

生態風險評估之內涵、方法及應用

陳宜清

大葉大學環境工程學系
彰化縣大村鄉山腳路 112 號

摘 要

「生態風險評估」提供一個具有系統性及原則性之架構與方法，預期能可靠預測生態反應，補強環境影響評估不夠嚴謹之缺陷。生態系因受到人為活動或自然劇變，致使其生命、繁衍或棲息環境可能產生不利反應的潛勢，稱之為「生態風險」。生態風險評估是一種方法論，一種程序，所涉及學門領域相當繁雜，可應用範圍亦相當廣泛；其方法主要核心有二：即暴露度特性分析及生態反應特性分析，先設定評估終結點為生態系之定量影響程度及管理目標值，建立概念模式來串連施壓源與受壓體之互動關係，再藉由科學分析方法來描述可能之風險。其過程可依據資料充足性、不確定性、目標需求、時效性及經費考量，常有必要執行多層次之重覆評估程序。最後評估結果仍需與風險管理間溝通及討論，以利後續執行風險之削減及改善。近期墾丁國家公園龍坑生態保護區受攔淺貨輪滲漏燃油污染，由於清理時效延宕造成污染擴大，危及海岸珊瑚礁生態，擬就墾丁珊瑚礁生態系之溢油污染及清理方式來探討生態風險評估之必要性及建立初步之概念模式。

關鍵詞：生態風險評估，評估終結點，風險管理，不確定性，概念模式，珊瑚礁

Content, Methodology and Application of Ecological Risk Assessment (ERA)

YI-CHING CHEN

*Department of Environmental Engineering, Da-Yeh University
112 Shan-Jiau Rd., Da-Tsuen, Changhua, Taiwan*

ABSTRACT

Ecological Risk Assessment (ERA) demonstrates a systematized framework for predicting ecological adversity more confidently than what might be of less concern through an Environmental Impact Assessment (EIA). It is called "ecological risk" since an ecosystem suffers the potential threats of survival, growth, reproduction and habitat due to human activities or natural catastrophes. ERA is a kind of methodology and process that connects with many institutional scopes which can be applied in all fields concerning people. The major cores of ERA are characterization of exposure and characterization of effects. By the setup of proper assessment endpoints as quantitative effects and management goals with a conceptual model linking interaction between stressors and receptors, the possible risks can be described through a scientific analysis. An iterated tier assessment process



is possibly implemented by considering the abundance of information, uncertainty, goal-orientation, time consumption and budget. In the final stage, communication with the risk manager is necessary for future studies in risk mitigation and remediation. Recently, the Lungken eco-protection area of Kenting National Park was polluted by oil-spills from a stranded cargo boat, and precious coral reefs were endangered by sticky oil and the clean-up. An ERA of a damaged coral-reef ecosystem is proposed, and a necessary conceptual model is created for future detailed assessments.

Key Words: ecological risk assessment, assessment endpoints, risk management, uncertainty, conceptual model, coral reefs

一、前言

所謂風險 (risk), 其為對於人類或生物之生命、健康或棲息環境可能發生不利結果的潛勢, 通常是為預測及模擬事件發生之結果, 是一種機率 (probability) 且具主觀性, 其以統計數據來描述在暴露環境下之傷害、疾病或死亡發生的可能性; 凡有事件發生就有風險, 這是一個非零風險 (non-zero risk) 的世界。而「風險評估」(risk assessment) 為應用於風險管理 (risk management) 之一項有效工具; 經此科學性評價過程, 吾等可預估原有環境 (人體或生態) 在暴露 (exposed) 於不同程度的外來危害因子 (risk factors) 下: 如毒性物質、空氣污染、噪音、入侵生物等, 對其原有個體 (individual)、族群 (population)、群落 (community) 及生態系 (ecosystem) 所造成的生命、生存及繁衍等風險增加程度。

風險評估一般大概可區分為「健康風險評估」(health risk assessment) 及「生態風險評估」(ecological risk assessment) 等兩類, 其中「健康風險評估」為綜合研究人類暴露於毒性污染物中的直接間接對健康影響與人類在距污染源不同距離下的暴露程度, 其以人類 (human being) 為主體, 評估其健康可能受外來危害因子之不同程度影響, 近年如焚化爐釋放戴奧辛、地下水之有機污染物及環境賀爾蒙等之因應的健康風險評估相當受重視。生態風險評估其主要為綜合研究生物個體乃至整個生態系受到人為活動 (human activities): 如漁獵、污染或外來物種引入等, 或自然劇變 (natural catastrophes): 如火災、洪災、山崩地震等所造成的生存、繁衍及棲地破壞等之不同程度影響。相對下, 生態風險評估則較少有實務之案例, 可能其主體為非人類 (non-human) 之其他生物, 無法直接表達其所受到之危害而不被重視。

其實人類與生態系是習習相關的, 亦為生態系之一環。生態系之危機或許不直接影響到人類, 但藉由食物鏈或網

(food chain/web) 及生存空間之交錯及共生, 人類又如何自免於外? 又如目前各種重大工程建設雖依法須要事先進行「環境影響評估」(EIS/EIA), 但生態環保並未落實, 於生態類的研究方面, 大部份僅有一些生物種類的調查, 充其量, 也只是部份「生物相」的簡略調查, 生態受影響的預測方法都沒有理論或模型, 甚至也沒有假說, 欠缺生態體系的考量, 造成無法驗證「生態預測」的可靠性 [15, 16]。基本而言, 生態風險評估 (或稱生態「危機」評估) 有其必要性及迫切性, 在此對其內涵及方法論提出粗淺之介紹, 以期能推廣並引起大家對整體環境的關懷。

二、相關研究與文獻回顧

(一) 相關研究

如同行之有年之環境影響評估 (EIS/EIA), 生態風險評估是一種方法論, 一種程序, 也是一種規範, 但它僅提供一種原則性之架構與方向, 並無法指定一個既定之公式、模式或方式 [57]。鑑於環評範圍太大太廣, 涉及技術面、經濟面及社會面, 對於衝擊部分又考量「以人為本」, 對於生態環境部分稍嫌不足及不夠嚴謹。故有國內之專家提出「生態環境影響評估學」[15], 著重生態部分之理論方法及完整評估考量。另有重視生態保育之國家 (南非) 於整體環境管理計畫 (IEM) 中就要求以生態風險評估之主架構來引導整個環境影響評估程序 [30]。政府環保主管機關對於生態風險評估 (ERA) 之方法、程序、架構等有詳實之定義及格式, 應以美國環保署 (U.S. EPA) 及加拿大環境委員會 (Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME) [28] 最具專業, 美國環保署國家環境評估中心 (National Center for Environmental Assessment, U.S. EPA, NCEA) [46] 曾編訂一冊「生態風險評估指引」[57], 深入淺出, 包羅極廣, 極具參考價值; 另外於研究單位如美國橡嶺國家實驗室 (Oak Ridge National Lab., U.S.A., ORNL) [48] 亦有豐碩之研究成



果，並有使用手冊及專書論著 [21, 51]。加拿大環境委員會也編訂「生態風險評估架構指引及技術手冊」各一 [26, 27]，主要應用於污染地區之整治復育之需要，但其內容與美國環保署之指引手冊大同小異。另加拿大英屬哥倫比亞省之環境部門亦編列一指引手冊 [44]，其中也有案例輔助說明。前述各手冊之 ERA 方法論已大致被美加地區，甚至歐洲 [35] 及全世界所接受。民間之學術團體如環境毒物及化學學會 (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC) [49] 與國際毒物及醫藥研究中心 (International Center for Toxicology and Medicine, ICTM) [38] 及學校如明尼蘇達大學、科羅拉多州立大學與加州大學戴維斯分校等設有生態風險評估研究中心 (Midwest Ecological Risk Assessment Center, University of Minnesota, MERAC [43]、Center for Ecological Risk Assessment & Management, Colorado State University, ERAM [34] 及 Center for Ecological Health Research, University of California, Davis, CEHR [29]) 亦有相關研究，其他相關於如何執行及量化 ERA 之專書論著 [22, 25] 也廣為使用，亦不失為重要之參考資料。

(二) 文獻回顧

生態風險評估所涉及之學門如生態學 (ecology)、生物學 (biology)、毒物學 (toxicology)、水文學 (hydrology)、統計學 (statistics) 等等，故其所參與的各類專家相當複雜及眾多，如何將工作分門別類及統合整理則是一個相當艱鉅任務。其實生態風險評估可應用範圍極廣，只要任何人為或自然作用對於生態環境有顯著改變或造成失衡即可執行。

應用上如利用於底泥之污染及重金屬沉積對生態環境影響，而以一風險指數 (risk index) 為量化指標來評估湖泊濕地等水環境受毒害潛勢之高低 [7, 36]。亦有以一生態模式 (ecosystem model) 應用於加拿大魁北克省之河、湖、水庫等，評估其受化學污染水質下之水生植物、無脊椎動物及魚類等族群之生態風險，此一模式亦成為政府當局於水質管理決策支援系統之重要一環 [23]。而國際溼地保育公約組織 (Ramsar) 亦提出對濕地之生態風險評估準則及架構 [31]，並擬訂早期警訊指標及應對之策。又如 ERA 應用於香港之濕地，評估底泥、水質及海產類生物受多氯聯苯 (PCB) 之影響 [42]。而美國環保署 (U. S. EPA) 亦曾提出一系列有關建立水源區之集水區指標指數 (IWI- index of watershed indicators) 來評估水質對生態系之影響 [54-56,

58]，及如何定義集水區之健康性 (health)。

又如軍方或國防單位亦有從事生態風險評估之研究，其主要用於軍火所致毒性化學污染對武器庫週邊之生態影響 [32] 或建立軍用機場之飛機及直升機起降噪音振動對週邊生態之影響 [33]，或是軍用廢棄物處理場之評估 [39]。而戰爭引起之問題，如北大西洋公約組織聯軍轟炸南斯拉夫煉油廠造成有毒物質外洩，仍有必要進行 ERA [41]。另土壤及地下水污染方面，國內依「土壤及地下水污染整治法」規定，於污染場址之整治復育必須先執行健康風險評估，對此則有相關之研究 [13]；但對於污染場址之生態風險評估則闕如？其實於國外部份亦少有研究，其可能是污染場址多為工廠或廢棄物處理或掩埋場，而地下水也多為人類汲取飲用灌溉，對於「人」之影響較直接及深遠，而對生態之影響較不明確。但 ORNL 曾提出有關污染場址生態風險特性之報告 [50, 53]，然而其乃針對特定生物 (如魚、植物、野生動物等) 在某類毒物污染下之直接影響，並不特別考量是否為土壤或地下水之途徑。

於溢油污染方面亦有相關 ERA 之研究，如該如何評估化油劑 (dispersant) 使用計畫 [20]，有那些評估步驟及該獲得那些相關資訊？不當使用下其毒性將可能造成水中生物之大量減少或死亡。又有美俄合作之石油及天然氣 (oil-gas) 開發之社區建立、開路、及管線佈置等將影響週遭生態棲地，以及污染洩漏所導致北極冰原稀有動植物之生態風險 [47]，其資料管理並引入地理資訊系統 (GIS) 來建置決策系統，以減緩開發之衝擊至最低。

三、評估程序及架構

其實生態風險評估程序之主要核心有二：暴露度特性分析 (characterization of exposure) 及生態反應特性分析 (characterization of effects)，簡單而言，就是施壓源 (stressor) 與受壓體 (receptor) 之間互動關係之演化。而整個評估程序概分為三步驟：即問題形成 (problem formulation)、分析 (analysis) 及風險特性確認 (risk characterization)，評估結束後則需與風險管理 (risk management) 間溝通及討論，以利後續執行風險之削減及改善 [57]，如圖 1 所示。

(一) 問題形成階段

在此一階段，風險評估者 (risk assessor) 必須仔細考量及徹底了解為何要進行風險評估？或許先去評價某特定施



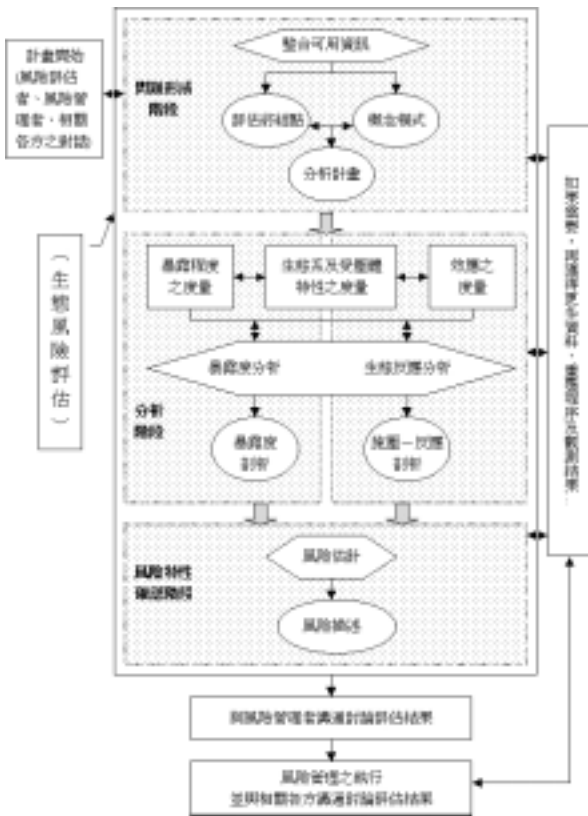


圖 1. 生態風險評估之主要架構及流程

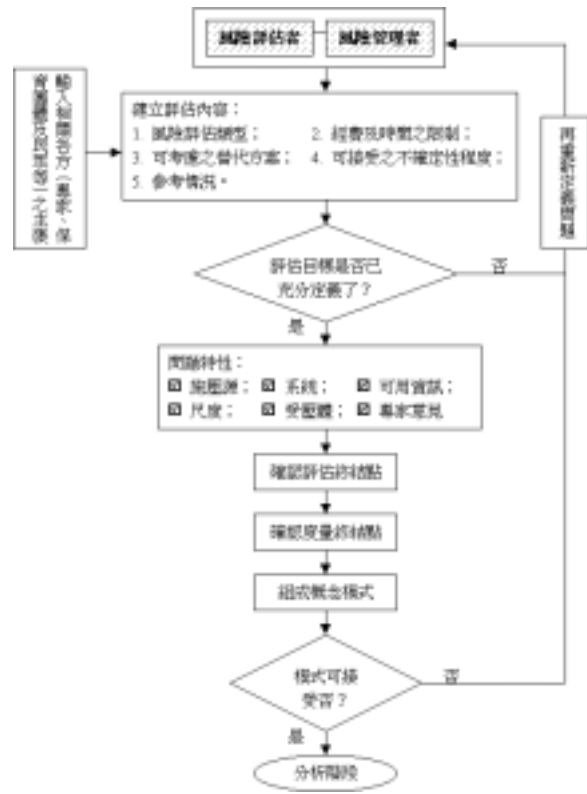


圖 2. 問題形成階段之流程

壓源 (stressor) 之生態影響？或是去探討生態系遭受劇變後，到底是什麼施壓源所致？所謂「施壓源」乃是造成生態系產生不良反應之可能的化學、物理、生物等因子，或稱為「入侵者」；而施壓源又可分為主要 (primary) 及次要 (secondary)，其主次區別在於與評估點相關性，不一定是輕重之分。例如森林「伐木」可能造成野生動物棲地破壞，此為主要施壓源，但減少植被覆蓋使「水溫升高」，造成冷水魚類產卵不易，此為次要 (衍生) 施壓源。

如果生態系產生不良反應之現象或變化夠明顯，評估者當然可依據合理之初步假設來解釋影響之發生極可能造成之傷害，如此將可構成一個問題之雛形。同時評估者亦必須與風險管理者 (risk manager) 溝通討論，也參考其他各方 (stakeholders) 之意見，來共同確立及定義評估目標 (assessment goal)。當然過程中也須考量可用資料充足性、可用經費及時間限制因素、可接受不確定性程度、替代方案等，方能將問題更具體化 (specific) 及可執行化 (executable)。

如圖 2 之流程 [45]，當目標已確切定義後，由已知及可用資訊中我們必須更確實地把問題特性描述出來，因此有疑問就需要先去了解。如表 1 所列。其中所謂之暴露

表 1. 探討問題特性之問題來源 [57]

問題點	值得思考之內容
施壓源來源	<ul style="list-style-type: none"> ● 人為？自然？點狀？線狀？面狀？ ● 化學性？物理性？生物性？濃度？分佈？密度？ ● 行動狀態（如何影響生態系之正常功能？）
暴露特性	<ul style="list-style-type: none"> ● 發生頻率？具規律性（每日 / 每月 / 每年）？ ● 單一偶發事件？獨立事件或連續事件？ ● 其發生是否與生態系之某種生命週期有關？ ● 是否具生物累積性 (bioaccumulate) ？ ● 暴露之空間尺度？區域性或全面性？ ● 施壓源如何入侵生態系？
什麼生態系遭受風險？	<ul style="list-style-type: none"> ● 如何定義生態系之地理邊界？該邊界與生態功能有關嗎？ ● (物種、豐富度、食物鍊 / 網...)，棲地性質。 ● 生態系對施壓源之敏感度？是否有特殊或值得注意事件發生？
生態影響之可參照資訊	<ul style="list-style-type: none"> ● 由現場調查、實驗室試驗或結構行為模式推論得知？ ● 由對施壓源之了解，來預期所發生之影響。 ● 影響在什麼特別情況會發生？

(exposure) 即是施壓源直接接觸生態系個體造成影響，或是無直接接觸但藉由間接關係來影響。例如某案例 [38]：鶴群喜歡棲息開闊之河中沙洲，但建造一橫跨橋梁阻隔其視



野後卻使鶴群遷移他處，此一橋梁即是造成非接觸性暴露之施壓源。

接下來即是評估終結點(assessment endpoints)之確認，其實終結點就是評估目標值，其更具體化、定量化(quantitative)及可度量化(measurable)。終結點代表該生態系之定量影響程度及管理目標值，表2即為評估目標與評估終結點之比較實例[57]。

最後則是建立概念模式(conceptual model)，由合理之風險假設來連貫施壓源、暴露度、評估終結點及受壓體之關係，一般多以流程圖(flow-chart diagram)來定性描述之，而其間之關係最常用食物鍊/網(food chain/web)或營養級(trophic level)來串接[51]，圖3則為一典型食物鍊型態概念模式來探討受油污染土壤下狐狸之生態風險[17]。

如果模式可被接受則進入下一階段-“分析”，否則再重回原來步驟修正各項或重建模式。ORNL亦提出一建立概念模式之指導準則，對於模式組成有明確說明[52]。

(二) 分析階段

分析階段以「暴露度分析」及「生態反應分析」為主，簡單而言，就是由已知資訊或本階段調查資料來判別“暴露”如何發生？及預期在該暴露程度下之生態反應及效應。我們所需的資料，不論由文獻所得、試驗所得、現場調查所得或模式演算所得，皆要能達到三種度量(measurement)：(1) 暴露程度之度量 - 描述施壓源之特

表 2. 評估目標與評估終結點之比較實例 [57]

評估目標	評估終結點
依毒性物質防制法(TSCA)，保護水環境免於無理之傷害風險。目標：每年不超過20天發生某物質濃度不符標準情況。	水環境中魚類、水生無脊椎生物及藻類之存活率、成長率及繁殖率。
依水質法(CWA)，保護濕地水質及瀕臨絕種生物。目標：重建及維護水質及棲地，使魚、貝、濱水野生動植物能自行維持存活繁衍，族群數不致遞減。	1. 河口海帶之棲地、豐富度、分佈。 2. 河口魚種多樣性及豐富度。 3. 淡水之深層無脊椎生物多樣性及豐富度。
保護鮭魚，使之能生育繁衍不致絕種。	確保原種鮭魚之繁殖率維持於一既定目標值。

性，與受壓體之接觸或間接衍生關係，來源及暴露路徑等。

(2) 生態系及受壓體特性之度量 - 描述生態系種類，相關之個體、族群及群落，在食物鍊/網中之地位，其行為及生命週期。如一有趣之例子，梭魚於其不同生命階段之食物網地位卻截然不同，如圖4所示[17]，雖然成魚為頂尖掠食者，但其幼魚卻是被原本下層生物之追逐獵食對象。(3) 效應之度量 - 描述施壓源對個體、族群、群落及生態系之影響效應如何。

於進行暴露度分析前，評估者必須先追蹤及確認“暴露途徑” - 即施壓源由來源至受壓體之路徑。表3所列為暴露度分析所關心之問題[57]。至於生態反應分析，主要為定量生態影響結果及評價在不同施壓源程度下之相對反應，而

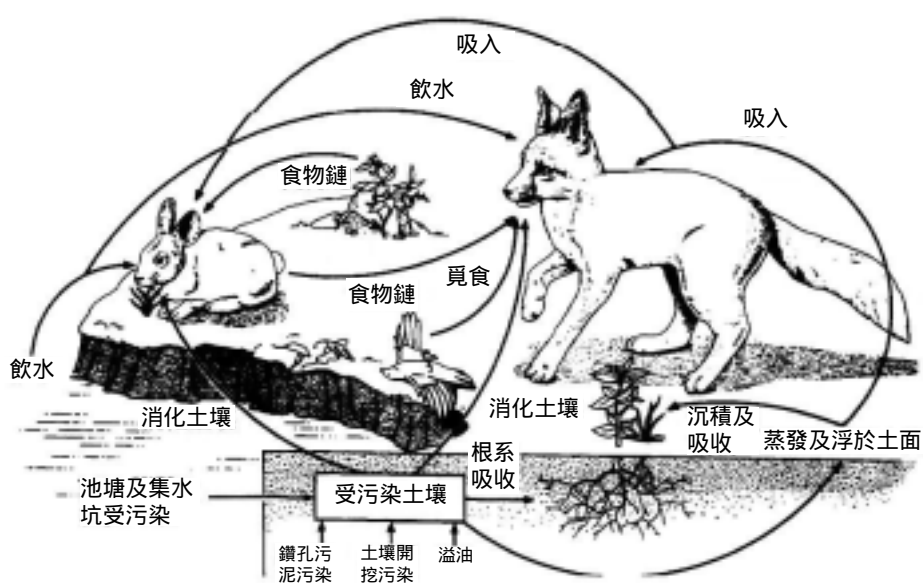


圖 3. 狐狸暴露於油污染土地之食物鍊型態概念模式



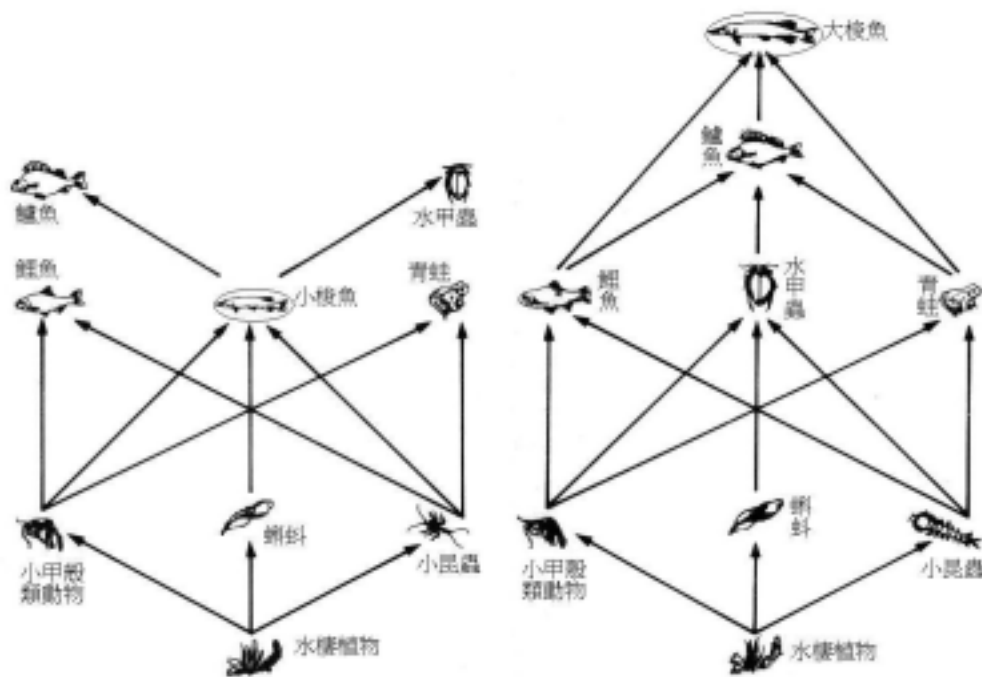


圖 4. 不同生命階段之梭魚於食物網之地位 [17]

表 3. 探討暴露度分析之問題來源 [57]

問題點	值得思考之內容
化學性或物理性施壓源	<ul style="list-style-type: none"> ● 施壓源之來源？單一或多方面？來源是否仍在活動？ ● 施壓源在環境中如何分佈？其分佈是否會受到來源之其他物質影響？ ● 施壓源來源是否會對環境或有機體造成明顯獨特之記號？
生物性施壓源	<ul style="list-style-type: none"> ● 施壓源是否能重覆進入該生態環境？ ● 在運送貨物中可能載入施壓源？ ● 是否能在進入前或運送中驅逐或消滅該施壓源？
評價暴露度	<ul style="list-style-type: none"> ● 受壓體是否必須與施壓源接觸方有不良反應？ ● 受壓體對於直接接觸或間接衍生影響有何不同之特性？ ● 生態系過程是否影響到直接接觸或間接衍生效應？
評價施壓源之分佈	<ul style="list-style-type: none"> ● 重要路徑為何？ ● 施壓源或生態系之特性是否影響到傳輸之路徑？ ● 次要（衍生）施壓源如何形成？

不良反應 (adversity) 可能為死亡、不孕、活動力降低、遷移等生物性或物理性變異。因果關係 (cause-and-effect) 為必然之推論，簡單而言，只要有施壓源就可預期產生之生態反應，或是有某類之生態反應就可判定施壓源之存在。如果

診斷及證據越充份，關聯性越能確認，則因果關係越是簡單明瞭。

對於化學性之暴露 - 反應分析常為毒物學所探討，其中“中值效應程度” (median effect levels) 可為一有用參考值，亦可當作度量終結點 (measurement endpoints)；其方法通常由危害性鑑定 (hazard identification) 來對毒性化學物質的固有性作一確認，了解其是否對特定有機體 (organism) 造成傷害？如“中值致命濃度” (median lethal concentration, LC₅₀) 為特定時間內測試有機體於某濃度下將有超過 50% 族群致死，“中值反應濃度” (median effective concentration, EC₅₀) 則為特定時間內測試有機體於某濃度下將有超過 50% 族群有特定非致死之生物反應，而 LC₅₀ 及 EC₅₀ 需由生物試驗獲得。對於較多元之評估終結點，劑量反應 (dose response) 可為一有效方法，其假設不論劑量多寡，只要有微量存在，即會有生物反應出現，而且其反應可與劑量成正比。“最低明顯不良反應劑量” (lowest observed adverse effect level, LOAEL) 及“無明顯不良反應劑量” (no observed adverse effect level, NOAEL) 為常用之界限值，而 LOAEL 又稱為“最大可接受毒性濃度” (maximum acceptable toxicant concentration, MATC) [26, 57]。無論中值反應濃度或劑量反應均需於實驗室於特定時間 (通常為 48 或 72 小時) 內以固



定濃度下測試，然而於實際狀況下並不可能，施壓源可能僅為瞬時 (instaneous) 或變量 (variable) 暴露濃度，而且反應亦未必同時發生？或許有必要建立一個三維試驗機制 (包含暴露濃度、暴露時間及觀測反應) 來模擬較實際之生態反應分析 [40]。

本階段之最後結果則是“暴露度剖析”及“施壓 - 反應剖析”，暴露度剖析就是要定義出何種之暴露途徑？暴露如何發生？暴露發生程度？暴露度如何變化？不確定性如何？另外施壓 - 反應剖析則是定義初出受影響之生態本質、影響之性質與強度、自然回復時間、評估終結點改變時之反應度量改變及分析之不確定性。

(三) 風險特性確認階段

此一階段為風險評估之最後階段，概分為兩步驟：風險估計 (risk estimation) 及風險描述 (risk description)，評估者由所發生之暴露程度及既存或預期之不良反應來確切分析施壓源、效應及受壓體 (個體、族群、群落或生態系) 之間關係，並下達結論。

風險估計可由下列數個方式完成：(1) 野外觀察 (field observation)：以經驗及證據來連貫暴露至效應之關係，特別對於多元施壓源或複雜生態系無法以試驗分析時，仍需就經驗來達成。但野外觀察也有其限制性，如缺乏如試驗室中可重覆複製過程來研判之機制，或易被少量樣品引導至偏頗定論，或是敏感度較低可能無法偵測得生態反應。(2) 歸類及分級 (categories and ranking)：當暴露度或生態反應資料受限或不易量化時，則依專業性判斷及其他定性評量方式來歸類為低、中、高等級或是以有及無之結果來顯現結論。(3) 單點暴露度 (single-point exposure) 及反應之比較：當暴露度或生態反應資料可量化時，最簡易之方法即是以商值法來判別暴露 - 反應之直接結果。所謂危害商值 (hazard quotient, HQ) 為估計之暴露濃度 (ambient exposure concentration, AET) 與毒性反應濃度 (toxicologically effective concentration, TEC) 之比值 [37, 52]，即 $HQ = AET/TEC$ ，而 TEC 可採用 EC_{50} 、 LC_{50} 或 NOAEL；當 $HQ < 1$ 表示風險不高，或許可忽略不計；但 $HQ \geq 1$ 則表示風險已明顯，需進一步作更詳細之評估。此方式適用於直接反應於單一施壓源狀況，對於多元施壓源或次要 (衍生) 施壓源可能不易區分。(4) 建立整體性之施壓 - 反應比較關係：如果資料夠充份，由施壓 - 反應剖析結果應該可以建立不同之施壓程度所及其所致反應強度關係曲線圖，由此關係可藉由內插或外插

方法來預測結果。(5) 程序模式 (process model) 應用：以數學式來表示整個評估機制程序，必需有充份之資料及對整個施壓 - 反應機制完全瞭解方可達成，一般而言，此一生態模式會結合 (couple) 其他既有數值模式 (如水理水質模式、大氣循環模式等) 共同運作。如 U. S. EPA 之報告 [24]，於美國路易斯安那州之某濕地以 FORFLO 模式來模擬長期水文現象所致之水位變化使樹林棲地改變，造成野生生物之生存風險。

風險描述則是提出證據來支持風險估計結果，並依所設定評估終結點解釋其顯著生態不良反應發生狀況，同時討論不良反應之可能潛勢發展。所謂“證據” (lines of evidence) 即是以定性及定量方法且利用可用資訊皆可歸納問題至獲得相同結論，在提出證據方面須注意：(1) 證據資料之充足性及品質；(2) 證據不確定性之種類及程度；(3) 證據與評估問題有關聯且能直接回應。而“生態不良反應” (ecological adversity) 乃是生態體 (個體、族群、群落或生態系) 遭受到所不欲有之結構性或功能性改變，而在解釋該不良反應必須注意到有關該反應之性質及強度、佔據空間及時間之尺度大小、是否可回復之潛勢等事項。所謂“顯著” (significant) 則是以統計觀點依資料點數及分佈來決定之。

(四) 風險管理

至此，風險評估者需提出完整評估報告，以利後續與風險管理者與相關各方溝通討論評估結果。該報告必須清楚、透明、合理及一致，足以提供風險管理者做出執行決策。報告大致包含：(1) 初始風險評估者與風險管理者共同完成問題形成之計畫階段結果；(2) 回顧概念模式及所設定之評估終結點；(3) 交待主要資料來源及說明分析程序；(4) 回顧暴露度剖析及施壓 - 反應剖析之結論；(5) 說明風險估計及風險描述，歸納風險不確定性範圍及程度；(6) 確認主要資料間隙 (gaps)，建議需補強資料內容之方向；(7) 提供專業及科學性之判斷或假設；(8) 定量性之不確定性分析。

對風險管理者之考量則不僅侷限於科學性評估，包括經濟性及法律性問題皆需納入。風險評估者將與風險管理者溝通討論評估結果，確認對所提出之報告是否能明確定義風險及達成管理決策？是否評估分析能深度切入問題？是否對問題充份地掌握其特性？反之，風險管理者亦會對風險評估者再諮詢什麼反應會發生？反應到底如何不良？什麼情況下反應會發生？反應何時何地發生？評估者對其結論有幾成把握？主要資料間隙為何？不久將來是否能填補該資料



間隙？是否需做重覆評估？持續監測（monitoring）能否獲得更佳評估以利決策制定？

當然在風險管理決策訂定前，有必要公諸於大眾，讓相關各方及民眾參與討論溝通，如此方能達到最適化之風險管理決策。在執行降低或消滅風險之管理決策方案時，持續及長期監測有助於了解暴露度是否降低或不良反應是否已改善？

（五）重覆評估

除前述之標準 ERA 程序外，由於所引用資料能否充份反應評估場址之生態特性、風險特性、範圍、濃度標準等？將關係到評估結果之精確度。在與風險管理者及相關各方溝通討論後，有必要依據不同需求及經費考量，決定是否再尋獲得更多資料（特別是能直接得自評估場址）及重覆程序（iteration），以期能達到所協商之要求目標；當然亦可藉由長期監測或觀測結果，再適時修正評估結論。

如 ASTM 於 1995 年提出「風險基準矯正行動 (RBCA)」以層次化 (tier) 方式來謀取最適化之風險評估，對於不同場址之差異性及個案特性與可獲得資訊充足性之條件下，據以訂定適當之矯正方案 [5, 13]。其層次概分為三階段，即第一層次 (tier 1)：又稱「風險基準篩選程度」(risk-based screening level, RBSL)，直接以最保守觀點行之，其程度標準以其他相關資料下之最嚴格數據為基準；通常而言，是相當高之生態環境需求，也相對為最大之風險，由於較定性化及過程粗糙，通常較不易為人接受。第二層次 (tier 2)：又稱「場址特定目標程度」(site-specific target level, SSTL)，以場址直接獲得之各項資料來進行評估，有必要時設監測點及輔以數學模式，此一階段較能符合實際狀況及可預期較精確之評估結果，一般在評估成本及經濟效益上可達平衡而廣為各方接受。第三層次 (tier 3)：在執行風險改善 (risk remediation) 過程中滯礙難行或長期監測可獲取更詳細資料時，則視情況採取此一階段，其方式仍同於第二層次。雖然 RBCA 僅用於健康風險評估，但此一步驟及方式相信仍可應用於 ERA，如加拿大之 ERA 評估亦採用類似方式 [37]，分為兩層次：「篩選程度風險評估」(screening level risk assessment, SLRA) 及：「細部程度風險評估」(detailed level risk assessment, DLRA)，其分別與前述方法相似。

四、概念模式建立之範例

（一）問題緣起

鑑於國內目前並未能建立一套溢油污染之 ERA 流程，民國 90 年剛公佈之「海洋污染防治法」及「重大海洋油污染緊急應變計畫」亦著重於污染清理之責任歸屬，所關切者以漁獲、觀光、資源之損失為主，生態及動植物學家亦僅關切某些特定生物（如珊瑚、貝、蟹、海鳥、哺乳動物等），並無對總體生態系之影響有一個整合之評估。曾有研究以成本效益方法來評估因洩油事故使社經環境惡化之風險 [12]，但並未對生態方面有較詳盡之描述。民國 90 年初，希臘籍貨輪阿瑪斯號在鵝鑾鼻外海觸礁，使墾丁國家公園龍坑生態保護區受滲漏燃油污染，由於清理時效延宕造成污染擴大，危及海岸生態。這是近三十年來最大的海洋污染事件，國內並沒有相關除油污技術和人員，初期只能用人力來清除岸邊的重油及使用抽油幫浦進行水面抽油，效果有限，至於使用除油劑，依目前法令規定，合格的除油劑只有中油的國光牌一種，且使用前必須提出申請，對當地生態環境是否有影響，都必須經過評估，然國內並沒有相關文獻報告，這些都是除污的難題。據墾丁國家公園資源經濟效益研究報告 [9] 顯示，民眾願意支付近六十億元維護區內資源，此乃利用「條件評估法 (CVM)」反映受訪者的支付意願之決策模式，將國家公園內自然資源總經濟價值量化之結論。但此一結果並非代表等同生態風險之量化，到底污染所致之影響有多嚴重？仍有待嚴謹的 ERA 來執行。

（二）生態風險問題之形成

環境變異（自然或人為）雖然會造成海洋生物致命之風險，但生物體具有可抗拒性之適應來調整，首先作立即性反應，然後進入穩定期再達到新的平衡狀態；若生物體內以連串機制來調適體內恆定稱為“恆定” (regulator)，如鹽度之改變；或生物體體內機制會隨環境變化而改變稱“順變” (conformer)，如溫度之改變。但生物體之反應是型態、生理、基因及行為等綜合表現，如果環境因子改變幅度超過其可馴化 (acclimation) 之新平衡狀態而造成繁殖率降低甚至死亡，則環境變異將被視為施壓源 [11]。生物體暴露於變異時間增長也可能使環境因子成為施壓源，兩種本來不造成死亡之環境因子綜合作用也可能成為施壓源，故對於施壓源量測有時變性及多元性之考量。

鑑於墾丁龍坑事件影響，以敏感度較高之珊瑚礁 (coral reefs) 為例，台灣之珊瑚礁為裙礁 (fringing reefs) 類型，



主要分部於南北兩端，以東北角、澎湖、小琉球、墾丁、蘭嶼、綠島及台東海岸等處為主。其形成以珊瑚蟲之聚合生長群體分泌石灰質（ CaCO_3 ）及堆積骨體而逐漸造礁擴大，亦有其他無脊椎動物或牡蠣、貽貝類也會堆積形成；珊瑚體中有共生藻，除提供養分外也促進石灰質沉積 [1, 11]。珊瑚礁其形成耗費時間是相當長久的，一經破壞即難以回復，珊瑚礁多位在近岸淺水域裡，易受到陸上人類活動的影響。如水土保持不良便可能在一場颱風大雨過後，泥沙沖刷經由河川帶到海裡，造成水質混濁，甚至覆蓋在珊瑚礁上，造成珊瑚死亡；如遊客浮潛踩在活的珊瑚上或採集一些珊瑚礁紀念品，都會造成珊瑚的死亡及礁體的破壞；加上廚餘和汙水的排放量的增多更幫助藻類生長繁衍，形成優養化；如人類的「過度捕撈」會造成珊瑚礁生態系的失衡，而使用不當的「電、毒、炸」等捕魚方法，更會直接破壞珊瑚礁體。讓海藻更有機會大量衍生，而影響珊瑚的生存。夏天水溫升高時，常發生珊瑚「白化」的現象。當環境惡劣時，譬如水溫太高或太低、水中鹽度因大雨而驟降，或海水太過混濁，共生藻就會離開珊瑚宿主，導致整個珊瑚組織失去色彩、變成透明的，直接且清楚露出白色的鈣質骨骼。「白化」的珊瑚並沒有死亡，如果環境能夠迅速恢復正常，共生藻便可能再度快速增生，使珊瑚恢復原有的色彩。但是，如果環境持續惡劣好幾個月，珊瑚還是有可能因為缺少平常共生藻所提供的能量，而開始真正地死亡了 [2, 14]。

此外，珊瑚生長的條件相當敏感：（1）溫度：水溫在 23~28 之間是最適合珊瑚生長範圍。由於溫度常隨緯度增加而遞減，所以珊瑚通常分布在南北緯 30 度海域。（2）鹽度：適合珊瑚生長的海水鹽度範圍是在 25~40ppt 之間，如果低於 20ppt 超過 24 小時珊瑚即會死亡。（3）深度：與珊瑚共生的藻類因要行光合作用，所以必須要生存在陽光充足的有光帶，因此珊瑚的生長範圍也被侷限在 100 公尺以上的淺海域。（4）海流：台灣東部有黑潮流過，且冬季時，它會由巴士海峽流入台灣海峽，在流入台灣海峽時會經過墾丁而提升冬季墾丁海水溫度，形成珊瑚生長有利條件。（5）沉積物：珊瑚只能生長在清淨的海域裡，因為沉積物的存在會使珊瑚窒息死亡，同時，沉積物也是細菌的溫床，細菌會分解珊瑚組織並會妨礙其發育並改變其生長形態 [1, 4, 11]。因此對於珊瑚生長繁殖不利之環境變異皆可為潛勢之施壓源。

珊瑚礁因其獨特構造及空間，可提供各型生物最佳附著、棲息、躲藏、攝食、孵育、生長、繁殖之場所，更由於

生物間共生、寄生、競爭、掠食關係及食物、空間、時間之資源有效分配下，形成特有之珊瑚礁生態系，如圖 5 為珊瑚礁各營養層之主要生物種類分布，圖 6 則為食物網之圖例 [11]，生態系以藻類為主之初級生產者為基礎，再發展成食浮游生物者、草食性動物、小型肉食動物及大型肉食動物等聚落，生物族群種類複雜及個體數量龐大，或稱為「海洋中的熱帶雨林」。

如台灣珊瑚礁魚類分佈之研究 [10]，約佔全台灣魚種之五分之三，且環島各處之相似度並不高，顯示有其地域之獨立特性。除了珊瑚和魚類以外，珊瑚礁區裡當然還存在其他無脊椎動物，像是海藻、海星、貝類、蝦、蟹、多毛類、旋鰻蟲等等，使其生態更豐富多樣性。珊瑚礁敏感且脆弱，其適合生存條件極嚴苛，環境稍有變動就會有顯著反應，其生物相互依存之共生關係相當細緻敏感，破壞其中一環可能牽

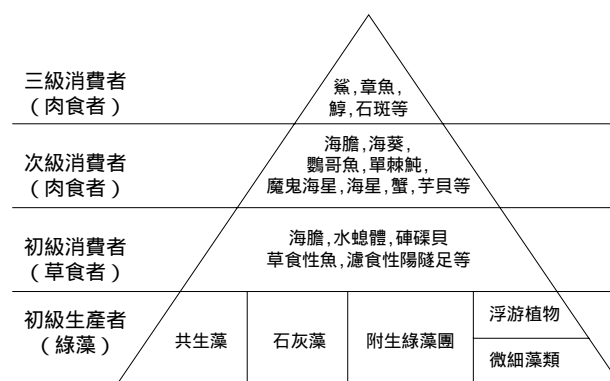
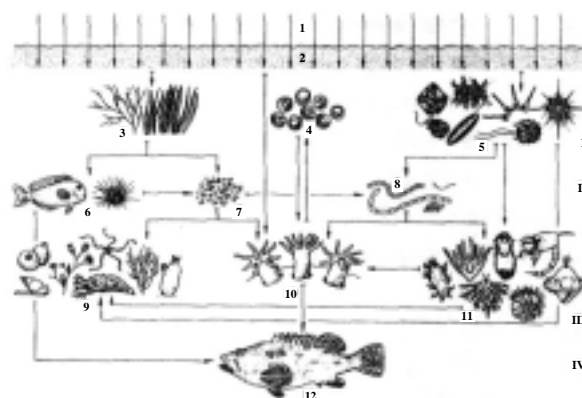


圖 5. 珊瑚礁各營養層之主要生物種類分布圖 [11]



1. 生產者 II. 初級消費者和分解者；III. 食碎屑或微小生物之動物；IV. 掠食者；1. 太陽能；2. 溶解礦物質；3. 主要的海藻及海草；4. 共生藻；5. 浮游植物；6. 草食性動物；7. 碎屑；8. 細菌；9. 底棲動物；10. 珊瑚；11. 浮游動物；12. 掠食者

圖 6. 珊瑚礁食物網之圖例 [11]



一髮動全身，另污染可因溫暖海水而加強效應，更不利其生存 [18]。施壓源或可能對上層之掠食者無太大直接影響，因其可迴游躲避，但對於下層機動性差之生產者或初級消費者可能造成死亡，由於棲地之破壞及食物網斷層也間接造成整個珊瑚礁生態系之可能危機。

(三) 施壓源之特性描述

溢油 (oil-spills) 污染是海洋油污染中為最引人注意的一種油污染，溢油發生時多達幾十萬噸，危害非常嚴重。大量的石油瞬間溢出進入海洋環境，可迅即擴散成很大一片面積，會造成大批海中的浮游生物、植物和海鳥、魚類資源的死亡，並污染海灘和港口設施。溢油除海面擴散外，仍有揮發、乳化、溶解、沉澱、沉積、分解等演化 (fate) 機制，如圖 7 所示，各個過程皆有可能成為生態風險之施壓源，或為物理性、化學性及毒性，或為直接或間接作用。各機制發生之時間點及延續時段也關係到風險之大小，圖 8 所示為油污於海水分解之過程及時間。

有關油污染對海洋生物與環境影響的研究有來自實驗室或現場觀測，實驗室的報告大多重於毒性試驗，其判定毒性的程度皆以在短時間內死亡或受到嚴重傷害之生物數量表示，故未說明長期 (慢性) 毒害的影響，通常用於試驗的生物，往往以方便試驗的進行為選擇之條件，而非真正對環

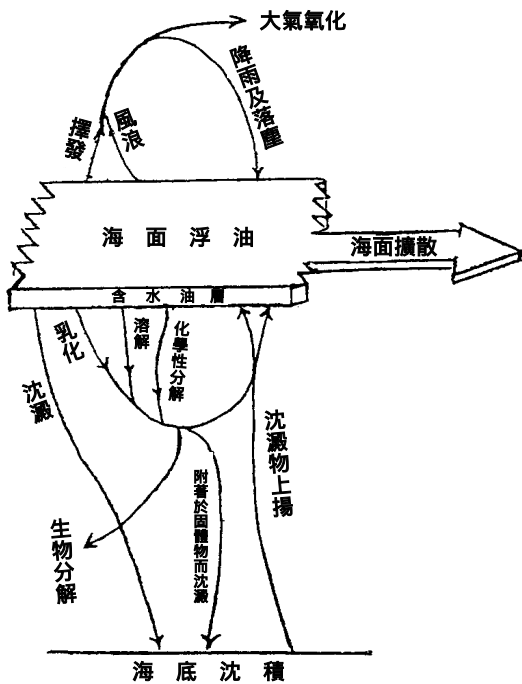


圖 7. 油污之演化機制 [6]

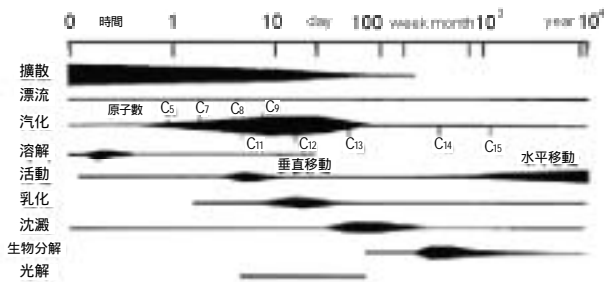


圖 8. 油污於海水分解之過程及時間 [6]

境或人類有較重要性的生物。以目前採用的毒性試驗尚無標準法，所以許多結果常無法相互比較，在實際現場的觀察中除了油污外，其他一些影響生物反應的因素則因無法控制或過於複雜而被略去。下列分別敘述生物對油污的反應 [6]：

1. 對浮游微生物的影響：浮游微生物包括浮游植物和浮游動物及各種海生動物之卵與幼蟲等，浮游微生物是海洋食物鏈的基礎，浮游植物藉由光合作用轉化能量供多數浮游動物使用，浮游動物再成為其他海洋生物食物。這些生物在海洋生態系統中有很重要的地位，其受油污染所致的影響可能有：(1) 浮油遮斷日光而阻礙光合作用；(2) 浮油隔絕海水與空氣的接觸而妨害氧氣的溶入；(3) 油類及乳化清潔劑的毒性。如 1969 年美國加州臨太平洋之 Santa Barbara 海峽的油井漏油後，在現場測定的結果指出在未知厚度的浮油下之海水，其光線強度僅及海面上的 1%，其溶氧量為鄰近未受污染的海水溶氧量的 98.5%。而原油中最具毒性的水溶性芳香族化合物在海水中經由揮發及稀釋作用，其毒性易消失，毒害浮游微生物的機會並不大。
2. 對魚類的影響：由於油污大多浮於海面，而多數的魚類卻活動於海水之中下層或海底，因此成魚直接受油污之毒害的可能性小，但也有可能因走避不及或無處逃避而遭到油污之覆蓋窒息而亡；魚卵及幼魚雖則易受影響，更由於其數量甚巨，且自然死亡率甚高，故真正受油污的影響難以估計。
3. 對底棲無脊椎動物之影響：油類比重小於水，故初期油污擴散污染時，覆蓋水面的油膜層會阻礙海水與空氣間之氣體交換，易導致水中缺氧。由於底棲動物其大部分或所有的生命時間均棲息於海底或潮線以下之海岸，這些動物的活動範圍不大，有些則行動緩慢或固著於岩石



或其他物體上，因此受油污染之害的機會要較可自由游動的魚類大得多。

4. 對潮間帶生物的影響：油污對潮間帶之破壞是全面而直接的。潮間帶上下是海洋生態區中生物最豐富的地方，藻類、魚類、無脊椎動物，甚至海鳥和一些兩棲爬蟲類都生長在這個區位中，在食物網中佔有相當重要的地位。
5. 對定根植物的影響：海草與其他植物一樣易受外來的摧殘，但也容易繁殖而恢復原有的數量。在較淺的海底或海岸的海草若沾黏油污後重量大增，經海浪的衝擊後易斷裂。乳化後的油類會影響海草的光合作用。
6. 對海鳥及哺乳動物的影響：海鷗、涉水鳥、塘鵝、海鴉、海燕、鸕鶿及企鵝等海鳥常因油污染海水或海岸而受到油污直接或間接的傷害。黏在羽毛上的油類可破壞規則的防水結構，使水進入絨毛層而減低其保溫作用與浮力。大量的乳化油污摻雜海水附在羽毛上可增加重量，令海鳥不易游動或飛行。

除油污之影響外，人為之清理方式亦可能為生態風險之施壓源。所以，海岸污染去除之方法應視海岸和浮油之種類而定外，更需考慮到其對於生態之衝擊。幾種清除方式對於生態的衝擊敘述介紹如下 [6]：

1. 攔柵：從海上收回油污，通常是先把漂浮的油以攔柵圍堵使集中而後收集變厚的油層，然後由海面把它撈起，或是吸取回收並用適當的方法運到陸上處理。利用攔柵攔截油污的方式，初期效果也最為有效，惟獨就是需將圍堵的油污儘快清除，否則一旦發生乳化或沉澱，所造成的結果將是更加污染所圍堵的地區，對於其浮游生物和底棲生物傷害，更為嚴重。
2. 吸附性材料：漂浮於海上的浮油可利用乾燥的乾草、稻蘖、碳粉、木屑、石灰等材料予以吸附。其原理乃是利用材料表面的附著與毛細管作用，而這些材料，以不吸水而僅吸收浮油者為佳。吸附後的材料常隨油污一起沉降至海底，雖然不至於造成在海面上的擴散，但卻也造成海底沉積大量的油污及廢棄物，因而影響底棲生物。
3. 燃燒：目前對燒毀海面浮油的問題，仍然未達實用化的階段，尤其是原油等低粘性的油會迅速擴散。使用燒燬，在一般的場合很少能燃燒完全。因為會留下未燃燒的殘留物，又在燃燒中也會產生大量濃煙，可能引起大氣污染的問題。
4. 分散法：漂浮於水面的油，如以適當的界面活性劑或除

油劑加以處理攪拌即被微粒化。處理劑雖能藉由微生物而使油的分解容易，但其毒性比油的毒性為強，因此剩下的油或處理劑對海產生物可能有害。

5. 沉澱：為一種自水面除去油污所使用的方法，其方法是把砂以 10% 泥漿混合加以撒佈的。在砂中再加上適量的胺，使成潮濕的狀態，如此砂將變成親油性之泥漿狀砂，把它撒佈於浮油上時，砂即沾上油，而使油砂下沉於海底。但使用此法須考慮到油砂對海底植物及動物的影響，因水中之菌類微生物可使油料變質產生毒素而造成長期影響，以及沈澱海底油砂覆蓋對海底生物棲地破壞的影響。

(四) 評估要點及概念模式初建

珊瑚礁中首當其衝的是退潮時會裸露出水面的珊瑚，直接遭油污覆蓋。潮線下之珊瑚也會因海浪的作用沾上油污，甚至是混著泥沙的油塊。珊瑚表面因分泌黏液而加速了油污的附著，不過稍後這些混著油污的黏液會自行剝離。影響珊瑚最劇的是原油中含毒的成份，將導致珊瑚出現白化、分泌黏液、組織緊縮或潰爛等症狀，珊瑚的生殖能力也會減弱。如此造成活珊瑚的覆蓋面積和生物多樣性減少。不過某些個案卻發現數年後珊瑚的覆蓋面積不減反增 [1]。而珊瑚礁是一個穩定但脆弱的生態體系。當油污染的程度未達其生態環境容忍的臨界值時，也就是說油污局限於潮間帶區域，由於處於熱帶海域，微生物等作用快速，整個環境應回復的很快。但若超出其臨界值，就是絕大多數海域的珊瑚都受油污影響，由於珊瑚成長緩慢，整個海域將可能由藻類所取代，回復將需要相當時日。

概念模式亦可為評估之流程，圖 9 為一珊瑚礁生態評估之簡易概念模式雛型，其主要結構建立於分別對各級營養層之定性評估與定量“暴露 - 反應”估計，而背景值取決於完善之生態影響資料庫（由各類觀測記錄、實驗成果及相關研究組合而得），單點“暴露 - 反應”可為主要評估方法，但多元交叉之反應機制亦需考量。當然生態系之評估邊界也須先界定，以免範圍過於龐大而無法及時完成。由於初期引用之相關資料可能為概括性，可能為他處之結果，無法顯現出本地之敏感特性，其初步結果也可能因太粗造而無法接受。對於敏感度高及具獨特地域性質者，或有必要進一步研究及實驗，更新資料庫及重覆評估。如各層評估可接受且具代表性，即可進行不確定分析，採取適當之統計模式來估計各評估終結點之風險機率，再給予整體性之評估並分級風險危機





圖 9. 珊瑚礁生態系風險評估之概念模式流程

之程度。

根據珊瑚礁生態系之環境敏感因子，由定性之影響來判定其可能造成生態之風險，並列出如表 4 所描述之施壓源及評估終結點，依此作為珊瑚礁生態風險評估之範例。更詳盡

之評估終結點仍有待進一部之文獻蒐集及研究來增列及舉證。

五、結語

依據機率原則，風險評估所提供的預估結果並非完全準確，但其目標卻是來輔助科學家們來評估如毒性污染物等外來危害因子因排放經媒介體（如大氣、水、土壤等）之傳輸過程或直接入侵下，對暴露者產生不良影響所可能產生的風險性特性。

藉著風險預估與其他因素，當局或政府應可建立法規與合理標準來減輕可能導致的健康或生態問題，並據以降低目前採用統一環境標準（environmental levels）下可能發生過與不及之現象或可能之衝突。標準訂定常受到很多因素的限制，包括下列幾項：(1)不良反應 (2)成本與效益的平衡、(3)社會經濟情況的考量、(4)科技的限制、(5)法令規章的配合等，因此，風險管理方面的決策不僅要有風險評估者的參與，也要有工程師，生態學家、社會學家及經濟學家的參與。當然，於任何開發案或污染事件下，政治性的影響是不可避免的，重要的是風險評估是基於科學的假設與求證，不可受政治力的影響 [3]。

以墾丁國家公園龍坑生態保護區受滲漏燃油污染為例，發生當時相關單位無法於第一時間內立即評估油污及清理方法對敏感地區生態之影響，又不敢貿然使用時效較快的

表 4. 珊瑚礁生態系之評估終結點範例

施壓源	評估終結點
浮油遮斷日光而阻礙光合作用。	光合作用降低下，水環境中初級生產者之存活率、成長率及繁殖率改變。
浮油遮斷日光穿透及影響水面之熱交換。	水溫改變，水環境中初級生產者及各及消費者之成長率及繁殖率改變。
浮油隔絕海水與空氣的接觸而妨害氧氣的溶入。	溶氧率改變，水環境中初級生產者及各及消費者之存活率、成長率及繁殖率改變。
水中鹽度受油污擴散而改變。	鹽度改變，水環境中初級生產者及各及消費者之存活率、成長率及繁殖率改變。
油污擴散造成水質混濁。	濁度改變，水環境中初級生產者及各及消費者之存活率、成長率及繁殖率改變。
浮油有機污染之溶解影響水質。	各營養層級生物之毒性 LC ₅₀ 及 EC ₅₀ 生物反應。
分散劑 (dispersant) 之毒性影響。	各營養層級生物之毒性 LC ₅₀ 及 EC ₅₀ 生物反應。
油污之沉積物覆蓋珊瑚礁 (自然演化或除污方式加速造成)。	水環境中初級生產者及底棲無脊椎生物之存活率、成長率及繁殖率改變。
沉積物也是細菌的溫床，細菌會分解珊瑚組織並會妨礙其發育並改變其生長形態。	水環境中初級生產者之成長率及繁殖率改變。
初級生產者受油污影響而大量死亡之衍生影響。	各級消費者之存活率、成長率及繁殖率改變。



化學藥劑，只得採用 1 天約可清理 1 公噸油污之人工方式清理；但又顧慮清理時間過長致使油污更形擴大後，海洋資源將遭更嚴重破壞，墾丁漁業及觀光資源將被耗盡，時效延宕又束手無策益使災情更加複雜及難以解決，令人扼腕。又如對於目前之環評作業準則 [19] 要求下，對生態類評估也僅就主要族群種類數量、歧異度、棲地習性及遷移繁衍等方面進行調查方法、位置、時間及範圍之資料蒐集等工作，或以每季及每年之統計來判別其可能變遷。然此不足以說明各獨特生態系之縱向及橫向之連鎖影響關係，其生態遭受危機之風險亦無法量化評斷，因此惟有賴更進一步針對特定之生態系進行生態風險評估 (ERA) 來彰顯不利之影響及擬訂削減風險之可能措施。

參考文獻

1. 方力行 (民 78), 珊瑚學, 教育部大學聯合出版委員會出版, 黎明文化事業公司, 台北。
2. 中華民國珊瑚礁學會, 網頁 <http://www.mbi.nsysu.edu.tw/~tcrs/>。
3. 台灣大學毒理所, 「毒理學二」課程大綱, 網頁 <http://ceiba.cc.ntu.edu.tw/447M1120/riskassess.htm>。
4. 台灣師範大學地球科學系, 「海洋學」期末報告: 海洋污染, 網頁 <http://www.geos.ntnu.edu.tw/sea/sea91/6/index.html>。
5. 行政院環保署環保人員訓練所, 「環保訓練園地」雙月刊第 46 期, 網頁 <http://www.epa.gov.tw/training/46-3-2.htm>。
6. 何孝鑄 (民 71), 海水油污染, 交通部交通研究所編印, 台北。
7. 邱文雅 (民 88), 關渡濕地水土特性與生態風險之評估, 台灣大學農業工程研究所碩士論文。
8. 邱文彥 (民 89), 海岸管理: 理論與實務, 五南圖書出版公司, 台北。
9. 吳珮瑛 (民 89), 國家公園資源經濟效益評估 - 以墾丁國家公園為例, 內政部營建署國家公園組專題研究報告, 台灣綜合研究院, 台北。
10. 邵廣昭、陳正平 (民 86), 台灣珊瑚礁魚類之分佈及其資料庫, 第五屆珊瑚礁研討會論文集, 頁 229-243, 台北。
11. 邵廣昭 (民 88), 海洋生態學, 國立編譯館主編, 明文書局, 台北。
12. 華健 (民 88), 海上洩油事故處理之成本效益評估, 海運學報, 7, 頁 53-64。
13. 陳大鵬、黃文彥 (民 89), 土壤與地下水污染場址之健康風險評估方法 - 風險基準矯正行動 (RBCA), 工業污染防治, 75, 頁 26-48。
14. 野生動植物網, 98 海洋年回顧二: 珊瑚礁篇, 網頁 <http://www.wow.org.tw/species-i.htm>。
15. 鄭先祐 (民 81), 生態環境影響評估學, 國立編譯館主編, 徐氏基金會出版, 台北。
16. 鄭先祐 (民 85), 重大工程建設的「環境影響評估」: 生態環保的問題, 1996 年民間環保高峰會, 台北。
17. 歐文丹尼斯 (民 84), 生態學是什麼? (蔡伸章譯), 書泉出版社, 台北。
18. 戴昌鳳 (民 82), 海洋的綠洲 - 珊瑚礁資源, 科學月刊, 24(9), 頁 667-673。
19. 環保署 (民 85), 一般性開發行為環境影響評估作業準則, 85.7.10 (85) 環署綜字第三一一七六號發布。
20. Aurand, D. (1995) The application of ecological risk assessment principles to dispersant use planning. *Spills Science & Technology*, 2(4), 241-247.
21. Barnthouse, L. W., G. W. II Suter, S. M. Bartell, J. J. Beauchamp, R. H. Gardner, E. Linder, R. V. O'Neill and A. E. Rosen (1986) *User's Manual for Ecological Risk Assessment*. Environmental Sciences Division No. 2679. ORNL-6251, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN.,
22. Bartell, S. M., R. H. Gardner and R. V. O'Neill (1992) *Ecological Risk Estimation*. Lewis Publishers.
23. Bartell, S. M., G. Lefebvre, G. Kaminski, M. Carreau and K. R. Campbell (1999) An ecosystem model for assessing ecological risks in Québec rivers, lakes and reservoirs. *Ecological Modelling*, 124, 43-67.
24. Brody, M. S., M. E. Troyer and Y. Valette (1993) Ecological risk assessment case study: modeling future losses of bottomland forest wetlands and changes in wildlife habitat within a Louisiana basin. *A Review of Ecological Assessment Case Studies from A Risk Assessment Perspective*. EPA/630/R-92/005, Risk Assessment Forum, U. S. EPA.
25. Calabrese, E. J. and L. A. Baldwin (1993) *Performing Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers.



26. CCME (1996) *A Framework for Ecological Risk Assessment : General Guidance*. PN-1195, Ottawa, ON, Canada.
27. CCME (1997) *A Framework for Ecological Risk Assessment : Technical Appendices*. PN-1274, Ottawa, ON, Canada.
28. CCME website, <http://www.ccme.ca>.
29. CEHR website, <http://ice.ucdavis.edu/cehr/>
30. Claassen, M. (1999) Ecological risk assessment as a framework for environmental impact assessment. *Water Science and Technology*, 39(10-11), 151-154.
31. Convention on Wetlands (1999) People and wetlands: the vital link (resolution VII.10). *The 7th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*, San José, Costa Rica.
32. Department of the Army (1999) *Wildlife Toxicity Assessment. Draft*. U.S. Army Center for Health Promotion and Preventive Medicine. Washington D. C.
33. Efrogmson, R. A., W. H. Rose, S. Nemeth and G. W. II Suter (2000) *Ecological Risk Assessment Framework for Low-altitude Overflights by Fixed-wing and Rotary-wing Military Aircraft*. ORNL/TM-2000/289, Report prepared for the U.S. Department of Defence.
34. ERAM website, <http://www.cnr.colostate.edu/RES/eram/>
35. Europe Commission (1996) *Technical Guidance Documents in Support of the Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and the Commission Regulation EC/1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances*. Luxembourg.
36. Håkanson, L. (1979) An ecological index for aquatic pollution control- a sedimentological approach. *Water Research*, 14, 975-1001.
37. Hill, R. A., P. M. Chapman, G. S. Mann and G. S. Lawrence (2000) Level of detail in ecological risk assessments. *Marine Pollution Bulletin*, 40(6), 471-477.
38. ICTM website, <http://www.ictm.com/main.html>.
39. Johnston, R. K., P. E. Woods, G. G. Pesch and W. R. Munns (1989) Assessing the impact of hazardous waste disposal sites on the environment: case studies of ecological risk assessments at selected Navy hazardous waste disposal sites. *14 Annual Army Environmental R&D Symposium*.
40. Karman, C. C. (2000) The role of time in environmental risk assessment. *Spill Science & Technology Bulletin*, 6(2), 159-164.
41. Kuznetsov, V. and N. Maslova (1999) NATO bombing to affect ecology of whole region. *Itar - Tass News Wire*, Apr 20, New York.
42. Liang, Y., M. H. Wong and R. B. E. Shutes (1999) Ecological risk assessment of polychlorinated biphenyl contamination in the Mai Po Marshes Nature Reserve. *Water Research*, 33(6), 1337-1346. Hong Kong.
43. MERAC website, <http://www.merac.umn.edu/home.htm>.
44. Ministry of Environment, Lands and Parks (2000) *Environmental Risk Assessment (ERA): An Approach for Assessing and Reporting Environmental Conditions*. Habitat Branch Technical Bulletin 1, British Columbia, Canada.
45. Moore, D. R. and G. R. Biddinger (1995) The interaction between risk assessors and risk managers during the problem formulation phase. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(12), 2013-2014.
46. NCEA website, <http://www.epa.gov/ncea>.
47. Oil and Gas Risk Assessment Subgroup of the Gore-Chernomyrdin Commission's Environmental Working Group (1998) *Environmental Risk Assessments of Oil and Gas Activities Using National Security and Civilian Data Sources*. Final Report.
48. ORNL website, <http://www.esd.ornl.gov/iab>.
49. SETAC website, <http://www.mindspring.com/~Ejwillson/SETACERAAG/eramainframeset.htm>
50. Suter, G. W., II and J. M. Loar (1992) Weighing the ecological risk of hazardous waste sites, the Oak Ridge case. *Environmental Science & Technology*, 26(3), 432-438.
51. Suter, G. W., II. (1993) *Ecological risk assessment*. Lewis Publishers.
52. Suter, G. W., II. (1996) *Guide for Developing Conceptual Models for Ecological Risk Assessments*. ES/ER/TM-186, Report prepared for the U.S. Department of Energy.
53. Suter, G. W., II. (1996) *Risk Characterization for Ecological Risk Assessment of Contaminated Sites*. ES/ER/TM-200, Report prepared for the U.S. Department of Energy.
54. U. S. EPA (1996a) *Clinch Valley Watershed: Ecological Risk Assessment- Planning and Problem Formulation*. EPA/630/R-96/005a, Risk Assessment Forum, Washington D. C.



-
55. U. S. EPA (1996b) *Big Darby Creek Watershed: Ecological Risk Assessment -Planning and Problem Formulation*. EPA/630/R-96/006a, Risk Assessment Forum.
56. U. S. EPA (1996c) *Middle Snake River Watershed: Ecological Risk Assessment - Planning and Problem Formulation*. EPA/630/R-96/008a, Risk Assessment Forum.
57. U. S. EPA (1998) *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. EPA/630/R-95/F002, Risk Assessment Forum, Washington D.C.
58. U. S. EPA (1999) *An SAB Report: Review of the Index of Watershed Indicators*. EPA-SAB-EPEC-99-014, Science Advisory Board.
- 收件：91.02.07 修正：91.03.22 接受：91.03.29**

