參數：微生物菌群

說明

微生物菌群是激流系統基礎食物鏈，提供包括無脊椎動物與魚類等較高營養級之有機能。這類群落包含自養生物與異養生物，自養生物為初級生產者，透過攝取無機碳（CO₂）並釋放氧氣的光合作用過程製造有機化合物。微生物菌群之中最主要初級生產者為浮游植物群落與水藻。異養生物例如細菌與真菌乃食物鏈初級消費者。他們打破顆粒狀的有機碳（POC）消費溶解有機碳（DOC）取得能量而轉換成為較高營養級，然後輪到他們被消費。這項有機過程乃透過微生物呼吸釋出CO₂而完成（Allan 與Castillo，2007）。在激流系統，異養生物所生產物質是其他生物攝取熱能主要來源。這類初級生產在更高等級與陽光更充足河川會變得更明顯（Vannote等，1980；Minshall等，1985）。

微生物菌群懸浮水體上方，因此被稱為浮游生物或懸浮質浮游物。亦可能住在河川底面，因此又稱為水生附著生物。浮游生物包含自養的浮游植物群落與水藻、異養的浮游動物與細菌，一般的定義是「漂泊不定有機體」。水生附著生物是包含水藻、真菌、細菌、原生動物及其他物種連結河川底層與水體覆面，且包含自養與異養微生物的複雜群落

(Wetzel, 1983與Wetzel, 2001)。在激流系統之中，通常是提供較高營養級化學能的最重要微生物菌群。陽光充足且深水可避免水生附著生物過度滋生的大型河川，浮游生物所貢獻熱能更加重要。在水生附著生物層之中，初級生產與異養消費形成碳與營養鹽有效率循環的微生物環（Lowe與LaLiberte, 2006以及Allan與Castillo, 2007）。微生物菌群之中的初級生產與分解平衡能判定有機物與營養鹽對較高營養級的有效度，同時也能藉以判定水生生物能否取得足夠的氧氣。更詳細初級生產者與消費者相互關聯性的討論見Lamberti等（2006）。

微生物菌群會受水力、基質有效度、光線、碳與營養鹽、水質及消費族群等影響（Biggs, 1996；Janauer與Dokilul, 2006）。穩定河床基質（包括河床塊石、木材、沉積物與大型植物）的有效性雖受到颱風事件期間有限沖刷作用但仍能產生不同的、繁殖力強的微生物菌群。光線是初級生產活動所必須，同時也會決定水生附著生物產生之範圍（圖10.1）。溫度會透過對微生物代謝熱調控而影響微生物繁殖能力，因此是最重要基礎水質參數之一。微生物菌群動態特色之一是會每天或每個季節受陽光與溫度影響而改變。初級生產者需無機CO₂這種有用的碳，異養性細菌與真菌則需顆粒狀有機碳（POC）。低流區與孔隙水流能成為地下水DOC（溶解有機碳）來源，因此對於水生生物繁殖具重大影響（Boulton等, 1998；Wetzel, 2001）。過多營養鹽與有機汙染會過度刺激微生物繁殖，當其大量分解消耗氧氣大於氧生產量，就會對河川造成傷害（見河川物理化學章：營養鹽與有機碳）。無脊椎動物與魚類這種河川內消費族群也會因為其攝食習慣而對特別是水生附著生物這種微生物菌群造成嚴重影響（Lamberti, 1996）。大多數微生物生質量都是以腐植質形態被消費，但攝食活的組織仍較重要，畢竟活的組織較有營養（Cummins與Klug, 1979）。

層級1-4之中的大部分河川復育方法能協助打造穩定且具繁殖力的微生物菌群。非點源營養過剩與有機汙染應予以控制，條件是須確認颱風逕流期間微生物菌群能產生比消費更多的溶氧而達成平衡。若有洪氾區連通性並規劃可減少侵蝕流的河道，颱風期間就比較不會出現水流流速過大波動。洪氾區連通性也能促進沉積物淤積河岸外側而成為有機碳來源。河川最底面水生附著生物受大型洪水事件沖刷負面影響後，可能很長時間才能重新定植並提供食物與棲地。維持穩定與健康的潛流帶、供給DOC與營養鹽特別有利於水生附

著生物生長。河床形態多樣性對於產生淺水棲地非常重要，河床底面則能避免水流速度加快。施作具足夠沉積物輸送能力河道並維持穩定可避免洪水泥流砂淹沒底面水生附著生物群落。河道內有大型樹木殘枝與河道內構造物，能形成微生物菌群棲地且有助於洪水消能。藉由河川營造維持河床穩定及提升水質，可促進微生物菌群成長並維持平衡，進一步供給所有營養級更多的溶氧、食物與棲地。

具備下列條件的河川大概會產生健康且功能正常的微生物菌群：

- 已經移除過多的營養鹽與有機汙染物，可避免微生物菌群過度繁殖消耗太多溶氧；
- 具洪氾區連通性與滿槽河道，在大型颱風事件時可達成河水消能、避免河床底部過度沖刷，讓洪氾平原取得有機碳源，避免洪水泥流砂淹沒底面；
- 健康的潛流區能，促進形成水生附著生物棲地並提供地下水與顆粒狀有機碳（DOC）進入河道的接口；
- 不同的河床形態與河道內構造，能創造具不同光度的淺水棲地、達成河水消能並提供河道儲存與保有碳之機會，還能產生有大型樹木殘枝與塊石的河床底面；以及
- 具有能避免洪水泥流砂淹沒底面水生附著生物的河床穩定性，又可避免河水混濁對浮游生物與水生附著生物群落造成嚴重不良影響。

圖 10.1 具有淺水、沖刷有限且充足卵石底面的中型河川之優良水生附著生物棲地



引自：Will Harman攝影作品

測量方法

調查現場採集微生物菌群樣本帶回實驗室進行分析，用已知的水樣過濾技術從水體中蒐集供試用浮游生物樣本水體。刮除已知區域調查點位的天然基質或各種人造的培養基質，皆可蒐集水生附著生物。然後分析樣本的分類和非分類參數。藻類是樣本中最常見的微生物，乃因它們是微生物菌群之優勢族群，而且已建立完善分類學，其對環境壓力源的耐受性也已有廣泛的研究（Hines 1970；Stevenson 和Pan 1999；Stevenson和Smol 2003）。微生物菌群採樣的詳細方法和調查方法參見 Weitzel（1979）、Wetzel（1983）、Hill（1998）和Steinman等人（2006）的研究文獻，下文即總結常見之測量方法，包括分類和非分類測量的直接測量法，以及生物指數之間接測量法。

1. 分類測量

使用目視觀察與顯微鏡識別物種。本資訊可用來確定物種組成、相對豐度（存在數量）、物種多樣性和分類群豐富度。計劃河段可蒐集到這些資訊，但最好是從計劃河段上游或下游以及相關溪流蒐集。統計技術可用來確定研究計劃河段的族群數量是否不同於依相關河溪數據所建立的參考資料。

2. 非分類測量

生物量和生產力是微生物菌群的兩個非分類測量值。就生物量而言，樣本進行過濾並測定過濾後的生物材料乾重（105°C烘箱），再測量無灰乾質量（AFDM；500°C烘箱），便可確定浮游生物單位體積和水生附著生物單位面積碳基生物量。大多數植物含有各物種定量的葉綠素a成份，因此也可評估葉綠素a含量來估算藻類生物量比值。測量微生物生產力方法很多，生物量隨時間變化便是微生物生產力高低衡量標準之一。人造基質如固定樁、黏土磚和有機玻璃板可用來評估時間拓殖率，作為生產力的衡量標準。這些方法需考慮干擾造成的影響、微生物菌群的季節性變化、消費者交互作用和不同採樣日期可能發生的水質變化。藻類之初級生產力（質量/體積/時間或質量/面積/時間）也可使用氣體交換率測值進行評估。通常是在明暗容器的環境內24小時內測得氧氣量（Hynes，1970）。這些測定方法假設初級生產(PP)和群落呼吸(CR)是發生在光照環境下，只有CR是發生在黑暗環境中。底棲研究已採用特殊密閉空間之中的河流基質來測定初級

生產和呼吸作用（Bott等人 1978；Dodds和Brock 1998）的值大小。淨初級生產力(NPP)指儲存在生物質中的固定碳，即光照下測得的總初級生產力(GPP)減去黑暗中測得的CR值。另一種方法是測量放射示蹤劑（ ^{14}C 同位素）隨時間變化的吸收率，此乃適用於低密度藻類的測量方法（Peterson 和Fry 1987和Finlay 2001）。

3. 生物指數

微生物菌群已變成水質與各種河川狀態良好生物指標。其對環境壓力源的反應時間間隔比其他水生生物短而且測定時有較高的族群轉換率反應。水生附著植物之中最優勢族群的藻類常用來當作生物指標，理由如前述（Hill與 Herlihy，2000；Hill等，2000）。藻類對棲地消失以及營養鹽、金屬汙染、除草劑與烴（碳氫化合物）與酸化等汙染具特定反應特性。整合河川狀況檢測而取得分類與非分類指標所建立的大量相關數據調查，已建立許多水生附著生物藻類的生物指標（Karr，1993）。EPA快速生物評估法（RBP）的水生附著生物評估結果可當作不同特定地區與河川類型開發生物指數之參考（Hill與 Herlihy，2000）。這些指數可以只使用少數指標就完成快速河川評估。最好不要只單獨實施微生物菌群檢測，原因是這些族群及其消費者會相互影響，而且颱風期間群聚的生物族群之間有較多的干擾（Stevenson，1996）。

上述針對所有測定方法成果級別的說明應該已經相當深入，但有些特定生物指數可能只需普通成果。這些方法相對複雜，得專業訓練生物學家才能適當地蒐集生物、判定菌群落特性並有效率地比較該菌群與其他菌群的差異。此外，視所使用變量與方法而定，有些特定的生物指數方法的複雜程度只算中等（附錄Ac）。

功能基準

一般認為河床下切會降低生物多樣性，創造並形成只有少數耐受性高之物種存活的环境。健康河川基本上會有相當多物種生存，包括能在各種生物群落中維持生態平衡的耐受性物種。掌握這類物族群聚差異的前提是開發出可快速實施河川評估的生物指數。使用水生附著生物菌群的微生物監測工具，已由肯塔基州、蒙大拿州與奧克拉荷馬州開發完成（Stevenson與Bahls，1999），愛達荷州（Fore與Grafe，2002）以及東部太平洋中段地區（Fore，2003）等州開發中。這些生物指數之所以能夠被發現，主要因為特定地區

與環境條件未必都會出現如上述之假定狀況。本研究聚焦開發「微生物菌群可靠激流指數」，提供適當的充足相關的河段所需之特定種類與地區資訊。

其中一個生物指數是具有生物完整性的水生附著生物指數（PIBI），其所依據的數據資料係在阿巴拉契地區蒐集取得（Hill等，2000）。PIBI包含水藻類豐富度、相關豐富度、葉綠素與生物量（無灰乾塊體）、有機體現存量及鹼性磷酸酶活性等。狀況良好河川之功能PIBI指數在前25%範圍內。無功能河川環境條件變差，PIBI指數位低於25%。風險運作河川之PIBI指數介於上述二者之間。

表10.2 微生物群落功能基準

量測方法	功能	風險運作	無功能
生物完整性之水生附著生物指數 (PIBI；Hill等，2000)	72	61-71	60

10.2 » 參數：大型植物

說明

大型植物係生長在靠近或在激流環境的維管束植物、苔蘚植物與大藻類（Hynes，1970；Westlake，1974）。大型植物可依據其成長形態區分成出水植物（陸地到水深一米內）、浮葉植物（一到三米深）、沉水植物（水深可達十米處）以及漂浮植物（Sculthorpe，1967；Eaton等，2005）。大型植物量大時可透過初級生產過程成為重要原生能量。光合作用過程中，大型植物吸收陽光的能量將從空氣與水吸收的CO₂轉換成有機碳。此過程中氧氣釋放進入空氣與水中（Wetzel，2001）。

大型植物對激流生態系的影響大小視其豐富度及物種種類。植生與根系構造能提供微生物菌群棲地。底棲大型無脊椎動物與魚類以大型植物根團作為覓食區、繁殖區與躲避區（Bowden等，2006；Janauer與Dokulil，2006）。大型植物菌群對營養循環與有機物過程也有很大影響（Clarke，2002）。大部分大型植物在老化過程中被消費成為碎屑，然後被溶解成有機碳。活生物體被消費後成為小型碳源（Wetzel，2001）。根部位於河川底面的大型植物能促進河道穩定並改善空氣與水邊界氣體交換，特別是O₂與CO₂以及營養鹽（White與Hendricks，2000；Clarke，2002）。

大型植物的豐富度與多樣性會受諸多環境因素影響。其中，水文穩定度是控制其存活與生長的最重要變數（Westlake, 1974；Haslam, 1987）。坡度緩和河川的激流區與靠近河岸的迴水區會產生較多大型植物群落（Janauer與Dokulil, 2006）。大型植物密度提高，其群落就能降低河川水流動力、保護生物棲地並減緩洪水事件期間之沖刷及調整河川局部流況（Wetzel, 2001；Clarke, 2002）。河川疏浚會改變河道天然流態與沉積動力學，例如河床垂直切深、河道疏浚與施作堤壩攔水會帶給大型植物負面影響。研究顯示，在此狀況下大型植物群落可能種類減少、豐富度降低並且有些種類消失而變成其他更具耐受能力物種（Baattrup-Pedersen與Riis, 1999；O'Hare等, 2006）。另一項大型植物重要物理需求是充足陽光。小型森林河川常因林分鬱閉度而光線不足，大型植物就很難茂密。大型河川內水越深、濁度愈大光線越不足，因此，大型植物只出現在靠近河岸的淺水區。大型植物較常出現在水流緩且淺並有足夠日照的中型河川（West-lake, 1974；Baattrup-Pedersen, 2006）。

大型植物與所有激流生物一樣可能明顯受河川物理化學條件影響。它們有喜好的特定溫度與pH值範圍，並能取得生長與生產所需之碳與營養源。透過植生結構與根系吸收而從洪水流持續取得補充之來源，大型植物因此基本上能源源不斷獲取碳與營養鹽（Bowden等, 2006）。若出現過多營養鹽與有機汙染，大型植物群落會以其物種特殊的耐受性進行反應。許多研究已經確認，大型植物群遭受營養與有機汙染壓力，會展現物種耐受性、改變物種構成與豐富度（Holmes等, 1999；Schneider等, 2000；Haury等, 2006；Janauer與Dokulil, 2006）。因為能敏感察覺水質變化而進行改變，大型植物是河川狀況良好生物指標。因此具備類似層級4的功能。

復育完成的河道若要建立健康大型植物群落，河川須有適當族群生長的條件，而且有的生長在緩坡、淺水流與日照適當的地方。若相關河川有充分大型植物族群，河川復育技術就能協助形成生物棲地。有效率的洪氾區連通性與大型洪水事件期間降低河川流速等的水力方法，則可降低河水排放過程中產生的巨大波動，能因此有機會產生大型植物群落、降低根床沖刷。維持穩定水健康的低流區對於河床底面吸收營養鹽、進行碳與氣體交換的大型植物根部特別有幫助。河床形態多樣性對於大型植物產生淺水流生境與足夠土砂輸送能力以避免大型植物根床湛水非常重要。大型樹木殘枝與河道內構造能形

成大型植物棲地環境，避免出現洪水與迴水（圖 10.2）。推動河川營造能確保河道穩定、改善水質並促進大型植物定植與生長，可致使河川中產生更多的溶氧、有機碳與河川生物所需棲地。

健康的大型植物群落大概會出現在具備下列條件中的激流環境：

- 大型植物社會存在的區域需求，如受河川坡降控制的特定流態以及充足陽光與相對淺的水深，這樣的河段就會產生大型植物群落；
- 具備能減緩暴雨逕流、創造健康低流區而有助於植物根部發展的洪氾區連通性；
- 相對穩定的河水流速以及有助於大型植物定植的少波動河水流速；
- 能提供較淺棲地環境、協助提高土砂輸送效率以及避免大型植物根床湛水的河床形態多樣性；
- 具有能產生迴水區、提供遮蔽物與阻擋高速水流而有助於大型植物定植與生長的大型樹木殘枝；以及
- 具有能促進物種多樣性、達成族群動態平衡而有助於形成長期良好水質與所需河床生境的良好水質。

圖 10.2 復育完成的河道大型植物生長狀況



引自：Michael Baker Corporation 授權轉貼

量測方法

大型植物在最佳生長季實施評估，才能更有效確認其種類與生長狀況。生物量檢測內容則應包括不同季節整個植物的葉片、新芽與根部。有些物種之部分群落會在壯年（成熟）前枯萎。有些種類則在其生命循環之特定時段生物量集中於根部構造（Wetzel, 2001）。大型植物會因為光線緣故產生季節性生產力變化，因此採樣須相同地點且每年相同時間實施。大型植物對於溫度、營養鹽濃度與水流流況等理化學條件相當敏感，最好在適當大型植物取樣間距內實施這類參數與其他參數量測。做法可參考州採樣方法詳細指引。

大型植物之評估通常實施田野觀察，並針對河川採集有機體現存量檢測及實驗室分析。現場觀察可利用玻璃底桶及其他儀器深水區實施目視評估。大型植物樣本通常可在一個象限或樣帶劃定好的區域取得，然後決定採用怎樣的定量量測方法。樣本可用手採集或使用深水抓鉤等特殊工具。大型植物群落量測方法可參見Westlake（1974）、Dawson（2002）、Eaton等（2005）與Bowden等（2006）。

三種可用來實施大型植物群落類別檢測的方法如下。這三種類別與本章討論的其他生物群落相同，有分類學、與分類學直接有關的量測方法，及生物指數檢測等非直接方法。下列各種檢測方法功能級別的說明相當深入，但也有些特定生物指數只需做到普通程度。這類方法需受過訓練的生物學家才能蒐集到足夠的藻類與植物、判定該植物群落特性並有效率地比較該群落與相關狀況，因此算是比較複雜。此外，有些特定的生物指數方法視可能遇到的變數與所使用方法而定，複雜程度可能普通（附錄Ac）。

1. 分類學量測法

分類學量測法實施案例包含種類構成、相關豐富度與分類群豐度。大型植物種類基本上可目視觀測搭配生物檢索表確認。物理條件與濃度這種補充性的量測方法可用來估算大型植物族群數。

2. 非分類學量測方法

大型植物的生物量與初級生產率是評估其群落的常用方法。生物量可用濕重量與乾重量或無灰乾塊體測得。葉綠素a含量可做為生物量之量化評估，可依物種的成分與典型濃度知識進行生物質定量。其族群生產率則可透過長期蒐集生物量資料加以判定。這種

方法不必進行摩擦、損傷、死亡與呼吸所造成損失之相對應量測方法，即可取得其所產生的淨生產率。上節說明的微生物群落之中，藻類檢測的類似方法可應用於大型植物的初級生產率量測。

3. 生物指數

大型植物固定在河床不動、已建立分類系統、生態耐受度呈現很大的物種多樣性，以及已有成熟的採樣技術，因此可當作水質與河川生境可靠的生物指標。當然，進行採樣、評估河川狀況應記住特定生物群落都有其特性。大型植物若上游資源受限，可能沿河段產生明顯的自然差異，而且河川狀況改進之後得花很長時間才能完成重新移植，因此只能在成長季節進行物種確認（Trempe與Kohler，1995；Cronk與Fennessey，2001）。

美國已建立激流系統大型植物生物指數。不過，歐洲很早就把大型植物當作生物指數，而列入水生系統影響與衝擊減輕監管評估之一環（Water Framework Directive；European Commission，2000）。三個常用生物指標分別是平均熱帶河岸指數（MTR；Holmes等，1999）、河川大型植物生物指數（IBMR；Haury等，2006）以及大型植物熱帶指數（TIM；Schneider等，2000）。這些指數聚焦評估受影響河川優氧化問題。評估河床下降的整合性方法，見Ferreira等（2002）、Passauer等（2004）、Schaumburg等（2004）以及Meilenger（2005）之說明。這些方法使用檢測相對豐度、分類群豐度物種多樣性與分布，乃至於環境條件之物種耐受度等與所有有機生物指數類似的大型植物生態測度。建議實施評估的河段基本長度為100公尺，而且應蒐集足夠的相關河段（未受影響河川）數據資料進行各種生物指數比較。

功能基準

美國尚無河川中大型植物功能基準。現行歐洲基準可導入供為美國做法之指引。這些生物指數係依據植物種類及其已確認的生態條件耐受值，目前美國應該也需要確認這類物種功能基準。本書的「平均熱帶河岸方法」（Holmes等，1999）便是可用來評估河川營養過剩這種美國大多數河川共有問題所造成影響的生物指數（表10.3）。這種指數使用包含1（富養狀態）與10（未富養狀態）之物種耐受度值以及1（<1%）與9（>75%）

之物種覆蓋度值（SCV）的物種熱帶河岸（STR）來決定各種MTR分數。功能正常類河川不需降低營養鹽。風險運作河川則需監測營養鹽流入並實施營養鹽降低計畫。無功能河川則應針對特定河段降低營養鹽流入。另外有一種可和相關狀況對比、用來評估所有河川狀況的生物指數稱為「參考指數」（Reference Index, RI; Meilenger, 2005）。河川可依分類系統區分成幾類。表10.3之案例適用TN型河流即中型低地河川。這是比較相關狀況、算出大型植物成分與豐度之離差所得到的生物狀況分類。功能正常的河川可評價為高等或優良；風險運作河川則是普通，無功能河川則列入不佳類。

表 10.3 大型植物生物指數功能基準

量測方法	功能正常	風險運作	無功能
營養平均河岸 (MTR); Holmes等 1999	>5	25-65	<25
參考指數 (RI)	-50 到 100	-70 到 -50	< -70

10.3 » 參數：大型無脊椎動物群落

說明

激流系統的大型無脊椎動物群落一般由貽貝（軟體動物）、淡水螯蟹（甲殼綱動物）、蠕蟲（環節動物）與昆蟲（節肢動物）構成。水生昆蟲沿河床底面生活，通稱為底棲大型無脊椎動物，且因各種不同類型河川都有高多樣性與豐度，因此成為河川系統最重要生物族群。底棲大型無脊椎動物多半有水生未成年階段與陸生成年階段。牠們可棲息在許多河川不同區域（圖10.3），地點則視其主要攝食機制而定。水生昆蟲常依其攝取食物機能分類，主要有捕食、採集、刮取與撕碎（Cummins, 1973; Voshell, 2002）。以採集為主的昆蟲蒐集河床腐植質或過濾水體中腐植質；以刮取為主要覓食方法的昆蟲則刮取河床底面水生附著生物。撕碎覓食則是撕碎葉片等有機物，因此容易在河岸下方及河道樹木殘枝堆積物的葉堆中發現牠們。

大型無脊椎動物生命循環所需條件與過程對營養鹽與碳循環以及整個激流系統的能量移動都有重要影響。牠們扮演水生食物鏈的中間營養級角色，是能量往上轉換的重要

環節。底棲大型無脊椎動物攝取大型植物、有機物碎片及其他生物並回過頭來成為魚類與陸棲食蟲目動物的食物（Jack-son與Resh，1989；Wallace與Webster，1996）。能量在陸地與水生環境之間以及外來資源與原地資源之間流動（例如，原地能量輸出之後，回過頭來得到陸地系統將外來能量貢獻給河川河道而以成熟水生昆蟲出現的方式，整體完成了回歸陸地的能量流動）。

大型無脊椎動物會受水質、生境可用性與食物資源影響。大型無脊椎動物面對有機汙染源、沉積物與殺蟲劑以及生境條件會有一定程度的敏感度反應。大型無脊椎動物成為水質與河川狀況良好指標之原因，包括：1) 牠們有多季節跨度與相對較短的生命週期；2) 有不同的水質與河川狀況耐受性；以及3) 牠們的活動力略遜於魚類，無法輕易逃脫環境局部微擾（Kuehne，1962；Bartsch與Ingram，1966；Wilhm與Dorris，1968；Warren，1971；Cairns與Pratt，1993）。牠們有浮游生物、水生附著生物以及溶解的顆粒有機物等充足的食物資源，能促進底棲大型無脊椎動物生產率（Richardson，1993）。

即使環境嚴重惡化的河川系統底棲大型無脊椎動物群落仍能以各種河川復育方法而存活。洪氾區連通性與正確的滿槽河道設計能降低大型暴雨事件破壞生境及過多沖蝕沉砂覆蓋食物來源的不良影響。暴雨事件期間有機碳從洪氾平原帶進河川，細粒土砂則沉積洪氾平原而不致於淹沒河川生境。底棲大型無脊椎動物與潛流區關係密切，牠們以潛流區作為自然棲地並在此交換有機碳、以地下水與河水界面生長的水生附著生物作為食物，河川復育工程若能增加可用生境就能促進水生生物群落生長。河床形態多樣性與河道內構造能提供生境並促進河川穩定。大型樹木殘枝、根團及其他物質構造構築成的河床結構特別有利於大型無脊椎動物，原因是這類棲地環境提供休息與逃脫之遮蔽，增加覓食表面積，可捕捉更多有機物且拉長有機物停留河川的時間，因而支撐底棲大型無脊椎動物攝食集團之存活。河川中多出來的木質物質能提升大型無脊椎動物密度與物種多樣性（Gerhard與Reich，2000）。常納入河川復育計畫的濱水帶植物群落，復育後能提供溫度調節以及貢獻樹木殘枝與落葉而支撐食物鏈，對水生大型無脊椎動物的生存助益甚大。

若具有下列狀況就能產生功能正常、健康的大型無脊椎動物群落：

- 具有洪氾區連通性與滿槽河道，能讓大型洪水事件消能、避免河道底面過度沖刷，提供洪積平原有機碳源進入河川之通道且避免土砂淹沒河床底面棲地；
- 具有健康潛流帶，能提供大型無脊椎動物棲地、促進溶解物質交換與有效食物來源，有利於產生健康水生附著生物群落；
- 具河床形態多樣性與雜異度，能讓大型無脊椎動物覓食與生育、達成暴雨洪流消能，提供有機碳儲存與延長停留時間，提供大型樹木殘枝等底質並提供沖刷坑穴與遮蔽；
- 具有能避免土砂淹沒棲地而產生對濾食動物不良影響的濁度之河道穩定性；以及
- 具有濱水帶群落，能讓異地性碳（他源碳）進入河道成為食物來源，提供遮蔭促進降溫並提供植生根部形成有效棲地。

圖 10.3 大型無脊椎動物會出現有河床塊石與樹木殘枝的山區河川，形成淺瀨與深潭等河道多樣性棲地的地方。



引自：Stream Mechanics授權轉貼

量測方法

就生物實際尺度及河川逕流所能發現的高度多樣性而言，常年有水河槽最佳量測採樣是底棲大型無脊椎動物。量測底棲大型無脊椎動物族群復育後之恢復狀況，最好參考相關河川族群。河川復育後底棲大型無脊椎動物重新移生速度甚快，這些狀況因此能精準呈現復育河段的改變。

蒐集大型無脊椎動物一直很平均地有各種監測方案可用。可在不同棲地使用各種網子與濾器捕捉底棲物種、實施目視觀測。這些棲地包含淺灘、深潭、葉堆與樹木殘枝、沉積物乃至於大型植物植床。大型無脊椎動物樣本應收集量依棲地豐度而定，須收集多少生物體同樣依物種豐度而定，才能正確呈現其群落構造。美國已有人開發各種評估底棲大型無脊椎動物的方法與方案，包含EPA快速生物評估方案（RPB）方法（Barbour等，1999），EPA環境監測與評估計畫（EMAP）方法（Klemm等，2000）以及國家資源部北卡羅萊納分部的底棲大型無脊椎動物水質監測方案（NCDENR，2006），等。大型無脊椎動物會佔據河道中不同棲地，因此採集方案大多會多棲地採集。

分類學與非分類學方法以及生物指數監測間接方法，三種與生物性大型無脊椎動物群落有關的調查方法如下。除了某些特定生物指數只需一般成果等級，上述方法的成果屬較高等。上述方法也需專業生物學者從不同棲地精準蒐集大型無脊椎動物，判定其群落特性、與相關條件下所採集樣本做比較，算是比較複雜。此外，特定生物指數法難度不高，視其變數與方法而定（附錄Ac）。

1. 分類學檢測方法

底棲大型無脊椎動物樣本可使用物種組成、相對豐度與分類群豐度進行分類學方法評價。Mandaville（2002）提出族群指標全面檢討方法被廣泛用來估算大型無脊椎動物族群數目。實施物種判定可使用綜合檢索表等現有生物檢索表（例如，Peckarsky，1990；Merritt與Cummins，1996；Smith，2001；Thorp等，2009）。縮小採樣物種範圍可用各州或各地區檢索表，這也有助於確認大型無脊椎動物樣本。通常簡單樣本只需採集前三種對河川狀況最敏感物種：蜉蝣目（蜉蝣）、襀翅目（石蠅）以及毛翅目（石蛾）。採集並確認這三類物種分別取其英文字首，通稱為「EPT評估」。

2. 非分類學量測方法

可用來評估能量潛勢的生物量與次級生產量量測方法已被運用在大型無脊椎動物成長狀況檢測上。Benke (1984, 2010) 提出有助於掌握大型無脊椎動物次級生產量之生物學參數精采討論。有許多可用來檢測次級生產量的方法，主要取決於其所使用數據資料 (Benke與Hurn, 2010)。次級生產量包含某段時間的生物量檢測。這類研究常聚焦某單一年齡或同世代生物生產量。這方面較常用方法是突出型陷阱。這種設在水面的陷阱能捕捉離開水面的成年昆蟲並取得可用來估算族群豐度、生物量與生產量的數據資料。需動腦筋的是陷阱應設在何處才能取得代表性樣本 (Malison等, 2010)。突出型陷阱相對容易可達成此目的，但水生生物階段也可成熟蒐集方法、確認生物量、掌握一段時間之變化並判定其次級生產量 (Jaynie等, 2007)。

3. 生物指數

地方政府水資源部門廣泛使用底棲大型無脊椎動物作為監測工具 (Southerland 與 Stribling, 1995; USEPA, 2002)。長期監測生物族群與種類構成的過程中，若發現有正面或負面變化應予以公布。不同物種對污染的耐受力差異很大，有經驗的生物學者在判定底棲大型無脊椎動物種類時，看到族群樣本大概就能判定該生物是否來自承受逆境之水生生態系。

大型無脊椎動物生物指標通常有分類學與非分類學指標評估方法，由此可取得生物對河川狀況與棲地檢測耐受性之資訊。許多州的相關部門已依據不同地區相關河段所蒐集不同河川類型的測度 (指標) 與數據，開發了生物指標。

功能基準

以大型無脊椎動物群落判定河川功能是否正常之臨界值，需考量河川類型與預期的群落類型。基本上，應比較計畫地點之狀況和穩定的河川觀測結果。分類與非分類檢測方法之功能基準多半尚未建立。特定河川類型與地區所開發納入河川理化學與生物環境 (棲地) 條件檢測方法之生物指標，可用來當作功能基準，表 10.4 即為幾種生物指標舉例。落入無功能類別的河川分類群豐度都很低，而且幾乎都是水生軟體蟲或蠕蟲 (蚯蚓) 類環境耐受度非常高的分類群。Engel與Voshell (2002) 開發了一套提供「維吉尼亞自己的河川自己救」計畫志工使用之多指標量化指數，發現與專家判定結果非常接近 (96%)。該研究的志工發現，以大型無脊椎動物建立的候選指標15種具統計特性，適

合用來做水質檢測。目前尚未有人開發地方性具體的生物指標，本書的探討過程或許可供參考。本書所探討這些功能標準若能適用在其他地方，建議針對該處河川也實施採樣評估，以確認能形成檢測方法正確。

表 10.4 大型底棲動物功能基準

量測方法	功能正常	風險運作	無功能
Hilsenhoff 生物指數 (HBI) (Hilsenhoff, 1988)	0.00-4.25 優到非常好	4.26-5.75 好到尚可	5.76-10.00 相當差到非常差
WVSCI (Gerritsen 等, 2000; WVDEP)	68-100 非常好到好	45-61 優劣不明到尚可	0-45 差到非常差
維吉尼亞河川狀況指數 (Burton與 Gerritsen, 2003)	61-100 例外到與參考值相似	40-60 受損等級1	0-40 受損等級1 & 2
SOS 多測度指數 (Engel與 Voshell, 2002)	7-12 可接受	N/A	0-6 無法接受

10.4 » 參數：魚類群落

說明

魚類是河流與小溪中最無所不在的有脊椎物種。魚類在大多數激流系統扮演頂級捕食者角色且被許多陸生物種當做食物。河溪魚類有許多能適應在高流速環境生活，牠們可使用深潭、與具備覆蓋材料的下游河道以及河床底面或底面與水面間之潛流區為棲地。河溪魚類具梭形與流線形身體，可減緩高流速沖擊，牠們也能住在河床底部，利用對齊的胸鰭讓水流推著牠們往下游前進。魚類通常是能在河床底部覓食、具解剖學適應性的專業取食者。牠們能刮取附著藻類，捕殺躲在岩石之間的大型無脊椎動物、獵捕其他魚類。牠們也採用具再生產力的方法來保護卵與幼魚，例如在裸露塊石下方孵卵、打造可用來產卵的乾淨泡泡堆，或把卵埋在充分曝氣的乾淨礫石河床 (Balon, 1975)。

魚類群落包含食草動物、食蟲動物、食碎屑動物與食魚動物。牠們能將獲取的能量由低營養級到陸生動物等較高營養級捕食者口中，因而扮演水生食物鏈重要角色。就

像大型無脊椎動物嶄露頭角，魚類也是食物鏈之中將所生產或捕捉之能源從水域環境送到陸域環境的角色。魚類重要性最戲劇化的案例是洄游性鮭魚對水生食物鏈的影響力。這種魚類在海裡覓食、成長幾年才進入河溪產卵。產完卵牠們死亡，分解過程中變成大量營養源，大大提高食物鏈生產量，並回過頭來供給鮭魚幼魚養分，讓牠們成長到一定尺寸回歸海洋，然後再度洄游。因是河川中的捕食者，魚類族群會影響被捕食族群之結構，其中包含被捕食者會從一個棲地區塊往另一個移動（Sih與Wooster，1994），以及魚類族群本身經由相互捕食所形成的結構（Jackson等，2001）。從建立專屬族群食物資源的角度來看，魚類在激流生態系之中明顯扮演族群動態、營養鹽循環與能量流動之重要角色。

魚類族群能否完成其生命史所需條件基本上端看水流、水質與尋找棲地之能力而定。河溪需有充足水流才能讓魚類維持其移動性與生活能力。防砂壩這種構造物會阻斷魚類上下游動之通道，抑制水流而使河川退化到無法養活魚類的狀態。人類為了活動與消費而抽水，也可能讓特定季節缺乏足夠水流、造成正常水文狀態下水位持續偏低（Wootten，1992）。理化學參數改變也可能對魚類造成嚴重影響。魚類可能對水體中的溶氧量非常敏感。溶氧水平低於特定臨界值，可能對魚類族群造成毀滅性影響而出現魚群死亡現象（Hynes，1960）。河川水溫不只影響季節變化之中的魚類新陳代謝，也可能決定其分布（Hynes，1970）。有特定魚種存在才稱得上是魚類棲地，溫水河川與冷水河川差別很大（Moyle與Cech，1982）。復育河川之機能性生態，目標設定通常是改善所有魚類棲地。好的棲地能產生淺瀨、湍流、深潭與小溪河床型態，河道內也具備不同覆蓋材料。不同棲地具多樣化空間與時間尺度，能支持不同種類魚類完成其各階段生命史（Rohde等，1994）。多樣化棲地也能生產魚類所需多樣化食物資源，包含河道內提供藻類或大型無脊椎動物作為食物、淺瀨或樹木殘枝養活底棲大型無脊椎動物，乃至於讓食魚性魚類能伏擊小魚的溪流區塊。棲地多樣性多半與河川內魚類群落多樣性有關。

魚類通常是河道與利用該河道人口多寡最早形成關聯的部分。BASS與Trout Unlimited「鱒魚無限」等生態與環保支援團體的創造力已證明資源啟發貢獻之重要性。這些團體投入可觀資源於河川棲地與關注生物族群，直接保護、復育棲地，並常讓河川中所有使用該棲地的物種都受惠。這顯示民眾在乎河川水生資源支撐漁業之重要性。因

此，復育計畫對魚類族群很重要，應視之為值得正面評價有潛力參數。魚類相對長壽、會移動且生命史需優良水質，因此也是水質與河床條件的短期與長期指標。河川魚類族群評估所取得的重要資訊可用來瞭解生物群落功能、評價生態是否完整以及保護地面水源的水質（Barbour等，1999）。

河川復育工作就河川功能金字塔架構的各種基礎階層而言，對於魚類乃至於其他生物群落都有所裨益。水文學與流體動力學對魚類族群非常重要，特別是因為不同季節魚類都需要足夠的水流環境。因此，施作上游防砂壩及抽水使用之前，應先規劃確保河川水流持續。若無法達成上游河水狀況穩定，魚類棲地復育可能失敗。若河川目前有魚類或未來規劃復育相同規模數量的魚類，相關狀況的評估便是決定是否該實施復育的重要參考。上游魚類族群數目也會決定需重建的魚類群落數目。若上游無魚類族群，新開發的棲地就有必要引進魚類實施養魚。任何聯邦或地方政府單位所指定受威脅或瀕危魚類物種的特別關注魚類，規劃復育河川河道棲地構造都應予以優先考量。洪氾區連通性與滿槽河道水力參數會明顯影響魚類族群及其他生物群落的存續。支撐許多食餌種群的健康潛流區與河川底面能協助魚類取得食物來源。大型樹木殘枝、大型植物植床與多樣化河床形態所構成的河道內構造能形成魚類棲地，提供深潭與沖刷坑穴等魚類覓食、躲藏與繁殖生產場域（圖10.4）。建立河岸濱水緩衝帶、提供水溫調節所需遮蔭，也能提供食餌種群所需食物來源與大型樹木殘枝。優良水質非常重要，特別是透過河川構造以及能夾帶氧氣的水流擾動水流動力以及提供藻類與大型植物初級生產之棲地，都能維持溶氧水平。

健康且功能正常而能魚類群落存活的河川具備下列條件：

- 有源源不斷來自上游的水流，若能移除防砂壩、避免人類活動消耗過多水源，即能讓河川全年維持足夠水流；
- 有洪氾區連通性與滿槽河道在大型洪水事件中能發揮消能、避免河床底面過度沖刷的效能，有利於魚類在深潭重新繁殖且避免土砂淹沒河床底面棲地；
- 有可提供魚類食物來源、當作棲地的健康潛流區；
- 有足夠河床形態多樣性與河道內構造，魚類可在此覓食，建立繁殖棲地，河水能在消能且提供有機碳儲存與滯留機會，又有河床底面大型樹木殘枝與沖刷池讓魚類繁殖、覓食與躲避；

- 具河道穩定性，能避免土砂淹沒棲地與河道沖刷引致過度水濁；
- 具濱水帶群落，能提供外來碳源作為食物資源，且有樹蔭降水溫與能形成棲地根系；以及
- 具有魚類生存與健康所需之充足溶氧。

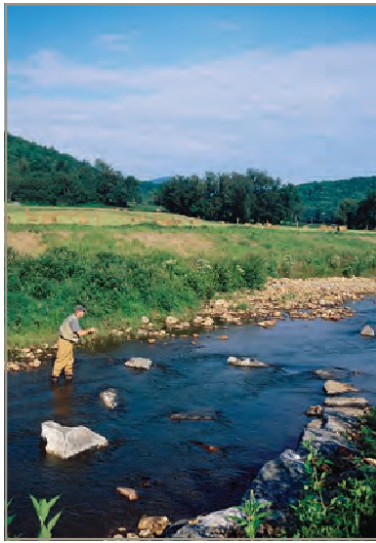


圖 10.4 河道內構造所產生之沖刷坑穴之魚類棲地，參考A J-HOOK（釣具公司）

引自：Michael Baker Corporation授權轉貼

量測方法

魚類資源採樣方法很多，選擇採樣方法應注意具重點參數量化檢測能力（Bonar等，2009）。USEPA's RBP（美國國家環保署所制定之「快速生物評估法」）（Barbour等，1999）建議大部分州政府漁業局處與民間魚類調查人員針對指定河段估算魚類數目多採取這種方法（Carle與Strub，1978；Zippin，1956）。也有人採用最少侵入性的方法，潛水進入研究河段而記錄所觀察到的物種。這也是長期以來估算魚類豐度與族群大小構造的電魚方法替代方案（Thurrow與Schill，1996；Mullner等，1998）。聯邦國家公園管理署與喬志麥森大學合作編寫了一本《生態評估方法資料庫》（2010）。該資料庫的出發點是提供公園管理者掌握及選擇各種水域魚類與棲地評估方法等管理實務之參考。該資料可上網：<http://assessmentmethods.nbii.gov>。

估算魚類群落數目須注意各種因素，包含河川內的魚類移動（路徑）以及資料判釋時應注意的河川上游水質問題。抽樣設計通常包含相同河川完成復育與未復育區塊之比較，且應進行復育前與復育後採樣比較。

生態魚類群落檢測方法，包含分類學與非分類學之直接檢測方法，以及生態指數檢測這種非直接方法等三種。除了特定生態指數只需普通等級，否則這種作法具有相當高的成效等級。這些方法須專業生物學者從不同棲地取得足量大型無脊椎動物、判定魚群特性並

比較該魚群與相關魚群的條件組合。此外，特定的生物指數方法可能因其所使用參數與方法而被定位為中等複雜度（附錄Ac）。

1. 分類測量

取得一個魚群的採樣後須確認個體所屬種群及其名稱。魚類樣本資料須寫明物種組成、個體相對豐富度、物種豐富度（或其他分類單元）、不同採樣地點的相似度、辛普森多樣性（歧異度）指數（Simpson，1949），或其他類似的指數與測量標準（測度）。

2. 非分類測量

魚群大小與生物量資料須記載一次採樣所取得魚類之長度與重量資料以及採樣區域粗估面積。其中魚類增長率或隨時間變化的生物質大小即為生產力估值。增長率資料須記載明確或魚齡估計，這部分工作比大多數復育監測計畫更為繁複；但此過程也同時是魚群生產力的不錯衡量標準。分類與非分類測量方法詳見Hauer與Lamberti（2006），《河川生態學方法》。

3. 生物學指數

和其他分類群一樣，魚群狀況優劣判定可參考生物整合指標（生物完整性指數，IBI）。Karr等（1986）建議的12種魚群測量方法可歸納為三大類：物種構成、生物構成與魚類個體豐富度以及生存狀況。這項方法也可用來估算魚群大小，有些州與地區的生物專家已反映當地河川狀況加以調整。Angermeier與Karr（1986）使用河川魚群IBI模式評估水質與棲地品質。Roth等（1996）使用魚群IBI，證明了棲地與魚群品質好壞高度相關。

功能基準

為獲得最佳成果，設立功能基準時應參考從復育河段上游之相關河段（或其他相關河川之上游河段）所取得的數據資料。設定這些基礎前應先蒐集足以說明時空間多樣性的複數樣本。若魚種估算包含足以支撐魚業的種群數目，實施估算的人員應諮詢各該州魚類主管機關，瞭解該州是否已建立哪些魚群基本呈現的變化範圍大小。這些資訊將可作為建立功能基準之經驗指導。

分類與非分類測量之功能基準基本上目前尚未建立。但已經有人制定了可當作功能基準使用、包含河川理化學與棲地狀況測量方法的特定河川類型生物指數與區域劃分。表

10.5為各種生物指數案例。可歸類為功能正常的河川具高度物種多樣性與個體相對豐富度，可標示為「優良」棲地。無功能類河川主要是分類群豐度很低，且有很多高環境耐受性物種，標示為「差」的河川棲地。

表 10.5 魚群功能基準

測定方法	功能正常	風險運作	無功能
中部大西洋高地 IBI(McCormick 等， 2001)	IBI > 72 優良到非常好	IBI = 56 to 71 尚可	IBI < 56 差
中西部魚群 IBI(Karr 等，1986)	48-60 優良到非常好	40-44 尚可	0-34 差到無魚

10.5 » 參數：地景連結性

說明

掌握河川生態系構造與功能方面，目前已確認全面地景觀點的重要性。建立河川生態系統理論須先確認河川與周邊陸域生態系統之關聯性（Hynes，1975；Minshall等，1985）。地景連結性概念的定義是「魚類在資源區塊間移動（生物行為）地形（物理構造）的便利或困難程度（Taylor等，1993）。其中包含地形的構造與功能面。構造面指棲地區塊間的物理關聯性及彼此間距離。河岸森林緩衝帶廊道規模大小是連通性結構面內容之一。地形的功能面會影響生物移動行為。大部分地景連結性優劣評估只做結構評估，這部分可能無法正確呈現空間尺度也不足以避免必要棲地喪失。若要讓關注魚類族群持續存活，須維持地景連結性之臨界點（With等，1997）。

河川復育計畫之地景連結性代表目標水質能否達成或濱水帶物種能否在棲地之間移動。魚類覓食與繁殖則會洄游河川上下游。底棲大型無脊椎動物的洄游範圍除了河川上下游之外，也可能在幼蟲與成蟲階段之間橫跨水路交接處。有些底棲大型無脊椎動物甚至需環繞水面不同的陸域棲地才能生存，河川復育計畫可利用河川功能金字塔架構各層級做法改善地景連結性。水力參數可透過包含地面逕流與地下水補給等水資源的交換，創造地景與激

流系統之連結。洪氾區連結性與建立各種河岸森林緩衝帶是另一種對於生物（動植物）在棲地區塊之間移動之重要「水陸連結」。微生物種群、植物種子與孢子以及有脊椎動物之卵會堆積在陸域棲地，然後在洪水事件期間移入激流系統。任何能促進棲地多樣性並讓動物種群產生移動通道或建立微生物與植物種群的河道內系統都是地景連結所必要。穩定河川能保護水域與陸域棲地，並讓各種物種在河川內移動。良好水質與資源可用性（碳與營養鹽）乃未來在棲地間移動且透過地景連結存活的健康生物區動植物所必需。

具備下列條件可促進形成地景連結：

- 形成健康河川廊道且與其他高品質河段長距離連通之復育河段；
- 具有能維持水陸棲地連通而讓生物共享資源的地面逕流與地下水補給；
- 具有能維持水陸棲地連通而讓生物共享資源而且能讓不同物種在生命史過程中在棲地之間移動的洪氾區連通與建立河岸森林緩衝帶；
- 具有能促進形成生物通道、棲地與河川生物所需能量基質的河道內構造；
- 具有能保護水域與陸域棲地的河川穩定性；以及
- 具有能提供生物移動與種群存續所需良好水質與資源可用性之環境條件；

量測方法

用來評估地景連結性的量測方法都是需高度成果等級的直接量測法。這類方法得會使用 GIS、GPS 與各種模型等評估工具並需專家蒐集與分析資料，多被認為比較複雜。其中有三種量測方法如下。

1. 空間分析

若要有效率地量測所有地景連結性，須同時具備結構性與功能性元件。可用地形的線性特徵來量測結構性的地景連結性，目前這項量測方法主要使用地理資訊系統（GIS）之類的空間分析技術。濱水帶河川廊道或靠近河川的森林化濕地區塊長度可當作線性特徵之案例。

2. 物種追蹤

功能性地景連結性量測方法須各別對應有相同行為的個別物種或種群，因而尚未完備。Taylor（1993）詳細指出可提移動率、分布範圍、分布過程中死亡及交界處等物種因應地形構造而移動之資訊的物種參數。物種移動不易測定，但物種行為之知識可從文獻或利用地面軌跡與衛星 GPS 科技蒐集取得。河川中的無脊椎動物與有脊椎動物可標記而進行監測。目前已有許多可追蹤大型水生物種（例如大西洋鮭魚；Eiler，1995）的軟體產品，但較小物種及鬱閉度問題如何解決尚無進展。這部分不妨請教熟悉這些關注物種的生態學者，透過其生活史瞭解其棲地所需環境條件，掌握地景連結性的量測方法也有助於了解這些生物的行為。

3. 棲地模型

依據文獻，目前已經有人開發完成可精準測定地景連結性的不同棲地模型（With 等，1997）。另外，也有人開發完成可協助進行棲地評估的 GIS 平台模型，請參見下列網站：

Circuitscape（國家公園，網站名）：www.circuitscape.org/Circuitscape/Welcome.html

Conefor Sensinode（網站名）：www.conefor.org

Funconn（獨角獸，網站名）：www.nrel.colostate.edu/projects/starmap/funconn_index.htm

Pathmatrix（通路矩陣，網站名）：cmpg.unibe.ch/software/pathmatrix

功能基準

目前尚未有地景連結性之功能基準。河川復育計畫應納入地景模型，才能儘量改善生態。但這種模型常超出河川計畫界線（與範圍），此時須注意，計畫擬定過程中應聚焦建立健康生物群落所需地景連結性。河川復育計畫選擇適當地點時也會遇到地景連結性問題。若要儘量改善上述之外的生物學參數，關鍵重點是復育河段須與高品質上游相關河段“連結”。如此完成復育之河段便能回過頭來提供必要條件而有助於推動下游復育工作，繼續完成河川之中特別挑選物種所需的地景連結性。鏈結、整合相關河川復育計畫有助於提升地景連結性、推動完成水域尺度之復育目標。這類整合性復育方案比個別流域中分散的河川河段，更能提升復育功效。

第十一章

河川功能金字塔架構的應用

本章提供三個河川功能金字塔架構應用的案例。這些案例有的創造了功能性長期目標與中短期目標，有的開發了河川評估方法，也有的建立了河川功能負債（損失）與利基（收益）減緩之判定方法。

設定長期目標是計畫擬定過程中最關鍵的部分，闡明計畫擬定之緣由及所設定之成功標準與期許。說明長期目標的章節需舉例說明達成目標時哪些河川功能可改善。河川功能評估與損害減輕章節概述如何運用金字塔架構表。本書並非開發功能性評估方法的教戰手冊，也不是河川損害減輕作法SOP。相反的，本章所提供之案例與範本旨在提供廣泛架構給專家學者與實務工作者參考，可用來創造更多明確或達到量化的功能評估與生態負債／收益判定方法。

11.1 » 增加的參數、量測方法與功能基準

現行河川功能金字塔架構包含可用來設定各種環境條件的功能性參數。不過，使用者可能得依據其計畫特性或評估目標而搭配使用其他功能性參數。特別是生物層級的復育計畫更容易出現這種狀況，原因是本書說明內容並未涵括所有水生與河岸生物。例如，本書並未述及蚌與兩棲動物。使用其功能性參數時，可參考以下第4章概述之選擇標準。

11.2 » 設定長期目標與中短期目標

設定長期目標與中短期目標乃是各種大小計畫最重要部分。條理清晰的長期與中短期目標是計畫成功之基礎。模糊、範圍太廣或條理混亂的長期與中短期目標通常會失敗與遭致誤解。長期與中短期目標的差異在於，長期目標指出復育計畫或工作必要性與願景；只是概括性期許，經常無法達成。中短期目標較具體，比較能清楚指出達成計畫的方法，基本上從功能基準的角度來看容易取得成效。

即使有此差異，仍應努力制定妥善的長期與中短期計畫。有些困難是因為計畫所設定的成果規模太大或類型特殊。例如，流域管理計畫通常得擬定涵蓋很大水域的大規模長期計畫與中短期計畫。河川復育計畫則只需制定某河段尺度的長期與中短期計畫，並且是完

**長期目標指出復育計畫或工作
必要性與願景；只是概括性之
期許，經常無法達成。中短期
目標較具體，比較能清楚指出
達成計畫的方法，基本上從功
能基準的角度來看容易取得成
效。**

成評估例如恢復哪些河川功能之後再決定如何執行。這可能是一種反覆的過程，計畫實施團隊得測試復育需求範圍，避免受計畫與水域大小限制。

監管與非監管計畫各有其長期與中短期計畫，只不過這部分不一定會與特定流域河段連結。例如，「鮭魚無限」這個非監管（無公權力）組織針對有很多鮭魚的河川擬定很大範圍的鮭魚河川水質改善長期計畫。清淨水法（聯邦水汙染控制 FWPCA，1972）

制定所有水路上游到下游都能釣魚與游泳的長期目標，之後許多依該水質標準制定了全部溪流與河川都指定用途的標準（FWPCA，1972）。濕地資源淨零損失係CWA第404條設定的長期目標，監管計畫之河川功能破壞減輕補償基礎之中的短期計畫係抵減不可避免之衝擊影響所造成環境損失〔33.C.F.R. § 332.3(a)(1)/40 C.F.R. § 230.93(a)(1)〕。

復育河川規模、模式與外觀等許多與CWA第404條有關的現行SOP，乃是取得復育利基之方法。這造成許多河川生態衝擊減輕計畫擬定時設定中短期復育規模、模式與外觀等長期計畫，而非依據CWA第404條監管計畫之功能目標，設定某些功能性提升目標，以抵減允許被破壞之生態損失以及更好的調整。

河川功能金字塔架構可用來協助制定流域管理計畫、監控與非監控計畫以及更好長期與中短期目標的河川復育計畫。簡單講，此金字塔架構有助於整合河川功能恢復長期與中短期計畫。例如，本金字塔架構可釐清河川功能提升、甚至評估功能性參數相關長期計畫。這種長期計畫應扣緊所關注之重要的河川功能，例如某些水生生物的生命史。前面的金字塔結構概述以及金字塔結構功能與參數已提供相關資訊。中短期目標則應協助說明可能改善哪些功能。中短期計畫也可用來建立達成長期目標所需的支援性功能金字塔結構功能與參

數、量測方法及功能基準都有助於中短期計畫之制定。上述圖表參見附錄A。其他可用來設定河川復育長期目標與中短期目標的工具，包括NRCS（美國農業部資源保育局）河川復育規劃手冊，第654篇、第2章（USDA NRCS 2007）與USACE（美國陸軍工兵部）技術說明書以及「生態復育計畫與標準」（McKay等，2012）。

設定長期目標與中短期目標須瞭解如何“進入”金字塔架構，例如如何開始運用金字塔架構。以下是流域管理計畫、監管與非監管計畫以及計畫制定方法案例。

流域管理計畫

流域管理計畫基本上包含二大部分，首先得概述水資源各種問題，提出各種改善方案與建議作法。這些改善方案有些是水資源保護或復育、暴雨最佳管理措施（BMPs）以及低衝擊開發（LID）等等。成功關鍵在於實施扣緊破壞的精準解決方案。就這部分而言，河川功能金字塔架構能回應下列問題而協助制定精準長期目標與中短期目標。

1. 注意附錄A之中的功能圖，確認流域之中已經喪失的功能種類，然後找出相關功能性參數，例如河道截彎取直與洪氾區連通性喪失，以及／或本地魚種族群減少。
2. 確認哪些功能可重新恢復。首先得掌握河川功能、水資源破壞之原因以及改善之可能性。
3. 再次注意金字塔架構圖。編號1所列舉改善受損功能所需評估的功能性支援參數是什麼？
4. 改善功能性參數需實施哪些復育工作？這部分包含健康之河川源頭保護與河床下切河道之恢復。這部分也須實施暴雨BMPs與LID。然後還得組成專業多學科團隊才能完成提升功能的改善工作。

要解決上述問題，團隊得花點時間設定扣緊流域功能受損問題及可能的改善方案。例如，視所需回應的問題而定，例如可設定如下的長期與中短期目標。

長期目標：

改善小口黑鱸漁業健康。（注意這部分相當於金字塔架構整體概觀的等級5。）

中短期目標：

1. 降低河川溫度並改善小口黑鱸所需溶氧濃度（等級4）。

2. 配合小口黑鱸棲地需求，促進河床形態多樣性（等級3）。
3. 促進形成洪氾區連通性，提供小口黑鱸所需水流動力（等級2）。
4. 提升流域逕流與流量延時，判定小口黑鱸生存所需適當狀況為何（等級1）。

上述中短期目標含有可實現更高層次長期目標、復育小口黑鱸漁業的功能性參數，不僅可量化，而且可具體估算。這些案例的參數有的具備功能基準監測方法。上述中短期目標只是舉例，實際擬定流域計畫時可改變或擴張。此外，若要符合上述流域規模的長期與中短期目標，可能需要更大範圍的改善方案。相關作法上一節的流域管理計畫第四項已有討論。

監管與非監管計畫

上述可當作流域管理計畫的方案，也可用在監管與非監管河川改善計畫。其中的非監管計畫例如流域聯盟與非營利組織，有設定計畫性長期目標與中短期目標。因為與某些水生生物受害類型有關，和流域管理計畫一樣處於長期目標，基本上都是在等級5成立。例如，「鱒魚無限」組織之長期目標即復育鱒魚漁業。金字塔架構的優點在於一旦確認關注的水生生物，就能透過可量化的中短期目標建立支持性功能。如此就能協助相關團體集中運用資源處理有明確影響力的關鍵功能。

這項作法對於清淨水法（FWPCA，1972）第303與404條的監管計畫也同樣有效。按照第303條規定，各州政府須制定能作水路特定用途的水質標準。未符合這些要求的河川將納入303(d)名單。針對污染受損的河水，應建立最大日負荷總量，以據以處理水質污染。河道堆積之土砂係依據303條(d)（USEPA，2012）所列全國溪流與河川排名第二的污染源。以生物監測結果推斷河川受損原因，結果發現土砂常是大型無脊椎動物族群受衝擊原因之一。

金字塔架構可用於生態受損水域改善計畫，金字塔架構所指出的因果關係乃是鎖定某些河段實施受損降載的替代方案。例如，先期評估可能發現，大型無脊椎動物族群豐度低且特定區域的耐受性魚種多於類似河段。其次，河川功能金字塔架構可用來確認支持健康大型無脊椎動物群落所需功能。第三，可進一步評估、確認功能（使用功能性參數與適合這項研究的測定方法）功能正常、風險運作還是無功能。最後，設定中短

期目標時可聚焦將無功能與風險運作參數轉成功能正常所需之改善措施。這部分可能得處理更多參數，而非只解決土砂問題，但也因此能產生有更多細節與成功可能性的計畫。

本金字塔架構也能用來改善與清淨水法第 404 條與衝擊補償減緩之長期與中短期目標。如上述，許多衝擊減緩措施提供者，依河道規模、模式與面貌改變之復育長期目標。通常這些工作及其他改變能產生生態衝擊減緩利基（USACE Wilmington 區等，2003；USACE Norfolk 區及VDEQ，2007；以及USACE Chartcaton 區，2010）。本金字塔架構可協助實務工作者設定與河川功能直接相關的長期與中短期計畫。過去幾年間越來越多人注意到阿帕拉契山區一帶開採煤礦造成生態衝擊，及相關的減緩河川衝擊之必要性。河川保育實務工作者與監管團體，特別透過現地衝擊減緩計畫等補償減緩措施，掌握評估河川功能改善狀況的方法。這些做法一開始得設定正確的長期與中短期目標。本金字塔架構可用來設定採礦等大規模河川地景改變時，相關現地河川衝擊減緩所需之長期與中短期目標，舉例如下。

長期目標例：

1. 透過現地衝擊減緩達成水質功能（功能性評估所定義之功能）回復。
2. 採礦行為停止後，以自然河道規劃技術重建小型水源區河溪網絡。

中短期目標例：

1. 和攪動前狀況相比，水質（pH 與導電度）處於類似或更適合魚類生存的範圍。
2. 和攪動前狀況相比，符合深潭間距長度與深度多樣性規定，具河床形態多樣性，成為河川功能金字塔架構所定位的「功能正常」。
3. 建立自然草地與樹木所構成的五十英尺寬河岸森林緩衝帶。
4. 完成復育的河道中有符合「功能正常」等級的大型樹木殘枝。
5. 完成復育河道的河岸侵蝕率小於或等於現況並符合「功能正常」等級。
6. 完成復育河道之洪氾區連通性符合「功能正常」等級。說明：洪水多發區的 V 型下切與崩積河谷的洪氾區連通性可能非常小。
7. 復育完成後的流量延時可符合河床攪動前之情形。
8. 復育完成後的水生生態系完整性分數符合或超過河床攪動前的估值。

這些長期與中短期目標只是舉例，可依據功能性評估與復育地點之地區知識修正。使用類似上述之中短期目標，其價值在於讓開發功能基準變得更容易。功能基準能輕易進行中短期目標量化。

復育計畫的長期與中短期目標

河川功能金字塔架構可能是設定復育計畫長期與中短期目標的最有用工具，畢竟選定復育地點且已完成某些功能形式或現況評估，代表已完成目標設定。下一節會討論如何運用金字塔架構進行功能性評估。更多如何規劃自然河道長期與中短期目標的資訊如下。

河川復育計畫通常以河段尺度實施，能明顯提升等級2與等級3參數之功能。不過，若要達成等級4與等級5的目標，需整合河段尺度復育與足夠的上游流域健康。換言之，若要達成等級4與等級5的長期目標，地點選定會變成非常重要。

設定長期與中短期目標可能得反復檢討。基本上實施功能性評估前，會先建立大範圍的長期目標。這樣的長期目標可能和大範圍流域復育計畫，例如前述流域管理計畫進行小口黑鱸魚場復育等。完成評估後就能確認妨礙小口黑鱸魚場復育的功能性損害。這些損害狀況可能出現在上游集水區且復育計畫無法解決問題。此時復育團隊可能得採不同作法，或依據該地點（河段尺度）所能完成的工作建立新的長期目標。可調整長期目標以改善洪氾區連通性、河床形態多樣性、橫向穩定性與濱水帶植生等等等級2與等級3的功能性參數。這些措施無法完成小口黑鱸魚場復育，但開發小口黑鱸所需要河道形式與棲地，可間接協助小口黑鱸恢復生機。

此案例說明了設定符合流域健康需求的長期計畫與中短期目標之重要性。河川復育計畫通常以河段尺度實施，能明顯提升等級2與等級3參數之功能。不過，若要達成等級4與等級5的目標，需整合河段尺度復育與足夠的上游流域健康。換言之，若要達成等級4與等級5的長期目標，地點選定會變成非常重要。

常犯的錯誤與改善方法

擬定河川復育計畫時很多人只設定改善水生生物棲地作為長期目標（Fischenich, 2006）。這樣的長期目標設定缺陷頗大，因為沒有明確指出要改善的是哪種生物的棲地。畢竟河蚌與鱒魚所需棲地環境不同。若復育計畫重點在於改善棲地這樣的長期目標，就需說明針對哪些標的物種，例如“本計畫的長期目標是恢復美國東南部野生溪鱒魚場。”這樣寫閱讀者能清楚瞭解計畫之目的。當然，“棲地”這個詞彙太籠統，涵括的東西太多。因此，比較好的長期目標設定不妨強調“希望能改善計畫河段內的野生溪鱒族群豐富度”。這樣的長期目標不僅容易評估其可行性，成敗的評量標準也相當明確。而且，與此長期目標有關的中短期目標就能確認，若要提升野生溪鱒豐富度須促進哪些低階功能性參數功能。因屬等級5長期目標，復育計畫執行前應先實施全流域評估，瞭解河段尺度的復育工作完成後上游河川狀況能否支撐溪鱒生存。若無法，可能得改實施也許是更上游的計畫河段復育。

另一種長期目標設定不佳的常見案例是單獨鎖定改善水質。以棲地為例，水質是非常籠統的概念，不同生物族群所需水質頗不相同。例如，西維吉尼亞地區環保人士多認為水質就是pH值與導電性，因為他們主要面對的是煤炭開採汙染。美國東部平原地帶環保人士水質方面則主要關注營養（例如氮與磷酸鹽）議題。美東山麓與山區地帶的環保人士最重視的水質問題則是河床沉積物與濁度問題。美國還有其他地區各有不同案例，端視水質受損主因為何。重點在於必須精準鎖定問題。設定復育長期目標需清楚說明水質改善重點，包括改善pH值、導電性、營養鹽、土砂沉積物或其他水質理化特性。有了長期計畫，還得設定達成長期目標所需先完成的中短期目標，確認支撐長期目標的低階功能性參數已發揮功能。此時就能判定河川復育計畫解決方案是否適當或須改參考其他方法或概念，例如河川復育計畫對水質導電性與pH值的影響其實很少。

11.3 »河川功能性評估

河川功能金字塔架構可協助規劃與檢討河川功能性評估。Somerville（2010）指出，河川評估常須完成各種監管與非監管才算完整，其中包含各種河川狀況的評估以及特定監管需求，範圍極廣。河川功能性評估之用途主要有以下幾種：

- 判定復育成功的可能性以及必須提升的機能；
- 判定河川已喪失哪些功能以及衝擊減緩補償計畫可恢復哪些功能；以及
- 可能可以實施的河川復育計畫定位為整個流域管理計畫的一部分。

河川功能性評估實施內容，包含金字塔架構之中原已發揮功能的參數，以及目前無功能但有助於瞭解各種類別功能的參數，例如，地形學分類之中的河岸比高可用來說明水流動力與洪氾區連通狀況。瞭解評估目的、基礎等級與地形學區域才能選出適當的參數，例如，有些地區（以及某些特定的復育類型）水流延時相較於其他地區明顯受限。希望快速完成評估作業可選擇簡易參數；較深入的研究則使用較複雜（且具功能）的複雜參數。

河川功能性評估以河川功能金字塔架構作為參考時應完成下列事項：

1. 決定評估之目的。
2. 由金字塔架構或其他有說明研究相關河川功能的參數資訊選出參數。其中包含支持性的功能。
3. 決定可用來評量參數的正確方法，例如速度或深度，簡單或複雜。這類選擇同樣視預算與評估目的而定。
4. 決定是否應針對溶岩地形、受威脅物種等地區特性導入哪些量測方法。
5. 檢討與量測方法相關的功能性基準，並依據當地環境條件與評估目的判定該功能基準是否適當。可以的話應依據由當地其他相關河川取得的資訊修改功能性基準。
6. 必要時應開發可用來判定河段整體功能以達成目標的評分方法，例如「功能正常」、「風險運作」或「無功能」。不妨也針對不同功能種類建立評分標準，例如用地形學來說明存在哪些功能性問題。
7. 設定評估（監測）之期程。
8. 實施功能性河川評估，瞭解其能否有效率評估河川功能，有需要可引進相關方法。

以下說明河川評估方法運用的三種常規，以及評估時可能運用的金字塔架構參數。

判定復育可能性與功能提升目標

河川功能金字塔架構可用來判定目標計畫地點復育成功可能性高低。若復育地點條件受限以及流域不健康，復育可能性等復育工作提升功能之最高水平。掌握復育可能性高低，才能明確規劃長期與中短期目標，必要時也可修改初期設定的長期目標與中短期目標。

這些評估方法可納入量化且說明復育前河道狀況的五種等級金字塔架構參數。等級1

的參數通常包含降水／逕流關係、河道設施流量與洪水頻率。這些參數可量化並說明從集水區流進河道的水，且須能完成河川功能評估水力與地形學的部分。等級2的參數主要是判定河道穩定性關鍵要素之水流動力與洪氾區連通性。水流動力一般以量測水流功率、剪應力與河流功率等進行評估。洪氾區連通性是最常見的評估項目，評估內容為河岸比高與河床下切比。若已知道滿槽水位高度就可使用電腦水力模型估算水位與流量之關係，並評估洪氾平原連通度高低。不過，

若要正確完成水力評估而判定河道穩定性，仍須實施現地河道橫斷面調查。河道縱斷面可用來測定復育河段的河岸比高。此縱斷面也可實施等級3的評估。

等級3參數含河川輸砂能力與土砂生產量、河道演變、河岸侵蝕率、河床形態多樣性、大型樹木殘枝評估與濱水帶植生評估。這些參數可依據計畫複雜度與資金水位高低，運用快速或深入的方法估算。不過，等級3評估主要目的是判定河道垂直面與側面是否穩定，河道演變評估可整合上述各種量測結果、預估河川未來發展趨勢。例如，該河川未來將變得更安定還是不安定。當然，某些類型的河川原本不安定，這樣的河川就不適合實施復育。等級4的參數通常包含pH值、導電度、溫度與溶氧程度等基本水質測定。美東海岸平原地帶的河川評估可能還得做營養鹽評估。等級5功能性參數有時會納入大型無脊椎動物與魚類族群評估。地景連接度不常派上用場，但也可用來改善流域尺度的河川功能。

上述評估結果可據以判定復育成功可能性高低。例如，評估可能發現該計畫河段河床河岸劇烈侵蝕而下切，河床形態多樣性差且無濱水帶植生。若復育地點位於集水區水質健康的鄉村地區（河道不太有橫向束縮），復育計畫可能達成等級5要求而提升功能，

復育之可能性是可達最高等級或著重於功能性提高，端看復育地點條件及流域之健康情形，掌握復育可能性高低，才能明確規劃長期與中短期目標，必要時也可修改初期設定的長期目標與中短期目標。

河川恢復潛力提高。但若復育計畫實施地點位於都市或因生產活動不可或缺道路、農田等而受到橫向束縮，復育功能將侷限於等級2與等級3，復育潛能較低。

表11.1可用來說明計畫地點的基線功能及計畫提升之功能，相關案例如表所示。表格中的數值乃隨意舉例，非關特定計畫。本表格的作用是說明功能性參數、量測方法與功能基準都可當做評估的一部分。功能性參數與量測方法係依據恢復潛力擇定，功能基準則可量化所提升之功能。

決定河川功能的得與失做為生態衝擊減輕及補償計畫之一部分

2008年生態衝擊減輕及補償辦法建議針對允許生態破壞地點與衝擊減緩地點實施某些功能評估。其目的在於判定允許破壞地點之功能損失及減緩補償地點功能提升高低。功能提升的定義是復育前與復育後狀況差異多少。這類評估希望水資源亦即河流生態系統能恢復原狀。

依此目標所實施的功能性評估很像用來判定恢復潛力與功能提升（上述）之評估。差別在於須針對允許生態破壞地點與生態破壞減緩地點實施評估。生態破壞程度有的低（例如箱涵更換施工或設施跨越河道）有的高（例如地面挖礦或開闢新道路），評估等級高低會因為生態破壞地點狀況產生差異。例如，若只有少數參數受影響，評估工作只需使用少數參數。若五個等級都受影響，評估得涵括全部五個等級的參數。生態破壞地點評估不妨參考上節恢復潛力與功能提升做法。因此有必要監測階段這些參數就納入評估範圍，監測資料可用來決定預估將達成的功能基準。

集水區管理計畫中標示河川復育計畫區位潛勢

越來越多流域管理計畫納入非監管與監管計畫。這些計畫多半用來(1)確認河川資源與水質受損狀況；(2)確認相對未受破壞的河段與次流域，以及(3)擬定可改善河川健康與水質的管理計畫。聯邦支持流域管理計畫的措施包括推動清淨水法（FWPCA，1972）第319條授權，日均最大負荷總量（TMDL）以及2008生態衝擊減緩補償規則等等。

功能性河川評估應配合流域管理計畫。這類評估工作常用來區分受損與未受損河段。

表 11.1 功能提升判定表

等級與分類	參數	量測方法	復育前的狀況		復育後的狀況	
			得分值	位階高低	得分值	位階高低
1－水文學	河道形態與流量	區域河道蜿蜒狀況	200 cfs（河道形態量表）	N/A（0 分）	200 cfs（河道形態量表）	N/A（0 分） 使用等級 2 與等級 3 之輸入參數
2－水力學	洪氾區連通性	河岸比高	3.0	無功能	1.0	功能正常
		河道下切比	1.1	無功能	3.0	功能正常
3－地形學	河床形態多樣性	深潭間距	>7	無功能	4 到 5	功能正常
	河道演變	Simon	階段 2 到 3	無功能	階段 6	功能正常
	濱水帶植生	RBP	寬 12 公尺且有人類活動	風險運作	寬 >18 公尺且無人類活動	功能正常
	河道橫向穩定度	BEHI/NBS	高/高	無功能	低/低	功能正常
4－理化學	水質	溫度	較相關河道高；未符合物種需求	無功能	溫度與上游河段相同且符合物種需求	功能正常
5－生物學	大型無脊椎動物群落	維吉尼亞河況指數	7	無功能	4	功能正常

要完成這項工作得針對該流域尺度與河段尺度使用上述不同的評估方法。流域尺度可使用GIS（地理資訊系統）、遙測與航空攝影廣泛評估，其參數則須顯示河川是否穩定、健康。這些引用金字塔架構的參數包括濱水帶植生、河川橫向穩定度與景觀通道，都可用GIS與航空攝影進行評估。有些流域屬FEMA（聯邦緊急事務管理署）列管的洪氾平原，且具備可用來估算洪氾連通度與水流動力的水文學與水力學特性。

藉由一開始的篩選以及現場實施快速評估，可判定河道穩定度、河道演變與恢復潛力、基本化學與生物學健康狀況。須使用快速評估方法才能短時間完成長河段河道評估。其結果能從地圖看出受損害河川河段位置、是否與其他土地利用形態接近，以及復育優先順位。例如，受損害下游河川若有高品質次流域或二穩定河段之間的受損河段，功能提升可能超過計畫河段長度，應最優先實施復育。反之，受損河段若下游有多點源污染排放或屬經濟快速發展區域，復育優先性較低，可採用河水BMPs（最佳管理實務）與低衝擊開發（LID）等改善方法。一旦列入復育計畫，應以更深入的評估方法判定該河段的河道穩定度與恢復潛力。

其他實施水域評估資訊可參見<http://water.epa.gov/type/watersheds>。此網站有許多值得參考的資訊，其中的「恢復潛力計畫」特別有助於評估目標河川之復育可能性，並且是評估受損河川復育能否成功的景觀篩選工具。

11.4 » 關鍵參數

河川功能金字塔架構有超過三十種參數，但單一復育計畫時這些參數不需全部評估。三十幾種參數有的比較重要或關鍵，可用在一般性的復育計畫，例如恢復沖積河谷的疏

河川功能金字塔架構有超過三十種參數，但單一復育計畫時這些參數不需全部評估

浚河川成為蜿蜒河川、復育前為礦區的小型源頭河川，以及改善鮭魚棲地。下列（230頁）幾種關鍵功能性參數復育計畫實施前後完成評估。表格中也有幾種深度測量快速方法。

復育沖積河谷疏浚河川恢復蜿蜒

美東地區河川復育計畫不少聚焦復育疏浚與河床下切造成河道變寬、變深的河川。

這些河川大多位於沖積河谷，都市與鄉村地區都有，河床基質構成各有不同。這類復育方案常參考「Rosgen優先度分級」做法。圖11.1a與11.1b是北卡羅萊納海岸平原河川復育前後照片。圖11.1a為低蜿蜒與過度疏浚造成缺乏河床形態多樣性的截彎取直與河道下切河川。這類河川很少濱水帶植生，且相鄰農地高營養鹽逕流容易進入河川造成優氧化。圖11.1b為相同地點復育完工後約一個作物生長季的照片。該河川水深比復育前淺，有更好的洪氾區連通性，地下水位也已提升到足以形成濱水帶濕地。如此河道蜿蜒能有效形成激流與滿槽流，河水滯留更久而有機會完成脫硝化。最大脫硝化反應助力來自暴雨流入洪氾平原、洪氾平原所儲存地下水、很淺的地下水位以及常態化的河岸森林緩衝帶茂密樹木。

圖 11.1A 復育前



圖 11.1B 復育後



引自: Michael Baker Corporation 授權轉貼

本計畫和其他截彎取直河川的復育計畫一樣，希望讓河川回到蜿蜒河道系統，要成功達成計畫目標。有4個關鍵參數需完成，包括有洪氾區連通度、河川形態多樣性、河床橫向穩定度以及濱水帶植生。這些功能性參數如表11.2所示。第二欄為各種小型現場快速評估量測方法。

第三欄為各種河川尺度詳細評估的量測方法；不過，這部分還有改善空間。這類深入的量測方法需更長時間蒐集現場資料，有些地方得反覆數年監測，開發水位流量關係曲線、建立侵蝕率與估算植生成長等。

這些關鍵參數有洪氾區連通度、河川形態多樣性、河床橫向穩定度以及濱水帶植生。

若能正確處理這四種功能性參數並選擇適當的復育地點，就很有機會改善河川之理化學乃至於生物完整性而達到復育成功。不要因為有了本表就假定金字塔架構其他等級的參數（第2級與第3級）不重要。本表的重點是第2級與第3級參數也是大多數沖積河谷河川恢復健康所需之關鍵功能。

表 11.2 蜿蜒河川復育時的河川功能評估關鍵參數

參數	簡單的測定方法	較深入的測定方法
洪氾區連通性	河岸比高， 河道下切比，	水位流量關係曲線（排放與中途停留）
河床多樣性	潭瀨比	深度多樣性
河道橫向穩定度	以BANCS模型測定河道侵蝕率	估算長期橫斷面之河岸侵蝕率
濱水帶植生	河岸森林緩衝帶寬度	濱水帶植生密度與混合植生地 點

復育小型水源區河川

評估阿拉帕契山地常見小型水源區河川復育所需改善功能時，表11.2所列的關鍵參數應予以微調。河川衝擊減緩計畫之中陡比降、非常小的間歇性與季節性河道復育工作多針對煤炭採礦區域實施。阿拉帕契山地還有一些區域「鱒魚無限」與聯邦農業部資源保護署復育當地多屬沖積與V型谷的山區常年河。不像前述橫向蜿蜒河川，這些河川能透過連續的階段水潭河床形態等縱斷面蜿蜒河道，進行河水消能（Wohl，2000）。這些河川蜿蜒過程並未產生沖積平原，反而形成容易拓寬河道成碗型底或V型河谷的洪水多發區。圖11.2a與11.2b是小型山區水源地河川復育計畫案例。圖11.2a說明復育前的河川情況。因為過去牛隻踐踏與河道拓寬，其河床形態缺乏深潭。圖11.2b為復育工程結束後的情況。巨礫與木材構造可創造階段水潭河床形態，重新恢復河川縱斷面之蜿蜒。洪水事件中碗型底河道洪水多發區能發揮消能作用，形成有利於河川橫向穩定的河岸森林緩衝帶。

圖 11.2A 復育前

允許定期牛隻在此放牧



圖 11.2B 復育後情形



引自: Michael Baker Corporation授權轉貼

與表11.2所列自然河道規劃的關鍵功能性參數也出現在表11.3，只有少數差異。這類河川無洪氾平原，因此功能性參數改為洪水易發地區連通性，畢竟對於河道而言，有充足水流量輸送必要之沉積物仍然很重要。洪水流可能出現在洪水易發地區。這種河床形態多樣性量測方法也從潭瀨比改成更佳垂直蜿蜒量測方法，而且具備更好的功能基準深潭間距（Leopold，1994；Gregory等，1994；Whittaker，1987；Chin，1989，與Grant等，1990）。

表 11.3 河川復育計畫實施前後的評估功能關鍵類別

參數	簡單的測定方法	較深入的測定方法
洪氾區連通性 （洪水易發地區連通性）	河岸比高， 河道下切比，	水位流量關係曲線（排放與中途停留）
河床形態多樣性	深潭與深潭間距	深度多樣性
河道橫向穩定性	以BANCS模型測定河道侵蝕率	依長期橫斷面變化測定河岸侵蝕率
濱水帶植生	河岸森林緩衝帶寬度	濱水帶植生密度與植生結構樣區調查

表11.3一開始是應用在自然河道規劃，例如，這些參數是關鍵設計參數，對於創造更高等級的功能改善具明顯效果。評估與採礦活動相關的山區水源河川復育計畫是否有提升功能，可選擇其他功能性參數。表11.4是所列舉推薦各種功能種類最低功能性參數。提供適合用於衝擊減緩計畫的檢測方法例子，有些較快速有些比較深入。

表 11.4 小型陡比降河川評估功能提升狀況時可使用的功能性參數與檢測方法

功能種類	功能性參數	檢測方法
水文學	降雨量 / 逕流	推理方法
水文學	流量延時	快速指標
水力學	洪氾區（洪水易發區）連通性	岸高比 河道下切比
地形學	大型樹木殘枝	大型樹木殘枝指數
地形學	河床形態多樣性	深潭與深潭間距 深度多樣性
地形學	橫向穩定性	BEHI（河岸沖蝕災害指數） ／NBS（近岸應力）
地形學	濱水帶植生	緩衝帶寬度 緩衝帶構成 緩衝帶密度
理化學	水質	pH 值 導電度
生物學	大型無脊椎動物群落	州議定書（能取得的話）

上表所列關鍵參數有些例外。很多山地小型水源區季節性河川，可能是後歐洲移民「土地清理潮」時代造成河道侵蝕與形成渠道。這類系統有的森林已經再生數十年，河道形成也已穩定。不過，從功能性的角度看，能提供更大儲水容量、木材以及其他形態有機物的森林谷底仍優於河道水槽。地形穩定的環境基本上不建議實施復育，但仍有許多研究人員與環保人士在調查研究被破壞河川系統的小河槽與無河槽河川，是否有適合的復育方案。有關小型水源區河道規劃施作自然河道案例的檢討，請參見 <https://louisville.edu/speed/civil/si>。

其他類型河川復育的關鍵參數

上列關鍵參數可應用到許多最大尺度的河川復育計畫。不過，有些形態的復育工作不需劇烈改變河道形態，而且為了獲得復育成效，有些可能得使用不同的關鍵參數。西部乾旱地區就是一個例子，不需使用上列「逕流侵蝕影響」關鍵參數。在這類環境之中，河道形態可能具有洪氾區連通性、河床形態多樣性、河床橫向穩定與乾旱地區常見的濱水帶植生；不過，有些歷史悠久常年河道過度抽水可能已變成季節性河川。這類例子的流量延時是關鍵參數，復育工作可能得修改政策或管理作法，而不是維持最初的河道規劃。

其他河川復育案例，包括排除魚道障礙、去除點源汙染排放與暴雨逕流損害水質改善等，可稍微調整河道形態或不需調整。上列關鍵參數進一步應用到其他特別是沖積河谷常年河川復育時，仍得再度評估或納入考量。這些情況有可能也使用其他功能性參數。

11.5 » 現行河川評估作法檢討

政府部門希望開發新的評估方法前，常需先完成現行河川評估方案評估。Somerville 與Pruitt（2004）以及Somerville（2010）設定了評估現行河川評估方案的良好出發點。特別是有關河川衝擊減緩的新方案仍須繼續開發。美國陸軍工兵部所制作的陡比降季節性河川與間歇性水源區河川地區規範草案（USACE，2010）便是對應西維吉尼亞與肯塔基州煤炭採礦區域生態破壞減緩需求之功能性評估方法。河川功能評估方法目前已經很多，重點是現行方案選取之標準以及重新開發新方法時，決定的標準如何設定。下列七點可作為做相關決定之參考。

決定是否選用現行河川復育方法或重新開發之參考事項

1. 為何需要實施河川評估以及目標何在？
2. 相關評估工作是否得配合政府有關單位的監管措施？
3. 現行河川評估方案是否適合目標地區？畢竟有些方案是為陡比降或乾旱地區等特殊環境條件與狀況擬定的。
4. 這些現行河川評估方案是否已經過同行審查與驗證，或已完成直接功能性檢測所需的精準與正確性評估？
5. 目前已經掌握多少水源區流域功能受損狀況？有些受損狀況與金字塔架構中的功能性參數有關，若能瞭解目前受損狀況，有助於選擇更好的現行方案。也可比較這些金字

塔架構所列參數和方案中評估過的參數。若可適用，即能採用現行方案，不然就得考慮使用其他方案或必要時研擬新方案。

6. 水文學、水力學與地形學等較低位階功能是否具備？一般而言，現行方案這些類別較弱。此時得檢討方案，確認納入支持性或“關鍵性”的參數。
7. 是否已納入前述各項關鍵參數？若無，理由充分嗎？

11.6 » 河川開發所產生生態負債與復育所產生利基

2008年聯邦生態衝擊減輕及補償辦法公布後，美國陸軍工兵部隊（USACE）負責研擬河川開發所產生生態負債與復育所產生利基的判定方法。「抵減辦法」（簡稱）之中生態負債與復育利基只有簡要說明，許多地區的跨領域審議小組（IRTs）將負債與利基判定方法納入特定區域標準作業流程（SOP），但也有一些地區的生態利基判定方法由生態破壞減輕負責人決定。該法規將「生態負債」定義為允許生態破壞地點功能喪失量的估算單位。「河川方法統一」（USACE Norfolk District 與 VDEQ，2007）與Charleston，南卡羅萊納 SOP（USACE Charleston District，2010）等團體制定了依據河川狀況評估結

河川功能金字塔也可用來區分哪些河川復育成效能提升金字塔第2級與第3級功能，以及哪些能提升第5級功能、實現河川復育。IRTs（跨領域審議小組）思考復育成果等級時便有二種方案可選擇：復育方案一與復育方案二。

果、類似功能性評估的生態負債計算法。另外，前述功能性評估章節提到的評估技術，也可用來讓允許破壞地點所損失功能轉變成生態破壞減輕地點的功能收益。

河川衝擊減輕利基係實施河川生態衝擊減輕及補償地點所自然累積或取得的河川功能評估單元（33.C.F.R. § 332/40 C.F.R. § 230）。其所累積或取得的河川功能係透過一系列復育、促進、重建以及保護河川等方法達成。河川功能金字塔架構可呈

現特別是河川復育方案實施後的功能提升狀況。2008年的「抵減辦法」將河川復育定義為「為恢復曾失去或退化的水資源之自然或歷史功能，而在長期目標下實施具理化學及生物學特性的措施」。大部分河川破壞減輕SOPs都沿用這項定義；不過，其中功能因而提升者多與提升復育優先層級（Rosgen，1997）及／或成功改變河川的規模、模式與特性有關（Somerville，2010）。

這就造成一些問題：(1)河川復育工作全力改變河道規模、模式與特性並獲取最大的利基；(2)過度聚焦於改變規模、模式與特性等中短期目標與功能基準，忽略河川功能或功能性參數，造成功能提升構想難以溝通；以及(3)計畫成效評估時無視功能提升之證據。依據利基高低判定復育成效，造成許多復育計畫過度以目視觀察河道穩定度、河道內構造完整性與河岸森林緩衝帶狀況做評價。河川功能金字塔架構及前述河川功能評估章節的各種作法可用來釐清功能性長期目標，實施功能性評估並開發依據提升功能潛力而實施復育利基判定的方法。下節會舉例說明作法。

河川功能金字塔架構也可用來區分哪些河川復育成效能提升金字塔架構第2級與第3級功能，以及哪些能提升第5級功能、實現河川復育。IRTs（跨領域審議小組）思考復育成果等級時便有二種方案可選擇：復育方案一與復育方案二。復育方案一主要是透過恢復第5級功能而實現復育工作所能達到的最高成果等級。這部分需實施具規模的復育工程並確認上游集水區有利於等級5所列水生生物生存。這部分也須作小型水源區系統的集水區尺度復育。以下會有更多生態利基的詳細說明。基本上，每英呎得到1分利基可視為最高復育成果也就是100%。復育成果等級2也可定義為具規模功能多已恢復。不過，上游集水區可能尚無助於等級5關注物種生存。但這樣的復育計畫從功能性評估的角度來看仍有價值，只是這部分只達成復育等級3的功能。復育等級2取得的利基比復育等級1少，本案例中每英呎最多只能獲得0.8單位利基。但若生態破壞減輕復育負責人持續推動集水區復育而達成等級5功能適度提升水準，IRT便可能允許生態破壞減輕負責人多取得每英呎0.2單位利基而達到滿分每英呎1.0單位利基。如此，生態破壞減輕負責人會有更大動力完成集水區尺度復育工作。

這種復育工作分級之優點，包括能清楚確認生態破壞減輕負責人能控制哪些功能性參數（復育等級2）以及哪些功能性參數得視上游集水區狀況而定（復育等級1）。

這種復育工作分級之優點，包括能清楚確認生態破壞減輕負責人能控制哪些功能性參數（復育等級2）以及哪些功能性參數得視上游集水區狀況而定（復育等級1）。舉一個復育等級2的例子，該計畫希望將之前截彎取直的河道復舊成為蜿蜒模式，預計將改善表11.2所列關鍵參數之功能（洪氾區連通性、河床形態多樣性、河道橫向穩定性、濱水帶植

生)。生態破壞減輕負責人能自主調控這些參數的設計與功能性。這可讓該負責人與IRT更有效溝通，所設定之功能基準更明確且可量化，而非現行一般方案只能處理河道形式（規模、模式與特性）問題。不過，是否能進一步改善等級4與等級5功能，仍得視上游集水區狀況而定。若要完成復育等級1目標、獲得滿分復育利基，應整合上游集水區、全面復育，達成等級5功能正常的生態系。生態破壞減輕負責人無法掌握上游集水區狀況，不過他們能決定復育計畫實施地點。

生態負債與利基範本檢討

本節希望說明河川功能金字塔架構如何協助制定河川負債與利基判定方法。以下提供生態負債與利基決定案例範本，說明至少總體層次如何運用河川功能金字塔架構的案例情境。本節主要目的是說明金字塔架構可用來確認哪些是生態負債與利基。這稱不上是政策建議，純粹只是“提供參考”。亦即，金字塔架構扮演工具而非規範，但在此介紹的方案確實有助於達成2008生態衝擊減輕及補償辦法之目標。

以下範例可協助IRTs確認哪些是生態負債或利基。IRTs能參考這些案例制定以河川功能金字塔架構說明功能改善狀況之SOP。IRTs可調整，以符合各地區的需求與狀況條件。該SOP範本不涉及生態利基發布時間表、土地保護方法、監測作法、行政管轄區劃分及其他河川破壞減輕計畫要素。該SOP範本主要聚焦如何比較復育前與復育後狀況，對比生態衝擊地點的功能負債與減輕地點所取得功能，藉此顯現生態已獲得補償。比較復育前後狀況可用功能性參數、測定方法與金字塔架構之功能基準進行評估。

附錄B列舉全美各地不同範圍、各種生態破壞情境（負債）與減輕情境（利基）的應用案例。其中，生態負債情境有：

1. 施作涵管設施，
2. 河道截彎取直以及河岸壓密，
3. 在高比降之河川地面採礦。

取得生態利基的情境有：

1. 下切河道完成復育；
2. 過度抽水的河道恢復水流量；

3. 恢復了鮭魚上溯之魚道與棲地；以及
4. 陡比降及水源區河川完成復育。

生態負債與利基範本架構

以下列舉三個生態負債與三個生態利基範本，分別說明。範本一說明生態負債與利基分別代表河川功能的負債與利基。範本二讓使用者能寫下完成範本一所使用的基本原理（理由）。這裡有二生態負債範本與二生態利基範本。範本三提供計算生態負債（負債範本三）與生態利基（利基範本三）之計算方法。各自詳述如下。

負債範本一：功能負債判定方法（表11.5）列舉功能金字塔架構各等級及類別名稱。表中列舉各類別（水文學、水力學等）金字塔架構所選出參數、測定方法及河川擾動前後狀況。關鍵參數之選定依據生態破壞類型及其破壞是否影響參數。例如，若預定在有成熟基質灘地之闊葉林區河道施作涵管，濱水帶植生參數應納入選項。這代表被允許破壞之前河岸緩衝帶功能正常，但破壞之後無功能。本表各項參數實現所需資訊，參見第5-9章。其綜合整理參見附錄A。

生態利基範本一：功能提升判定（表11.6）與負債範本一（表11.5）相同，但有二例外，亦即擾動前與擾動後的狀況改成復育前與復育後狀況。參數與測定方法則選擇最具改進潛力之河川功能。

本節主要目的是說明金字塔架構可用來確認哪些是生態負債與利基。這稱不上是政策建議，純粹只是“提供參考”。亦即，金字塔架構扮演工具而非規準角色，但在此介紹的方案確實有助於達成2008生態衝擊減輕及補償辦法之目標。

表 11.5 負債範本一：功能損失判定

分級與分類	參數	測定方法	擾動前的狀況		預估的擾動後狀況	
			評價	等級排序	評價	等級排序
1－水文學	插入取自金字塔架構的關鍵參數。參見5-9章。	選擇適合所擇定參數之適當測定方法。	使用測定方法，進入所判定的實際價值。	依據功能基準值（績效標準值），設定功能正常、風險運作或無功能等級。	使用測定方法，進入所判定的預估或測量值。	依據功能基準值（績效標準值），設定功能正常、風險運作或無功能等級。
2－水力學	舉例	舉例	舉例	舉例	舉例	舉例
	洪氾區連通性	河岸比高	1.0	功能正常	2.5	無功能
		下切比	3.0	功能正常	1.1	無功能
3－地形學						
4－理化學						
5－生物學						

表 11.6 利基範本一：功能提升判定

分級與分類	參數	測定方法	擾動前的狀況		擾動後的狀況	
			評價	等級排序	評價	等級排序
1－水文學	插入取自金字塔架構的關鍵參數。參見5-9章。	選擇適合所擇定參數之適當測定方法。	使用測定方法，進入所判定的實際價值。	依據功能基準值（績效標準值），設定功能正常、風險運作或無功能等級。	使用測定方法，進入所判定的測量值。	依據功能基準值（績效標準值），設定功能正常、風險運作或無功能等級。
2－水力學	舉例	舉例	舉例	舉例	舉例	舉例
	洪氾區連通性	河岸比高	3.0	無功能	1.0	功能正常
		下切比	1.1	無功能	3.0	功能正常
3－地形學						
4－理化學						
5－生物學						

下面幾個表（表11.7與表11.8）係針對前述幾個擾動前後及復育前後狀況說明表格，提供支持性文本的基本原理。其中負債表格可說明擾動前狀況及選擇參數與測定方法之基本原理。此處也提供可預估生態破壞後狀況的基本原理。此方案與創造生態利基地點做法類似。本範本則說明復育前後狀況，及關鍵參數與測定方法選擇之基本原理。

表 11.7 負債範本二：擾動前後的狀況與基本原理

說明擾動前後的狀況及選擇參數之基本原理

針對各功能類別擾動前後狀況簡要說明，選擇這些參數的理由及其所使用測定方法。其中也包含成果預測基本原理。以下是**獲准施作涵管**案例的簡要說明。
其餘相關案例參見附錄 B。

水文學：集水區流域水文穩定且估計不太會改變，因此並未選出水文學參數。

水利學：目前河道並未下切、與廣闊沖積平原連通，亦即具洪氾區連通性。本案例河川設置涵管可能造成涵管下游河道下切，河岸比高提高而產生無功能之評分。所施作涵管可能成為上游河道等級上升或下降之影響因素，且涵管設置後會因土砂沉積而降低河岸比高。

地形學：參見附錄 B 與表B2a

理化學：參見附錄 B，表B2a

生物學：參見附錄 B，表B2a

表 11.8 利基範本二:復育工作前後狀況與基本原理

復育工程實施前後狀況與選擇參數之基本原理說明

以下簡短說明各功能類別復育工程實施前後狀況。除了所使用特定方法及篩選參數之理由，還會闡明預期改善功能之基本原理。下面是一個下切河道完成復育案例的簡要說明。該案例其餘說明參見附錄B。

水文學：集水區流域水文相當穩定且估計不太會改變。因此，評估時並未納入水文參數。

水利學：現行河道嚴重下切（河岸比高3）且與寬闊沖積平原無管道相連。如此河道若能完成Rosgen優先度1復育，可能可以連通洪積平原。此時岸高比可降到1.0，且超過滿槽的全部流量散佈到超過河道50倍寬的洪積平原，其生態改善率將超過2.2。

地形學：參見附錄B，表B11a

理化學：參見附錄B，表B11a

生物學：參見附錄B，表B11a

第三組範本（表11.9與11.10）提供依據「範本一」結果的負債與利基比率。這些創造負債與利基的比率可以微調。這些案例旨在說明復育目的，並鼓勵生態破壞減輕工作負責人選擇可提高最大功能潛力的計畫。復舊河川所能取得的生態利基範圍為每英呎利基分數0到1。生態負債分數則是每英呎負債1到2。因此，造成最大功能損失的生態破壞得分是每英呎負債2分。最大負債率為每英呎負債1分，因此該負責人須實施受衝擊河川兩倍長度的生態減輕復育工程。不過復育地點復育完成前就會陸續產生生態利基，因此若要克服短暫生態損失與計劃失敗風險，須設定更大的生態破壞減輕量。

表11.9是負債率舉例。第一欄是生態受衝擊前河川河段功能發揮狀況。功能發揮狀況依據「負債範本一」的擾動前狀況，給予低到高評分。其餘的欄說明允許被破壞地點依據「負債範本一」所設定預估功能損失而進行從無功能損失到功能高度損失的排列。負債率因此設定為不同等級的功能損失。因此，高功能河川遭受嚴重生態衝擊可能產生比受衝擊狀況極小的河床下切河川更大之負債。針對可能須依據特殊地點狀況或微調的情境，提供可用來實施負債校正的因素。

表 11.9 負債範本三：負債計算方法

擾動前的狀況	擾動後的狀況			
	無功能損失	低到普通的功能損失	普通到高的功能損失	負債調整 (+/-)
低（合計風險運作與無功能之分數）	（擾動後的狀況剛好等於擾動前的狀況） 不需實施生態破壞減輕	較高數字的風險運作與無功能評分 1.1 to 1.2	幾乎都是無功能的評分 1.2 to 1.3	0.1
普通（合計功能正常、風險運作與無功能之分數）		所損失之功能正常分數與／或更大數字的風險運作與無功能分數 1.3 to 1.5	合計風險運作與無功能分數 1.5 to 1.7	0.1
高（功能正常）		合計功能正常、風險運作與無功能之分數 1.7 to 1.9	合計風險運作與無功能之分數 2.0	0.2

表11.10與表11.11提供復育一與復育二計畫之負債判定方法範本例子。更明確例子見附錄B。下表有四個欄：利基類、復育前的狀況、復育後的狀況以及利基率。利基率乃是以每英呎提升多少利基呈現，復育一計畫所取得最大分數設定其最高利基率為每英呎1.0利基。「利基提升最多」的是利基類的最下欄，因此，若一個計畫有5,000英呎長，所能取得利基數字可達5,000。其他類能提升的利基程度為普通到低。因此，若一項計畫有許多基線狀況功能分數，將產生較少功能提升而得到較低利基。注意復育後的狀況等於功能最大提升、普通與低度提升。差別在於基線狀況。這反映出已達成最高等級復育或已達成儘量改善之長期目標，但也承認有些地點是在更差狀況實施復育，復育過程因此創造了更大功能提升而得到更多利基分數。此外，這些比率只是一種基準，附錄B有其他不同情境下判定利基的方法舉例。

表 11.10 利基範本三：復育一之利基計算方法

復育一 利基等級	復育前的狀況	復育後的狀況	每英呎(河 川長度)之 利基
利基提升最大	金字塔架構第2級與第3級的全部參數都有「無功能」分數。 第4級與第5級的參數有的「無功能」，有的「風險運作」。	1-5級都得到「功能正常」分數	0.8 到 1.0
利基提升普通	第2級到第5級的參數為「無功能」與「風險運作」分數之混合。	1-5級都得到「功能正常」分數	0.6 到 0.8
利基提升非常少	第2級到第5級的參數為「無功能」、「風險運作」與「功能正常」分數之混合。	1-5級都得到「功能正常」分數	0.4 到 0.6

利基 = 利基率（每英呎所創造之利基）乘以復育河段長度（英呎）。

11.11 利基範本三：復育二之利基計算方法

復育二 利基等級	復育前的狀況	復育後的狀況	每英呎(河 川長度)之 利基
利基提升最大	金字塔架構第2級與第3級的全部參數都有「無功能」分數。	1-3級都得到「功能正常」分數	0.6 到 0.8
利基提升普通	第2級到第3級的參數為「無功能」與「風險運作」分數之混合。	1-3級都得到「功能正常」分數	0.4 到 0.6
利基提升非常少	第2級到第3級的參數大多得到「風險運作」與「功能正常」分數。「無功能」也可能取得分數。	1-3級都得到「功能正常」分數	0.2 到 0.4

利基 = 利基率（每英呎所創造之利基）乘以復育河段長度（英呎）。

提高利基

雖然本書之中的河川復育計畫很少強調這部分，但金字塔架構可用來發展利基提高方法。2008年生態衝擊減輕及補償辦法定義的利基提高方法是調控水資源的物理、化學與生物特性，提升其質量或改善特定水資源功能。利基提高可獲取特定功能，但也可能降低其他功能。利基提高無法增加河川長度等水資源面積。正確做法是，決定河川復育或提高利基是否為較佳解決方案之前，先利用河川功能金字塔架構作為完成功能性評估之指引而開發復育利基提高方法。這種功能性評估視計畫需要而定，可很快速完成或慢慢地深度完成，不過，河川復育實務工作者瞭解需要加強什麼之前，須先判定功能性參數相關資訊是正常發揮功能還是無功能。

利基提高可讓復育計畫與前述復舊方案一相同水平地發揮功能，但也可能造成計畫之功能性參數停留在風險運作或無功能分數。因此，在此須說明復舊與提高利基關鍵差異在於功能水準提升。復舊方案一做法是改變許多功能性參數並選擇適當的復育地點以取得最高功能分數。若河岸森林緩衝帶等關鍵參數能發揮功能，提高利基作法可能只需改變一個參數就取得最高功能分數。此案例達成的成果相同，但所提升功能總量少於復舊方案一。提高河川復育利基也能改善河川橫向穩定性這類功能性參數，但無法改善洪氾區連通性或河床型態多樣性等關鍵參數。這會造成該河川雖改善部分河川功能，但河川整體功能改變不夠明顯。這也可能是因為該河川並未連通洪氾平原，未來可能因此喪失某些功能。

目前尚未有計算提升多少利基分數的表格。不過，下面有些利基提升情境案例可參考。這些案例重點放在如何強化功能性參數之利基，而非施作階梯式或河道內構造物。很多人施作這類構造物，但復育利基分數之計算係依據功能性參數改變多少而非河川中有多少構造物。當然，強化工程所取得的利基少於每英呎計算之復舊利基。

提高利基之目標情境舉例：

1. 沖積河谷無沖蝕的鄉村河溪實施之復育計畫。當地河川具充分連通洪氾平原且有適當平面形狀、幾何形狀與河床型態多樣性等不同河床型態。河岸淘刷狀況不會比其他河川嚴重，亦即河岸相當穩定。不過，其濱水帶只有沿河岸種植的單排樹木，相當單薄。

可以拓展緩衝帶方式提高生態復育利基。在此情況下，若上游集水區狀況良好，就可能發揮脫硝反應等更高等級的功能，甚至改善到足以成為底棲生物與魚類棲地。

2. 情況設定與前面的第一點類似，唯一不同是有狹窄河岸森林緩衝帶。河床型態多樣性也很低，因為河床拉直且植生與沉積物多被沖走，幾乎都呈淺瀨河床型態。

復育利基提高內容含改善河床型態多樣性，例如淺瀨比、河道深度多樣性並改善緩衝帶寬度及其構成。這些改善措施有超過一種的功能性參數，因此屬較高等級利基提高。

3. 都市地區需實施防洪的河道。截彎取直及梯型河槽須施作拋石與植生才能有效護岸。

這類地點提升更高等級利基的方法有挖深滿槽河階以形成有限洪氾區連通性，並施作流內構造物或種植一兩排緩衝帶而形成河床型態多樣性。較低等級利基提升作法則利用生物工程或施作流內構造物促進河床型態多樣性而完成護岸。不過，河岸上方施作明顯河階與植生，效果有限。

生態負債與利基計算舉例

以下是容許破壞地點及生態衝擊減輕地點或可估算生態負債與利基的範本舉例。

生態衝擊地點

- 500 英尺長涵管會造成 200 英尺下游河川生態衝擊及 100 英尺上游河川衝擊。總受衝擊長度達 800 英尺。
- 河川環境擾動前的功能狀況大概是等級 2 到等級 5，參數無功能、風險運作與正常發揮功能之混合，生態受衝擊前整體功能分數大概屬於普通（表11.9）。
- 採用一般標準涵管施作而非拱型涵管或架設橋梁，因此完工後河川功能出現等級 2 到等級 5，參數大量無功能與風險運作分數。這相當於表11.9的功能普通損失。
- 普通/很差的分數會產生每英尺介於 1.3 和 1.5 之間的負債比率分數。本案例使用 1.5 之比率。
- 總負債為 $1.5 \times 800 = 1200$ 負債單位。換言之，須創造 1200 生態利基來補償這些生態破壞。
- 因所造成生態衝擊差異很大，本案例可拆成三個河段，施作涵管地點的上游河段、涵管通過之河段以及涵管下游之河段。計算涵管施作工程造成各河段生態負債之案例，見附錄 B。

延伸地點之生態衝擊減輕

- 選定符合復育一準則的 10000 英呎河川復育地點。此復育一地點具等級 2 與等級 3 之全部復育功能及能支撐等級 4 與等級 5 的上游河川功能。
- 復育前狀況顯示金字塔架構等級 2 與等級 3 的全部參數得分都屬無功能。等級 4 與等級 5 之參數則是無功能或風險運作。
- 復育完成後的狀況可用來預估等級 1-5 之功能得分。本河川充分連通洪氾平原且有多樣且複雜河床型態，可作為復育完成河川代表。其河岸森林緩衝帶樹種多且寬度足以發揮等級 4 與等級 5 功能。上游集水區河川狀況能協助復育河段達成等級 4 與等級 5 功能，因此預估本計畫河段也能達成等級 4 與等級 5 功能得分。
- 結果取得了最高功能提升得分，每英呎利基得分比率介於 0.8 到 1.0。
- 本案例選擇取得 1.0 比率之利基得分。
- 本地點總利基得分是 $10000 \text{ 英呎} \times 1.0 \text{ 利基/英呎} = 10000 \text{ 利基分數}$ 。

如前述，可配合各地區狀況與需求調整生態負債與利基。這些案例之生態負債與利基範圍係可依據兩項重要因素進行選擇。首先，若能提供更多情境的生態利基可改善或恢復更多功能而取得更多利基。其次，生態負債須乘以某個乘數，確保負債絕不會小於生態受衝擊河川長度。最大乘數為 2.2:1，代表實施破壞減輕之河川長度為破壞長度的 2.2 倍。乘數代表大家同意一個事實，那就是環境破壞工程一施工就會立刻產生生態衝擊，而衝擊減緩補償地點得用數年才能達到功能完善。不過因為復育（衝擊減輕）地點功能尚未完全發揮就能開始產生利基，因此能保證衝擊減輕量遠大於河川功能短暫的損失。

11.7 » 制定生態負債與利基判定方案的步驟

以下是以金字塔架構制定特殊生態衝擊負債與利基判定方案的步驟。這些步驟也可作為蒐集上述範本實現過程資訊之指引。實際步驟與操作方法因各地區需求與條件而有差異，並須符合其他 2008 年生態衝擊減輕及補償辦法規定。例如，下列步驟無法用來制定「生態衝擊減輕河岸設施施作說明書」。

利用金字塔架構制定生態負債之步驟

1. 首先列出河道橫向涵管、截彎取直等工程或設施造成生態衝擊的類型。
2. 依金字塔架構所選出基本上與各類型衝擊有關的關鍵功能性參數。須參考某些形式的功能性評估選擇參數。

3. 選擇簡單快速或複雜、耗時的各種參數適當測定方法。擇定時應參酌生態破壞嚴重狀況及功能損失預估之困難度。
4. 針對生態可能破壞河川的河段實施功能性評估。
5. 記錄每項特定方法所取得數值，以功能基準判定所使用功能性參數是正常功能、風險運作還是無功能。紀錄負債範本一（表11.5）之數值。
6. 針對生態負債範本二（表11.6）的功能性參數選擇特定方法，提供正當性說明。
7. 制定整體評分方法（可選擇）。注意：本書針對各種參數、其特定方法以及功能基準納入整體河川功能綜合指數並未提供評分方法。本書有不需綜合評分就能估算生態負債的方法，但未來若有人制定功能指數，仍有可能成為有效估算工具。
8. 使用步驟 6 所制定評分方法或參考生態負債範本三（表11.9）之負債計算方法，以判定總體基線狀況。
9. 估算生態破壞地點整體負債。本書的估算方法乃是負債率乘以生態破壞河川長度。

利用河川功能金字塔架構制定生態破壞負債量之步驟

1. 制定或使用現行各設施設置地點之集水區管理計畫。標示其水質受損與河床下切位置。判定水質受損原因並標示仍維持高品質水質與健康河道之地區。以本計畫確認能產生高品質河川破壞減輕成果甚至整個流域總體功能改善之河段。
2. 依據流域管理計畫決定流域整體健康改善所需不同類型技術方法，例如暴雨水流 BMPs（最佳解決方案）、河川復育、河川功能改善方法以及濱水帶廊道保護。
3. 實施有改善潛力計畫河段之功能性評估。
4. 依據上述評估、集水區狀況及受限部分，判定復育潛力大小。
5. 設定依據功能性規劃長期目標與中短期目標。
6. 依據評估及恢復潛力估算成果，然後從金字塔架構選出關鍵參數。因為復育完工以及推動復育，所選出之參數預期能改善河川生態。
7. 選擇簡單快速或複雜、耗時的各種參數適當測定方法。應依據可呈現功能提升狀況的成果等級，進行選擇。
8. 利用利基範本一（表11.6）之功能基準，記錄功能性參數、量測方法與得分。
9. 針對生態利基範本二（表11.8）的參數選擇以及特定方法，提供正當性說明。

10. 制定整體評分方法（可選擇）。注意:本書針對各種參數、其特定方法以及功能基準納入整體河川功能綜合指數並未提供評分方法。本書有不需綜合評分就能估算生態負債的方法，但未來若有人制定功能指數，仍有可能成為有效估算工具。
11. 使用步驟 10 所制定評分方法或參考生態利基（表11.10 與 11.11）之負債計算方法，判定總體基線狀況。
12. 估算生態破壞地點整體負債。本書的估算方法係利基率乘以復育完成後強化的河川長度。
13. 制定監測計畫，確保復育計畫所提升功能足以達成或超過功能基準。

編譯：水土保持局技術研究發展小組

Research and Technology Development Team, SWCB, COA

本文件之翻譯及轉載，均符合美國著作權法相關規定。