

# 行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

## 建立台灣海岸溢油污染及清理之生態風險評估準則 - 應用 於珊瑚礁及海岸濕地生態系

計畫類別：個別型計畫

計畫編號：NSC91-2313-B-212-006-

執行期間：91年08月01日至92年07月31日

執行單位：大葉大學環境工程學系

計畫主持人：陳宜清

計畫參與人員：張慶正

報告類型：精簡報告

處理方式：本計畫可公開查詢

中 華 民 國 92 年 10 月 31 日

# 建立台灣海岸溢油污染及清理之生態風險評估準則 - 應用於珊瑚礁及海岸濕地生態系

## 摘要

近期墾丁國家公園龍坑生態保護區受擱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；反觀於國內並無一套可資運用工具來評估生態之受損風險，對於長期之影響也未能確實評估。「生態風險評估」是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。而本研究主要重於問題形成階段之架構建立，首先確定施壓源及受壓體，確定所關切的問題是什麼；接著列出施壓源之各類可能暴露途徑及其衍生之相關影響問題，以及列出受壓體在不同污染源及其暴露途徑下之可能產生的不良反應，尋找其間相關性來連結出特定施壓源、暴露途徑、受壓體及效應之一貫因果關聯，由引用充分證據來再確認因果關係，如此可選定此一程序中之具代表性的評估目標及設定容易量化的評估終結點；最後再建立概念模式，以區塊箭頭等圖形化聯結來串聯縱向及橫向之各個程序，由直線向之因果關係演化至全面性整體評估。在此擬就珊瑚礁生態系及海岸濕地等敏感地帶之溢油污染及清理方式，來探討生態風險問題及建立適當之生態風險評估基本架構。期望未來能以風險估計及風險管理來消彌可能之生態風險。

**關鍵詞：**生態風險評估，評估終結點，概念模式，珊瑚礁，海岸濕地

## Abstract

Recently the Lungken eco-protection area of Kenting National Park was polluted by oil-spills from a stranded cargo boat and precious coral reefs was in danger of sticky oil and clean-up. It is so depressed that no proper assessment tools can be applied to explore the long-term effects on ecosystem. Ecological Risk Assessment (ERA) demonstrates a systematized framework to predict the ecological adversity more confidently that might be less concerned through Environmental Impact Assessment (EIA). In this study the setup of framework is concentrated on problem formulation stage. Firstly, the concerned problems are posed and stressor-receptors are confirmed. Furthermore, most adverse reactions through different exposure pathways are listed and checked to link the stressor-exposure-receptor-effect relationships. The cause-effects are identified by confident evidences, and then, assessment goals as well as quantified assessment endpoints could be set. Finally, a conceptual model is constructed by series longitudinal and lateral connection of sequences with pictorial blocks and arrows. The primary framework of overall assessment is therefore setup. The oil-spill pollution and cleanup impacts for sensible coastal area, such as coral reefs and coastal wetlands are concerned here. The ecological risks are discussed and specified assessment criteria and frameworks are described. Risk estimation and management are necessary for future works in risk mitigation and remediation.

**Key words:** ecological risk assessment, assessment endpoints, conceptual model, coral reefs, coastal wetlands

## 一、前言

### 1.1 緣起

溢油污染對海洋環境之衝擊相當嚴重，尤其造成近岸海域及潮間帶之生態結構及食物鏈遭受破壞，其影響可長達數十年，同時油污也對附近漁業及漁民生計影響重大，對於溢油之善後處理不可不慎。目前國內對於海洋溢油污染之關心大多侷限在發生溢油污染後由政府相關部門成立應變小組，相關部門對於該地區的生態僅協助提供污染調查、除污技術、生態調查以及復育工作，而對於探討較長遠之生態破壞潛勢影響的風險評估工作則較為缺乏，尤其是非常敏感的珊瑚礁 (coral reefs) 生態保育區或海岸溼地 (coastal wetlands) 更是有必要長期觀察。

鑒於溢油污染常造成海岸生態之立即 (acute) 毒性影響甚至慢性 (chronic) 之長遠影響，如果清理及處理不當，更是對敏感生態造成二次傷害。廣泛散佈之油污對海洋造成毒性、化學性及物理性等影響，而敏感之海洋生態 (如珊瑚、溼地) 則有其特有之生存環境因子，兩者之間究竟有何關聯？其相關之程度如何？乃是海洋生物學者、生態學者、毒物學者等等所探索及研究之課題。溢油污染之狀況各有不同 (如油品、數量、位置、氣象、海象等)，所承受之生態個體或族群亦有不同 (種類、分佈、成長階段等)，因此生態所受到影響之風險 (risk) 及傷害 (impairment) 之程度也各有不同，有必要釐清施壓體 (stressor) 及受壓體 (receptor) 之關聯性及關聯程度，並進一步預先評估受壓體之受害可能性及強度，俾以提出避免或減低傷害之對策，暨瞭解可能之損傷機制及程度，以供為復育措施之擬定。

台灣四面環海，海洋資源更顯得重要，但早期國內對於海洋污染 (如溢油、海域工程污染等) 之處置並無相關法規可依循，或可概括歸納於「水污染防治法」、「海洋放流水標準」及「地面水體分類及水質標準」中；而港區船舶方面則是依「商港法」、「國際商港港務管理規則」及「海水污染管理規則」相關規定嚴禁船舶在商港區內直接排放污染物。由於近年來近海區域開發頻繁，港口林立船隻來往密集，或有污染排泄及交通意外事故造成溢油，故近期已有配套之整體性相關環保法規完成，如民國 89 年公佈的「海洋污染防治法」及陸續公告之「海洋污染防治法施行細則」、「海域環境分類及海洋環境品質標準」及「海洋環境污染清除處理辦法」等法規，顯見我已建立將邁入海洋國家應有之環保意識。此外還有「環境影響評估法」及「開發行為環境影響評估作業準則」等法規，對於近岸及海洋開發工程可能造成污染之防治建立預先評估及監督之機制。鑒於墾丁阿瑪斯號溢油事件處理不及而造成污染損害之教訓，行政院於民國 90 年訂定「重大海洋油污染緊急應變計畫」並組成跨部會小組 (由環境保護署署長召集) 來執行，特別是針對船舶載運物質或油料外洩之緊急處理。

但無論是現行之海洋污染防治法規或應變計畫，以對生態保護方面的角度來看並不完整，雖在環評作業中有明列對港灣開發或任何近岸建設開發之環評應包含實地海域生態與環境調查，並評估其影響範圍及程度，但多數僅著重於基本資料庫建立及比對，並未對海洋生態危機有較詳實評估。另以「重大海洋油污染緊急應變計畫」為例，其工作著重於溢油事件發生期間之處理，以通報、圍堵、清除及監測等措施為準，於第一時間內採取最有效之方法防止油料擴散並清理之。計畫中規範各部會依其職掌來分工，其中關係到生態保護者為「漁業及生態資源調查管制及復育組」(由農委會、內政部、環保署、國科會組成)，雖有列出工作項目，卻未有較詳細之計畫來執行，如期限時間長短、經費人員調配、該如何復育？求償多少？其實這些工作是否能完成也必須要在一個重要的前提下，就是生態受到直接或間接傷害的影響範圍有多大？影響時間有多長？影響程度深遠如何？有衍生之效應否？可否復原？為了解這些問題，進行生態風險評估 (ERA) 應該是有必要的。

民國 90 年一月在墾丁的龍坑生態保護區內擱淺的希臘籍貨輪「阿瑪斯 (Amorgos)」號，船上有 6 萬噸鐵砂、約 1000 噸重油和約 500 噸的柴油，再加上海象惡劣，導致油料外洩，其外洩的油料約 1100 噸，鵝鑾鼻油污染擴大並污染海岸長達 3 公里，其中的兩公里位在龍

坑生態保護區海岸線最為嚴重。因海岸線油污染嚴重，除破壞生態資源景觀以外，生長在沿海岸珊瑚礁岩間的珊瑚礁魚、蝶螺等貝類、螃蟹和海藻等死亡，沒有死亡的則有一股臭油味。其中更大的隱憂是在珊瑚礁地區，雖然其本身的漁獲量不大，卻是數以百計經濟性魚種及數十萬種海洋生物的產卵、孕育場所。以上這些層出不窮的原油污染事件不但使得水中生物遭受破壞，也使得海面上及沿岸生態景觀面臨空前危機。環保署雖向阿瑪斯號船東求償新台幣十億元，包括政府因清理油污所支付的費用一億元、生態損害及復育費用九億元，然而對於該事件所導致之生態損害情況其實並未清楚？是否衍生慢性之長期損害也未評估？所求償之復育費用是否足夠？國內目前並無一套評估方法來概算損害之風險及費用。

## 1.2 研究目的

本研究乃是針對溢油污染及清理方式對台灣珊瑚生態系影響之風險來建立一套評估程序及設定評估目標 ( goal ) 與可量化之評估終結點 ( endpoints )，以及建立一簡易之概念模式 ( conceptual model ) 來釐清因果途徑及確認受損層面，做為執行生態風險評估 ( ecological risk assessment, ERA ) 之先期工作。由於量化資料之欠缺，本研究並未針對單一案例進行評估演練，僅是建立架構性之模式，及提出評估所需之資料庫建立之方向及項目，其餘仍有待環境、生物、生態、毒物及水文等專家學者來共同努力，以調查、觀察及試驗等方式蒐集資料，並適時提供評估者專業意見來完成生態風險評估。期望未來對於海洋及沿岸地區不同海岸生態環境因應溢油污染發生狀況及所採用之清理方式可預先規劃建立一套合理的評估方式，待日後一旦發生溢油事件時，能及時提供較週延之應變處理方式使損害風險降到最低。

## 二、溢油污染之特性、清理方法及其生態衝擊

### 2.1 油污特性及生態衝擊概述

一般來說，油污染的定義通常是包含了原油與經過煉製後用在商業用途上之石油造成對環境危害的行為。一旦發生污染事件時，由於原油中所含的成分種類很多，但幾乎全是碳氫化合物 ( hydrocarbons )，其中輕的原油會浮在水面上，擴展 ( spreading ) 到很大的範圍，因此對於鳥類生命造成嚴重威脅，對人類活動也有重大的影響，所含的苯、甲苯及三環芳烴 ( PAHs ) 等有毒化合物會蒸發 ( evaporation ) 入大氣或溶解 ( dissolution ) 於水中擴散 ( dispersion )，並經由海水進入了食物鏈，從低等的藻類、到高等哺乳動物，甚至人類，均無一能倖免；重的原油會以類似「水乳交融」般地乳化 ( emulsification )，受到內聚力 ( cohesion ) 和表面張力 ( surface tension ) 的作用形成「巧克力慕斯」狀，表面再經過氧化 ( oxidation ) 變硬成為「巧克力球」，或因有機物的附著而沈澱 ( sedimentation )，所以很難確實估計溢油量，使得溢油的影響範圍更為廣泛，油污染在海上之演化動向如圖 1 所示。溢油當中的揮發性毒氣會造成窒息，而且會溶於水中導致魚類中毒；海鳥的羽毛含蠟且吸油不吸水，如果碰上低黏性的油污，會沾黏在羽毛上使得海鳥無法飛行及覓食；食物鏈底層的浮游生物雖然不容易被油漬浸透，但在受整片浮油包圍下，同樣也不易存活。因為黑色浮油不但影響生物的活動及破壞生存的環境外，並阻隔了氧氣的溶解和遮蔽陽光的透射，使得有固定居所的動物、底棲魚類、無脊椎動物、需要行光合作用維生的微生藻類、海草及岸邊植物全部死亡。而原油溢入海面後，就開始發生一連串的變化。在起始階段，溢油的較厚部分通常呈黑色，但在乳化後則變為棕色、桔色或黃色，稀薄的溢油則呈現出耀眼或閃銀光的狀態。溢油演化 ( evolution ) 各階段之機制可由數小時至數月數年，而各演化階段之油污毒性及影響程度各有不同。

有關於油污染對海洋生物與環境影響的報告甚多，有些是實驗室的結果，有些則是實際現場的觀測。實驗室的結果大多著重毒性試驗，試驗結果判定毒性大小皆是以在短時間內死亡或受到傷害的生物數量表示，並未說明長期（慢性）毒性危害的影響，通常用於試驗的生物，大多以方便試驗進行為選擇之條件，而非真正對環境或人類有較重要性的生物。目前採用的毒性試驗並無一個標準方法，所以實驗結果通常無法互相比較，而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忽略。因為海洋是一個極複雜的生態系統，各類生物間和其棲息環境都有著密切關係，故在探討油污染影響時必須考慮到海洋生物食物鏈（網）的問題，當然隨著各生物位於食物鏈之位置或營養層級不同，其所扮演的關鍵地位則有所不同，影響層面也相對不同。下列則分別敘述各類海洋生物對油污染反應的定性概述（何,1982；李等,1991）：

- (一) 對浮游微生物的影響：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。這些生物受油污染所致的影響可能有如下述：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；④浮油是否造成優氧化。
- (二) 對魚類的影響：魚卵及幼魚較易受影響，受污染的幼魚及卵往往會不正常發育而成為畸形。
- (三) 對底棲無脊椎動物之影響：由於底棲動物活動範圍不大、行動緩慢或固著於岩石或其他物體上，受油污染之損害的機會較大。自然作用下沉至底部的油塊會直接覆蓋海底基質，破壞底棲生物的棲所，甚至直接造成底棲生物死亡。許多底棲動物大多以過濾海水而攝取水中微小生物或有機顆粒為食物，油污經乳化後，分散在水中的油滴仍極易被誤食中毒。
- (四) 對潮間帶生物的影響：油污對潮間帶破壞是全面且是最直接，因潮間帶上下是海洋生態中生物最豐富的地方，藻類、魚類、無脊椎動物，包括海鳥和兩棲爬蟲類都生長在這個區位中，在食物鏈中佔有相當重要地位。溢出的油污會隨著海浪潮水打到岸上，湧進潮溝，侵入潮池，甚至到達海岸線以上十幾二十公尺的高潮帶，油漬所到區域，棲所破壞，大小生物無一能倖免。
- (五) 對定根植物（sea weed）的影響：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，而且乳化後的油類會影響海草光合作用；有些海草則具有密集根系，以便於吸收氧氣，卻易攔阻油污而造成窒息。海邊沼澤植物中，淺根植物易受油害且較難復原，絲狀藻類亦易受影響，多年生的植物抵抗力強，但若油污持續不去則其數量會銳減，這些植物如果根部受油污包覆及滲入，其復原機會較微。
- (六) 對海鳥（sea birds）及哺乳動物（mammals）的影響：油類一沾上海鳥羽毛，即緊附不易洗掉。黏在羽毛上的油類可破壞防水結構，使水進入絨毛層而減低其保溫作用與浮力。大量乳化油污摻雜海水附在羽毛上可增加重量，使海鳥不易游動或飛行；海鳥以喙梳理沾油的羽毛時並吞下油污而導致肺炎、腸疾、腎上腫等疾病。油類亦能妨害鳥蛋的孵化，沾有油污的海鳥回巢坐孵時即可能將油污轉附到蛋殼上，海燕雖比較不易沾上海面的浮油，但其撿拾沾油的海草築巢時亦可能受害。海狸、海獺、海獅、海象等動物外毛易沾附油污，因其軀體較大，對毒性容忍度較高；不過在陽光較強的地區或季節，黑色油污可能吸收過多熱量而令動物失去正常活動。
- (七) 對海濱植物（marsh plants/mangroves）的影響：黑色浮油不但阻止植物的生長，也阻隔了氣體交換，同時切斷了光合作用所需的光線。當陽光充足而又無潮汐時，潮池沙灘及岩面的溫度即時升高，導致植物脫水死亡。紅樹林方面，理論上其氣根會被阻塞而受到危害，不過在一些重大油污染事件中它們卻依然能存活，令人驚奇。

## 2.2 清理方法及生態衝擊

由於台灣四面環海，而海岸是鳥類棲息、覓食之場所，也是人們遊樂之場所，要如何保護而不被破壞，實有詳加考慮的必要。所以，海岸污染去除之方法應視海岸和浮油之種類等等而定，而清除方式的選擇更需考慮到對於生態之衝擊。環保署於民國 91 年公告「海洋環境污染清除處理辦法」，期望能就污染情況及作業環境評估清除處理技術，選用環境衝擊最低之方法為之。依據「海洋環境污染清除處理辦法」第三條，造成海洋環境污染之污染物有嚴重影響海域水質者，應以污染物之回收為優先，並儘速採取污染源控制、污染物之圍堵，以防止污染擴散，使用之方式及工具應防止二次污染。以下敘述幾種常用清除方式對於生態的衝擊之定性影響（何,1982; 楊,2002）：

- (一) 自然處理：由於海浪的拍打作用，可以使水面的溢油粉碎成極細小的油滴，小油滴與海水充分混合，使油的濃度自然降低，而且極易被微生物降解，這就是海洋的自淨能力。如墾丁位處於南台灣，日照充足，氣溫也高，非常有利於光解油污，龍坑海岸礁岩上在以各種人工方式清除油污後，對於黏著在其上的殘油就可以不必管它，任憑海浪拍擊油污會自然消失。依據海洋污染清除法第二條，海洋環境污染之清除處理，應就污染情況及作業環境評估清除處理技術，選用環境衝擊最低之方法為之。一般而言，所有清除方法多多少少都有環境衝擊，自然處理雖慢但影響可能較低；但權衡與油污本身之影響下，自然處理是否妥當？尤其對生態敏感地區而言，不處理或許傷害相當大。
- (二) 攔油索：從海上收回油污，通常是先把漂浮的油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送到陸上處理。利用攔索攔截油污的方式，其方法行之有年，效果也最為有效，惟獨就是需將圍堵的油污盡快的清除，否則一旦發生乳化或沉澱，所造成的結果將是更為高濃度污染所圍堵的地區，對於其浮游生物和底棲生物傷害，更為嚴重。依據海洋污染清除法第三條，污染物之圍堵以防止污染擴散應是優先考量方案。
- (三) 吸附性材料：漂浮於海上的浮油可利用某些材料表面的附著與毛細管作用來加以吸附。天然材料易取得、實用性高、較便宜及易分解；另有人工合成物如：聚氨酯、聚乙烯、聚丙烯、尼龍纖維、尿素甲醛泡沫等可吸取本身重量之浮油約五至二十倍左右，強韌、可重複使用多次、可用於寬廣之海面吸取黏度較高之浮油，其缺點為較貴且不為生物所分解。吸附性材料吸附油污後應撈取至岸上進行處理，如吸附後的材料伴隨油污一起沉降至水底也將造成水底沉積大量的油污及廢棄物，因而影響底棲生物。依據海洋污染清除法第七條，對於潟湖及珊瑚礁等有提及使用吸著材料，但對於吸附後的材料沉積水底並無相關規範，但第八條規定造成海洋環境污染之污染物，其性質屬廢棄物者，仍應符合廢棄物清理法及相關規定。
- (四) 燃燒：目前對於燃燒浮在海面油的問題，仍然未達實用化的階段。燃燒的油層厚度非常薄，且油下面的水不斷進行冷卻作用，燃燒會受阻礙；在油污從遇難的船隻洩出的期間，即油層仍厚而揮發成份仍殘留時期點火此時恐怕會危及船隻；在接近漏油的船舶或陸上設施的地方燃燒油料，因會有延燒的危險。燃燒很少能完全，會留下未燃燒的殘留物，也會產生大量濃煙及碳化氫氣體，可能引起大氣污染的問題。依據海洋污染清除法第六條，於非亂流水域之海洋環境發生大量油污染，無法及時有效回收時，得先行圍堵油污染之範圍，並符合空氣污染防治法及相關規定，以現場燃燒法處理之。
- (五) 分散法：漂浮於水面的油，若以適當的界面活性劑或分散劑加以處理攪拌即被微粒化。油在微粒化或乳化時，油的表面積迅速增加，一經攪拌，微粒子即分散於大量海水中，不易再凝集而形成油膜。分散劑雖能使油的分解更容易，但其毒性比油的毒性

更強，因此剩下的油或處理劑對海中生物可能變得有害。對於水流較緩之海岸棲地（如珊瑚礁區、沼澤溼地、紅樹林、河口淺灘、潟湖等）且具高生態敏感度區域應嚴格限制分散劑使用；有高能波浪沖擊之岩岸及海蝕平台等處，油污可容易自然分散而不必使用分散劑。依據海洋污染清除法第五條，海洋環境油污染之清除處理得使用分散劑之時機為：①油污染有造成鳥類、海中生物、生態敏感帶、海灘損害之虞時；②對岸邊設施有造成危害之虞時；③其他經評估需使用之情況。而分散劑之使用仍應符合環境用藥管理相關規定。顯見分散劑之使用相當慎重，且非到緊急時機不輕易啟用。

- (六) 沉澱：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泥漿狀的砂，把它撒佈於浮油上時，砂即沾上油，而使油下沉於水底。經試驗有 90% 的浮油可下沉於海底，為最便宜而有效的處理方法。但須注意：①油對海底植物及動物的影響；②因微菌而起的油料變質所發生的長期影響；③沈澱海底油的動態，及對海產生物的影響。例如甲殼類動物所棲息的海底，油污污染會對這些動物產生其銷售價值的影響；對魚類產卵場的污染，也會產生不良的影響，而且應該避免對一定海域一再地沈澱油污。目前依據「海洋環境污染清除處理辦法」雖無相關於沉澱法之規範，但第八條規定造成海洋環境污染之污染物，其性質屬廢棄物者，仍應符合廢棄物清理法及相關規定。

美國石油學會（API）亦聯合其他相關政府部門（如海洋大氣總署 NOAA、海岸巡防隊 Coast Guard 及環保署 EPA 等）共同研擬一系列手冊（API et al. 2001）來規範清除方法之使用時機、限制及影響評估，列出多種清除方法並詳細討論其方式、適用地點、適用時機、生物性限制、環境損害評估及廢棄物產生等，本研究摘要其常用方法之相關重點並列於表 1 以供參考。

### 2.3 近岸溢油污染清理之生態風險

依據海洋污染清除法第七條，對於潮間帶地區因其性質特殊，油污染清除處理，除考量自然復育方式外，應依潮間帶地區之特性以適當方式為之。如“溼地”者：應以圍堵方式使油污不繼續湧進，並以人工去除油污或小型簡單工具清除油污，不得使用大型機械清理造成溼地損害，影響該區域生物。屬“珊瑚礁岩”者：以圍堵方式使油污不繼續湧進，並以人工撈除或使用吸著材料，均勻散佈於污染處，再以人工去除，殘餘油污以水沖洗後以吸油棉等物質吸附油污，油污清除應不影響該區域生物。

由於不同海岸型態、不同的油品種類、不同的清理方式等等的條件，對於生態的衝擊也有所不同。美國 NOAA 發展出一套溢油污染清理方式對於不同生物棲地的環境衝擊之定性評估結論（NOAA, 2000），參考前述之美國石油學會等研擬手冊之各種清理方法及應用於不同海岸型態之經驗評估結果，本研究僅摘錄珊瑚礁及海岸溼地列如表 2，並討論如下：

- (一) 珊瑚礁 (coral reefs)：珊瑚礁區是一個珍貴的生態區，多樣化的生命提供了一個豐富的種源庫，許多種的生物在該生態區進行演化，而後再播遷至其他地區，為一種歧異度高的生態資源。一旦出現溢油污染，其影響甚遠，所以在該地區發生污染時，需注意對於該區域的環境衝擊。而不同油品和清理方式對於珊瑚礁類型海岸的環境衝擊的強度大小如表 2a 所列，其中機械除油最不可取，分散劑也不妥當，較重質油品用低壓沖洗也不適合；以自然回復或以攔索、汲油、吸附材料及真空吸除等法清除浮油為妥，燃燒雖然評估認為影響不大，但仍需謹慎防止二次公害。
- (二) 海岸溼地 (sheltered tidal flats)：主要為軟質泥層及無法承重，通常多為平靜水體之生態系所喜好，泥層下雙殼貝類、軟蟲及無脊椎動物居多，為水鳥主要覓食區。油污藉由漲潮水流帶入，並於退潮時沉積於高潮線上或潮溝及沉泥裂縫中，懸浮質濃度高時

會與油污混合並沉積於平坦濕地上，對泥層下生態衝擊相當大並殃及覓食水鳥。不同油品和清理方式對於岩岸類型海岸的環境衝擊的強度大小如表 2b 所列，清除污染植物、沖洗及人工清除皆不宜，設攔柵防堵油污進入或吸附材料等之處理較為可行。對於敏感海岸型態最佳的清除處理方式仍為「自然回復」，也就是利用大自然的自淨能力，去清除掉溢油所造成的污染，這樣對於生態的影響會有較小的風險，只是需要較長的時間來恢復。

### 三、生態風險評估

#### 3.1 相關研究與文獻回顧

「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：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，生態風險評估發展較晚且多處於研究階段而較少有實務之案例，生態之受損通常無法立即顯現而需長期觀察方可發現其嚴重程度，或是可能因其主體為非人類（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。

其實人類為生態系之一環，亦與生態系是習習相關的。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<sup>1</sup>；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。

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（CCME）最具專業，美國環保署國家環境評估中心（NCEA）曾編訂一冊「生態風險評估指引」（USEPA,1998），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（ORNL）亦有豐碩之研究成果，並有使用手冊及專書論著（Barnhouse et al.,1986; Suter,1993）。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」（CCME,1996 &1997），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（MELP,2000），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，甚至歐洲及全世界所接受。民間之學術團體如環境毒物及化學學會（SETAC）與國際毒物及醫藥研究中心（ICTM）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亦有相關研究，其他相關於如何執行及量化 ERA 之專書論著（Bartell et al.,1992; Calabrese & Baldwin,1993）也廣為使用，亦不失為重要之參考資料。

生態風險評估所涉及之學門之廣泛，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。例如，有應用於底泥污染及重金屬沉積對生態環境影響之研究，並以一風險指數（risk

<sup>1</sup> 鄭先祐（1992），*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。

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<sup>2,3</sup>。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<sup>4</sup>。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<sup>5</sup>, 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<sup>6</sup>。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<sup>7,8</sup>, 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<sup>9</sup>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<sup>10</sup>, 或是軍用廢棄物處理場之評估<sup>11</sup>。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, 則有擬議需進行 ERA 之評估工作。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<sup>12</sup>; 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。但美國橡嶺國家實驗室 (Oak Ridge National Laboratory, ORNL) 也曾提出多份報告探查有關污染場址之生態風險特性<sup>13,14</sup>, 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。

至於溢油污染方面亦有相關於 ERA 之研究, 例如使用化油劑 (dispersant) 計畫的評估, 描述評估步驟進行及所需相關資訊項目, 以避免不當使用導致毒性可能造成水中生物之大量減少或死亡<sup>15</sup>。又有應用於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之研究, 探討污染洩漏所導致北極冰原稀有動植物之生態風險, 其並引入地理資訊系統來建置決策系統, 以減緩開發之衝擊至最低<sup>16</sup>。

<sup>2</sup> 邱文雅 (1999), *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。

<sup>3</sup> Håkanson, L. (1979). An Ecological index for aquatic pollution control- a sedimentological approach. *Water Research*, 14, 975-1001.

<sup>4</sup> Bartell, S.M., G. Lefebvre, G. Kaminski, M. Carreau & K.R. Campbell (1999) An ecosystem model for assessing ecological risks in Québec rivers, lakes and reservoirs. *Ecological Modelling*, 124, 43-67

<sup>5</sup> Convention on Wetlands (1999). People and Wetlands: The Vital Link (Resolution VII.10). *The 7<sup>th</sup> Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*, San José, Costa Rica.

<sup>6</sup> Liang, Y., M.H. Wong & R.B.E. Shutes (1999). Ecological risk assessment of polychlorinated biphenyl contamination in the Mai Po Marshes Nature Reserve, Hong Kong. *Water Research*, 33(6), 1337-1346.

<sup>7</sup> U.S.EPA (1996a). *Clinch Valley Watershed: Ecological Risk Assessment- Planning and Problem Formulation*. Risk Assessment Forum, Washington D.C. EPA/630/R-96/005a

<sup>8</sup> U.S.EPA (1999). *An SAB report: review of the index of watershed indicators*. Science Advisory Board. EPA-SAB-EPEC-99-014.

<sup>9</sup> Department of the Army (1999). *Wildlife toxicity assessment. Draft*. U.S. Army Center for Health Promotion and Preventive Medicine. Washington D.C.

<sup>10</sup> Efrogmson, R.A., W.H. Rose, S. Nemeth & G.W. II Suter (2000) *Ecological risk assessment framework for low-altitude overflights by fixed-wing and rotary-wing military aircraft*. Report prepared for the U.S. Department of Defence, ORNL/TM-2000/289.

<sup>11</sup> Johnston, R.K., P.E. Woods, G.G. Pesch & 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*

<sup>12</sup> 陳大鵬、黃文彥 (2000), 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*, 第 75 期, 頁 26-48。

<sup>13</sup> Suter, G.W., II and J.M. Loar (1992). Weighing the ecological risk of hazardous waste sites, the Oak Ridge case. *Environ. Sci. Technol.* 26(3), 432-438

<sup>14</sup> Suter, G.W.,II. (1996). *Risk Characterization for Ecological Risk Assessment of Contaminated Sites*. Report prepared for the U.S. Department of Energy, ES/ER/TM-200

<sup>15</sup> Aurand, D. (1995). The application of ecological risk assessment principles to dispersant use planning. *Spills Science & Technology*, 2(4), 241-247

<sup>16</sup> 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*

### 3.2 生態風險評估於本研究之應用

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，生物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<sup>17</sup>，但並未對生態方面有較詳盡之描述；也有學者引進美國華盛頓州之溢油補償程序來預估污染致使生態受損之求償依據<sup>18</sup>，但缺乏風險評估恐有遺漏而未能全面考量。

本研究乃是針對溢油污染及清理方式對台灣珊瑚生態系影響之風險來建立一套評估程序及設定評估目標與可量化之評估終結點，以及建立一簡易之概念模式來釐清因果途徑及確認受損層面，做為執行生態風險評估之先期工作，研究之流程如圖 2 所示。有關方法論方面，已於前期研究進行探討（陳,2003）；由於量化資料之欠缺，本研究並未針對單一案例進行評估演練，僅是建立架構性之模式，及提出評估所需之資料庫建立之方向及項目，其餘仍有待環境、生物、生態、毒物及水文等專家學者來共同努力，以調查、觀察及試驗等方式蒐集資料，並適時提供評估者專業意見來完成生態風險評估。

### 3.3 研究方法

其實生態風險評估程序之主要核心有二：其一為「暴露度特性分析」( characterization of exposure )，探討可能之壓力源、暴露途徑、暴露方式及暴露程度；另一個為「生態反應特性分析」( characterization of effects )，探討生態於不同施壓源及暴露程度下之立即反應及長期影響；簡單而言，就是施壓者 ( stressor ) 與受壓者 ( receptor ) 之間互動關係之演化。而整個評估程序概分為三步驟 ( Suter, 1993; U.S. EPA ,1998 )：即問題形成 ( problem formulation )、分析 ( analysis ) 及風險特性 ( 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，生態風險評估之主要架構及流程如圖 3 所示。本研究著重於問題形成之探討，其程序如圖 4 所示，茲討論如下：

(一) 問題特性：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？當然生態系遭受人為活動或自然劇變後而產生變化，必須去探討到底是什麼施壓源所致？施壓源或是明顯或是不明確？或是單一或是多重？經確認程序後可概略定義出某特定施壓者 ( stressor )，接著再去評價該施壓者之生態影響。所謂「施壓者」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。

如果生態系產生不良反應之現象或變化足夠明顯，評估者當然可依據合理之初步假設來解釋影響為何發生及可能造成之傷害，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、時間限制、可接受不確定性程度及替代方案等因素，方能將問題更具體化 ( specified ) 及可執行化 ( executable )。當評估目標已確切定義後，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，因此有些疑問就需要先去了解？如表 3 所列以本研究為例之施壓者來源、暴露特性、什麼生態系遭受風險及是否有可參照資訊等。其中所謂之暴露 ( exposure ) 即是施壓者直接接觸生態系個體造成影響，或是非直接接觸但藉由間接關係來影響。

---

*Data Sources. Final Report.*

<sup>17</sup> 華健 (1999)，海上洩油事故處理之成本效益評估，*海運學報*，第 7 期，頁 53-64。

<sup>18</sup> 劉莉蓮 (2002)，經濟損失-生態環境，*台灣海洋油污染水質環境管理資料庫系統操作研習會*，中山大學。

- (二) 評估終結點：評估目標或許僅是法規、協定或共識下必須達到的結果，並未明確規範出如何區達成目標，因此有賴於可依循辦理之評估終結點 (assessment endpoints) 的確認，其實終結點就是評估目標值，但其更具體化、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 4 即為本研究界定評估目標與評估終結點之比較範例，我們發現只要設定幾項更明確及重點式之管理目標 (終結點) 即可具代表性地達成評估目標。
- (三) 建立概念模式：概念模式 (conceptual model) 乃是由合理之風險假設來連貫施壓者、暴露途徑、評估終結點及受壓者之間的關係，一般多以流程圖形 (flow-chart diagram) 來定性描述之，圖形化之優點則是一目了然地可聯繫各個目標並發現評估之關鍵點 (key point)，將可事半功倍；而施壓者及受壓者其間之關係也常用食物鍊/網 (food chain/web) 或營養級 (trophic level) 來串接。

分析階段由以施壓源部份來探討「暴露度分析」及受壓者部份來探討「生態反應分析」為主，簡單而言，就是由已知可參照資訊或本階段調查資料來判別“暴露”如何發生？“暴露途徑”是否已確認？及預期在該暴露程度下之生態反應程度及損害效應，所需的參照資料可由文獻、試驗、現場調查或模式演算所得。

於進行暴露度分析前，評估者必須先追蹤及確認“暴露途徑”(即施壓者影響至受壓者之可能路徑)，表 5 所列為油污暴露途徑、機制及其影響程度之概述 (IPIECA, 1992)。至於生態反應分析，主要以定量方式描述生態不良反應 (adversity) 結果及評價在不同施壓者程度下之相對反應，而不良反應可能為死亡、不孕、活動力降低、遷移等生物性或物理性變異。由於造成生態不良反應使因果關係 (cause and effect) 為必然之推論，簡言之，只要有施壓者就可預期產生之生態反應，或是反向思考有某類之生態反應就可判定施壓者之存在，如果診斷及證據越充份，其關聯性越能確認，則因果關係越是簡單明瞭。

#### 四、溢油污染對珊瑚衝擊之定量描述

##### 4.1 暴露途徑及相關影響

每個溢油事件皆有其獨特區域性之物理、化學及生態特性，而油品種類隨原油至煉油製成等亦有不同 (如比重、揮發性、毒性、溶解性等)，當然生態系中各生物種類及其各生命階段對油污之敏感度亦有不同。但對於海岸生態之油污接觸機制，在風險評估之用語中即所謂「暴露途徑 (exposure pathways)」，不外乎三類，亦如表 4 所列。

珊瑚礁 (coral reefs) 常被認為是最富生產力及最敏感之系統，油污對於珊瑚礁之損害不僅是珊瑚本體，如共生藻與水螅體各功能及覓食、成長、繁殖等機能，也影響到包括不同層級之生產者及消費者的整個珊瑚礁生態系 (coral reefs ecology)，但由調查及試驗資料指出其生態系各部分之損害程度確實各自不同，實在難以區分及量化；由於珊瑚本體是珊瑚生態系之主幹，其受損後也相對的影響到相關之動植物等，故對於珊瑚本體之油污影響應是主要評估項目。Fucik et al. (1984)<sup>19</sup>曾提出一個初步評估架構，對於珊瑚之個體、結構及功能逐步檢驗來判斷珊瑚本體是否受到損害，據此可為初步研究進行之程序。然而珊瑚受損傷之影響可為短期立即致死，或是長期慢性死亡及生長機制改變 (即所謂之「次致死」, sub-lethal)，也有可能透過生物累積 (bioaccumulation) 而逐漸改變生態，將分述如下 (IPIECA 1992; Shigenaka, 2001)：

- (一) 立即影響：高劑量下的化學物質在短時間內 (通常在 24~48 小時內) 對生物體所產生

<sup>19</sup> Fucik, K.W., T.J. Bright, and K.S. Goodman. 1984. Measurements of damage, recovery, and rehabilitation of coral reefs exposed to oil. In J. Cairns and A.L. Buikema, eds., *Restoration of Habitats Impacted by Oil Spills*, Butterworth, London, pp. 115-133.

的致毒害效應，稱為立即影響。針對珊瑚而言，立即影響所指為造成珊瑚短期內死亡之因素，然而根據以往調查報告，溢油事件後短期內少有珊瑚大量死亡之案例，甚至珊瑚礁之寄居生物已死亡後仍見珊瑚存活，亦有試驗以珊瑚直接暴露油污中或塗抹油污於珊瑚上，並未見珊瑚立即死亡？但有觀察發現較長時間（大於 100 日）後珊瑚逐漸萎縮至死；亦有試驗發現於 48 小時內較低濃度之油污暴露下反而較高濃度但短時（約 4 小時）更具毒性。Cohen et al. (1977)<sup>20</sup>曾以 4 種伊朗原油濃度（1、3、10、30ml/L）對紅海珊瑚作 96 小時靜態試驗，另外以 10ml/L 濃度作流動水試驗，發現未致死濃度（ $LC_0$ ）於 24 小時、48 小時及 72 小時以上分別為 30、3 及 1ml/L，而半致死濃度（ $LC_{50}$ ）僅於 72 小時及 92 小時發現約 17 及 12ml/L，另全致死濃度（ $LC_{100}$ ）約 30ml/L 在 92 小時後，流動水試驗則未發現珊瑚死亡，這似乎說明暴露時間長短才是重點，24 小時內雖暴露高濃度（30ml/L）下也未有死亡現象，但以較低濃度（1ml/L）於 72 小時以上仍可造成珊瑚死亡。然而實際現場狀況，油污濃度僅在溢出初期較高，隨時間擴散及風化，其實暴露濃度是遠低於直接於水中加入油污之實驗室濃度，而且水流狀況也非靜態，故珊瑚所受直接且立即影響應更低。當然不同種類之珊瑚有不同之容忍度，但有調查發現枝葉狀（branching）之珊瑚易受立即影響，而塊狀（massive）之珊瑚則較能生存，因此以珊瑚型態（physical form）似乎較其種類更能判斷受影響與否。因此，立即毒性並非油污損害之最佳指標，反而長期之不良影響較能評估珊瑚之受損。

- (二) 慢性影響：給實驗性生物長期重複給予有毒物質所致的毒性反應或損害，稱為慢性影響，慢性毒性有別於急性毒性反應，是一種長期的蓄積毒性。慢性暴露下，一般而言所觀察到現象皆發現可能造成整個珊瑚體系死亡，或為其他並未致死之影響包括組織性、生化性、行為性、生殖性及發展性等損害效應，Fucik et al. (1984)整理相關珊瑚受到油污衝擊之次致死影響：如細胞組織（tissue）死亡、覓食反應受損、水螅體（polyp）縮回功能受損、排除沉泥功能受損、黏液（mucus）製造增加、石灰化（calcification）速率改變、生長率降低、生殖腺（gonad）受損、授精（fertilization）功能受損、幼苗（planulae）早熟突起、幼蟲（larval）死亡、幼蟲定置（settlement）受損、體組織（coenosarc tissue）受損、共生藻（zooxanthellae）驅離、葉綠素 a 降低、共生藻主要生產力改變及肌肉萎縮（atrophy）等。其實慢性之次致死影響，主要在於珊瑚之繁殖（reproduction）及恢復（recruitment）能力，特別是在產卵及孵育期受到污染更為嚴重；另外也會對能量流產生影響，如共生藻之生產力及珊瑚黏液之能量轉換功能。
- (三) 生物累積（bioaccumulation）：生物累積是指環境中之某些重金屬或有毒性有機物，會經由食物鏈產生濃縮，而生物對這些物質吸收率要超過排出率，所以會逐層累積之作用，在環境上當此物質之毒性強度低時，但因累積的影響而經過長時間才會顯現，故此作用更加重要。油污能立即於珊瑚組織中累積且很難清除，特別是脂類（lipid）含量，對於共生藻亦是如此。研究顯示油類之碳氫物能累積於珊瑚鈣化骨骼中，固有相關研究以利用生物累積量來探查珊瑚遭受油污污染之歷史。

#### 4.2 油污清理之相關影響

在油污清理之各種方法對生態衝擊於前節已有定性描述，其中除燃燒外（受限制因素多，並不建議使用也不經常使用），以分散劑（dispersants）之使用最具爭議性，其所衍生對海洋生態之立即性及慢性之毒性影響也最大。也因此各國對於分散劑之使用皆相當慎重，對於可允許使用之品牌審查也相當嚴格，通常而言非到必要階段，或是機械除油已無

<sup>20</sup> Cohen, Y., A. Nissenbaum & R. Eisler (1977). Effects of Iranian crude oil on the Red Sea octocoral *Heteroxenia fuscescens*. *Environmental Pollution* 12:173-186.

法有效清除時，再考慮使用分散劑。

分散劑主要包括三大部份：界面活性劑 (surfactants)、溶劑 (solvents) 及添加劑 (additives)，界面活性劑主要為降低海水及油污之間之表面張力來加速擴散分解，溶劑為攜帶界面活性劑之介質，添加劑則為使油污周圍油分子不會斷裂四散而維持一體利於清除。分散劑乃針對油品之特性而設計之化學配方，其除污效果是相當彰顯的，但相對而言其所衍生之毒性也相對提高對生態資源破壞之風險。分散劑是必須經政府主管機關核准方可使用，許多國家其實已事先依標準程序對市面上各分散劑完成測試、評估及核定，除該分散劑之效果外另需包括生化分解及毒性兩大部份測試通過方可允許 (曾,1995; IPIECA 2001)。

第一代分散劑證明為毒性甚強之產品 (如 BP 1002, Slickgone, Gamlen, Essolvne, Finasol SC 等)，主要因為其溶劑為芳香族碳氫基 (aromatic hydrocarbons)，其 48 小時之  $LC_{50}$  約為 1mg/L，對以成長之無脊椎動物仍有危害。然第二代分散劑 (如 BP 1100X, Corexits, Finasol OSR-2 等) 則改變溶劑而不使用芳香族碳氫基，其 48 小時之  $LC_{50}$  約為 1,000~10,000mg/L，毒性降低甚多<sup>21</sup>。美國環保署 USEPA 針對四類目前使用中之分散劑 (Corexit 9500, Corexit 9572, Dispersit 1000, JD-109) 測試三種組合<sup>22</sup>：僅有分散劑、分散劑加油污、僅有油污之狀況，測試生物以小鱈魚之 96 小時  $LC_{50}$  及甲殼類之 48 小時  $LC_{50}$  為準。測試結果顯示，各種分散劑與油污混合後之毒性大增，反而比僅是油污或僅是分散劑之結果對水生動物影響更大，其中 Corexit 產品本身毒性是比 No.2 燃油低，Dispersit 1000 則大致相當，而 JD-109 毒性最強。USEPA 另外又測試該四種分散劑對其他油品 (Prudhoe Bay crude oil 及 South Louisiana crude oil) 之有效度 (effectiveness)，結果大致相同約在 40% (廠商提供資料為 50%)，顯然使用何種分散劑之效果皆相差不多，但對於生態之影響則是考量要點。

#### 4.3 溢油污染影響之相關試驗

在實際的溢油事件中應該是一個絕佳機會去研究珊瑚礁生態環境受到油污染的影響；然而，這些機會也是相當受到限制的，其原因少有三個：①在接近主要的船舶運輸路線上雖然溢油事故之風險極高，但絕少恰恰發生在珊瑚礁附近。②就算油污洩漏發生在珊瑚礁附近，但通常並為有滿意的調查及研究成果，特別是在早期 (1960 年代之前)，或許未被重視，或許研究方法未達成熟。③珊瑚生態受到污染並非僅有油污而已，尚有來自陸上或岸邊之其他人為污染，生態受損之結果又如何判別及區分出油污之影響層面。

在缺乏實際溢油事故之相關研究下，一個大型的或是實際尺度的現場實驗應該是一個極好的機會去研究油污對於珊瑚礁生態的衝擊，至少較小型之實驗室內生物毒性試驗也多少可提供珊瑚受損害之影響程度。雖然經過設計之試驗可有充分準備及策劃，並在容許之控制條件下得到所需要的結果，並能適當地評估損害衝擊；但在多數情況下，政府及環境管理者並不容許這些故意釋放的污染，以及法規上是否容許。因此對於執行一個良好的規劃和監測之現地實驗，需要某種程度上的後勤支援，但歷年來仍有少數的現場大型試驗完成，極為難能可貴，而多數之試驗仍侷限在實驗室內之毒性測試，再引用於現地之危害評估。茲對國外自 1960 年代以後之相關試驗 (現場或實驗室內) 結果討論如下 (Shigenaka, 2001)：

(一) 油污對珊瑚是否有毒性？或是由於試驗設計之機制不妥，或是暴露途徑之選擇不適

<sup>21</sup> Lindgren, C., H. Leger & J. Fejes (2001). Oil spill dispersants: risk assessment for Swedish waters. IVL Swedish Environmental Research Institute report.

<sup>22</sup> USEPA, 2001. *Dispersing Agents*. U.S. Environmental Protection Agency's homepage 2001-01-31: <http://www.epa.gov>

當，或是珊瑚種類而不同有不同容忍度，對於某些試驗結果並未發現珊瑚之致死情形，但有些試驗則發現有珊瑚死亡或機能受損現象；但很明確地，暴露油污對珊瑚是有不良的影響，但到底造成明顯影響之門檻（threshold）為何？例如：油污直接接觸通常造成嚴重之病理現象，甚至死亡。根據以往試驗資料估計，造成次死亡衝擊影響之門檻大約為 20ppm 油污濃度，但某些觀察發現甚至暴露於高濃度油污後之珊瑚如清洗及重置於於清水中仍有會復原。低於 20ppm 油污濃度下及暴露甚短時間內，大約不會對珊瑚有長遠之影響，但連續之污染暴露（甚至低濃度）則仍會造成慢性之影響。雖是甚低之濃度也會對珊瑚幼苗造成傷害，或是損害正常繁殖之機能，有研究判斷造成授精著床之影響油污濃度約 0.165ppm。

- (二) 對於溢油污染，不同種類之珊瑚，在不同地區（如太平洋、加勒比海、澳洲大堡礁等），在不同季節都有不同之反應，特別是繁殖季節（春、夏季）及幼年階段之珊瑚更是敏感。
- (三) 試驗必須因地制宜，當地專家的意見是寶貴的，他們知道該區域主要珊瑚為何種類？他們知道珊瑚所受到的威脅是什麼？他們知道珊瑚成長的歷史，所以對於溢油污染發生後，他們能提供更明確之可能發生的影響。

不論是實驗室內或現場試驗，畢竟試驗僅是模擬可能發生之狀況及探討該狀況下之可能結果，溢油污染之不確定因素太高，試驗之設計將會導引相對之結果，究竟其重點為何？對於相關試驗之設計將討論如下（Shigenaka, 2001）：

- (一) 實驗室試驗確實可以掌控所需之暴露方式與暴露油污種類、濃度及量，但珊瑚之真實暴露狀態則是油水混合於水體中之量（water-accommodated fraction, WAF），或有少量溶解於水，初期濃度最高，因油污之擴散、風化及海水之潮汐、波浪作用下，油污濃度逐漸隨時間降低，而試驗多以浸泡最大濃度於固定時間後再清洗乾淨來觀察珊瑚之影響，其間之機制並不完全相同，雖然可由較嚴重之試驗狀況來尋求對真實狀況之解釋，畢竟無法真正顯現所受影響之程度。
- (二) 真實暴露於油水混合於水體中之量（WAF）乃視油品種類（原油、重油、燃油等）與海水物理狀態（溫度、鹽分、比重等）及海象（波浪、水位、風速等）而定，其濃度以實際測定為準，而實驗室中之調配乃以固定之油品量與水量混合，濃度乃是計算所得，兩者之間有差異，一般以實驗室之調配值估計較高。
- (三) 實驗室之暴露以短時間內之浸泡或塗抹油污後再清洗，或以流動水接觸，所選用之珊瑚僅是某特定種類之少量而已，是否能比對於真實狀況下多種類及大量珊瑚群聚之狀況（scaling effects）？另外海流（circulation）之影響能否模擬？
- (四) 「溢油化學反應對生態影響之研究論壇」（Chemical response to oil spills ecological effects research forum, CROSERF）建議有關油污暴露影響之相關試驗應考量點為<sup>23</sup>：① 油水混合（WAF）應為主要暴露機制；② 至少使用三種不同油品（如No.2油、No.6油及一種原油）；③ 實際之高低測試暴露濃度可達50ppm之差距範圍；④ 採用瞬時暴露或固定濃度暴露之比較來模擬溢油狀況；⑤ 測試不同種類之珊瑚，考量型態（枝狀或塊狀）地理分佈（太平洋、大西洋、印度洋、加勒比海等）繁殖階段（產卵或孵育）或是黏液覆蓋等；⑥ 採用敏感度或多重之毒性評估，探討分子生物標記（molecular biomarker）或傳統之立即致死濃度 $LC_{50}$ 等來分析。
- (五) 溢油事件之調查或室外現場試驗雖然可以較接近真實溢油狀況，但無法完全掌控試驗

<sup>23</sup> Singer, M.M., D. Aurand, G.E. Bragin, J.R. Clark, G.M. Coelho, M.L. Sowby, and R.S. Tjeerdema. 2000. Standardization of the preparation and quantitation of water-accommodated fractions of petroleum for toxicity testing. *Marine Pollution Bulletin* 40(11):1007-1016.

之環境，可能有非關本次調查（或本試驗）之其他暴露反應（如人為影響）干擾。如紅海之產油區附近海域經常有煉油或輸油設施之油污暴露，早已有長期之慢性影響，如何去區分意外洩漏後之立即影響與先前之慢性影響則仍有很大疑問？

## 五、評估終結點及概念模式

### 5.1 可量化評估終結點再確認

毒性測試 (toxicity test) 有具體化、定量化及可度量化之優點，常作為評估終結點之依據，依其試驗時間的長短，可概分為立即毒性（以 24 小時、48 小時及 96 小時為觀察時間）及慢性毒性（可長達一星期以上、數月或一年之久）測試。慢毒性測試因觀察時間較長，所以精準度相對提高，但是相對的要投入更多人力、經費、設備等資源。試驗是否成功在於可否合理推估暴露與損害（死亡）的因果關係，通常須注意如下幾點準則：① 時序相關 (Temporary association)：先有暴露，再發生損害；② 強相關 (Strong association)：在統計上有顯著相關；③ 劑量效應相關 (Dose response association)：損害發生率隨著劑量之增加而增加；④ 空間相關 (Spatial association)：在相似的暴露條件下，於不同的族群或地點是否相似的結果；⑤ 一貫性 (Coherence)：所得的因果關係與其他科學資料結果不矛盾；⑥ 特異性 (Specificity)：劑量效應關連性要獨一無二；⑦ 相似性 (Analogy)：是否有其他因子也有相同的反應。然而單一受測個體並不具代表性，且受測生物並非立即致死而是由開始不良反應到死亡，期間可忍受毒性範圍大小也不固定，因而必須以統計概念來分析所觀察到受測生物群落之反應狀況。毒性測試的結果，常用的指標是①  $LD_{50}$ ：平均致死劑量，致使受測試生物半數死亡的毒性物質劑量；②  $LC_{50}$ ：平均致死濃度，致使受測試生物半數死亡的毒性物質濃度；③  $ED_{50}$ ：平均反應劑量，致使受測試生物半數出現反應（如活動減少、反應遲鈍、厭食等可觀測到的反應）的毒性物質劑量；④  $EC_{50}$ ：平均反應濃度，致使受測試生物半數出現反應的毒性物質濃度；⑤  $LT_{50}$ ：平均致死時間，生物體因攝入毒性物質（不論經由何種途徑），致使受測試生物半數死亡所需之時間（lethal time）；但致死時間與攝入劑量有關；⑥  $NOEL$ ：無效應劑量（no-observable-adverse-effect level），某特定毒性物質對測試生物不會產生任何可觀測到之致使危害效應時之劑量；⑦  $LOAEL$ ：最低效應劑量（lowest-observable-adverse-effect level），某特定毒性物質對測試生物產生任何可觀測到之致使危害效應時之最低劑量； $MATC$ ：最大可接受濃度（maximum acceptable toxicant concentration），介於  $NOAEL$  與  $LOAEL$  之間，或為該兩值之平均。

試驗劑量則以包括可全部致死、部份致死及無死亡之範圍為準，一般以對數比（logarithmic ratio）如 0.01、0.1、1、10、100% 為常用。死亡為非常嚴重且容易觀察到之反應，一般也用於立即致死試驗。於設定期長內容易觀察到受測生物迅速死亡（翻轉、停止運動或重要部位活動終止等），可以  $LC_{50}$ 、 $LT_{50}$  表示之；若死亡現象不易觀察到，但有無力運動、反射機制喪失、行為改變、黏液分泌不正常等現象可界定時，則可以  $EC_{50}$  表示之；長期之慢性影響一般多在探討毒性物質在何種濃度下並未引起對生物之傷害，也就是毒性物質對生物之安全濃度，可以用  $NOAEL$ 、 $LOAEL$ 、 $MATC$  來表示之。

依據毒性測試之原則，重新定義溢油污染對珊瑚本體（包括如共生藻與水螅體各部的功能及覓食、成長、繁殖等機能）損害之可量化評估終結點如表 6 所列，概分為立即致死反應及慢性次致死反應兩類。期望藉由相對之試驗結果來預測損害程度，對於油品方面，則由於溢油事件非可控制，可能之污染各異，試驗須選擇數項代表性油品為測試基準，如原油、煉解油品（輕質之汽油、柴油與重質之機油、燃油等）、中間產物等，或許部份可溶解，或許不易漂浮等。選擇試驗生物也必須考量其對環境因子之敏感性、地理分布、數量

及體型等，對於敏感度高之幼苗及孵育期之珊瑚則著重於慢性次致死反應評估。

## 5.2 概念模式建立

概念模式包括圖示及解釋兩部份，圖示部份已流程圖（flow chart）代表，包括如施壓源、輸送途徑、暴露媒介、暴露途徑、受壓體、評估終結點之效應及衍生至其他相關之影響（Suter, 1996）。施壓源部份在本研究以相當明確為油污（包括原油及其他煉製油品或中間產物），另外對於珊瑚區之油污清理，可能分散劑之使用較為關心，也列入施壓源之一部份；輸送途徑也相當明確定義為溢油事件（oil spills），特別是由發生於近岸地區之船隻事故所洩漏出來，經延散、擴展、風化、乳化、溶解及沉積等機制來接觸生態系；暴露媒介也是以海水為準，經潮汐、海流、波浪拍打等作用接觸生物；暴露途徑為直接接觸、溶解於水或混合於水、與泥砂混合之水面下接觸及沉積覆蓋等；受壓體仍以珊瑚族群為主，其影響層面當然可擴及整個珊瑚礁生態系；評估終結點之效應包括在不同暴露途徑下之立即致死及慢性次致死等相關效應；衍生至其他相關之影響則為食物鏈網之連鎖效應，珊瑚為生產力極高之棲地，較高級之消費者因覓食來源受影響而可能有多樣性及豐富度降低等不良之反應。圖5所示為本研究所建立之珊瑚受油污損傷之概念模式圖，因珊瑚本體死亡或覆蓋比例降低後，棲息庇護所破壞及食物鏈效應而致使中高級消費者（魚類）遷移，整個珊瑚礁生態系將面臨瓦解風險。

感潮之草澤型態海岸濕地被公認為最具生產力之生態系之一，其初級生產者包括草澤草類、泥藻類及浮游植物，而消費者型態依其棲地分為：①陸棲：如昆蟲、節肢動物、麻雀及鷓鴣等陸上築巢覓食鳥類；②底棲：微生物類、腐食之無脊椎動物幼蟲及甲殼類之蟹蝦、濾食之貝蚌蚶蠔等；③水棲：魚類為主。另外遷徙性鳥類及濱水類哺乳動物也以濕地為其主要覓食場所，甚至有利用為孵育繁殖，屬較高級之消費者。其施壓源、輸送途徑及暴露媒介等大致與珊瑚部份相似，但分散劑常用於一定水深之外海處，並不適用於海岸濕地，反而人工或機械清除干擾較大，列入施壓源之一部份；至於暴露途徑則為直接接觸（潮間帶）及沉積底質（溼地）為主，受壓體為草澤草類、紅樹林、底質棲地動物及水體內之魚類等，再由棲地破壞而衍生陸棲生物遷移棲息地及底棲生物死亡等。圖6所示則為本研究所建立之海岸溼地受油污損傷之概念模式圖，紅樹林、草澤植物及底質等棲息庇護所破壞及食物鏈效應而致使中高及消費者（魚類、陸域鳥類）遷移，整個海岸溼地生態系也將面臨瓦解風險。

## 六、結論與建議

### 6.1 結論

生態風險評估是一種方法，一種程序；本研究依循既有設定之導引原則（U.S.EPA, 1998）來建立特定施壓源及受壓體之損害風險評估架構，以期未來獲得更詳實基本資料後能應用於預測敏感海岸受溢油污染下所導致生態不良反應之程度。此一評估有其特性描述如下：

- (一) 獨特性（unique）：特定的施壓源（油污及清理措施）及受壓體（珊瑚礁或海岸溼地），對於其他污染源（如污廢水、熱源等）或是受壓體（如大型無脊椎動物）則有不同之反應狀況，必須另行建立個別評估架構。
- (二) 區域性（localization）：每個生態區皆有其區位特性，以珊瑚為例，墾丁地區物種就不同於綠島或澎湖，就算物種相同而其分佈及數量也大不相同，另外海域狀況也不同（深淺、海流、潮汐等）。
- (三) 時段性（period）：油污洩漏發生時節不同，冬季與夏季之氣候海象不同，生態生長情形不同，敏感度亦不同（產卵期、孵育期、成長期等），當然損害反應也不同。

- (四) 時機性 ( opportunity ): 油污洩漏發生之應變快慢將影響生態受損害之程度, 及早處理並圍堵汲除, 油污不會接近海岸; 反之, 未能及時圍圍而任其擴散, 所影響之海岸範圍將擴大, 污染濃度亦提高。
- (五) 延時性 ( duration ): 除立即死亡外, 生態之慢性次致死反應可能長達數月或數年, 期間甚至有可能遭受其他污染源之干擾。此為生態風險最難估計, 也是最令人憂慮的部分。

本研究主要重於問題形成階段之架構建立, 首先確定施壓源及受壓體, 確定所關切的問題是什麼; 接著列出施壓源之各類可能暴露途徑及其衍生之相關影響問題, 以及列出受壓體在不同污染源及其暴露途徑下之可能產生的不良反應, 尋找其間相關性來連結出特定施壓源、暴露途徑、受壓體及效應之一貫因果關聯, 由引用充分證據來再確認因果關係, 如此可選定此一程序中之具代表性的評估目標及設定容易量化的評估終結點; 最後再建立概念模式, 以區塊箭頭等圖形化聯結來串聯縱向及橫向之各個程序, 由直線向之因果關係演化至全面性整體評估, 如此初步評估架構即可完成。由於目前尚無可資運用溢油事件資料及背景值, 本研究尚無法執行任何案例。

整個架構之後半段則是「暴露度剖析」及「施壓-反應剖析」( 參考圖 3 所示 ), 暴露度剖析就是要針對個別案例來確切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-反應剖析則是定義出受壓者之生態本質、估計影響之層面與強度、達成自然回復 ( resilient ) 可能性及所需時間、依評估終結點之反應度量結果及分析量化資料之不確定性。最後則是「風險估計」( risk estimation ) 及「風險描述」( risk description ), 並由風險評估者需提出完整評估報告, 以利後續與風險管理者 ( risk manager ) 與相關各方 ( interested stakeholders ) 溝通討論評估結果, 方才完成整個生態風險評估程序, 至於風險管理者之考量層面則不僅侷限於自然科學之評估, 也包括經濟性、社會性及法律性問題皆需納入。

## 6.2 問題與建議

生態風險評估 ( ERA ) 於國外執行約已十數年 ( 約 1990 年初開始 ), 國內則於萌芽階段, 近年來多以人體之健康風險評估為重。由於生態關係複雜, 常常非單一個體或族群可代表整個生態, 必須由全面性之影響損害來進行評估。評估架構可依照所關切問題來建立, 但於執行面上目前所欠缺者多為基本資料, 其問題與建議分述如下:

- (一) 溢油案件調查不足, 無法追蹤生態慢性影響程度: 不僅國內, 甚至國外, 對於溢油事故仍著重於應變救難及油污清理, 連溢洩油量也多是概估值。生態受立即致死影響較容易受矚目而獲取資料, 但對於較長遠之慢性非致死影響則無追蹤機制, 難以取得參考資料。如能蒐集事件發生後各暴露途徑之油污量及分佈範圍、受損生態之種類、數量、程度及長期追蹤演變, 對風險評估應是非常有利於可靠度之驗證。
- (二) 生態資料不足, 恐生態之影響層面估計不足: 國內其實各類生態生物之調查不少, 但散見各研究機構, 所幸行政院農委會目前正建置「自然資源與生態資料庫」<sup>24</sup>, 搜羅國內相關各種生物性資源之分布與自然生態資料, 但目前對於各生態區 ( 如珊瑚礁及溼地等 ) 之描述多為定性而缺乏定量資料 ( 種類、數量、分佈深度及範圍 ), 仍應逐步建立更新, 以利評估之參考。
- (三) 環境背景資料不足, 恐造成風險評估的不確定性: 對於環境污染評估, 背景資料常引用國外資料或少數如環評調查之個案, 但國內環境的特性與國外不同或個案之代表性不足; 由於客觀之資料不足或不夠完整, 污染前後狀況之比對困難, 風險估計仍有賴

<sup>24</sup> 行政院農委會「自然資源與生態資料庫」: <http://ngis.zo.ntu.edu.tw/>

於評估者依經驗執行，其立場和觀察角度各異，風險之不確定性因而產生。有關環境背景資料庫仍應由國內相關單位長期建立以提供相關生態風險評估計畫之參考。

生物受人為衝擊之損傷是無法依自由意志申訴表達，卻是反應於生態系之萎縮及崩解，然生態平衡受破壞也將衍生影響到整個環境品質。生態風險評估乃為人類之代言，除為了解生態受損程度之大小及其影響層面及時間之深遠，以利後續之救援復育及求償外，也希望能預測生態受損之敏感度，期能適時因應處理來降低損害。本研究所提出為概括性之架構，仍有賴於對個別案例取得更詳實資料，方可進行更精確之風險估計，以達成風險管理之手段來預防及消彌災害。

## 七、參考文獻

1. 何孝鏞 (1982), *海水油污染*, 交通部交通研究所編印, 台北。
2. 李永琪、丁美麗 (1991), *海洋污染生物學*, 海洋出版社, 北京。
3. 陳宜清 (2003), 生態風險評估之內涵、方法及應用, *大葉學報*, 第 11 卷, 第 2 期, 頁 129-143。
4. 曾福成 (1995), 化油劑之應用與環境考量, *航運季刊*, 第 4 卷, 第 2 期, 頁 17-47。
5. 楊磊 (2002), 海洋及海岸洩油污染應變及處理技術, *海下技術*, 第 12 卷, 第 1 期, 頁 32-40。
6. API, NOAA, USCG, USEPA. (2001). Characteristics of response strategies: a guide for spill response planning in marine environments.
7. Barnthouse, L.W., II G.W. Suter, S.M. Bartell, J.J. Beauchamp, R.H. Gardner, E. Linder, R.V. O'Neill & A.E. Rosen (1986). *User's Manual for Ecological Risk Assessment*. Environmental Sciences Division No. 2679. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN., ORNL-6251.
8. Bartell, S.M., R.H. Gardner & R.V. O' Neill (1992). *Ecological Risk Estimation*. Lewis Publishers.
9. Calabrese, E.J. & L.A. Baldwin (1993). *Performing Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers.
10. CCME ( Canadian Council of Ministers of the Environment ) (1996). *A framework for ecological risk assessment : general guidance*. Ottawa, ON, Canada, PN-1195.
11. CCME (1997). *A framework for ecological risk assessment : technical appendices*. Ottawa, ON, Canada, PN-1274.
12. IPIECA (1992). *Biological impacts of oil pollution: coral reefs*. IPIECA report series V.3, International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London, UK.
13. IPIECA (2001). *Dispersants and their role in oil spill response*. IPIECA report series V.5, International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, London, UK.
14. MELP ( 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.
15. NOAA (2000). *Characteristic coastal habitats: choosing spill response alternatives*. National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Department of Commerce.
16. Shigenaka G. (2001). *Toxicity of oil to reef-building corals: a spill response perspective*. NOAA Technical Memorandum NOS OR&R 8.
17. Suter, II G.W., (1993). *Ecological risk assessment*. Lewis Publishers, Ann Arbor, MI.
18. Suter, II G.W., (1996). *Guide for developing conceptual models for ecological risk*

*assessments*, report prepared for the U.S. Department of Energy, ES/ER/TM-186.

19. U.S. EPA (1998) *Guidelines for ecological risk assessment*. Risk Assessment Forum, Washington D.C. EPA/630/R-95/F002.

**八、計畫成果自評**（請就研究內容與原計畫相符程度、達成預期目標情況、研究成果之學術或應用價值、是否適合在學術期刊發表或申請專利、主要發現或其他有關價值等，作一綜合評估）

本計畫於申請時提列為兩年度完成，但經核定僅為一年期計畫，雖然時程匆促不足，但研究內容大致仍依循計畫書執行，但於風險問題探討、量化評估點設定及整體評估架構建立時偏重於珊瑚生態系為主。對於預期目標達成情況分述如下：

- (一) ERA 影響因子特性分析：由定性及定量方面探討各影響因子之性質及內容，並藉由試驗、調查、理論等各項證據來驗證因果關係，設定可量化評估終結點來列為可能生態風險之評估手段。
- (二) 海岸溢油 ERA 評估模式準則之建立：列出施壓源之各類可能暴露途徑及其衍生之相關影響問題，以及列出受壓體在不同污染源及其暴露途徑下之可能產生的不良反應，尋找其間相關性來連結出特定施壓源、暴露途徑、受壓體及效應之一貫因果關聯，由引用充分證據來再確認因果關係，如此可選定此一程序中之具代表性的評估目標及設定容易量化的評估終結點；最後再建立概念模式，由直線向之因果關係演化至全面性整體評估，如此初步評估架構即可完成。
- (三) 海岸管理策略之擬訂參考：藉由 ERA 之過程來探討生態風險問題，可了解珊瑚礁及海岸溼地生態之敏感度及脆弱性，生態受損不只是一時性，也是長遠的慢性影響。如果能以生態品質之目的來擬訂海岸管理策略，來尋求一生態之完整性及人類資源開發運用之平衡點；以及謹慎執行重大海洋油污染緊急應變措施，保護敏感之海岸生態資源。
- (四) 教育訓練：本計畫也同時提供研究生列為論文題目，近期即將完成碩士論文並提出口試。

生態風險評估（ERA）於國外執行約已十數年（約 1990 年初開始），國內尚屬於萌芽階段，近年來多以人體之健康風險評估為重。由於生態關係複雜，常常非單一個體或族群可代表整個生態，必須由全面性之影響損害來進行評估。本研究結果將作為先期研究，希望能引起對此題目有興趣之學者、專家及研究機構共同來參與，儘速位台灣建立本土性之生態風險評估準則與架構，未來能藉由精確之風險估計及風險管理之手段來預防及消彌生態災害。因此吾等自評本研究之應用價值應是相當高，對於本研究之成果將適時投稿發表於相關之學術期刊。

表 1 油污清理方法之描述及其限制與環境影響比較 (參考 API et al. 2001, 本研究整理)

清除方法	方法描述	適用棲地	生物性限制	環境影響
自然回復 (natural recovery)	不做任何處理, 不論是為降低環境衝擊或無其他有效方法, 油污將自然分解, 耗費時間長。	適用所有型態。	對於有大量可自由移動之動物 (如鳥類或哺乳類), 或是瀕臨絕種動物等, 時間拖長將增加受害之風險。	因未有處理, 故與油污本身之影響相同。
攔索 (booming)	利用浮球及攔索來包圍、阻攔或引導油污, 使之圍聚集中易於處理或防堵油污進入生態敏感區。	氣候允許的話可適用各類棲地, 太強之海流、波浪、風速及碎塊等都可能使攔索失效。	架設攔索之錨碇可能影響海底, 船隻來往也會干擾生物棲息, 太淺處需注意攔索是否絆住生物 (如海龜等會到淺灘處之生物)	如果控制得當, 影響相當小。
汲油器 (skimming)	配合攔索聚集油污, 再利用機械設備來汲除浮油, 可架設岸邊或船上, 通常油水同時抽取後再分離。	氣候及能見度允許的話可適用各類棲地, 太強之海流、波浪、風速及碎塊等都可能降低汲油效率。	船隻來往也會干擾生物棲息。	如果控制得當, 影響相當小。
欄柵 (barriers /berms)	以固定式欄柵 (土堆或透水性圍籬) 橫向阻擋油污通過。	通常置於河口潮間帶, 防堵油污上溯或將河川污染帶入海洋, 亦可保護潟湖生態區。	對潮間帶生物有些許干擾, 特別是溼地。	可能污染潮間帶底質及附近植物, 原本自然地地形因設置欄柵而改變, 必須回復。
人工除油 (manual oil removal/ cleaning)	以人力及利用簡單工具挖除或清除岸邊表層浮油及沾附油污 (水下及水上)。	適用所有型態。	人來人往可能造成岸上之生態干擾 (特別是孵育期), 人數及路徑必須限制。運送過程也可能造成油泥垃圾散落, 二次污染棲地。	如果控制得當, 影響相當小。
機械除油 (mechanical oil removal)	以小型機械挖除或清除岸邊表層浮油、沾附油污 (水下及水上) 及底層泥沙。	機械可及之地區。	較重型機械可能干擾生態敏感區域 (如溼地、軟質地層), 在珊瑚區或海草區挖掘是被禁止的, 噪音也是另一種污染源。	大型挖掘而未填補造成環境景觀破壞, 對底泥擾動大, 再懸浮及混合油污泥沙可能影響週邊區域。
吸附材料 (sorbents)	以吸附材料 (oleophilic) 吸收油污, 以利於撈取收集。	適用所有型態。	吸附材料不可絆住生物; 必須立刻清除, 以免時間長久後因破碎造成生物誤食。	吸附材料材質不佳或不當散佈可能損害敏感生物, 甚至造成窒息。吸附後的材料伴隨油污一起沉降至水底而造成水底沉積大量的油污及廢棄物, 因而影響底棲生物。
真空吸除 (vacuum)	以真空吸除器架設於車船上吸除表層浮油。機具可為小型到大型, 吸除速率可視需要調整。	機具可及之地區。	較重型機具可能干擾生態敏感區域 (如溼地、軟質地層)。	如果控制得當, 影響相當小。
漫水沖洗 (flooding)	抽取海水以低壓或重力漫流方式沖洗上岸油污或其他除油設施釋出之油污, 並於一端收集處理。	機具可及之地區, 但不適用陡峭之潮間帶及泥灘底質。	注意勿將沖洗油污趕往生物群落豐富之地帶。	油泥可能會被沖洗至鄰近棲地, 甚至埋掉底棲生物, 也易造成淺根植物之底質被沖刷掉。

表 1(續) 油污清理方法之描述及其限制與環境影響比較 (參考 API et al. 2001, 本研究整理)

清除方法	方法描述	適用棲地	生物性限制	環境影響
常溫低壓水沖洗 ( low-pressure, Ambient-temperature flushing )	以較低水壓( <10psi) 沖洗沾附底質或人工結構物之油污, 配合汲油、吸附、真空抽油等措施進行, 也可與漫水方式同時進行。	油污仍為液狀之底質、岸壁及人工結構物處, 或沾油之植生岸壁。	注意勿將沖洗油污趕往生物群落豐富之地帶。	油泥可能會被沖洗至鄰近棲地, 甚至埋掉底棲生物, 也易造成淺根植物之底質被沖刷掉。
常溫高壓水沖洗 ( high-pressure, Ambient-temperature flushing )	以較高水壓( 100~1000psi) 沖洗沾附較硬底質或人工結構物之油污。	同低壓水狀況, 但對黏性較高油污且低壓水無效時可使用。	注意勿將沖洗油污趕往生物群落豐富之地帶。	油泥可能會被沖洗至鄰近棲地, 甚至埋掉底棲生物, 也易造成淺根植物之底質被沖刷掉。
高溫低壓水沖洗 ( low-pressure, hot-water flushing )	以高溫水( 32 ~77 ) 之低水壓沖洗, 適用於非液狀油污。	岩石、礫石底質或人工結構物處。	注意對溫度較敏感之生態地區, 勿將沖洗油污趕往生物群落豐富之地帶。	高溫水也可能殺死其他附著岸壁、底質之生物或植物。
高溫高壓水沖洗 ( low-pressure, hot-water flushing )	以高溫水( 32 ~77 ) 之高水壓沖洗, 適用於風化或粘滯性強之油污。	岩石、礫石底質或人工結構物處。	注意對溫度較敏感之生態地區, 勿將沖洗油污趕往生物群落豐富之地帶。	高溫及高壓水必然殺死其他附著岸壁、底質之生物或植物。
蒸氣清除 ( steam cleaning )	以蒸氣清除於硬質底質或人工結構物之重質油污。	人工結構物 ( 如堤防、岸壁 )	不得使用於軟質底質或植物、生物豐富地區。	造成清除區所有有機體斷裂。
分散劑 ( dispersants )	其化學性質使油水界面之表面張力減弱, 使油污易擴散成小塊進而分解。	足夠水體及水深之區域, 以利稀釋混合。	較淺水區會影響底棲生物, 噴灑時避開鳥類及哺乳類棲息地。	分散劑會增加油污穿透沙灘沉積其下, 造成污染潮間帶之生態。如未完全稀釋, 分散劑可影響水中生物達 10 公尺深。
表面清洗劑 ( shoreline cleaning agents/ surface washing agents )	某種配方可使風化油污、重質油污軟化或剝離底質, 以利後續之清洗。	可使用漫水或沖洗之區域。	沖洗後油污必需回收, 限制使用於高懸浮泥沙濃度處或溼地。	毒性隨使用配方而異, 慎選合適清洗劑。
天然微生物播撒 ( nature microbe seeding/ bioaugmentation )	播撒額外之微生物菌種 ( 配合營養物添加 ), 可加速油污之碳水化合物分解。	適用所有型態, 如有添加營養需考量該棲地適合與否。	無充分資訊可證明微生物對環境影響。營養添加物不能造成毒性且不可造水質優氧化。	人工播撒時, 人或機具可能會干擾棲地。
就地燃燒 ( in-situ burning )	油污達 2-3mm 厚且可點燃時, 可圍於防燒之攔油所內, 植物可助燃, 但乳化 ( 含水量達 30-50% ) 油污則不易燃。	適用所有型態, 但太乾或泥質地區不適用。	不宜於紅樹林燃燒, 燃煙可能影響築巢鳥類或其他生物。	高溫及空氣品質須注意, 燃燒灰燼可能具毒性。

表 2 不同清理方法和不同油品對於的環境衝擊強度

(a) 珊瑚礁

清除處理方法					
自然回復	A	A	A	A	B
攔索	-	B	B	B	-
汲油器	-	B	B	B	-
人工除油	-	-	B	B	B
機械除油	-	-	-	D	D
吸附材料	-	A	A	A	B
真空吸除	-	-	B	B	B
低壓常溫沖洗	B	B	B	C	C
分散劑	-	C	C	C	-
就地燃燒	-	B	B	B	-

(b) 海岸溼地

清除處理方法					
自然回復	A	A	B	B	B
攔柵	B	B	B	B	B
人工除油	-	D	C	C	C
機械除油	-	-	-	-	-
吸附材料	-	A	A	B	B
真空吸除	-	C	B	B	B
漫水	-	B	B	B	C
低壓常溫沖洗	-	C	C	D	D
高壓常溫沖洗	-	-	-	-	-
低壓高溫沖洗	-	-	-	-	-
高壓高溫沖洗	-	-	-	-	-
表面清洗劑	-	-	-	-	-
天然微生物播撒	-	I	I	I	I
就地燃燒	-	-	-	-	-

油品種類的描述： -汽油產品。 -柴油產品和未加工產品。 -中間產物。 -重油。 -不漂浮的油。  
 在每一種清除處理的方法中相對於對環境的衝擊，表中每一項的意義：  
 A = 最小的環境衝擊。 B = 些許的環境衝擊。 C = 重大的環境衝擊。 D = 嚴重的環境衝擊。  
 I = 無充分的證據，即對環境衝擊或是目前可用的方法並無法評估。 - = 無法適用。

表 3 可探討問題特性之相關問題點

問題點	值得思考之內容	本研究之風險問題特性
施壓者來源	<ul style="list-style-type: none"> <li>人為？自然？點狀？線狀？面狀？</li> <li>化學性？物理性？生物性？濃度？分佈？密度？</li> <li>行動狀態（如何影響生態系之正常功能？）</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ 溢油為人為事件及面狀擴展之案件。</li> <li>✓ 化學性及物理性施壓，濃度甚大，部份可溶於水。會因風化成乳狀及沉積。</li> <li>✓ 隨海流飄移，並由波浪傳達岸邊。</li> </ul>
暴露特性	<ul style="list-style-type: none"> <li>發生頻率？具規律性（每日/每月/每年？）</li> <li>單一偶發事件？獨立事件或連續事件？</li> <li>其發生是否與生態系之某種生命週期有關？</li> <li>是否具生物累積性（bioaccumulate）？</li> <li>暴露之空間尺度？區域性或全面性？</li> <li>施壓者如何入侵生態系？</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ 偶發且獨立非連續事件。</li> <li>✓ 暴露可能發生於生態之各生命階段。</li> <li>✓ 具立即性、慢性毒性及累積性。</li> <li>✓ 水面上、水下及底床均會暴露。</li> <li>✓ 油污可藉由直接接觸、溶於水體、混合泥沙或沉積底床來侵入生態系。</li> </ul>
什麼生態系遭受風險？	<ul style="list-style-type: none"> <li>如何定義生態系之地理邊界？該邊界與生態功能有關嗎？</li> <li>生態系之結構（物種、豐富度、食物鍊/網），棲地性質。</li> <li>生態系對施壓者之敏感度？是否有特殊或值得注意事件發生？</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ 由海域至近岸及高潮所及海岸線，或因波浪拍擊至岩壁上。</li> <li>✓ 珊瑚礁為主體之各營養層生態組合，溼地潮間帶草澤中各食物鏈網，物種豐富，棲地為固著性珊瑚骨骼、潮間沙灘或草澤地，或紅樹林。</li> <li>✓ 敏感度高，不易清理，須注意清理方法以免造成二次傷害。</li> </ul>
生態影響之可參照資訊	<ul style="list-style-type: none"> <li>由現場調查、或實驗室試驗、或結構行為模式推論得知？</li> <li>由對施壓者之了解，來預期所發生之影響。</li> <li>影響在什麼特別情況會發生？</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ 生態影響可由現場調查、實驗室試驗及結構行為變化推論得知。</li> <li>✓ 油污及分散劑等可造成立即致死或次致死之慢性影響。</li> </ul>

表 4 評估目標與評估終結點之比較

評估目標	評估終結點
理論上光合作用可能因海水中之原油遮蔽而減低。	由實驗或現場量測浮油遮蔽下水中最大透光度，比較共生藻之光合作用下最佳吸光度（波長約為三百二十五至三百五十毫微米之間），評估是否遮斷日光而阻礙光合作用？
浮油可能絕海水與空氣的接觸而妨害氧氣溶入水中。	實驗指出海水經煮沸去除溶解氧後再覆蓋一層測試浮油薄層，經 24 至 48 小時置放，量測水中溶氧與飽和量之比較，再逐步增厚油層並比較溶氧量是否降低？或由現場採樣量測溢油發生後之某固定點溶氧量變化。
浮油造成優養化程度。	油污染時，額外溢注的營養鹽或許會使原本的藻類數量增加，測量優養化指標種類（牡丹菜、石蓴、腸蕪苔和粗硬毛藻等）是否大量增生？
自然作用下沈至底部的油塊會直接覆蓋海底基質，破壞底棲生物的棲所，而不利於底棲動植物的附著與運動，甚至直接造成底棲生物死亡。	溢油事件發生後，測量底棲無脊椎動物（如海扇、牡蠣及蠔等）死亡情形，以及其豐富度、分佈變化。
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，有些海草則具有密集的根系，以便於吸收氧氣，卻易攔阻油污而造成窒息。	溢油事件發生後，測量海草死亡情形，以及其豐富度、分佈變化。
潮池沙灘因堆積油泥而曝曬後溫度升高，導致紅樹林等植物脫水死亡，另外紅樹林氣根可能也會被阻塞而受到危害。	溢油事件發生後，測量紅樹林死亡情形，以及其豐富度、分佈變化。
油污造成珊瑚立即死亡。	溢油事件發生後，測量活珊瑚的覆蓋面積和生物多樣性減少（豐富度、分佈變化）。
油污造成珊瑚白化、分泌黏液、組織緊縮或潰爛等症狀，珊瑚生殖能力減弱等症狀。	溢油事件發生後，測量活珊瑚受損害之範圍、面積及數量，並觀測其回復程度。
油污沉積底泥，造成微生物類、腐食之無脊椎動物幼蟲及甲殼類之蟹蝦、濾食之貝蚌蚶等死亡。	溢油事件發生後，測量底棲生物受損害之範圍、面積及數量。
水鳥沾附油污可能會減低其保溫作用、飛行與浮力等，造成覓食能力降低或健康情形不佳。	溢油事件發生後，調查沾附油污水鳥之習性變化及健康情況，甚至是否死亡？（數量比例）
油污可能妨害鳥蛋的孵化。	溢油事件發生後，觀察紀錄鳥蛋孵育率（數量比例）。
珊瑚礁生態係因珊瑚本體受損害，甚至死亡，致棲地遭破壞，生態系瀕於解體。	長期觀測及紀錄： 1. 魚種多樣性及豐富度變化。 2. 無脊椎生物多樣性及豐富度變化
保護受溢油污染後濕地水質及瀕臨絕種生物。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。	長期觀測及紀錄： 1. 潮間帶之棲地、豐富度、分佈變化。 2. 河口魚種多樣性及豐富度變化。 3. 無脊椎生物多樣性及豐富度變化。

表 5 海岸之油污暴露途徑、機制及其影響程度

途徑	機制	影響程度評估
浮油直接接觸( direct exposure )	表面浮油進入潮間帶覆蓋海岸，隨潮汐高低而影響層面不同，因高低潮位可停滯覆蓋紅樹林、海草區、草澤濕地等，或可及珊瑚區。	濃度高、粘滯性高、毒性強，直接接觸，造成立即影響。
溶解於水( water column exposure )	部份可溶於水之油污( dispersed oil )或凝聚之小油塊顆粒混合於水體中，可隨水流可到之處接處低潮線以下之水草、珊瑚及濕地之水體等。	濃度較低，毒性略低，但接觸面大，仍可造成立即影響或長期之慢性影響。
水面下浮油接觸( subsurface exposure )及沉積( sedimentation )	比重較大部分油污即與泥砂混合之油污，可半浮半沉於水中，對珊瑚影響較小，但可接觸紅樹林及海草區等。而風化及沉積之油污可沉落覆蓋於珊瑚區及溼地軟泥底質。	部分重油被認為含較高之立即毒性，沉積覆蓋之油污造成較立即(窒息)或長期之慢性影響。

表 6 油污對珊瑚本體損害之可量化評估終結點設定

評估項目	評估終結點	相關試驗	備註
立即致死 (acute lethal)	受油污直接沾粘或接觸之致死率	以 24 小時短期暴露來試驗敏感尺度範圍下之 $LC_{50}$ 或 $LT_{50}$ (對低效或作用緩慢之毒性物質則可用 48 或 96 小時試驗)	靜態或流水式水槽實驗 * 直接塗抹油品,再以清水沖洗後泡入海水觀察。 * 浸泡油品 30sec,再泡入海水及用吸水紙巾去除表面薄層油。
	不同濃度油污直接接觸之致死率		靜態或流水式水槽實驗 (以不同量之油品直接倒入曝氣海水表面 3 小時,直接計算其體積濃度)
	暴露於油溶解於水之水體下致死率		靜態或流水式水槽實驗 (定量油浮於海水經 24 小時稀釋下,再移除浮油)
	暴露於油水混合之水體下致死率		靜態或流水式水槽實驗 (以定量油直接與海水攪拌混合 24 小時)
	沉積物覆蓋下之致死率		無
	暴露於分散劑下致死率	以 48 或 96 小時暴露來試驗敏感尺度範圍下之 $LC_{50}$ 或 $LT_{50}$	靜態或流水式水槽實驗 (單獨分散劑與分散劑加油污油污混合)
慢性非致死 (chronic sub-lethal)	暴露於油污下,珊瑚組織損傷率、生長速率、共生藻驅離(白化)、再生率等之改變。	受油污直接接觸或暴露於油水混合之水體中,觀察 120 小時、4 週至 100 天之比對情況,計算損傷比例。可試驗敏感尺度範圍下之 $NOAEL$ 、 $LOAEL$ 、 $MATC$ 。	靜態或流水式水槽實驗 * 浸泡油品 30min 再清洗放入海水中,另有對照組以海水取代油品。 * 油水比例 1:99 調製水溶混合液,水中濃度最大約 10 ml/L,暴露時間 144 小時。
	沉積物覆蓋下之珊瑚組織損傷率、生長速率、共生藻驅離(白化)、再生率等之改變。	無	須另行設計靜態或流水式水槽實驗
生物累積 (bio-accumulation)	油污,如脂類(lipid)含量,能立即於珊瑚組織中累積且很難清除,對生長速率、再生率、復原時間等之改變。	無	選取受污染樣本,以相關儀器測量碳氫物累積於珊瑚鈣化骨骼之量,並對應無累積量樣本之生長狀況

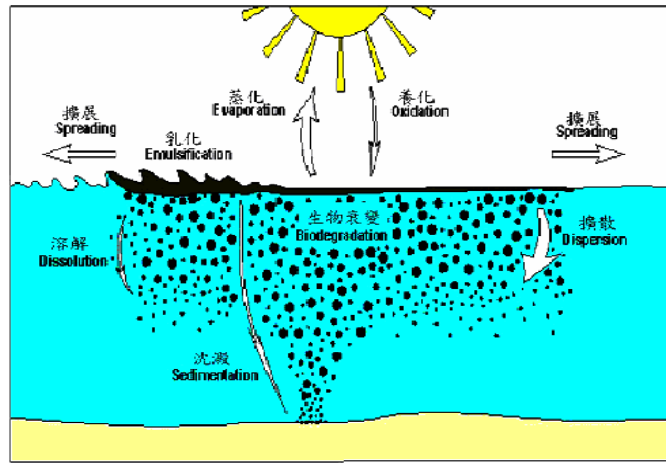


圖 1 海面漏油時油污染風化之演化動向

( 圖片來源：國際油輪污染統計資料庫 International Tanker Owners Pollution Federation Limited, ITOPF )

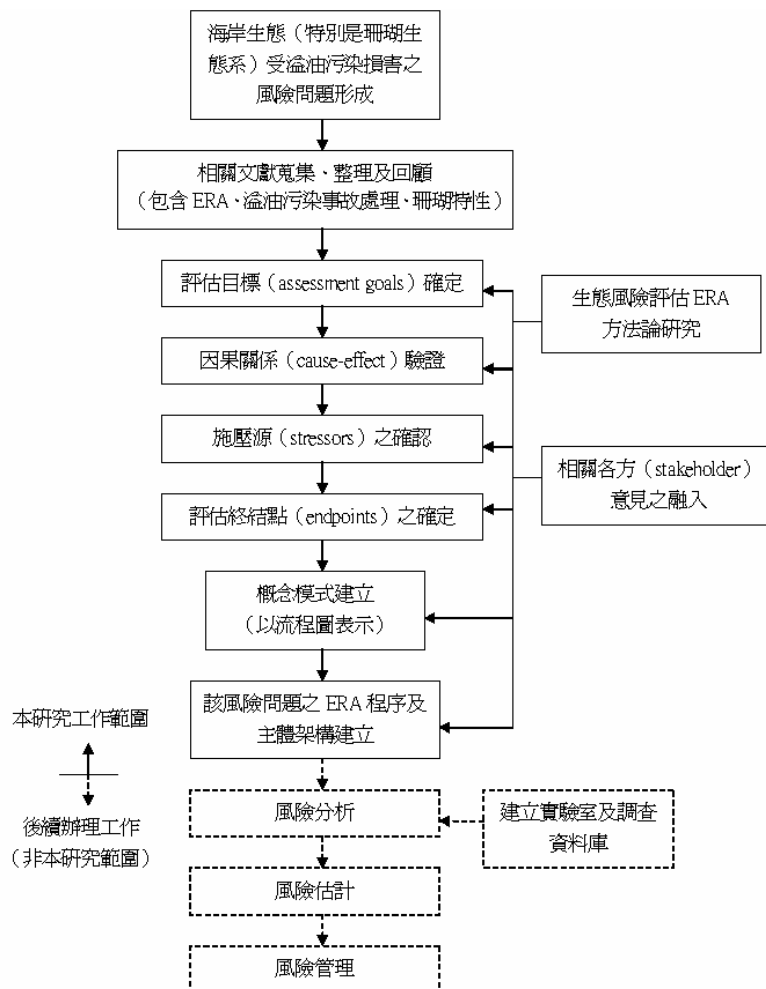


圖 2 本研究應用 ERA 程序之流程圖

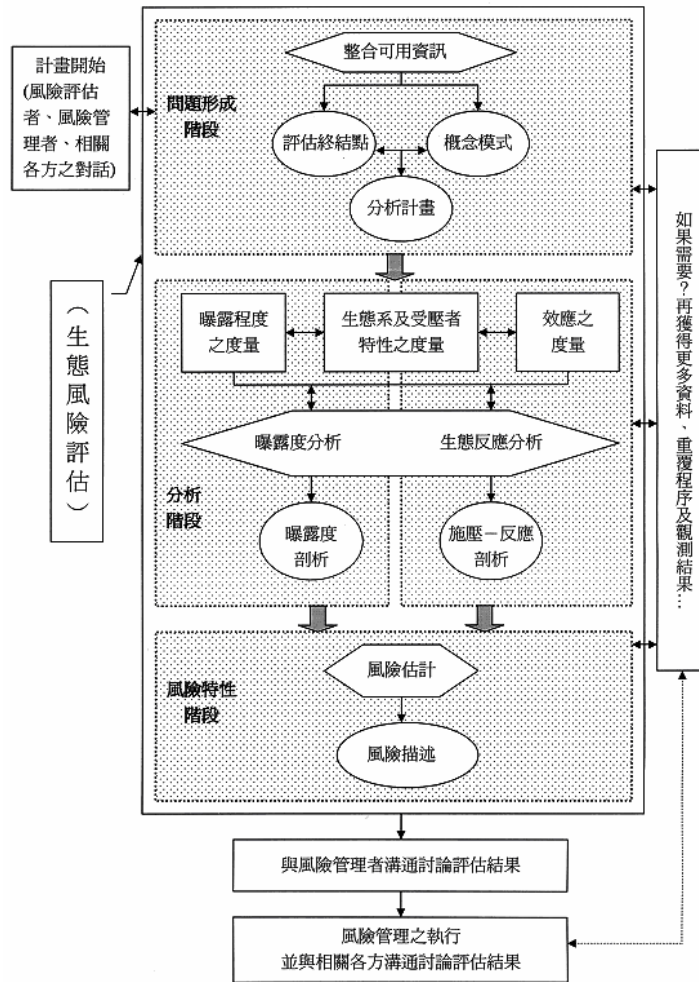


圖 3 生態風險評估之主要架構及流程 (本研究整理自 U.S. EPA, 1998)

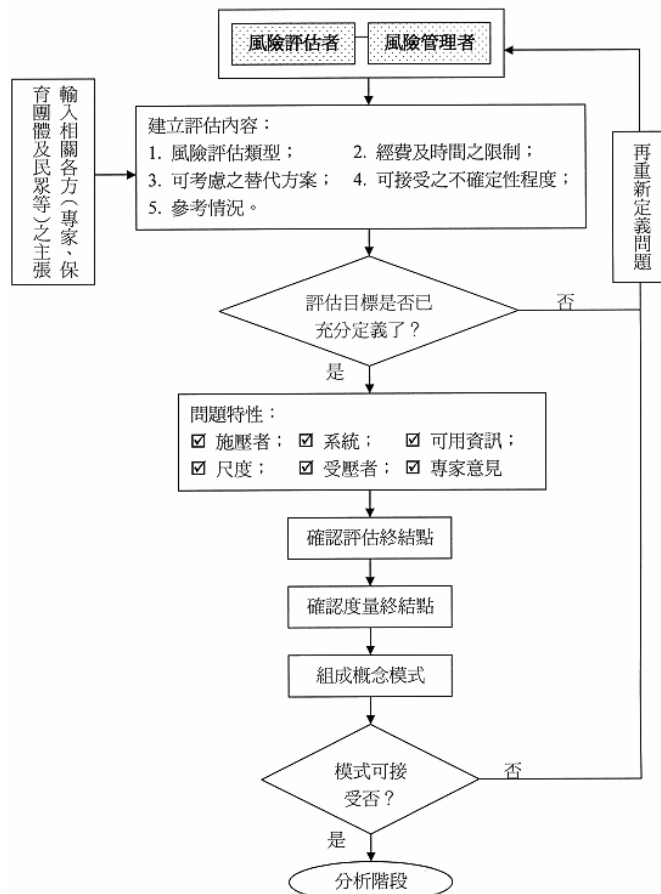


圖 4 問題形成階段之流程 (本研究整理自 U.S. EPA, 1998)

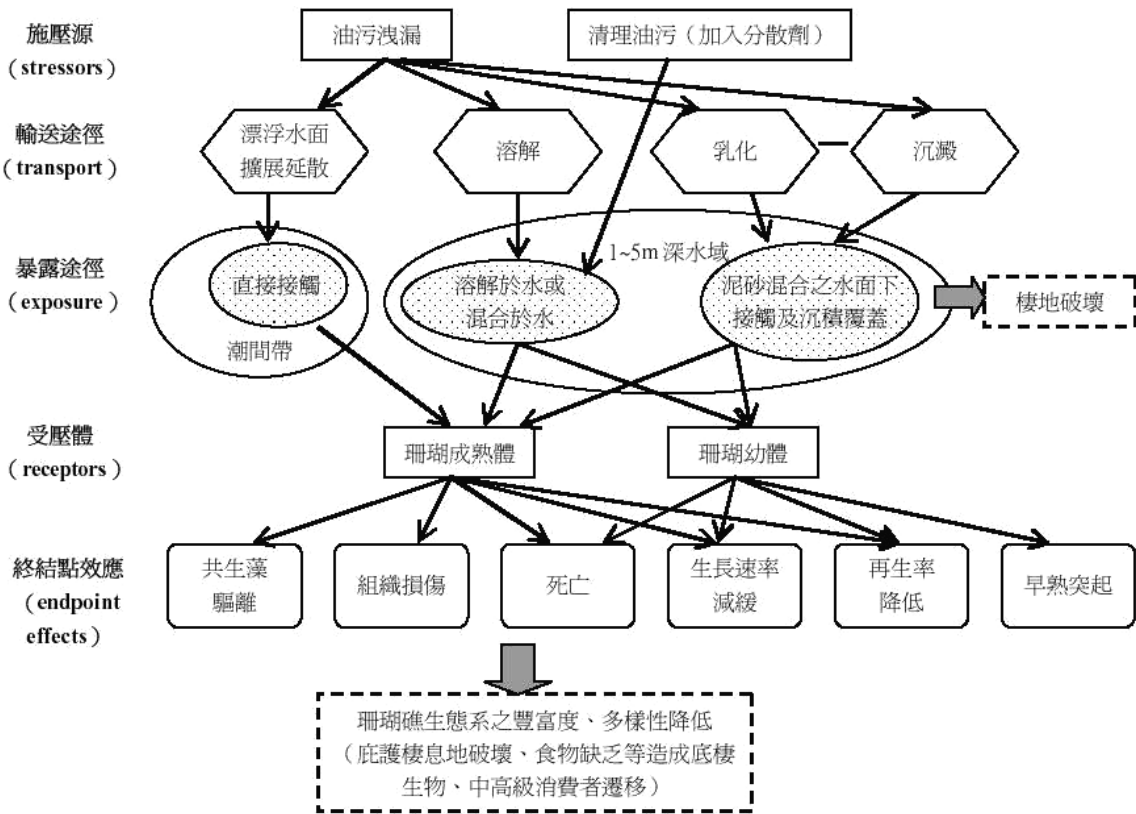


圖 5 珊瑚受油污損害風險之概念模式 (本研究整理)

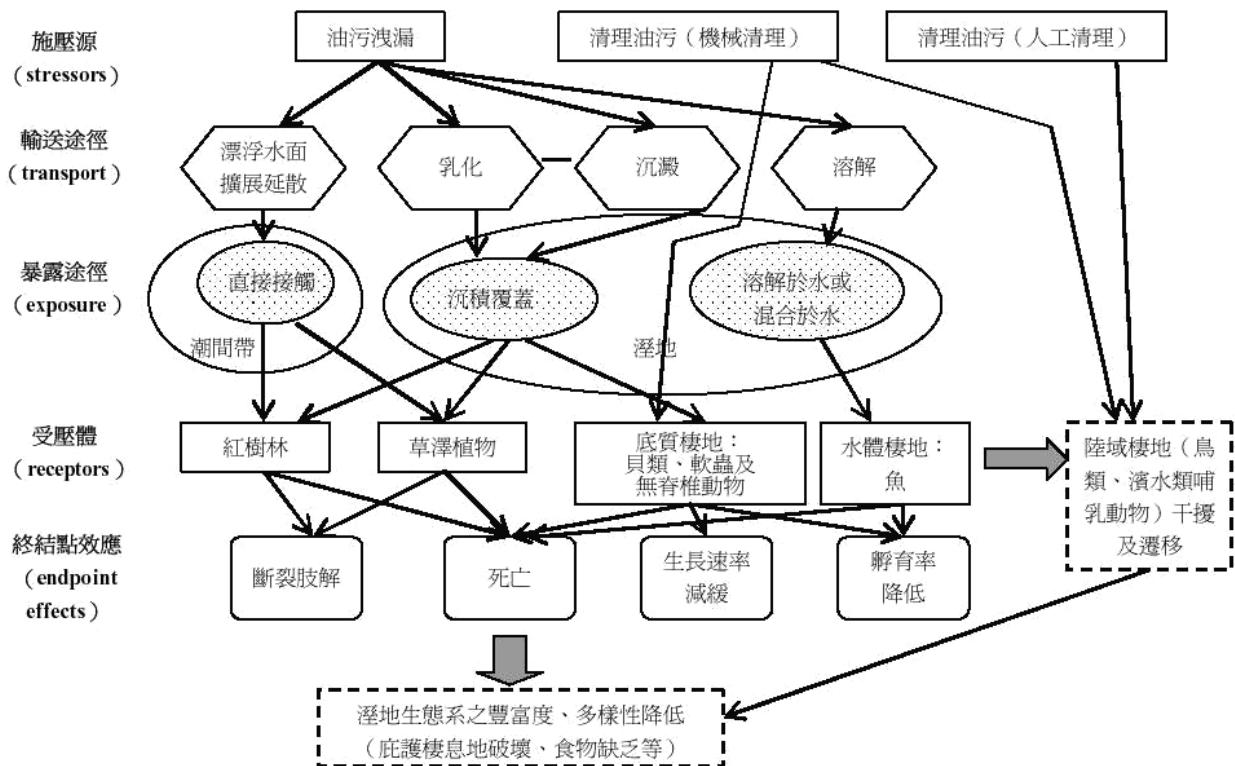


圖 6 溼地受油污損害風險之概念模式 (本研究整理)

# 可供推廣之研發成果資料表

可申請專利

可技術移轉

日期：92年10月31日

<p><b>國科會補助計畫</b></p>	<p>計畫名稱：建立台灣海岸溢油污染及清理之生態風險評估準則 - 應用於珊瑚礁及海岸濕地生態系 計畫主持人：陳宜清 計畫編號：NSC 91 - 2313 - B - 212 - 006 - 學門領域：B0 土壤、環保及農化</p>
<p><b>技術/創作名稱</b></p>	<p>生態風險評估準則</p>
<p><b>發明人/創作人</b></p>	<p>陳宜清</p>
<p><b>技術說明</b></p>	<p>中文： 本研究所採用為 USEPA 之生態風險評估模式之指導原則，評估對象為在溢油污染及清理方式下之珊瑚礁及海岸溼地之生態影響。風險評估主要著重於問題形成階段之架構建立，首先確定施壓源及受壓體，確定所關切的問題是什麼；接著列出施壓源之各類可能暴露途徑及其衍生之相關影響問題，以及列出受壓體在不同污染源及其暴露途徑下之可能產生的不良反應，尋找其間相關性來連結出特定施壓源、暴露途徑、受壓體及效應之一貫因果關聯，由引用充分證據來再確認因果關係，如此可選定此一程序中之具代表性的評估目標及設定容易量化的評估終結點；最後再建立概念模式，以區塊箭頭等圖形化聯結來串聯縱向及橫向之各個程序，由直線向之因果關係演化至全面性整體評估，如此即可完成初步評估架構。</p> <p>英文： The guidelines of ERA by USEPA are adopted for setup of assessment model to ecological effects of coral reefs and coastal wetlands. In this study the setup of framework is concentrated on problem formulation stage. Firstly, the concerned problems are posed and stressor-receptors are confirmed. Furthermore, most adverse reactions through different exposure pathways are listed and checked to link the stressor-exposure-receptor-effect relationships. The cause-effects are identified by confident evidences, and then, assessment goals as well as quantified assessment endpoints could be set. Finally, a conceptual model is constructed by series longitudinal and lateral connection of sequences with pictorial blocks and arrows. The primary framework of overall assessment is therefore setup.</p>
<p><b>可利用之產業及可開發之產品</b></p>	<p>無</p>
<p><b>技術特點</b></p>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. 定義風險問題，及對施壓源及受壓體之生態風險進行描述。</li> <li>2. 定義暴露途徑，對各種途徑之可能影響進行描述。</li> <li>3. 各類之油污清理方式及其可能生態風險之探討。</li> <li>4. 分散劑之生態風險探討。</li> <li>5. 設定量化的評估終結點。</li> <li>6. 可資參考之生物毒性試驗程序及考量問題點。</li> <li>7. 建立相關概念模式。</li> </ol>

推廣及運用的價值	生態風險評估(ERA)於國外執行約已十數年(約1990年初開始),國內尚屬於萌芽階段。由於生態關係複雜,常常非單一個體或族群可代表整個生態,必須由全面性之影響損害來進行評估。本研究結果將作為先期研究,希望能引起對此題目有興趣之學者、專家及研究機構共同來參與,儘速位台灣建立本土性之生態風險評估準則與架構,未來能藉由精確之風險估計及風險管理之手段來預防及消彌生態災害,因此本研究之推廣及應用價值應是相當高。
----------	--

1. 每項研發成果請填寫一式二份,一份隨成果報告送繳本會,一份送 貴單位研發成果推廣單位(如技術移轉中心)。
2. 本項研發成果若尚未申請專利,請勿揭露可申請專利之主要內容。
3. 本表若不敷使用,請自行影印使用。