

南華大學企業管理系管理科學博士論文

A DISSERTATION FOR THE DEGREE OF DOCTOR OF PHILOSOPHY

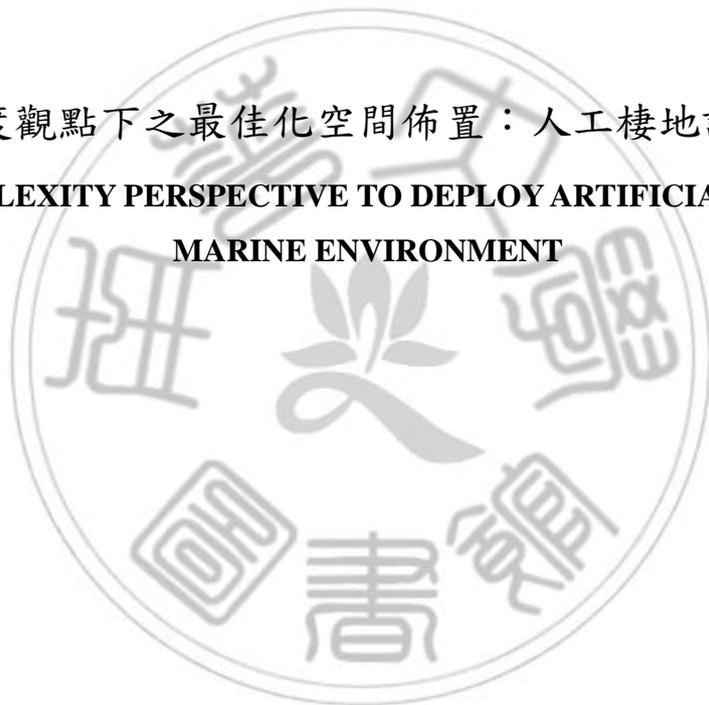
Ph.D PROGRAM IN MANAGEMENT SCIENCES

DEPARTMENT OF BUSINESS ADMINISTRATION

NANHUA UNIVERSITY

複雜度觀點下之最佳化空間佈置：人工棲地設計與應用

A COMPLEXITY PERSPECTIVE TO DEPLOY ARTIFICIAL HABITAT IN
MARINE ENVIRONMENT



指導教授：藍俊雄 博士

ADVISOR: Chun-Hsiung Lan Ph.D

研究生：許澤宇

GRADUATE STUDENT: Che-Yu Hsui

中 華 民 國 九 十 七 年 一 月

南 華 大 學

企業管理系管理科學博士班

博 士 學 位 論 文

複雜度觀點下之最佳化空間佈置：人工棲地設計與應用

研究生：許澤宇

經考試合格特此證明

口試委員： 吳文卿

鄧少華

朱忠校

陳嘉慶

陳海鳴

指導教授： 吳文卿

系主任： 吳文卿

口試日期：中華民國 九十六 年 十二 月 二十一 日

誌謝

一眨眼就已在這個未曾駐留過的城市待了五年，我想是上天的安排吧。在已拿到碩士文憑後的五年，我來到了南華，進入管理領域的殿堂。回想過去無數個揮汗如雨的夏日，打赤膊在未裝設有冷氣的外宿小窩，思索一個又一個實務及生活上所面臨的問題，從問題的探索、數學模型的建構、演算法的程序到電腦程式的撰寫；亦不知有多少個午後，乘著涼意漫步於田埂之中，尋求所面臨問題的答案。猶記的每當混亂紛擾的思緒有一絲絲的突破，總是雀躍萬分的拿起電話與指導教授分享那份知的喜悅。

感謝我的指導教授藍俊雄博士對我的啟蒙及指導，無論在模式建構或求解過程，都適時給予關鍵精闢的見解，亦師亦友的風格，令研究存在一份彼此思想交流的樂趣；在校內初審之際，承蒙企管系所有老師的指正與建議，使得論文初稿的可讀性及正確性更向上提昇。復承蒙陳海鳴教授、鄧少華教授、陳焱勝校長、莊忠柱院長等人在第二階段校外口試之審閱匡正，並惠予卓見，在此僅致最深的謝意。

而在博士班就學期間，有幸能聆聽陳焱勝校長的最佳化理論、作業研究理論等課程，除了在數理方面的訓練及能知其所以然的領悟外，其對論文題材的取捨常有畫龍點睛之妙。陳中獎院長所開設的書報討論及環境政策研究，其對論文的評析更常有其獨到之處；此外、鄭國順校長所教授的數學建模、莊忠柱院長的財務管理專題、應立志院長之行銷管理及統計理論、林明炤教授的生物環境及旁聽王一匡教授之溪流生態學，在在皆使學生受益匪淺。

回想這篇論文的構思源起於 1999 年的一個計畫顧問案。在人工棲地的建構方面，我大學時期的導師：中山大學海洋環境及工程系黃材成教授給了我很多有用的建議。然當時對棲地的佈置設計大都僅能依循有限之準則，所憑藉的僅是工程師的判斷，因此所設計的結果並未有最佳化(Optimization)的概念在裡面；直到 2002 年我還在顧問公司兼職時，偶一與我當時的同事楊惠玲討論，她給了我碎形(Fractals)這個名詞，這才開啟我在 2003 年的夏天與藍俊雄教授的緣分。在程式設計部分，前道成國際工程顧問公司的林忠銓經理在 BCM 之 FORTRAN 語法上協助甚多，使得後續程式的撰寫有一好的開始；此外，東南科技大學資訊科技與通訊系的藍國桐博士亦提供本論文第五章之 EC 演算法，其過程皆使我銘感於心。

此外博士班同儕：施育地博士、蔡福建兄、劉國鑑兄是我學習上的榜樣，學妹陳淑慧、李佳玲等人，提供不少生活上的協助；秘書室杜志勇主秘、陸姐文娟、丁姐月琴、翁國峰兄以及呂宜圳組長更是時時予我鼓勵；中山大學海洋環境及工程系之張揚祺教授對後輩的提攜更是不遺餘力。我想若我在博士班的這幾年學術上的研究能有一些成果，除了要感謝南華大學提供我一個良好的研究環境外，我想我更應該感念我在台大土木工程研究所碩士班就讀期間，我的指導老師徐年勝教授所培養我獨立思考的能力。然而我知道，這一切的一切，賞賜的是耶和華，收取的也是耶和華(聖經：約伯記二章 21 節)。在即將離開校園的這一刻，回眸一撇，心中滿是感激。

最後，謹將本論文獻給過去曾關心我的朋友，以及在背後默默支持我的家人。

許澤宇 謹誌於屏東 2008/01/10

準博士推薦函

本校企業管理系管理科學博士班研究生許澤宇君在本系修業四年，已經完成本系博士班規定之修業課程及論文研究之訓練。

1、在修業課程方面：許澤宇君已修滿36學分，其中必修科目：管理決策理論、統計理論、最佳化理論、作業研究理論、書報討論等科目，成績及格(請查閱博士班歷年成績)。

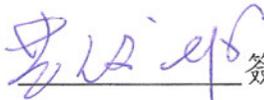
2、在論文研究方面：許澤宇君在學期間已完成下列論文：

(1)博士論文：複雜度觀點下之海洋環境人工棲地佈置設計

(2)學術期刊：

1. Lan, C.H. and Hsui, C.Y., 2006. The Deployment of Artificial Reef Ecosystem: Modelling, Simulation and Application. *Simulation Modelling Practice and Theory* 14(5): 663-675. (SCI Expanded, Impact Factor: 0.474 (2006); EI). ISSN: 1569-190X
2. Lan, C.H. and Hsui, C.Y., 2006. Insight from complexity: A New Approach to Designing the Deployment of Artificial Reef Communities. *Bulletin of Marine Science* 78(1): 21-28. (SCI, Impact Factor: 1.093 (2006)). ISSN:0007-4977
3. Lan, C.H., Lan, K.T. and Hsui, C.Y., 2007. Application of fractals - create an artificial habitat with several small (SS) strategy in marine environment. *Ecological Engineering* (In press) (SCI, Impact Factor: 1.331 (2006); EI) ISSN: 0925-8574
4. Simulating complex landscapes with a fractals-based lattice model: Sensitivity to guidelines on artificial reefs deployment (submit to Journal of simulation)
5. A novel application of the lacunarity index to discern the artificial fractal-based habitats. (submit to Ecological complexity)

本人認為許澤宇君已完成南華大學企業管理系管理科學博士班之博士養成教育，符合訓練水準，並具備本校博士學位考試之申請資格，特向博士資格審查小組推薦其初稿，名稱：複雜度觀點下之最佳化空間佈置：人工棲地設計與應用，以參加博士論文口試。

指導教授： 簽章

中華民國97年01月10日

Title of Dissertation: A COMPLEXITY PERSPECTIVE TO DEPLOY ARTIFICIAL HABITAT IN MARINE ENVIRONMENT

Department : Ph.D Program in Management Sciences, Department of
Business Administration, Nanhua University

Graduate Date : Jan 2008 Degree Conferred : Ph.D

Name of Student : Che-Yu Hsui Advisor : Chun-Hsiung Lan Ph.D

Abstract

We applied perspectives on landscape ecology to propose a spatially explicit model, termed the DARCs (deployment of artificial reef communities) model, to address problems associated with configuring artificial reefs. The deployment of most artificial reefs involves configurations based on engineers' judgments, and the spatial and financial constraints of the system. These designs are often merely plausible and not necessarily optimal. The DARCs model tries to integrate ecological and engineering aspects to replace subjective deployment. The core of this model is based on the ecological concept that species diversity and biomass will increase with increasing habitat complexity. Here, we apply the fractal dimension (FD) to assess the habitat complexity. Moreover, we present a solving algorithm for achieving the maximal fractal dimension under a fixed budget. As regards ecological applications, the proposed model to a case study was performed by considering the dispersal dynamics for a specific conservation policy, and creates an artificial habitat with several-small strategy in marine environment as well. In finally, we applied the lacunarity index as a complementary index, to characterize different spatial patterns that have the same FD value. Indeed, this study not only provide referenced guidelines for ecological engineers in deploying artificial reef programs, but also allow ecologists to explore some of the consequences of the geometrical configuration of environmental variability for species richness in future studies.

Keywords: artificial reef communities, fractal geometry, lacunarity, conservation, landscape ecology

目錄

中文摘要.....	i
英文摘要.....	ii
目錄.....	iii
表目錄.....	v
圖目錄.....	vi
第一章 緒論.....	1
1.1 問題背景.....	1
1.2 研究動機與目的.....	3
1.3 研究架構.....	6
第二章 相關文獻探討.....	8
2.1 國內外人工魚礁現況概述.....	8
2.1.1 台灣人工魚礁概況.....	9
2.1.2 香港人工魚礁概況.....	10
2.1.3 美國及歐洲人工魚礁概況.....	11
2.2 人工魚礁規劃與設置考慮因素.....	12
2.3 人工魚礁佈置設計之原則.....	15
2.4 複雜度及碎形維度.....	17
第三章 佈礁模型之構建與求解程序.....	21
3.1 模型假設與符號說明.....	21
3.2 DARCs 模式.....	23
3.3 逐步演算法.....	25
3.4 數值範例.....	27
3.5 多階段優勢確保演算法.....	32
3.6 盒計演算法.....	35
第四章 人工棲地之模擬與敏感性分析.....	37
4.1 棲地景觀之模擬算例(應用MSPA演算法).....	37
4.2 敏感性分析.....	41
4.2.1 單位礁群購買成本之模擬.....	41
4.2.2 礁體施放方式之模擬.....	42
4.2.3 佈礁運輸成本之模擬.....	44
4.2.4 礁群擴散半徑之模擬.....	45
4.2.5 佈礁計畫預算之模擬.....	46
4.3 討論.....	47
第五章 佈礁模型於生態學上之應用.....	50
5.1 人工棲地決策輔助系統.....	50
5.2 考慮族群動態遷徙模式下之保護區棲地設計.....	55

5.3 SS策略下之棲地設計.....	59
5.3.1 島嶼生物地理學的觀點.....	59
5.3.2 細胞自動機自由鄰域規則的引入.....	61
5.3.3 結果與討論.....	65
第六章 進階棲地結構定量:空隙度指標之引入.....	69
6.1 前言.....	69
6.2 空隙度指標.....	72
6.3 滑動框演算法.....	74
6.4 數值範例.....	76
6.5 討論.....	78
第七章 結論.....	81
7.1 主要研究成果及貢獻.....	82
7.2 建議未來研究方向.....	84
參考文獻.....	86
附錄.....	96
附錄一 盒計演算法之FORTRAN程式語法.....	96
附錄二 特定保育策略下保護區建議長、寬之求解.....	99

表目錄

表 1.1 台灣現有之人工魚礁專利表列.....	3
表 3.1 $d=300$ 公尺之第一回合($\alpha=1$)詳細佈礁設計計算過程.....	28
表 3.2 $d=300$ 公尺情況下之各回合建議佈礁最佳解.....	29
表 3.3 不同模擬相鄰礁群間距之情況下數值案例之建議佈置.....	31
表 4.1 WGS84 及 TM2 系統下之計畫區四個頂點座標.....	38
表 4.2 在 $d=300$ 公尺之情況下，永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之建議佈置(僅列出部分計算過程).....	39
表 4.3 不同模擬相鄰礁群間距之情況下永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之建議佈置.....	40
表 4.4 不同計畫預算下，永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之最終建議佈置決策(僅列出部分結果).....	47
表 4.5 永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之最終建議預算及其佈置決策..	47
表 5.1 永安港外海人工魚礁生態區模擬佈置之詳細結果.....	52
表 5.2 永安港外海人工魚礁生態區模擬佈置決策之快速索引表.....	53
表 5.3 三種不同保護物種之 D 值.....	54
表 5.4 不同模擬相鄰礁群間距之情況下永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之建議佈置.....	57

圖目錄

圖 1.1	不同複雜度之空間景觀格局比較圖.....	5
圖 1.2	本研究架構流程圖.....	7
圖 2.1	人工魚礁生態系統之組成.....	15
圖 2.2	複雜度概念圖.....	19
圖 3.1	透過疊圖之技術以找出下一設計回合之候選位置細胞集合示意圖.....	29
圖 3.2	$d = 300$ 公尺情況下各回合設計之建議礁群佈置圖	30
圖 3.3	數值算例所建議之最佳礁群佈置圖.....	31
圖 3.4	位址細胞鄰域規則.....	34
圖 3.5	盒計法之計算架構圖.....	36
圖 4.1	位於台灣永安港外海之人工魚礁生態區計畫位置圖.....	37
圖 4.2	在 $d = 300$ 公尺之情況下，計畫區經空間離散所得之位址細胞、位址細胞座標、初始佈置位置及遵循八鄰規則所提供之可佈置候選位置示意圖..	38
圖 4.3	永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案最終建議之平面佈置圖.....	40
圖 4.4	購礁成本(C_R)與最佳碎形維度(FD)值及礁群數量(N)之關係	42
圖 4.5	在不同之單位購礁成本(C_R)情況下，相鄰礁群間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)之關係.....	42
圖 4.6	拋放成本(C_L)與最佳解碎形維度(FD)值及礁群數量(N)之關係.....	43
圖 4.7	在不同之拋放成本(C_L)情況下，相鄰礁群之間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)之關係.....	43
圖 4.8	在不同之運輸成本(C_T)情況下，相鄰礁群之間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)之關係.....	44
圖 4.9	運輸成本(C_T)與最佳碎形維度(FD)值及礁群數量(N)之關係.....	44
圖 4.10	礁群擴散半徑(r)與最佳碎形維度(FD)值及礁群間距(d)之關係.....	45
圖 4.11	在不同礁群擴散半徑(r)情況下，相鄰礁群之間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)之關係.....	45
圖 4.12	計畫預算(B)與最佳碎形維度(FD)值及礁群數量(N)之關係.....	46
圖 4.13	在不同計畫預算(B)下，相鄰礁群之間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)之關係.....	46
圖 5.1	不同物種之族群損失率(λ)與保護區邊界條件(ρ)之關係.....	51
圖 5.2	特定保育策略下永安港外海人工魚礁生態區決策輔助系統所建議之平面佈置圖.....	55
圖 5.3	整合族群動態遷徙模式於佈礁模型中以建構人工棲地之架構.....	56
圖 5.4	不同模擬相鄰礁群間距 d 永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之建議佈置圖(部分結果).....	58
圖 5.5	特定保育策略下永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案最終建議平面佈	

置圖.....	58
圖 5.6 人工魚礁棲地組成示意圖.....	61
圖 5.7 網格細胞之鄰域規則.....	63
圖 5.8 結合佈礁模型及演化計算演算法之海洋環境人工棲地佈置設計架構圖..	64
圖 5.9 單島及多島等兩種不同景觀格局之排列比較.....	67
圖 5.10 演化計算演算法之參數設定視窗.....	68
圖 6.1 對一微型景觀操作滑動框演算法示意圖.....	75
圖 6.2 具有相同碎形維度值之空間排列空隙度比較圖.....	76
圖 6.3 不同空間排列型態之空隙度比較圖.....	77
圖 6.4 四個具有相同數目綴塊但空間分佈不同之二維景觀格局空隙度比較示意圖.....	80

第一章 緒論

本研究以最佳化(Optimization)之方法輔以複雜度之觀點探討符合生物群聚之空間景觀格局(Landscape Pattern)設計，並將之應用於海洋環境人工棲地(如常見之人工魚礁)之空間佈置。事實上，人工魚礁的投放在諸多改善漁場環境之方法中，為效果顯著且為最簡便的方式；因此以下首先就人工魚礁設置之必要性及其對生態保育之貢獻作一說明，再針對設置所需考量之因素作介紹，另外研究動機與目的及研究架構亦分述如下。

1.1 問題背景

根據生態學家的研究(e.g. Abelson, 2006)，珊瑚礁(Coral Reefs)及相關之熱帶沿岸生態系統(Tropical Nearshore Ecosystems)對人類之生存具有極為重要之生態意義¹。然而由於人為的破壞及自然的干擾(Natural Disturbances)，世界上之珊瑚不論是在豐富度(Abundance)或多樣性(Diversity)方面皆已面臨長期且嚴重之惡化，特別是在近數十年(參見Richmond, 1993; Grigg, 1994; Hughes, 1994; Hinrichsen, 1997; Abelson, 2006)。為解決珊瑚銳減及沿岸生態系統的破壞，方案之一即是人工魚礁的投放(Bohnsack, 1990; Bohnsack *et al.*, 1991; Seaman and Sprague, 1991; Seaman, 1996; Collins and Jensen, 1999; Spieler *et al.*, 2001)。所謂人工魚礁(Artificial Reefs, 簡稱ARs)指的是將天然或人工結構物投入海中，藉著這些物體之特殊結構，提供海洋生物一個棲息、避敵及索餌的場所；換言之，不論是人工魚礁或珊瑚礁，皆具有吸引及聚集海洋生物之能力；此部份之實證研究亦可廣見於諸多文獻報告之中，例如Rounsefell (1972)、

¹ 因為除了提供人類所需之資源外，更蘊含了豐富的基因庫。

Bohnsack & Sutherland (1985)、Bohnsack (1990)、Ambrose & Swarbrick (1989)、Bohnsack *et al.* (1991)及Collins *et al.*(1991)。此外由於撈補技術的進步，近岸資源已遭過度開採，致使資源量驟減；更由於工業廢水之污染及沿岸地區工程之開發破壞，使得海洋生物之棲息地日益縮減。因此為挽救日益枯竭的沿岸資源，進而增加沿岸漁民之收入，各鄰海國家乃不惜花費鉅資，於適當之沿岸海域投放人工魚礁，藉以達成沿岸資源之復育，以達到增加漁產的目的。

事實上，就以改善漁場環境或復育珊瑚的目的來說，人工魚礁的投放是最簡便的方式，而當前之人工魚礁研究重點則聚焦於人工魚礁之設計(Baien, 2001)。學者 O'Leary *et al.* (2001)認為，人工魚礁的設計包含選址(Site)、材質(Composition)及排列(Arrangement)等三議題；雖然過去曾有學者(e.g. Bohnack and Sutherland, 1985)認為選址是攸關人工魚礁計畫成敗之主因，然 Baien (2001)指出，人工魚礁之設計除了應著眼於選址議題外，諸如人工魚礁之組成(包含不同材質之選用或魚礁模組之設計)及人工魚礁之佈置，亦需加以審慎考慮，若其任一因素有所忽略，將使人工魚礁設置計畫的失敗機率大幅提昇。

而在人工魚礁之選址議題方面²，除了應考量物質環境與生物環境是否適合佈設投放人工魚礁外，更應在社會經濟面與利害關係者間之衝突取得平衡，以使得社會福利最大化。至於在材質及人工魚礁之組成上，目前業已有諸多研究討論³，不同材質之選用，確實分別有其優缺點；此外在人工魚礁之構造設計方面，有的強調其功能性(如抗沉陷)，有些則強調其聚魚性，而由於此項設計極具商業上之價值，因此國內外皆可廣見

² 相關之研究如 Mathews (1985)、Heaps *et al.*(1997)、Kennish *et al.*(2002)等。

³ 相關之研究如 Lok *et al.* (1998)、Seaman and Sprague (1991)、O'Leary *et al.* (2001)等。

多項人工魚礁模組(Module)之設計專利(如表 1.1 所列)。唯在人工魚礁之佈置/排列上，卻無相關之施工規範甚或專利的提出；迄今之研究僅有就設置人工魚礁之礁堆體積、礁堆之高度、礁群之間距等原則性之建議，而無具體之人工魚礁配置(Configuration)方法可依循。

表 1.1 台灣現有之人工魚礁專利表列

編號	公告號	公告日	專利名稱	設計分類
1	1286463	2007/09/11	廢輪胎人工魚礁	組成(單體/模組)
2	200637948	2006/11/01	多孔長條柱狀消波塊單體	組成(單體/模組)
3	M298331	2006/10/01	人工浮動魚礁	組成(單體/模組)
4	200603723	2006/02/01	廢輪胎人工魚礁	組成(單體/模組)
5	00557650	2003/10/11	人工魚礁之改良	組成(單體/模組)
6	00521572	2003/02/21	廢輪胎混凝土潛堤魚礁	組成(單體/模組)
7	00382896	2000/02/21	巨集電桿魚礁	組成(單體/模組)
8	00382895	2000/02/21	水泥電桿魚礁	組成(單體/模組)
9	00259937	1995/10/11	人工魚礁定性基座	組成(單體/模組)
10	00224566	199//06/01	人工魚礁之鐵模改良構造	組成(單體/模組)
11	00211832	1993/08/21	消波塊之人工魚礁	組成(單體/模組)
12	00105636	1988/11/11	人造魚礁	組成(單體/模組)

備註：1).資料來源為中華民國專利資訊網(<http://www.twpat.com/webpat/>)，2007
2).表中之設計分類係依據 Baien(2001)對人工魚礁之設計所進行之分類

1.2 研究動機與目的

根據前述，人工魚礁之佈置(排列)設計問題確實是刻不容緩之議題，而佈置設計之主要訴求，應朝向能提出一科學、可量化且兼具可操作性(Manageability)之方法著手。不論如何，在礁體型式、材質及場址選定後，最後之施工階段則是將這些魚礁礁體投入所計畫之場址內，雖然只要在適當之地點及時間投放必定會有效益⁴，但根據近年來景觀生態學

⁴ 在效益評估方面，依據佐藤修(民73)的研究，投放每立方公尺的人工魚礁平均可造成1.837立方公尺的有效漁場，而每1立方公尺之人工漁場較一般未投放之漁場每年可多增加10公斤之漁獲量。另外根

(Landscape Ecology)之理論及實證，不同之佈設型態對於生物之群聚會有程度上不同之影響；然而怎樣的設計才屬於較佳之設計⁵，亦即在有限的資源投入下(如資金)，所佈設之人工魚礁可具有邊際利益之產出，此方面之理論研究應可說是人工魚礁佈置設計問題之核心。

因此本研究擬就邊際複雜度之觀點設計人工魚礁之佈置(Deployment)，因為根據生態學家研究天然礁與魚類族群的關係後指出，複雜度(Complexity)對魚礁之設計著實是一重要的考量。因為基本上，對天然礁而言，其複雜度越高，魚類種數與族群數量越高(Bohnsack and Sutherland, 1985; Abelson and Shlesinger, 2002)；此外，棲地中的複雜度、食物、掠食者數目亦與幼魚的存活率有關(Carr and Hixon, 1995)；Ogawa(1982)亦曾指出，棲地構造之複雜度越高，則魚群的密度越高。這些研究再再都顯示出當棲息地之複雜度越高，生物種類之差異性及生物量越高。因此，魚礁礁群(生態系統)之佈置規劃應朝棲地複雜度著手。

至於上述所討論之棲地複雜度(Habitat Complexity)，根據Baien (2001)的說法為：係指人工魚礁模組(Module)本身或人工魚礁礁群(Artificial reef communities)間之交互作用(Interactions)所致⁶。雖然諸多學者(Shulman, 1984; Helvey and Smith, 1985; Gorham and Alevizon, 1989; Hixon and Beets, 1989; Bohnsack, 1990; Charbonnel *et al.*, 2002; Sherman *et al.*, 2002)皆提出複雜度為一影響生物群聚之重要因素，唯近年來針對複雜度進一步之研

據White (1990)的研究，則指出每年每立方公尺的人工魚礁應可增加16~20公斤之漁獲量；國內學者歐錫祺(民81)的研究則為每立方公尺可增加約13公斤之漁獲量。

⁵ Milon *et al.* (2000) 曾說，人工魚礁之設計應考量成本與效益間之關係，也就是在設計上應進行 Cost-benefit 分析。他們進一步舉例說明：「若以礁體體積為定量棲地之最適指標，則以最小成本之設計為較佳」。

⁶ 換言之，棲地複雜度包含礁體模組複雜度(Module Complexity)及空間複雜度(Spatial Complexity)等兩類。其中礁體模組複雜度則包括礁體表面孔隙大小、結構空間型態以及礁體內部之空間配置等參數之討論(詳Abelson & Shlesinger, 2002)；至於礁群間之交互作用指的則是因其在空間之排列位置的不同所造成對生態過程之影響，此亦即棲地系統之空間複雜度的概念。然而Bohnsack (1991)指出，由於這些因素都會分別對生物群聚有所影響，因此很難直接將其影響層面加以量化比較。

究主要仍著眼於魚礁單體模組之設計上(亦即僅考慮礁體模組複雜度);即便有針對空間複雜度對生物群聚之探討,卻仍僅限於定性間之討論(如Abelson and Shlesinger, 2002),而未有最佳化棲地景觀格局等概念之研究。因此本研究的目的首要為利用空間複雜度的觀念,配合Bohnsack & Sutherland (1985)所提之礁群間距之建議,在成本預算與環境參數之考量下,建構一空間顯式數學模型,以最佳化之方式探討人工魚礁礁群之佈置。具體來說,若景觀格局之複雜度以碎形維度值(進一步之討論參見 2.4 節)衡量,則依據Li(2000)之模擬結果(如圖 1.1 所示),複雜度最高之景觀格局應是礁群「均勻佈滿」整個系統(即圖示之Regular Pattern),而在相同資源(即礁群個數固定)之情況下,複雜度較低之佈置景觀格局呈現聚集叢聚式(Aggregated Clumped)景觀(即圖 1.1(d)所示);然而若在資源有限之情況下(即現有預算成本考量下無法購得佈滿整個系統之礁體數量),最佳(最高空間複雜度)之佈置景觀格局應該如何呢?

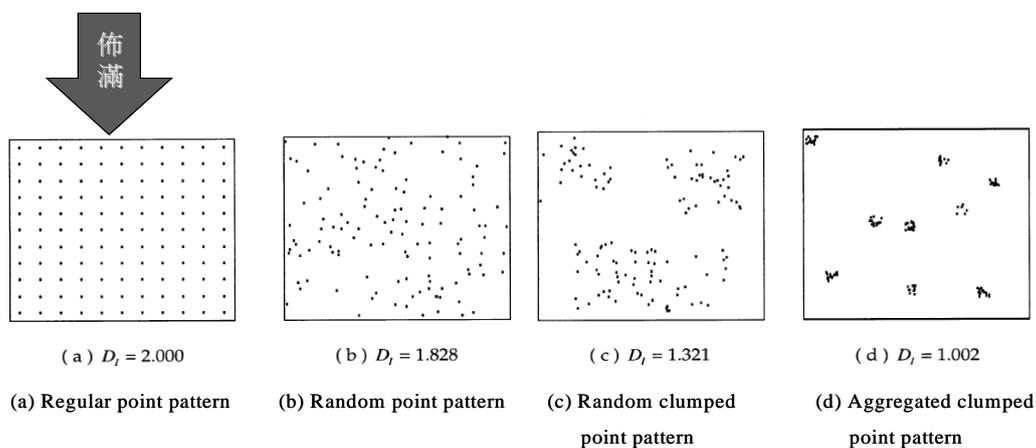


圖 1.1 不同複雜度之空間景觀格局比較圖。本圖之景觀格局複雜度以碎形維度值(如圖示之 D_f)衡量,碎形維度值越高者表示複雜度越高

資料來源:修改自 Li (2000)

此外本研究並針對所提出之佈礁模型發展出一啟發式之演算法以利計算求解;並在不同物種保育的政策考量下,配合學者 Buechner (1987)

及 Stamps *et al.* (1987)所提出之族群動態遷徙模式(Dispersal Dynamic Model)以建構出在不同物種保育區內之建議佈置，以提供工程設計人員於設計人工魚礁礁群佈置時之參考依據。

1.3 研究架構

本研究首先回顧工程上人工魚礁佈置設計所考慮之原則，配合生態學家之觀察，以成本效益為考量建構一最大化棲地空間複雜度之人工魚礁礁群佈置模式，並提出其求解演算法(詳第三章)。在第四章中，則以一完整數值算例具體描述佈礁問題之求解過程；此外並針對實務佈礁工程之環境參數進行敏感性分析，以提出設計階段所應考慮及遵行之方針。接著在第五章中配合學者 Buechner (1987)及 Stamps *et al.* (1987)所提之族群動態遷徙模式，提出一特定保育策略下之建議佈礁決策；此外本研究亦討論在 Several Small (SS)策略下之多島格局礁群佈置。在研究之末章，則探討另一量化棲地景觀格局之指標(空隙度)，以進階分類區隔本研究所提出之定率式碎形棲地。最後總結本研究之貢獻及說明未來之研究方向則列於第七章。簡言之，本研究主要之章節架構可羅列如下。

- (1)研究動機與問題背景；
- (2)相關文獻回顧(包含國內外人工魚礁現況概述、人工魚礁規劃設置考慮因素、人工魚礁佈置設計之原則及有關複雜度及碎形維度等議題)；
- (3)佈礁模型之建立與求解(包含有模型建構、逐步演算法、多階段優勢確保演算法及盒計法)；
- (4)人工棲地之模擬與敏感性分析；
- (5)佈礁模型於生態學上之應用(包括人工棲地決策輔助系統之建立、考慮族群動態遷徙模式下之保護區棲地設計及 SS 策略下之棲地設計)；

(6) 進階棲地結構定量：空隙度指標之引入；

(7) 結論與建議。

至於整體研究架構流程圖請參閱圖 1.2。

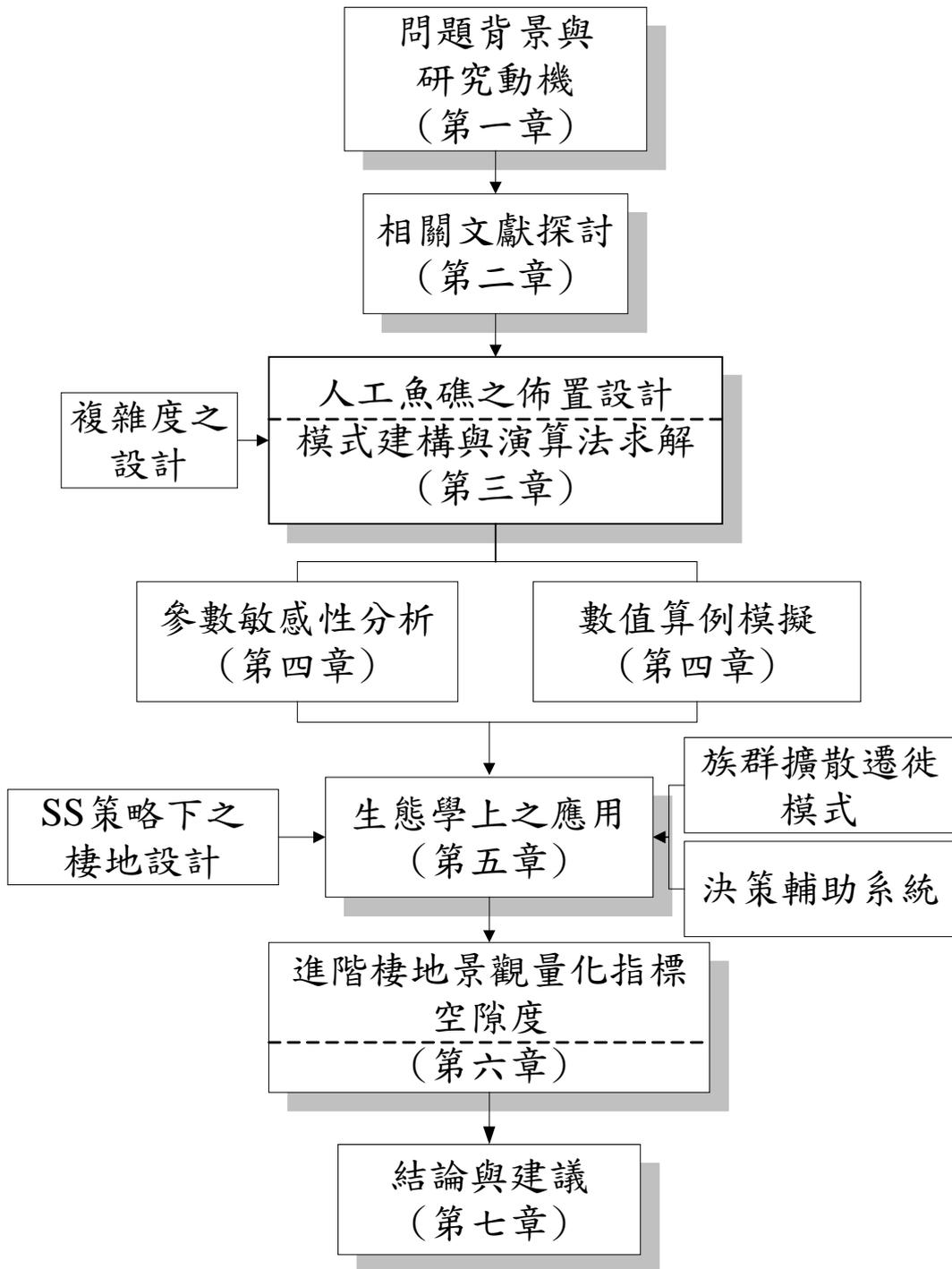


圖 1.2 本研究架構流程圖

第二章 相關文獻探討

本章首先整理國內外之人工魚礁設置現況，並對人工魚礁之規劃及設置所需考慮因素與其佈置設計之原則作介紹，最後針對本研究用以進行人工魚礁之佈置設計之複雜度及碎形維度概念進行相關文獻之探討。

2.1 國內外人工魚礁現況概述

人工魚礁的歷史源遠流長，在晉朝的古籍「爾雅」一書中就有漁民投樹枝、石塊於海中誘集魚類，然後聚而捕之的記載，這是人工魚礁的原始形式。近代人工魚礁建設逐漸發展成一種產業，一般傾向認為始於日本。二次大戰前的規模較小，後來由於遠洋漁業發展急速，沿海漁業因而停滯不前，日本政府乃開始大力推行人工魚礁計畫，包括投石、爆破岩礁、投放水泥礁及廢船等。從 1952 年起，正式實施五年計畫，擬定政策，大量構築水泥礁體，在 1952~1961 年間共投資十四億八千多萬日圓。1962~1970 年間投資八十九億五千多萬日圓(邵廣昭，民 68)。到 1976 年，由於世界各國將經濟水域擴張為二百海浬，日本更急於對其沿海漁場擬定長期開發整備計畫，從 1976 年起的七年中投資二千億日圓，從事魚礁漁場、增殖場、養殖漁場的設置以及漁場環境的維護措施。其中每年均投資數十億於水泥魚礁之構築和投放方面。此外，日本並於 1975 年頒佈了「沿岸漁場整修開發法」，使人工魚礁的建設以法律的形式確定下來，保障了產業的持久發展。

現今在世界各地諸多沿海國家都有投放人工魚礁，在亞洲有中國、臺灣、日本、韓國、馬來西亞、新加坡、印尼、菲律賓、泰國、印度；

歐洲有英國、法國、義大利、德國、葡萄牙、荷蘭、芬蘭、羅馬尼亞、波蘭、俄國、土耳其、希臘；美洲有美國、墨西哥、加拿大；大洋洲有澳大利亞等。可見，在近海設置人工魚礁的做法在世界沿海國家中已相當普遍。這種趨勢的形成，與 70 年代以來國際海洋管理體制的變化和人類對海洋生態環境的保護意識不斷加強有密切關係。

由此可知，設置人工魚礁改善漁場環境培育資源，已是國際上傳統漁業國家，所採行積極有效的手段。以下將就台灣、香港、美國及歐洲之人工魚礁發展概況說明如後。

2.1.1 台灣人工魚礁概況

根據文獻之記載(邵廣昭，民 68)，台灣人工魚礁最早見於屏東、林邊一帶，係光復初期當地縣政府在林邊外海設了 358 個空心水泥礁，結果該區延繩釣及一支釣漁獲增加甚多。民國五十九年農復會(即現今農委會)亦曾在苗栗外海，後龍、泊地一帶投放少數人工魚礁，據當地水產股報告，魚類有顯著增加現象。民國六十二年由於近沿海漁業資源日益減少，遠洋漁業發展受限，政府乃在加速農村經建計畫中，增列設置魚礁、培育資源之工作。

計畫執行初期從六十二年七月至次年六月，漁業局委託私立中國文化學院負責地點勘察工作，是為魚礁工作有試驗調查性質的開始。從六十三年八月起，魚礁規模日益擴大。中央研究院動物研究所接受農復會委託，負責投放地點之勘察與效果調查的工作，藉完整與科學化的調查，客觀評估魚礁投放的經濟效益，期使台灣設置魚礁的工作能正確推動。過去所投放過的各種礁體包括廢胎、廢車、汽油桶、浮竹筏、廢船、廢電線桿、廢軍艦及鋼筋混凝土礁等，投放地點也遍及沿海縣市十八個不

同的地區；迄民國 90 年為止之統計資料(朱承天，民 90)，台灣地區沿近海域共計設置人工魚礁區 79 處，製作投放各型人工魚礁十六萬六千三百七十二座，對漁場的更新改造、防止漁場老化及提高沿近海域之基礎生產力，確已發揮明顯助益。

2.1.2 香港人工魚礁概況

根據調查指出，香港的漁業資源已到了過量開發的地步(ERM, 1998)。高價魚愈來愈少，現存的多是體型較小而價格較低的魚。在現時的捕撈壓力下，重建香港漁業是一項重大的挑戰。因此香港漁農自然護理署(Agriculture, Fisheries and Conservation Department，簡稱 AFCD)於 1995 年 7 月宣佈撥款港幣一億零八佰萬元，進行為期五年的人工魚礁計畫(Wilson *et. al.*, 2002)，旨在增強香港漁業的繁衍和促進香港海洋生物的多樣化，而專責推行這個計畫的人工魚礁科亦於 1996 年 6 月成立。合計該計畫連同其他設置項目共投放 168,700 立方米的舊船、混凝土、礦石和輪胎人工魚礁。因為人工魚礁已被公認有促進大量不同種類的海洋生物的繁殖和成長能力，因此，透過人工魚礁之設置以促進漁業資源是一個極佳的方法，尤其適用於增加岩岸魚類，因牠們多受到香港四周海床平坦、生態環境的限制而影響其數量和種類。AFCD 的人工魚礁計畫是分兩期實施的。第一期計畫是在現有的海岸公園範圍內設置人工魚礁，而第二期的計畫，則在海岸公園範圍以外的地點設置。

第一期計畫已經在 1998 年初開始，20 艘經過小心處理的舊船已沉放於海下灣及印洲塘兩個海岸公園內作為人工魚礁。在同年七月至九月期間，在上述兩個海岸公園的八處地點設置了 216 座輪胎魚礁。於 1999 年九月在印洲塘海岸公園的兩處地點佈設了 131 座混凝土魚礁組件包括球

狀魚礁和 8 座礦石魚礁。第一期的計畫亦告完成。

在海下灣及印洲塘兩個海岸公園內設置人工魚礁區不久，已有充分的證據顯示它們已開始達到預期的目標。所有設置好的人工魚礁表面都長滿大量的無脊椎動物，品種包括藤壺、貝類、管蟲、苔蘚和被囊等。多種高價魚的幼魚已建立顯著之群聚，包括六種鯛魚及三種細鱗頭鱸魚；此外亦有少量的石斑幼苗和大魚已在若干人工魚礁區定居，且已有超過 130 種魚類出沒的記錄(Wilson *et. al.*, 2002)。

另外，AFCD 亦針對第二期設置人工魚礁的地點及管理策略進行為期一年的「人工魚礁敷設研究」，並就研究所得的建議進行了廣泛的諮詢。該研究計畫案之建議為在外牛尾海及大灘海的水域設置人工魚礁，並劃定為禁止捕魚區。魚礁之設置工作已於 2001 年九月展開，並於 2005 年完成，共計投放總體積為 125,820 立方公尺之人工魚礁。

2.1.3 美國及歐洲人工魚礁概況

根據 McGurrin 等(1989)對美國佈設人工魚礁歷史的調查，美國的人工魚礁的歷史也可以追溯到 1830 年代之南卡羅來納州外海，人們利用砍下的樹木(Log)投入水中來誘集一些魚類。此後 1916 年到 50 年代，民間的一些釣魚協會或俱樂部亦不斷自力斥資在其沿岸投放各種魚礁來增進遊釣事業。直到 1955 年起，才有許多地方性漁會組織設置較小型的魚礁來增進當地的漁產量，然由於他們缺乏州和聯邦政府的技術協助，因此多半都半途而廢，無法得到最大的效果。而在 70 年代政府當局才開始有正式從事人工魚礁的相關研究工作，其中 Randall(1963)、Turner(1970)及 Stone(1974)等人作過許多試驗研究，皆證實人工魚礁確有增進漁業資源

的功效。因此在近十年來許多州的政府開始有設置魚礁的計畫，並正式向國會提出議案，將人工魚礁設置計畫列入立法，有計畫地大規模推動。以南卡羅來納州來說，1973 年的人工魚礁計畫是海洋資源處之漁業管理計畫之一，至 1996 年已沿著南卡羅海岸建設有 38 處人工魚礁，其位於水深 9~110 呎，並且從近岸設至遠離海岸 35 英哩之離岸；至於所設置之人工魚礁大小規模小至個別單獨之礁體投放，大至可到一堆為 1 平方英哩之面積大小。在投放之場址選擇上，則皆投放於平坦之砂質底床，並考量使用者進入之方便性，該投放人工魚礁之區域大抵皆利用浮標明確標示出該特定區域，以避免可能之衝突發生。

至於歐洲之人工魚礁則肇始於 1960 年代後期摩洛哥(Monaco)為保育之目的而投放(Allemand *et al.*, 2000)，迄今，歐洲已投放超過 150 處之人工魚礁 (Jensen, 2002)。另外廣為人知之歐盟人工魚礁研究計畫發起則為芬蘭、法國、希臘、義大利、葡萄牙、西班牙、紐西蘭及英國等八個國家(Jensen *et al.*, 2000)，對歐盟投放人工魚礁之國家來說，其優點即為成立研究團隊並以合作的方式換取經驗(Jensen, 2002)，這點或許是其它地區國家所應仿效的。

2.2 人工魚礁規劃與設置考慮因素

良好的人工魚礁必須能提供適當的生態環境，如底棲生物固著的介質、結構體能增加水的流動路徑及擾動，以造成水中溶氧提高、形狀上能增加遮蔽物以逃避敵害之機率等，並同時能滿足海洋生物鍊形成之過程。因此在人工魚礁規劃之際，就人工魚礁工程觀點來說，首要考慮因素為投礁場址之地質狀況，因此因素與投放於海床後之工程穩定性，尤其是投放後礁體之傾倒、沈陷、甚至掩埋等機制息息相關；此外魚礁於

底床是否有足夠之固著力（抗流失¹）及魚礁投放過程因碰撞海床或降落中之魚礁直接撞擊其他已投置之魚礁之碰撞分解(抗碰撞分解²)皆須一併考慮。而就海洋生物觀點而言，魚礁表面若有附著性生物（如藻類、腔腸、海綿等無脊椎動物）之附著生長，一般而言，因可提供幼魚良好的棲地環境，包括食物來源、增加溶氧、增加遮蔽物及減少海域底質之劇烈變化等，常會造成海洋生物資源茂盛，漁獲量也相對較大。此外人工魚礁附著大型海藻亦具有提高魚礁聚魚及生產力效果，然海藻大都為機會性海藻(Opportunistic Algae)，因此需注意藻類生殖細胞固定釋放之時間，否則易有錯失附著的時間問題。另外，魚礁的洞穴結構及表面附著生物造成孔隙，是底棲魚、貝、介類及仔稚魚棲息避敵之場所。而藻類之附著面積若越大，越易吸引浮游生物及小魚覓食，再吸引大魚在礁區附近圍繞。綜合上述，人工魚礁之規劃以海洋生物之觀點言，除須考慮魚礁之形狀、表面積及材質外，投放之時節，礁群之配置是否可以迫使海流改變流場形成渦流而吸引魚群之聚集，亦皆不容忽視。

至於在人工魚礁之設置方面，首要是設置地點之考量，此即選址(Site)議題。Chang (1985)認為，欲發揮人工魚礁之功能極依賴適當地點之選擇，Kuwatani(1982)及 Ogawa (1982)甚至更主張場址決定之優劣更勝於礁體之設計。許多學者如 Walton (1979)、Bohnack & Sutherland(1985)指出，有些人工魚礁投放後之效果不彰，乃是因為投放地點的選擇錯誤。因此，人工魚礁的投設是否對魚群量或者生物質量有所改進，其投放地點的選擇應是不可忽視的一環。一般而言，礁區的規劃與設置地點應考量的條

¹ 由於魚礁座落於海底會受到波浪及海潮流之聯合作用，如果魚礁設計不當，則有可能在颱風來襲時流失。因此任何魚礁製作前均應以未來投放海域可能遭受到最大颱風浪海象條件下進行設計。

² 人工魚礁投放時係以吊鉤吊到預定海面上脫鉤或以堆高機堆放船舷後推出掉落海底。無論何種方式，魚礁衝擊到海底或其他魚礁時都會產生3~5倍自重之巨大衝擊力（黃材成，民84），如果設計不當則會因碰撞而分解。為安全考量，一般採用5倍自重作為設計之依據（黃材成，民84）。

件包括：

- (1) 設置的地點是否已有天然礁?而天然礁與即將設置的人工魚礁之配合度如何?學者 Yoshimuda & Masuzawa (1982)認為，人工魚礁投放的地點應至少需距天然礁 600 公尺，Turner (1970)甚至主張最好相距半海哩(約 900 公尺)以上為佳。
- (2) 海域的底質、海水潮流、波浪狀況亦為投置礁體地點所應考量的重要因素。若底質顆粒粒徑太細，如沉泥或細砂與沉泥混合的底質，則易造成礁體沉陷，最後導致被埋沒，因此邵廣昭 (民 77)指出，海床以平坦寬闊，底質較堅實之海域最為適宜。然而尚需注意，倘若該海域之海流、波浪狀況為較強的情況(如流速超過 1.5 節³)，則底質顆粒粒徑縱使為粗砂或石礫，也有被掩埋的可能。
- (3) 就投放場址之深度言，Nakamura (1982) 認為 10~100 米的水深皆可投放人工魚礁；Fast & Pagan (1974)認為魚礁投放水深最好不要超過 20 米；邵廣昭 (民 77) 指出適合投礁之水深約為 20~30 米之間。
- (4) 當地之漁業狀況為何，最好能配合礁區作業之漁具漁法，有效防範漁網漁具發生糾纏、掛鈎等情事發生，以維持魚礁正常功能。若當地是以拖網為主，則需審慎考量魚礁設置地點應盡可能避開漁民作業區域，以避免掛網後造成礁體效益受損與糾紛。
- (5) 海域受污染的情況，如設置地點是否受到陸源水所帶來的重金屬污染等。

此外，Nakamura (1985)在進行魚群行為之觀察時發現，人工魚礁所產生之渦流會造成附近海域水壓的變化而形成緩流域，進而吸引魚類棲

³ 1節(knot)=1海哩/小時，又1海哩為1853公尺，因此1.5節之流度約等於時速2.7公里。

息於此區域；因此一般認為，所設置之人工魚礁在海流作用下所產生的渦流，亦是吸引魚群聚集之主因之一 (Sawaragi *et al.*, 1984)。然受限於實場系統之複雜性，如何佈置人工魚礁可形成效益最佳之流場迄今仍無定論。僅有概念性之佈置原則，例如礁群之間距或礁堆體積規模等(詳下節之討論)。

2.3 人工魚礁佈置設計之原則

在談到人工魚礁之佈置設計之前，首先要了解人工魚礁生態系統之組成，Bohnsack & Sutherland (1985)認為，人工魚礁生態系統之組成，應包含數個人工魚礁礁群(Artificial Reef Communities, 簡稱 ARCs)，而礁群內則包含數堆(Blocks)人工魚礁，至於每堆人工魚礁內包含多座人工魚礁之礁體(Unit/Modules) (詳圖 2.1)。

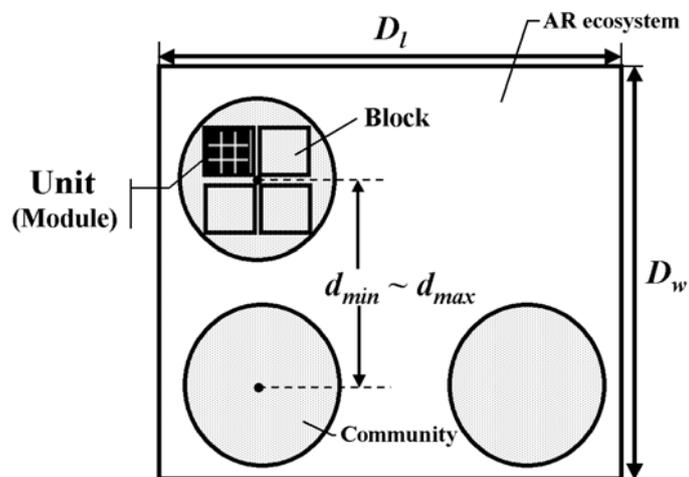


圖 2.1 人工魚礁生態系統之組成。圖示之符號 D_l 及 D_w 分別表示該人工生態系統之長寬，而該系統係由數群人工魚礁礁群(ARCs)所組成；對任一礁群而言，其又包含數堆人工魚礁礁堆(AR Blocks, 或簡稱 ARBs)，任一礁堆通常則由數十至數百顆之人工魚礁單體模組(Modules)所構成。此外，由任一礁群之中心點至鄰近礁群之中心點距離稱為兩相鄰礁群間距(Adjacent Distance)，以符號 d 表示；至於該間距所允許之範圍則介於 $d_{min} \sim d_{max}$ 之間。

而上述魚礁的佈設方式關係到魚礁的效益，魚礁的排列若太過零星分散，會使魚類缺乏隱密的場所，導致魚礁效果不彰。一般而言，魚礁的佈設可概分為水平均勻排列或成堆投放兩種方式；根據國內外學者的研究，影響聚魚之效果有魚礁堆放之高度、魚礁堆放之面積、魚礁堆之體積、每堆魚礁堆之礁體個數及每堆礁堆間之距離或每群礁群間之距離等。茲將目前文獻有關人工魚礁佈礁原則詳列如後所示。

- (1) 魚礁堆放之高度：有些學者認為魚類會被礁體之垂直高度所吸引；亦即高礁堆之下層可聚集底棲性魚類，而上層則可誘引表層迴游性魚類(張崑雄，民 65)。Fujii (1982)指出，礁體高度達水深的 1/10 即可，而日本有將魚礁堆放到 10 公尺高的記錄，但效果並不好(Ogawa, 1982)，而根據 Yoshimuda (1982)及 Ogawa (1982)之研究指出，魚礁之高度以 3~4 公尺為較適合，Downing *et al.* (1985)亦認為堆放之高度約 3~4 m 最好；另根據 Grove *et al.* (1991)之研究報告中認為，對迴游性魚類而言，建議礁體之高度至少須為水深之 10% ，台灣則尚未對礁體高度對魚礁效益之影響有相關之研究。
- (2) 魚礁堆放之面積：礁體在海底堆放之範圍會影響魚礁效果的好壞，Rounsefell (1972)曾指出，若要維持一平衡之生態系，則魚礁須至少有 25,000 ft^2 ~50,000 ft^2 ；而 Yoshimuda (1982) 則認為面積越大，聚魚效果越佳，因此魚礁佈設面積應越廣越好。然用魚礁佈滿一整個區域，不但須耗費大量魚礁，在有限的礁體資源下，其佈設面積亦無法大量的增加，因此理想之方式為成堆投放，並且堆堆相隔，以形成範圍廣大之魚礁區(Grove and Sonu, 1985)。
- (3) 魚礁堆之體積：目前多採用將所有魚礁分成數堆投放之方式進行，然如何決定每堆的大小卻無一定的準則可依循。Ogarwa *et al.* (1977)認為

礁堆的大小從 400m^3 到最大的 4000m^3 皆能增加其生產量；Rounsefell (1972)則指出，人工魚礁設置之體積至少要有 5700m^3 才能維持生態系統之平衡；Yoshimuda (1982) 發現礁堆不分大小皆能提高單位面積生產量，然而礁堆越大，越能吸引魚類。不過，若依這項原則將所有礁堆投放於同一點，卻會造成魚礁分佈面積窄小，以及因為魚礁下層太封閉導致魚礁效益無法充分發揮，而造成資源的浪費。

(4)每堆(Block)間及每群(Community)礁群間之距離：依 Bohnsack & Sutherland (1985)之建議，若由數個魚礁形成一堆，則每堆間之距離應為 50~100 公尺；10~20 堆所形成之群與群(Communities)間則距離 300~500 公尺。

2.4 複雜度及碎形維度

根據學者 Cadenasso *et al.* (2006)之見解，複雜度可以分成空間複雜度 (Spatial Complexity)、時間複雜度 (Temporal Complexity) 及組織複雜度 (Organizational Complexity) 等三個層面加以討論，其中空間複雜度討論空間之異質性，至於組織複雜度則強調組織之功能性 (Functional)；本研究則僅著重於空間複雜度之討論。雖然 Bohnsack (1990)曾定義棲地之空間複雜度為：「在所定義之空間尺度下，物體之空間排列形式及對應量」，然而這樣的定義並不够具體且無法在實務上加以應用，因其僅是一個被假設的概念而沒有量化的定義 (Bohnsack, 1990)。因此仍須有進一步之指標來量化衡量複雜度之大小。

根據研究，目前在複雜度方面有四項指標被提及，分別為 "vector dispersion" (Carleton and Sammarco 1987), "chain and tape" (Connell and

Jones 1991), "consecutive substratum height difference" (McCormick 1994) 以及 "fractal dimension" (Morse et.al. 1985, Sugihara and May 1990)。Beck (1998) 曾比較過上述四項指標，其認為碎形維度(Fractal Dimension)在生態學上之應用具有較佳之效果；此外 Myint & Lam(2005)更進一步具體指出，空間排列之複雜度或空間異質性可以利用碎形維度此一指標來量測，當碎形維度值越大則表示空間結構具有較大之複雜度 (Kostylev *et al.*, 2005)。因此，本研究採用碎形維度為衡量棲地系統之複雜度指標，並為建構佈礁模型之目標函數。

事實上，碎形幾何學是近幾年新興的一門數學分支，其在渾沌動態系統(Chaotic Dynamical System)中佔有很重要的地位。碎形(Fractal)是一種數學概念，揭露自然界中潛藏的規則性，以描述自然界的不規則物體在不同尺度下複雜結構的幾何形狀(Mandelbrot, 1983)。在數學上，碎形維度具有相當嚴謹之定義，例如其在空間或時間尺度上需滿足嚴格之自體相似(Self-Similarity)，然嚴格之自體相似僅僅只能由理論之碎形曲線，如 Koch 曲線中得到(Sugihara and May, 1990; Schroeder, 1991)，自然界之現象卻常是缺乏該特性。Normant & Tricot (1993)認為，在空間複雜度之分析上，統計上之自體相似性並非是必要的條件，因此在應用上大都採用近似的或統計意義上之自體相似性。而碎形理論除了前述之自體相似性特徵外，更具有非整數型維度之特徵(Mandelbrot, 1975)；而由於其具有描述空間、時間尺度複雜度之特性，因此目前已廣泛應用於工程、財務、醫學、生物、都市規劃等方面(相關之研究可參見 Loehle, 1990; Hung *et al.*, 2002; Lauren, 2002)。

而在生態領域空間分析方面，Kunin (1997)認為碎形是描述自然界景觀格局的有效指標，因為自然的群聚(Natural Communities)現象，皆可以

碎形來檢驗。不同的碎形維度值很可能意指不同影響生態過程尺度之格局 (Patterns) (Krummel *et al.*, 1987; Turner, 1989)，如果碎形維度值在某一尺度域上不變，那麼該景觀在這一尺度範圍可能具有結構之自相似性；若碎形維度值會隨著尺度域的改變而改變，則這些變化的轉折點有可能指示該景觀格局具有等級結構(Sugihara and May, 1990; Milne, 1991)。此外雖然碎形理論看似抽象難懂，然學者 Sugihara & May (1990)認為，碎形維度的概念及操作卻是相當容易且直覺(操作計算部分請參見本論文 3.6 節所述)。以圖 2.2 為例，當以碎形維度值衡量曲線之複雜度來說，圖 2.2(c) 之 Brownian 時間序列曲線具有較(a)-直線-為高之複雜度，根據 Sugihara & May (1990)之見解，複雜度之大小乃反應當所量測之尺度改變之時所量測而得之長度改變之速度(The complexity of shape is reflected in the speed with which apparent length changes as measurement scale changes)。因此對於複雜度較高之曲線(如圖 2.2 (c)示)，其所量得之曲線長度較易受衡量尺度之影響而改變，因此具有較大之碎形維度值 (For larger values of D , length changes faster because the curve is more complex)。

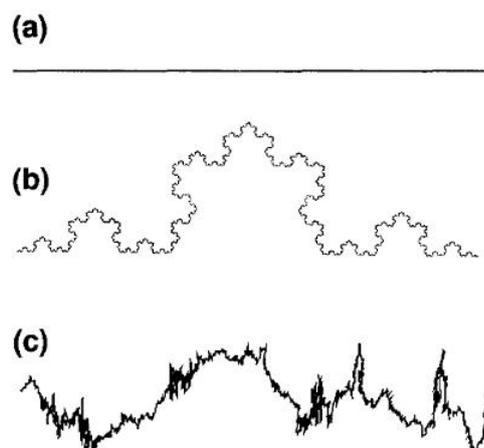


圖 2.2 複雜度概念圖。較高之碎形維度值(以 FD 表示)具有較高之複雜度，(a) 直線($FD = 1$)；(b) Koch 曲線($FD = \log 4 / \log 3$)；(c) Brownian 時間序列曲線($FD = 1.5$)

資料來源: Sugihara and May (1990)

在計算碎形維度值方面，最常見且廣被採用之方法為盒計法 (Box-Counting Method，簡稱 BCM) (Alligood *et al.*, 1996; Buckzkowski *et al.*, 1998)，利用該法計算求得之碎形維度或稱為盒計維度 (Box Counting Dimension)，該維度值乃數學上碎形(Mathematical Fractals)維度值之近似。此外由於盒計法之基礎乃建立於自體相似維度(Self-Similarity Dimension)上，因此具有可應用於缺乏嚴格自體相似(Strict Self-Similar)性質時之優點 (Morse *et al.*, 1985)，換言之，盒計法是屬於較適合表現空間分布特性的方法。與其他計算方法，如步進法(Dividers method)、面積周長比例法(Area-Perimeter Methods)或變異元法(Variogram)等方法相比較，則因其它方法較無法區分出空間之特性，故在本研究中不列入考量。



第三章 佈礁模型之構建與求解程序

由前述魚礁佈置及複雜度之文獻回顧，本章將利用生態學家對天然礁之觀察假設(即空間複雜度之觀點)並配合經濟效益面之考量，建構一模擬天然礁排列型態之人工魚礁礁群佈置模型，並提出相應之求解演算程序以具體討論魚礁佈置(排列)議題。

3.1 模型假設與符號說明

假設

本研究首先假設計畫區之場址(Site)、計畫區之規模大小為已知，且計畫區之形狀為一矩形空間；換言之，本研究並不考慮選址等議題，而僅就選址後之礁體排列位置進行討論。第二，前述之礁體排列位置在本研究中僅考慮二維平面佈置而不考慮三維立體空間之佈置¹。第三，本研究之佈置尺度以礁群 (ARCs)為主²。第四，對任一所佈設之礁群而言，假設其組成及材質皆相同；亦即任一礁群包含有相同數量相同大小之魚礁模組³(Modules)。第五，為有效解決後續佈礁之演算過程，本研究假設在人工魚礁生態系內，相鄰之可佈置網格不論橫向或縱向皆具相同之網格距離。第六，運輸成本為距離之線性遞增函數；此外本研究並不考慮

¹ 其原因有二，一則由於三維立體之建議最佳佈礁位置或許可能造成施工之不易達成，例如在垂直方向上有些礁體位置並未接觸海床而是懸空之情況；此外，由於學者(e.g. Fujii, 1982)建議魚礁堆放之高度以水深的1/10即可，因此對平均水深為20餘公尺之台灣西部沿海而言，僅需佈置單層人工魚礁即可。

² 雖然就以生態之觀點成堆之佈置有諸多之理由，然而對工程師而言，選擇礁群為佈置之尺度主要有兩個原因。第一，在實務上魚礁投放之準確度係與成本為取捨(accuracy and precision in placement is a cost tradeoff in practice)，因此選擇礁群為佈置之基本單位在計畫內成本之控管上顯得較為有利。第二，單一魚礁模組之投放常易受海流之影響，因此常無法確保其實際之拋放位置與規劃之點位相吻合，是故本研究以礁群為佈置之單位。

³ 以生物學家之觀點言，我們在此亦假設任一礁群包含有一類以上不同之魚礁模組。

港口至計畫區場址之距離，該部分之成本已先行自預算中扣除，視為沉沒成本(Sunk Cost)，簡言之，運輸成本考慮的僅是計畫區內因佈置所移動之距離的成本。

符號說明

FD : 計畫區之碎形維度值

b : 計畫區長寬被切割之等份數，亦即長寬皆被切割成 b 個網格(盒子)

$C(b)$: 內含有被佈置之礁群之網格(盒子)數

TC : 計畫之總成本

C_T : 運輸成本

C_L : 魚礁之堆放(或吊放)之成本，本文之研究尺度以礁群(ARC)計

C_R : 魚礁之購買成本，本文之研究尺度以礁群(ARC)計

B : 計畫預算

d_{\min} : 相鄰礁群允許之最小間距，其中 $d_{\min} \geq 2r$ ，表示任兩礁群互不重疊

d_{\max} : 相鄰礁群允許之最大間距

r : 礁群散佈半徑

D_l : 計畫區長度

D_w : 計畫區寬度

d : 相鄰兩礁群之間距

N : 所佈置之礁群數量， N 為某一正整數

$[a]$: 對 a 取高斯函數，換言之 $[a]$ 表示小於或等於 a 的最大整數

A_d : $A_d = \left\{ (i, j) \left| \begin{array}{l} \forall i = 1, 2, \dots, m_d \\ j = 1, 2, \dots, n_d \end{array} \right. \right\}$ 指的是在以 d 為兩相鄰礁群佈置距離下，佈

礁計畫區域內所有方格(此即可佈置礁群之位置)所組成的集合；其

中 m_d 代表水平方向經切割後所得之網格數，其大小為 $\left[\frac{D_l}{d} \right]$ 。而 n_d

則代表垂直方向所切割而得之網格數 $\left\lceil \frac{D_w}{d} \right\rceil$

X_d : $X_d, X \in (s_1, s_2, \dots, s_N) \forall s_i \in A_d$, 是以 d 為兩相鄰礁群之佈置距離
下, 由 N 個礁群佈置(排列)位置所組成之一組向量

3.2 DARCs 模式

由Lan *et al.* (2004)、Lan & Hsui (2006a, 2006b)應用八鄰規則所提出之礁群佈置模型(Deploying Artificial Reef Communities Model, 簡稱DARCs 模式)在本質上實為一網格化之景觀模型 (Grid-Based Landscape Model), 而這也是首次在文獻上所發表之利用景觀生態學之觀點建構一顯性空間模型⁴(Explicit Spatial Model), 並以定率式之碎形(Deterministic Fractals)為方法處理海洋環境之人工棲地之佈置問題(Deployment Problem)。DARCs模型之目標旨在透過礁群(ARCs)之佈置以建構棲地系統之最大空間複雜度, 而複雜度係以碎形維度值來衡量。而該模型之主要決策變數為礁群之佈置位置向量(X_d), 而中介之決策變數之一為兩相鄰礁群之間距 d (i.e., Spacing); 有諸多學者認為(例如Jordan *et al.*, 2005), 實務上在設計人工魚礁之佈置時, 常忽略礁與礁之間距所導致之魚群聚集效果, 在Jordan *et al.* 於 2005 年所發表之文章中, 他們指出, 不同之魚礁間距配置確實會改變生態系統之結構, 亦即影響聚集物種之相對豐度 (Abundance)及富足度(Richness), 特別是在統計上, 不同之魚礁間距與物種之豐富度有顯著之不同。而在其實驗中, 當設計佈置之兩兩魚礁間距為 25 公尺與 0.33 公尺時, 其物種之相對豐度高於 5 公尺及 15 公尺之間距設計。雖然迄今影響該現象之機制仍不明朗, 然一般認為其原因

⁴ 或簡稱空間模型, 該類模型明確的考慮綴塊空間特徵與種群動態間之關係(鄔建國, 民92)。

可能包含與減少生物之覓食時間將可提高淨能量之獲得(Stephens and Krebs, 1986)以及更主要的是與減少被捕食之風險有關(Milinski, 1986)。因為對於居住於魚礁區之魚群而言，其食物來源主要是在所居處之魚礁附近，因此其附近可被捕食之獵物其消耗量將較遠處之魚礁為快，因而導致底棲可捕食生物(Benthic Prey Items)密度之減少(Ogden, 1976)。根據這些理由，間隔較遠之魚礁較間距較近之魚礁其基質環境(the substrate surrounding a patch reef)可提供密度較高之底棲可捕食生物(如無脊椎生物)，而兩相鄰較近之魚礁綴塊(Patch Reefs)則可能由於重疊致可被捕食之底棲生物密度減少，接著便影響掠食者之數目。因此，魚礁佈置之間距不但是瞭解物種聚集之一重要因素，更是決定佈礁後復育效果之一重要影響因子(Jordan *et al.*, 2005)。本研究所提出之DARCs模型亦顯現相類似之結果(參見Lan *et al.*, 2006b)。換言之，棲地系統之空間複雜度係依不同之兩相鄰礁群間距而改變，進一步來說礁群間距實為與物種有關之依變數(Species-Specific Dependent Variable)且與空間複雜度具有非線性之關係。學者Bohnsack & Sutherland (1985) 曾建議魚礁間距之準則並廣被採用迄今，即礁堆(ARBs)之間距建議為 50~100 公尺，礁群則建議可採用 300~500 公尺；而這些可允許之魚礁間距準則將整合於本文所提之DARCs模型限制式中。

佈礁模型(P.1)第一條方程式為 DARCs 模型之目標函式，表示該佈礁模型之目標係為求取棲地系統最大空間複雜度之佈置，複雜度則是透過盒計法(Box-Counting Method，簡稱 BCM；詳參 3.6 節)所計算之碎形維度值來衡量。至於方程式 2 則表示佈礁計畫之總成本不可大於預算，方程式 3 說明了計畫區內潛在可佈礁位置之網格應大於等於實際需佈置礁群(ARCs)之數量；事實上由於空間之佈置可有無限多種可能(Jordan *et al.*,

2005; Lan and Hsui, 2006a)，因此本研究採用空間離散之技術，將計畫佈礁區域網格化，而任一網格皆為潛在之佈礁點位。至於模式 1(P.1)之最後一個方程式則確保所欲佈置之相鄰礁群不會重疊，且其兩兩相鄰之礁群間距介於所允許之範圍內(該值通常與礁區所培育之物種有關)，此外所佈置之礁群數量應為整數。綜上所述，礁群佈置模型(P.1)可建構如下所示。

$$\text{DARCs model} \left\{ \begin{array}{l} \max_{N,d,X_d} FD(N,d,X_d) \\ s.t. \\ TC = C_T d + N(C_L + C_R) \leq B \\ \left\lfloor \frac{D_l}{d} \right\rfloor \times \left\lfloor \frac{D_w}{d} \right\rfloor \geq N \\ d_{\min} \leq d \leq d_{\max} \quad \text{where } N \text{ is an integer} \end{array} \right. \quad (\text{P.1})$$

於該模型中，運輸成本 C_T 、投放成本 C_L 、購礁成本 C_R 、礁群之散佈半徑 r 、計畫區之長寬 D_l 及 D_w 、計畫預算 B 、允許之相鄰礁群間距極端值 d_{\min} 及 d_{\max} ，皆為給定之參數；而礁群之數量 N 、礁群之間距 d 及相應之佈置型態 X_d (Configuration) 則為 DARCs 模式之決策變數。事實上，DARCs 模型為一非線性混合整數規劃之問題，其求解程序將討論於下節。

3.3 逐步演算法

在引入 DARCs 模型及其相關之限制後，以下將介紹求解之演算法以獲得啟發解(Heuristic Solution)，茲列述主要概念如下。

初始化設定： $d = d_{\min}$

步驟 1：當 d 給定之後，矩形計畫區內之位址細胞(Site Cells)之總數⁵即可

⁵ 亦即是以空間離散技術將該計畫區切割劃分所成之網格總數。

以決定，且任一細胞網格皆給予唯一之位址細胞座標 (x,y) ；其中 x 表示以橫向計數由左向右第 x 格的位置，而 y 則為縱向由下往上計數之第 y 格之位置，因此最左下角之位址細胞(網格)可將其座標定為 $(1,1)$ ，每向右向上移動一格，則 x 及 y 座標分別再加 1。而計畫區內所形成之所有網格集合稱為「位址細胞集合」(Site-Cell Set)，該集合並為第一個可供礁群(ARC)佈置之「候選位置集合」(Candidate Set)。

步驟 2：從候選位置集合中隨機選定一位址細胞以為第一個 ARC 佈置位置。

步驟 3：於前述之ARC佈置位置之相鄰四周可供佈置之位址細胞中挑選一可貢獻最大碎形維度者，亦即具「邊際碎形維度」(Marginal Fractal Dimension，簡稱 MFD^6)者，為下一個ARC之建議佈置位置。此步驟反覆進行，直至總成本超過預算或 $MFD \leq 0$ (也就是多佈礁並不會為棲地系統之空間複雜度有所貢獻)始停止該回合之設計。

步驟 4：自現有之候選位置集合中刪除步驟 2 及步驟 3 所建議之最佳佈置位址細胞以形成下一個新的候選位置集合，然後確認是否該集合為一空集合(Null Set)，假若為「是」，則進行步驟 5，否則回到步驟 2。

步驟 5：確認 d 是否已超過 d_{\max} ，假若「是」的話則停止運算並決定出建議之最佳解(Heuristic Optimal Solution)；否則將 d 加上一單位增量 δ ，並回到步驟 1。

⁶ MFD定義為單位成本可貢獻最大之碎形維度。

3.4 數值範例

今於永安港外海有一政府委託之人工魚礁生態區佈置設計規劃案，該計畫區係一長 2200 公尺、寬 1600 公尺之矩形區域，且計畫之預算為 NT\$ 1000 萬元。所允許之相鄰礁群之間距應介於 300~500 公尺(Bohnsack and Sutherland, 1985)，而運用演算法所模擬之間距增量為 50 公尺；至於其他參數則有：(1)所佈置之任一礁群(ARC)其擴散半徑為 100 公尺，(2)單位礁群之採購成本加拋放(或吊放)成本為 NT\$ 100 萬元，(3)運輸成本以每公尺 NT\$ 1/160000 百萬元(即每公尺 NT\$ 6.25 元)計⁷。

接著採用前述之逐步演算法以規劃設計該生態區之佈置。在求解之初始化設定階段設定 $d = d_{\min}$ ，也就是 $d=300$ 公尺，接著再進行空間之離散(即步驟 1)；具體來說，沿著計畫區之長寬每 300 公尺就劃分一網格，如此可將該計畫區分割成 $7 \times 5 = 35$ 個位址細胞(Site Cells)。然後定義在計畫區最左下角之位址細胞其位置座標為 $(x, y) = (1, 1)$ ，而沿著 x 軸及 y 軸方向，每增加一格則其位址細胞之座標則加 1，因此對角線之位址細胞其座標為 $(7, 5)$ ，其餘依此類推。而在步驟 2，假設隨機所選定之第一個佈礁位置是在座標 $(1, 5)$ ，經計算，其現有之碎形維度值(FD)為 0.719，而相鄰於座標 $(1, 5)$ 位址細胞之四周位置(分別為座標 $(1, 4)$ 、 $(2, 4)$ 及 $(2, 5)$)則為下一個可佈置魚礁的候選位置(Candidates)。步驟 3，經計算比較該三個候選位址，由於位置 $(2, 4)$ 具有較大之邊際碎形維度值(MFD)，因此在第一回合(以符號 $\alpha = 1$ 表示)之第二個(以符號 $\beta = 2$ 表示)衍生點位上，選擇位址細胞座標 $(2, 4)$ 為建議之設計。依據前述之搜尋過程繼續尋找下一個衍生之建議佈礁位置，直至總成本超過預算或 $MFD \leq 0$ (也就是多佈礁並不會為棲地

⁷ 此乃因我們假設工作船之租用為 1 天台幣 100 萬元，而若工作船一天可工作 8 小時，而其航行速率為每小時 20 公里，因此租用工作船一天則可航行 160 公里，經此換算而得。

系統之空間複雜度有所貢獻)始停止該回合之設計。因此在第一回合所建議之佈礁位置係在位址細胞座標(1,5)、(2,4)、(3,5)、(3,4)、(2,5)及(1,4)，而該佈置可形成 $FD = 1.450$ 之複雜度。 $d=300$ 公尺之第一回合($\alpha=1$)詳細計算過程詳錄於表 3.1。

表 3.1 $d=300$ 公尺之第一回合($\alpha=1$)詳細佈礁設計計算過程

(α, β)	選擇位址	候選解	FD	成本增量 (Δc)	FD 增量 (ΔD)	MFD ($\Delta D / \Delta c$)	停止 運算
(1,0)	-	All positions	-	-	-	-	-
(1,1)	(1,5)	(1,4) (2,4) (2,5)	1.005 1.044 1.007	1.00188 1.00265 1.00188	0.285 0.323 0.288	0.284 0.323 0.288	No
(1,2)	(2,4)	(1,3) (1,4) (2,3) (2,5) (3,3) (3,4) (3,5)	1.112 1.178 1.091 1.187 1.101 1.173 1.253	1.00265 1.00188 1.00188 1.00188 1.00265 1.00188 1.00265	0.068 0.134 0.047 0.143 0.057 0.129 0.209	0.068 0.134 0.047 0.143 0.057 0.129 0.209	No
(1,3)	(3,5)	(2,5) (3,4) (4,4) (4,5)	1.307 1.341 1.272 1.251	1.00188 1.00188 1.00265 1.00188	0.054 0.088 0.020 -0.002	0.054 0.088 0.020 -0.002	No
(1,4)	(3,4)	(2,3) (2,5) (3,3) (4,3) (4,4) (4,5)	1.319 1.383 1.325 1.223 1.325 1.320	1.00265 1.00265 1.00188 1.00265 1.00188 1.00265	-0.022 0.042 -0.015 -0.117 -0.015 -0.021	-0.022 0.042 -0.015 -0.117 -0.015 -0.021	No
(1,5)	(2,5)	(1,4)	1.450	1.00265	0.067	0.067	No
(1,6)	(1,4)	(1,3) (2,3)	1.410 1.413	1.00188 1.00265	-0.040 -0.037	<0 <0	Yes

備註：在候選解一欄中以網底註記之座標係為被選出佈置於下一位置之位址座標

接著再進行第二回合之設計，如同逐步演算法之步驟 4 所述，扣除第一回合所建議之佈礁點位後，剩餘之位址細胞則為候選位置細胞集合 (Candidate Set)。接著再次隨機選取座標(4,2)為第二回合之初始佈礁位置，再經過前述之搜尋過程共計 9 群礁群，座標分別為(4,2)、(5,1)、(6,2)、(7,1)、(7,2)、(6,1)、(5,2)、(4,1)及(3,1)且具有 $FD=1.473$ 為該回合之建議

佈置。第三回合($\alpha=3$)之初始點位設計則透過將前二回合所建議之佈礁位置做疊圖(Mapping)，所剩餘之位址細胞中擇一為之，該回合之候選位置細胞集合示如圖 3.1；所建議之最佳佈置位置為座標(6,3)、(7,4)、(7,5)、(6,5)、(6,4)、(7,3)、(7,2)、(6,1)及(7,1)等 9 礁群。依此類推，在 $d=300$ 公尺之情況下共計進行 8 個回合之設計(如圖 3.2)，而其相應之計算數值詳列於表 3.2 中，此外，由此 8 回合之設計中，挑選出 FD 值最大者以為 $d=300$ 之最佳解，亦即 $(\alpha, \beta)=(3,9)$ ， $FD=1.597$ 而總成本為 NT\$ 9.0173 百萬元。

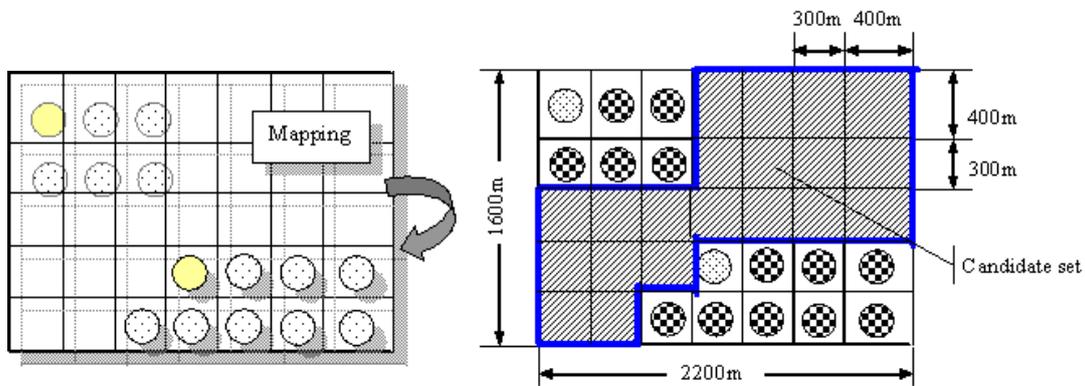


圖 3.1 透過疊圖之技術以找出下一設計回合之候選位置細胞集合示意圖

表 3.2 $d=300$ 公尺情況下之各回合建議佈礁最佳解

(α, β)	建議之平面佈置位址細胞座標	礁群數目	TC (百萬新台幣)	FD	停止 準則
(1,6)	(1,5)、(2,4)、(3,5)、(3,4)、(2,5)、(1,4)	6	6.0215	1.450	$MFD \leq 0$
(2,9)	(4,2)、(5,1)、(6,2)、(7,1)、(7,2)、(6,1)、 (5,2)、(4,1)、(3,1)	9	9.0197	1.473	>budget
(3,9)	(6,3)、(7,4)、(7,5)、(6,5)、(6,4)、(7,3)、 (7,2)、(6,1)、(7,1)	9	9.0173	1.597	>budget
(4,6)	(1,1)、(2,2)、(3,1)、(3,2)、(2,1)、(1,2)	6	6.0125	1.362	$MFD \leq 0$
(5,9)	(3,3)、(2,4)、(3,5)、(2,5)、(1,4)、(1,3)、 (2,2)、(1,1)、(2,1)	9	9.0189	1.542	>budget
(6,9)	(2,3)、(1,4)、(2,5)、(3,5)、(3,4)、(3,3)、 (2,2)、(1,1)、(1,2)	9	9.0181	1.556	>budget
(7,6)	(5,4)、(5,5)、(6,5)、(7,5)、(7,4)、(6,4)	6	6.0094	1.498	$MFD \leq 0$
(8,9)	(4,3)、(5,4)、(4,5)、(5,5)、(4,4)、(5,3)、 (4,2)、(5,1)、(4,1)	9	9.0197	1.462	>budget

備註：表中第三列之設計(即 $\alpha=3$)為 $d=300$ 公尺情況下之最佳設計

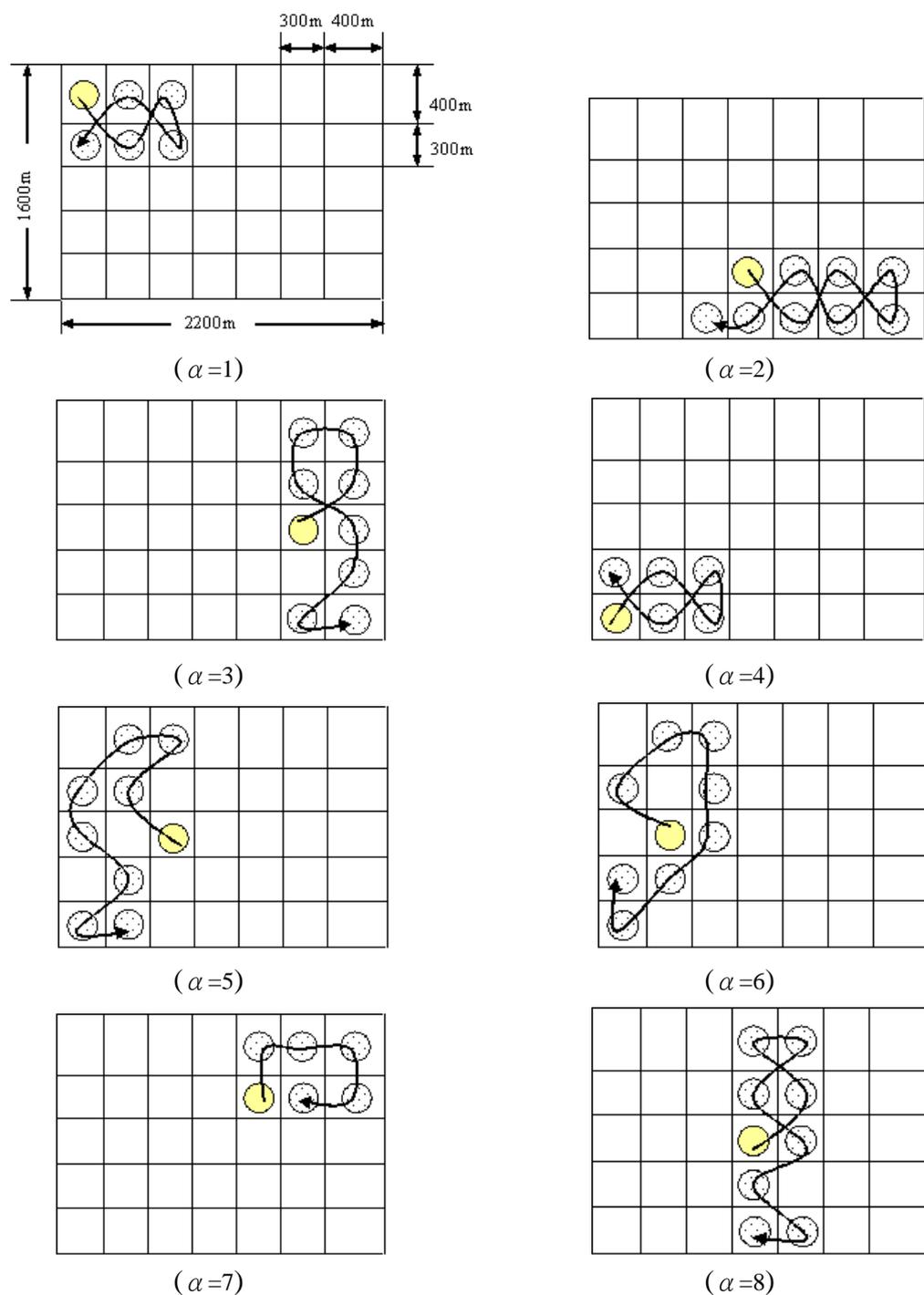


圖 3.2 $d=300$ 公尺情況下各回合設計之建議礁群佈置圖，其中 α 指第 α 回合之設計
 備註：圖示之箭號方向表示透過前述之逐步演算法所搜尋而得之佈礁點位順序

在設計完 $d=300$ 公尺之情況後，接續模擬 d 增加一單位增量 δ 之情況，並設定 $\delta=50$ 公尺。因此下一個新的設計過程即由 $d=350$ 公尺開始直

至模擬至所允許之最大礁群間距(i.e., $d_{\max} = 500$)始停止。不同之模擬礁群間距下所建議之最佳佈置示於表 3.3，透過表 3.3 之比較可以發現當相鄰兩礁群間距為 350 公尺之情況下，選擇其對應之位址細胞座標(4,3)、(4,4)、(5,4)、(6,4)、(6,3)、(6,2)、(5,2)、(6,1)及(5,1)等 9 礁群可擁有最大之碎形維度值(FD=1.6503)，此時成本為 NT\$ 9.0184 百萬元，而其佈置示如圖 3.3。

表 3.3 不同模擬相鄰礁群間距之情況下數值案例之建議佈置

間距(m)	位址細胞數目	建議之平面佈置位址細胞座標	礁群數目	TC (百萬新台幣)	FD	停止準則
300	7x5=35	(6,3)、(7,4)、(7,5)、 (6,5)、(6,4)、(7,3)、 (7,2)、(6,1)、(7,1)	9	9.0173	1.5967	>B
350	6x4=24	(4,3)、(4,4)、(5,4)、 (6,4)、(6,3)、(6,2)、 (5,2)、(6,1)、(5,1)	9	9.0184	1.6503	>B
400	5x4=20	(4,1)、(5,1)、(5,3)、 (4,2)、(3,1)、(3,2)、 (2,1)、(1,1)、(1,2)	9	9.0221	1.6392	>B
450	4x3=12	(1,1)、(2,1)、(1,2)、 (2,2)、(3,1)、(3,2)、 (4,1)、(4,2)	8	8.0232	1.6384	MFD ≤ 0
500	4x3=12	(4,1)、(3,1)、(2,1)、 (1,1)、(1,2)、(2,2)、 (1,3)、(2,3)、(3,3)	9	9.0263	1.5402	>B

備註：網底註記者係建議之啟發解

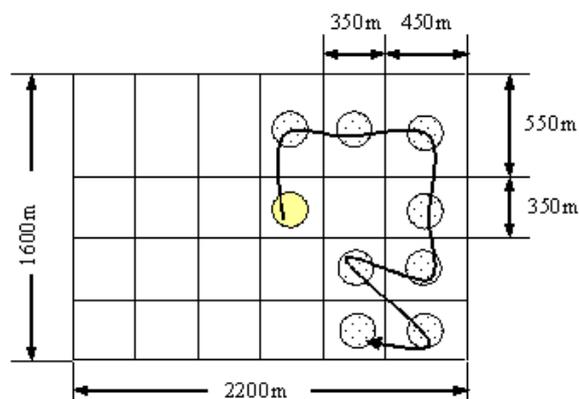


圖 3.3 數值算例所建議之最佳礁群佈置圖，啟發解產生於礁群間距為 350 公尺之情況

3.5 多階段優勢確保演算法

本節將說明 3.3 節逐步演算法之想法概念並打破逐步演算法中利用疊圖技術之限制，以全域搜尋之方式推廣前述之演算法。

由於本研究所提出之DARCs模型(即P.1)，在本質上係屬一非線性整數規劃之問題(Nonlinear Mix-Integer Programming Problem)；且由於在一平面，物體之排列組合有無限多種可能⁸，換言之，欲從無限大之候選集中挑出最佳解在計算時間上實不可能達成。因此為求解此類問題，透過空間之離散技術，將計畫區平面切割轉換成「有限」之網格細胞集合為一關鍵之概念。亦即在將該佈礁模型轉換成「網格狀之佈置模型」(Lattice-Deploying Model)後，即可以Bellman (1957)最佳化原理之概念以全域搜尋之方式獲得啟發式之解答(Heuristic Solution)。而所謂 Bellman 最佳化原理係為一研究多階段決策過程最佳化問題之一種數學方法，Bellman 認為，系統的下一階段狀態由現在的狀態和決策所確定，因此下一階段狀態之最佳值產生自現階段之最佳值再加上最佳之行動策略(optimal value of a state is the immediate reward for the optimal action, plus the optimal value for the resulting next state)，Bellman (1957)更進一步指出：「整個過程的最佳策略具有如下之性質，無論過去的狀態和決策如何，對當前所形成之狀態而言，餘下的各決策必構成最優策略」。因此透過Bellman之最佳化原理概念，本研究提出一多階段優勢確保演算法(Multi-Stages Predominance Algorithm，簡稱MSPA)以獲得網格狀之佈置模型的啟發解。MSPA之基本想法如下：我們所關心的並非現階段所佈的ARC位置所回饋的FD值，最重要的是應該在有所行動後能累加前一階段貢獻有較大FD值之決策，因此系統之最佳值係由最佳決策累積而成。進

⁸ 詳Jordan *et al.* (2005)、Lan & Hsui (2006a)之研究所述。

一步來說， $\tau+1$ 階段之最佳值乃由 τ 階段之最佳行動 u_τ^* ，再加上 τ 階段之狀態 x_τ 構成；亦即最佳之 fractals-to-go 函數及各階段最佳行動策略應滿足下述模式：

$$\begin{cases} FD^*(x_{\tau+1}) = \max_{\{u_\tau\}} \{FD(x_{\tau+1} | x_\tau, u_\tau)\} \\ \{u_\tau^*\} = \{u_\tau | FD^*(x_{\tau+1})\} \end{cases} \quad \forall 0 \leq \tau \leq N-1 \quad (P.2)$$

其中 $x_{\tau+1}$ 為 x_τ 加上 u_τ ，且 $x_0 = \phi$ 。此外 x_τ 指的是第 τ 階段之狀態， u_τ 則是第 τ 階段之控制，也就是佈置之決策(Decision of Deployment)，而 $x_{\tau+1} | x_\tau, u_\tau$ 表示下一階段(即 $\tau+1$ 階段)之佈置情況。由模式(P.2)知，因為 $\{u_\tau^*\} = \{u_\tau | FD^*(x_{\tau+1})\}$ ，因此透過 MSPA 所進行之設計可確保有效地獲得 DARCs 模型之啟發解並減少計算時間之複雜度。茲詳述多階段優勢確保演算法操作過程如下。

初始化設定 $d = d_{\min}$

步驟 1：當 d 給定之後，矩形計畫區內之位址細胞之總數即可以決定，且任一細胞網格皆給予唯一之位址細胞座標 (x,y) ；以最左下角之位址細胞(網格)為基準，前述之座標 x 表示以橫向計數由左向右第 x 格的位置，而 y 則為縱向由下往上計數之第 y 格之位置，每向右向上移動一格，則 x 及 y 座標分別再加 1。而計畫區內所形成之所有網格(或稱位址細胞)之集合稱為「位址細胞集合」，該集合並為第一個可供礁群(ARC)佈置之「候選位置集合」。

步驟 2：從候選位置集合中隨機選定一位址細胞以為第一個 ARC 佈置位置。

步驟 3：於前述之 ARC 佈置位置之相鄰四周(指上下左右及四個對角，參

見圖 3.4 說明)可供佈置之位址細胞中挑選一可貢獻最大碎形維度(MFD)，且使得下一階段可有較大之 FD 狀態者為下一個 ARC 之建議佈置位置。此步驟反覆進行，直至總成本超過預算或 $MFD \leq 0$ 始停止該回合之設計。

步驟 4：自現階段之候選位置集合中刪除步驟 2 之初始選定之 ARC 佈置位址細胞以形成新的候選位置集合，然後確認是否該集合為一空集合，假若為「是」，則進行步驟 5，否則回到步驟 2。

步驟 5：確認 d 是否已超過 d_{\max} ，假若「是」的話則停止運算並決定出建議之最佳解(Heuristic Optimal Solution)；否則將 d 加上一單位增量 δ ，並回到步驟 1 直至滿足 $d = d_{\max}$ 。

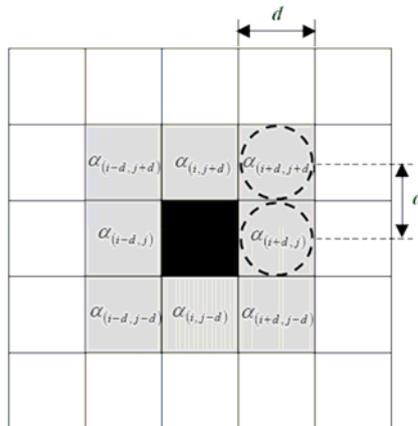


圖 3.4 位址細胞鄰域規則， $\phi(\cdot)$ 。圖示之中心黑色細胞為現階段之 ARC 佈置位置，而與黑色細胞相鄰之灰色細胞則表示下一階段潛在可佈置之位置；進一步來說，該圖示之網格係代表位址細胞(i.e., the lattices are site cells)，黑色細胞為初始佈置之位置，灰色則為候選位置，至於 d 則為兩相鄰礁群之間距。此外上述之說明可以進一步以數學式表示。令 $\alpha_{(i,j)}^t$ (黑色細胞)為 t 時點位於座標 (i, j) 之初始佈礁位置，而在 $t+1$ 時點，候選位置所成之位址細胞集合滿足方程式： $\alpha_{(i,j)}^{t+1} = \phi[\alpha_{(i-d, j-d)}, \dots, \alpha_{(i, j)}, \dots, \alpha_{(i+d, j+d)}]$ ，式中之 ϕ 係鄰域規則(neighborhood rule)，以本圖及本研究言，採用八鄰規則(或稱 Moore 鄰域規則，參見 Battey (1997))，也就是潛在可佈置位置在初始位置之上下左右及其四個對角，而這些相鄰之位置皆可使有機體能夠從網格的一端滲透(或運動)至另一端。

3.6 盒計演算法

如同前面章節所述，對一二維平面之人工棲地佈置所呈現之碎形維度(FD)值可利用盒計法(Box-Counting Method，簡稱 BCM)演算而得。其公式可表示為： $FD = \log C(b) / \log(b)$ ，其中 b 稱為盒計之大小，用以描述對棲地系統空間上之切割等份。以下圖來說， b 指的是在計畫區(也就是欲佈置之棲地)分別沿著水平及垂直方向將該系統切割的等份數，而該切割等份係依循如下之切割等份集合進行：

切割等份集合 = $\{1, 2, 3, \dots, \min[D_l/\text{patch size}, D_w/\text{patch size}]\}$ 。而該集合中 D_l 及 D_w 分別表示該計畫區之長寬，至於 patch size(綴塊大小)指的是所欲佈置礁群之大小，一般來說切割等份係由長寬的切割依序為一等份(也就是沒有切割)、二等份...直至切割至一個畫素(Pixel)，即圖中一個 ARC 之大小始停止，如此方有較佳之 FD 估計值，而若計畫區係長寬不等之矩形，本研究採用之 BCM 切割等份數停止準則為 $\min[D_l/\text{patch size}, D_w/\text{patch size}]$ ； $C(b)$ 則是指內含至少一個以上綴塊(i.e., ARC)之盒子數(Box Number)。接著將前述所計算得之切割等份集合(b set)與其相對應之 $C(b)$ 值繪於雙對數圖紙上，並利用最小平方法(Least Square Method，簡稱 LS 法)以求得該迴歸直線之斜率，此即該人工棲地系統之碎形維度值。相關之計算示如下圖(圖 3.5)所述，可求得該棲地系統之佈置複雜度(即 FD 值)為 1.779；其中灰色方格指的是綴塊⁹(即 ARC)，白色方格則為基質¹⁰。另外 BCM 之 FORTRAN 程式語法則列於附錄一。

⁹ 綴塊(Patch)，為組成景觀(Landscape)結構單元之一，而其泛指與周圍環境在外貌或性質上不同，並具有一定內部均值性的空間單元；此外這種內部均值性是相對於其周圍環境而言的(鄔建國，民92)。

¹⁰ 又稱基底(Matrix)，指的是景觀中分布最廣、連續性最大之背景結構(鄔建國，民92)。

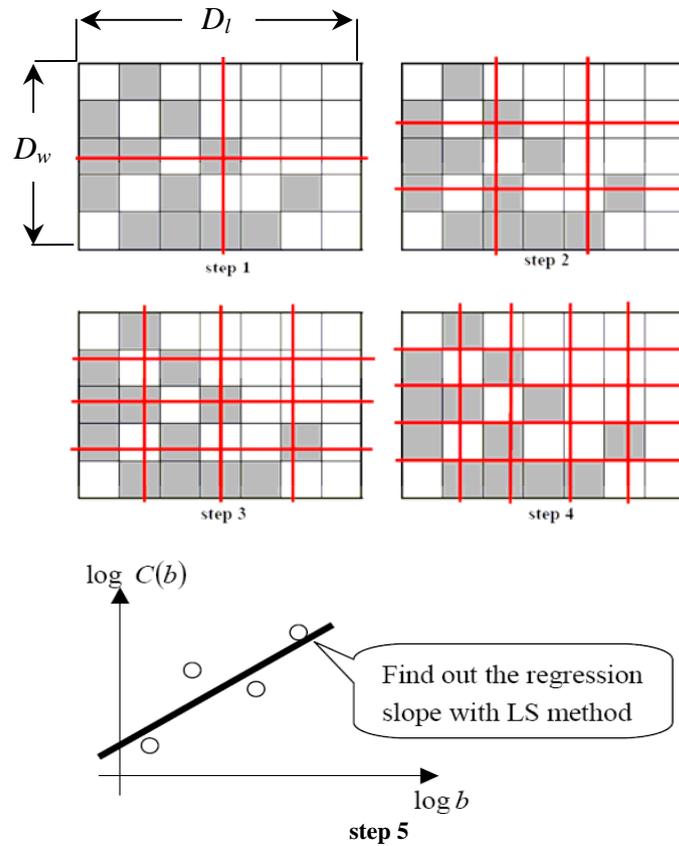


圖 3.5 盒計法之計算架構圖。在初始步驟，步驟 0，棲地系統被視為一整個盒子大小，也就是 $b=1$ (換言之，長寬被切割成 1 等份其實就是沒有切割)，而此時包含至少一個被綴塊 (i.e., ARC) 佔據之盒子數為 1，亦即 $C(b)=1$ 。而在步驟 1，將該系統切割分成 4 等份，亦即 $b=2$ 而此時之 $C(b)$ 可由圖得知為 4；相同的於步驟 2 可得 $(b, C(b))=(3, 8)$ 、步驟 3: $(b, C(b))=(4, 13)$ 及步驟 4: $(b, C(b))=(5, 17)$ 。接著將這些座標點點繪於雙對數圖紙上，並利用最小平方方法 (least square method) 求得點繪之迴歸直線之斜率 1.779 (如步驟 5 所示)，此即該棲地系統之碎形維度值 (i.e., $FD=1.779$)。

第四章 人工棲地之模擬與敏感性分析

本章首先就 MSPA 應用於求解 DARCs 模型提出一完整之模擬算例，再就佈礁工程所考慮之參數進行參數敏感性分析；最後再針對模擬之結果，提出在實務之佈礁設計過程中所應考慮及遵行之方針。

4.1 棲地景觀之模擬算例(應用 MSPA 演算法)

本節擬採用 3.5 節所提出之多階段優勢確保演算法進行永安港外海之人工魚礁生態區佈置設計規劃案之模擬佈置，以提供決策者佈置設計之具體參考，相關求解過程(MSPA)則以 FORTRAN 語法程式化以利計算。所考慮之計畫區係一長 4000 公尺、寬 3000 公尺之矩形區域(場址位置及座標示如圖 4.1 及表 4.1)，計畫之預算為 NT\$ 2000 萬元，此外如同前例(3.4 節)所給定之參數，該計畫所允許之相鄰礁群間距應介於 300~500 公尺(Bohnsack and Sutherland, 1985)，而運用演算法所模擬之間距增量則減至 10 公尺，以提高模擬之解析度；至於其他參數則有：(1)所佈置之任一礁群(ARC)其散佈半徑為 100 公尺，(2)單位礁群之採購成本加拋放(或吊放)成本為 NT\$ 100 萬元，(3)運輸成本以每公尺 NT\$ 6.25 元計。

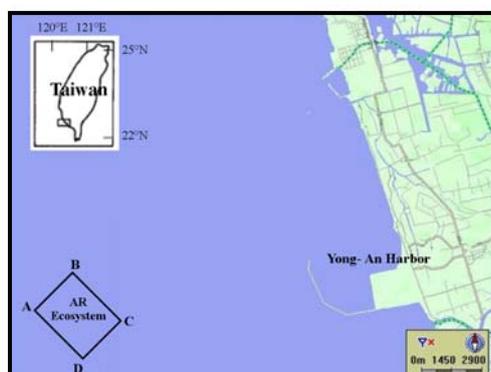


圖 4.1 位於台灣永安港外海之人工魚礁生態區計畫位置圖

表 4.1 WGS84 及 TM2 系統下之計畫區四個頂點座標

Coordinate system	A		B		C		D	
	E	N	E	N	E	N	E	N
WGS84	120°7'45"	22°48'48"	120°8'59"	22°49'57"	120°10'39"	22°48'26"	120°9'25"	22°47'17"
TM2	159762.0	2524082.0	161883.3	2526203.2	164711.7	2523374.8	162590.4	2521253.5

接著引入多階段優勢確保演算法以規劃該生態區之佈置。在初始化之設定中(即 $d=300$ 公尺之情況下),該區域被離散切割成 $13 \times 10 = 130$ 個位址細胞(詳參圖 4.2)。

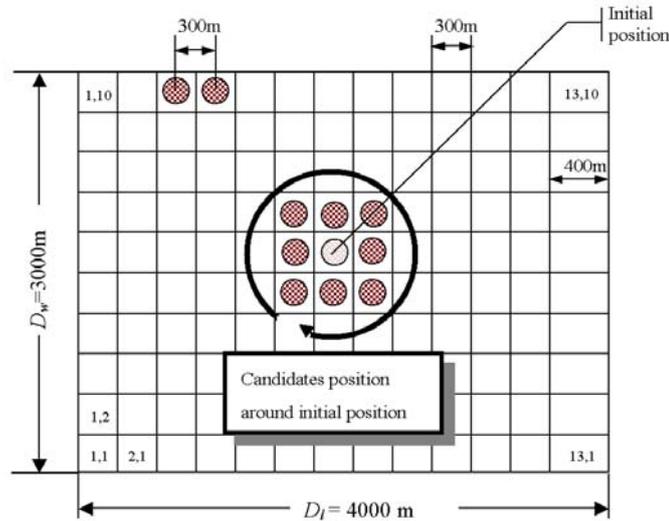


圖 4.2 在 $d=300$ 公尺之情況下,計畫區經空間離散所得之位址細胞、位址細胞座標、初始佈置位置及遵循八鄰規則所提供之可佈置候選位置示意圖

而在圖 4.2 中,定義最左下角之位址細胞其座標為 $(x,y)=(1,1)$ 而其對角之細胞座標為 $(13,10)$,亦即每向右向上移動一格,則 x 及 y 方向之座標分別加 1。接著選定位址細胞 $(1,1)$ 為第一回合之初始佈置位置(i.e., $\alpha=1, \beta=1$),經計算其 $FD=0.475$;依據八鄰規則,位置 $(1,2)$ 、 $(2,1)$ 及 $(2,2)$ 構成下一階段(即 $\beta=2$)可供佈置之位址細胞。由於位置 $(2,2)$ 擁有較大之邊際碎形維度(MFD)且可使第二設計階段($\beta=2$)有較大之 FD 值,因此選定其為第二個 ARC 之建議佈置位置。該搜尋過程持續進行至總成本超過預算或 $MFD \leq 0$ 始停止該回合之設計,而在該回合($\alpha=1$)之設計,選出位

址細胞座標(3,1)、(4,2)、(3,3)、(2,3)、(1,3)、(1,2)、(2,1)、(3,2)及(4,1)為建議之佈礁位置，其 $FD=1.403$ 。接著從第一個候選位置集合中刪除第一回合之初始 ARC 位置，以構成新的候選位置集合，再重複前述之步驟進行第二回合($\alpha=2$)之設計，依此類推。在模擬 $d=300$ 公尺之情況下共計演算 130 回合，而啟發解(即建議之佈置座標)則發生在第 125 回合之設計中， $FD=1.604$ ，花費總成本 NT\$ 1904 萬元(表 4.2)。

表 4.2 在 $d=300$ 公尺之情況下，永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之建議佈置(僅列出部分計算過程)

(α, β)	建議之平面佈置位址細胞座標	礁群數目	TC (百萬新台幣)	FD	停止準則
(1,11)	(1,1)·(2,2)·(3,1)·(4,2)·(3,3)·(2,3)·(1,3)· (1,2)·(2,1)·(3,2)·(4,1)	11	11.0242	1.403	$MFD \leq 0$
(2,10)	(1,2)·(2,1)·(3,2)·(4,1)·(4,2)·(3,3)·(2,3)· (1,3)·(2,2)·(1,1)	10	10.0215	1.383	$MFD \leq 0$
:	:	:	:	:	:
(10,11)	(1,10)·(2,9)·(3,10)·(4,9)·(3,8)·(2,8)· (1,8)·(1,9)·(2,10)·(3,9)·(4,10)	11	11.0242	1.403	$MFD \leq 0$
(11,10)	(2,1)·(1,2)·(2,3)·(3,2)·(4,1)·(4,2)·(4,3)· (3,3)·(2,2)·(1,3)	10	10.0215	1.379	$MFD \leq 0$
:	:	:	:	:	:
(20,10)	(2,10)·(1,9)·(2,8)·(3,9)·(4,10)·(4,9)· (4,8)·(3,8)·(2,9)·(1,8)	10	10.0215	1.379	$MFD \leq 0$
:	:	:	:	:	:
(121,12)	(13,1)·(12,2)·(11,1)·(10,2)·(10,3)·(11,3)·(12,3)· (13,3)·(13,2)·(12,1)·(11,2)·(10,1)	12	12.0253	1.455	$MFD \leq 0$
:	:	:	:	:	:
(125,19)	(13,5)·(12,5)·(11,5)·(10,5)·(10,4)·(10,3)·(10,2)· (10,1)·(11,2)·(12,1)·(13,2)·(12,3)·(13,4)·(13,3)· (12,4)·(11,4)·(11,3)·(12,2)·(13,1)	19	19.0400	1.604	Total cost > budget
(126,19)	(13,6)·(12,6)·(11,6)·(10,6)·(10,7)·(10,8)·(10,9)· (10,10)·(11,9)·(12,10)·(13,9)·(12,8)·(13,7)·(13,8)· (12,7)·(11,7)·(11,8)·(12,9)·(13,10)	19	19.0400	1.604	Total cost > budget
:	:	:	:	:	:
(130,12)	(13,10)·(12,9)·(11,10)·(10,9)·(10,8)·(11,8)· (12,8)·(13,8)·(13,9)·(12,10)·(11,9)·(10,10)	12	12.0253	1.455	$MFD \leq 0$

備註：啟發解發生在第 125 回合($\alpha=125$)之設計，此外第 126 回合($\alpha=126$)之設計其 FD 值與 125 回合相同，因為該二設計佈置圖係互為對稱(symmetry)

在設計完 $d=300$ 公尺之情況後，接續模擬 d 增加一單位增量 δ 之情況，並設定 $\delta=10$ 公尺，亦即搜尋 $d=310$ 公尺情況下之建議最佳礁群佈置位置，直至模擬至所允許之最大礁群間距(即 $d_{\max}=500$)始停止；部分模

擬結果示於表 4.3，而由表 4.3 可知，當相鄰兩礁群間距設計為 390 公尺之情況下，座落於位址細胞座標(8,4)、(9,4)、(10,4)、(10,3)、(9,3)、(8,3)、(9,2)、(10,1)、(10,2)、(9,1)、(8,2)、(8,1)、(7,1)、(7,2)、(6,1)、(6,2)、(7,3)、(6,3)及(7,4)等 19 群之礁群可擁有最大之碎形維度值 1.694，此時成本為 NT\$ 1905.09 萬元，佈置圖示如圖 4.3。

表 4.3 不同模擬相鄰礁群間距之情況下永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之建議佈置

間距 (m)	位址細胞數目	建議之平面佈置位址細胞座標	礁群數目	TC (百萬新台幣)	FD	停止準則
300	13×10	(13,5)、(12,5)、(11,5)、(10,5)、(10,4)、(10,3)、(10,2)、(10,1)、(11,2)、(12,1)、(13,2)、(12,3)、(13,4)、(13,3)、(12,4)、(11,4)、(11,3)、(12,2)、(13,1)	19	19.040	1.604	Total cost > budget
310	12×9	(8,6)、(8,7)、(8,8)、(8,9)、(9,9)、(9,8)、(10,9)、(11,9)、(12,9)、(12,8)、(11,8)、(10,8)、(10,7)、(11,6)、(12,6)、(12,7)、(11,7)、(10,6)、(9,6)	19	19.0373	1.620	Total cost > budget
:	:	:	:	:	:	:
390	10×7	(8,4)、(9,4)、(10,4)、(10,3)、(9,3)、(8,3)、(9,2)、(10,1)、(10,2)、(9,1)、(8,2)、(8,1)、(7,1)、(7,2)、(6,1)、(6,2)、(7,3)、(6,3)、(7,4)	19	19.0509	1.694	Total cost > budget
:	:	:	:	:	:	:
500	8×6	(1,1)、(2,1)、(1,2)、(2,2)、(1,3)、(2,3)、(3,3)、(4,3)、(3,2)、(3,1)、(4,1)、(4,2)	12	12.0383	1.532	MFD ≤ 0

備註：啟發解發生在 $d=390$ 公尺之情況

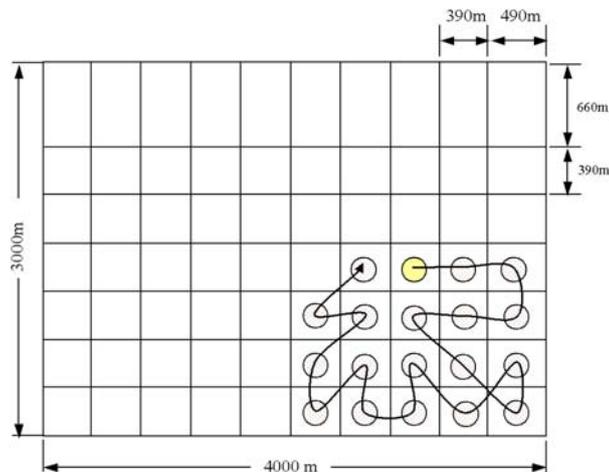


圖 4.3 永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案最終建議之平面佈置圖($d^*=390$ 公尺)

4.2 敏感性分析

本節之模擬仍以前述之永安港外海人工魚礁生態區為對象，並就佈礁工程所考慮之參數，包含礁群購置成本 C_R 、礁群投放成本 C_L 、礁群運輸成本 C_T 、礁群之散佈半徑 r 及計畫預算 B 進行參數敏感性分析。至於求解則利用 FORTRAN 語法程式化所提出之 MSPA 演算法以利 DARCs 模型之求解，此外，在敏感性分析計算過程中所模擬之礁群間距增量設定為 10 公尺，而所允許之相鄰礁群間距仍依 Bohnsack & Sutherland(1985) 之建議設定介於 300~500 公尺。在本節最後，本研究亦針對模擬之結果，提出在實務之佈礁設計過程中所應考慮及遵行之方針。

4.2.1 單位礁群購買成本之模擬

本節考慮單位礁群(ARC)採購成本 C_R ，對佈置之影響。而所模擬之單位礁群購買成本則設定為 0.25 單位¹~5 單位金額。其結果顯示，當魚礁之單位成本較高時，在建議最佳解(擁有最大棲地複雜度)之情況下所佈置之礁群(ARC²)數量將減少，且此時系統之複雜度亦相應減低(參見圖 4.4)；換言之，當單位購礁成本佔預算之比例(即 C_R/B)越高，則在預算有限之前提下，勢必會減少潛在可採購之魚礁數量，因而直接或間接地影響可佈置之礁群數及棲地系統之複雜度。此外本研究亦進行了在不同單位購礁成本(C_R)情況下，相鄰礁群間距(d)所對應之最佳棲地系統複雜度(FD)之模擬(圖 4.5)；由圖 4.5 可知，一般而言當給定兩兩礁群之間距 d 時， C_R 較低的可獲致較高之棲地系統複雜度，此乃因較低之採購成本可獲致較多之可佈置礁群數量，因此系統之複雜度可大為提昇；另外經比較可

¹ 1單位為NT\$ 100萬元。

² 由於每一礁群含有相同個數魚礁模組(Module)之假設，因此單位礁群之採購成本越高亦即表示單顆魚礁模組有較高之採購成本。

發現，若單位魚礁之購買成本較高，則最佳解所建議之兩相鄰礁群間距則會較大(由圖 4.5，不同 C_R 情況下，最大 FD 值所對應之相鄰礁群間距會往後移動)，換句話說，在一個系統若可佈置之礁群(或資源)較少，則適度提高其兩兩間距可提昇整體系統之複雜度。

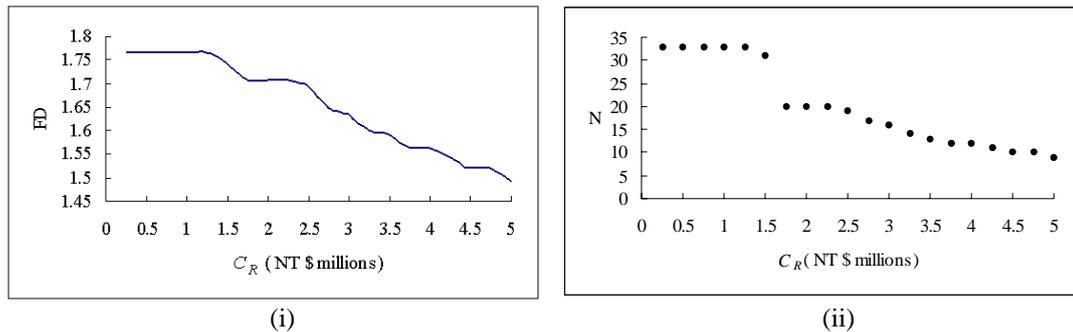


圖 4.4 購礁成本(C_R)與最佳碎形維度(FD)值及礁群數量(N)之關係，(i) C_R Vs. FD ；(ii) C_R Vs. N

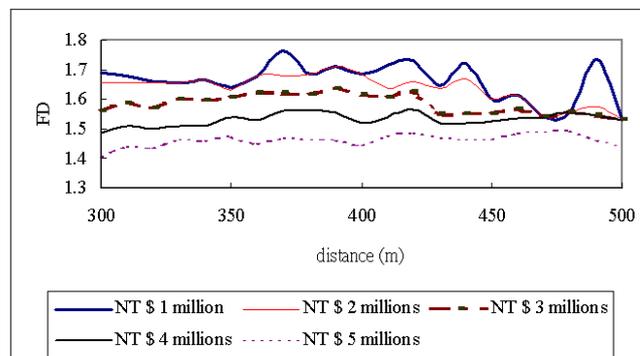


圖 4.5 在不同之單位購礁成本(C_R)情況下，相鄰礁群間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)之關係

4.2.2 礁體施放方式之模擬

本節模擬不同之礁體拋放方式對棲地系統複雜度之影響，所模擬之單位礁群拋放成本(C_L)設定為 0.1 單位~6 單位金額。經計算發現，較高之單位礁群拋放成本會顯著減少棲地系統之複雜度及佈置之礁群數(圖 4.6)。

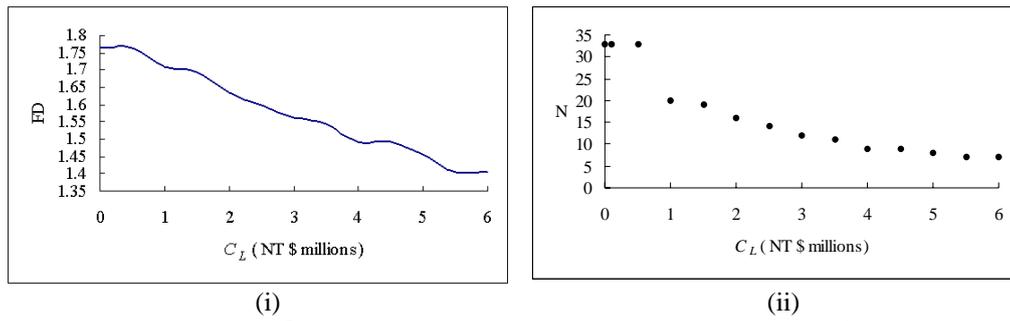


圖 4.6 拋放成本(C_L)與最佳碎形維度(FD)值及礁群數量(N)之關係，(i) C_L Vs. FD ；
(ii) C_L Vs. N

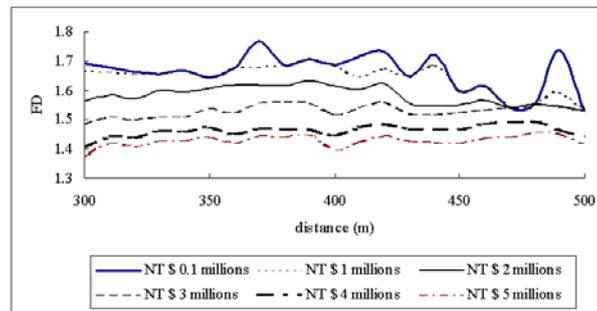


圖 4.7 在不同之拋放成本(C_L)情況下，相鄰礁群之間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)之關係

換言之，當所選用之拋放方式具有較高之拋放成本，則建議之最佳解所對應之可佈置礁群數目將隨該成本之增加而減少，且使得棲地系統之 FD 值(複雜度)降低。此外，假若拋放成本較高，則建議適度增加兩兩礁群之間距可獲致較大之棲地複雜度(參見圖 4.7)。事實上，由於佈礁計畫之預算是有限的，因此較高成本之拋放方式則常會壓縮其它參數可發展之空間，例如間接導致可購買之魚礁數量減少，由前述之 C_R 敏感性分析可知，當投入的魚礁越多，一般來說可以使得人工棲地系統之複雜度越高；然而當可投入之魚礁減少時，則可佈置之棲地複雜度則下降。而由模擬之結果可發現，此時可適度增加礁群之間距以提高棲地系統複雜度(比較圖 4.7 不同 C_L 情況，最佳棲地系統複雜度所對應 d 值之移動)。通常較高之 C_L 意指魚礁之施放方式是採用吊車(Hoist)吊放之方式，而以推土

機成堆批次(By Batch)推放入海則有較低之拋放成本。因此由圖 4.6 及圖 4.7 之模擬結果可發現，建議可選擇可以使用堆放方式施工之礁體型式，因其可使得系統有較大之複雜度。

4.2.3 佈礁運輸成本之模擬

在佈礁運輸成本 C_T 之模擬上，本研究模擬了每公尺運輸成本 31.25 元~625 元之情況。由圖 4.8 可知，在不同運輸成本下，相鄰礁群之間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)間並無明顯之差異，較高之運輸成本僅會導致最佳解之FD值及所佈置之礁群數目有輕微之變動(圖 4.9)；因此由模擬結果可結論佈礁運輸成本在佈礁計畫中係屬不敏感之參數。

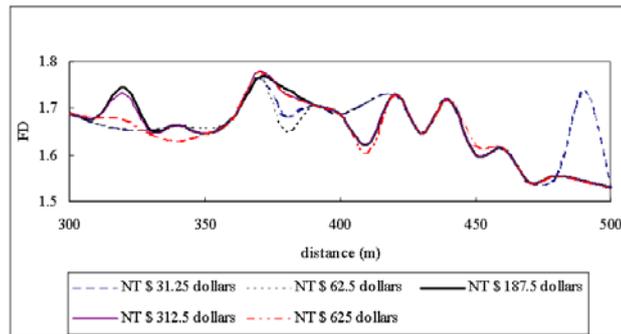


圖 4.8 在不同之運輸成本(C_T)情況下，相鄰礁群之間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)之關係

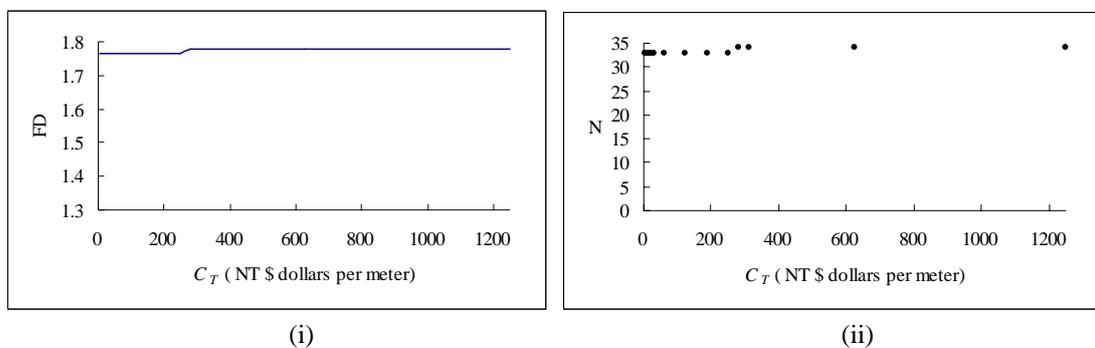


圖 4.9 運輸成本(C_T)與最佳碎形維度(FD)值及礁群數量(N)之關係，(i) C_T Vs. FD ；(ii) C_T Vs. N

4.2.4 礁群擴散半徑之模擬

本節模擬礁群半徑(或稱礁群擴散半徑) r 對佈礁計畫之影響。所謂礁群擴散半徑指的是所拋放入海之魚礁由於受海流等外力之作用而散佈於海床上所形成區域大小之半徑。而模擬之礁群擴散半徑設定介於 50 公尺~150 公尺³，此時另外給定參數 C_R 加上 C_L 為 NT\$ 100 萬元， C_T 則為每公尺 6.25 元，其餘參數則同前述小節。經模擬後發現(圖 4.10 及圖 4.11)，最佳解之FD值會隨著礁群擴散半徑之增加而增加，其中當 r 介於 50 公尺至 80 公尺時，其FD增加之幅度較 $r > 80$ 公尺之情況為大。整體而言，在任兩礁群不重疊之情況⁴下(即 $2r \leq d_{\min}$)，礁群擴散半徑的增加對棲地整體複雜度是有貢獻的。

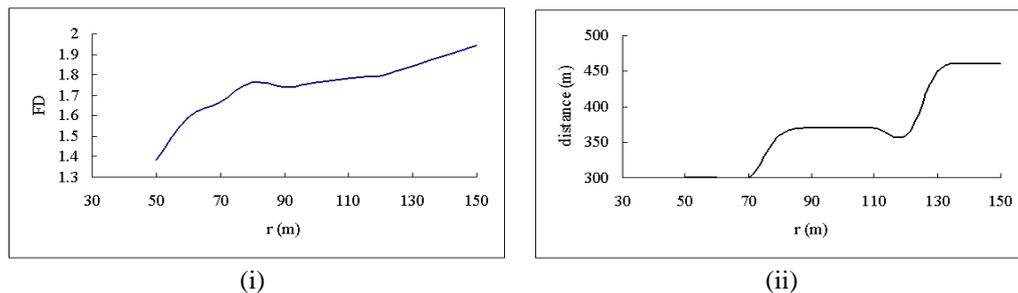


圖 4.10 礁群擴散半徑(r)與最佳碎形維度(FD)值及相鄰礁群間距(d)之關係，(i) r Vs. FD ；(ii) r Vs. d

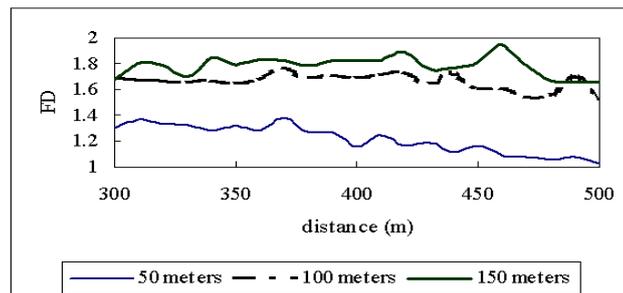


圖 4.11 在不同礁群擴散半徑(r)情況下，相鄰礁群之間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)之關係

³ r 之設定不可過大，因若 r 越大則表示魚礁越分散，則喪失礁群(communities)之意義。

⁴ 換句話說，在DARCs模型中，若不等式 $2r > d_{\min}$ 成立，則意指兩相鄰礁群發生重疊，然我們在佈礁計畫中並不允許這樣的現象發生。

4.2.5 佈礁計畫預算之模擬

在佈礁計畫預算之模擬上，本研究從預算為NT\$ 1500 萬元模擬至7000 萬元(結果示如圖 4.12)。顯然當預算越高之情況下，可建構較高複雜度之棲地系統，此時所佈置之礁群數量亦較多。此外當預算越高，則建議之兩相鄰礁群間距之最佳解相應減少(圖 4.13)，也就是所佈置之魚礁越多，則彼此間距越緊密；換言之，當預算提高的時候可購買之魚礁數量則相對提高，在區域面積是給定之情況下，較多數量之魚礁投放將可提升棲地系統之複雜度，且其佈置將傾向於緊密(亦即 d^* 減低)，詳參表 4.4。

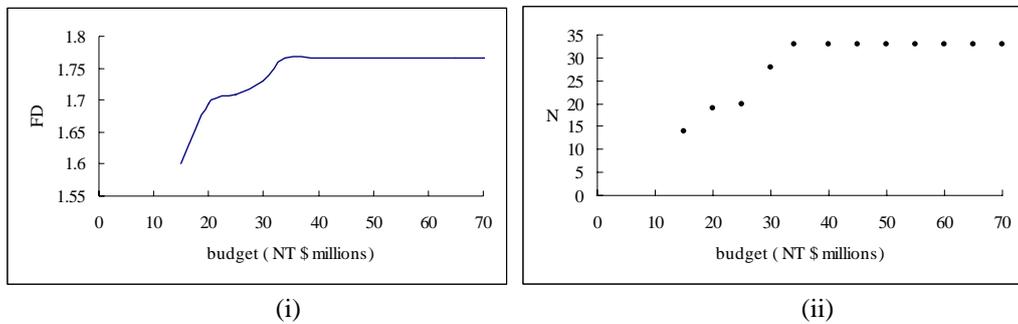


圖 4.12 計畫預算(B)與最佳碎形維度(FD)值及礁群數量(N)之關係, (i) B Vs. FD ; (ii) B Vs. N

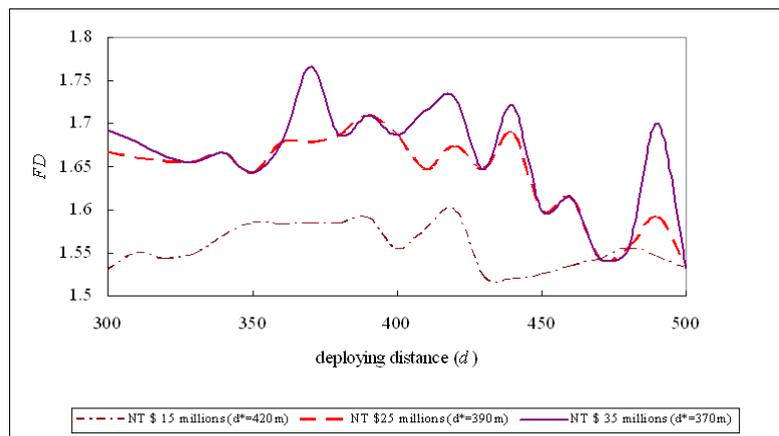


圖 4.13 在不同計畫預算(B)下，相鄰礁群之間距(d)與相應之最佳棲地系統複雜度(FD)之關係

備註： d^* 表示建議之最佳佈置相鄰礁群間距

表 4.4 不同計畫預算下，永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之最終建議佈置決策(僅列出部分結果)

預算 (百萬新台幣)	啟發解				
	礁群相鄰間距(m)	礁群數目	初始位置座標	FD	TC (百萬新台幣)
15	420	14	(1,7)	1.600	14.0385
:	:	:	:	:	:
20	390	19	(8,4)	1.694	19.0509
:	:	:	:	:	:
34	370	33	(6,6)	1.766	33.079
:	:	:	:	:	:
70	370	33	(6,6)	1.766	33.079

備註：預算越高則建議之礁群間距最佳解 d^* 逐漸降低

圖 4.12 亦顯示當預算超過 NT\$ 3400 萬元後，該系統最佳解之 FD 值及所佈置之礁群數量 N 將不再增加，且分別維持在 FD=1.766 及 N=33。此現象亦暗示永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案較恰當之預算應為 NT\$ 3400 萬元，總成本花費為 NT\$ 33.079 百萬元，詳細之最終佈置決策請參見表 4.5。

表 4.5 永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之最終建議預算及其佈置決策

預算 (百萬新台幣)	礁群相鄰 間距(m)	位址細 胞數	建議之佈置位置座標	礁群 數目	TC (百萬新台幣)	FD
34	370	10×8=80	(6, 6) \ (6, 5) \ (5, 5) \ (5, 6) \ (4, 5) \ (3, 5) \ (2, 5) \ (1, 5) \ (2, 6) \ (3, 6) \ (4, 6) \ (4, 7) \ (4, 8) \ (5, 8) \ (5, 7) \ (6, 8) \ (6, 7) \ (7, 8) \ (7, 7) \ (7, 6) \ (7, 5) \ (8, 5) \ (9, 5) \ (10, 5) \ (10, 6) \ (9, 6) \ (8, 7) \ (8, 8) \ (9, 8) \ (10, 8) \ (10, 7) \ (9, 7) \ (8, 6)	33	33.079	1.766

4.3 討論

由前述之模擬過程可知，隨著兩相鄰礁群間距(Spacing)之不同，最佳解之人工棲地生態系統呈現不同之空間複雜度，換句話說，礁群間距與棲地複雜度具高度非線性之關係，且本質上礁群間距之設計應為與

物種相關⁵之相依變數(Species-Specific Dependent Variable)，誠如Jordan *et al.* (2005)之研究，魚礁之間距在模場試驗中確實改變影響聚集物種之相對豐度(Abundance)及富足度(Richness)，特別是在統計上不同之魚礁間距與物種之豐富度有顯著之不同。因此，礁群(或礁體)之間距是影響生物聚集之一重要因素，提昇棲地系統複雜度亦可透過調整礁群間距達成。此外本研究亦針對模擬之結果，提出以下四點所應考慮及遵行之方針，以供後續研究及管理者於實務上之參考。

第一、以單位礁群採購成本 C_R 來說：當在購買魚礁的單位成本提高的情況下，則有限預算下所能購買之礁體數量勢將減少，進而使得所設計之人工棲地複雜度降低；本研究建議，此時適時的提升魚礁礁群之間距將有助於系統之複雜度提高。

第二、對於運輸成本 C_T 而言，由於其相對於整個佈礁計畫之總成本言，比重相對為小，模擬的結果亦顯示該參數對佈礁之影響並不敏感，因此在設計階段不需特別著墨於此。

第三、在礁群之散佈半徑 r 及拋放成本 C_L 之考量上：透過參數 r 之模擬本研究有如下之佈置建議，亦即若所拋放之魚礁在適度大小之海流作用⁶下，則依照模擬的情況來說，應可以使用堆放魚礁之方式來取代吊放魚礁之施工方法⁷。事實上，由 r 與 C_L 之模擬可以結論出礁體的樣式選擇是相當重要的，尤其是選擇易於施工(投放)的礁體；而在施工的過程中，堆放不見得比吊放不好，雖然其在實際之施工過程中，魚礁座落於海床的實際位置可能與規劃點位有些許的誤差，但該結果卻能在棲地空間之整體複

⁵ 雖然目前在實場之研究上尚未就單一物種有提出建議之間距建議，然學者Bohnsack & Sutherland (1985)曾提出一可依循之通用性準則：兩相鄰礁堆間距為50~100公尺，礁群間距為300~500公尺。

⁶ 此處所謂適度大小之海流指的是不會使得投入海床之礁群互相重疊。

⁷ 此處我們假設，之所以選擇吊放魚礁之工法其目的僅為使得魚礁實際落入海底之點位與規劃點位相吻合。

雜度佈置上有所貢獻。

第四，對預算 B 而言：當預算愈高(亦即資源投入越多)，則可建構擁有較高複雜度之人工棲地；然而本研究也模擬出當預算超過某一門檻值後，棲地之複雜度將不再提昇；此現象暗示該人工棲地系統已達其環境負載力⁸，此時再多之資源投入，反易形成浪費。

⁸ 生態學家認為，一生態系內某種生物個體的種數會受環境的改變或增加或減少，這種能力即稱之為負載能力(Carrying Capacity)；而當環境變好時，負載能力會一直增加到某一點，此後即不再增加，這點稱之為飽和點(Saturation Point)。

第五章 佈礁模型於生態學上之應用

在佈礁模型於生態學之應用方面，本研究首先提出結合物種動態擴散遷徙模式之人工棲地決策輔助系統，在不同成本預算與物種保育策略下，提出佈置建議以供工程設計人員於實務之參考；此外以生態學之 SS (Several Small) 保育策略為基礎，探討多島佈置之棲地景觀格局。

5.1 人工棲地決策輔助系統

在大部分之實際建構人工魚礁生態系之案例中(如 Lindberg and Relini, 2000)，總是包含許多管理上之目標，其中最常見的目的即是以建構之人工魚礁區作為海洋保護區(Marine Reserve 或稱 Marine Protected Area, MPA)之用(Wilson *et al.*, 2002)。此外根據研究(參見 Game, 1980; Buechner, 1987; Stamps *et al.*, 1987)，保護區面積之大小、保護區之幾何形狀及其邊界條件在決定潛在物種之族群大小之平衡扮演一極其重要之角色。然而保護區之面積大小卻總是受政治及經濟因素之考量而有所受限(Acosta, 2002)，因此 Schonewald-Cox & Bayless (1986)認為，當保護區之面積大小受限後，對於具移動性且長期居住之族群(mobile and long-lived species)而言，保護區邊界之條件(Boundary Condition)及其幾何形狀(Geometrical Shape)對於決定潛在族群大小的平衡具決定性之影響。此外 Acosta (2002)之研究亦曾指出，在低自然死亡率(非漁獲損失)之假設前提下，保護區內物種族群之損失主要來自於物種於保護區邊界之遷出(Emigration)過程¹。Buechner (1987)及 Stamps *et al.* (1987)曾就此提出一經

¹ Acosta (2002)指出，於MPA中所討論之魚種為長期棲息於該區域之物種(Long-lived species)而非迴游性之魚種，因此，若MPA內禁止撈捕之際，MPA內魚量之損失主要來自魚群游出MPA所導致之撈捕

驗公式： $\lambda = (D+1)^\rho$ 以描述該現象；其中 λ 表示物種之損失率(Losing Rate of Species)，而損失率係受空間之受限滲透率(Conditional Permeability) ρ 及物種動態分散性(Dispersal Dynamics) D 等兩變數所影響。其中物種動態分散性 D 可定義為特定物種(Species-Specific)之擴散係數(Diffusion Coefficient)，而該值之大小主要與物種之移動能力有直接之關係(Turchin, 1998)；至於保護區之受限滲透率依Okubo (1980)及Stamps *et al.* (1987)之見解則定義為保護區之周長與面積之比值，因此又稱保護區之邊界條件。換句話說，不同之 D 值表示不同之移動性物種；因此對不同物種其族群損失率 λ 與受限滲透率 ρ 之關係可以計算繪如圖 5.1 所示。以下本研究將嘗試利用前述所討論之族群動態遷徙模式以發展一可快速協助佈礁計畫進行之決策輔助系統(Decision Aid System，簡稱DAS)。

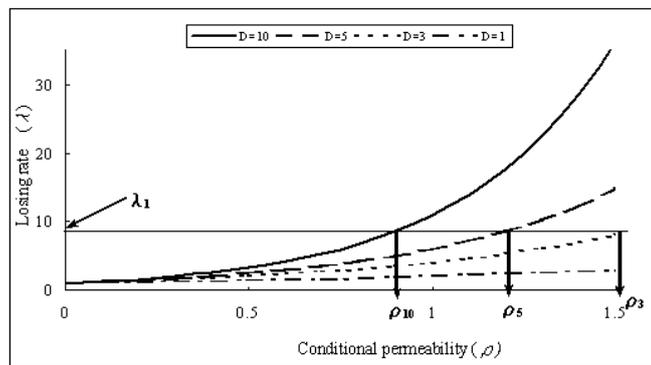


圖 5.1 不同物種之族群損失率(λ)與保護區邊界條件(ρ)之關係。通常圖示之 λ_1 為政策設定值，而與不同物種(以擴散係數 $D=10$ 、 $D=5$ 及 $D=3$ 表示)之受限滲透率分別交於 ρ_{10} 、 ρ_5 及 ρ_3 ，其中邊界條件 ρ 之下標值代表不同物種之 D 值。此外該圖之 ρ_{10} 介於區間(0, 1)， ρ_5 介於區間(1, 1.5)而 ρ_3 則落於(1.5, 2)。

所發展之人工魚礁生態區決策輔助系統簡稱DAS_{for}ARE除了可快速協助決策者瞭解佈礁參數及設計決策間之關係外，更可因應不同之保育(Conservation)策略及有限之計畫預算。假設今在永安港外海人工魚礁生

損失，而非於MPA內自然成長所導致之死亡。

態區規劃為特定族群之保護區之用，其形狀、大小係一可達 50 km²之矩形區域，至於計畫預算則可高達NT\$ 1 億元。此外針對永安港外海人工魚礁區所發展出之DAS_{for}ARE討論不同之保護區邊界條件，不同之矩形長寬比及不同之保護物種；在考量最大面積為 50 km²之情況下，本研究亦針對面積為 12 km²、25 km²等二可行區域面積大小配合大小不等之保護區受限滲透率進行佈礁模式之模擬。詳細之模擬結果列於表 5.1 所示。

表 5.1 永安港外海人工魚礁生態區模擬佈置之詳細結果

面積 (km ²)	周長 (km)	ρ	D_l (m)	D_w (m)	FD	間距 d (m)	建議之平面佈置位址細胞座標	礁群數目
12	14	1.16	4000	3000	1.766	370	(6,6)、(6,5)、(5,5)、(9,7)、(8,6)	33
	14.8	1.23	5000	2400	1.784	370	(5,4)、(5,3)、(6,4)、(3,4)、(4,4)	45
	16	1.33	6000	2000	1.710	330	(5,2)、(5,1)、(6,1)、(3,2)、(4,3)	26
	16.55	1.38	6400	1875	1.740	320	(9,2)、(10,1)、(9,1)、(1,1)、(1,2)	30
	19	1.58	8000	1500	1.650	360	(18,2)、(17,2)、(16,2)、(20,2)、(19,2)	22
	22.4	1.87	10000	1200	1.663	300	(7,2)、(8,2)、(9,2)、(5,1)、(6,2)	22
	26	2.16	12000	1000	1.666	370	(17,1)、(18,1)、(19,1)、(31,1)、(32,1)	16
25	20	0.8	5000	5000	1.751	470	(4,6)、(5,6)、(4,5)、(1,2)、(2,2)	49
	22.25	0.89	8000	3125	1.695	300	(9,4)、(8,3)、(7,4)、(3,4)、(2,3)	41
	25	1	10000	2500	1.688	320	(24,3)、(24,4)、(23,4)、(30,3)、(29,4)	38
	29	1.16	12500	2000	1.631	310	(28,2)、(29,2)、(30,2)、(29,1)、(28,1)	26
	42.5	1.7	20000	1250	1.700	350	(23,2)、(22,2)、(21,2)、(2,2)、(1,2)	23
	52	2.08	25000	1000	1.744	300	(57,1)、(58,1)、(59,1)、(82,1)、(83,1)	27
50	28.5	0.57	8000	6250	1.643	340	(21,4)、(22,4)、(23,4)、(19,4)、(18,3)	41
	30	0.6	10000	5000	1.658	300	(9,16)、(8,16)、(8,15)、(4,12)、(4,13)	50
	33	0.66	12500	4000	1.614	300	(34,4)、(33,4)、(33,3)、(35,3)、(35,4)	35
	38.25	0.77	16000	3125	1.592	350	(32,2)、(33,2)、(34,2)、(33,1)、(32,1)	28
	45	0.9	20000	2500	1.643	300	(40,2)、(41,2)、(42,2)、(37,2)、(37,1)	43
	54	1.08	25000	2000	1.652	360	(23,3)、(22,3)、(21,3)、(2,3)、(1,3)	23
	82.5	1.65	40000	1250	1.766	350	(82,2)、(83,2)、(84,2)、(113,2)、(114,2)	33
	102	2.04	50000	1000	1.801	300	(41,1)、(40,1)、(39,1)、(2,1)、(1,1)	41

接著將該結果依保護區之邊界條件 ρ 之大小加以區分，並將濃縮後之表 5.1 整理如表 5.2，接著可透過結合圖 5.1 所述之族群損失率 λ 與保護區之邊界條件 ρ 之關係建立永安港外海人工魚礁生態區之佈置決策輔助系統，以提供在政經因素考量下之生態區佈置快速索引。

表 5.2 永安港外海人工魚礁生態區模擬佈置決策之快速索引表

面積 (km ²)	ρ 區間	建議之礁群佈置							
		周長 (km)	ρ	D_l (m)	D_w (m)	FD	間距 d (m)	建議之平面佈置位址細胞座標	礁群數目
12	$\rho < 1$	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
	$1 \leq \rho < 1.5$	14.8	1.23	5000	2400	1.784	370	(5, 4)、(5, 3)、(6, 4)、(6, 3)、(7, 3)、(8, 3)、(9, 3)、(10, 3)、(11, 3)、(12, 3)、(13, 3)、(13, 2)、(13, 1)、(12, 1)、(12, 2)、(11, 1)、(11, 2)、(10, 1)、(10, 2)、(9, 1)、(9, 2)、(8, 1)、(8, 2)、(7, 1)、(7, 2)、(6, 1)、(6, 2)、(5, 1)、(5, 2)、(4, 1)、(3, 1)、(2, 1)、(1, 1)、(1, 2)、(2, 2)、(3, 2)、(4, 3)、(4, 2)、(3, 3)、(2, 3)、(1, 3)、(1, 4)、(2, 4)、(3, 4)、(4, 4)	45
	$1.5 \leq \rho < 2$	22.4	1.87	10000	1200	1.663	300	(7,2)、(8,2)、(9,2)、(5,1)、(6,2)	22
	$\rho \geq 2$	26	2.16	12000	1000	1.666	370	(17,1)、(18,1)、(19,1)、(31,1)、(32,1)	16
25	$\rho < 1$	20	0.8	5000	5000	1.751	470	(4,6)、(5,6)、(4,5)、(1,2)、(2,2)	49
	$1 \leq \rho < 1.5$	25	1	10000	2500	1.688	320	(24,3)、(24,4)、(23,4)、(30,3)、(29,4)	38
	$1.5 \leq \rho < 2$	42.5	1.7	20000	1250	1.700	350	(23,2)、(22,2)、(21,2)、(2,2)、(1,2)	23
	$\rho \geq 2$	52	2.08	25000	1000	1.744	300	(57,1)、(58,1)、(59,1)、(82,1)、(83,1)	27
50	$\rho < 1$	30	0.6	10000	5000	1.658	300	(9,16)、(8,16)、(8,15)、(4,12)、(4,13)	50
	$1 \leq \rho < 1.5$	54	1.08	25000	2000	1.652	360	(23,3)、(22,3)、(21,3)、(2,3)、(1,3)	23
	$1.5 \leq \rho < 2$	82.5	1.65	40000	1250	1.766	350	(82,2)、(83,2)、(84,2)、(113,2)、(114,2)	33
	$\rho \geq 2$	102	2.04	50000	1000	1.804	300	(41,1)、(40,1)、(39,1)、(2,1)、(1,1)	41

備註：1). 加註網底者乃面積為 12Km²，受限滲透率介於區間 1~1.5 之間之建議保護區佈置設計；
2). 本表乃整理自表 5.1 並挑選各 ρ 區間具最大 FD 值之設計以為建議之設計

舉例如下，若考慮保護之物種分別為海螺(Conch)、龍蝦(Spiny Lobster)及鯛魚(Sea Bream)，由於任一物種其移動速度皆有所差異，因此各物種

之擴散係數 D 皆不同(該三種不同物種之 D 值列如表 5.3)。

表 5.3 三種不同保護物種之 D 值

特定物種之擴散係數 (Dispersal dynamics, D)	物種
3	海螺
5	龍蝦
10	鯛

備註: 表中之 D 非實測值

此外由於任一保護物種之族群損失率 λ 之設定在實務上實為政府與利害相關者協商(Negotiations)後之產物，假定今政府之政策為 $\lambda = \lambda_1$ (圖 5.1)，則前述保護之物種其相應之受限滲透率可分別為 ρ_3 、 ρ_5 及 ρ_{10} (即 D 分別為 3、5 及 10)，這些參數皆可由 $DAS_{for}ARE$ 中獲得。此外假定今之保護區面積大小給定為 12 km^2 ， $\lambda_1 = 9\%$ 且保育之主要目標物種為龍蝦 ($D=5$)，則由 $DAS_{for}ARE$ 所建議之受限滲透率 (ρ_5) 會落於區間 1~1.5 之間 (如圖 5.1 所示)，而其所建議佈置之決策則詳列如表 5.2 所示。其結果顯示，所應佈置之礁群數量有 45 群，保護區之長寬分別為 5000 及 2400 公尺，受限滲透率則為 1.23；此外建議最佳之兩相鄰礁群間距為 370 公尺，而佈礁位置位於位址細胞座標 (5, 4)、(5, 3)、(6, 4)...(3, 4)、(4, 4) 等 45 個位置網格，可擁有最大之棲地系統複雜度 $FD=1.784$ ，至於平面佈置圖則如圖 5.2 所示。事實上，當保護區之面積大小受限後，對於開放性會移動且長期居住之族群而言，其族群大小主要受保護區邊界的形狀及其幾何配置決定(Schonewald-Cox and Bayless, 1986)；至於對較不具移動性之物種而言，保護區之大小則具有決定性之影響。因此在給定保護區之面積大小後，實際上可以利用調整保護區之長寬比以設計符合特定保育策略之保護區。總而言之，透過 $DAS_{for}ARE$ 之協助確實可有效提供人工魚礁生態區設計者有用之參考資訊。

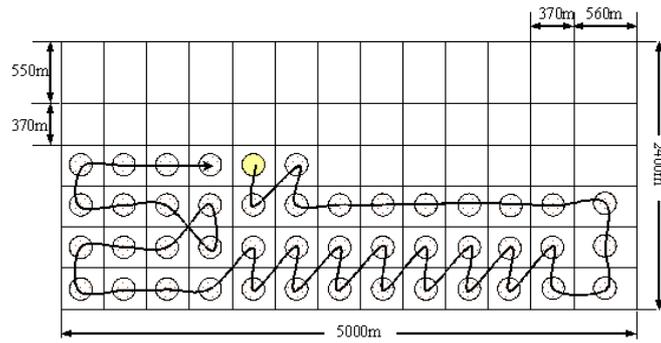


圖 5.2 特定保育策略下永安港外海人工魚礁生態區決策輔助系統所建議之平面佈置圖
備註: 1).兩相鄰礁群建議之最佳間距為 370 公尺; 2).計畫區之面積為 12 km², 保護之物種為龍蝦, 且 λ_1 為 9 %

5.2 考慮族群動態遷徙模式下之保護區棲地設計

延續前節所述, 本章將推廣 DAS 之觀念至一般化之保護區棲地設計。針對不同保育物種(以下標 S 表示)之族群損失率可推導得之其相應之受限滲透率為 $\rho_s = \frac{\ln(\lambda_s)}{\ln(D_s + 1)}$ 。若假設該保護區之幾何形狀為矩形, 則可利用前述之族群動態遷徙模式分別導出在政治經濟因素考量下之建議保護區之長寬(推導過程詳見附錄二)分別為:

$$D_l, D_w = \frac{A \ln \lambda \pm \sqrt{(A \ln \lambda)^2 - 16A[\ln(D+1)]^2}}{4[\ln(D+1)]} \quad (1)$$

因此本研究提出結合族群動態遷徙模式之保護區棲地設計流程如圖 5.3 所示。該圖表示, 不同之設計階段有不同之決策者。在第一階段-即考量族群擴散模式之情況下-首先選定所需保育之物種(此時物種之擴散係數 D 可被決定出來), 接著在政治經濟等因素之決定下可得參數 A (保護區之大小)及參數 λ (族群數量於邊界之損失率), 因此在該階段輸入參數 A , λ_s 及 D_s 可得符合保育策略之邊界條件, 亦即可得規劃保護區建議之 D_l 及 D_w 值。該二值後續可由生態工程師配合佈礁模型之參數輸入以獲得人

工棲地之建議佈置。接著透過數值案例來描述如何整合族群之動態遷徙模式與佈礁模型以建構在特定保育策略考量下之人工魚礁生態系之佈置；然不可諱言自然保育所需考量的仍有諸多管理上之課題，本研究僅就棲地之佈置進行討論。

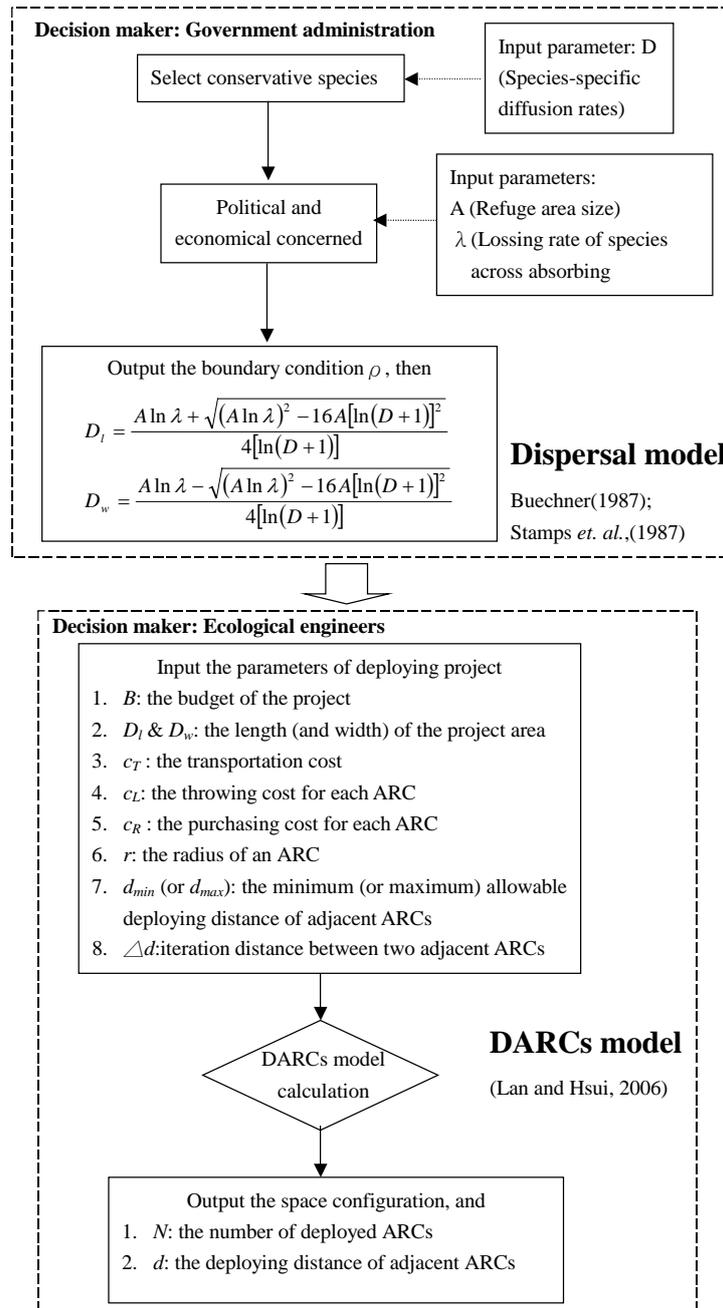


圖 5.3 整合族群動態遷徙模式於佈礁模型中以建構人工棲地之架構

如同前述，本研究仍以永安港外海之海洋保護區佈置設計案為例。

假想今政府規劃該區域為一龍蝦(spiny lobster)保護區，根據文獻記載，龍蝦之擴散係數 D_s 約為 3.62 (Acosta, 2002)。雖然保護區內明言禁止任何撈補活動，然由於人工魚礁區並無實體之邊界，因此生物仍可以自由進出，而這亦正是導致生物族群損失之一主要原因(Acosta, 2002)。而政府之保育目標係經與利害相關者(Stakeholders)協商後所訂定。假設今訂定之保育目標為容許龍蝦族群損失率為 25%，計畫區之場址大小(A)為 400 公頃，且該佈礁委託案之計畫預算為台幣 8000 萬元。至於其它參數，例如礁群間距之設定，則依據 Bohnsack & Sutherland (1985)之建議設定為 300 ~ 500 公尺，間距增量則設定為 10 公尺。此外單一礁群之半徑 r 設定為 150 公尺，單一礁群之購礁成本加上拋放成本(即 $c_R + c_L$)為 NT\$ 1000 萬元，運輸成本 c_T 則為每公尺計價 6.25 元(如 3.4 節所述)。

在運用了族群動態遷徙模式後，可計算出在該等保育策略下(允許龍蝦族群損失率為 25%)之保護區邊界條件(即受限滲透率) ρ_s 為 2.1，因此可計算出該矩形計畫區之長寬分別為 $D_l=2754$ 及 $D_w=1452$ 公尺。接下來將 D_l 、 D_w 及前述之佈礁參數輸入 DARCS 模型並配合 MSPA 演算法則可求出該保護區之建議佈置啟發解。因此對於永安港外海人工魚礁生態區所模擬出之不同相鄰礁群間距之建議佈置列如表 5.4 及圖 5.4 所示。

表 5.4 不同相鄰礁群間距下永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之建議佈置

d	位址細胞 數目	建議之平面佈置位址細胞座標	N	TC	FD	停止準則
300	9×4	(1, 3); (2, 4); (3, 3); (4, 4); (4, 3); (3, 2); (2, 1)	7	70.0151	1.67033	$TC > B$
305	9×4	(8, 4); (8, 3); (8, 2); (7, 1); (6, 2); (6, 3); (6, 4)	7	70.0130	1.70046	$TC > B$
:	:	:	:	:	:	:
400	6×3	(5, 1); (6, 1); (6, 2); (6, 3); (5, 3); (5, 2)	6	60.0125	1.65891	$MFD \leq 0$
:	:	:	:	:	:	:
440	6×3	(5, 1); (6, 1); (6, 2); (6, 3); (5, 3); (4, 2); (4, 3)	7	70.0176	1.71313	$TC > B$
:	:	:	:	:	:	:
500	5×2	(1, 1); (2, 1); (3, 1); (4, 1); (5, 1); (5, 2); (4, 2)	7	70.0187	1.64676	$TC > B$

備註：加註網底者為最終建議佈置之啟發解($d^*=440$ 公尺)

最終之建議佈置為兩兩礁群間距為 440 公尺之情況，所建議之平面佈置位址細胞座標分別為(5, 1)、(6, 1)、(6, 2)、(6, 3)、(5, 3)、(4, 2)及(4, 3)等 6 個位置，花費成本 NT\$ 7001.76 萬元，可具有最大之碎形維度值 1.713，佈置圖則如圖 5.5 所示。

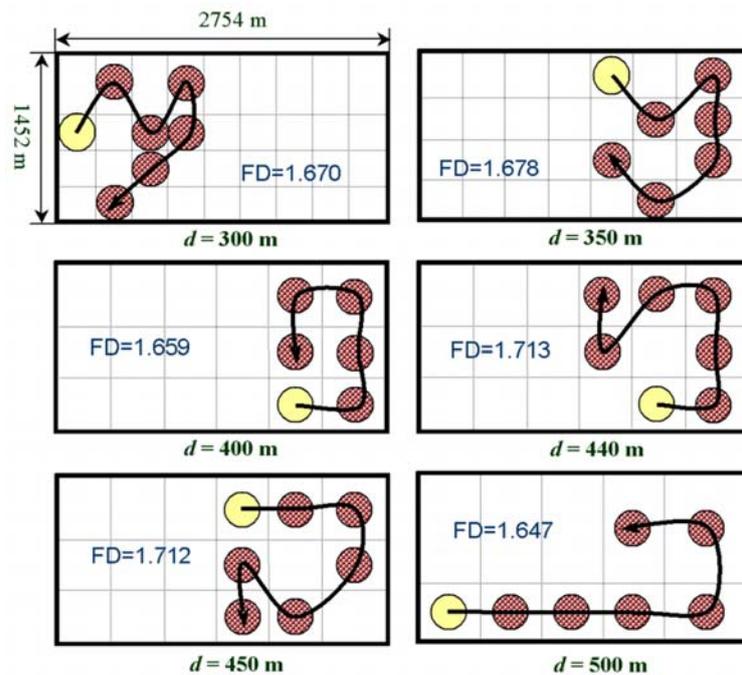


圖 5.4 不同模擬相鄰礁群間距 d 永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案之建議佈置圖(部分結果)

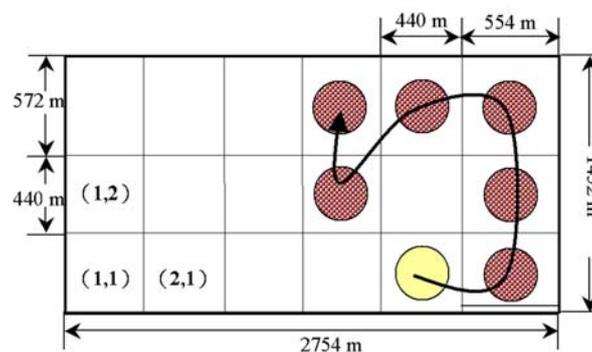


圖 5.5 特定保育策略下永安港外海人工魚礁生態區佈置設計案最終建議平面佈置圖
備註: 1).兩相鄰礁群建議之最佳間距為 440 公尺; 2).圖示之箭號表示 MSPA 搜尋最佳解過程之順序

雖然 Yoshimuda (1982)認為佈礁面積越大，聚魚效果越佳，因此魚礁

的佈設面積應越廣越好；然用魚礁佈滿一整個區域，不但須耗費大量魚礁，在有限的礁體資源下，其佈設面積亦無法大量的增加，因此理想之方式依學者 Grove & Sonu (1985)之見解應為成堆投放，並且堆堆相隔適當距離，以形成範圍廣大之魚礁區。此外 Bohnsack & Sutherland (1985) 建議，10~20 堆所形成之魚礁群間距應介於 300~500 公尺。從前述之模擬及計算結果可知，在最大化棲地景觀格局之複雜度下，不同兩相鄰礁群間距之設定亦可能導致不同之佈置型態(圖 5.4)及空間系統之複雜度。總而言之，本節所建議之最大複雜度佈置景觀格局依圖所示應以叢聚式(Cluster Type)設計為原則。

5.3 SS 策略下之棲地設計

在自然保育的課題裡，有一個長期有爭議的問題是：在總面積相同之情況下，設立一個大保護區(Single Large，簡稱 SL)較佳還是幾個小保護區(Several Small，簡稱 SS)更有利於保護物種多樣性，此即所謂 SLOSS 爭論(Single Large Or Several Small Debate)。而前述所謂大保護區或小保護區在島嶼生物地理學中或可視為大小不等且相互隔離之島嶼。因此以下首先就島嶼生物地理學之觀點討論保護區之設計，再透過細胞自動機之自由鄰域規則提出人工棲地之佈置設計。

5.3.1 島嶼生物地理學的觀點

景觀(Landscape)中綴塊(Patch)面積的大小、形狀以及數目對生物多樣性和各種生態學過程都會有影響(鄔建國，民 92)，根據島嶼生物地理學(Island Biogeography)理論(MacArthur and Wilson, 1967)，物種多樣性隨著

綴塊面積之增加而增加，但是除面積以外的景觀特徵對物種多樣性也是很重要的。MacArthur & Wilson (1967)認為，對單一島嶼上物種之豐富度取決於物種遷入(Immigration)和滅絕(Extinction)等兩個過程。由於任何島嶼上的生態位(Niche)或棲地的空額有限，因此若已定居的物種數目越多則新遷入種能夠成功定居的可能性就越小，而已定居種之滅絕機率則越大；換言之，對某一島嶼而言，遷入率和滅絕率將隨島嶼中物種豐富度的增加而分別呈現下降及上升的趨勢(Wu and Vankat, 1995)。而當遷入率與滅絕率相等時，島嶼物種豐富度則達動態平衡狀態，即雖然物種之組成不斷更新，但其豐富度數值保持不變。此外就不同島嶼而言，物種遷入率隨與大陸種庫(或稱種遷入源²)之距離增加而下降³；另一方面，島嶼面積越小，物種數量相對越小，因此由隨機因素所引起之物種滅絕率將會增加⁴。然而理論分析和野外數據都表明在某些情況下幾個小保護區較一個大保護區具有更多的物種。此乃因多個小保護區往往具有增加景觀棲地異質性⁵(Heterogeneity)，降低種內和種間競爭，減少某些疾病、干擾和外來種之傳播，以及提供更多的棲地給邊緣物種⁶之故(鄔建國，民92)。因此在島嶼生態學理論中，棲地與棲地間之隔離或孤立(Isolation)已被認為設計保護區(Reserve)之一重要考量(Usher, 1991)；在學者Ovaskainen (2002)總結多數有關保護區之目標為最大化現有既存物種之研究後，其認

² 以本研究之海洋人工棲地言，則可以是鄰近之天然珊瑚礁群(Coral Reefs)。

³ 由於不同物種在傳播能力方面的差異和島域隔離程度相互作用所引起的現象稱之為距離效應(Distance Effect)，參見鄔建國(民92)之說明。

⁴ 該現象稱為面積效應(Area Effect)；由此觀之，大保護區可維持較為穩定之物種生存。

⁵ 此亦即所謂空間異質性(Spatial Heterogeneity)，指的是某種生物學變量在空間分佈上的不均勻性及複雜程度。通常空間異質性是空間綴塊性(Patchiness)和空間梯度(Gradient)的綜合反映，其中綴塊性強調綴塊的種類組成特徵及空間分佈與配置關係，較異質性之概念更為具體；而空間梯度則指沿某一方面景觀特徵有規律逐漸變化之空間特徵(詳鄔建國，民92)。

⁶ 主要分佈在綴塊邊緣部分之物種稱之為邊緣種(Edge Species)。另外某些物種需要較穩定之環境條件，則往往集中分佈在綴塊之中心區，此類物種則稱之為內部種(Interior Species)，可參見鄔建國(民92)之討論。

為選擇數個小保護區(SS)會是較佳之設計策略⁷。因此在以空間複雜度(碎形維度值)最大化之設計前提下，如何使得礁群之佈置可呈現如圖 5.6 (b) 所示之多島景觀格局(Multi-Island Pattern)，是刻不容緩所需發展之課題。

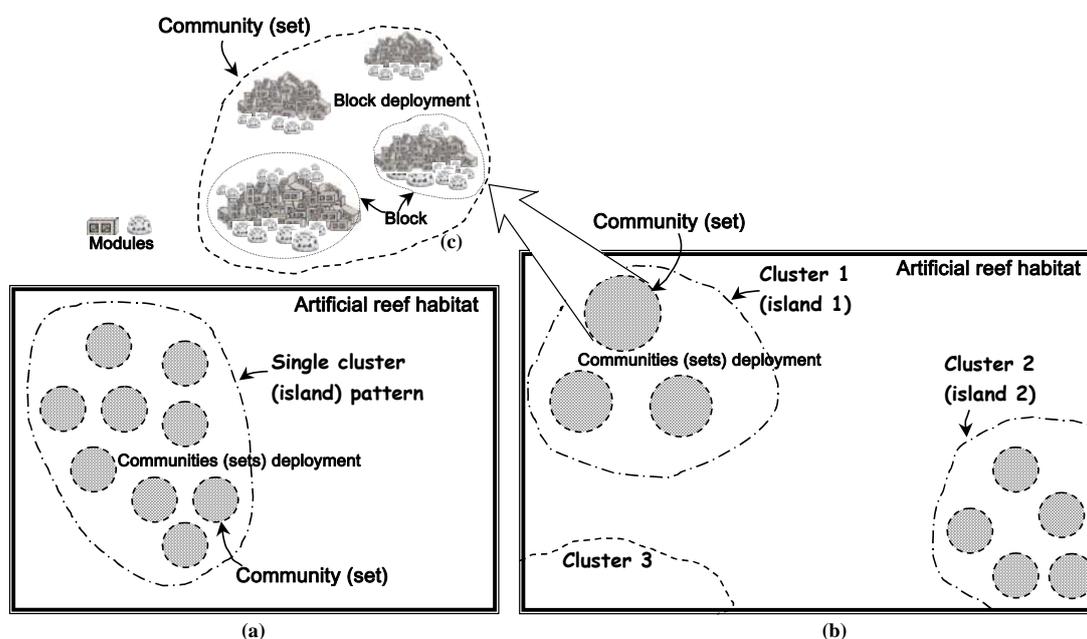


圖 5.6 人工魚礁棲地組成示意圖。該圖表示一個人工魚礁棲地係由數個人工魚礁礁群(artificial reef communities (sets))所組成；此外任一礁群則由數個人工魚礁礁堆(artificial reef blocks)所構成，參見圖示之(b & c)。至於圖示之(a)則表示受限於過去演算法(Lan and Hsui, 2006)及 CA 之鄰域規則，過去所建議且廣被採用之佈置格局係單一大之叢聚式(single large cluster)或稱單島(single island)佈置型態，換言之該佈置型態意指礁群之景觀格局以聚集式(aggregated clumped patter)之型態為主。當透過 EC 演算法及採用 CA 之自由規則後，則可以獲得特定保育策略(即 SS 策略)下之建議多島(或稱多叢叢聚式)佈置格局，如(b)所示。

5.3.2 細胞自動機自由鄰域規則的引入

在前述定率式碎形佈礁模型(DARCs model)中，因模擬所建議之礁群

⁷ 雖然有些學者認為，儘管小保護區能夠擁有更多物種，但大多可能僅是邊緣種而已。然而學者 Simberloff & Abele (1976)則認為，大部分實證之SLOSS研究所關心比較的是「究竟SL策略之棲地綴塊抑SS策略可擁有較多之物種，而非考慮這些物種是否可以存活」。鄔建國(民92)則進一步指出，這些爭論大都忽視了物種多樣性問題之複雜性，他認為自然保護問題時尚需考慮包括最小存活種群(Minimum Vible Population, MVP)、維持最小存活種群之最小面積(Minimum Vible Area, MVA)及維持生態系統完整性之最小面積等因素。

佈置位置係依據MSPA演算法及CA選擇八鄰規則⁸(或稱Moore規則，參見Batty (1997))，因此允許有機質之滲透(Percolation)可沿棲地綴塊之對角線移動；然而此種設計僅能佈置單一大島(即大保護區，參見圖 5.6 (a))之景觀格局，而不能進行多個小保護區之佈置設計；雖然DARCs 模型及其MSPA解法能結合工程、生態及成本等考量且對生態工程師之設計有所幫助，然在實務之運用上卻有失其一般性。因此本節將以Lan *et al.* (2007)所發展之演化計算(Evolution Computaion，簡稱EC)演算法，以採取CA之自由鄰域規則⁹分析討論多島佈置之景觀格局(如圖 5.6 (b)所示)。

由於在空間中之魚礁佈置可以有無限多種排列方式(Jordan *et al.*, 2005; Lan and Hsui, 2006a)，因此在進行碎形模擬分析之前必須透過空間網格離散的技术 (the technique of latticing habitat)，以使得該模型成為離散(Discrete)的空間模型，藉以除去過多令人感到困擾的候選解，使得該設計問題成為一具有有限個數候選解之集合。此外本研究利用細胞自動機(Cellular Automata，簡稱CA)的概念定義人工綴塊¹⁰(Artificial Patch)之成長過程(Contiguous Growth Process)。事實上CA乃近年來空間研究領域中發展相當快速的一種空間模擬工具，且在景觀生態學，尤其是空間格局之形成方面更有諸多之應用(Green and Sadedin, 2005)。其係指在空間網格(或稱cell，細胞)資料結構中，利用空間近鄰性，模擬其在空間的自動演化過程。因此對具有空間性之生態模擬過程是十分適合的。至於CA的運作，依學者Batty (1997)之見解則可區分為：網格¹¹(Cells)、網格型態

⁸ 在此有一假設前提是我們假定景觀中棲地細胞在空間上呈現隨機分佈，且所考慮之生物個體僅能透過棲地細胞(i.e., Habitat Patches)運動而不能跳躍過非棲地細胞。

⁹ 此處與八鄰規則所不同之假設為由於生物個體之遷移能力很強，因此可以跳躍過一個幾個非棲地細胞，可參見下圖5.7或鄔建國(民92)之說明。

¹⁰ 在本研究中亦即ARCs 或 ARBs。

¹¹ CA是由一組網格所構成，雖然在理論上網格可以是任何之幾何形狀，然目前大部分之CA研究皆是以規則排列之方格(lattice)為主。

¹²(States)、鄰近區¹³(Neighborhood)及演化規則¹⁴(Transition Rules)等四項。

以圖 5.7 而言，圖示之中心黑色細胞為現階段之 ARC 佈置位置，而與黑色細胞相鄰之灰色細胞則表示下一階段潛在可佈置之位置；進一步來說，該圖示之網格係代表位址細胞(Site Cells)，黑色細胞為初始佈置之位置，灰色則為候選位置，至於 ad 則為兩相鄰礁群或礁堆之間距(Adjoined Distance)，也就是於設計 CA 時所界定會相互影響之最小鄰近區距離。此外若以數學式表示，令 $\alpha_{(i,j)}^t$ (黑色細胞)為 t 時點位於座標 (i, j) 之初始佈礁位置，而在 $t+1$ 時點，候選位置所成之位址細胞集合滿足方程式：

$$\alpha_{(i,j)}^{t+1} = \phi[\alpha_{(i-ad,j-ad)}, \dots, \alpha_{(i,j)}, \dots, \alpha_{(i+ad,j+ad)}] \quad (2)$$

式中之 ϕ 即前述 CA 之鄰近區或稱鄰域規則(Neighborhood Rule)；

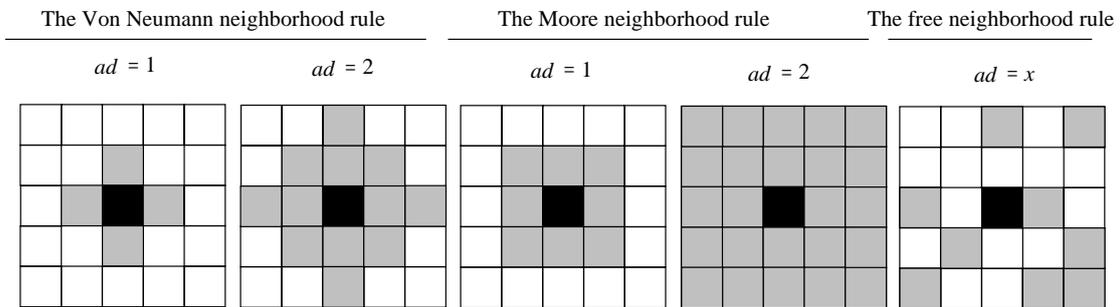


圖 5.7 網格細胞之鄰域規則。其中 ad 指的是中心網格最近的週遭網格或一定距離內的所有網格，若 $ad=1$ ，則指影響距離中心網格 1 網格之細胞。

一般而言，最常見之鄰域規則為 CA 的鄰近區是中心網格與其上下

¹² 每一個網格的內容是由一組有限之狀態來描述，而這些狀態的值域可以是二元(Binary)的。以本研究來說，我們所採用的是：空的(Null)、已被佔據的(Occupied)。

¹³ CA每一網格的狀態，會隨著其鄰近地區內的網格狀態進行變化，因此設計一個CA時需界定其會相互影響的鄰近區大小。一般來說，鄰近區可以是中心網格最近的週遭網格或一定距離內的所有網格。

¹⁴ 指的是每一個網格在下一個時間點的狀態，係由目前型態及其鄰近區網格對此網格影響的總組合決定。

左右四個網格所構成之 Von Neumann 規則(或稱四鄰規則)、或以其週遭的八個網格所構成之 Moore 規則(或稱八鄰規則)以及無一定鄰近距離限制(即 $ad=x$)之自由規則(Free Rule)，相關圖示如圖 5.7。以下本研究將提出一兩階段之景觀格局設計架構以進行海洋環境人工棲地之空間排列佈置(詳如圖 5.8 所示)。

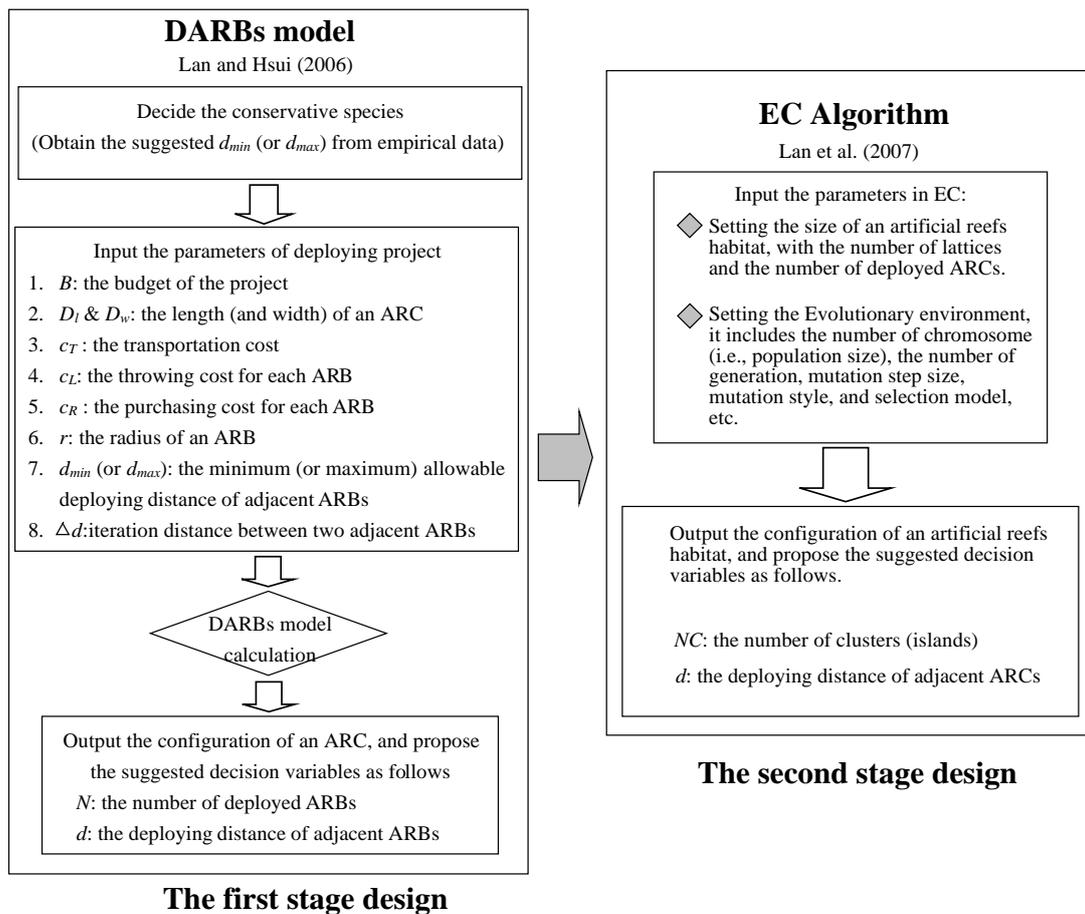


圖 5.8 結合佈礁模型及演化計算演算法之海洋環境人工棲地佈置設計架構圖。在第一階段，設計尺度著重在礁堆(ARBs)之空間排列，亦即決定單一礁群(ARC)內 ARBs 之佈置位置(參見前述之圖 5.6 (c))；而在該階段之設計，CA 所採用之鄰域規則係以較易形成聚集式(clumped)景觀格局之 Moore 規則為考量。而在第二階段則採用 CA 之自由規則，以演化計算演算法設計礁群(ARC)之排列，亦即此階段所考量的是單島或多島的佈置，而佈置目標則以構成特定保育目標(如 SS 策略)之多島景觀為設計方向(參見前述之圖 5.6(a)及圖 5.6(b))。

至於佈置之尺度則如同前述章節，著重於礁群之佈置，以 CA 採取自由鄰域規則配合 EC 演算法求得多島(或稱多叢叢聚式)佈置格局(Multi-Clusters Pattern)之啟發解。另一方面對於礁群內之礁堆(ARBs)佈置，則採用 CA 之八鄰規則，以使得礁堆可形成聚集式(Clumped)之景觀格局，該景觀格局如圖 5.6 (c)所示。具體來說，圖 5.8 可視為結合礁堆之佈置模型(DARBs model)及演化計算演算法，以設計具有最大複雜度之多島棲地景觀格局之設計架構圖，佈置型態將如同圖 5.6 (b)所示。

5.3.3 結果及討論

為提供一數值算例，假設今有一建構海洋人工棲地以為海洋保護區(Conservation Reserve)之委託設計案如下。除了以最大化棲地景觀格局之複雜度(碎形維度值)為目標函數外，也比較了傳統以工程師之經驗所佈置之單島佈置格局與利用EC演算法所建議之多島佈置格局之異同；此乃因目前在設計中較常被採用的魚礁佈置方式是聚集式¹⁵ (Clumped)之單島佈置景觀格局之故。

本研究的佈置模擬過程係在一空間幅度(Extent)為 25 公頃之矩形保護區內進行，其中該保護區佈置之設計尺度係為一具有 10 x 10 共計 100 格網格細胞，每格面積為 0.25 公頃之正方形網格細胞(即該景觀之粒度)所組成(參見圖 5.9)，而圖示之每個網格細胞指的是允許可佈置 ARC 之位置；此外該委託案之預算至多可以佈置達 13 座之礁群。EC 演算法之程式建構則以 C++程式語言撰寫(詳細請參見 Lan *et al.*, 2007)，而所採用之演化計算環境參數設定可設定如下。

¹⁵ 雖然 Yoshimuda (1982) 認為聚魚量通常會隨著所佈置的魚礁數量增加而增加，因此若能在整個海床均勻佈滿人工魚礁，成效必然較佳；然而在實務之運作上由於受限於成本的問題，因此佈滿整個海面的佈礁方式並不可行。

演化個體數目(Population Size)¹⁶，或稱染色體數(Number of Chromosome):12

演化代數(Number of Generation):1200

突變型態(Mutation Style): Cauchy

天擇形式(Selection Type): Ranking

初始化(Initialization)：均勻分佈¹⁷(Uniform Distribution)

上述演化代數指的是每次的演化實驗中，程式是讓 12 個演化個體(或稱 12 個基因)經過 1200 代的演化運算¹⁸，這樣是一次完整的演化實驗¹⁹(Epoch)。至於演化個體數設定為 12 即指有 12 個父代，經過突變²⁰(Mutation)，產生 12 個子代(暫時的)，再從這 24 個個體(即 12 + 12)中挑出 12 個真正的子代。而挑選的方法中最簡單的方式就是挑這 24 個個體中最好的 12 個，這種方式就叫作 ranking 式的天擇(Selection)；而這 12 個被挑選出之個體即是下一代(Evolution Generation)的父代。而上述的動作是一個generation，所以經過 1200 代，族群仍然維持 12 個個體。

由於 EC 具有隨機的特性(Stochastic Characteristics)，因此每次演化程式的執行不見得會找到相同的解，所以對每次的演化實驗都跑十次，然後找出其最佳的結果當作模擬之最佳解(i.e., performed 10 epochs and gets the best one as our simulation result)，其結果列如圖 5.9 之右圖。若以圖 5.9 之左圖代表過去主觀認知之單島佈置之景觀格局，經過運算可得其

¹⁶ 在計算科學這個領域常用 "individual" 來代表族群中的某個個體，此外有時又喜歡借用生物學上的名詞 "chromosome" 表示。

¹⁷ 即礁群之分佈是採用隨機分佈方式佈置。

¹⁸ 一般而言是做crossover, mutation及selection，然本研究是採用EC演算法，故省略crossover程序。

¹⁹ 然而由於EC之隨機性，因此並不保證每次的結果會相同，這也就是很多計算智慧(Computational Intelligent)的技術，例如 EC, Neural Network, Simulation Annealing, Ant Colony 等都必須採多次epoch的實驗來求得平均結果。

²⁰ 若是遺傳演算法(GA)則還要經過交配(crossover)，也就是染色體互換的過程。

碎形為度值(FD)為 1.29；而前述 EC 所建議之多島佈置格局(示如圖 5.9 之右圖) 其 $FD=1.55$ ，是一個呈現二小島佈置之景觀格局，由該結果可發現，EC 演算法所建議之多島佈置格局較主觀經驗設計下之單島佈置其碎形維度值較大。詳細之演化計算參數設定示如圖 5.10。

從上述模擬之結果可獲得如下在設計上新的看法。一、就以複雜度之設計觀點而言，由於定率式碎形之模擬過程具有高非線性之特徵，因此過去所認知之單島(Single Island Pattern)佈置並不見得就一定較多島佈置(Multi-Clusters Pattern)之棲地為佳(複雜)，雖然就以一般的認知，會認為單島佈置之格局通常較分散格局(Dispersal Patterns)之棲地系統具有較高之複雜度，然問題的關鍵應在於棲地格局所產生之空間複雜度與所佈置之礁群間距(Spacing)及棲地系統大小間之非線性關係(如第四章敏感性分析所述)。二、以保育之觀點而言，假若認定多島(SS)佈置為較佳之設計策略，則利用EC演算法可有效地協助我們佈置一多島格局之保育區，以補足Lan & Hsui (2006a, 2006b)所提演算法(即前述MSPA)之不足²¹。

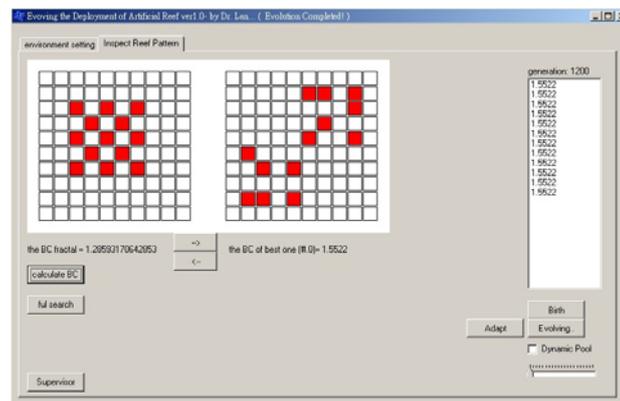


圖 5.9 單島及多島等兩種不同景觀格局之排列比較。圖示之紅色綴塊表示海洋保護區之建議礁群佈置位置，左圖為傳統之單島式均勻佈置(其 FD 值為 1.29)，至於右圖則為利用演化演算法所建議之多島佈置景觀格局，其 FD 值為 1.55。

²¹ 受限於CA之八鄰規則，因此僅能設計單島佈置之景觀格局。

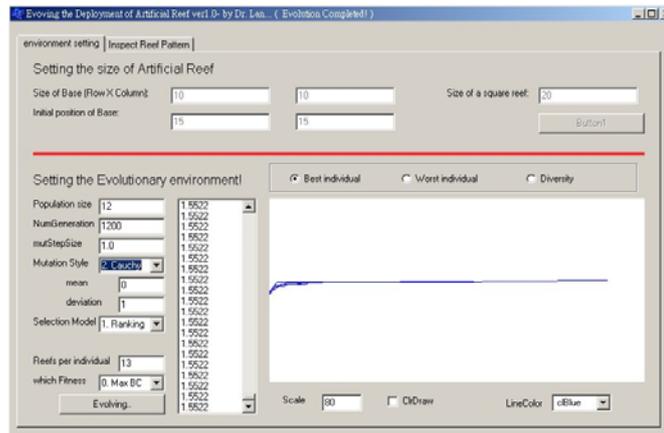


圖 5.10 演化計算演算法之參數設定視窗。其中 Population size: 12 指的是有 12 個父代之族群個體，NumGeneration: 1200 是執行演化的代數為 1200 代，mutStepSize: 1.0 則是用以取隨機數時的變動步伐，用它來和 Gaussian/Chauchy 隨機數作相乘就可得到一個變動值，將這個值加到父代就可得到子代。

第六章 進階棲地結構定量:空隙度指標之引入

本章將以景觀生態學(Landscape Ecology)之觀點持續探討人工棲地之佈置。由於景觀指數普遍存在一值多形的問題，因此本研究將導入空隙度指標以進階量化分類前述所設計之人工棲地景觀格局。

6.1 前言

在過去 20 年，景觀生態學不論是在理論及應用，均有長足之發展(Wu and Hobbs, 2002)，且在諸多實證研究下，其結果均顯示空間格局¹(Pattern)對許多生態過程²(Processes)具有很大之影響(Turner, 1989; Wiens *et al.*, 1993)，也因此促使景觀生態學領域內發展出諸多量化景觀格局之指標(Plotnick *et al.*, 1993)。事實上，透過景觀生態學之研究除了可讓我們更進一步了解棲地之組成配置對生物群聚之影響，進一步更可在資源逐漸耗減的今日，處理生態保育等相關課題。然而，就以景觀生態學之發展脈絡來看，景觀生態學之研究對象普遍針對陸地上之生物族群，再配合地理資訊系統(GIS)之技術及空間分析的工具以為研究。因此雖然棲地再造為生態保育所喊出的口號之一，但對陸地而言，卻常因土地取得困難等因素，迄今仍少有大規模的人工棲地建造計畫；因此就景觀生態之研究成果應用於塑造一有效的人工棲地以達到保育之目的，在實證方面仍乏善可陳(Lan *et al.*, 2007)。儘管如此，海洋環境在本質上卻擁有棲地再造之條件，並早已施行多年，此亦即前述之人工魚礁投放；唯人工魚礁之景觀格局目前仍常是依照工程師的經驗判斷來加以設計(Lan *et al.*,

¹ 廣義的說，它包括景觀組成單元的類型、數目以及空間分布與配置(參見鄔建國，民92)；然由於本文僅討論棲地佈置之空間分布，因此pattern或另譯做佈置之型態。

² 例如種群動態、生物體之傳播、捕食者與獵物之相互作用、群落演替、干擾傳播等等(鄔建國，民92)。

2004)，所能夠具體量化生態過程之方法實在是微乎其微。在文獻回顧一章中已指出，目前針對海洋生物所建議之棲地佈置建議僅有如魚礁體積大小或魚礁間距等原則可以依循。因此，若能夠透過景觀生態學家在陸地上之實證經驗以為海洋環境之人工棲地設計之方向，應是長久可行之路。

有幸的是，在 2004 年 Lan *et al.* (2004) 所提出之空間顯式數學模型及其求解演算法下，已可初步利用景觀生態學之觀點，規劃佈置較具經濟及生態效益之海洋環境人工棲地。而前述之數學模型主要建基於生物學家於實場野外之觀察及 May (1973) 對複雜度 - 多樣性之假設 (Complexity-Diversity Hypothesis)。具體來說，棲地結構之複雜度已被證實為對生物多樣性 (Biodiversity) 或生物量 (Biomass) 具正面之影響 (Shulman, 1984; Gorham and Alevizon, 1989; Bohnsack, 1990; Charbonnel *et al.*, 2002; Sherman *et al.*, 2002)，然而即使生態學家長久以來已意識到複雜度對空間格局設計上之重要性，但卻少能明確的應用於相關研究計畫案中³ (Cadenasso *et al.*, 2006)。事實上，學者 Cadenasso *et al.* (2006) 認為，系統複雜度可以分成三個層面加以討論，亦即空間 (Spatial) 面向 (討論空間異質性)、時間 (Temporal) 面向及組織 (Organizational) 面向 (強調功能性，Functional)；而在 Lan *et al.* (2004)、Lan & Hsui (2006a,b) 的研究，其複雜度則著重於景觀空間格局之異質性，並以離散式之綴塊 (Patches-Discrete) 模型來描述 (Cadenasso *et al.*, 2006)。Bohnsack (1990) 曾定義棲地空間複雜度係指在特定空間尺度下物體之空間排列形式及其對應量 (is the physical arrangement of objects in space and is depicted by their

³ 另外，根據 Bohnsack (1991) 的說法，要將複雜度的觀點引進設計中，其主要的困難點在於其定義難以定量 (not defined quantitatively)。本研究則進一步認為 Bohnsack 的講法可細分為兩個層面，一是複雜度量化指標的發展，二則為量化模型之求解演算法及計算科學模擬技術的發展。

type and quantity at a defined spatial scale)，此外前述屬性可以碎形維度⁴加以衡量，Myint & Lam(2005)更進一步具體指出，空間排列之複雜度或空間異質性可以利用碎形維度此一指標來量測；當碎形維度值越大則表示空間結構具有較大之複雜度 (Kostylev *et al.*, 2005).

然而迄今所有之研究皆顯示，雖然碎形維度可以用以量化描述景觀所呈現之空間格局特徵，然而若僅單獨利用碎形維度指標來量化空間結構卻面臨無法適當的描述空間格局所呈現之「質地」(Textures)及獲得滿意之分類結果。而這正是景觀指數所普遍存在的一個問題，亦即「一值多形」的問題(Mandelbrot, 1983; Plotnick *et al.*, 1993)；所謂一值多形指的是不同之空間格局可以具有相同之景觀指數值，就連具有同樣碎形維度值的物體也可以是不同形狀的(Mandelbrot, 1983; 鄔建國, 民 92)。幸運的是，基於多尺度的空隙度分析(Lacunarity Analysis)方法的提出，則可以避免此一弊端。空隙度的概念緣起於碎形幾何學，最初是被用來定量確定固體物質中孔隙的幾何結構和分布(Mandelbrot, 1983)。換言之，藉由進階之空隙度指標量化空間景觀格局，可以進一步定量具有同一碎形維度值但卻有完全不同佈置型態之人工棲地所成之集合，因其景觀外貌之不同是因具有不同之空隙度(Plotnick *et al.*, 1993; Dong, 2000)。簡言之，本章之目標則在提出一新的兩階段設計程序，以空隙度指標來進階量化並分類前述章節所提出之「以碎形為基礎」的棲地設計(參見 Lan *et al.*, 2004; Lan and Hsui, 2006a,b)，藉以提供生態工程師及管理者於人工棲地設計過程一有效補足碎形不足之工具。

⁴ 此部份我們已在文獻回顧一章中有所提及，在此我們再次引用學者Sun *et al.*, (2006)之見解，碎形維度為碎形幾何發展而來，其不但可用以描述自然現象之幾何複雜度，更可用以描述更複雜之形體，例如景觀之空間格局。

6.2 空隙度指標

如同前述，對於同一碎形維度值之景觀格局可能擁有不同之棲地空間結構。因此，本節將引入另一新的景觀指標，亦即空隙度，以分辨由定率式碎形所模擬產生之棲地景觀。事實上，空隙度最早之發展是被用來定量固體物質(Solid Objects)內空洞(Gaps)或孔隙(Lacunae)之幾何排列(Mandelbrot, 1983; Lin and Yang, 1986; Allain and Cloitre, 1991)；更明確地說，在Mandelbrot提出碎形理論後，他認為碎形維度對於空間特徵紋理或空間排列仍存在一問題，亦即其難以提供完整的空間紋理特徵資訊，因此具不同紋理特徵的碎形集合(Fractal Sets)卻可能有相同的碎形維度值⁵。然而藉由引入空隙度分析觀念，Mandelbrot認為即使具相同的碎形維度值的不同紋理特徵，在碎形分析法難以判別的情況下，利用空隙度分析方法，因其擁有不同的空間紋理，因而可得出不同的空隙度值而加以區別。而在Mandelbrot 提出空隙度概念後，學者Plotnick *et al.* (1993)將此一概念推廣使用於景觀生態學(Landscape Ecology)之領域，將空隙度想像成是對景觀質地(Texture)中空隙特徵和分佈的一種度量(i.e., describe gaps in habitat coverage)，具有均勻間隙的同質景觀其空隙度值較低，而具有許多大小差異顯著間隙的異質景觀的空隙度則較高。Plotnick *et al.* (1993)更進一步指出，空隙度指標是描述空間綴塊性⁶(Patchiness)的一種指標，它可以提供多尺度 (Multiple Scales) 空間訊息並檢測棲地系統之聚集度⁷(Contagion) 及分散性 (Dispersion)。至於空隙度值之估計則可以重複在某一範圍內之空間尺度計算空間系統內綴塊之變異數與平均數之比值，

⁵ 此乃因不同的紋理外貌卻可能擁有相同的綴塊變異數或平均值有關。

⁶ 為景觀生態學之專有名詞，指的是強調綴塊的種類組成特徵及空間分佈與配置關係(鄔建國，民92)。

⁷ 根據O'Neill (1988)的講法，聚集度係反映景觀中不同綴塊類型的非隨機性或聚集程度，若一個景觀由許多離散的小綴塊組成，則其聚集度值較小；反之當景觀中以少數大綴塊為主或同一類型綴塊高度連接時，其聚集度的值則較大。

以確定不同空間異質性之差異(Plotnick *et al.*, 1993)。另外由於空隙度可以量測景觀系統之異質性或聚集度，因此根據研究，具有較高異質性(more heterogeneous feature)之景觀或較複雜之空間排列(more complex spatial arrangement)其空隙度值較高(Myint and Lam, 2005)，而具有均勻間隙的同質景觀其空隙度值較低。為了計算空隙度值，學者Allain & Cloitre (1991)提出一計算簡單明瞭之演算法(straightforward and computationally simple algorithm)，稱之為滑動框演算法(Gliding Box Algorithm)，茲敘述其主要概念如下。

當在給定滑動框邊長大小為 r 之情況下，滑動框內綴塊質量 S 之分佈可以透過關係式 $n(S, r)/N(r)$ 將之轉換成 $Q(S, r)$ 之機率分配，其中 $n(S, r)$ 為在滑動框邊長為 r 之情況下含有綴塊質量 S 之次數， $N(r)$ 則為移動之滑動框總數；假若該景觀系統之解析度(或空間粒度)係為一長具有 M_l 寬具有 M_w 個網格細胞，則 $N(r) = (M_l - r + 1)(M_w - r + 1)$ 。

至於在滑動框邊長大小為 r 之情況，其空隙度值(以符號 $\Lambda(r)$ 表示)可以定義為綴塊質量 S 之二階動差(Second Moment) $E(S^2)$ ，對一階動差平方之比值。亦即：

$$\Lambda(r) = \frac{E(S^2)}{[E(S)]^2} \quad (3)$$

式中之分母 $E(S)$ 亦可表示為 $Z^{(1)} = E(S) = \sum SQ(S, r)$ ，為滑動框每次取樣中所含綴塊網格細胞的平均值，分子 $E(S^2)$ 則是其方差，或表示為

$Z^{(2)} = E(S^2) = \sum S^2 Q(S, r)$ 。此外由於綴塊質量 S 之變異數 $Var(S)$ 定義為：

$Var(S) = E[(S - \bar{S})^2] = E[S^2 - 2S\bar{S} + \bar{S}^2] = E(S^2) - \bar{S}^2$ ，經移項後可得綴塊質量之二階動差為 $E(S^2) = Var(S) + \bar{S}^2$ ；再將此關係式代回(3)式中，則可推得空

隙度值之另一常用表示式如下。

$$\Lambda(r) = \frac{\text{Var}(S)}{[E(S)]^2} + 1 \quad (4)$$

6.3 滑動框演算法

計算空隙度之方法有很多種(鄔建國，民 92)，其中廣為目前所使用的計算方式即為Allain & Cloitre(1991)所提出之「滑動框演算法」(Gliding Box Algorithm)，這種算法採用一個滑動框(通常採用方形)對空間數據進行系統的、最詳盡的再取樣(Systematic and Exhaustive Resampling)，再計算方差與均值之比。以下將透過一實例以逐步演算之方式描述滑動框演算法。設今有一 $5 \times 5 = 25$ 個網格大小之棲地系統(參見圖 6.1 (a))，其中綴塊⁸(Patches)網格佔有 $P\%$ 之比例，接著利用 0、1 變數將此棲地空間系統轉換為一「二元影像」(Binary Image)，以形成所謂滑動框可茲以採樣之空間數據系統(如圖 6.1 (b)所示)；轉換的過程是將綴塊所在之網格(圖示之灰色部分)標示為「1」，其餘基質⁹(Matrix)，也就是白色網格的部分則標示為「0」。再利用一長 \times 寬大小為 $r \times r$ 之滑動框疊加於此空間數據系統之左上角(參見圖 6.1 (c)，此處所採用之滑動框邊長為 $r = 2$)，則可計算出在此滑動框內所包含之綴塊數目(Patches Number)，亦稱為滑動框內之綴塊質量(Box Mass)，以符號 S 表示。

接著該正方形之滑動框向右移動一單位，亦即移動一單位粒度¹⁰(Grain)之大小(參見圖 6.1 (d))，然後再計算出其相應之綴塊質量；而當

⁸ 亦即指某一特定之棲地型態(i.e., classifying to a particular habitat type)。

⁹ 在景觀中為構成整體環境之最主要組成因子，以前述之人工魚礁生態區言，基質即為砂質底床。

¹⁰ 粒度，或空間粒度為景觀生態學之專有名詞，指的是最小可辨識單元所代表的特徵長度、面積或體積(鄔建國，民92)，亦即圖示之網格細胞。

滑動框之向右移動觸碰至該圖之邊界後，接著將滑動框往下移動一單位並移至圖示之最左邊，並重複前述之步驟直至該滑動框已移動過該景觀之所有部分。而一開始之滑動框長度為 $r = 2$ ，亦即其大小為包含四粒度之正方格，在滑動框已移動完該景觀之所有部分後，接著以新的滑動框大小再重複前述滑動框之步驟。換言之，將矩形滑動框之邊長相繼擴大直至等同於景觀大小之幅度¹¹(Extent)，亦即圖示之 5×5 大小。接著計算滑動框綴塊質量之頻率分配，將不同綴塊質量所發生之次數除以移動之滑動框總數後，即 $n(S, r) / N(r)$ ，可將前述之綴塊質量次數轉換為綴塊質量之機率分布 $Q(S, r)$ 。因此空隙度可以透過該機率分布配合滑動框內出現綴塊之變異數及平均值而求得。

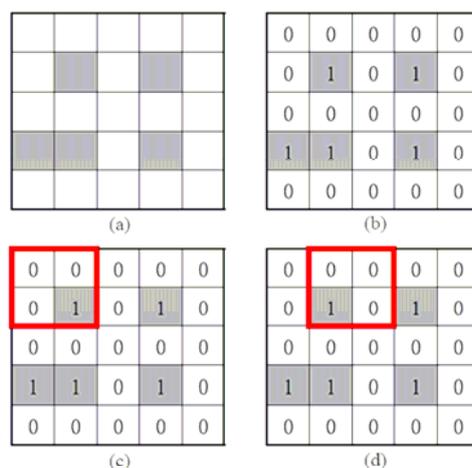


圖 6.1 對一微型景觀(microlandscape)操作滑動框演算法示意圖。該演算法第一步係將該景觀空間系統轉換成二元影像數據圖，其中圖示之灰色網格代表綴塊(patch)所佔據之位置，以 1 表示，其餘網格則以 0 表示。利用滑動框，可以計算出滑動框內之綴塊質量 S ；而後滑動框每經一次移動一格(pixel)，並系統化地再取樣後，可計算出綴塊質量發生頻率，經轉換成綴塊質量之機率分布後可計算出該微型景觀之空隙度。

¹¹ 幅度，或空間幅度為景觀生態學之專有名詞，指的是研究區域之空間範圍(鄔建國，民92)。

6.4 數值範例

本節將以一數值算例介紹以滑動框演算法計算空間系統之空隙度。當透過前述之定率式碎形模型得到建議之人工棲地佈置集(Deployment Set)，接著空隙度指標則可以引入為設計第二階段指標，以進階量化並分類具有相同複雜度(或 FD 值)但不同排列型態之景觀。此外在本節之案例介紹中，除了計算景觀型態之空隙度外，並利用空隙度指標來分辨該人工棲地景觀排列之不同。

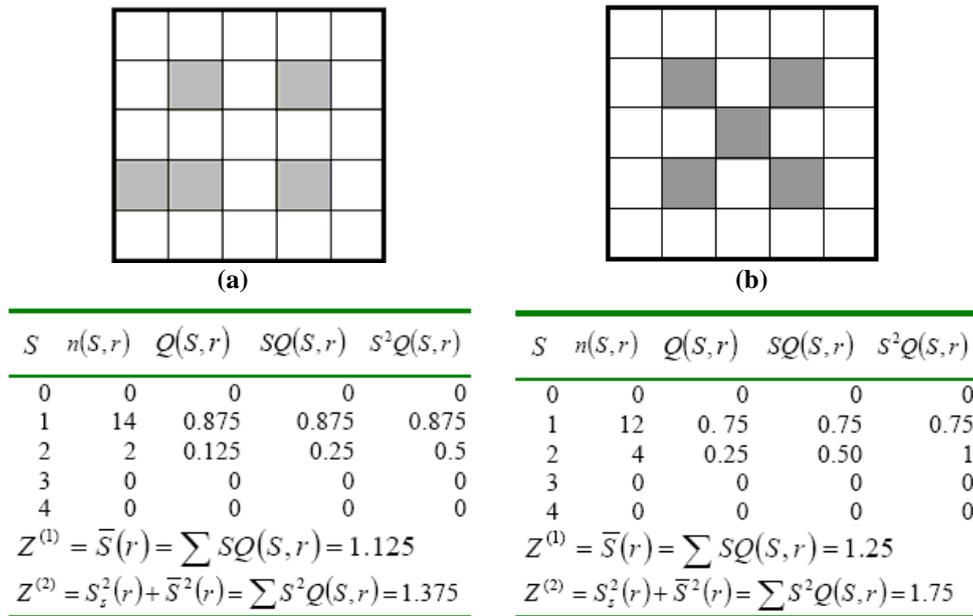


圖 6.2 具有相同碎形維度值之空間排列空隙度比較圖。圖(a)及圖(b)皆具有相同之碎形維度值($FD=1.3505$)；且圖示係為一具有 $5 \times 5=25$ 格矩形網格細胞之景觀，經執行滑動框演算法，並選取滑動框之邊長為2 (i.e., $r=2$)，則可以分別計算出滑動框內之綴塊質量 S ，滑動框之綴塊質量次數分配 $n(S,r)$ ，以及綴塊質量次數分配所轉換之機率分布 $Q(S,r)$ ；此時 $N(r)=16$ 。再分別計算出綴塊質量 S 所對應之一階及二階動差(first and second moments of patches mass S) $Z^{(1)}$ 及 $Z^{(2)}$ ，則空隙度可以公式： $\Lambda(r) = Z^{(2)} / (Z^{(1)})^2$ 算出。因此可求出上圖之空隙度分別為 (a) $\Lambda(2)=1.0864$, (b) $\Lambda(2)=1.12$ 。

備註：以上僅計算滑動框邊長等於2之情況

圖 6.2 之案例係兩個具有相同碎形維度值($FD = 1.3505$)，但具有不同排列型態之景觀。而在該景觀系統¹²中，其內含有 5 個矩形綴塊(或想像成本文前述之ARC)分別佔據 5 個不同網格細胞位置。由外在之佈置型態觀之，(a)、(b)圖示之景觀，明顯屬於不同之排列格局；然經計算該二圖卻具有相同之空間複雜度(FD值)，因此可利用空隙度指標來界定該二圖之空間排列紋理特徵之差異。在設定滑動框之邊長為 2 之情況下，計算結果顯示，圖 6.2 (b)之空隙度值較圖 6.2 (a)為高，計算過程詳列於圖示中，然該差異並不明顯(相差約 0.04)；因此依Plotnick *et al.* (1996)之建議，將不同滑動框邊長大小所計算出之空隙度值點繪於雙對數圖紙上，以進一步了解該二景觀排列格局所呈現之空間訊息(示如圖 6.3)。

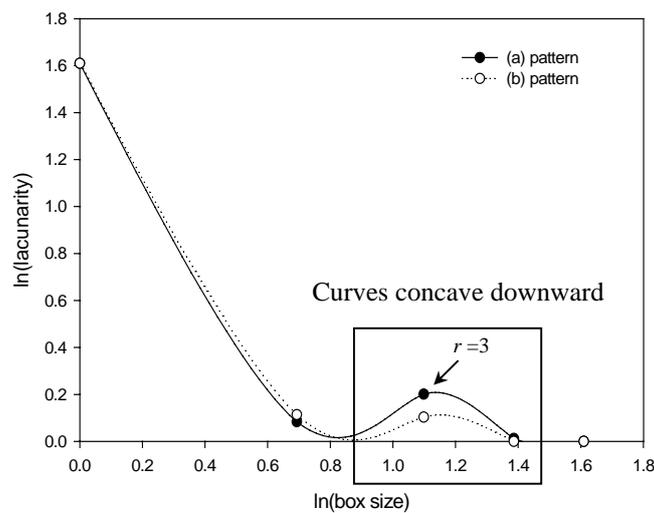


圖 6.3 不同空間排列型態之空隙度比較圖。本圖係利用滑動框演算法計算具相同碎形維度值($FD = 1.3505$)但排列不同景觀之空隙度值與滑動框大小之關係(空間排列請參照圖 6.2)

備註：座標軸皆取對數值

事實上，根據 Plotnick *et al.* (1993)之研究指出，空隙度值常受詳盡取樣之滑動框大小影響(Lacunarity values are affected by the size of the

¹² 該景觀系統係一長、寬分別具5格網格細胞大小，共計25格矩形網格之面積。

gliding box used to exhaustively sample an image classified into patch and interpatch pixels)；當滑動框大小增加的時候，空隙度值會減少。而在圖 6.2 之比較案例中可以發現，由於 $r=3$ 之滑動框邊長較為敏感 (Sensible)，因此較適合用以比較該二圖之空間排列紋理特徵差異，該二圖之空隙度分別為(a)： $\Lambda(3)=1.2222$ 、(b)： $\Lambda(3)=1.1088$ (參見圖 6.3)。因此實際上(a)圖之空間排列具有較高之空隙度值。

一般來說，凹口向上(Concave Upward)之空隙度曲線表示具有隨機散佈之空洞缺口(gaps are randomly distributed)所形成之空間格局(Spatial Pattern)，且其空隙度值較低；相反的凹口向下(Concave Downward)之空隙度曲線則表示空間之紋理(Texture)格局由聚集式(Clumped)之綴塊所組成並有較高之空隙度值。本節所提出之案例將討論並分類如下節所述。

6.5 討論

在Plotnick *et al.* (1993)對空隙度曲線之研究中，他們指出空隙度指標實質上為空間格局之幾何函數(lacunarity is a function of the geometry of the patterns)。此外，空隙度值之大小對空間中物體之幾何分佈、給定大小之空間中綴塊所佔之比例及所衡量之尺度(Scale)具敏感性；亦即與其他景觀指數相比，空隙度分析由於可同時提供多尺度(Multi-Scale)空間訊息，因此適合用以檢驗景觀的等級結構¹³(Hierarchical Structure)、自相似性、隨機性以及聚集性等特徵(鄔建國，民 92)。Plotnick *et al.* (1993, 1996)及Dale (2000)更進一步指出，當空間結構內之空隙(Voids)或空洞缺口(Gaps)幾乎是均質(Homogeneously)且均勻(Evenly)地散佈時，則空隙度值

¹³ 根據等級理論，複雜系統可以看做是由具有離散性等級層次(discrete hierarchical level)組成的等級系統，而強調等級系統的這種離散性反映了自然界中個種生物和非生物學過程往往有其特定的時空尺度，也是簡化對複雜性系統的描述和研究的有效手段(鄔建國，民92)。

將會變小；相反地，對佔有相同比例綴塊之空間而言，具有不同大小之空洞缺口，並在空間之分佈上具異質性(Heterogeneously Distributed)者，則會有較高之空隙度。Plotnick並說明這種可能具有較少，但較大空洞缺口(fewer, but larger gaps)之景觀，可呈現出高聚集度(Contagion)之空間格局。因此若在兩個具有相同比例之綴塊空間系統中，其中之一其綴塊具有相互聚集(Clump Together)之傾向，則其空隙度將高於另一綴塊隨機(Randomly)散佈者。換言之，高空隙度值所代表的是相對較為聚集之空間排列格局或具有較大較完整空洞缺口之景觀排列(詳請參見Plotnick *et al.*, 1993, 1996 及Wu *et al.*, 2006 之討論)。

因此空隙度亦可用以描述空洞缺口大小之分佈，具有低空隙度之幾何物體通常其綴塊是均質且有秩序地(Uniformly)排列(Dong, 2000; Walk *et al.*, 2004)；空間格局越規則，則移動框內之綴塊質量則較不具有變異(the more regular the pattern, the less variance there will be between box masses)，以 Plotnick *et al.* (1993)所提出之完美棋盤空間格局(Perfect Checkerboard Pattern)為例，其空隙度值 $\Lambda = 1$ 。此外 Plotnick *et al.* 於 1996 年提出一具體之一維格局(One-Dimensional Patterns)空隙度模擬，根據其模擬結果，若將不同大小空隙度之空間格局依序由高至低排列，則可分別分類為叢聚式(Cluster)、隨機聚集式(Random Clumps)、隨機式(Random)及規則式(Regular)等四種空間格局；因此若將該一維格局推廣至二維平面之空間排列，則該景觀結構應可如圖 6.4 所示。

接著再比較前一節所提之具相同複雜度但不同空隙度之人工棲地空間排列後，可初步結論圖 6.2 (a)，即具有較高空隙度者，相對圖 6.2 (b)言較接近於叢聚式或聚集式之空間格局。

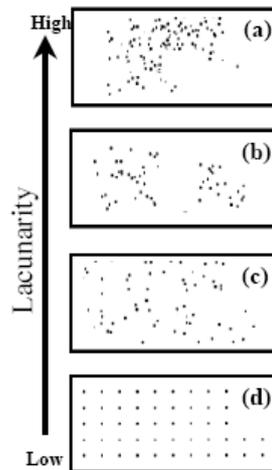


圖 6.4 四個具有相同數目綴塊但空間分佈不同之二維景觀格局空隙度比較示意圖。由圖中可知，空隙度較高者表示景觀格局較傾向於聚集(clumping)；此外隨機式之綴塊排列其空隙度值較規則排列者為高。

備註：(a): 叢聚式格局(cluster pattern)，(b):隨機聚集式格局 (random clumps pattern)，(c): 隨機式格局(random pattern)，(d):規則式格局(regular pattern)

雖然 Walk et al. (2004)曾指出，空隙度指標於生態學上之應用迄今仍未明朗，本研究則說明了透過空隙度指標之協助，或許可為景觀生態學中定率式碎形分析提供另一有用之協助。在 Lan & Hsui(2006a)之研究中指出，若以碎形理論建構最大複雜度之棲地為前提，則人工棲地的佈置以叢聚式格局為較佳；Milne(1991)亦認為由於食物較為集中之故，因此動物的棲所傾向於叢聚式之景觀格局，此外，在 Harris (1984)之研究中亦指出，當棲地面積被分解成小型且散佈廣泛之綴塊之際，則物種存活及維持之機率將會隨著對食物及空間取得之壓力以及遷徙困難等因素而下降。因此，一旦利用本研究所提出之定率式碎形模式(Lan et al., 2004)模擬最佳之人工棲地佈置格局，則空隙度指標除了可協助決策者進一步定量棲地之特徵並加以具體分類其空間系統之格局，並可以加以區隔出其所須之設計。總而言之，透過空隙度指標確實是一確保景觀格局分類之一有效方法。

第七章 結論

知名景觀生態學家鄔建國(民 92)曾說：「植物和動物群之生長和繁殖除了需要足夠數量的棲地外，往往還需景觀中棲地綴塊間有一定程度之連接」。換言之，所有生態學過程都在不同程度上受到綴塊之間的距離和排列格局的影響。本研究除了從田野調查之生態學家的觀察出發，由觀察空間複雜度對生物群聚現象之影響進而提出 DARC_s 模型，考量計畫之執行成本、效益，再配合景觀生態學的理论提出進階之棲地景觀質地定量以處理海洋環境人工棲地佈置設計問題。事實上在講求跨領域整合的今日，本研究確實能以量化之棲地複雜度觀點相互整合生物學家的觀察及管理科學的工具，並應用於實務工程之設計上。此外本研究對景觀之電腦模擬結果，除了可提供佈礁工程師一參考方向外，更可提供生態學家於人工棲地佈置，尤其是在魚礁之群聚(Grouping)及礁群之間距(Spacing)等課題能有另一新的啟發。

此外對多數之景觀指標而言，其總是面臨「一值多形」之窘境，即使是碎形分析亦無法避免。然而透過基於多尺度的空隙度分析則可以進階量化棲地之景觀，以分類區辨 DARC_s 模式所建議佈置之景觀格局。整體而言，本研究所提出之佈礁模型及其相關演算法除了可協助決策者設計指引外，更可讓生態學家以該模擬之結果進一步去發掘空間景觀格局與物種富足度之關係；儘管本研究在量化空間複雜度之過程中仍有限制存在，但我們相信本研究所提出之 DARC_s 模型及其演算法所模擬之人工棲地結果，對未來景觀生態學之研究與調查具有啟發性之意義。誠如 Bohnsack (1990, p.424) 所言：「無論如何，瞭解棲地複雜度所扮演之角色，無疑的是可在漁業管理方面提供重要且實務之應用」。後續若能在實

場試驗中再進一步驗證本研究所提 DARC 模式並加以修正，相信更可增進我們對於區域景觀格局生物多樣性之瞭解。

7.1 主要研究成果及貢獻

一、研究成果

本研究之主要研究成果可羅列如後所示。

- (一)、本研究所建立之 DARC model 可利用已知之預算、成本(礁體、運輸、施放)，加上相關之環境參數的設定，建議出符合生態需求之人工魚礁佈置。
- (二)、在礁群之佈置方面，叢聚式之景觀格局易較有較大之系統複雜度，然複雜度之大小仍視礁群間距與計畫空間大小而定。
- (三)、根據本研究對景觀格局之模擬結果顯示，棲地系統複雜度與礁群間距、及其相對應之佈礁系統大小確實存在一非線性之關係。此結果亦呼應 Jordan *et al.* (2005)對於模場試驗中魚礁間距與聚集物種之相對豐度(Abundance)及富足度(Richness)之關係。
- (四)、在參數敏感性分析方面，本研究認為(1)單位礁群購買成本愈高或礁體施放成本愈高，皆導致所能購買之礁數愈少，進而所得到建議佈置解之 FD 值愈低，此二成本參數皆屬於較敏感之參數。而當購礁成本或礁體施放成本較高之際，所能購買之礁體數量則相應減少，此時若能適時的提升兩兩礁群之間距將可有助於系統複雜度提高；此外選擇易於施工(投放)的礁體所節省之成本亦可用以添購魚礁礁體，對提升棲地系統之複雜度將有所助益。(2)佈礁運輸成本對購買之礁數及 FD 值之影響，屬較不敏感之參數。(3)礁群擴散半徑

愈大，所得到建議佈置解之 FD 值愈高。(4)佈礁計畫預算愈高，所能購買之礁數及建議佈置解之 FD 值皆愈高，然而本研究也模擬出當預算超過某一門檻值後，棲地之複雜度將不再提昇；此現象暗示該人工棲地系統已達其環境負載力，此時再多之資源投入，反易形成浪費。

(五)、針對特定物種之保育，可藉由考量決策者所決定之族群損失率及物種之擴散係數(移動能力)，獲得符合特定保育策略下之保護區形狀(長寬值)，再配合 DARC model 佈置。

(六)、空隙度指標確實可解決碎形維度一值多形的問題，並協助決策者進階量化並分類棲地之景觀格局。

總而言之，本研究提出一定率式碎形應於模擬人工棲地景觀之典範，而其結果並可提供實際工程人員之參考。

二、研究貢獻

事實上，人工魚礁之設計雖然著墨於複雜度之觀點甚多，但多偏於魚礁單體之設計上，在空間設計方面，除了 Lan *et al.* (2004) 有初步加以探討礁群之空間設計外，至今仍鮮有更深入之文章提出。整體而言，本研究之主要貢獻除了將生態學家對於自然界抽象之空間複雜度觀念以數學模型建構並具體討論外，更透過空間離散網格化之方式，使得可以利用電腦進行有效之處理計算，而獲得考量成本預算下之魚礁礁群建議佈置解。後續若能配合生態學家之實場試驗，並適時修正，相信必更能增進本模型之適用性。茲將本研究對於學術研究及國家發展之貢獻說明如下。

對學術研究之貢獻：

複雜度雖為廣為人知之影響生態學之因子，唯如何量化及具體的建構適合生物棲息的環境，目前該類的研究仍極為缺乏；此外，對不同的海洋生物而言，其體型大小及游泳速度各有不同，如何針對特定物種建構適宜之人工棲地場所，以因應保育之風潮都是刻不容緩之問題，此外，複雜度對不同之物種之影響層面為何，在進行生物學之現場試驗之前，唯有能具體掌握及設計棲地之複雜度始能進一步設計之。因此本研究之研究成果可以提供生物及海洋領域之學者以為現場試驗之基礎。

對國家發展及其他應用領域之貢獻：

由文獻回顧及目前國內外之專利資料可知，目前並未有任何一套技術或規範可明確的指導人工魚礁礁群(生態系統)的設計人員進行設計，因此，極易造成過度拋放人工魚礁入海，致形成資源的浪費。雖說魚礁投放入海必有聚魚之成效，然在資金有限之情況下，如何創造出最有效益的聚魚環境，以避免資源之浪費，應當是急需考量的方向；此外，人工魚礁的投放對近海漁業資源日漸匱乏的台灣而言，是一有效復育漁業資源之方式，更是漁業署之重點政策之一。因此，有效的佈置魚礁系統以取代隨意拋放魚礁之決策過程應為刻不容緩之要務。本研究之研究成果後續若能提供其他工程領域學者之參考，適時地修正模式，甚至將該模式之佈置方法列為施工規範，則將更提高本研究所影響層面之廣度。

7.2 建議未來研究方向

事實上，誠如 Palmer (1992)所言，景觀之電腦模擬除了提供生態學家探索環境變化所造成之空間綴塊幾何佈置與物種共存及物種富足度之

關係外，更可引領我們有進一步不同的想法。一些進階的問題可羅列如後，例如景觀複雜度與物種之關係(包含兩兩綴塊間距對不同物種之影響)、綴塊大小與不同物種保育設計之關係、不同類型綴塊(例如功能性不同之魚礁組合)所形成之鑲嵌體(Mosaic)對物種多樣性之影響等。而要進階處理這些問題，則首要釐清及提昇我們所感興趣現象之基本生態過程知識，至於對理論模型之模擬求解方面，則更需要有計算智慧的協助配合；換言之後續之研究仍亟須跨領域之結合與相輔相成始可達成。

參考文獻

一、中文部分

- [1] 朱承天(民90)，漁業要聞，漁業推廣，176期，4-6頁。
- [2] 佐藤修(民73)，人工魚礁，日本水產協會。
- [3] 邵廣昭(民68)，化滄海為良田的人工魚礁，科學月刊，114期。
<http://203.68.20.65/science/content/1979/00060114/0003.htm>
- [4] 邵廣昭(民77)，北部海域設置人工魚礁之規劃研究，中央研究院動物研究所專刊，第十二號。
- [5] 張崑雄(民65)，人工魚礁，中央研究院動物研究所專刊，第一號。
- [6] 黃材成(民84)，巨型人工魚礁之設計、模型實驗研究及海上投放作業之可行性評估計畫期末報告，台灣省漁業局。
- [7] 鄔建國(民92)，景觀生態學-格局、過程、尺度與等級，台北：五南圖書出版。
- [8] 歐錫祺(民81)，台灣西北部人工魚礁效益評估，人工魚礁調查研究報告彙集(二)，農委會漁業特刊，第三十二號，14-46頁。

二、英文部分

- [1] Abelson, A. & Shlesinger, Y. (2002), Comparison of the development of coral and fish communities on rock-aggregated artificial reefs in Eilat, Red Sea, ICES Journal of Marine Science, Vol. 59, Supplement, pp. S122-S126.
- [2] Abelson, A. (2006), Artificial reefs vs coral transplantation as restoration tools for mitigating coral reef deterioration: benefits, concerns, and proposed guidelines, Bulletin of Marine Science, Vol. 78, No. 1, pp. 151-159.
- [3] Acosta, C.A. (2002), Spatially explicit dispersal dynamics and equilibrium population sizes in marine harvest refuges, ICES Journal of Marine Science, Vol. 59, No. 3, pp. 458-468.
- [4] Allain, C. & Cloitre, M. (1991), Characterizing the lacunarity of random and deterministic fractal sets, Physical Review A, Vol. 44, No. 6, pp. 3552- 3558.
- [5] Allemand, D., Debernardi, E. & Seaman, W.Jr. (2000), Artificial reefs in the Principality of Monaco: protection and enhancement of coastal zones. In: Artificial Reefs in European Seas, pp. 151-166. Ed. by A.C. Jensen, K.J. Collins,

and A.P.M. Lockwood. Kluwer.

- [6] Alligood, K.T., Sauer, T.D. & Yorke, J.A. (1996), Chaos: An Introduction to Dynamical Systems, Springer Press, New York.
- [7] Ambrose, R.F. Swarbrick, S.A. (1989), Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California, Bulletin of Marine Science, Vol. 44, No. 2, pp. 718-733.
- [8] Baien, M. (2001), Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance, Ocean and Coastal Management, Vol. 44, No. 3-4, pp. 241-259.
- [9] Batty, M. (1997), Cellular automata and urban form: a primer, Journal of the American planning Association, Vol. 63, pp. 266-274.
- [10] Beck, W.M. (1998), Comparison of the measurement and effects of habitat structure on gastropods in rocky intertidal and mangrove habitats, Marine Ecology Progress Series, Vol. 169, pp. 165-178.
- [11] Bellman, R. (1957), Dynamic programming, New Jersey: Princeton Univ. Press.
- [12] Bohnsack, J.A. & Sutherland, D.L. (1985), Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities, Bulletin of Marine Science, Vol. 37, No. 1, pp. 11-39.
- [13] Bohnsack, J.A. (1990), Habitat structure and the design of artificial reefs. In: S.S. Bell, E.D. McCoy, H.R. Mushinsky (Eds.), Habitat Structure: The Physical Arrangement of Objects in Space, Chapman and Hall, London, pp.412-426.
- [14] Bohnsack, J.A., Johnson, D.L. & Ambrose, R.F. (1991), Ecology of artificial reef habitats and fishes, In: W. Seaman, Jr. (Ed.), Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries, Academic Press Inc, New York, pp. 61-107.
- [15] Buczkowski, S., Kyriacos, S., Nekka, F. & Cartilier, L. (1998), The modified box-counting method: analysis of some characteristic parameters, Pattern Recognition, Vol. 31, No. 4, pp. 411-418.
- [16] Buechner, M. (1987), Conservation in insular parks: simulation models of factors affecting the movement of animals across park boundaries, Biological Conservation, Vol. 41, No. 1, pp. 57-76.
- [17] Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A. & Grove J.M. (2006), Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history, Ecological Complexity, Vol. 3, No. 1, pp. 1-12.
- [18] Carleton, J. H. & Sammarco, P.W. (1987), Effects of substratum irregularity on

- success of coral settlement: quantification by comparative geomorphological techniques, Bulletin of Marine Science, Vol. 40, No. 1, pp. 85-98.
- [19] Carr M.H & Hixon, M.A. (1995), Predation effects on early post-settlement survival of coral-reef fishes, Marine Ecology Progress Series, Vol. 224, pp.31-42.
- [20] Chang, K.S. (1985), Review of artificial reefs in Taiwan: Emphasizing site selecting and effectiveness. Bulletin of Marine Science, Vol.37, No. 1, pp. 143-150.
- [21] Charbonnel, E., Serre, C., Ruitton, S., Harmelin, J.G. & Jensen, A. (2002), Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast), ICES Journal of Marine Science, Vol. 59, Supplement, pp. S208-S213.
- [22] Connell, S.D. & Jones, G.P. (1991), The influence of habitat complexity on postrecruitment processes in a temperate reef fish population, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 151, No. 2, pp. 271-294.
- [23] Collins, K.J., Jensen, A.C. & Lockwood, A.P.M. (1991), Artificial reef project - Poole Bay programme, Progress in Underwater Science, Vol.16, No. 1, pp. 75-84.
- [24] Collins, K.J. & Jensen, A.C. (1999), Artificial reefs. In C.P. Summerhayes, and S.A. Thorpe, J. (Eds.), Oceanography: An Illustrated Guide, Wiley & Sons, New York, pp. 259-272.
- [25] Dale, M.R.T. (2000), Lacunarity Analysis of Spatial Pattern: A Comparison, Landscape Ecology, Vol. 15, No. 5, pp. 467-478.
- [26] Dong, P. (2000), Lacunarity for spatial heterogeneity measurement in GIS, Geographic Information Sciences, Vol.6, No. 1, pp. 20-26.
- [27] Downing, N., Tubb, R.A., El-Zahr, C.R. & McClure, R.E. (1985), Artificial reefs in Kuwait, Northern Arabian Gulf, Bulletin of Marine Science, Vol. 37, No. 1, pp. 157-178.
- [28] ERM (1998), Fisheries resources and fishing operations in Hong Kong waters. Final Report to the Hong Kong SAR Government, Agriculture and Fisheries Department. Environmental Resources Management Consultants, Hong Kong Ltd.
- [29] Fast, D.E. & Pagen, F.A. (1974), Comparative observations of an artificial reef and natural patch reefs off southwestern Puerto Rico. In L. Colunga and R. Stone (Eds.), Proceedings: Artificial reef conference. Texas A&M Univ., TAMU-SG-74-103, pp. 49-50.
- [30] Fujii, Y. (1982), Reef conditions required by target species of fish, In S. F. Vik,

- (Ed.), Japanese artificial reef technology, Aquabio, Inc., 2957 Sunset Blvd., Bellair Bluffs, FL.Tech. Rep.604, pp. 296-299.
- [31] Game, M. (1980), Best shape for nature reserves, Nature, Vol.287, pp. 630-632.
- [32] Gorham, J.C. & Alevizon, W.S. (1989), Habitat complexity and the abundance of juvenile fishes residing on small-scale artificial reefs, Bulletin of Marine Science, Vol. 44, No. 2, pp. 662–665.
- [33] Green, D.G. & Sadedin S. (2005), Interactions matter: complexity in landscapes and ecosystems, Ecological Complexity, Vol. 2, No. 2, pp.117-130.
- [34] Grigg, R.W. (1994), The international coral reef initiative: conservation and effective management of marine resources, Coral Reefs, Vol. 13, No. 4, pp. 197-198.
- [35] Grove, R.S. & Sonu, C.J. (1985), Fishing reef planning in japan, In F.M. D'Itri (Ed.), Artificial reefs: Marine and freshwater applications, Lewis Publishers, Inc. Chelsea, Michigan, pp187-251.
- [36] Grove, R.S., Sonu, C.J. & Nakamura, M. (1991), Design and engineering of manufactured habitats for fisheries enhancement. In W. Seaman, Jr. (Ed.), Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries, Academic Press Inc, New York, pp.109-152.
- [37] Harris, L. (1984), The fragmented forest, Chicago: University of Chicago press.
- [38] Heaps, L.M., Picken, G.B. & Ray, S. (1997), Site Selection and environmental criteria - a case study. In A.C. Jensen (Ed), European Artificial Reef Research. Proceedings of the first EARRN conference, March 1996 Ancona, Italy, pp. 123-140.
- [39] Helvey, M. & Smith, R.W. (1985), Influence of habitat structure on the fish assemblages associated with two cooling-water intake structures in southern California, Bulletin of Marine Science, Vol. 37, No. 1, pp.189-199.
- [40] Hinrichsen, D. (1997), Coral reefs in crisis, BioScience, Vol. 47, No. 9, pp. 554-558.
- [41] Hixon, M.A. & Beets, J.P. (1989), Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs, Bulletin of Marine Science, Vol. 44, No. 2, pp. 666-680.
- [42] Hughes, T.P. (1994), Catastrophes, phase shifts, and largescale degradation of a Caribbean coral reef, Science, Vol. 265, No. 5178, pp. 1547-1551.
- [43] Hung, M.S., Shanker, M. & Hu, M.Y. (2002), Estimating breast cancer risks

- using neural networks, Journal of the Operational Research Society, Vol. 53, No. 2, pp. 222-231.
- [44] Jensen, A.C. (2002), Artificial reefs of Europe: perspective and future, ICES Journal of Marine Science, Vol. 59, Supplement, pp. S3-S13.
- [45] Jensen, A.C., Collins, K.J. & Lockwood, A.P.M. (2000), Artificial Reefs in European Seas, Kluwer.
- [46] Jordan, L.K.B., Gilliam, D.S. & Spieler, R.E. (2005), Reef fish assemblage structure affected by small-scale spacing and size variations of artificial patch reefs, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol.326, No. 2, pp.170-186.
- [47] Kennish, R., Wilson, K.D.P., Lo, J., Clarke, S.C. & Laister, S. (2002), Selecting sites for large-scale deployment of artificial reefs in Hong Kong: constraint mapping and prioritization techniques, ICES Journal of Marine Science, Vol. 59, Supplement, pp. S164-S170.
- [48] Kostylev, V.E., Erlandsson, J., Ming, M.Y. & Williams, G. A. (2005), The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: fractal application on rocky shores, Ecological Complexity, Vol. 2, No. 3, pp. 272-286.
- [49] Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G. R., O'Neill V. & Coleman, P.R. (1987), Landscape patterns in a disturbed environment, Oikos, Vol. 48, No. 3, pp. 321-324.
- [50] Kunin, W.E. (1997), Sample shape, spatial scale and species counts: implications for reserve design, Biological Conservation, Vol. 82, No. 3, pp. 369-377.
- [51] Kuwatani, Y. (1982), On the fish gathering mechanisms of reefs, In S. F. Vik, (Ed.), Japanese artificial reef technology, Aquabio, Inc., 2957 Sunset Blvd., Bellair Bluffs, FL.Tech. Rep.604, pp. 260-268.
- [52] Lan, C.H., Chen, C.C. & Hsui, C.Y. (2004), An Approach to Design Spatial Configuration of Artificial Reef Ecosystem, Ecological Engineering, Vol. 22, No. 4-5, pp. 217-226.
- [53] Lan, C.H. & Hsui, C.Y. (2006a), Insight from complexity: A New Approach to Designing the Deployment of Artificial Reef Communities, Bulletin of Marine Science, Vol. 78, No. 1, pp. 21-28.
- [54] Lan, C.H. & Hsui, C.Y. (2006b), The Deployment of Artificial Reef Ecosystem: Modelling, Simulation and Application, Simulation Modelling Practice and

- Theory, Vol. 14, No. 5, pp. 663-675.
- [55] Lan, C.H., Lan, K.T. & Hsui, C.Y. (2007), Application of fractals - create an artificial habitat with several small (SS) strategy in marine environment. Ecological Engineering (in press).
- [56] Lauren, M.K. (2002), Firepower concentration in cellular automaton combat models-an alternative to Lanchester, Journal of the Operational Research Society, Vol. 53, No. 6, pp. 672-679.
- [57] Li, B.L. (2000), Fractal geometry applications in description and analysis of patch patterns and patch dynamics, Ecological Modelling, Vol. 132, No. 1-2, pp. 33-50.
- [58] Lin, B. & Yang Z.R. (1986), A suggested lacunarity expression for Sierpinski carpets, Journal of Physics A: Mathematical and General, Vol. 19, No. 2, pp. L49-L52.
- [59] Lindberg, W.J.& Relini, G. (2000), Integrating evaluation into reef project planning. In: W. Seaman, Jr. (Ed.), Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats, CRC press, pp. 195-235.
- [60] Loehle, C. (1990), Home range: A fractal approach, Landscape ecology, Vol. 5, No. 1, pp.39-52.
- [61] Lok, A., Metin, C., Ulas, A. & Tokac, A. (1998), The comparison of the effects on fish compositions of artificial reef in the two designs off Dalyankoy (Izmir, Turkey): preliminary result. In European Artificial Reef Research Network (EARRN) Final Report & Recommendations.
- [62] MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967), The Theory of Island Biogeography, Princeton University Press.
- [63] Mandelbrot, B.B. (1975), Stochastic models for the Earth's relief, the shape and the fractal dimension of the coastlines, and the number-area rule for islands. Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America, Vol. 72, No. 10, pp. 3825-3828.
- [64] Mandelbrot, B.B. (1983), The Fractal Geometry of Nature, W.H. Freeman, San Francisco, CA 468 pp.
- [65] Mathews, H. (1985), Physical and Geological Aspects of Artificial Reef Site Selection. In F.M. D'Itri (Ed.), Artificial reefs: Marine and freshwater applications, Lewis Publishers, Inc. Chelsea, Michigan, pp. 141-148.
- [66] May, R.M. (1973), Stability and Complexity in Model Ecosystems, Princeton

University Press, Princeton, NJ.

- [67] McCormick, M.I. (1994), Comparison of field methods for measuring surface topography and their associations with a tropical reef fish assemblage, Marine Ecology Progress Series, Vol. 112, pp. 87-96.
- [68] McGurrin, J.M., Stone, R.B. & Sousa, R.J. (1989), Profiling United States artificial reef development, Bulletin of Marine Science, Vol. 44, No. 2, pp. 1004-1013.
- [69] Milinski, M. (1986), Constraints placed by predators on feeding behaviour. In: T. J. Pitcher (Ed), The behavior of teleost fishes, Johns Hopkins University Press, pp. 236-252.
- [70] Milne, B.T. (1991), The utility of fractal geometry in landscape design, Landscape and Urban Planning, Vol. 21, No. 1-2, pp. 81-90.
- [71] Milon, J.W., Holland, S.M.& Whitmarsh, D.J. (2000), Social and economic evaluation methods. In: W. Seaman, Jr. (Ed.), Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats, CRC press, pp. 165-194.
- [72] Morse, D.R., Lawton, J.H., Dodson, M.M. & Williamson, M.H. (1985), Fractal dimension of vegetation and the distribution of arthropod body lengths, Nature, Vol. 314, pp. 731-733.
- [73] Myint, S.W. & Lam, N. (2005), A study of lacunarity-based texture analysis approaches to improve urban image classification, Computers, Environment and Urban Systems, Vol.29, No. 5, pp. 501-523.
- [74] Nakamura, M. (1982). Hydraulic structure of reefs, In S. F. Vik, (Ed.), Japanese artificial reef technology, Aquabio, Inc., 2957 Sunset Blvd., Bellair Bluffs, FL.Tech. Rep.604, pp. 165-179.
- [75] Nakamura, M. (1985), Evolution of Artificial Fishing Reef concepts in Japan, Bulletin of Marine Science, Vol. 37, No. 1, pp. 271-278.
- [76] Normant, F. & Tricot, C. (1993), Fractal simplification of lines using convex hulls, Geographical Analysis, Vol. 25, No. 2, pp. 118-129.
- [77] Ogawa, S., Takeuchi, R & Hattori, H. (1977), An estimate for the optimum size of artificial reefs, Bulletin of the Japanese Society of Fisheries Oceanography, Vol. 30, pp.39-45.
- [78] Ogawa, Y. (1982), Basic theory, In S. F. Vik, (Ed.), Japanese artificial reef technology, Aquabio, Inc., 2957 Sunset Blvd., Bellair Bluffs, FL.Tech. Rep.604, pp. 99-137.

- [79] Ogden, J.C. (1976), Some aspects of herbivore–plant relationships on Caribbean reefs and seagrass beds, Aquatic Botany, Vol. 2, pp. 103-116.
- [80] Okubo, A. (1980), Diffusion and ecological problems: mathematical models, Biomathematics, Vol. 10, Springer, Berlin.
- [81] O’Leary, E., Hubbard, T. & O’Leary, D. (2001), Artificial Reefs Feasibility Study, Coastal Resources Centre National University of Ireland Cork.
- [82] O’Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt, B., Christenson, S.W., Dale, V.H. & Graham, R.L. (1988), Indices of landscape pattern, Landscape Ecology, Vol. 1, No. 3, pp. 153-162.
- [83] Ovaskainen, O. (2002), Long-term persistence of species and the SLOSS problem. Journal of Theoretical Biology, Vol. 218, No. 4, pp. 419-433.
- [84] Palmer, M.W. (1992), The coexistence of species in fractal landscapes, The American Naturalist, Vol.139, No. 2, pp. 375-397.
- [85] Plotnick, R.E., Gardner, R.H. & O’Neill, R.V. (1993), Lacunarity indices as measures of landscape texture, Landscape Ecology, Vol. 8, No. 3, pp. 201-211.
- [86] Plotnick, R.E., Gardner, R.H., Hargrove, W.W., Prestegard, K. & Perlmutter, M. (1996), Lacunarity analysis: A general technique for the analysis of spatial patterns, Physical Review E, Vol. 53, No. 5, pp. 5461-5468.
- [87] RanDall, J.E. (1963), An analysis of the fish populations of Artificial and natural reefs in the Virgin Islands, Caribbean Journal of Science, Vol. 3, No. 1, pp. 31-47.
- [88] Richmond, R. H. (1993), Coral reefs: present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance, American Zoologist, Vol. 33, No. 6, pp. 524-536.
- [89] Rounsefell, G.A. (1972), Ecological effects of offshore construction, Journal of Marine Science, Vol. 2, pp. 1-208.
- [90] Sawaragi, T., Ryu, C.R., Kusumi, M. (1984), Numerical Simulation of Flow pattern Around a Fish Aggregation Device, Coast Engineering in Japan, Vol. 27, pp.109-118.
- [91] Schonewald-Cox, C.M. & Bayless, J.W. (1986), The boundary model: a geographical analysis of design and conservation of nature reserves, Biological Conservation, Vol. 38, No. 4, pp. 305-322.
- [92] Schroeder, M. (1991), Fractals, chaos, power laws, Freeman, New York.
- [93] Seaman, W. Jr. & Sprague, L.C. (1991), Artificial habitat practices in aquatic

- systems. In: W. Seaman, Jr. (Ed.), Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries, Academic Press Inc, New York, pp. 1-29.
- [94] Seaman, W. Jr. (1996), Does the level of design influence success of an artificial reef? Proceedings of the 1st European Artificial Reef Research Network conference. Ancona, Italy, pp. 123-140.
- [95] Sherman, R.L., Gilliam, D.S. & Spieler, R.E. (2002), Artificial reef design: void space, complexity and attractants, ICES Journal of Marine Science, Vol. 59, Supplement, pp. S196-S200.
- [96] Shulman, M.J. (1984), Resource limitation and recruitment patterns in a coral reef assemblage, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 74, No. 1, pp. 85-109.
- [97] Simberloff, D. & Abele, L.G. (1976), Island biogeography theory and conservation practice, Science, Vol. 191, No. 4224, pp. 285 – 286.
- [98] Spieler, R.E., Gilliam, D.S., & Sherman, R.L. (2001), Artificial substrate and coral reef restoration: what do we need to know to know what we need, Bulletin of Marine Science, Vol. 69, No. 2, pp. 1013-1030.
- [99] Stamps, J.A., Buechner, M. & Krishnan, V.V. (1987), The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat, The American Naturalist, Vol. 129, No. 4, pp. 533-552.
- [100] Stephens, D.W. & Krebs, J.R. (1986), Foraging Theory. Princeton Univ. Press.
- [101] Stone, R.B. (1974), Artificial reefs and costal fishery resources, 10th space Congress, Cocoa Beach, Florida.
- [102] Sugihara, G. & May, R.M. (1990), Applications of fractals in ecology, Trends in Ecology and Evolution, Vol. 5, No. 3, pp. 79-86.
- [103] Sun, W., Xu, G., Gong, P. & Liang, S. (2006), Fractal analysis of remotely sensed images: A review of methods and applications, International Journal of Remote Sensing, Vol. 27, No. 22, pp. 4963-4990.
- [104] Turchin, P. (1998), Quantitative analysis of movement, Sinauer Press, NY.
- [105] Turner, C.H. (1970), Artificial reefs. In F.E. Firth (Ed.), The encyclopedia of marine resources, Van Nostrand Reinhold, New York.
- [106] Turner, M.G. (1989), Landscape ecology: the effect of pattern on process, Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 20, pp. 171-197.
- [107] Usher, M.B. (1991), Habitat structure and the design of nature reserves. In: S.S.

- Bell, E.D. McCoy and H.R. Mushinsky (Eds), Habitat structure: the physical arrangement of objects in space, Chapman and Hall, New York, pp. 373-391.
- [108]Walk, T.C., Van Erp, E. & Lynch, J.P. (2004), Modelling applicability of fractal analysis to efficiency of soil exploration by roots, Annals of Botany. Vol. 94, No. 1, pp. 119-128.
- [109]Walton, J. M. (1979), Puget Sound artificial reef study, Atate of Washington, Depth of Fish., Tech. Rep. 50, 130pp.
- [110]White, A.T. (1990), Artificial reefs for marine habitats enhancement in Southeast Asia, International center for living aquatic resources management , Manila, Philippines.
- [111]Wiens, J.A., Stenseth, N.C. van Horne, B. & Ims, R.A. (1993), Ecological mechanisms and landscape ecology, Oikos, Vol. 66, No. 3, pp. 369-380.
- [112]Wilson, K.D.P. Leung, A.W.Y. & Kennish, R. (2002), Restoration of Hong Kong fisheries through deployment of artificial reefs in marine protected areas, ICES Journal of Marine Science, Vol. 59, Supplement, pp. S157-S163.
- [113]Wu, J. & Hobbs, R. (2002), Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis, Landscape ecology, Vol. 17, No. 4, pp. 355-365.
- [114]Wu, J. & Vankat J.L. (1995), Island biogeography: theory and application. In W.A Nierenberg (Ed.), Encyclopedia of environmental biology, San Diego: Academic press, pp.371-379.
- [115]Wu, Y., Wang, N. & Rutchey, K. (2006), An analysis of spatial complexity of ridge and slough patterns in the everglades ecosystem, Ecological Complexity, Vol. 3, No. 3, pp. 183-192.
- [116]Yoshimuda, N. C. (1982), Discussion of installation planning, In S. F. Vik, (Ed.), Japanese artificial reef technology, Aquabio, Inc., 2957 Sunset Blvd., Bellair Bluffs, FL.Tech. Rep.604, pp. 137-165.
- [117]Yoshimuda, N. & Masuawa, H. (1982), Suitable conditions for reef installation, In S. F. Vik , (Ed.), Japanese artificial reef technology, Aquabio, Inc., 2957 Sunset Blvd., Bellair Bluffs, FL.Tech. Rep.604, pp. 137-146.

附錄

附錄一 盒計演算法之 FORTRAN 程式語法

```
subroutine fdim(iix,x,y,no,xlen,ylen,r,dim)
```

```
dimension xx(100),yy(100),s(100),n(100),mm(iix,iix)
```

```
dimension x(625),y(625),slog(iix),anlog(iix)
```

```
do 10 i=1,100
```

```
    xx(i)=0.0
```

```
    yy(i)=0.0
```

```
10 continue
```

```
s(1)=1.0
```

```
n(1)=1
```

```
do 11 i=2,iix
```

```
    s(i)=1./float(i)
```

```
    grix=xlen/float(i)
```

```
    griy=ylen/float(i)
```

```
do 12 j=1,i+1
```

```
    xx(j)=grix*(j-1)
```

```
12 continue
```

```
do 13 j=1,i+1
```

```
    yy(j)=griy*(j-1)
```

```
13 continue
```

```
do 21 ii=1,iix
```

```
do 21 jj=1,iix
```

```
    mm(ii,jj)=0
```

21 continue

do 20 k=1,no

```
do 14 j=1,i
    if((x(k)-r).ge.xx(j) .and. (x(k)-r).lt. xx(j+1)) then
        minx=j
    endif
14 continue
```

```
do 40 j=1,i
    if((x(k)+r).gt.xx(j) .and. (x(k)+r).le. xx(j+1)) then
        maxx=j+1
    endif
40 continue
```

```
do 15 j=1,i
    if((y(k)-r).ge.yy(j) .and. (y(k)-r).lt. yy(j+1)) then
        miny=j
    endif
15 continue
```

```
do 41 j=1,i
    if((y(k)+r).gt.yy(j) .and. (y(k)+r).le. yy(j+1)) then
        maxy=j+1
    endif
41 continue
```

do 22 lx=1,i

do 22 ly=1,i

if(lx.ge.minx .and. lx.lt.maxx .and. ly.ge.miny .and. ly.lt.maxy) then

```
mm(lx,ly)=1
```

```
endif
```

```
22 continue
```

```
20 continue
```

```
ino=0
```

```
do 23 lx=1,i  
do 23 ly=1,i  
if(mm(lx,ly).eq.1) then  
ino=ino+1  
endif  
23 continue
```

```
if(ino .eq. 0)then
```

```
ino=ino+1
```

```
endif
```

```
n(i)=ino
```

```
11 continue
```

```
do 24 i=1,iix  
slog(i)=alog10(1./s(i))  
anlog(i)=alog10(float(n(i)))  
24 continue
```

```
call reg(slog,anlog,iix,dim)
```

```
return
```

```
end
```

subroutine reg(x,y,iix,slope)

dimension x(iix),y(iix)

xsum=0.0

ysum=0.0

```
do 10 i=1,iix
    xsum=xsum+x(i)
    ysum=ysum+y(i)
10 continue
```

xbar=xsum/float(iix)

ybar=ysum/float(iix)

xysum=0.

xxsum=0.

```
do 11 i=1,iix
    xysum=xysum+(x(i)-xbar)*(y(i)-ybar)
    xxsum=xxsum+(x(i)-xbar)**2
11 continue
```

slope=xysum/xxsum

return

end

附錄二 特定保育策略下保護區建議長、寬之求解

根據 Buechner (1987) 及 Stamps *et al.* (1987) 的研究，對保護區內常住物種族群之損失主要來自於邊界之移動過程而非物種之自然死亡，因此損失率可以表示為如下(A2.1)及(A2.2)式。

$$\lambda_s = (D_s + 1)^\rho \quad (\text{A2.1})$$

$$\rho = \frac{P}{A} \quad (\text{A2.2})$$

其中 λ_s (族群 s 之損失率) 及 D_s (物種 s 之擴散係數) 皆為特定保育政策下之給定參數。此外保護區之面積 A 通常是受限於政治及經濟因素的考量而決定，因此由式(A2.1)，可以導得特定物種在族群損失率為 λ_s 之情況下之受限滲透率(即所謂保護區之邊界條件)，如下：

$$\rho = \frac{\ln(\lambda_s)}{\ln(D_s + 1)} \quad (\text{A2.3})$$

假設保護區之形狀為矩形則其周長 P 及面積 A 分別可以 $P = 2(D_l + D_w)$ 及 $A = D_l \times D_w$ 表示，其中 D_l 及 D_w 分別為保護區之長、寬。由於(A2.2)式恆等於(A2.3)式，亦即

$$\rho = \frac{2(D_l + D_w)}{A} = \frac{\ln(\lambda_s)}{\ln(D_s + 1)} \quad (\text{A2.4})$$

將 $D_l = \frac{A}{D_w}$ 代入(A2.4)式中，則可以得到如下之關係式。

$$\frac{2\left(\frac{A}{D_w} + D_w\right)}{A} = \frac{\ln(\lambda_s)}{\ln(D_s + 1)} \quad (\text{A2.5})$$

接著再對(A2.5)式進行化簡，可得 D_w 之一元二次方程式如下。

$$2[\ln(D_s + 1)]D_w^2 - 2A\ln(\lambda_s)D_w + 2A\ln(D_s + 1) = 0 \quad (\text{A2.6})$$

解方程式(A2.6)，則可得保護區之建議長 (D_l)、寬 (D_w) 分別為

$$\frac{A\ln\lambda + \sqrt{(A\ln\lambda)^2 - 16A[\ln(D+1)]^2}}{4[\ln(D+1)]} \quad , \quad \frac{A\ln\lambda - \sqrt{(A\ln\lambda)^2 - 16A[\ln(D+1)]^2}}{4[\ln(D+1)]} \quad .$$

個人簡歷

學歷

- 南華大學管理科學研究所博士 (09/2004 ~ 01/2008)
- 南華大學環境管理研究所 管理碩士 (09/2002 ~ 07/2004)
- 國立台灣大學土木工程研究所水利組 工學碩士 (09/1995 ~ 07/1997)
- 國立中山大學海洋環境學系 工學士 (09/1991 ~ 07/1995)

研究領域

- 管理/經濟方面：自然資源管理、水資源管理、賽局理論、管理決策科學
- 生態/環境方面：生態工程、景觀生態學、海洋保護區規劃與設計
- 工程/最佳化方面：空間最佳化設計、數值分析與模擬

近五年學術著作目錄

(A) 國外學術期刊論文(# Corresponding author)

1. Lan, C.H., Chen, C.C., and **Hsui, C.Y.**, 2004. An Approach to Design Spatial Configuration of Artificial Reef Ecosystem. *Ecological Engineering* 22(4-5): 217-226. (SCI)
2. Lan, C.H., **Hsui C.Y.** and Wei, L.C., 2005. A Complexity Perspective to Deploy Artistic Exhibits. *Journal of the Operational Research Society* 56(10): 1151-1158. (SSCI)
3. Lan, C.H. and **Hsui, C.Y.**[#], 2006. Insight from complexity: A New Approach to Designing the Deployment of Artificial Reef Communities. *Bulletin of Marine Science* 78(1): 21-28. (SCI)
4. Lan, C.H. and **Hsui, C.Y.**, 2006. The Deployment of Artificial Reef Ecosystem: Modelling, Simulation and Application. *Simulation Modelling Practice and Theory* 14(5): 663-675. (SCI Expanded)
5. **Hsui, C.Y.**[#] and Lan, C.H., 2006. A Grey Forecasting Model with Inequality Time Intervals. *The Journal of Grey System* 18(1): 15-24.
6. Chen, C.C., and **Hsui, C.Y.**, 2007. Fishing policy when considering the future opportunity of harvesting. *Mathematical biosciences* 207(1): 138-160. (SCI)
7. **Hsui, C.Y.**[#], 2008. The optimal allocating pumping rate of a multi-wells system for a brackish water desalination plant. *Desalination* 221: 215-224. (SCI)
8. Lan, C.H., Lan, K.T. and **Hsui, C.Y.**[#], 2008. Application of fractals - create an artificial habitat with several small (SS) strategy in marine environment. *Ecological Engineering* 32(1): 44-51. (SCI)

(B) 國內一般期刊論文

1. 陳中獎、**許澤宇**[#], 2004, 人工魚礁資源最適撈捕模式之研究, *環境與管理研究* 5(1): 111-136.
2. 藍俊雄、**許澤宇**[#]、魏麗嫻, 2006, 由複雜度的觀點探討藝術展覽品之佈置, *博物館學季刊* 20(1): 7-16.
3. 藍俊雄、**許澤宇**[#]、康仲仁, 2006, 有限空間下多生產線系統之最佳化佈置, *計量管理期刊* 3(1):51-60.
4. Kao, F.C., Shih, Y.T., **Hsui, C.Y.**, 2007. Sales forecasting by a firm facing poor data. *Asia Pacific Management Review* 12 (3): 181-190. (TSSCI, 2006)