

行政院環境保護署

103 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

建立生物畜養系統評估水生生物對底泥毒性污染物質之生物 累積及濃縮潛能 期末報告

主 辦 單 位： 行政院環境保護署

計畫執行單位：國立海洋生物博物館

計畫主持人：柯風溪 研究員

計畫執行期間：102年11月25日起至

103年11月24日

中 華 民 國 103 年 11 月 印製

土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案 計畫成果自評表

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（簡要敘述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性）、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。

1. 請就研究內容與原計畫相符程度、達成預期目標情況作一綜合評估

☒ 達成目標

☐ 未達成目標（請說明，以 100 字為限）

☐ 實驗失敗

☐ 因故實驗中斷

☐ 其他原因

說明：

2. 研究成果在學術期刊發表或申請專利等情形：

論文：☒ 已發表 6 篇； ☐ 未發表之文稿 篇； ☒ 撰寫中 1 篇； ☐ 無

專利：☐ 已獲得 件； ☐ 申請中 件； ☐ 無

技轉：☐ 已技轉； ☐ 洽談中； ☐ 無

其他：（100 字為限）

研究成果在期刊發表部分，本計畫研究尚在進行中，預計研究成果將發表於國際學術期刊（研究資料尚在進行分析，論文尚在整合撰寫中），本團隊對於持久性污染物在環境中之分布傳遞與生物累積生物毒性相關論文持續發表中，本年度(2014年)至今有發表 6 篇相關論文於國際學術期刊，如下：

- (1) Ko, F.C*, Chang, C.W., Cheng, J.O. (2014) Comparative study of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Coral Tissues and the Ambient Sediments from Kenting National Park, Taiwan. Environmental Pollution. 185, 35-43 (SCI; IF=3.73).
- (2) Ko, F.C*, We, N.Y., Chou, L.S. (2014) Bioaccumulation of PBDEs in Stranded Cetaceans from Taiwan Coastal Waters. J of Hazardous Materials, 127-133 (SCI; IF=3.9).
- (3) Chou, P.H., Liu, T.C., Ko, F.C., Liao, M.W., Yeh, H.M., Yang, T.H., Wu, C.T., Chen, C.H., Tsai, T.Y. (2014) Occurrence of aryl hydrocarbon receptor agonists and genotoxic compounds in the river systems in Southern Taiwan. Chemosphere 107, 257-264 (SCI; IF=3.137).

- (4) Hung, C.C., Ko, F.C., Gong, G.C., Chen, K.S., Lin, H.L., Wu, J.M., Chiang, H.L., Peng, S.C., Santschi, P.H. (2014) Changes in zooplankton PAH concentrations across hydrographic fronts in the East China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 83, 248-257 (SCI; IF=2.531).
- (5) Lai, I.C., Lee, C.L., Ko, F.C., Lin, J.C., Huang, H.C. (2014) Persistent organic pollutants in tropical coastal and offshore environment: part A—atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* Online available. (SCI; IF=1.844).
- (6) Tew, K.S., Kao, Y.C., Ko, F.C., Kuo, J., Meng, P.J., Liu, P.J., Glover, D.C. (2014) Effects of elevated CO₂ and temperature on the growth, elemental composition, and cell size of two marine diatoms: potential implications of global climate change. *Hydrobiologia*. Accepted. (SCI; IF=1.98).

3. 請依學術成就、技術創新、經濟效益、社會影響等方面，評估研究成果之學術或應用價值（簡述成果所代表之意義、價值、影響或進一步發展之可能性，500字為限）

土壤及地下水污染整治決策過程中，設立污染程度（品質基準）為最關鍵問題之一。為改善土壤及地下水污染，進行土壤及地下水污染調查、評估及整治復育等技術研發工作，並使研究成果更廣泛應用於實場整治，行政院環保署針對土壤及地下水污染模場試驗先行評估專案計畫，以研發創新污染整治技術為宗旨，改善居住環境並提升國民良好生活品質。本計畫主要研究方向為利用畜養方式建立中型生態圈（mesocosm）之水生生物毒性研究系統，並評估提供底泥污染物生物累積及食物鏈累積模場試驗之可行性。研究規劃基本架構為將食物鏈中不同階層之水生生物飼養於同一生態系統，暴露於同一底泥污染源之水域中，以相同環境因子並控制其食性及食量，設計控制野外環境因子變異，進行觀察分析持久性有機污染物（16種多環芳香烴；PAHs）之生物累積與生物放大現象，進一步評估食用污染水產品其對人體健康風險之污染濃縮潛能。同時，初步建構ECOPATH水域生態系食物網模式，以利未來發展ECOTRACER模式評估PAHs之生物累積與生物放大作用。

摘要

本報告書為”建立生物蓄養系統評估水生生物對底泥污染物質之生物累積及濃縮潛能”專案計畫之期中報告，內容包括利用畜養方式建立中型生態圈 (mesocosm) 之水生生物毒性研究系統，先藉由量化此中型生態圈主要生物類群生產量、生物量與食性組成資料，建構簡單的基礎 ECOPATH 生態系食物網模式，以利進一步評估提供底泥污染物生物累積及食物鏈累積模場試驗之可行性。本計畫研究規劃基本架構為將食物鏈中不同階層之水生生物包括海水青鱗魚(水中)、蝦虎魚(底棲)、豐年蝦、以及植物浮游生物飼養於同一生態系統，暴露於由野外現場 (保力溪) 採回之相同底泥污染源之水域中，以相同環境因子並控制其食性及食量，避免由於人工餌料餵飼而干擾底泥污染造成之生物累積，設計控制野外環境因子變異，進行觀察分析持久性有機污染物 (多環芳香烴; PAHs) 之生物累積與生物放大現象，進一步評估食用污染水產品其對人體 健康風險之污染濃縮潛能。此計畫於前半年 (五月至七月) 建立中型生態圈 (mesocosm)，並完成三十天暴露實驗，於期中報告分析整理出個食物鏈不同階層之水生生物逐日的生物量、攝食量、代謝量、及活存狀況，建構 ECOPATH 水域生態系食物網模式，同時初步分析所採用於此生態圈之保力溪底泥中以及水中 PAHs 含量，於計畫下半年進行分析暴露第七天及第三十天後之各種生物體內 PAHs 濃度，於此期末報告評估底泥中 PAHs 對於海水青鱗魚之生物累積與毒性濃縮潛能，藉由此研究畜養系統和生態毒物累積模式應用及其他毒性污染物質和其他水生物種。

ABSTRACT

Establishment of the degree of pollution, the quality standard, is one of the most critical issues for the decision-making of soil and groundwater pollution remediation. The Taiwan EPA evaluate soil and groundwater contamination project plans in advance to identify field studies that would solve soil and groundwater pollution problems, conduct investigation on contaminated soil and groundwater, improve the assessment and remediation technology research and development work, make research results more widely used in field remediation, and develop more innovative remediation technologies for the purpose of improving the national quality of life. The study strategy of this proposed study is to design and build a medium-sized ecosystem (mesocosm) providing aquaculture with the entire food chain in the aquatic ecosystem, in which to assess the bioaccumulation of toxic persistent organic contaminants (POPs) from sediments. The basic framework of the research program is to put different trophic levels of the aquatic food chain in the same tank. Each trophic level of the experimented species will be exposed to the same sediment pollution levels (polycyclic aromatic hydrocarbons; PAHs), environmental factors, and diet that they would have been exposed to in the wild, in order to minimize variations in the analysis of accumulation and biomagnification of the PAHs. Also, we initially establish the ECOPATH model of the food web in this mesocosm system for further development of ECOTRACER model to assess the bioaccumulation and biomagnification of many other toxic persistent contaminants.

目次

第一章 前言	1
1-1 計畫緣起.....	1
1-2 研究目的.....	2
第二章 文獻探討	3
2-1 持久性有機污染物.....	3
2-2 多環芳香烴.....	3
2-3 污染物生物有效性、生物累積與放大作用.....	5
2-4 研究預期效益及績效指標.....	8
第三章 研究方法與過程	11
3-1 實驗系統設置.....	11
3-2 材料與方法.....	13
3-3 生物量.....	14
3-4 多環芳香烴分析.....	17
3-5 研究進度及預期完成之工作項目（甘特圖）.....	23
第四章 結果與討論	25
4-1 生物量.....	25
4-2 有機污染物質.....	28
4-3 結論.....	41

4-4 建議與檢討.....	41
附錄.....	43
附錄一 參考文獻.....	43
附錄二 照片.....	50

表 次

表一、本計畫分析之 USEPA 公告優先管制 16 種多環芳香烴及其理化性質.....	5
表二、食物網模式中的各項功能群及模式所輸入生物量(biomass)、單位生產量(P/B)、單位攝食量(Q/B)、營養生態效率(EE)、攝食中未同化比率(U/C)等各項參數.....	16
表三、食物網模式中的各項功能群的食性組成百分表.....	16
表四、本計畫分析 PAHs 所選用之內標準品及擬似標準品.....	19
表五、多環芳香烴回收率(Surrogate Recoveries).....	29
表六、檢測的 16 種 PAHs 代號.....	30
表七、環保署公告「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」之 16 種 PAH 底泥品質指標(ng/g)	33
表八、在中觀生態系統畜養青鱈魚進行底泥污染生物累積試驗，第七天及第三十天之生物累積及濃縮潛勢.....	39

圖 次

圖一、中型生態缸.....	12
圖二、過濾取樣系統.....	13
圖三、生物個體物質能量收支平衡原理.....	22
圖四、中觀生態池的食物網能流圖.....	26
圖五、中觀生態池食物網的林德曼食物鏈傳輸模式.....	26
圖六、Ecosim 模擬生態系食物網中各功能群在實驗進行三十天的相對生物量(relative biomass)的變化圖.....	27
圖七、Ecosim 模擬生態系食物網中海水青鱗魚功能群內 PAH 污染物的累積圖.....	28
圖八、底泥的 PAH 濃度及組成.....	31
圖九、溶於水中的 PAH 濃度及組成.....	31
圖十、等邊金黃藻的 PAH 濃度及組成.....	31
圖十一、豐年蝦的 PAH 濃度及組成.....	32
圖十二、海水青鱗魚的 PAH 濃度及組成.....	32
圖十三、飾銜蝦虎的 PAH 濃度及組成.....	32
圖十四、左圖：馴養系統底泥和水的 PAH 背景值，右圖：浮游動物和二種魚體的 PAH 濃度變化 (A)Acenaphthylene、(B)Acenaphthene、(C)Fluorene、(D)Phenanthrene、(E)Anthracene、(F)Fluoranthene、(G)Pyrene、(H)Benz[a]anthracene、(I)Chrysene+Triphenylene、(J)Benzo[b]fluoranthene、(K)Benzo[k]fluoranthene、(L)Benzo[a]pyrene、(M)Indeno[1,2,3-c,d]pyrene、(N)Dibenz[a,h]anthracene、	

(O)Benzo[*g,h,i*]perylene、(P)t-PAH.....35

圖十五、在中觀生態系統畜養海水青鱈魚進行底泥污染生物累積試驗，第七天及第三十天總 PAH 之生物累積及濃縮潛勢..... 40

第一章 前言

1-1 計畫緣起

近年因工業快速發展所帶來的人類文明生活，卻也帶來許多環境保護相關問題。其中含各種化學污染物之廢水未依法規定，長期注入水體，造成底泥不同程度污染，尤其是持久性有機污染物（persistent organic pollutants, POPs）；其不易被分解且具持久性，長久在環境中傳布。許多研究報告指出野生生物或人類長期暴露在環境有機污染物下，會造成生理機能病變，包含甲狀腺機能異常、生殖系統畸形、生殖能力降低、後代個體生存率降低或畸形、致癌率增高等現象（Colborn et al., 1993；Moran et al., 2007）。

此類有機污染物質吸附於污染底泥中，藉由平衡分配（partition）釋出至水體，被水生生物吸收，加諸其生物累積性極高，經由生物累積至水生生物體內，進入食物鏈中由低階食層生物（植物性浮游生物）往高階食層生物傳遞及累積，進而威脅整個環境生態系，並危及水產品品質和安全，人類長期食用污染水產食品，累積此類污染物質，更破壞人體的免疫、神經、生殖系統，提高罹癌率，嚴重威脅健康（Barron, 1990；Munoz et al., 1996；Kelly and Gobas, 2001；Blais et al., 2003；Fernandez et al., 2004），顯示維護底泥環境品質之重要性，及健全底泥品質管理機制，遂成為刻不容緩之議題。環保署依「土壤及地下水污染整治法」第六條第六項授權規定，擬訂「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」，於101年1月4日發布施行，以期能有效管理國內水體環境與底泥品質。而當面臨污染底泥整治決策之際，各種污染物對水生生物累積現象，在底泥及水域中之傳遞與分布參數及污染標準（品質基準）之重要性，更自然形成關鍵議題。

來自各種不同污染來源包括：空氣、工廠、農田、牧場、養殖場及民生廢水排放，經河流冲刷之化學污染物進入任何水域，長期或長距離傳遞，最終沉降於底泥，而隨水中環境變動污染物經常再懸浮回到水體中，使污染底泥成為水域生態之污染源，諸多物理、化學及生物環境特性和底泥本身性質如：粒徑分布或有機碳含量等，影響底泥中污染物之活性、傳輸及分布，而且不同污染物具有不同的毒性、降解性，具急毒性與難降解性之污染物在底泥中有較大的風險，污染物具有生物累積作用，甚至經由食物

鏈形成生物放大作用，影響水產品品質，進而對人體健康造成危害，因而對於底泥污染之研究探討與底泥污染整治評估工作更是刻不容緩。

本研究規劃為模場試驗之先導型研究，以畜養方式探討持久性有機污染物質之生物累積作用，引用為模場試驗結果之比對印證。台灣南部墾丁地區發展觀光與人口活動遽增，生物多樣性豐富，具環境保育價值；海生館位於後灣，館內水生生物的用水來自後灣海域，而此海域在北方有保力溪和四重溪兩條溪流注入，此兩條溪流均通過人口密集區，尤其保力溪更是恆春地區廢水排放的主要管道，此二河流直接將人為污染物排放至後灣海域中，河口為河川流入大海之最終處，河口底泥即為河川底泥之總匯，使得河口底泥污染物生物累積及對生態影響之調查評估更顯重要。加諸2013年保力溪下游保力橋完工，隨即進行堤防及底泥疏竣工程，本團隊多年進行研究調查恆春半島陸源及沿岸水域底泥持久性有機污染物分布與含量 (Ko, 2012, 2014; Tszeng & Ko, 2012; 曾&柯, 2012)，資料顯示保力溪出海口底泥中PAH含量最高 (達 ug/g污染程度)，本研究遂規劃就近取材，以取樣保力溪河口區近出海口處之底泥為研究材料，參考國內外過去研究經驗，建立mesocosm水生生物毒性研究系統，包括食物鏈低階的浮游生物、水中上層游動的海水青鱈魚及近底棲型的蝦虎魚，模擬模場進行污染底泥化學、物理及生物特性，分析探討底泥中持久性污染物之生物累積及生物放大現象。

1-2 研究目的

- 一、 建立水生生物畜養系統: 針對污染較嚴重水域環境中之底泥建立中觀 (mesocosm) 生態系統，畜養台灣具代表性之近底棲及水棲的指標生物，進行持久性有機化學物質分析及毒性實驗。
- 二、 分析有機污染物質在中觀系統中的分布及生物累積: 探討持久性有機毒性化學物質由底泥及經水體傳輸至食物鏈的的生物累積傳遞途徑、理論生物累積潛勢(TBP)、生物放大效應、生物有效性及生物降解能力等機制。
- 三、 資料分析建立食物網模式 (ECOPATH): 以此中觀 mesocosm 試驗設計建構水域生態系食物網模式，以利未來開發 ECOTRACER 模式評估污染物於食物網中之生物累積及生物放大作用。

第二章 文獻探討

2-1 持久性有機污染物 (Persistent Organic Pollutants, POPs)

持久性有機污染物不易被分解，且隨氣流或水流可長距離傳播，為全球性分布污染物，更因其半揮發性、親脂性、易於吸附顆粒和具生物累積性的特性，常藉由直接或間接的不同來源進入水中，當生物體攝取儲存有機污染物的速度，高於其代謝分解或排泄的速度時，即造成生物累積 (Bioaccumulation)，更可能經由食物鏈傳遞累積於高階生物體內，形成生物放大 (Biomagnification)。因不易分解與生物累積性，POPs進入食物鏈，由低食階生物往高食階生物傳遞、累積並且放大，最終威脅到生態系與人類健康與生存問題 (Barron, 1990；Muñoz, Ramos et al., 1996；Kelly and Gobas, 2001；Blais et al., 2003)。

有機化學污染物對於生物的影響有三類：1.化學污染物在水體中或底泥的濃度超過生物的耐受度時，會對該區生物造成急性或慢性毒害。2.使得敏感性生物的生長和生殖產生微量變化所導致的半致死效應。3.持久性化學物在最高食階生物體中的累積與擴大最終會反應到人體中。當化學污染物在水中濃度會對生態系具有危害性、毒害重要物種，及食用生物體內過量累積時，生物累積放大作用就成為值得重視的環境管理政策。

2-2 多環芳香烴 (Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)

PAHs為環境中普遍存在的有機污染物，為二個或二個以上的苯環結合而成的碳氫化合物，依據美國環保署報告指出環境中PAHs種類高達2000多種，而其中有16種化合物已被國際各國列為優先處理的污染物 (WHO, 1983)，更是依照環保署公告之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」之「底泥品質指標項目」。PAHs依其苯環數的不同，對環境生物的危害性亦有些差距，研究顯示4~6環的PAHs具高突變性與致癌性；2~3環的PAHs具較低的突變性但有較高的毒性 (Fernandes et al., 1997)。環境中PAHs的來源可分為天然來源，如森林大火和火山爆發；人為來源，如石化污染、碳氫化合物的熱裂解或不完全燃燒、汽機車排放 (Page et al., 1999；Yunker et al., 2002)。然今日環境中所存在的PAHs大多為人類活動所造成，因人為活動的密集度與距離遠近，對環境不同區域的影響程度亦有所差異，就目前相關研究可將PAHs的來源初步歸類如下 (Douben et al., 2003)：

1.燃燒來源：

主要是指碳氫化合物在短時間且高溫狀況下，不完全燃燒所產生的多環芳香烴（Neff et al., 1979）。主要產物為四環以上高分子量的多環芳香烴，其來源包含因森林火災和火山爆發等自然燃燒所產生；以及人為工業活動燃燒排放、汽機車排放、火力發電或垃圾焚化爐排放等人類活動所致（Fernandes et al., 1997）。

2.石油來源：

這類多環芳香烴的產生原因主要是生物體在高壓高溫（ $\sim 150^{\circ}\text{C}$ ）下的環境中分解形成石油或煤炭過程所生成的，其化合物特性為2~3環或具烷基的多環芳香烴為主。其來源包含石化工業製成過程或運輸過程溢油等過程的排放（Boehm et al., 2001）。

3.生物來源：

自然環境植物本身就會合成一些多環芳香烴，如樹油脂類中的萜烯類化合物（terpenes）曾經成岩作用（diagenesis）轉化成retene或衍生物phenanthrene或chrysene（Douben et al., 2003）。Perylene是常見的生物性多環芳香烴，其生成原因尚不清楚，但厭氧環境是其生成的必備條件（Venkatesan et al., 1988）。

藉由分析環境中多環芳香烴的含量與組成特徵，可進一步釐清及辨別可能之污染來源，故多環芳香烴可做為人類活動範圍、工業污染的指標。

表一、本計畫分析之USEPA公告優先管制16種多環芳香烴及其理化性質

化合物	縮寫	分子式	分子量	熔點 (°C)	沸點 (°C)	蒸氣壓 (mmHg)	CAS NO.	logK _{ow}	溶解度 (mg/L)
Naphthalene	NaP	C ₁₀ H ₈	128	81	218	7.8x10 ⁻²	91-20-3	3.37	31
Acenaphthylene	Acy	C ₁₂ H ₈	152	93	270	6.7x10 ⁻³	208-96-8	4.00	3.9
Acenaphthene	Ace	C ₁₂ H ₁₀	154	96	279	2.2x10 ⁻³	83-32-9	3.92	3.4
Fluorene	Flu	C ₁₃ H ₁₀	166	117	294	6.0x10 ⁻⁴	86-73-7	4.18	1.9
Phenanthrene	Phe	C ₁₄ H ₁₀	178	101	340	1.2x10 ⁻⁴	85-01-8	4.57	1.1
Anthracene	Ant	C ₁₄ H ₁₀	178	216	340	6x10 ⁻⁶	120-12-7	4.54	0.07
Fluoranthene	Fla	C ₁₆ H ₁₀	202	111	383	9.2x10 ⁻⁶	206-44-0	5.22	0.26
Pyrene	Pyr	C ₁₆ H ₁₂	202	156	404	4.5x10 ⁻⁶	129-00-0	5.18	0.14
Chrysene	Chr	C ₁₈ H ₁₂	228	256	448	6.4x10 ⁻⁹	218-01-9	5.86	0.002
Benz[a]anthracene	BaA	C ₁₈ H ₁₂	228	162	435	2.1x10 ⁻⁷	56-55-3	5.91	0.01
Benzo[k]fluoranthene	BkF	C ₂₀ H ₁₂	252	217	481	3.91x10 ⁻⁹	207-08-9	6.00	0.006
Benzo[b]fluoranthene	BbF	C ₂₀ H ₁₂	252	168	481	3.76x10 ⁻⁹	205-99-2	5.80	0.0012
Benzo[a]pyrene	BaP	C ₂₀ H ₁₂	252	177	496	5.6x10 ⁻⁹	50-32-08	6.04	0.0038
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	IP	C ₂₂ H ₁₂	276	163	534	9.78x10 ⁻¹¹	193-39-5	7.00	0.0006
Dibenz[a,h]anthracene	DA	C ₂₂ H ₁₄	278	270	535	1.04x10 ⁻¹⁰	53-70-3	6.75	0.0005
Benzo[g,h,i]perylene	BP	C ₂₂ H ₁₂	276	278	542	1.01x10 ⁻¹¹	191-24-2	6.50	0.00026

2-3 污染物生物有效性、生物累積與放大作用

有機污染物在底泥中，由於吸附作用使其活性與生物有效性降低，同時可能降低其毒性及生物累積性，但也會因此降低其移動性，影響其對於生態之衝擊，因此估計有機污染物質之活性與生物有效性，是評估底泥毒性重要方向之一。水生生物直接接觸或攝取，其受毒性威脅的是底泥中溶解的污染物，因此溶解於水中的污染物濃度常被定義為水中污染物的活性。

過去研究發現底棲生物體中有機污染物質濃度與生物體之年齡、體型、食性無明顯相關性，而與底泥中有機化學物質之活性有相關性（傅，2006）。研究顯示魚體活性與底泥活性差大約 4 倍，與文獻上魚因腸內代謝造成之濃縮倍數（1.4 ~ 3.8）相當，顯示可以以底泥活性來代表魚體之暴露潛勢（魚體活性）。由正確之生物濃縮因子（BCFs）可以由活性推估魚體之總污染物濃度。由推估之魚體總污染物濃度可以估計人體攝取魚肉之暴露劑

量（方，2005）。這方面之推斷與估算，尚需許多研究來確認應證。

有機化學物質本身之物化特性、底泥之物化特性及兩者間之交互作用，均影響有機污染物質環境傳輸與宿命。未來研究應根據台灣底泥有機污染物之種類與分布狀況，以及國內外各種底泥污染之趨勢，在台灣有使用及釋放進入水體者，檢討既有之線性平衡模式之適用性，並考量具有危害潛勢之有機化學物質之特性，及台灣底泥之一般性特性，針對問題進行適用性較大之底泥吸附有機化學物質的預測模式之建構。

以底泥中有機污染物質之活性與生物有效性之預測或測量來代表魚體之暴露潛勢，比總量更合理及準確的方法。底泥中有機污染毒性物質之活性與生物有效性，及正確之生物濃縮因子（BCFs）即可推估魚體之總污染物濃度（即理論生物累積潛勢(theoretical bioaccumulation potential, TBP)），再由推估之魚體總污染物濃度用以估計人體攝取魚肉之暴露劑量及風險。反過來說，可直接以有機污染物質在底泥中之活性，做為底泥品質指標。現場環境污染物的生物有效性決定生物實際暴露於污染物的頻率、濃度與形式，因此在生態風險及毒性評估中，為不可或缺的資訊。在環境基質複雜的底泥中，生物可能經由呼吸、攝食、體表接觸等途徑接觸到溶解或離子態、懸浮態、沉降或吸附於有機質或沙土等不同形式的污染物，且間隙水及吸附污染物之土壤在水體或底泥受擾動時皆可能成為污染物的二次來源，因而使得底泥中污染物之生物有效性較其他環境更難以化學分析方法模擬與評估。生物檢測法可提供污染物之生物可利用性（bioavailability）、混合污染物之總體反應（combination effect）、污染物於不同器官的作用機制及生物累積性（bioaccumulation）等訊息。為釐清化學污染物質與生物反應之相關性，尤其當生物體長期暴露於微量化學物質時，如何利用底泥毒性測試來評估所存在污染物質對生物體的危害，並提供潛在毒性的相關資訊，成為國內外對了解底泥污染物濃度測定及是否足夠評估所衍生之生態風險的主要發展方向。

生物累積作用(Bioaccumulation)，係指持久性化學物質(Persistent substances)進入生物體內，其攝取儲存的速率遠大於其代謝（分解）或排泄的速率，致使該化學物質於生物體內之濃度累積增加。生物累積為生物維持生長生存的正常過程，例如：攝取必需的維生素供生長發育用使用，然而當有毒害性之化學物質於生物體內累積超過一定的劑量時而造成生物體

的危害。在水域生態系統中，生物因子與化學因子影響生物累積作用與污染物的轉移。脂質成份、個體大小、年齡、性別、生殖、棲地、遷出、生物轉化、棲地的季節變化、攝食生態及食性組成等是會影響污染物的濃度及生物累積作用，其中又以生物之營養階層最為明顯 (Borga et al., 2004)。生物累積作用在營養階層愈高時愈明顯，因此稱為生物放大作用 (Biomagnification)。生物放大作用係指在食物鏈中，化學物質於生物體內累積量的遠高於其攝取來源的量。許多研究證實魚類的有機污染物生物放大作用隨著其正辛醇/水分配係數值(K_{ow})增加而增加 (Catalan et al., 2004)。Muir et al. (2004) 發現生物累積係數與正辛醇/水分配係數有顯著相關，亦即疏水性轉強的化合物較易於累積於生物體內。

底泥為許多水生環境之污染來源，加拿大在安大略湖 (Ontario Lake) 的食物網中，底棲無脊動物 (*Diporeia hoyi*) 的氟化酸 (perfluorinated acid) 濃度高於浮游動物 (*Mysis reficta*) 的十倍，因而推論氟化污染物 (perfluoroalkyl contaminants) 的主要來源為沉積物，還高於來自水體 (Martin et al., 2004)。大型浮游動物 (*Mysis reficta*) 與底棲無脊動物 (*Diporeia hoyi*) 體內 HBCD (hexabromocyclododecane) 的濃度為植物性浮游生物的二倍以上 (Tomy et al., 2004)，顯示 HBCD 具有生物累積性；此外，在水域食物網中，各種持久性有機污染物，如：PCBs (Mackintosh et al., 2004) 和毒殺芬 (toxaphene congeners) (Muir et al., 2004) 亦都具有生物累積性。

重金屬方面，無論緯度或是物種組成，在任何水域食物網中，汞的生物累積速率相似 (Campbell et al., 2003)。Iannuzzi et al. (2004) 指出生物累積的毒性會因污染物的種類與生物物種而有差異。魚類體內汞的濃度與年齡、大小、尾叉長及營養階層有顯著相關 (Weech et al., 2004)，與生長速率、性別無關 (Stafford et al., 2004)。汞的濃度在大洋魚類與底棲魚類中並無明顯差異，但大洋魚類皆有較高的含汞量 (Kidd et al., 2003)。

藉由穩定性同位素資料所建立的食物網模式可精確的推估消費者的食性階層及驗證潛在污染物的生物累積作用 (Lubetkin and Simenstad, 2004)。Arnot and Gobas (2004) 建構出一個生物累積模式，使用化學、生物及地域特性的資料，即可用以推估每個地方化學濃度、生物濃縮係數、生物累積作用係數，以及生物底土間的生物濃縮係數 (biota-sediment accumulation factors)。

從以上的文獻回顧可以發現，持久性污染物，尤其是有機污染毒物，會由食物鏈之食性關係而產生生物放大作用，然而在河口區域現階段之研究，尤其是台灣沿岸及河口區仍十分缺乏這方面實地研究資料。河口常處於極度污染之環境中，持久性污染物已累積於該水域之生物體內，持久性有機污染物又經由吸附顆粒及傳輸，而沉積於河口底泥，可能形成極適當之環境污染指標；進而污染物於食物網中又具有生物放大作用，但其所累積之濃度是否已高達到危及人類生命安全之警戒線，亟需利用食物網模式，建構出一套淡水河口水產品食用預警系統。

2-4 研究預期效益及績效指標

本計畫研究主題配合環保署施政方向及業務發展規劃，開發具前瞻性與獨創性之研究技術，由設計人造水族生態圈進行污染底泥對生物生態及人體健康風險評估，進行污染物傳輸模擬技術之應用及底泥污染物傳輸移動及生物有效性累積相關評估與研究，提升土壤及地下水之研究素質，並協助人才培育。

一、預期完成工作項目

- (一) 建立底泥污染物對水生生物生態毒性實驗之畜養系統。
- (二) 建構mesocosm生態池ECOPATH水域生態食物網模式。
- (三) 污染底泥在水生環境系統中，與水之分配作用(partition)。
- (四) 水中之污染物，對水生生物之生物累積現象與生物放大效用。
- (五) 評估底泥污染物生物累積潛能。

二、執行成果方面之貢獻及成果效益

- (一) 由各食階生物樣品的分析，探討持久性有機污染物在受污染底泥水域環境的分布及在食物鏈的生物累積與生物放大現象。
- (二) 利用模式驗證污染物在水生生態食物鏈之生物累積與生物放大作用，並檢驗底泥污染物之生物傳輸行為，建立河川污染底泥輸入對河口與沿岸生態食物網之影響機制，更提供資訊建立亞熱帶水域水產品內含持久性有機污染物之時空預警系統。

- (三) 對於參與之工作人員(包括: 專任助理、碩士班研究生及大學生), 經由執行本計畫預期可獲得完整專業訓練, 實驗室環境分析及操作能力, 研究過程經由資料收集研讀, 交流、整合及溝通, 深入認識環境保護對生態及人體健康的重要。
- (四) 廣泛聯繫相關領域, 整合研究成果, 提供實驗資料給生態及污染物傳遞模式專家學者, 應用及野外生物調查資料, 完成完整的生物累積及生物放大模式, 提升學術研究能力外, 更確實將研究成果實際運用於環保署執行政策參考。
- (五) 河川流量及底泥污染物輸入時, 對河口與沿岸漁業資源的影響, 以及潛能的現況評估與模式預報, 可供作為漁業資源永續經營政策的制定。
- (六) 河川輸出之底泥毒性物質在河口及沿岸食物鏈的傳輸、累積及放大之過程及模式預報, 可供作為制定海洋環境保護政策的依據, 以及民眾食用健康風險評估與報導。
- (七) 整合生態與環境資料, 並促進國內生態、生物、生地化與環境污染物研究的結合。
- (八) 模式中引用之參數、現象描述、現場資料庫的建立等, 將可提供國內相關研究領域參考。

第三章 研究方法與過程

3-1 實驗系統設置

一、本研究選擇實驗生物物種

「海水青鱗魚」，學名 *Oryzias melastigma* (or *O. dancena*)

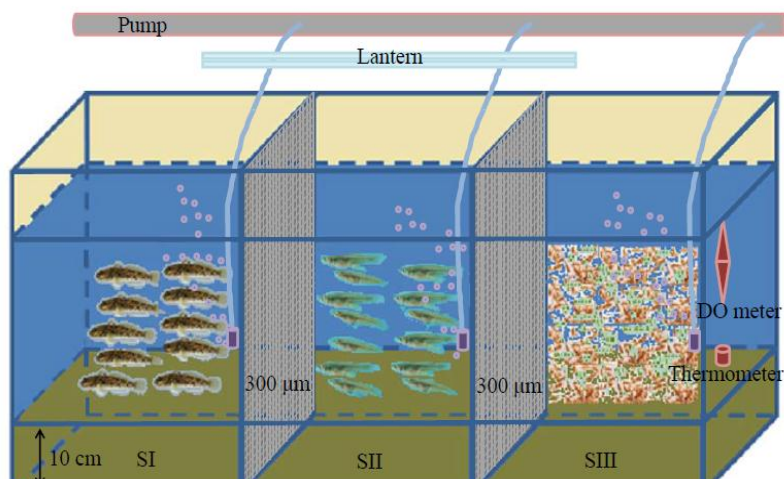
「飾銜蝦虎」，學名 *Istigobius ornatus*

「豐年蝦」，學名 *Artemia sinica*

「等鞭金黃藻」，學名 *Isochrysis galbana*

二、設計缸

建立中型水中生態系統基礎生態食物鏈:底泥→水→金黃藻→豐年蝦→魚類 (圖一)，將受污染底泥均質化後取底泥鋪設於水族缸底，底泥高 10 cm，設計網徑 330 μm 的分隔網板將水域系統分成三個空間 (SI, SII, and SIII)，SIII 為浮游生物區畜養豐年蝦及等鞭金黃藻，SII 區畜養海水青鱗魚，SI 區畜養飾銜蝦虎；於 SII 區放置溫度計及 DO 偵測器，以收集生態缸每日的背景資料。另設植物浮游生物區同設計缸鋪設 10 cm 同批底泥，畜養等鞭金黃藻，以控制穩定藻類數量。每日孵出一批豐年蝦放置在 SI 區，同時放入暴露在污染底泥，培養穩定 ($>10^6$ cells/ml) 之 *Isochrysis galbana* 藻水 (20 L) 餵養之。每日固定時間讓豐年蝦攝食等鞭金黃藻一天後，等量分配豐年蝦進入 SII 區及 SI 區餵食海水青鱗魚及飾銜蝦虎，實驗設計概念為所有水生生物共存於同一水域，直接受底泥污染程度相同，完全模擬模場實驗樣品，按實驗設計時段取樣，掌握污染物在生物體內之吸附與累積動態 (kinetic dynamics) 變異，可以進行生物累積及生物放大實驗分析。受限於生態空間，避免海水青鱗魚及飾銜蝦虎於短時間內快速攝食，破壞生態及生物累積研究，使得食物鏈低階之植物性及動物性浮游生物數量不足以分析其體內污染累積，因而設計此按時餵飼同生態區內之污染食物，可兼顧維持水生環境自然狀態及不因額外添加食物而干擾生物累積之虞。



圖一、中型生態缸。其中之飼養生物包括基礎生態食物鏈，共存於同一污染底泥環境中，避免不穩定之環境變異因素，同時維持實驗期間個食階生物有足夠食物及足夠分析樣品。

二、樣品收集

水族缸鋪設模場取回之污染底泥，區隔完成後加入培養於同等污染底泥且密度約 10^6 cells/ml 之等鞭金黃藻 (*Isochrysis galbana*)，繼續培養兩天，使水中初級生態系統穩定，依據過去本團隊研究結果 (黃等, 2009; 柯等, 2010, 2012; 柯&柯, 2011, 2012; Ko et al., 2012; Lee & Ko, 2012; 李&柯, 2012; Chu & Ko, 2013)，一般植物性浮游生物吸附水中持久性有機污染物，其細胞內累積濃度在一至二天可趨近於吸附平衡 (sorption equilibrium)，於 SIII 區加入孵出二天之豐年蝦及受污染等鞭金黃藻水，於 SI 區及 SII 區加入飾銜蝦虎及海水青鱗魚，開始進行底泥持久性有機污染物生物累積與生物放大實驗。

採樣時間：

生物量監測：每日定時於 SIII區加入黃金藻及已孵出兩天的豐年蝦，加入前及加入後皆取樣計數金黃藻及豐年蝦之數量，以測得初級生產者及初級消費者在系統中的生物量，經過一天攝食與吸附作用，隔天等量撈取SIII區之豐年蝦餵食SI區及SII區之蝦虎與海水青鱗魚，同樣地，餵食前及餵食後皆隨機取樣 (>10次) 計數水中豐年蝦個數，以記錄蝦虎與海水青鱗魚每日對豐年蝦之攝食量；同時每日觀察檢視記錄海水青鱗魚及蝦虎之活動及健康狀況。

有機污染物分析：0 (initial)、七及三十天；每採樣時間點取樣包括海水青鱗魚、蝦虎、底泥及海水(含豐年蝦及金黃藻)；由SIII區所收集的水樣品 (1 L) 立即處理，以設計之過濾系統 (圖二) 進行過濾，分別篩出豐年蝦、金黃藻及過濾海水，隨即於SIII區補充1 L備用之同一批底泥污染海水；水中溶解相有機污染物 (PAHs) 由過濾後之海水中測得，底泥及生物則快速以玻璃罐保存，置於-20℃冷凍保存直至分析為止。各matrix分別經由萃取、純化及濃縮實驗步驟進行分析持久性有機污染物 (PAHs) 之濃度。

3-2 材料與方法

一、沉積物樣品

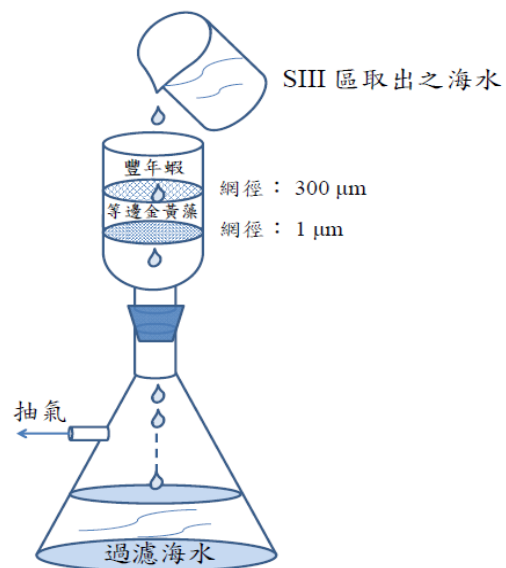
至保力溪近出海口處，以鏟子收集岸邊表層 (約 10 cm) 底泥，裝在置物箱攜回實驗室，先以-80℃冷凍櫃保存。分析前再解凍鋪設實驗缸底部，約 10 cm。在第 0、七及三十天，於實驗設計缸，取適量底泥放入烘箱，以 40℃烘乾去除水分，再進行萃取分析 PAH 含量變化。

二、水樣品及浮游生物

第 0、七及三十天，在 SIII 區取 1 L，以過濾系統 (圖二) 進行過濾，將等邊金黃藻、豐年蝦及過濾海水分類。每日取出多少水體，就會補充多少過濾水體，以維持系統進行；另外，每日也會補充等邊金黃藻與豐年蝦，確保每個食階生物都有足夠的食物來源。

三、飾銜蝦虎及海水青鱗魚

飾銜蝦虎於海生館濕地，設置蝦籠取之；向水族館購得海水青鱗魚，兩者皆馴養三十天以上。實驗設計第 0、七及三十天，取飾銜蝦虎及海水青鱗魚各三隻量測體長體重，以玻璃罐裝起，保存於-20℃冷凍直至分析。(若實驗期間，發現魚隻死亡立即撈起，亦量測體長體重後，以玻璃罐裝起，保存於-20℃冷凍直至分析。)



圖二、過濾取樣系統

3-3 生物量

Ecopath with Ecosim (EwE) 是由國際水產生物資源管理中心 (International Center for Living Aquatic Resources Management, ICLARM) 與英屬哥倫比亞大學 (University of British Columbia, UBC) 共同發展的套裝軟體系統，其中包含質量平衡模式 (Ecopath)、時間動態模擬模式 (Ecosim)、空間動態模擬模式 (Ecospace) 及污染物傳輸模擬模式 (Ecotracer)。本研究利用 EwE 軟體 (ver. 6.4, www.ecopath.org) 中的 Ecopath 建構受底泥污染的中觀生態池內生態系食物網模式，再以 Ecosim 模擬在此生態系食物網受底泥污染的三十天內，食物網內各生物類群生物量的時間動態變化，最後利用 Ecotracer 模擬中觀生態池內食物網內污染物在各生物類群的累積動態變化。

Ecopath 模式假設生態系在研究期間內處於穩定的狀態 (steady state)，各功能群在生態系中獲得的生物量會等於損失的生物量，因此質量平衡方程式可以寫成：

生產量 = 被攝食量 + 被漁獲量 + 自然死亡量 + 淨遷徙量 + 生物累積量

$$B_i \cdot P_i / B_i = \sum B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ji} + B_i \cdot (P/B)_i \cdot (1 - EE_i) + Y_i + E_i + BA_i$$

$B_i \cdot P_i / B_i$ 為 i 功能群的生產量 (production)，其中 B_i 為 i 功能群的生物量 (biomass)， $(P/B)_i$ 為 i 功能群的單位生產量； $B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ji}$ 為 i 功能群的被捕食量，可由此參數將 i 功能群與捕食者 (j 功能群) 連結； DC_{ji} 為 i 功能群佔 j 功能群食性組成 (diet composition) 的比例； $B_i \cdot (P/B)_i \cdot (1 - EE_i)$ 為 i 功能群的自然死亡量，其中 EE_i 為生態營養效率 (ecotrophic efficiency)，指 i 功能群被生態系統中的其他功能群利用的比例， $(1 - EE_i)$ 即為 i 功能群未被利用的比例； Y_i 為 i 功能群的被漁獲量 (catch production)； E_i 為 i 功能群的淨遷徙量 (net migration)； BA_i 為 i 功能群的生物累積量 (biomass accumulation)。

另外 Ecopath 模式假設功能群的能量收支平衡，因此也可以以能量平衡方程式表示：

攝食 = 生產 + 呼吸 + 未同化食物

$$B_i \cdot Q_i / B_i = B_i \cdot P_i / B_i + B_i \cdot R_i / B_i + U_i / C_i \cdot B_i \cdot Q_i / B_i$$

$B_i \cdot Q_i/B_i$ 為 i 功能群的攝食量，其中 Q_i/B_i 為 i 功能群的單位攝食量； R_i/B_i 為 i 功能群的單位呼吸量； $U_i/C_i \cdot B_i \cdot Q_i/B_i$ 為 i 功能群的攝食後未同化的量，其中 U_i/C_i 為因排泄等無法同化食物占總攝食量的比例。

利用上述兩個公式，即可將食物網中各個功能群的能量流動串聯起來，建構整個食物網模式。食物網模式建構所需輸入的參數為每個功能群的生物量(B)、單位生產率(P/B)、單位攝食率(Q/B)、生態營養效率(EE)、未同化食物的比率(U/C)及食性組成(DC)，其中 B 、 P/B 值、 Q/B 值及 EE 值等四個參數可以擇三輸入，因為中觀生態池為人為控制的生態系統，在食物網模式中 Y_i 和 E_i 定義為 0。

Ecosim 模式則是建構於食物網內各功能群生物量在單位時間內的變化狀態，使用的方程式由 Ecopath 模式中的質量平衡方程式微分後耦合所組成：

$$dB_i/dt = g_i \sum Q_{ji} - \sum Q_{ij} + I_i - (MO_i + F_i + e_i)B_i$$

其中 dB_i/dt 是 i 功能群生物量在 t 時間內的生長速率(the growth rate in terms of its biomass)， g_i 是 i 功能群的淨生長效率(net growth efficiency)， F_i 是漁獲死亡率(fishing mortality rate)， I_i 是 i 功能群的移入速率(immigration rate)， e_i 是 i 功能群的移出速率(emigration rate)，而 Q_{ij} 是 i 功能群被 j 功能群攝食的攝食速率(consumption rate)。

Ecotracer 模式原理是基於 Ecosim 對食物網內各生物類群生物量的時間變化模擬結果，預測在各生物類群個體內存在的污染物經由食物網的各食性連結有累積或放大的結果。Ecotracer 模式假設影響各生物類群內污染物濃度的可能途徑有三：生物由食物來源取得(uptake from food)、生物從環境中直接吸收(direct uptake from the environment)或是經由移入的生物個體(concentration in immigrant biomass)增加；同時也會因為被捕食(predation)、死亡後形成碎屑(detritus)、遷徙移出(emigration)或是經由生物代謝途徑(metabolism)將污染物排出。

本次 Ecopath 模式建構將中觀生態池中蓄養的各類生物定義為食物網模式中的各功能群，共有生產者一群（等鞭金黃藻）、消費者三群（豐年蝦、飾銜蝦虎、海水青鱗魚）及碎屑，其中碎屑為模式中預設的功能群，也是

各類生物死亡後能量的去所。食物網模式中各生物類群需輸入的參數，除了 B 為中觀生態池蓄養實驗中測得資料外，各生物類群的 P/B 值、Q/B 值則參考前人文獻的參數設定，EE 值則將生產者設定於 0.55，消費者則設定為 0.95，Ecopath 模式中各生物類群輸入參數如表二。各生物類群的食性依據蓄養實驗的規劃，飾銜蝦虎、海水青鱗魚並參考全球魚類資料庫（Fishbase, www.fishbase.org）中對於兩種魚的食性描述做調整，Ecopath 模式中各生物類群的食性組成如表三。

表二、食物網模式中的各項功能群及模式所輸入生物量(biomass)、單位生產量(P/B)、單位攝食量(Q/B)、營養生態效率(EE)、攝食中未同化比率(U/C)等各項參數。

功能群	學名	B (ton km ⁻²)	P/B (year ⁻¹)	Q/B (year ⁻¹)	EE	U/C
等鞭金黃藻	<i>Isochrysis galbana</i>	6074.0	1186 ^a		0.55	0.2
豐年蝦	<i>Artemia sinica</i>	138.3	1.80 ^b	26.90 ^b	0.99	0.2
飾銜蝦虎	<i>Istigobius ornatus</i>	32.1	1.26 ^c	26.90 ^c	0.05	0.4
海水青鱗魚	<i>Oryzias melastigma</i>	7.0	1.07 ^c	92.90 ^c	0.30	0.2
碎屑		118.1 ^a				

^a劉(2009)；^bOpitz (1996)；^cFishbase, <http://www.fishbase.org>

表三、食物網模式中的各項功能群的食性組成百分表。

	豐年蝦	飾銜蝦虎	海水青鱗魚
等鞭金黃藻	1.0	0	0.05
豐年蝦	0	0.9	0.9
飾銜蝦虎	0	0	0
海水青鱗魚	0	0	0
碎屑	0	0.1	0.05

Ecocosim 模式建構則加入中觀生態池蓄養實驗中每日餵食消費者（豐年蝦、飾銜蝦虎、海水青鱗魚）食物來源的數量變化，作為食物網內各生物類群捕食作用的動態變化，其他參數維持系統預設，模擬當此生態系存在於自然環境下，三十天後生物量的發展變化。考量飾銜蝦虎在實驗中大量死亡無法進行污染物生物累積的評估試驗，Ecotracer 模式僅以海水青鱗魚進行第三十天 PAH 污染物濃度累積的模擬。

首先輸入中觀生態池蓄養實驗中於第 0 天測得各生物類群的體內 PAH 濃度作為各生物類群的起始濃度(initial concentration)，因為中觀生態池為人

為控制的生態系統，由移入（移出）的生物個體帶入（排出）此功能群的污染物濃度定義為 0，各功能群由食物來源取得污染物的部分可由 Ecopath 模式中對各功能群的食性組成設定計算，並假設各功能群經由食物來源取得的 PAH 僅有一半會經由生物同化作用存留在體內。唯利用中觀生態池蓄養實驗中第三十天測得海水青鱗魚體內 PAH 濃度，可以 Ecotracer 推估此生物類群直接由環境吸收污染物的吸收速率。

3-4 多環芳香烴 (PAHs) 分析

樣品分析包括：萃取、純化、濃縮以及儀器分析，皆採用筆者（Ko & Baker, 1995）所開發出之持久性有機化學物質分析方法，再經多次修正後（Ko et al., 2003；Ko & Baker, 2004），遂成高效率微量分析方法，茲將此樣品分析方法步驟簡述於下：

一、樣品萃取

- (一) 水體樣品使用液-液分離萃取法（Liquid-liquid extraction），以丙酮及正己烷混合液，分離萃取。
- (二) 底泥樣品經乾燥後，秤其乾重，與無水硫酸鈉混合研磨，再以高溫高壓的方式進行加速溶劑萃取法（Accelerated solvent extraction, ASE），以二氯甲烷（Dichloromethane, DCM）萃取。
- (三) 浮游生物樣品(等邊金黃藻及豐年蝦)分別過濾後秤其重量，亦以加速溶劑萃取法，分別萃取之。
- (四) 生物樣品（飾銜蝦虎及海水青鱗魚），由於體型較小，秤其溼重後，直接加入無水硫酸鈉與之混合研磨，而後進行加速溶劑萃取。其萃取液再取出部分（fraction）置於已烘烤並秤得重量的小型鋁盤，再以低溫（40℃）烘乾，待溶劑揮發後，秤其重量，量測其脂肪含量。

二、淨化

萃取後的溶液以真空減壓濃縮機濃縮至 5 mL 後進行淨化。先以矽膠管柱淨化後，收集的溶液以真空減壓濃縮機濃縮，濃縮至 2 mL，以氮氣吹拂樣品至 1 mL，以 GC/MS/MS 分析 PAHs（多環芳香烴）。

三、數據分析

(一)定性及定量分析

各種持久性有機污染物之定性採標準品對應法，即以各化學物質於層析圖之滯留時間（retention time）鑑定；以相對感應因子（relative response factor, RRF）進行各有機污染物定量，相對感應因子是採用內標品來定量時的計算方法，依據已知待測物量及已知內標準品量，經由儀器分析測得的感應面積，進行計算相對感應因子，計算公式如下：

$$RRF = \frac{Area_{TA}}{Area_{IS}} \times \frac{Mass_{IS}}{Mass_{TA}}$$

Area_{TA}：待測物 (Target) 感應面積

Area_{IS}：內標準品 (Internal Standard) 感應面積

Mass_{TA}：待測物量 (ng)

Mass_{IS}：內標準品量 (ng)

(二) 分析品質確認與管控 (QA/QC)

1.方法回收率

在實驗分析流程中加入已知濃度的擬似標準品（Surrogate Standards），以測定分析流程中樣品的多環芳香烴回收率（Surrogate Recoveries）。

2.實驗空白分析

每批樣品萃取過程須搭配一次空白分析，空白分析平均值加其三倍標準差為偵測極限值（Method Detection Limit, MDL）以做為分析過程中之背景值。底泥與生物樣品以單純的無水硫酸鈉與樣品一同進行各項實驗流程。

3.標準查核樣品分析（Spike Recoveries）

每批樣品萃取過程另準備與空白分析相同樣品，加入所有待測已知濃度多環芳香烴擬似標準品，與樣品一同萃取，以測量各待測物之回收率。

表四、本計畫分析PAHs所選用之內標準品及擬似標準品

擬似標準品 (Surrogate standards)

D8-Naphthalene

D10-Fluorene

D10-Fluoranthene

D12-Perylene

內標準品 (Internal standards)

D10-Acenaphthene

D10-Phenanthrene

D12-Benz[*a*]anthraceneD12-Benzo[*a*]pyreneD12-Benzo[*g,h,i*]perylene

四、資料分析

環境介質中，水體、底泥與試驗生物體三者間的污染平衡，是本研究計畫重點。本研究將探討評估污染物於底泥及水體環境中之分配、其傳輸途徑、對生物有效性、生物累積及生物放大。並且經由食物鏈產生之風險，係藉由最終魚體理論累積潛勢，估算污染物經由底泥或水體傳輸至食物鏈之生物累積途徑，以評估底泥風險。

(一) 生物濃縮(Bioconcentration)或生物累積作用(Bioaccumulation)

係指生物吸收環境中化學物質的潛能，許多污染物不易被生物體內的酵素分解，或無法被代謝排出體外便累積於生物體內，其生物累積過程與累積效應以生物濃縮因子(Bioconcentration factor；BCF) 或生物累積因子(Bioaccumulation factor；BAF)來描述。BCF 或 BAF 定義為在平衡狀態下生物體內污染物濃度與環境水體中污染物濃度比值，一般而言，BCF 指水中浮游生物直接吸收水中溶解相的污染物為主要途徑；BAF 則指水中生物經由各種吸收污染物的途徑(包括表面吸附作用、攝食或鰓攝入等) (Mackay and Fraser, 2000; 華等, 2008)。

$$BCF = \frac{C_{bio}}{C_d}$$

BCF：生物濃縮因子(Bioconcentration factor)

C_{bio} ：生物體內污染物濃度(ng/g)

C_d ：溶解於水中污染物濃度(ng/ml)

$$BAF = \frac{C_{bio}}{C_{food}}$$

BAF：生物累積因子(Bioaccumulation factor)

C_{bio} ：生物體內污染物濃度(ng/g)

C_{food} ：被攝食生物體內污染物濃度(ng/g)

(二) 生物-底泥累積因子(Biota-sediment accumulation factor；BSAF)

吸附在底泥之有機污染物，藉由平衡分配 (partition) 之改變而釋出至水體，被水生生物吸收，當水中污染物經由生物體內蓄積，進而對人體健康，造成潛在威脅。在平衡的狀態下，底泥污染物的生物累積量可由其在生物體內脂肪中之含量對底泥有機質中污染物含量的比值來推估，即為生物-底泥累積因子(Biota-sediment accumulation factor；BSAF) (Ankley et al., 1992)，由此因子顯示某特定底泥場址之生物累積潛能特性，並建立水生生物及底泥之間關連性。

$$BSAF = \frac{C_{bio} / f_l}{C_s / f_{soc}} = \frac{C_l}{C_{soc}}$$

BSAF：生物-底泥濃縮因子 (Biota-sediment accumulation factor)

C_{bio} ：生物體內污染物濃度 (ng/g)

C_s ：底泥中污染物濃度 (ng/g)

f_l ：生物樣品之脂肪含量比率 (%)

f_{soc} ：底泥總有機碳含量比例 (%)

C_l ：生物體內污染物濃度(以脂肪含量為基準，ng/g lipid)

C_{soc} ：底泥中污染物濃度(以有機碳含量為基準，ng/g organic carbon)

(三) 魚體理論累積潛勢 (TBP)

目前持久性有機污染物累積於水產食品尚無食用標準，評估人類食用來自污染底泥水產而造成食物鏈傳遞之持久性有機污染物危害風險，暫由底泥總有機碳含量及魚體脂肪率等參數推估污染物之魚體理論累積潛勢 (TBP)。

$$TBP = BSAF \left(\frac{C_s}{f_{soc}} \right) f_l$$

TBP：理論生物濃縮潛能 (Theoretical bioaccumulation potential, ppm)

BSAF：生物-底泥濃縮因子 (Biota-sediment accumulation factor)

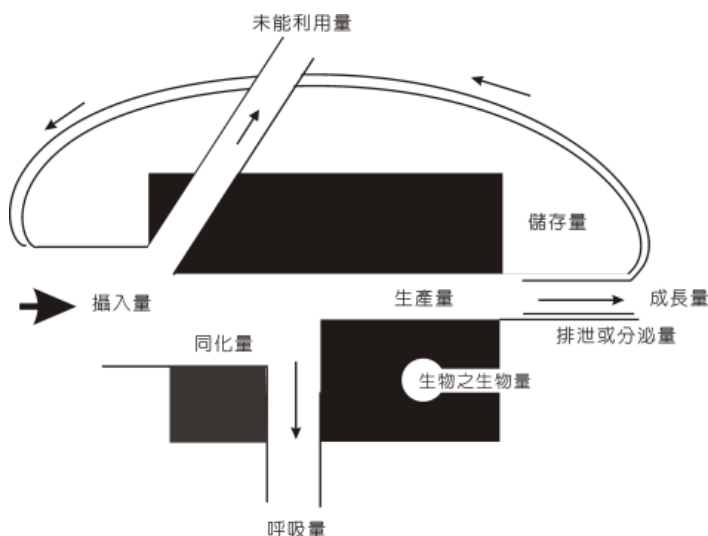
C_s：底泥中污染物濃度 (ppm)

f_{soc}：底泥總有機碳含量 (%)

f_l：水產品(魚肉)全組織之脂肪含量比率 (%)

本研究計畫建立 mesocosm 系統，以海水青鱗魚、飾銜蝦虎、豐年蝦、以及等鞭金黃藻暴露於同一個污染底泥的生態系中，分析探討持久性有機污染物之 BCF、BAF 及 BSAF，以提供未來在規劃模場底泥風險評估之污染物生物累積作用時，對現地化數值之研究的方向與內容參考。

(四) 建構此 mesocosm 之 ECOPATH 生物食物網模式



圖三、生物個體物質能量收支平衡原理 (Odum, 1969)

生態系食物網模式建構是利用「國際水產生物資源管理中心」(ICLARM) 與加拿大UBC (University of British Columbia) 所發展之ECOPATH with ECOSIM軟體系統 (Christensen et al., 2004)，將各種生物之物質傳輸與生物體之質量平衡連結起來 (圖三)。將食物網中各生物類群的生產量 (production) 等於被攝食量 (predation)、自然死亡量 (non-predation loss)、輸出量 (export) 與生物累積量 (accumulation) 以數學方程式呈現。

假設個生物之食性組成於研究期間內維持不變，掠食者與被掠食者可透過consumption (QBj) 相連結；而掠食者本身存在物質能量平衡： $\text{consumption} = \text{production} + \text{respiration} + \text{unused}$ ，被攝食量 (predation) 與掠食者的攝食率 (consumption rate) 與食性組成 (diet composition) 有關，而自然死亡量及輸出量可分別由生態效率 (Ecotrophic efficiency) 以及輸出量與沉積速率推算。因此發展建立此模式所需的參數包括各生物群之生物量 (biomass)、單位生產量 (PB ratio)、單位攝食量 (QB ratio)、生態效率與食性組成，將由本計畫設計的mesocosm現場實測提供資料，建立ECOPATH模式的基本架構。有關ECOPATH之架構原理請參見Christensen and Pauly (1992)。模式的建立需要現場實測生物食物網資料，尤其是個生物的生產量、食量、死亡率等。因此，本計畫利用中觀生態池的現場實測資料，建立ECOPATH模式的基本架構。

3-5 研究進度及預期完成之工作項目（甘特圖）

103 年 4 月 - 11 月 工作項目	4	5	6	7	8	9	10	11	12	備 註
野外採集底泥	===									
建立生態實驗系統	===	===								
馴養實驗生物	===	===								
生物累積實驗			===							
分析樣品污染物含量			===	===	===					
實驗室 QAQC 控制	===	===	===	===	===	===	===			
資料分析					===	===	===			
資料整合及簡報				===		===	===	===		
撰寫報告				===		===	===	===		
工作進度估計百分比 (累 積 數)	15%	30%	45%	50%	65%	75%	90%	100%		
預定查核點	期中：實驗執行報告，進行實驗室分析									
	期末：檢驗核對實驗資料，進行資料分析與整合									

第四章 結果與討論

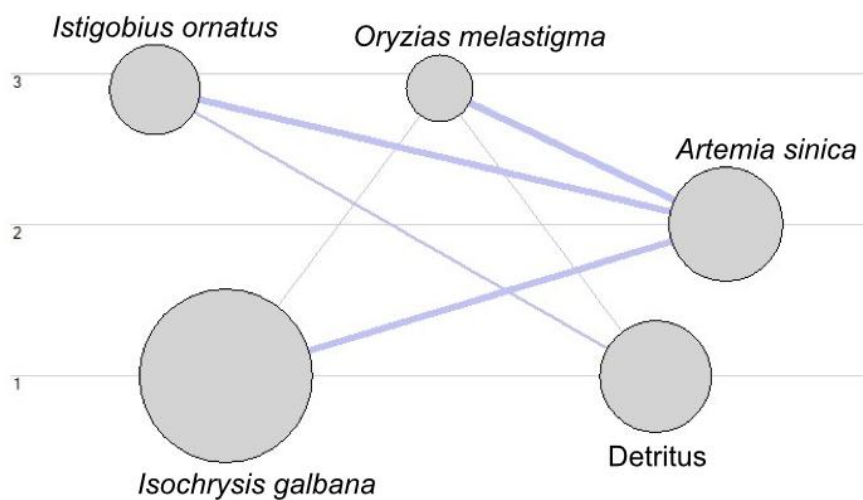
4-1 生物量

本研究計畫建立水生生物畜養系統之中型生態圈(ecosystem)，包括植物性浮游生物(等鞭金黃藻；*Isochrysis galbana*)，動物性浮游生物(豐年蝦；*Artemia sinica*)，底棲性魚類(飾銜蝦虎；*Istigobius ornatus*)及中上層游動魚類(海水青鱗魚；*Oryzias melastigma*)。其生物量轉換結果如圖四。

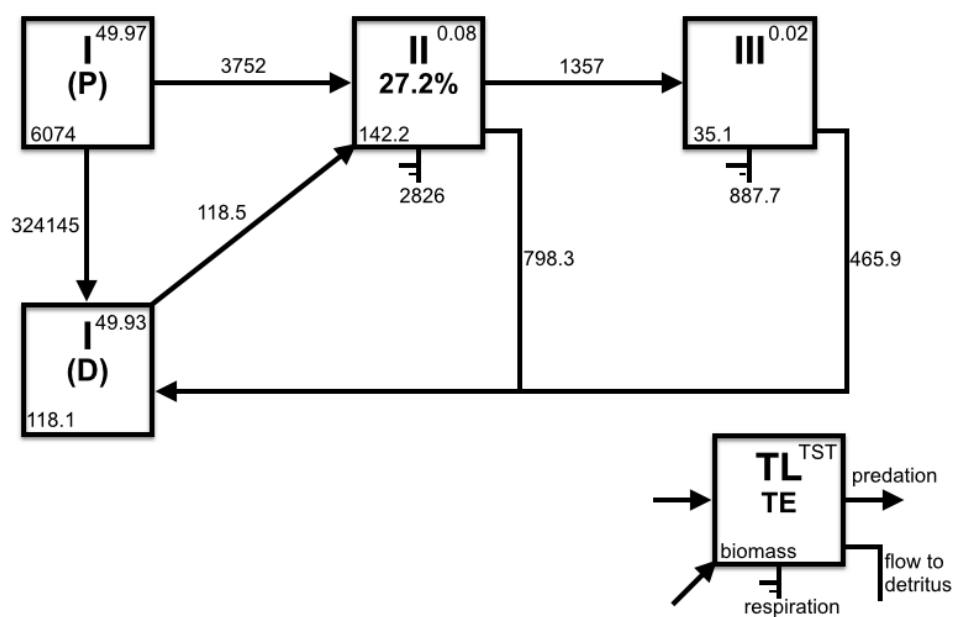
模式經推導估算後，依據輸入的食性組成及有效營養位階，描繪出中觀生態池的食物網能流圖(圖四)。此食物網包含三個營養階層，分別為有效營養階層為 1 的等鞭金黃藻(生產者)及碎屑，有效營養階層為 2 的豐年蝦(初級消費者)及有效營養階層為 2.9 的飾銜蝦虎、海水青鱗魚(次級消費者)。

跨營養階層的能量流動可以由林德曼食物鏈傳輸模式(Lindeman spine)的結果得知，林德曼食物鏈模式簡化複雜的食物網為線狀的食物鏈，描述各階層能量固定、儲存及流動的情形，並可由各階層流入和流出的能量流計算營養傳輸效率(trophic transfer efficiency, TE)及總系統流量 (total system throughput, TST)。營養傳輸效率定義營養為各階層被捕食與輸出的能量總和與攝食能量的比值，即流入每一階層的能量可繼續留到下一階層的比例。

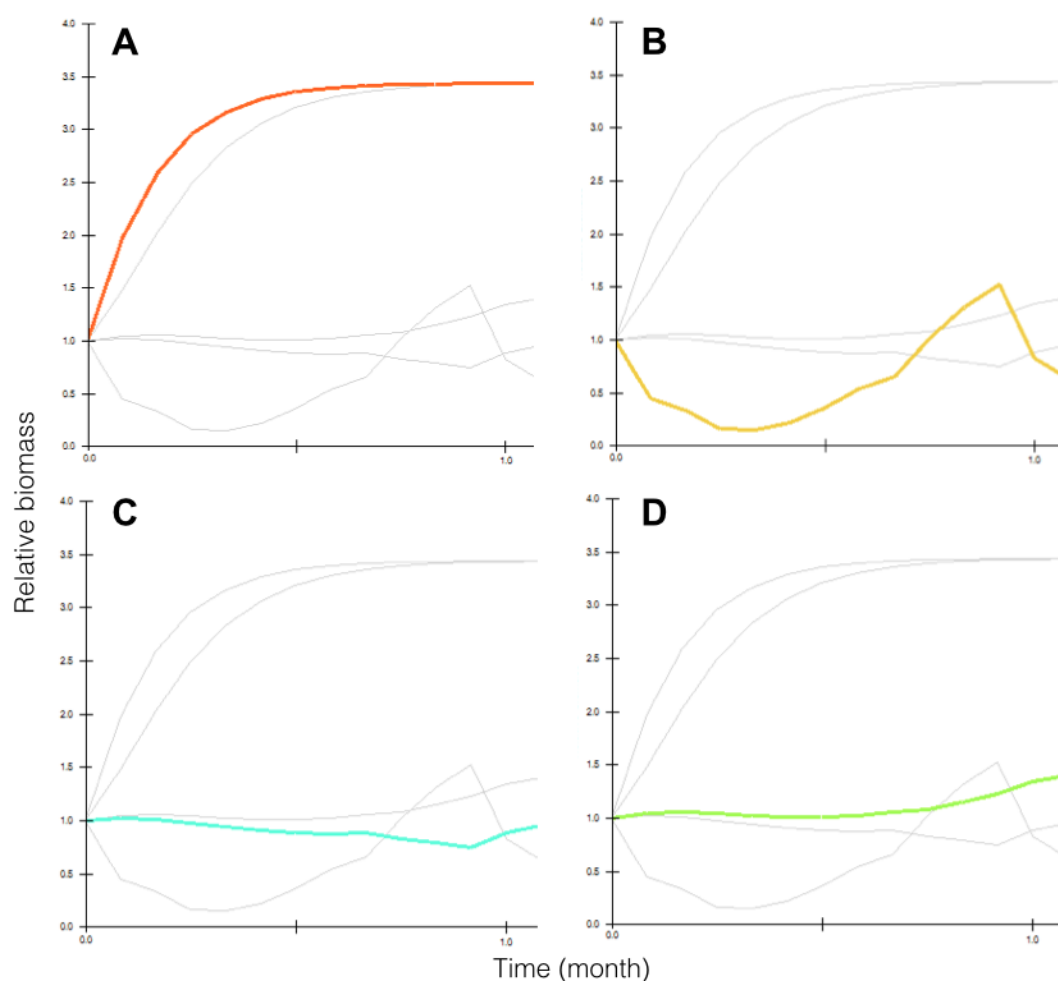
中觀生態池的林德曼食物鏈(圖五) 顯示生產者和碎屑在食物網中扮演重要的角色，食物網中系統流量集中在營養階層 1(99.9%)，並且有大量生產量未被利用即流入碎屑庫中。營養階層 2 的營養傳輸效率為 27.2%，應是因為營養階層 2 的豐年蝦為次級消費者的主要且唯一的食物來源，造成有高的能量傳輸效率。



圖四、中觀生態池的食物網能流圖。縱軸為營養階層；每個圓圈為功能群，圓圈大小代表功能群相對生物量；線條代表功能群間的食性關係，線條粗細代表功能群間連結的強弱程度。



圖五、中觀生態池食物網的林德曼食物鏈傳輸模式。P 代表生產者；D 代表碎屑；TL 為營養階層(trophic level)；TE 為傳輸效率(trophic efficiency)；TST 為總系統流量(total system throughput, %)。

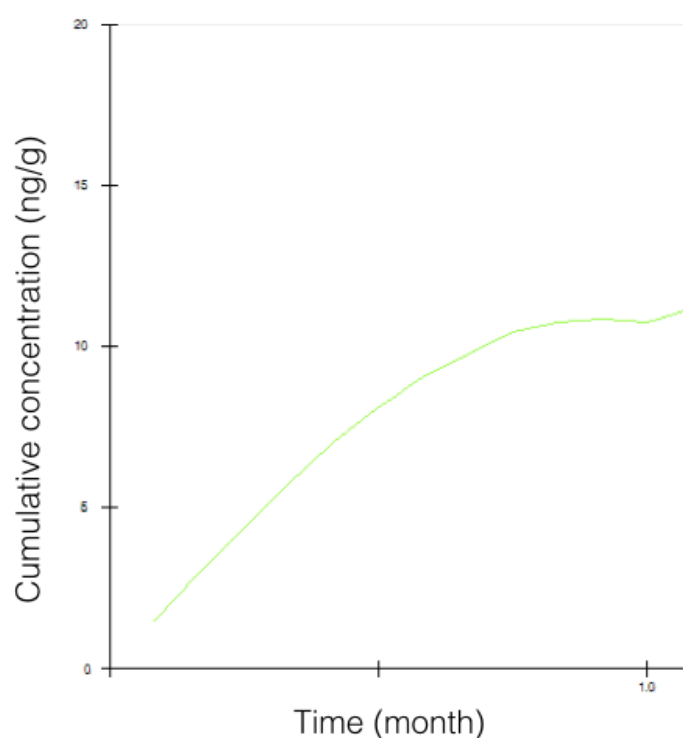


圖六、Ecosim 模擬生態系食物網中各功能群在實驗進行三十天的相對生物量 (relative biomass) 的變化圖。(A)等鞭金黃藻、(B)豐年蝦、(C)飾銜蝦虎、(D)海水青鱗魚。

Ecosim 模擬食物網內各功能群若在自然環境下經過三十天後的生物量動態變化情形(圖六)，等鞭金黃藻生產力高(P/B 值高)，生物量增加速率比被捕食的速率更快，因此在三十天後等鞭金黃藻的生物量已趨近於最大值(圖六 A)。豐年蝦的生物量動態變化則顯示受到次級消費者(飾銜蝦虎及海水青鱗魚)的控制，當前期飾銜蝦虎及海水青鱗魚生物量高時，捕食壓力大造成豐年的生物量下降(圖六 B)，但在後期飾銜蝦虎因為高死亡率造成生物量下降後(圖六 C)，豐年蝦受到的捕食壓力降低，生物量回升，同時海水青鱗魚因為食物來源增加而造成生物量增加(圖六 D)。

Ecotracer 模擬海水青鱗魚功能群生物實驗進行至第三十天體內累積的 PAH 濃度，當模式預測的濃度與中觀生態池蓄養實驗實際測得的濃度相近

時，模式估算海水青鱗魚由環境中直接吸收 PAH 的速率為每年每單位環境濃度吸收 0.0001 g/g。但此數值可能有高估之情形，因為在起始濃度輸入時，中觀生態池蓄養實驗中測得各生物類群第 0 天的 PAH 濃度低於 Ecotracer 模式可輸入的最小值，造成在模式內各功能群經由食物來源取得污染物的途徑可能因為獵物體內的濃度為 0 而沒有污染物的流量，使得中觀生態池蓄養實驗中第三十天表現的 PAH 濃度累積在 Ecotracer 模式中皆由環境中直接吸收的途徑累積在生物體內，高估由環境中直接吸收 PAH 的速率。推測與中觀生態池蓄養實驗建構之生態系食物網模式的生物功能群數量及尺度較小，若以自然尺度之生態系統，以 Ecotracer 模式預測污染物累積的吸收速率評估應仍可運作。



圖七、Ecosim 模擬生態系食物網中海水青鱗魚功能群內 PAH 污染物的累積圖。

4-2 有機污染物質

一、PAH 基本背景值

架設好的中型水族缸中，所有放入的生物，在第 0 天(未暴露於污染底泥前) 檢測其基本背景值。表五為樣品回收率的平均值；表六列出分析五十種 PAH 化合物代號對照表。圖八~十三所代表的為底泥、水、等邊金

黃藻、豐年蝦、海水青鱗魚及飾銜蝦虎的 PAH 基本背景值。

進一步評估水生生物對底泥毒性污染物之生物累積，需得精確分析污染物在生態系統中底泥、水中及各食階生物體內之分佈濃度與傳遞變化。首先，環境分析之精確與可信度要依據完整之分析品質確認與管控 (QA/QC)。在期中報告前的實驗部分，建立畜養生物系統，收集完整的逐日監測生物資料，樣品分析污染物部分(PAHs)，完成生物暴露於污染底泥環境前的分析，在十八個樣品(底泥、水樣、植物浮游生物、動物浮游生物及兩種魚類，各取三重複樣品； $6 \times 3 = 18$)中，各加入之四種 PAH 擬似標準品 (surrogate standards)，回收率為 71-92% (表五)，確定分析 PAH 資料之品質確認。

進行生物暴露於污染底泥前，先行進行所有樣品之環境分析，以確立 PAH 在各介質 (matrix)，原本含量之背景值。圖八~十三顯示各介質中所含 PAH 污染物的組成，以底泥所含污染量作為整個生態系統的污染源，接著在第七天以及第三十天，收集採樣各種介質，分析其 PAH 含量以及整合生物累積資料，為此研究報告之工作重點。

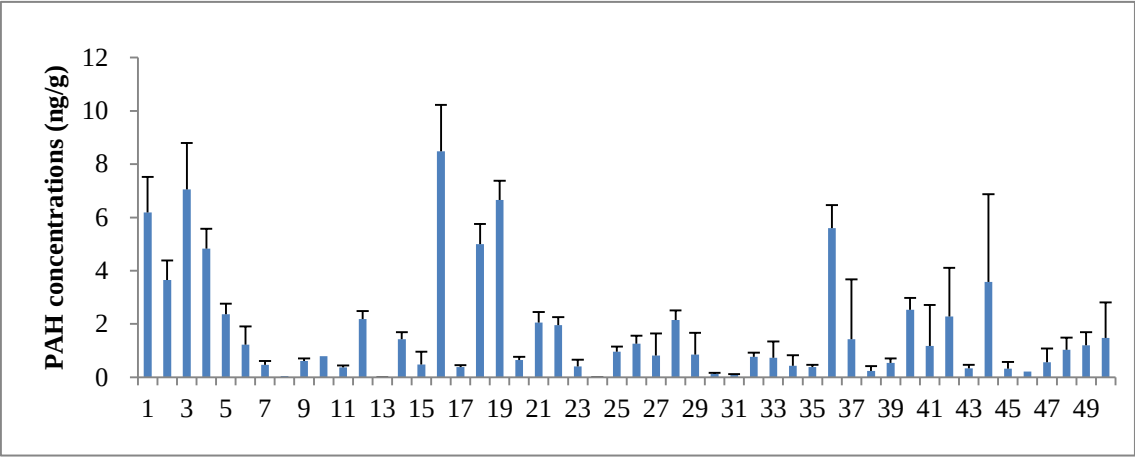
資料分析方向依照計畫書及實際測得污染物分析結果，於所有測得之 PAH 中選出主要之十六種環保署公告「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」之「底泥品質指標項目」(表七)，同時也是 USEPA 公告優先管制之項目，進行分析探討。表七同時列出本研究取樣地點 (屏東縣車城鄉保力溪出海口處) 之底泥中，所測得之十六種 PAH 於實驗期間之濃度變化；顯示該區域之底泥中 PAH 污染實測濃度介於環保署公告「底泥品質指標項目」上、下限值之間，其污染情況與環境因子之間關係以及季節性變化，值得進一步研究探討。

表五、多環芳香烴回收率 (Surrogate Recoveries)

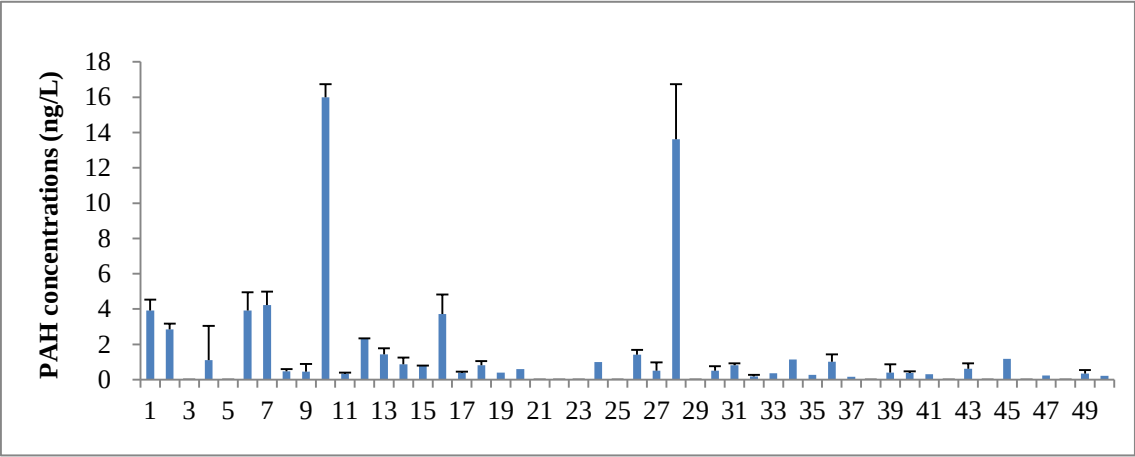
擬似標準品	回收率
D8-Naphthalene	71% ±10%
D10-fluorene	92% ±15%
D10-fluoranthene	89% ±13%
D12-perylene	82% ±16%

表六、檢測的 50 種 PAH 代號

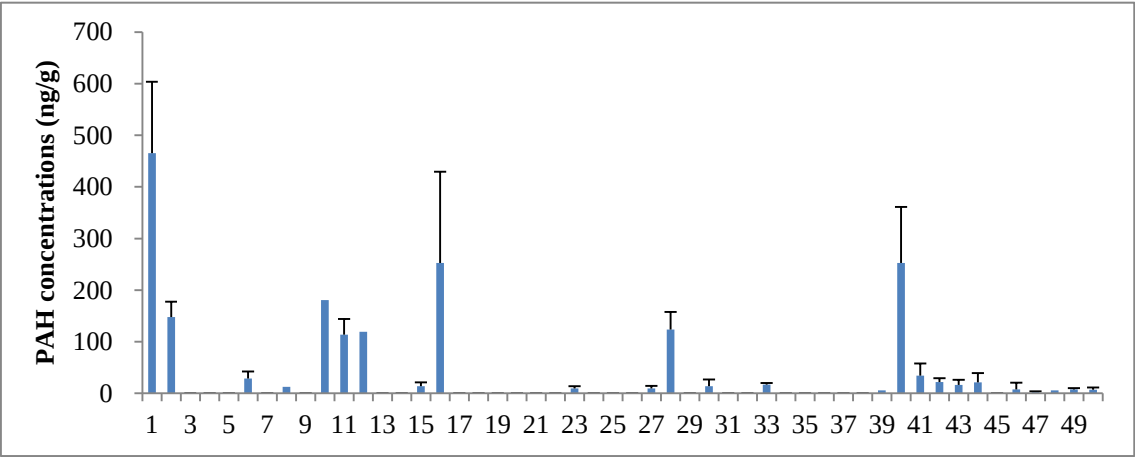
代號	化合物名稱	代號	化合物名稱
1	2-methylanphthalene	26	Fluoranthene
2	1-methylnaphthalene	27	2,3-dimethylantracene
3	2,6-dimethylnaphthalene	28	Pyrene
4	1,3-dimethylnaphthalene	29	9,10-dimethylantracene
5	1,6-dimethylnaphthalene	30	2-methylfluoranthene
6	1,4-dimethylnaphthalene	31	Retene
7	1,5-dimethylnaphthalene	32	Benzo[a]fluorene
8	Acenaphylene	33	Benzo[b]fluorene
9	1,2-dimethylnaphthalene	34	1-methylpyrene
10	1,8-dimethylnaphthalene	35	Benz[a]anthracene
11	Acenaphthene	36	Chrysene+Triphenylene
12	2,3,5-Trimethylnaphthale	37	1-methylbenz[a]anthracen
13	Fluorene	38	4/6-methylchrysene
14	1-methylfluorene	39	3,9-dimethylbenz[a]anthr
15	Dibenzothiophene	40	Benzo[b]fluoranthene
16	Phenanthrene	41	Benzo[k]fluoranthene
17	Anthracene	42	Benzo[e]pyrene
18	2-methylphenanthrene	43	Benzo[a]pyrene
19	2-methylantracene	44	Perylene
20	4,5-methylenephenanthren	45	10-methylbenzo[a]pyrene
21	1-methylantracene	46	7,10-dimethylbenzo[a]pyrene
22	1-methylphenanthrene	47	Indeno[1,2,3-c,d]pyrene
23	4,6-dimethyldibenzothiop	48	Dibenz[a,h]anthracene
24	9-methylantracene	49	Benzo[g,h,i]perylene
25	3,6-dimethylphenanthrene	50	Coronene



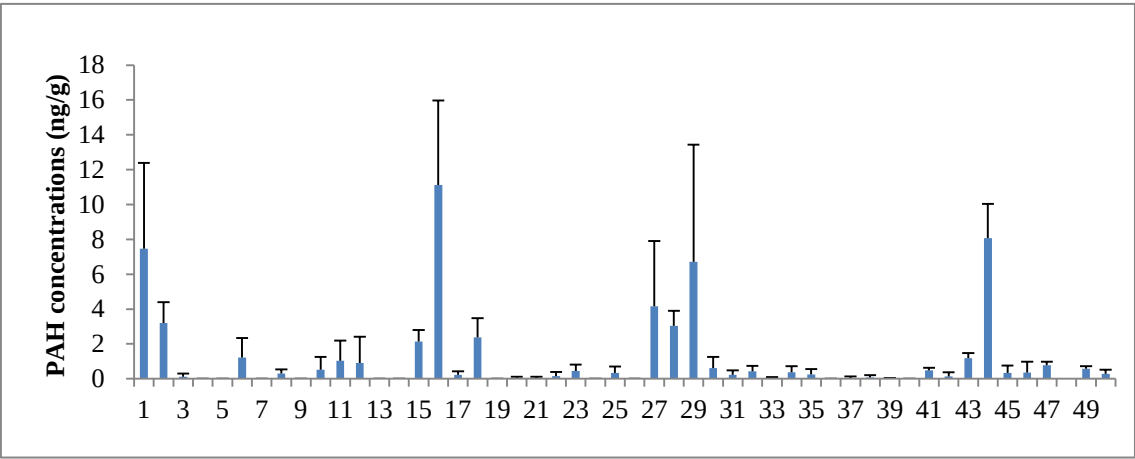
圖八、底泥的 PAH 濃度及組成



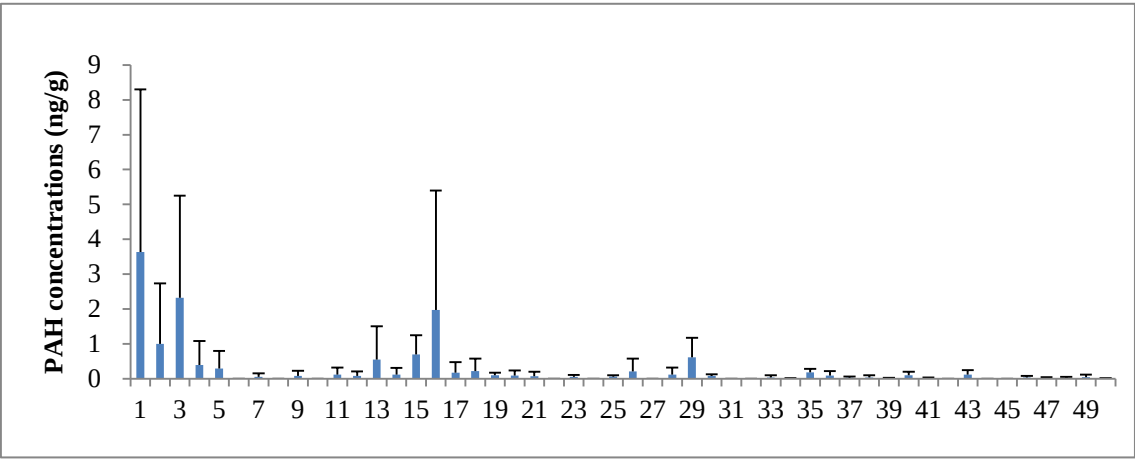
圖九、溶於水中的 PAH 濃度及組成



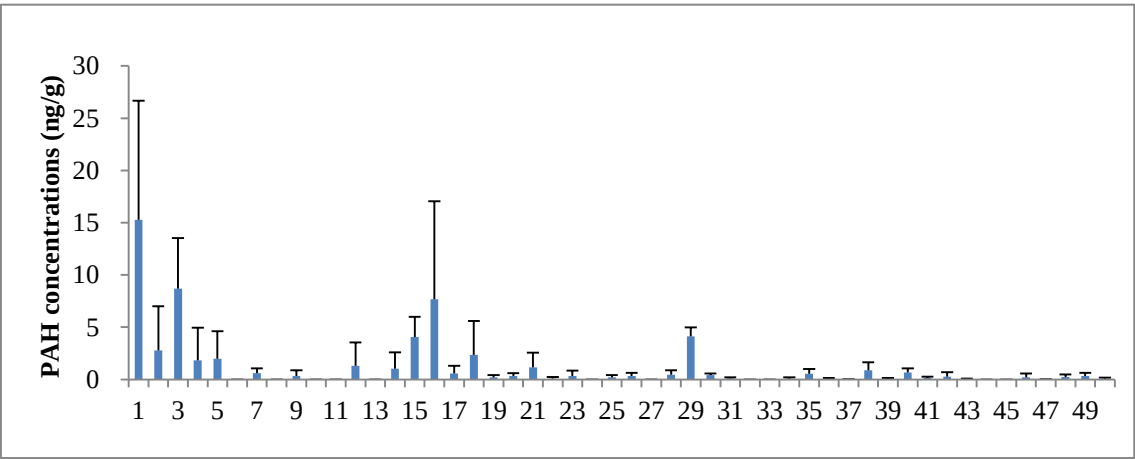
圖十、等邊金黃藻的 PAH 濃度及組成



圖十一、豐年蝦的 PAH 濃度及組成



圖十二、海水青鰯魚的 PAH 濃度及組成



圖十三、飾銜蝦虎的 PAH 濃度及組成

表七、環保署公告「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」之 16 種 PAH 底泥品質指標(ng/g)

PAH	上限值	下限值	0 day	7 day	30 day	備註
Naphthalene*	0.55	0.07	-	-	-	
Acenaphthylene	0.42	0.04	0.05	0.05	0.05	
Acenaphthene	0.27	0.04	0.37	0.37	0.37	
Fluorene	0.26	0.04	0.28	0.28	0.28	
Phenanthrene	1.12	0.15	0.85	0.66	0.83	
Anthracene	0.8	0.08	0.38	0.38	0.33	
Fluoranthene	2.86	0.29	1.26	0.95	0.57	
Pyrene	2.41	0.29	2.15	1.91	1.67	
Chrysene	1.73	0.19	5.59	4.58	1.3	(+Triphenylene)**
Benz [a]anthracene	1.21	0.14	0.39	0.42	0.42	
Benzo[k]fluoranthene	1.4	0.16	0.46	0.2	0.2	
Benzo[b]fluoranthene	3.03	0.32	2.53	2.08	1.26	
Benzo[a]pyrene	1.34	0.16	0.33	0.32	0.25	
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	1.23	0.16	0.57	0.29	0.15	
Dibenz [a,h]anthracene	0.26	0.04	1.03	0.95	0.95	
Benzo[g,h,i]perylene	1.28	0.15	1.19	1.11	1.29	

* Naphthalene 分子量較低，揮發性高於其他 PAHs，在本實驗中各重複組資料呈現較高標準偏差值，故未進行生物累積比較分析。

**本實驗所分析之 Chrysene 還包括 Triphenylene，由於此兩種化合物在 GC/MS 層析圖中合併成同一 peak，未分離開。

二、暴露實驗

1. 棲息環境：

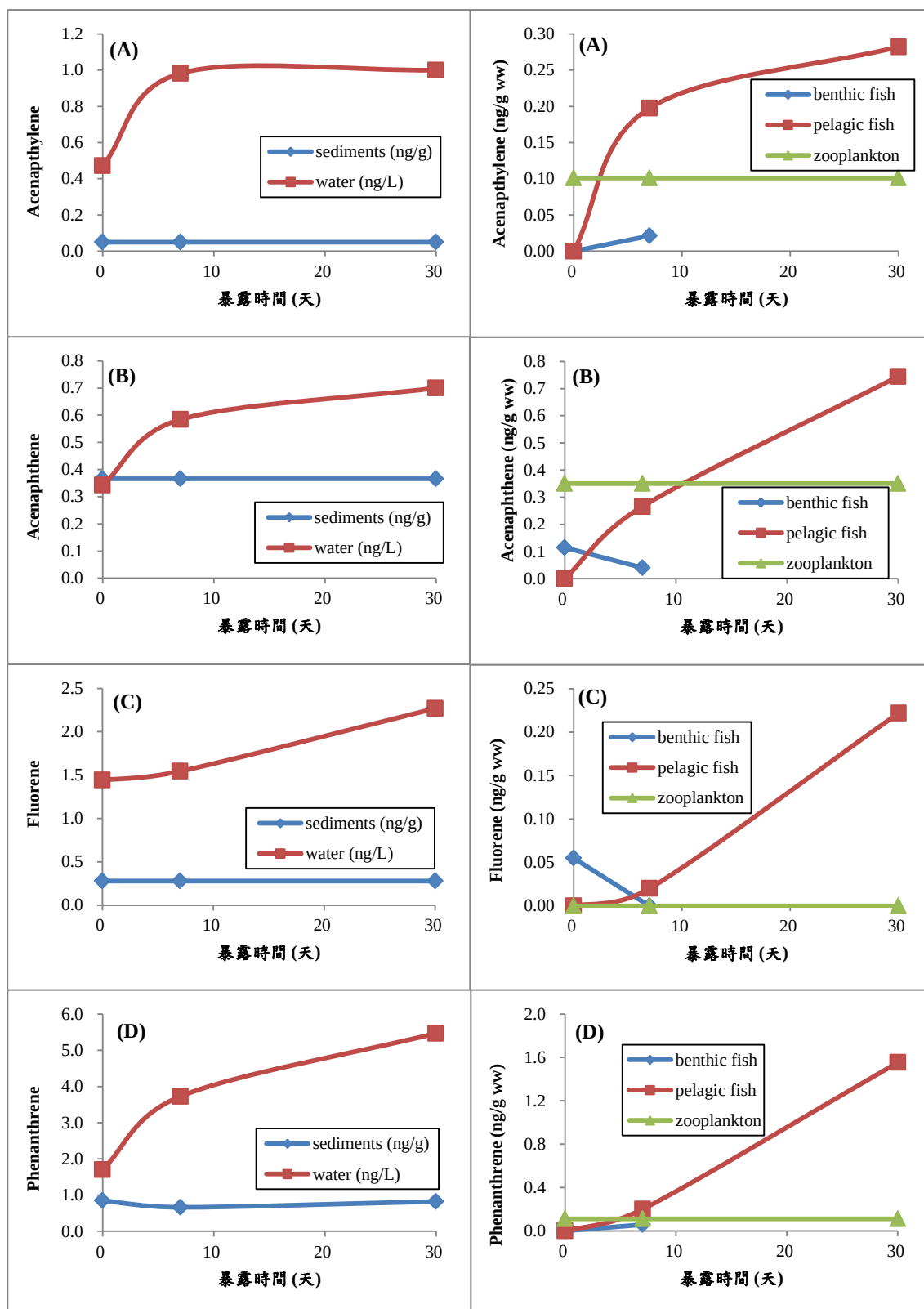
在三十天實驗期間，PAHs 於底泥中之濃度變異不大，而大部分 PAHs 在生態缸水中濃度有明顯增加現象(圖十四左邊列圖 A-P)，顯示畜養系統中所置入之底泥含高濃度 PAHs 釋放融入水中提高水中 PAH 濃度，而三十天實驗期間整體底泥中 PAHs 濃度未見明顯下降，由於實驗期間生態缸中之底泥未有明顯擾動現象，故在水-底泥交換，僅有底泥表層部分之 PAHs 進入水體，而底泥於第七天及第三十天取樣分析為整體底泥(表層及較深層之底泥)，未有明顯下降，成為實驗期間畜養系統中主要之污染來源。在野外各種不同污染物於底泥與水之間交換作用受環境因素，包括水流及底棲生物之擾動，實地影響狀況因地而異，必須列入調查探討參考因素。

2. 餌料(動物性浮游生物)：

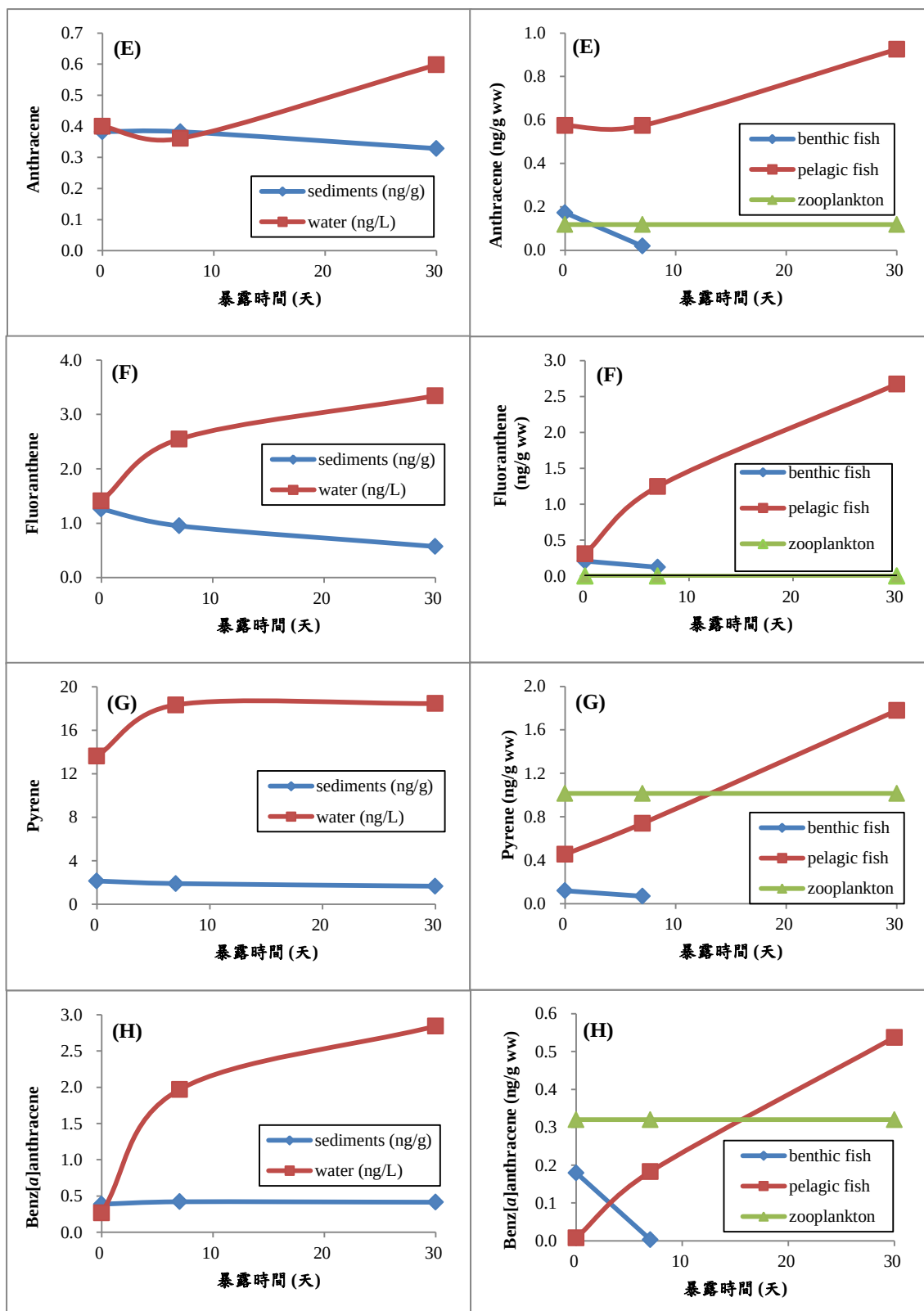
本研究以豐年蝦為餌料，探討污染物經由攝食途徑累積於魚體之生物累積作用，每日餵食之豐年蝦皆於同一生態缸環境中先行攝取一天之藻類(已吸附 PAHs)，故於不同暴露時段所測得之 PAH 在豐年蝦體內之濃度變化不大(同為攝食 24 小時等邊金黃藻之累積量)，圖十四(右邊列圖 A-P)列出各 PAH 在豐年蝦(zooplankton)之濃度，其中三種化合物 (Fluorene、Fluoranthene 及 Dibenz[a,h]anthracene)無累積在豐年蝦體內，其餘十二種 PAH 化合物 (表八) 進一步討論魚體生物累積及濃縮潛勢。

三、魚體生物累積作用：

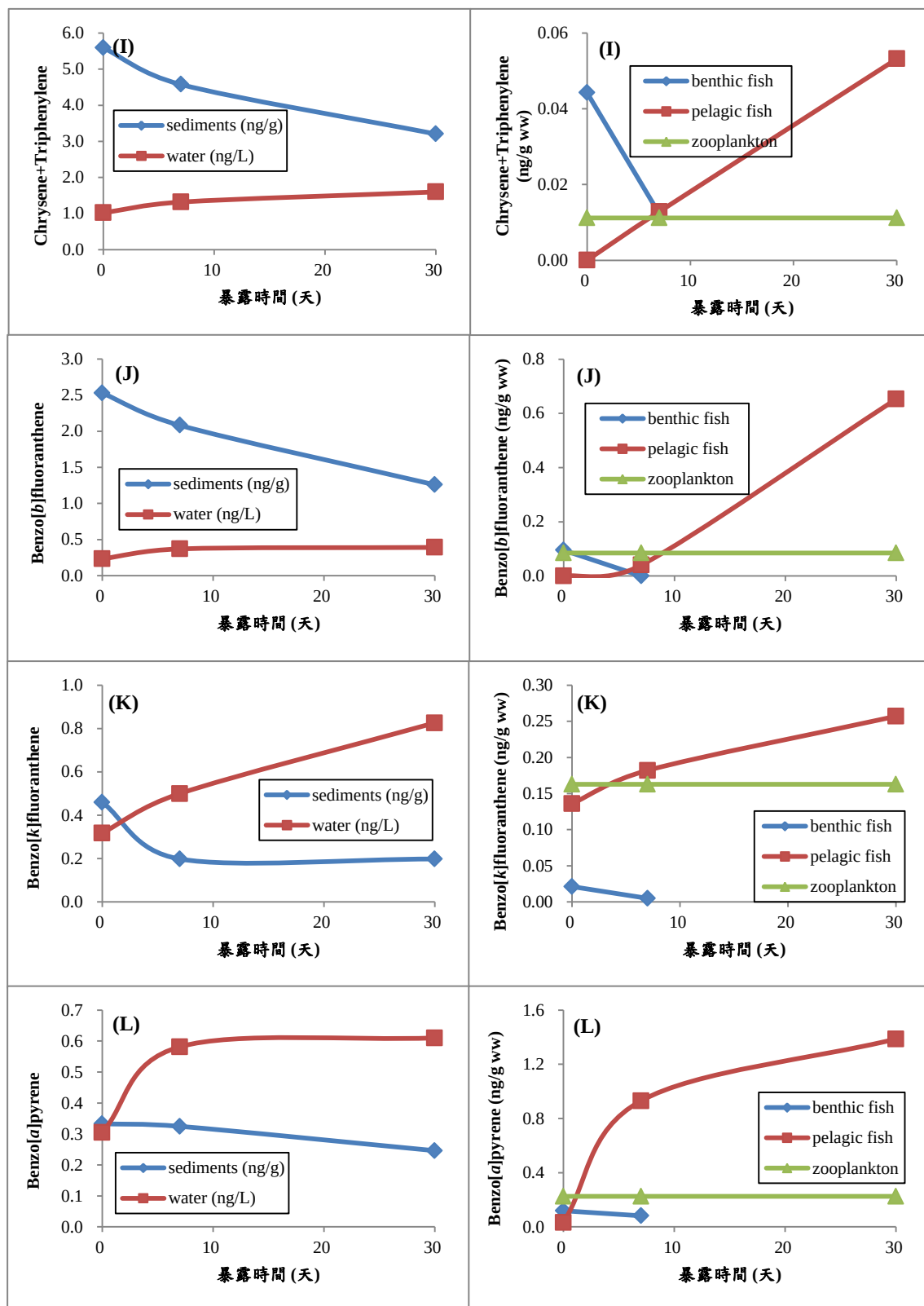
在本實驗所使用之底棲魚類(benthic fish) 飾銜蝦虎不適使用於生物累積試驗，由於其活存情形不穩定，無法支撐維持全程暴露實驗 (三十天) 之觀測值，生態缸中開始進行實驗後七天內即告全數死亡(重複進行三次，其活存時間僅七天)。生物分析部份，在中觀生態畜養系統之 SII 區，逐日檢測豐年蝦減少之數量 (死亡率)，並非蝦虎之攝食量。圖十四(右邊列圖)顯示其(benthic fish) 於七天實驗中，大多數 PAHs 呈現減少現象，體內未有污染物累積現象，其活存及健康狀況可能與研究標的污染物 (PAHs) 累積無關；因此本研究 PAHs 在魚體內生物累積作用，以水中游動 (pelagic fish) 之海水青鱈魚為實驗物種進行資料分析討論。圖十四(右邊列圖)中，比較畜養系統中三十天累積實驗，各種 PAH 在 zooplankton (當餌料之豐年蝦) 和 pelagic fish (青鱈魚) 之濃度變化趨勢，顯示在初始時(第 0 天)，豐年蝦體內所含 PAH 濃度高於青鱈魚體內之 PAH 濃度，每天餵食累積到第七天，大部分 PAHs (包括 Acenaphthylene, Phenanthrene, Anthracene, Chrysene, Benz[a]anthracene, Benzo[k]fluoranthene, Dibenz[a,h]anthracene)在青鱈魚體內之實測濃度高於其餌料(豐年蝦)所含 PAHs 濃度，暴露實驗至第三十天在青鱈魚體內之其餘 PAH 濃度皆高於其餌料 (豐年蝦) 所含 PAH 濃度，顯示青鱈魚對於 PAHs 具有明顯生物累積現象。而各 PAH 化合物累積程度則依其物理化學特性及青鱈魚體內不同降解、排泄與累積機制而呈現差異，值得進一步探討。本實驗中顯示餌料生物 (豐年蝦) 體內無累積 Fluorene、Fluoranthene 及 Dibenz[a,h]anthracene，故推論在青鱈魚體內之這三種 PAHs 來源為經由魚體表面或由鰓部，由水中吸附累積而來。



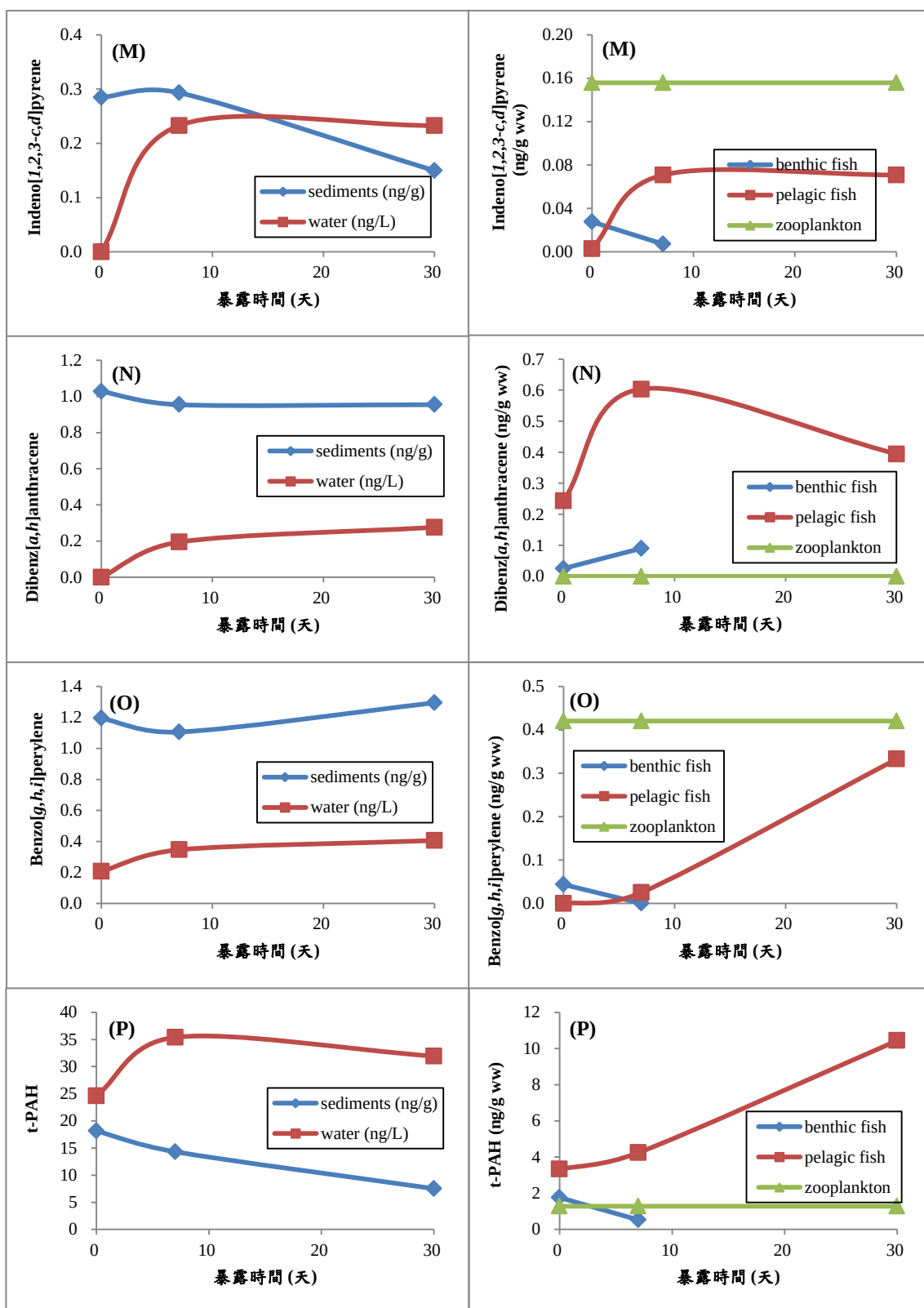
圖十四、左圖：馴養系統底泥和水的 PAH 背景值，右圖：浮游動物和二種魚體的 PAH 濃度變化(A)Acenaphthylene、(B)Acenaphthene、(C) Fluorene、(D)Phenanthrene



續圖十四、左圖：馴養系統底泥和水的 PAH 背景值，右圖：浮游動物和二種魚體的 PAH 濃度變化(E)Anthracene、(F)Fluoranthene、(G)Pyrene、(H)Benz[a]anthracene



續圖十四、左圖：馴養系統底泥和水的 PAH 背景值，右圖：浮游動物和二種魚體的 PAH 濃度變化(I)Chrysene+Triphenylene、(J)Benzo[b]fluoranthene、(K)Benzo[k]fluoranthene、(L)Benzo[a]pyrene



續圖十四、左圖：馴養系統底泥和水的 PAH 背景值，右圖：浮游動物和二種魚體的 PAH 濃度變化(M)Indeno[1,2,3-c,d]pyrene、(N)Dibenzo[a,h]anthracene、(O)Benzo[g,h,i]perylene、(P)t-PAH

四、 生物-底泥累積因子及魚體理論累積潛勢：

表八為海水青鱈魚在第七天及第三十天對各種 PAH 之生物累積因子及魚體理論累積潛勢，本研究資料顯示各 PAH 之 BCF 及 BAF 值隨時間累積，於第三十天所測得之累積程度大都高於七天之累積值，證實 PAH 在海水青鱈魚體內可經由吸附及攝食累積，以此中觀生態池畜養系統，適於模擬野外自然生態之化學吸附及攝食累積評估各種不同污染物之生物濃縮 (BCF) 及生物累積 (BAF)，進一步可由底泥及水中污染物濃度實測值轉換(考量)底泥中有機碳含量(POC)及魚體中脂肪含量 (Lipid content; %)，而以 BSAF 值評估底泥之污染風險及污染物濃縮潛勢(TBP)。

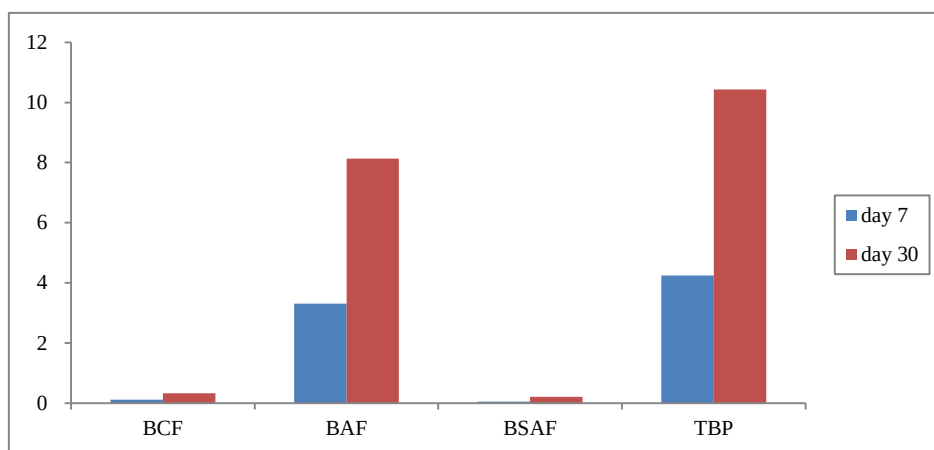
表八、在中觀生態系統畜養海水青鱈魚進行底泥污染生物累積試驗，第七天及第三十天各 PAH 之生物累積及濃縮潛勢

	day 7				day 30			
	BCF	BAF	BSAF	TBP	BCF	BAF	BSAF	TBP
Acenaphthylene	0.201	1.955	0.743	0.198	0.282	2.792	0.848	0.282
Acenaphthene	0.455	0.760	0.136	0.266	1.064	2.125	0.305	0.744
Fluorene	0.013		0.013	0.020	0.098		0.119	0.222
Phenanthrene	0.054	1.799	0.056	0.200	0.284	13.970	0.282	1.553
Anthracene	1.590	4.846	0.281	0.574	1.548	7.812	0.422	0.925
Fluoranthene	0.489		0.246	1.246	0.799		0.700	2.671
Pyrene	0.040	0.728	0.073	0.739	0.096	1.753	0.160	1.779
Benz[a]anthracene	0.093	0.571	0.081	0.183	0.189	1.679	0.194	0.538
Chrysene+Triphenylene	0.010	1.149	0.001	0.013	0.033	4.761	0.002	0.053
Benzo[b]fluoranthene	0.108	0.471	0.004	0.040	1.666	7.693	0.078	0.653
Benzo[k]fluoranthene	0.364	1.118	0.172	0.182	0.311	1.578	0.194	0.257
Benzo[a]pyrene	1.600	4.125	0.537	0.930	2.272	6.148	0.845	1.386
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	0.304	0.455	0.045	0.071	0.304	0.455	0.071	0.071
Dibenz[a,h]anthracene	3.104		0.119	0.604	1.427		0.062	0.394
Benzo[g,h,i]perylene	0.073	0.060	0.004	0.025	0.819	0.791	0.039	0.333
t-PAH	0.120	3.307	0.056	4.243	0.327	8.133	0.208	10.436

BCF：(Bioconcentration factor；生物濃縮因子) 直接吸附來自水中之溶解相 PAHs

BAF：(Bioaccumulation factor；生物累積因子) 經由攝食累積之 PAHs

BSAF：(Biota-sediment accumulation factor；生物-底泥累積因子) 經由底泥污染，間接以底泥有機碳及生物脂肪含量換算之生物累積因子



圖十五、在中觀生態系統畜養海水青鱗魚進行底泥污染生物累積試驗，第七天及第三十天總 PAH 之生物累積及濃縮潛勢

圖十五比較海水青鱗魚對十六種 PAH (total PAH) 之生物濃縮因子 (BCF)、生物累積因子(BAF)、生物-底泥累積因子(BSAF)及魚體理論累積潛勢(TBP)，在第三十天之值皆遠大於第七天之值，顯示在中型生態缸畜養系統中，以 PAH 為指標化學污染物，經由底泥污染源溶解入水中經由浮游生物(包括植物性及動物性浮游生物)吸附及攝食累積至海水青鱗魚體內有明顯生物累積現象。

本研究設計為全底泥暴露法(Whole sediment exposure)，將採集之污染底泥樣品直接用於暴露實驗，對底泥樣品干擾最少，底泥中之毒性物質與水生環境達成平衡後，畜養生物暴露過程中，污染物累積途徑包括經由水相、底泥顆粒、浮游生物分佈，以及由攝食累積於食物鏈高階生物(海水青鱗魚)。此法不經萃取或離心等加工步驟，試驗操作過程對污染物造成之變異性及對生物有效性的干擾降至最低。許多研究指出有機污染物(如: PAH)疏水性較強，低溶解度(高辛醇水分配係數；Kow)，因污染物易吸附於底泥顆粒中，較不易由顆粒中脫附進入覆蓋水，其水中溶解態濃度較低，因而造成生物有效性(bioavailability)下降，可能低估生物毒性(Solomon & Sibley, 2002)。過去研究指出粒徑越小及含碳量越高之底泥，越易吸附累積有機毒物污染物質，對棲息於底泥中之底棲性生物(一般為無脊椎生物)，具有較高生物有效性而具威脅性，故實驗物種選擇（水中或底棲）以及暴露時間的條件得列入暴露毒物實驗之考量。本研究於量測底泥中 PAH 含量同時分析底泥基本性質包括粒徑組成及有機碳含量，保力溪底泥粒徑組成較粗有機碳含量極低(~0.5%)，未來研究應對於不同性質之底泥進一步探討生物有效性對指標污染物質毒性之影響。

4-3 結論

- (一) 本研究目的主要在建立中觀生態缸水生生物畜養系統應用於全底泥污染暴露試驗(whole sediment exposure)，證實其適用於針對不同污染物依實驗目的設計不同暴露時間，分析污染物於畜養生物體內之生物累積與與魚體理論累積潛勢。
- (二) 在模式中利用中觀生態池內底泥的碎屑量(含碳量)，評估生態圈之代謝，顯示 Ecopath 模式符合中觀生態池內生態系實際狀態（各功能群的 EE 值皆小於 1、各功能群的呼吸速率皆為正值），豐年蝦在此畜養系統中佔有顯著高的食性組成百分比，亦證實其於食物網模式各項功能群佔有極重要地位。
- (三) 由各暴露時段所收集樣品(包括水中、底泥以及食物鏈各食階生物)中 PAH 含量，整合其在生此畜養型生態系統中之生物累積及生物放大作用，評估建立底泥污染物暴露劑量變化對「敏感/指標生物」及「生態風險評估指標」的潛在影響，分析底泥污染物由底泥或經表層水傳輸至食物鏈的生物累積傳遞途徑、理論生物累積潛勢 (TBP) 及生物放大效應。
- (四) 本研究最高階生物(青鱈魚)，雖非本土生物種，但其廣泛使用於模式物種，已具有快速、有效的青鱈魚活體偵測系統及相關生物指標資料，本研究中觀生態缸食物網結構系統及方法可行性更證實其適用於發展本土代表性的底泥污染物具有相當大的開發潛力。

4-4 建議與檢討

本研究建立此中觀生態畜養系統評估底泥污染物生物累積及累積潛勢極具實用性，以供未來繼續研發參考：

- (一) 污染源設定為底泥，各污染物質在底泥與水之間的交換率受水流、水溫及生物活動干擾等環境因子影響，建議應列入於未來研究探討方向。
- (二) 本研究已建立畜養系統，以自然污染生物餌料取代人造飼料，更代表自然生態系統評估生物累積污染物之初步模式，唯生物物種限於小型生物，建議未來規劃增加實驗生物物種(以本土生物為優先考慮)，並以多種物(增長食物鏈)並以同性質污染物多方實驗，確立中觀系統可行性與

精確性。

(三) 深入利用各種污染物質的實測值與本研究所提出之 ECOPATH 模式整合建立完整的 ECOTRACER 污染物生物累積放大模式。

附錄一、參考文獻

- Ankley, G.T., Cook, P.M., Carlson, A.R. (1992) Bioaccumulation of PCBs from sediments by oligochaetes and fishes: Comparison of laboratory and field studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 2080-2085.
- Annot, J.A., Gobas, F.A.P.C. (2004) A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (10): 2343-2355.
- Barron, M.G. (1990) Bioconcentration. Will water-borne organic chemicals accumulate in aquatic animals? *Environmental Science & Technology*. 24, 1612-1618.
- Blais, J.M., Wilhelm, F., Kidd, K.A., Muir, D.C.G., Donald, D.B., Schindler, D.W. (2003) Concentrations of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in amphipods (*Gammarus lacustris*) along an elevation gradient in mountain lakes of western Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 22, 2605-2613.
- Boehm, P. D., D. S. Page, et al. (2001). Resolving the origin of the petrogenic hydrocarbon background in Prince William Sound, Alaska. *Environ. Sci. Technol* 35(3): 471-479.
- Borga, K., Fisk, A.T., Hoekstra, P.F., Muir, D.C.G. (2004) Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (10): 2367-2385.
- Campbell, L.M., Hecky, R.E., Nyaundi, J., Muggide, R., Dixon, D.G. (2003) Distribution and food-web transfer of mercury in Napoleon and Winam Gulfs, Lake Victoria, East Africa. *Journal of Great Lakes Research*, 29: 267-282.
- Catalan, J., Ventura, M., Vives, I., Grimalt, J.O. (2004) The roles of food and water in the bioaccumulation of organochlorine compounds in high mountain

lake fish. *Environmental Science & Technology*, 38 (16): 4269-4275.

Christensen, V., Pauly, D. (1992) ECOPATH II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61:169-185.

Chu, C.H., Ko, F.C. (2013) Distribution and Bioaccumulation of PAHs in Marine Plankton. 7th International Conference on Marine Pollution and Ecotoxicology June 17-21. Hong Kong.

Colborn, T., Saal, F.S.v., Soto, A.M.(1993) Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environ Health Perspect.*101, 378-384.

Douben, P.E.T.(2003) PAHs: An excotoxicological perspective. Wiley, Chichester, UK.

Fernandes, M.B., Sicre, M.A., Boireau, A., Tronczynski J. (1997) Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary. *Marine Pollution Bulletin*. 34, 857-867.

Fernandez, M.P., Ikonomou, M.G., Courtenay, S.C., Wirgin, I.I.(2004) Spatial Variation in Hepatic Levels and Patterns of PCBs and PCDD/Fs among Young-of-the-Year and Adult Atlantic Tomcod (*Microgadus tomcod*) in the Hudson River Estuary. *Environmental Science & Technology*. 38, 976-983.

Iannuzzi, T.J., Armstrong, T.N., Thelen, J.B., Ludwig, D.F., Firstenberg, C.E. (2004) Chemical contamination of aquatic organisms from an urbanized river in the New York/New Jersey Harbor Estuary. *Human and Ecological Risk Assessment*, 10 (2): 389-413.

Kelly, B.C., Gobas, F.A.P.C.(2001) Bioaccumulation of persistent organic pollutants in lichen-caribou-wolf food chains of Canada's central and western Arctic. *Environmental Science & Technology*. 35, 325-334.

Kidd, K.A., Bootsma, H.A., Hesslein, R.H., Lockhart, W.L., Hecky, R.E. (2003)

- Mercury concentrations in the food web of Lake Malawi, East Africa. *Journal of Great Lakes Research*, 29: 258-266.
- Ko, F.C. & Baker, J.E. (1995) Partitioning of hydrophobic organic contaminants to resuspended sediment and plankton in the Chesapeake Bay. *Marine Chemistry*. 49, 171-188.
- Ko, F.C., Sanford, L.P., & Baker, J.E. (2003) Internal recycling of particle reactive organic chemicals in the Chesapeake Bay water column. *Marine Chemistry*. 81, 163-176.
- Ko, F.C. and Baker, J.E. (2004) Loading of hydrophobic organic contaminants from Susquehanna River to Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin* 48, 840-851.
- Ko, F.C. (2012) Fate, Distribution, Transport and Bioaccumulation of Persistent Organic Pollutants in Marine Environment. 第四屆海峽兩岸海洋環境監測及預報技術研討會, November 10-11, 2012 金門大學
- Ko, F.C., Baker, J.E., Tew, K.S. (2012) Kinetics of polychlorinated biphenyl partitioning to marine Chrysophyte *Isochrysis galbana*. *Science of the Total Environment* 416, 410-417.
- Ko, F.C. (2014) Use of PAH composition to trace the distribution and transport of terrestrial organic matters in the estuarine and coastal sediments. 2014 年國科會海洋學門/海洋科學成果發表會/台北
- Lee, S.Y. and Ko, F.C. (2012) Adsorption kinetic of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine plankton. 2012 *Society of Environmental Toxicology and Chemistry Asia Pacific Annual Meeting*, September 24-27, 2012, in Kumamoto, Japan.
- Lubetkin, S.C. and Simenstad, C.A. (2004) Multi-source mixing models to quantify food web sources and pathways. *Journal of Applied Ecology*, 41 (5): 996-1008.

Mackay, D. and Fraser, A.(2000) Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models Environmental Pollution, Volume 110, Issue 3, Pages 375-391.

Mackintosh, C.E., Maldonado, J., Jing, H.W., Hoover, N., Chong, A., Ikonomou, M.G., Gobas, F.A.P.C. (2004) Distribution of phthalate esters in a marine aquatic food web: Comparison to polychlorinated biphenyls. Environmental Science & Technology, 38 (7): 2011-2020.

Martin, J.W., Whittle, D.M., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. (2004) Perfluoroalkyl contaminants in a food web from lake Ontario. Environmental Science & Technology, 38 (20): 5379-5385.

Moran, P.W., Aluru, N., Black, R.W., Vijayan, M.M.(2007) Tissue contaminants and associated transcriptional response in trout liver from high elevation lakes of Washington. Environmental Science & Technology. 41, 6591-6597.

Muir, D.C.G., Whittle, D.M., De Vault, D.S., Bronte, C.R., Karlsson, H., Backus, S., Teixeira, C. (2004) Bioaccumulation of toxaphene congeners in the Lake Superior food web. Journal of Great Lakes Research, 30 (2): 316-340.

Munoz, M.J., Ramos, C., Tarazona, J. (1996) Bioaccumulation and toxicity of hexachlorobenzene in *Chlorella vulgaris* and *Daphnia magna*. Aquatic Toxicology. 35, 211-220.

Neff, J. M. (1979). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Sources, fates and biological effects.

Odum, E.P. (1969) The strategy of ecosystem development. Science 164: 262-270.

Optiz, S. (1996) Trophic interactions in Caribbean coral reefs. International Center for Living Aquatic Resources Management, Makati City, The Philippines

Page, D.S., Boehm, G.S., Douglas, Bence, A.E., Burns, W.A., Mankiewicz, P.J., (1999) In pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments record past

human activity: a case study in Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*. 38, 247–266.

Solomon, K.R. and Sibley, P. (2002) New concepts in ecological risk assessment: where do we go from here? *Marine Pollution Bulletin* 44(4): 279-285.

Stafford, C.P., Hansen, B., Stanford, J.A. (2004) Mercury in fishes and their diet items from Flathead Lake, Montana. *Transactions of The American Fisheries Society*, 133 (2): 349-357.

Tomy, G.T., Budakowski, W., Halldorson, T., Whittle, D.M., Keir, M.J., Marvin, C., Ainnis, G., Alae, M. (2004) Biomagnification of alpha- and gamma-hexabromocyclododecane isomers in a Lake Ontario food web. *Environmental Science & Technology*, 38 (8): 2298-2303.

Tszeng, P.H. and Ko, F.C. (2012) Concentrations and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of Hou-Wan coast and its tributaries. *2012 Society of Environmental Toxicology and Chemistry Asia Pacific Annual Meeting*, September 24-27, 2012, in Kumamoto, Japan.

Venkatesan, M. I. (1988). Occurrence and possible sources of perylene in maine sediment-a review. *Marine Chemistry* 25: 1-27.

Weech, S.A., Scheuhammer, A.M., Elliott, J.E., Cheng, K.M. (2004) Mercury in fish from the Pinchi Lake Region, British Columbia, Canada. *Environmental Pollution*, 131 (2): 275-286.

WHO (1983). Evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, polynuclear aromatic compounds, part 1, chemical environmental and experimental data, 32. International Agency for Research on Cancer, World Health Organization: 477.

Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, H., Goyette, D., Silvestre, S., (2002) PAHs in the Fraser river basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*. 33,

489-515.

方政于.(2005) 多氯聯苯在二仁溪魚體及環境介質分布之關係及生物習性影響之探討，國立台灣大學環境工程學研究所碩士論文。

柯廷華、柯風溪(2011) 擬球藻(*Nanochloropsis oculata*)在封閉環境中對 PAHs 的吸附與降解. 2011 年國科會海洋學門/海洋科學成果發表會/西湖

柯廷華、柯風溪(2012) 兩種不同大小的海洋微藻在封閉環境中對 PAHs 的降解與累積. 2012 年國科會海洋學門/海洋科學成果發表會/高雄

柯風溪、黃郁儒、張桂祥、謝泓諺、陳德豪、王維賢(2012) 多溴聯苯醚在真核微藻型浮游細藻之吸附動力學研究. 第 2 屆新興污染物論壇 EmCon Forum 2012/2012.9.14 國立中山大學

李叔螢、柯風溪(2012) 多環芳香烴對海洋浮游生物吸附動力學之比較. 2012 年國科會海洋學門/海洋科學成果發表會/高雄

柯風溪、鄭金娥、鄭英敏、黃郁儒、張瓊文、陳怡如(2010) Effects of Plankton to Organic Contaminant Partitioning and Transport in the Estuarine Environment. 2010 年國科會海洋學門/海洋科學成果發表會/南投

黃郁儒、鄭英敏、柯風溪(2009) Sorption and bioconcentration kinetics of polybrominated diphenyl ethers in suspended sediment and picoplankton (*Picochlorum eukaryotum*). 2009 年國科會海洋學門/海洋科學成果發表會/花蓮

曾柏軒、柯風溪(2012) 持久性有機污染物(POPs) 在保力溪四重溪及後灣海域時空分布. 2012 年國科會海洋學門/海洋科學成果發表會/高雄

華仲偉、鄭金娥、陳德豪、柯風溪(2008) 以斑馬魚(*Danio rerio*)探討多溴聯苯醚在魚體之累積與代謝效應. 2008 年環境荷爾蒙健康效應國際學術研討會/國立台灣大學

劉弼仁.(2009)探討墾丁珊瑚礁近年來裂化的機制。國立中興大學生命科學系博士學位論文。

傅崇德. (2006)量化環境及生態因子對多氯聯苯在熱帶河口魚體體內分佈影響之研究，國立台灣大學環境工程學研究所博士論文。

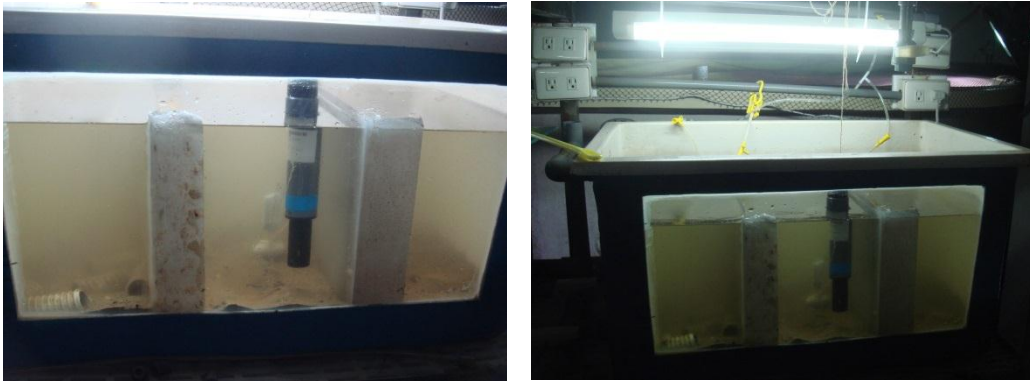
附錄二、照片



附圖一、底泥採集環境- 保力溪接近出海口處



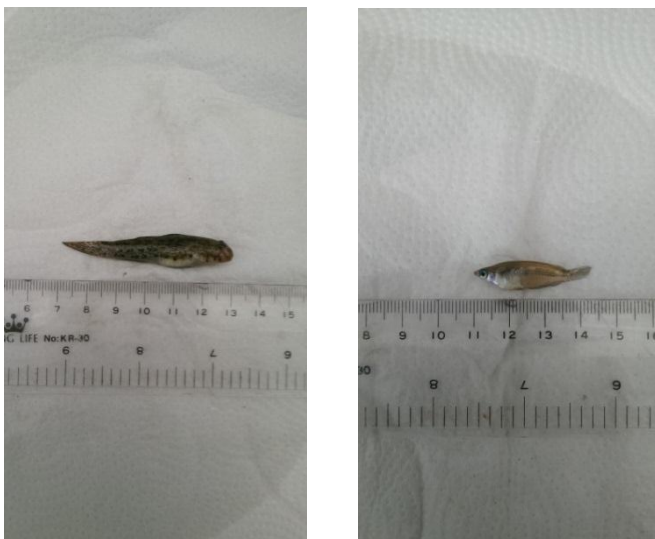
附圖二、現地採集底泥運回實驗室建立污染暴露生態中觀生態池



附圖三、架設完成的中型水族缸



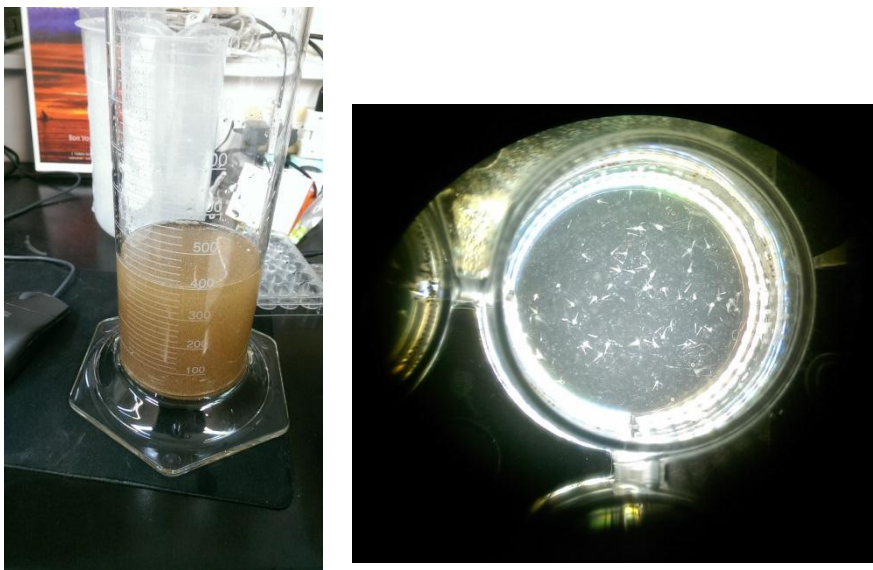
附圖四、每日孵化豐年蝦，確保魚的食物來源充足



附圖五、測量飾銜蝦虎及海水青鰓魚體長



附圖六、馴養中之飾街蝦虎



附圖七、孵化的豐年蝦及在顯微鏡下的狀態