

國立臺灣大學工學院土木工程學系



碩士論文

Department of Civil Engineering

College of Engineering

National Taiwan University

Master Thesis

應用影像技術分析濕地流場及物質傳輸變化

Tracer Experiments to Characterize Hydrodynamics and
Contaminant Transportation in Wetlands Using Image Techniques

王泓智

Hung-Chih Wang

指導教授：施上粟 博士

Advisor: Shang-Shu Shih, Ph.D.

中華民國 109 年 7 月

July, 2020



國立臺灣大學碩士學位論文
口試委員會審定書

應用影像技術分析濕地流場及物質傳輸變化
Tracer Experiments to Characterize Hydrodynamics
and Contaminant Transportation in Wetlands using
Image Techniques

本論文係 王泓智 君 (R07521303) 在國立臺灣大學土木工程學系
完成之碩士學位論文，於民國 109 年 6 月 22 日承下列考試委員
審查通過及口試及格，特此證明

口試委員：

施上粟

(指導教授)

施上粟

俞維昇

俞維昇

何昊哲

何昊哲

郭品含

郭品含

系主任

謝尚賢

謝尚賢

誌謝



轉眼間在台大也就待了六年了，待在台北這個城市也從陌生到熟悉，一路上經歷了許多事、遇到了許多人，慢慢的才有了今天的樣子，過去一心想來台北讀書，來了才知道真的沒有那麼容易，現在準備要脫離學生身份了，期許畢業以後仍舊能對於自己有所要求與堅持。

首先要感謝施上粟老師對我的指導，不管是水槽實驗的建置，或是對於研究的討論，施老師都給我許多的協助，讓我從原本的小小大學生有不少的長進，能夠順利的完成這篇論文施老師功不可沒；感謝俞維昇校長在水槽的設計上給我許多寶貴的經驗，與我分享做研究的態度與精神，並且與何昊哲教授與郭品含博士在口試當天給我許多的建議，謝謝口試委員們讓我的論文能夠更趨完整；另外，特別感謝志賢學長，對於我的水槽這麼熱心提供我協助，沒有您的幫忙我自己一個人一定無法完成水槽。

再來要感謝研究室的同學柏智、耀文，讓我的研究生活不那麼枯燥，上陽明山出差的時候也能夠互相照應，研究生活有你們一起實在是非常幸運。謝謝冠穎、中澤、偉銓在我口試手忙腳亂的時候幫忙我，也謝謝你們的畢業禮物，希望你們明年的這個時候也能開心的要廢拆禮物。謝謝游門的胤宸、楷伊、昱璋，雖然熟悉的時間比較晚，不過你們也是很好的朋友，期待下次再一起出去玩。謝謝 915 的書豪、亭妤每次都讓我上樓去串門子聊天，訂飲料也會記得問我的飲料好朋友，有你們一起每天來土研都很開心。也謝謝郁娟，在我無謂焦慮的時候叫我不要緊張，並且給我許多的鼓勵與意見，讓我能夠順利的完成所有事情，有妳的陪伴帶給我的研究生生活滿滿的樂趣。

最後，要感謝我的家人給予我無限的支持，讓我能夠無憂無慮的求學，有你們的鼓勵與照顧才能順利的完成學位，我愛你們。

中文摘要



表面流人工濕地之水力效率與其水力表現有關，意即不同配置下的流場型態與物質傳輸行為才是影響水力效率的主要原因。過去研究多探討不同障礙物、植生、形狀、入出流配置等靜態配置對水力效率的影響，並且常用數值模式來模擬人工濕地之流場與物質傳輸過程；本研究提出動態擾動的配置，以此反映生物利用對於人工濕地之水力表現與物質傳輸過程的影響，受限於數值模式無法模擬動態擾動的限制，本研究建立 36 場水槽試驗，利用「顏色—濃度預測」與「粒子影像分析」兩個影像技術來獲得全域隨時間變化的流場資料與物質傳輸過程，以解決過去水槽試驗難以獲得全域實驗資料的缺點。水槽實驗結果不僅能夠完整呈現污染物進入人工濕地之後的物質傳輸過程，更能依據內部流場之水理特性將流場分為優勢流、環流區與死水區，對應不同水理特性有不同的主要物質傳輸行為，分別為平流效應、渦流擴散與延散、分子擴散；另外，本研究亦說明了死水區中的物質消散時間受到死水區大小、環流邊界之流速梯度、水深與擾動的影響，對於不同配置下的物質累積問題進行評估；值得一提的是，動態擾動對於物質的傳輸過程有著明顯的不同，加入動態擾動能夠改變局部的物質傳輸行為，能夠有效改善物質累積問題。本研究針對不同的流場型態進行物質傳輸過程的探討，並且發現在不形成累積問題下環流有助於提升水力效率，若有累積問題時，亦可透過動態擾動來縮短消散時間、改善局部的物質傳輸行為，對於人工濕地中的污染物累積問題與後續研究提供水理與物質傳輸過程的觀點。

關鍵字：人工濕地、水理特性、物質傳輸、環流、擾動

ABSTRACT

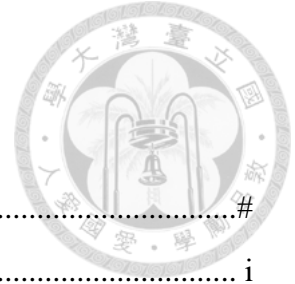


The treatment efficiency of Free-water surface constructed wetlands (FWSs) cannot be determined without understanding the flow dynamics of individual parcels of water through the wetland. Previous studies have indicated that hydraulic efficiency influences treatment performance, and most of them evaluate hydraulic efficiency with numerical models under different arrangement such as obstructions, vegetation, aspect ratio, shape and inlet-outlet configuration. In this study, we propose a novel dynamic disturbance to show how disturbance from creatures affect hydraulic efficiency. Thirty-six flume experiments were conducted with Reynolds similitude. Different water depth and emergent obstructions were placed to create various flow characteristic, including one kind of innovative disturbing arrangement. We applied two kinds of image techniques, namely color-concentration prediction and particle image velocimetry (PIV), to analyze the pulse input tracer experiment. The results show that image techniques are acceptable for providing time-variant and full-field data, which used to be challenging for flume experiments. In the experiment, we found different sizes and strengths of flow circulation appeared in every case. According to the hydrodynamic of the flow, we then classify the flow characteristic as preferential flow, dead zone, and circulation. Afterward, we identify the contaminant transportation effects as advection, molecular diffusion, eddy diffusion, and dispersion correspondingly. The dissipation time of dead zone is related to its size, velocity gradient of circulation, water depth, and disturbing. We conclude that circulation is positive for wastewater treatment under the condition of no accumulation problem (or low dissipation time). If the accumulation problem is severe, we also provide a solution of adding disturbing in order to change the contaminant transportation condition of circulation, to reach a shorter dissipation time.

Keywords: Constructed Wetlands, Hydrodynamics, Contaminant Transport, Circulation, Disturbance.



目錄



口試委員會審定書	#
誌謝	i
中文摘要	ii
ABSTRACT	iii
目錄	v
圖目錄	vii
表目錄	x
符號表	xi
第一章 緒論.....	1
1.1 研究背景	1
1.2 研究目的	2
1.3 研究內容	3
第二章 文獻回顧.....	4
2.1 人工濕地(Constructed Wetlands).....	4
2.2 評估指標	6
2.2.1 水力效率指標(Hydraulic Efficiency Index)	7
2.2.2 短流指標(Short-Circuiting Index).....	9
2.2.3 混合指標(Mixing Index)	10
2.2.4 評估指標相關研究	10
2.3 水力效率相關研究	12
2.3.1 水深(Water Depth)	12
2.3.2 形狀與長寬比(Aspect Ratio)	13
2.3.3 植生(Vegetation)	14
2.3.4 障礙物(Obstruction)	15
2.3.5 入出流配置(Inlet-Outlet Configuration)	17
2.4 影像技術	18
2.4.1 顏色—濃度辨識	18

2.4.2	粒子影像分析(Particle Image Velocimetry, PIV)	19
第三章	研究方法	21
3.1	模型律	22
3.2	水槽配置與實驗	23
3.2.1	示蹤劑實驗	25
3.2.2	標準濃度液配置	26
3.2.3	粒子影像實驗	29
3.3	影像分析	29
3.3.1	顏色—濃度辨識	30
3.3.2	粒子影像分析	31
3.4	人工濕地相關指標	32
第四章	結果與分析	34
4.1	影像辨識結果	34
4.1.1	濃度辨識	34
4.1.2	PIV 流場計算	36
4.2	人工濕地指標	38
4.2.1	空池試驗	38
4.2.2	障礙物擺放試驗	39
4.2.3	擾動試驗	41
4.3	內部流場	48
4.3.1	速度場	48
4.3.2	濃度場	60
4.3.3	內部流場綜合分析	79
第五章	結論與建議	87
5.1	結論	87
5.1.1	影像技術	87
5.1.2	人工濕地水理特性	88
5.2	未來工作及建議	90
參考文獻		91

圖目錄



圖 1.3-1	研究架構及流程圖	3
圖 2.1-1	表面流人工濕地與地下流人工濕地 (USEPA, 1995)	4
圖 2.1-2	不同類型之表面流人工濕地(USEPA, 1999)	5
圖 2.1-3	人工濕地流場示意圖(Su et al., 2009).....	6
圖 2.2-1	RTD 曲線與其特性(Wahl et al., 2010).....	7
圖 2.3-1	不同人工濕地配置與其水力效率(Persson et al., 1999)	13
圖 2.3-2	長寬比與水力效率關係(Su et al., 2009).....	14
圖 2.3-3	植生密度對有效體積之影響(Sabokrouhiyeh et.al., 2017).....	15
圖 2.3-4	(a)非浸沒式、浸沒式障礙物與挺水性植生示意圖 (b)實驗案例配置 (Shih et al., 2016).....	16
圖 2.3-5	入出流配置與其流場模擬結果(Sabokrouhiyeh et al., 2017).....	17
圖 2.3-6	不同入出流配置對有效體積之影響(Sabokrouhiyeh et al., 2017).....	17
圖 2.4-1	土壤切片實驗與藍色染劑濃度分布圖(Forrer et al., 2000).....	19
圖 2.4-2	粒子影像分析原理	20
圖 3.2-1	水槽照片、頭水箱照片與尾水堰板照片	23
圖 3.2-2	實驗配置圖	24
圖 3.2-3	示蹤劑實驗圖	25
圖 3.2-4	RTD 擷取停止時間與方法之偏估情形(Bodin et al., 2013)	26
圖 3.2-5	標準溶液配置	26
圖 3.2-6	標準液 RGB 分布(4cm 水深).....	27
圖 3.2-7	不同水深下之標準液顏色分布 (a)圖為校正組 (b)圖為驗證組	28
圖 3.3-1	實驗影片拆解 (a)濃度實驗 (b)粒子影像實驗	29
圖 3.3-2	影像變形修正	30
圖 3.3-3	PIVlab 操作畫面	32
圖 4.1-1	分段迴歸結果(4 cm 水深).....	34
圖 4.1-2	模型驗證結果(4cm 水深).....	36
圖 4.1-3	水槽入口處平均流速與表面流速關係圖	37

圖 4.2-1	Case 0 水力效率指標.....	39
圖 4.2-2	Case 1 水力效率指標.....	40
圖 4.2-3	Case 2 水力效率指標.....	40
圖 4.2-4	Case 3 水力效率指標.....	41
圖 4.2-5	36 場水槽試驗之 RTD 曲線.....	44
圖 4.2-6	平均停留時間 (標準化)	45
圖 4.2-7	峰值濃度時間 (標準化)	45
圖 4.2-8	水力效率指標	47
圖 4.2-9	短流效應指標	47
圖 4.2-10	混合效應指標	47
圖 4.3-1	Case 0-3 流場分布($d = 4\text{ cm}$)	49
圖 4.3-2	Case 0-3 流場分布($d = 8\text{ cm}$)	50
圖 4.3-3	Case 0-3 流場分布($d = 12\text{ cm}$)	51
圖 4.3-4	Case 0-3 雷諾數分布($d = 4\text{ cm}$)	54
圖 4.3-5	Case 0-3 雷諾數分布($d = 8\text{ cm}$)	55
圖 4.3-6	Case 0-3 雷諾數分布($d = 12\text{ cm}$)	56
圖 4.3-7	Case 0-3 流速梯度分布($d = 4\text{ cm}$)	57
圖 4.3-8	Case 0-3 流速梯度分布($d = 8\text{ cm}$)	58
圖 4.3-9	Case 0-3 流速梯度分布($d = 12\text{ cm}$)	59
圖 4.3-10	Case 0 濃度場變化($d = 4\text{ cm}$, $t = 0-1120\text{s}$, $\text{step} = 56\text{s}$)	61
圖 4.3-11	Case 1 濃度場變化($d = 4\text{ cm}$, $t = 0-1113\text{s}$, $\text{step} = 55\text{s}$)	62
圖 4.3-12	Case 2 濃度場變化($d = 4\text{ cm}$, $t = 0-1151\text{s}$, $\text{step} = 57\text{s}$)	63
圖 4.3-13	Case 3 濃度場變化($d = 4\text{ cm}$, $t = 0-1151\text{s}$, $\text{step} = 57\text{s}$)	64
圖 4.3-14	Case 0 濃度場變化($d = 8\text{ cm}$, $t = 0-2142$, $\text{step} = 107\text{s}$).....	65
圖 4.3-15	Case 1 濃度場變化($d = 8\text{ cm}$, $t = 0-2188$, $\text{step} = 109\text{s}$).....	66
圖 4.3-16	Case 2 濃度場變化($d = 8\text{ cm}$, $t = 0-2205$, $\text{step} = 110\text{s}$).....	67
圖 4.3-17	Case 3 濃度場變化($d = 8\text{ cm}$, $t = 0-2172$, $\text{step} = 108\text{s}$).....	68
圖 4.3-18	Case 0 濃度場變化($d = 12\text{ cm}$, $t = 0-3241$, $\text{step} = 162\text{s}$).....	69
圖 4.3-19	Case 1 濃度場變化($d = 12\text{ cm}$, $t = 0-3258$, $\text{step} = 162\text{s}$).....	70

圖 4.3-20 Case 2 濃度場變化($d = 12 \text{ cm}$, $t = 0-3036$, $\text{step} = 151\text{s}$).....	71
圖 4.3-21 Case 3 濃度場變化($d = 12 \text{ cm}$, $t = 0-3242$, $\text{step} = 162\text{s}$).....	72
圖 4.3-22 以流場各點之 σ^2 劃分流場範圍($\sigma^2 > 1.5$ 屬於優勢流區, $1.5 > \sigma^2 > 0.5$ 屬於環流區, $0.5 > \sigma^2$ 屬於死水區).....	74
圖 4.3-23 流場各點之平均停留時間(t_m)	75
圖 4.3-24 流場各點之峰值濃度時間(t_p)	76
圖 4.3-25 流場各點之背景濃度時間(t_{end}).....	77
圖 4.3-26 流速—流場關係圖($d = 4 \text{ cm}$)	80
圖 4.3-27 流速—流場關係圖($d = 8 \text{ cm}$)	81
圖 4.3-28 流速—流場關係圖($d = 12 \text{ cm}$)	82
圖 4.3-29 中心死水區大小與停留時間	84
圖 4.3-30 中心死水區示蹤劑進入與消散時間	84
圖 4.3-31 兩側環流流速梯度	85
圖 4.3-32 兩側環流之示蹤劑停留時間	85
圖 4.3-33 兩側環流示蹤劑進入與停留時間	85

表目錄



表 2.2-1	常見的短流效應指標(Teixeira and Siqueira, 2008)	9
表 2.2-2	常見的混合指標(Teixeira and Siqueira, 2008)	10
表 2.2-3	各類指標之評估能力(Liu et al., 2020)	11
表 2.3-1	不同配置下之水力效率(Shih et al., 2016).....	16
表 3.1-1	模型率計算結果(4cm 水深).....	23
表 4.1-1	不同迴歸模型之相關係數(4 cm 水深).....	35
表 4.1-2	不同水深下之分段迴歸模型與適用範圍	35
表 4.1-3	PIVlab 影像配對設定	38
表 4.1-4	PIVlab 流速計算參數	38
表 4.2-1	Case 0 實驗結果.....	42
表 4.2-2	Case 1 實驗結果.....	42
表 4.2-3	Case 2 實驗結果.....	43
表 4.2-4	Case 3 實驗結果.....	43
表 5.1-1	影像技術精度(系統誤差).....	88
表 5.1-2	人工濕地水理特性與物質傳輸	88

符號表



t_n	理論停留時間(Nominal resident time)
t_m	平均停留時間(Mean resident time)
t_p	峰值濃度時間(time of peak concentration)
t_5	累積溶質時間(5%)(time of 5% of total mass detected)
t_{10}	累積溶質時間(10%)(time of 10% of total mass detected)
t_{90}	累積溶質時間(90%)(time of 90% of total mass detected)
t_{end}	背景濃度時間(time of background concentration)
M_0^*	標準化 RTD 曲線之零次矩(Zeroth moment of normalized RTD distribution)
M_1^*	標準化 RTD 曲線之一次矩(First moment of normalized RTD distribution)
M_2^*	標準化 RTD 曲線之二次矩(Second moment of normalized RTD distribution)
N	串聯桶槽個數(Number of tank series)
λ	水力效率指標(Hydraulic efficiency index)
e_v	有效體積指標(Effective volume index)
MI	力矩指標(Moment index)
σ^2	混合程度指標(Mixing index)
Mo	Morril 指標(Morril index)

第一章 緒論



1.1 研究背景

傳統水利工程常以剛性工法解決問題，例如構築堤防以防範洪水、建造壩體以蓄留水資源、更常以截彎取直、修築混凝土渠道之三面光工法來穩定河道等等；然而自二十世紀以來，因氣候變遷所致的極端氣候越來越頻繁與劇烈，加上人為開發的影響壓縮生物棲地減低生物多樣性，讓人們開始思考如何解決問題又能與環境共存。Odum et al. 最早於 1963 年首先提出「生態工法(Ecological engineering)」的概念，又稱為「柔性工法」或是「近自然工法」，行政院公共工程委員會亦於 2002 年對生態工法一詞明確定義：「基於對生態系統之深切認知與落實生物多樣性保育及永續發展，而採取以生態為基礎、安全為導向的工程方法，以減輕對自然環境造成傷害。」生態工法的理念逐漸進入台灣。為了改善台灣的河川水質與水域環境，且同時順應世界永續環境的潮流，行政院環保署自民國 91 年河川污染整治年開始，開始在污染水源附近建立礮間處理、人工濕地與聚落式污水處理設施，應用自然淨化技術進行現地處理(On-site treatment)，其中，人工濕地除了污水處理、水質改善，更同時兼具生態、景觀與教育功能。

根據人工濕地參考手冊（行政院環保署，2007），人工濕地的水深設計多半介於 20-60 公分，屬於淺水型的人工溼地，能夠增加污水與底床微生物的接觸機率以有效淨化水質，然而對於水深大於 1 公尺的人工濕地，其處理效率有逐漸下降的趨勢(Holland et al., 2004; Shih et al., 2013; Chang et al., 2016)，有鑑於此，許多研究致力於改善深水型人工濕地的水力效率，Su et al. (2009)探討不同的長寬比、入出流配置、障礙物的擺設對於深水型人工濕地的水力效率影響，Shih et al. (2016)亦藉由水槽試驗探討植生與障礙物擺設對於水力效率的影響；然而，真正影響深水型人工濕地的是各種不同設計所產生的水力表現(Hydraulic performance)，意即不同的流場與對流擴散行為才是影響水力效率的主要原因，根據前人研究，死水區、優勢流、短流效應、環流區等都會降低深水型人工濕地的水力效率(Holland et al., 2004; Bracho et al., 2006; Dierberg et al., 2005; Min and Wise, 2009, Sabokrouhiyeh et al., 2017)，因此本研究利用水槽實驗反映出不同配置下的水力表現，藉由影像技術呈

現人工濕地之流場、示蹤劑濃度空間時間變化與水力效率的關係，著重於以水理學的角度解釋深水型人工濕地的配置如何有效的改善水力效率。



1.2 研究目的

人工濕地參考手冊中建議，人工濕地在淨化水質的過程中，為了增加污染物與底床微生物的接觸機率，常將平均水深控制在 20-60 公分左右，並且保持水體的流動性，水力停留時間(Hydraulic Retention Time, HRT)建議設計在 6-7 天之間（行政院環保署，2007）。根據新北市高灘地工程管理處之人工濕地案例介紹，現地人工濕地水深大部分控制在 60 公分以下，而水力停留時間則介於 3-5 天。對比淺水型人工濕地，深水型人工濕地因為水深較深，能夠處理的體積較大，在土地面積有限的都市中能處理較多的污水量，相對的污水處理效率則不如淺水型人工濕地，因此近年來有許多研究針對這個問題提出改善方法，即透過不同濕地形狀、入出流配置、障礙物種類與配置、植栽等等靜態配置來改善深水型人工濕地之處理效率(Su et al., 2009)；本研究主要目的在於瞭解深水型濕地的流場分佈狀況，是否出現死水區、環流區、優勢流區、短流區等水理特性，以及出現這些流場現象後對污染物消散的影響程度，並且提出動態擾動以模擬生物利用對於流場與物質傳輸行為的影響；然而，現地調查受限於人力、物力不足且需耗費大量時間，數值模式亦有難以模擬動態擾動之流場型態的問題，較難呈現前述之水理場、濃度場現象，因此本研究採用考慮模型率(model law)的水槽試驗，配置不同型態之障礙物與動態擾動以營造出多樣的流場，同時利用影像技術顯示人工濕地中的流場與物質傳輸現象，針對優勢流(Preferential flow)、環流區(Circulation zone)、與死水區(Dead zone)進行分析，透過影像技術建立之流場與濃度場，能夠相互解釋不同類型的流場特性與物質傳輸過程，最終如何影響水力效率。



1.3 研究內容

本研究分為五個章節，內容分別如下：

第一章為緒論，敘述本研究之背景與動機、目的、內容與基本架構。

第二章為文獻回顧，簡述過去國際上對於人工濕地的評估性指標、配置、水力表現與處理效率之關聯，並且簡述影像技術的原理與應用。

第三章為研究方法，說明本研究應用之影像技術、水力指標與水槽實驗配置。

第四章為結果與討論，說明影像分析結果、水槽實驗結果、水理特性分析與物質傳輸特性分析。

第五章為結論與建議，針對本研究過程中所遇到的問題與改進的方向進行說明。

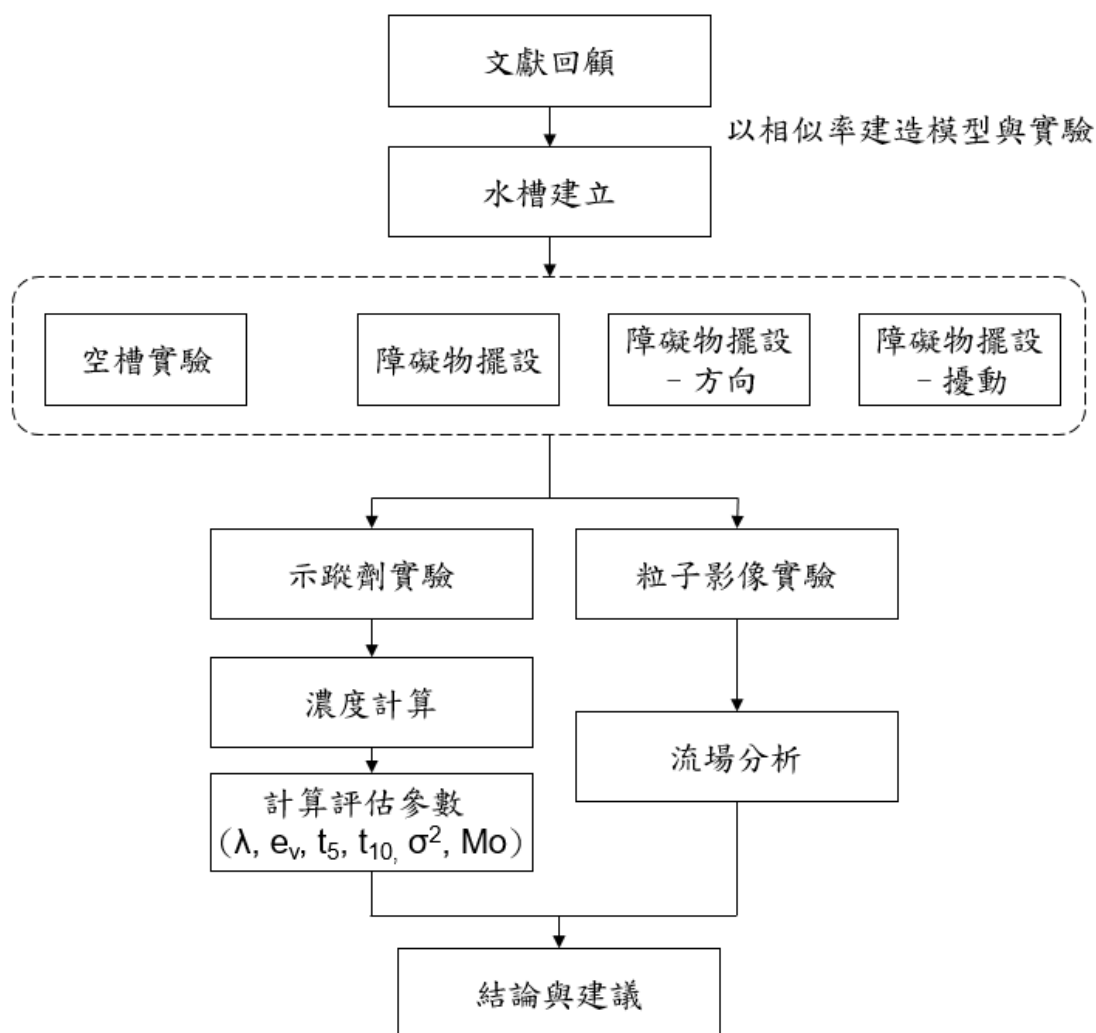


圖 1.3-1 研究架構及流程圖

第二章 文獻回顧



2.1 人工濕地(Constructed Wetlands)

濕地多位於陸地與水域的交界處，具有水、土壤、動物、植物、微生物、營養鹽等要素，能夠提供多樣的棲地單元、食物與遮蔽處，使得此處的生物多樣性較其他區域高，是一種具高度生產力的複雜系統，同時也能提供多樣的生態系服務功能。過去，人們將生活污水排入天然濕地以淨化水質，然而更多時候是未經評估的排放 (Cooper and Boon, 1987; Kadlec and Knight, 1996)，過量的污水排入濕地造成污染、濕地的劣化，更加不利多樣的生物棲息且需耗費很長時間才能恢復；隨著對於濕地的研究越來越多，人們也越來越了解濕地在生態系統中扮演的角色、功能與價值所在，因此改以人工方式營造出濕地，並且以此代替天然濕地的污水處理效果。人工濕地可依設計處理單元的不同可大致分為表面流人工濕地(Free Water Surface Constructed Wetlands, FWSCWs)與地下流人工濕地(Sub-surface Flow Constructed Wetlands, SFCWs) (Vymazal, 2011)，本文著重於表面流人工濕地。

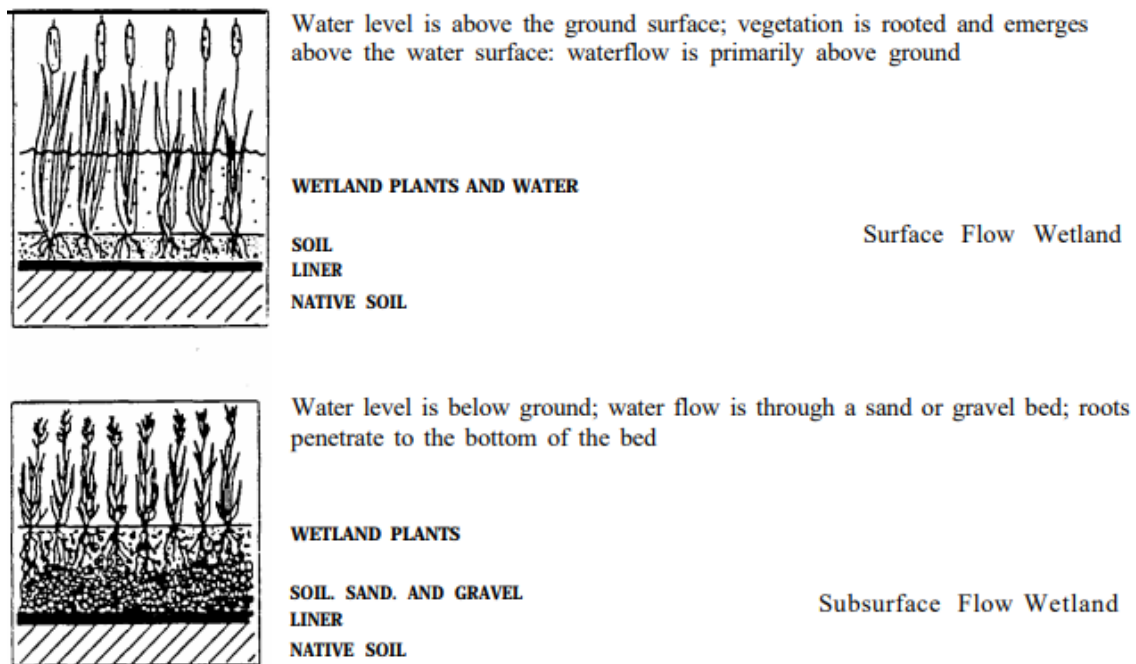


圖 2.1-1 表面流人工濕地與地下流人工濕地 (USEPA, 1995)

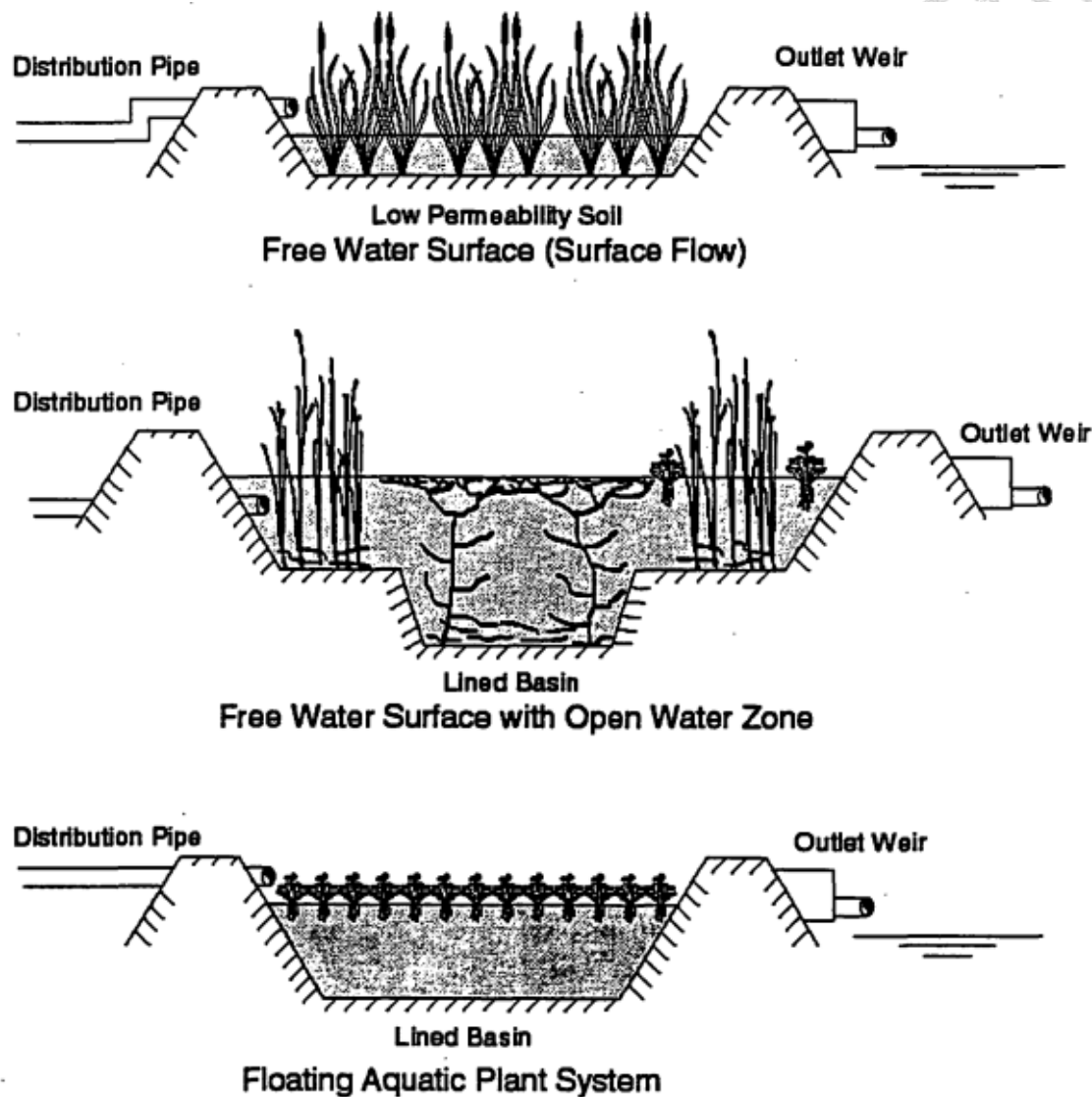


圖 2.1-2 不同類型之表面流人工濕地(USEPA, 1999)

表面流人工濕地通常具有大面積的水域，及浮游性、挺水性、沉水性植物，一般水深淺且流速緩慢，並盡可能營造蜿蜒(Meandering)而細長的流徑(Savickis et al., 2016)以形成流場均勻的栓塞流流況(Plug flow)，透過物理作用(沉澱、過濾、吸附)、化學作用(降解、吸收、揮發)與生物作用(生物分解、營養鹽利用)來淨化水質(Merz, 2000)，使水中的溶氧(DO)增加，生物需氧量(BOD)、總氮(TN)、總磷(TP)減少，此一過程遵循一階模型(First order decay)(Shih et al., 2013)，意即污染物濃度隨時間呈現指數遞減；然而，人工濕地的流場並非總是能夠達成均勻，因水深、形狀、植生、障礙物、入出口位置或是濕地配置設計的原因都會造成局部流場有不均勻的現象，形成流速緩慢的死水區(Dead Zone)、流速過快的優勢流(Preferential Flow)、

形成環流的環流區(Circulation)與流徑過短的短流區(Short Circuiting)，這些區域中，死水區與環流區因為流速緩慢或是流向的原因，污染物進入到此區域不容易擴散移出，並且會累積在這個區域中，甚至形成優養化的現象不利於水質淨化；而優勢流與短流效應，則是因為流速過快或是配置的原因，使得污染物未能得到足夠的時間進行分解就流出人工濕地，在進行人工濕地的設計中，如何避免或改善以上區域都能對污水處理能力有所提升。

因此從水理的角度來看，若能增加適當的配置使得人工濕地達到均勻流場，就能確保污染物在進入某一人工濕地時，能夠得到適當的停留時間，上述的分解作用都能順利的進行進而達到較好的污水處理效率；然而這個方法僅能確保在適當的停留時間下，人工濕地的各個區域都能夠有效的分解污染物，並不能評估停留時間是否不足或過長。

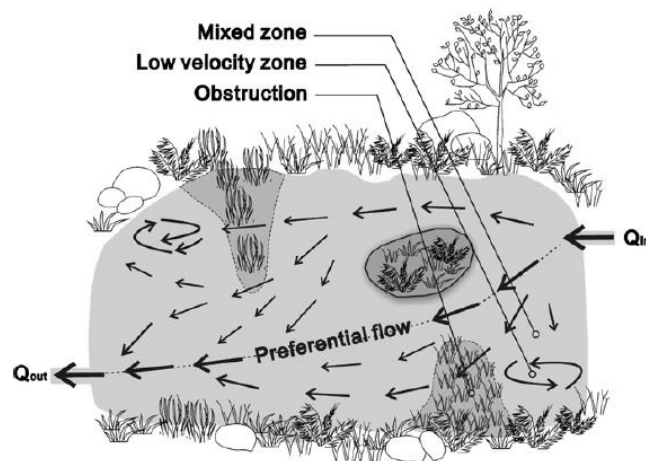


圖 2.1-3 人工濕地流場示意圖(Su et al., 2009)

2.2 評估指標

由於人工濕地之水質淨化過程複雜且包含許多不同的反應途徑，因此在水理的觀點上，常透過示蹤劑實驗(Tracer Experiment)來評估人工濕地之污水處理效率(Kadlec, 1994; Persson et al., 1999; Holland et al., 2004; Su et al., 2009; Bodin et al., 2012; Savickis et al., 2016; Chang et al., 2016)，也用各種不同的指標來評估人工濕地的流場特性(Teixeira and Siqueira, 2008; Liu et al., 2020)。Levenspiel 於 1999 年建議，示蹤劑實驗應使用螢光示蹤劑如羅丹明(Rhodamine WT)、氯化物、溴化物、螢光素(fluorescent)等，短時間內於人工濕地入流口投放定量已知濃度的示蹤劑，並且於人

工濕地之出流口量測濃度曲線，此一濃度曲線稱為停留時間分布(Resident Time Distribution, RTD)，透過 RTD 曲線的特性與結果，能夠計算出一些重要的時間指標，如理論停留時間(Nominal Retention Time, t_n)、平均停留時間(Mean Retention Time, t_m)、峰值濃度時間(Peak Time, t_p)、累積溶質時間(t_5, t_{10})等，用以評估人工濕地的污水處理能力、混合程度、短流效應等等行為。

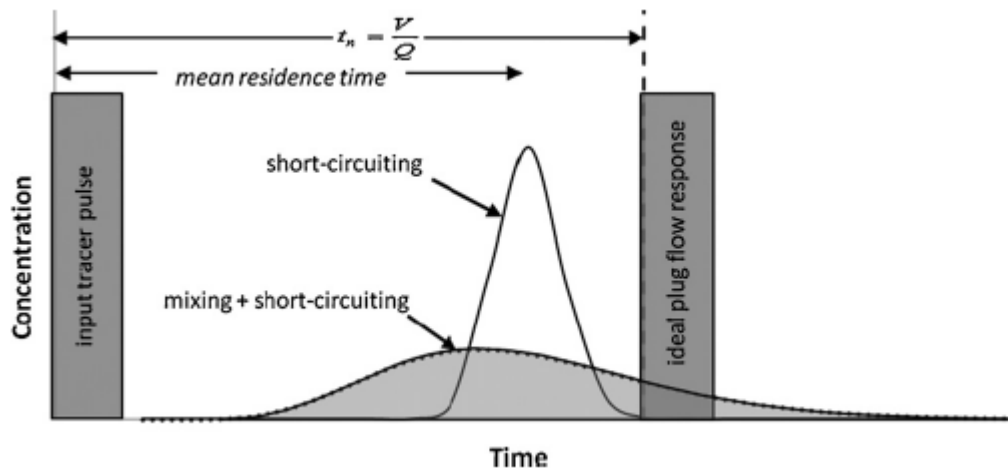


圖 2.2-1 RTD 曲線與其特性(Wahl et al., 2010)

2.2.1 水力效率指標(Hydraulic Efficiency Index)

水力效率指標(Hydraulic Efficiency Index)用以評估人工濕地整體的污水處理能力，為 0-1 之間的無因次數值，水力效率指標越大代表人工濕地的污水處理能力越佳。

Thackston et al. 於 1987 年提出有效體積指標(Effective Volume, e_v)，其含義為水體之總體積與能夠有效運作之體積的比值，意即用來檢視人工濕地中是否具有死水區之評估指標，若人工濕地中死水區面積越大，代表能夠有效利用的體積相對較小，所得到的 e_v 值也就越小、污水處理能力就越差。 e_v 的計算方法為，利用平均停留時間(t_m)與理論停留時間(t_n)之比值可得有效體積指標：

$$e_v = \frac{t_m}{t_n} \quad (2-1)$$

然而水體之間並非一固體邊界，不同的流場型態之間會因為流速差異形成的延散現象(Dispersion)或是濃度差異造成的擴散現象(Diffusion)而有物質交換，以致示蹤劑一旦進入死水區或是環流區後，通常須經一段時間後才能再度被帶出，因此有效

體積比計算得到的數值時常偏大，且在不同案例之間的比較上難以有效區分好壞，此時 RTD 曲線也會出現比較明顯的尾端效應(Tail Effect)，造成實驗結束時間難以決定，進而不易確認 t_m 的時間。

Persson et al. 於 1999 年提出水力效率指標(Hydraulic Efficiency Index, λ)，此處專指 λ 這個指標，用以評估人工濕地的污水處理能力，並且依據 λ 的範圍分成 0-0.5 不佳、0.5-0.75 尚可、0.75-1.0 佳，其計算方法如下：

$$\lambda = e_v \left(1 - \frac{1}{N}\right) \quad (2-2)$$

$$N = \frac{t_n}{t_n - t_p} \quad (\text{Kadlec and Knight, 1996}) \quad (2-3)$$

$$\text{or } N = \frac{t_m}{t_m - t_p} \quad (\text{Persson, 1999}) \quad (2-4)$$

其中 e_v 為有效體積(Effective Volume)， N 為槽串聯個數，意即分散指標(Fogler and Brown, 2006)，並且依照 Kadlec and Knight (1996)之定義可以改寫成 2-3 式，若是依照 Persson et al. (1999)之定義可改寫成 2-4 式，其中 t_p 為峰值濃度時間；最後 λ 可以改寫成 2-5 式（依照 Kadlec and Knight 之定義）與 2-6 式（依照 Persson 之定義），本文使用 2-5 式做為水力效率指標之計算公式。

$$\lambda = e_v \left(1 - \frac{1}{N}\right) = \frac{t_m}{t_n} \times \left(1 - \frac{t_n - t_p}{t_n}\right) = \frac{t_m \times t_p}{t_n^2} \quad (2-5)$$

$$\lambda = e_v \left(1 - \frac{1}{N}\right) = \frac{t_m}{t_n} \times \left(1 - \frac{t_m - t_p}{t_m}\right) = \frac{t_p}{t_n} \quad (2-6)$$

由於水力效率指標使用容易、具區別性且有範圍劃分可供參考，並且將有效體積與短流效應的影響一併考慮，因此為目前最廣為應用的污水處理能力評估指標之一；然而水力效率指標具有尾端效應(Tail Effect)，實驗時間需要拉長，也在應用於多峰值 RTD 時容易出錯，因此 Wahl et al. 於 2010 年提出力矩指標(Moment Index, MI)以解決上述問題。Moment Index 是利用 RTD 曲線的第一個峰值以前之數據所計算得到的指標，可以下列公式計算之：

$$M_{pre} = \int_0^1 (1 - \phi) C'(\phi) d\phi \quad (2-7)$$

$$\text{Moment Index}(MI) = 1 - M_{pre} \quad (2-8)$$

其中 ϕ 是標準化後的時間。Moment Index 因為計算時考慮第一個峰值以前的示蹤劑濃度，在物理上的意義更傾向於評估短流效應的影響，其能夠有效的區別出不同污水處理能力，並且適用於多峰值 RTD 也能避免尾端效應，因此 Moment Index 有

越來越常被使用的趨勢(Farjood et al., 2015)，然而死水區與環流區的影響無法從此方法得知。



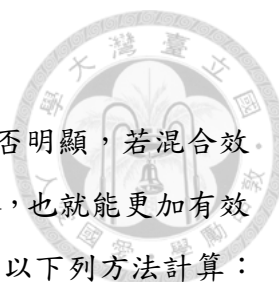
2.2.2 短流指標(Short-Circuiting Index)

短流指標(Short-Circuiting Index)用以表示人工濕地中短流效應是否明顯，由於短流效應背後所代表的涵義為污染物未妥善處理與分解即流出人工濕地，因此短流效應與是否明顯可作為人工濕地是否需要進行改善的參考依據之一；常用的短流效應指標有 t_5 、 t_{10} ，分別代表總重量之 5%與 10%的示蹤劑自出口流出的時間，可透過 RTD 曲線計算得知，此一時間越短則代表短流效應越明顯，Liu et al. (2020)建議以 t_{10} 作為短流效應的指標，因為 t_{10} 與水力效率指標具有高度相關性，並且也發現短流指標與污水處理指標呈現高度正相關，意即短流效應越不明顯、 t_{10} 越大、污水處理指標越大、污水處理能力越佳。Teixeira and Siqueira (2008)亦建議以 t_{10} 作為短流效應的評估指標。

表 2.2-1 常見的短流效應指標(Teixeira and Siqueira, 2008)

Index	Definition
t_i	<i>Initial arrival time</i> —Indicates the time of the first detection of tracer at the unit outlet
t_{10}	<i>10% arrival time</i> —Period of time necessary for 10% of the mass of the tracer that was injected at the inlet section to reach the outlet of the unit
t_p	<i>Maximum concentration arrival time</i> —Time in which the maximum concentration (peak concentration) was detected at the unit outlet
$(t_g - t_p)/t_g$	<i>Thirumurthi's index</i> —Represents how far t_p is from t_g , where t_g^a is the center of mass of the RTD function.
t_{50}	<i>50% arrival time</i> —Period of time necessary for 50% of the mass of the tracer that was injected at the inlet section to reach the outlet of unit
ICC	<i>Groche's index</i> —Represents the area below the RTD function between $t=t_p - (t_p - t_i)$ and $t=t_p + (t_p - t_i)$
HBP	<i>Hold back parameter</i> —Represents the area below the cumulative RTD function from $0 < \theta < 1$
SEG	<i>Segregation parameter</i> —Represents the area between the cumulative RTD functions for the real and complete mixing flow regimes from the time that the tracer was released into the unit until the time that the two RTD functions intercept each other

$$^a t_g = T \int_0^\infty \theta E(\theta) d\theta / \int_0^\infty E(\theta) d\theta.$$



2.2.3 混合指標(Mixing Index)

混合指標(Mixing Index)用以表示人工濕地中的混合效應是否明顯，若混合效應明顯，說明人工濕地中的污染物越容易擴散與交換到各個角落，也就能更加有效的分解污染物。常用的混合指標有 σ^2 、Morril Index (Mo)，分別以下列方法計算：

$$\sigma^2 = \frac{M_2^*}{M_1^{*2}} \tag{2-9}$$

$$Mo = \frac{t_{90}}{t_{10}} \tag{2-10}$$

其中， M_1^* 表示 RTD 曲線的一次矩，描述 RTD 曲線的形心位置，而 M_2^* 表示 RTD 曲線的二次矩。Liu et al. (2020)與 Teixeira and Siqueira (2008)皆建議以 Mo 作為混合效應的評估指標。

表 2.2-2 常見的混合指標(Teixeira and Siqueira, 2008)

Index	Definition
σ^2	<i>Dispersion index</i> —Ratio between the temporal variance of the RTD function (σ_t^2) ^a and t_g^2
Mo	<i>Morril index</i> —Ratio between the period of time necessary to 10 and 90% of the mass of tracer that was injected at the inlet section to reach the outlet of the unit, Mo= t_{90}/t_{10}
$t_{90}-t_{10}$	Time elapsed between t_{10} and t_{90}
$t_{75}-t_{25}$	Time elapsed between t_{25} and t_{75} , where t_{25} and t_{75} =period of time necessary to 25 and 75% of the tracer that was injected at the inlet section to reach the outlet of the unit
$D_{0.1}$	Time interval between two successive occurrences of $E(\theta)$ equal to 0.1
$D_{0.5}$	Time interval between two successive occurrences of $E(\theta)$ equal to 0.5

^a $\sigma_t^2 = T^2 \int_0^\infty \theta^2 E(\theta) d\theta / \int_0^\infty E(\theta) d\theta$.

2.2.4 評估指標相關研究

Teixeira and Siqueira 於 2008 年收集了 14 種不同的評估指標，分為 8 種短流指標(SI)與 6 種混合指標(MI)，透過 5 組不同配置之實驗得到不同流場情況下的 RTD 曲線，並且分別使用不同的評估指標做計算，依照不同程度的物理現象（短流效應與混合效應）將其區分為 5 個等級，計算不同的評估指標進行分析。Teixeira and Siqueira 亦說明評估指標的選用必須滿足 3 個條件：

- 1. 評估指標必須能反映真實的物理現象。



2. 評估指標必須足以反映不同程度的物理現象且足夠敏感。
3. 評估指標必須有可重現性。

結果顯示，在短流指標的使用上 t_{10} 可滿足以上三個條件，既能良好的反映示蹤劑的前緣，在統計上的變異性也小，另外，也針對流出人工濕地的示蹤劑總量提供一點訊息；不過若是為了工程上的應用，反映示蹤劑初始到達時間的 t_i 便能滿足使用需求。在混合指標上，沒有指標能夠完全滿足以上三個條件，雖然 σ^2 更貼近物理現象、在運動反應模型上(Kinetic reaction models)使用較廣，但是在混合程度較低的配置中 σ^2 存在較大的變異，此時 Mo 則較適合做為評估混合程度的指標，因為其具有較小的變異、較能避免得到錯誤的結論。

Liu et al. 於 2020 年收集了 8 種不同的評估指標，並且將其分為三類：水力效率指標(Hydraulic Efficiency Indexes, HEIs)、短流指標(Short Circuiting Indexes, SIs)、混合指標(Mixing Indexes, MIs)，並且引用古典測驗理論(Classical Test Theory, CTT)來評估這 8 種指標，分為可信度(Compatibility)、鑑別度(Discrimination)與難度(Difficulty)三種類別來檢視哪些指標較具代表性，結果顯示，在水力效率指標中， λ 具有最大的信度確保測試結果的一致性、具有最佳的鑑別度能夠區分污水處理能力的優劣、並且具有適中的難度使得計算數值不會過大或是過小影響判斷，因此在水力效率指標中建議使用水力效率指標 λ ；在短流指標中， t_5 、 t_{10} 在三個類別上相差甚小，惟 t_{10} 與水力效率指標具有更高的相關性，因此在短流指標中建議使用 t_{10} ；在混合指標中， σ^2 和 Mo 指標在信度上差異不大，但在鑑別度與難度上 Mo 表現更佳，因此在混合指標中建議使用 Mo。

表 2.2-3 各類指標之評估能力(Liu et al., 2020)

		Compatibility	Discrimination	Difficulty
Hydraulic efficiency index	λ_m	0.41	0.49	0.44
	λ_e	0.70	0.59	0.53
	λ_p	0.61	0.52	0.52
	MI	0.68	0.32	0.18
	MCM ^a	0.79		
Short-circuiting index	t_5	0.97	0.65	0.50
	t_{10}	0.96	0.65	0.45
	MCM	0.98		
Mixing index	σ^2	0.94	0.67	0.62
	Mo	0.94	0.76	0.55
	MCM	0.97		

^a MCM represent maximum compatibility model.

透過以上兩篇研究結果， λ 作為水力效率指標具有建議範圍，意即計算出 λ 指標之後能夠立即了解此一人工濕地的污水處理效率好壞，提供設計者一個快速了解設計結果的方法，因此本文在水力效率指標中選擇 λ ； t_{10} 相較於其他短流指標較具有代表性，且計算總溶質的 10% 能夠減緩環境中的不確定因素所造成的誤差，因此在短流指標中選用 t_{10} ； Mo 相較於其他混合指標具有變異性較小的優點，亦能代表混合的物理現象，因此在混合指標中選用 Mo ；總結前人研究結果，採用 λ 、 t_{10} 與 Mo 以評估與說明本研究之流場情形。

2.3 水力效率相關研究

在水質淨化型的人工濕地中，污水處理能力的好壞是最常被關注的問題之一，由於人工濕地的面積大小往往受限於土地的取得，因此如何在有限的土地中達到最好的處理效率，便能處理更多的污水；過去有許多研究發現，水深、形狀與長寬比、植生、障礙物、出入流配置等等因素都會影響人工濕地的水力效率，以下針對各種不同的因素分別說明。

2.3.1 水深(Water Depth)

人工濕地之水深與水力效率關聯密切，許多研究都提到水深越深、水力效率越差(Holland et al., 2004; Shih et al., 2013; Chang et al., 2016; Shih et al., 2017;)，因此，人工濕地的深水區是主要的改善對象；Holland et al. (2004)探討人工濕地之水深與流量對於 RTD 曲線的影響，結果發現 RTD 容易受到水深增加而改變，連帶影響水力效率降低，但是卻對流量幾乎無反應。Chang et al. (2016)也探討了不同深度的水深對於水力效率的影響，研究指出不論在何種配置下水深都會影響水力效率；Shih et al. (2013)選出一種現地較易出現的長寬比，針對水深 0.1-2.0 公尺相對應的水力效率進行探討，建議水深小於 0.8 公尺是適合人工濕地的水深、長寬比能夠大於 1.2，並且建議以一階模型應用於淺水型濕地。

2.3.2 形狀與長寬比(Aspect Ratio)

Persson et al. (1999)設計 13 種不同長寬比、濕地形狀與障礙物配置的人工濕地，並且提出水力效率指標評估其處理能力，結果顯示水力效率最好的為 E、G、J，分別具有均勻的入出流配置、障礙物配置及大長寬比，發現當長寬比大於 4:1 時水力效率較佳；Su et al. (2009)亦探討長寬比對於水力效率的影響，發現當長寬比大於 5 時水力效率達到良好等級(0.9)，若無法達成也最少需要保持長寬比在 1.88，其相對應的水力效率亦能達成可接受等級(0.7)；Sabokrouhiyeh et al. (2017)則探討不同長寬比與濕地形狀對於水力效率的影響，除了長方形以外還提出了橢圓形的濕地設計，研究發現不論是長方型或是橢圓形濕地，增加長寬比皆能有效的提升水力效率，而橢圓形濕地因為少了 90 度的轉角使得流場分布更為均勻，尤因此區域常成為長方形濕地的死水區，造成橢圓形濕地的水力效率又比長方型濕地更佳。

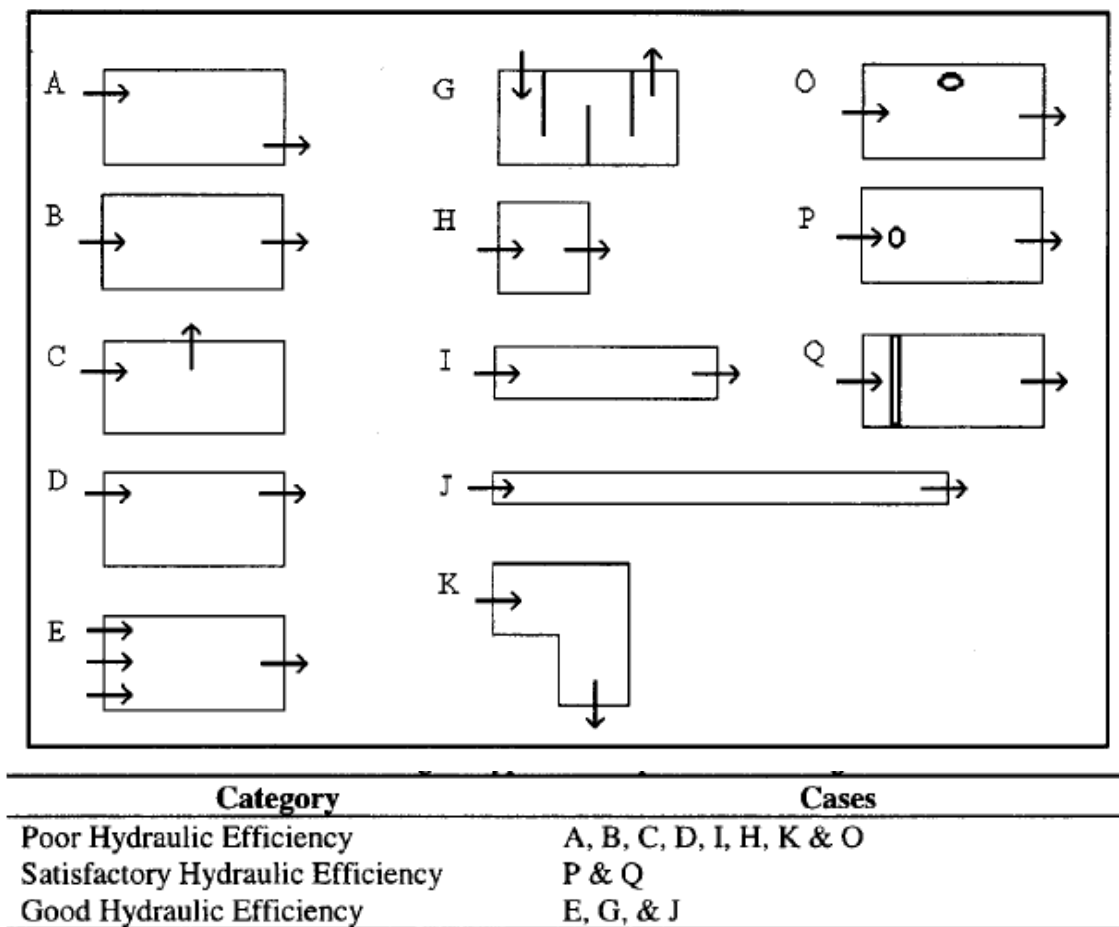


圖 2.3-1 不同人工濕地配置與其水力效率(Persson et al., 1999)

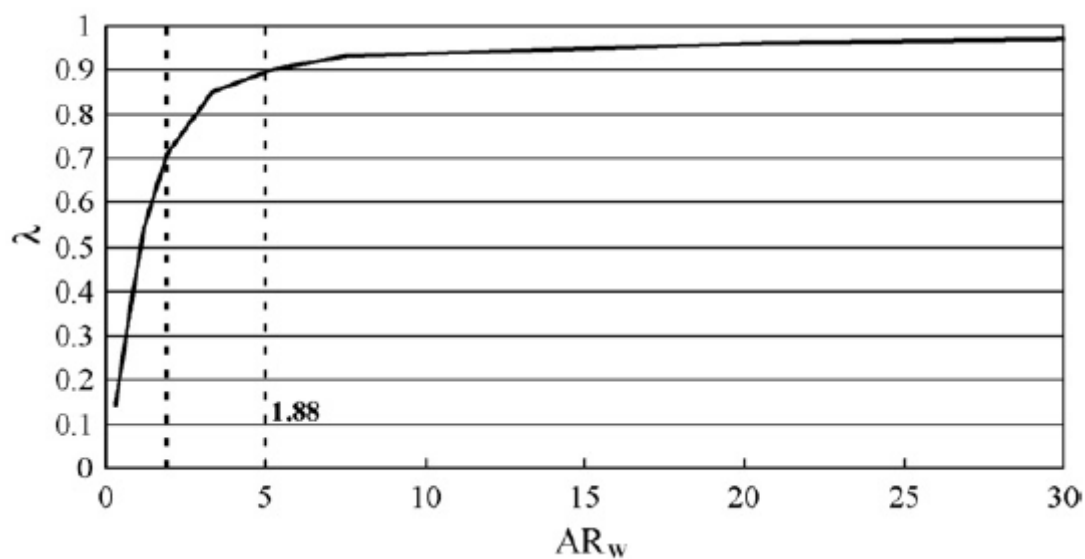


圖 2.3-2 長寬比與水力效率關係(Su et al., 2009)

2.3.3 植生(Vegetation)

植生在人工濕地中是十分重要的元素之一，藉由植生的根系與微生物能夠吸收與分解水中的污染物，是人工濕地移除污染物的重要反應之一；然而從水理的角度難以反映此效果，僅能呈現植生所造成的流場擾動與擴散效果(Serra et al., 2014)，並且利用延長停留時間來符合上述反應需要一定時間的特性，因此植生對於處理效率的影響於水理觀點上有其被忽略的部分。

過去的研究指出，增加植生密度會減少有效體積、增加水力效率(Bodin and Persson, 2012; Jenkins and Greenway, 2005; Persson et al., 1999)，Savickis et al.(2016)探討植栽對於水力效率的關係時亦發現相同趨勢，當植生配置在人工濕地之主流區(Main Flow Channel, MFC)時，能有效的改善水流流向分布，即改善水力效率，然而當植生密度提升至一定程度時，則植生對於水力效率的改善效果有限；Sabokrouhiyeh et al. (2017)探討植生密度 0-1000 束(stems/m²)時的水力效率，發現植生密度在 300 以上就無明顯增加，同樣印證前人研究結果，即植生密度提升至一定程度時改善水力效率的效果有限。

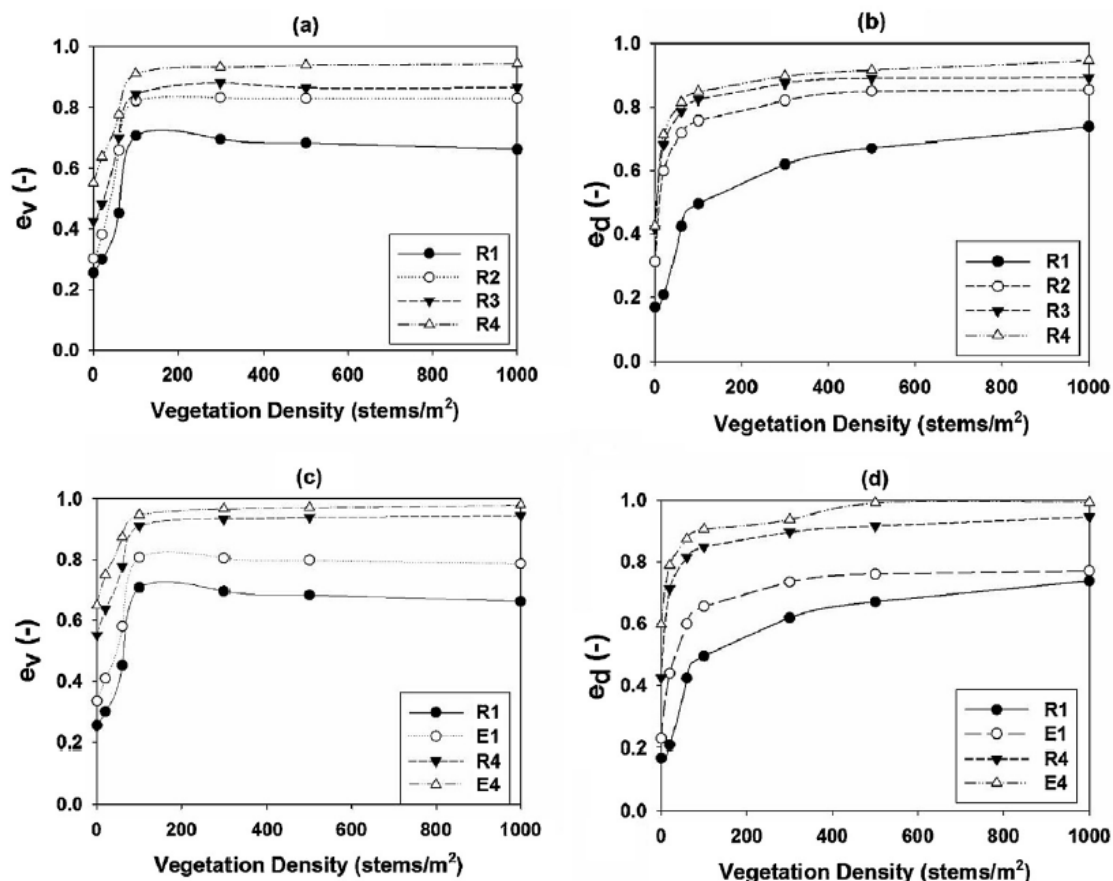


圖 2.3-3 植生密度對有效體積之影響(Sabokrouhiyeh et.al., 2017)

2.3.4 障礙物(Obstruction)

配置於人工濕地中的障礙物，不論是沉水型(Submerged Obstruction, SO)或是挺水型(Emerged Obstruction, EO)，經過妥善的配置之後皆能夠有效的改變水流方向，減少死水區與環流區進而增加流場均勻度。Su et al. (2009)在長寬比為 1.88 的人工濕地中配置了不同形狀、位置、數量的障礙物，研究顯示配置障礙物之後，多數設計的水力效率皆能達到良好的等級，僅有一個設計達到可接受的等級，而這些設計的水力效率皆比原本沒有配置障礙物來得好；在沉水型與挺水型的障礙物選擇上，Shih et al. (2016)與 Chang et al. (2016)皆建議挺水型的障礙物更能有效的改變水流使其達到更加蜿蜒的流場，也發現挺水型障礙物的水力效率比沉水型的來得好。

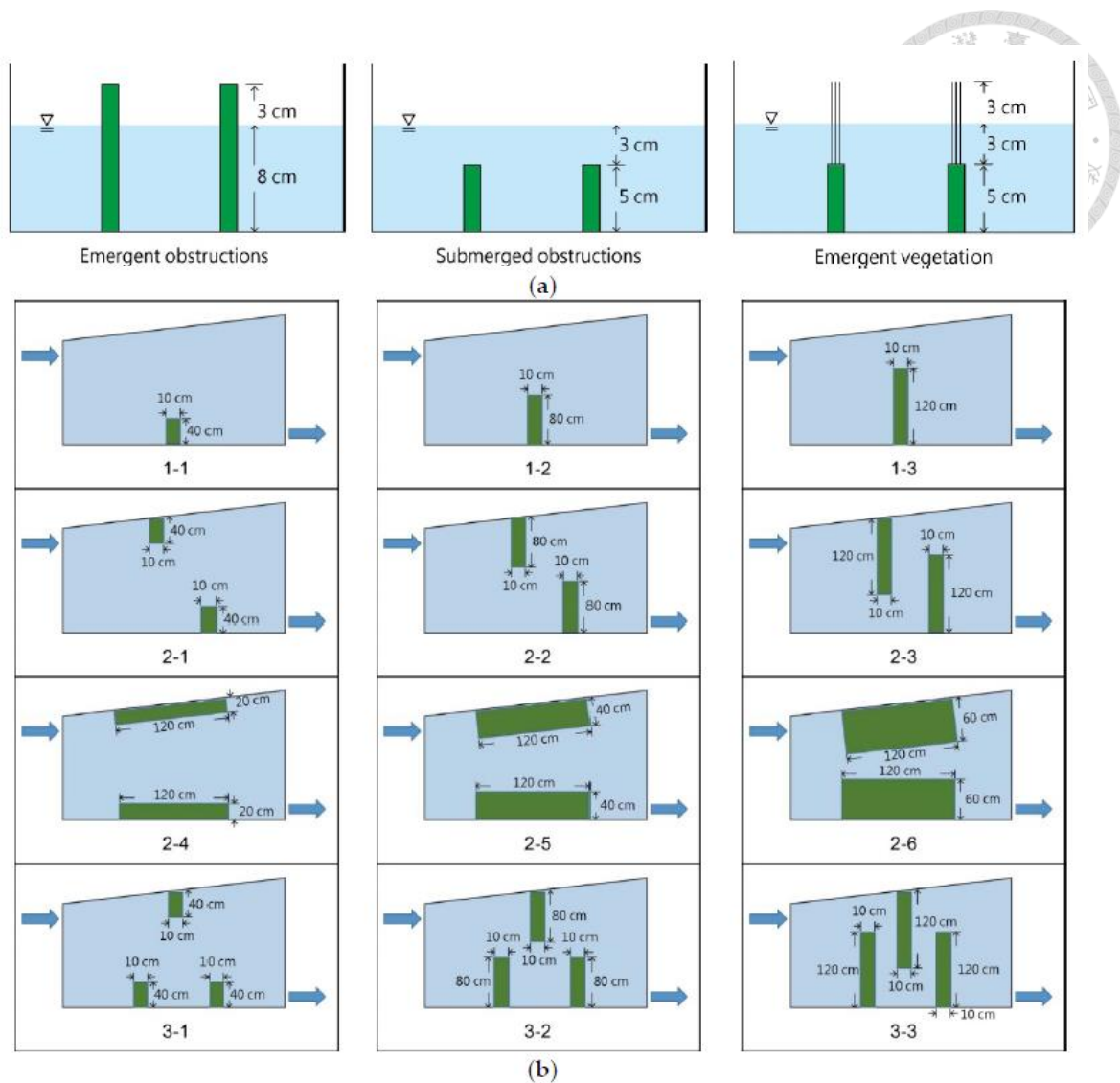


圖 2.3-4 (a)非浸沒式、浸沒式障礙物與挺水性植生示意圖

(b)實驗案例配置(Shih et al., 2016)

表 2.3-1 不同配置下之水力效率(Shih et al., 2016)

Cases	t_n (min)	t_m (min)	t_p (min)	e_v	λ	Hydraulic Performance	
Low aspect ratio	1-1	21.6	16.6	8.4	0.77	0.48	Poor
	1-2	21.3	16.9	9.8	0.79	0.56	Satisfied
	1-3	21.1	17.1	11.4	0.81	0.65	Satisfied
	2-1	21.3	16.6	6.1	0.78	0.35	Poor
	2-2	20.8	16.8	7.2	0.81	0.41	Poor
	2-3	20.3	16.9	9.1	0.83	0.52	Satisfied
	3-1	21.1	16.7	7.6	0.79	0.43	Poor
	3-2	20.3	16.9	10.0	0.83	0.57	Satisfied
	3-3	19.5	17.5	15.2	0.9	0.87	Good
High aspect ratio	2-4	20.3	16.4	5.0	0.81	0.29	Poor
	2-5	18.7	16.6	4.8	0.89	0.27	Poor
	2-6	17.1	16.7	5.1	0.98	0.29	Poor

2.3.5 入出流配置(Inlet-Outlet Configuration)

不同的入出流配置能夠直接有效的改變人工濕地的流場，過去的研究者針對不同類型的入出流配置進行研究(Su et al., 2009; Sabokrouhiyeh et al., 2017)，若是以長方形人工濕地為例，結果皆指出在入流一出流若能設計成均勻流—中點，則比起中點—中點、角落—角落能夠達到最好的水力效率，而中點—中點又比起角落—角落來得更佳，原因是因為均勻流的入流能夠減少死水區的面積大小，僅在出流口兩側有死水區，其次是中點—中點在四個角落出現小面積的死水區，再其次是角落—角落在入出流以外的另外兩個角落出現大面積的死水區。

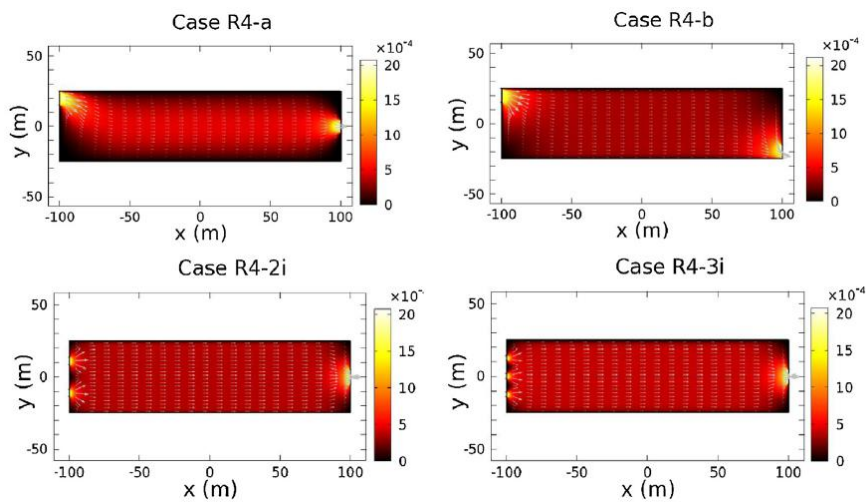


圖 2.3-5 入出流配置與其流場模擬結果(Sabokrouhiyeh et al., 2017)

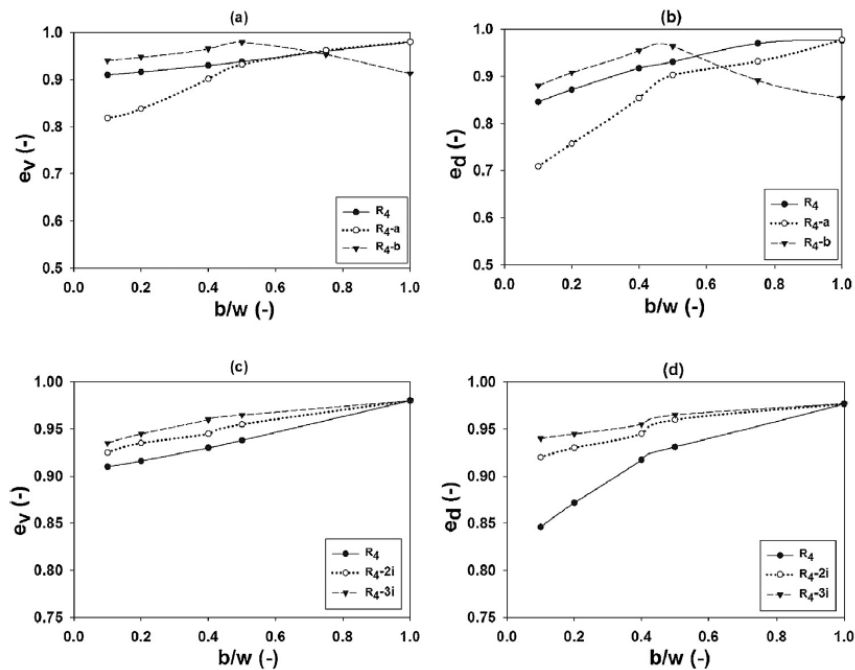


圖 2.3-6 不同入出流配置對有效體積之影響(Sabokrouhiyeh et al., 2017)

透過前人研究結果，本研究之實驗配置採用角落—角落設計，並且將長寬比設定為 1.5，營造一個表現欠佳的對照組，並且配置挺水型障礙物來蜿蜒水流，以檢視優化設計如何改變流場，進而影響水力效率；另外，本研究亦提出動態擾動的配置，欲了解動態擾動如何改變濃度場的物質傳輸現象，然而數值模式有無法模擬動態擾動流場的缺點，因此本研究採用影像技術，於實驗過程中紀錄濃度場隨時間的變化，而影像技術將於下一節中介紹。

2.4 影像技術

影像技術是透過影像紀錄，經過解析、處理得到資訊的一種方法，而數位影像 (Digital Image) 則由像素(pixel)組成，每個像素由 R、G、B 三個顏色紀錄該位置的顏色，這些像素在計算機的理解上即是以矩陣的形式儲存一幅影像的資訊。近年來由於個人電腦的運算能力快速提升，能夠快速且大量的解析數據，配合數位影像記錄下圖象的特徵，加上各種解析影像的計算方法不斷被提出與改進，現今影像技術能夠提供更多的訊息並且逐漸廣為應用。

2.4.1 顏色—濃度辨識

顏色—濃度辨識是利用影像中的顏色深淺、差異來辨別不同的濃度方法，最早被使用在土壤實驗中，用以觀察滲入土壤的水份、示蹤劑濃度分布 (Maier and Dandy, 1996; Aebly et al., 1997; Forrer et al., 1997; Forrer et al., 2000; Persson and Uvo, 2003; Stadler et al., 2000)。Forrer et al. (2000) 詳細的提出一套完整的實驗流程，從室外實驗與實驗室分析（包含土壤示蹤劑實驗、影像紀錄、土壤樣本濃度分析）到影像處理（包含變形校正、曝光校正、白平衡校正）與迴歸模型（率定與驗證）皆有詳細的說明。Persson (2005) 則比較了使用 RGB 為變數的迴歸模型中，LogC、C 與類神經網絡三種不同的迴歸模型，其中 LogC 與 C 表示如下：

$$\text{LogC} = a + bR + cG + dB + eR^2 + fG^2 + gB^2 + hRG + iRB + jGB \quad (2-11)$$

$$C = a + bR + cG + dB + eR^2 + fG^2 + gB^2 + hRG + iRB + jGB \quad (2-12)$$

結果顯示此三種的相關係數 r^2 與方均根誤差 RMSE 差異不大，意即三種模式可視情況與需求選用。

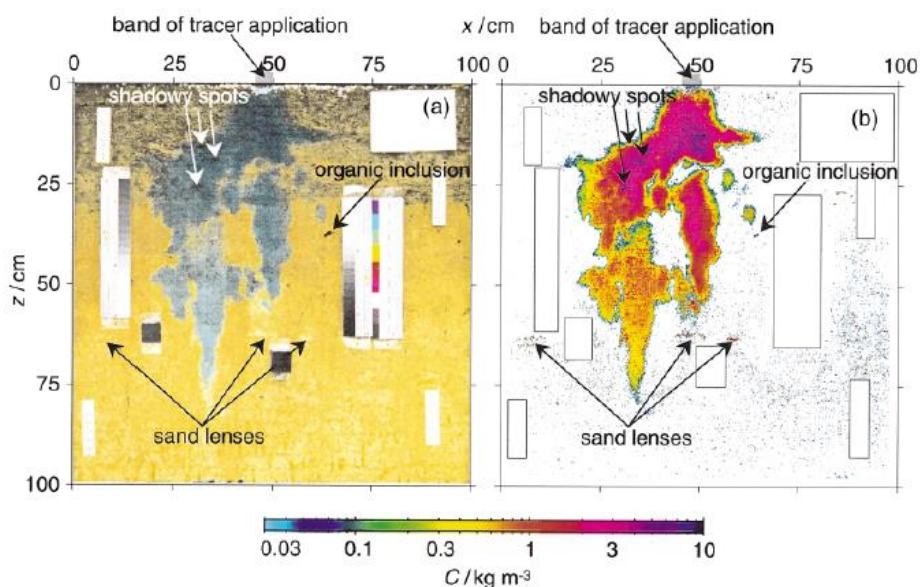


圖 2.4-1 土壤切片實驗與藍色染劑濃度分布圖(Forrer et al., 2000)

2.4.2 粒子影像分析(Particle Image Velocimetry, PIV)

粒子影像分析(Particle Image Velocimetry, PIV)是利用粒子來計算流體流速的影像技術，透過佈滿流體的粒子，分析某時間間距的粒子移動情況，即可計算出流場中的流速分布，此方法的優點在於能夠透過影像紀錄流體資訊，經由解析後可以得到大量的速度資訊，相比於傳統的流速測量儀器，能夠得到更多的流速資料、更易於建構流場分布，且為非侵入式量測(Non-Intrusion Measurement)不影響原有的流場行為。

PIV 實驗假設粒子具有足夠的流體跟隨性，能夠代表該粒子所在流體的流速與方向，透過影像紀錄不同時間間格的粒子分布情形；在解析流速上，其原理是將前一張影像分割成一小部分的目標區域(Interrogation Area, IA)，在後一張影像中尋找此一目標區域的位置，利用直接交互相關方法(Direct Cross-Correlation Method)來比對目標區域出現在後一張影像中的位置進行影像匹配(Keane and Adrian, 1992)，或是利用快速傅立葉轉換(Fast-Fourier Transform, FFT)將影像轉置頻率域(Frequency Domain)後再進行匹配，並且於前一張影像之目標區域的位置紀錄此位

移量，即得到該點的流速與方向，針對所有目標區域重複進行計算即可得到整個流場的流速與分布。

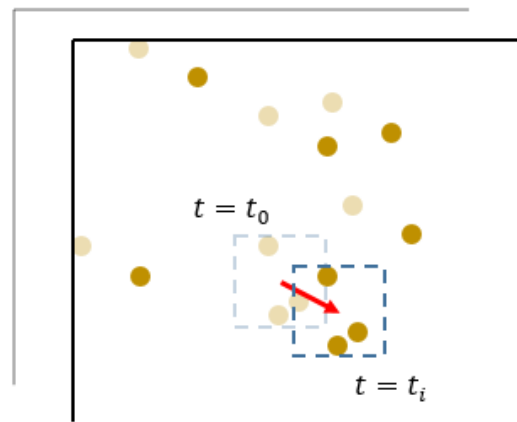


圖 2.4-2 粒子影像分析原理

如前一章所提到，數值模式無法反映動態擾動的流場，因此本研究針對實驗過程中的流場、隨時間變化的濃度場進行紀錄，經由影像技術辨識後，能夠提供足夠精度的速度場、濃度場資料，以解決過去水槽實驗難以獲得全域隨時間變化資料的缺點。

第三章 研究方法



人工濕地的水力效率相關研究主要透過現地實驗、水槽實驗或是數值模式等三種方法進行脈衝實驗以獲得 RTD 曲線做後續分析。現地實驗由於人工濕地之流速緩慢、停留時間長等原因，實驗過程往往曠日費時，並且有許多天氣、風速、溫度因素影響實驗結果；水槽實驗則是參考現地的人工濕地條件在室內進行縮比實驗，其物理模型遵守雷諾相似律(Reynolds similitude)(Serra et al., 2014; Shih et al., 2016)，雖然一定程度上簡化了現地的情況，不過卻有實驗時間縮短、能夠控制更多變因、易於布置濕地中的擺設等優點；數值模式則是利用水理模式與物質傳輸模式來模擬現地的示蹤劑實驗，能快速且大量的改變擺設、進行實驗，且得到全域的實驗資料如流場、速度場、濃度場等優點，然而數值模式則有無法反映動態流場的缺點存在；本研究進行水槽實驗，除了能夠反映真實物理現象，不同於以往僅在出口流量測 RTD 曲線，藉由影像技術能夠得到如同數值模式般的全域實驗數據（速度場、濃度場），達到完整的內部流場分析。

本研究參考 Su et al. (2009)與李瑋婷(2014)之實驗配置，受限於實驗場地大小與縮比模型的最低水深限制，以關渡平原之人工濕地大小為參考設定人工濕地原型面積為 2400 平方公尺，並且參考台灣現有之大漢溪人工濕地之水力負荷率約為 0.4(m/d)，得到相對應之原型流量約為 941 m³/d，隨著水深 1-3 m 相對應的理論停留時間為 2.55-7.65 天，考量實驗場地大小限制與雷諾相似律之限制，形狀縮比為 1/25，且經由模型率轉換後可得到實驗水槽大小為 1.6m x 2.4m，水槽流量為 436 mL/s，此水槽放置於國立臺灣大學水工試驗所一樓雷射實驗室中。

實驗進行時皆利用 iPhone 8 進行錄影，影片格式為 30fps，根據不同的水深錄影時長約為 18-54 分鐘，透過錄影擷取實驗過程中的每個時間間格，以利後續影像處理之用，並且能清楚展示與分析流場的變化；為了確保光源不影響影像紀錄結果，水工試驗所一樓雷射室配有窗簾遮擋外部陽光，並且每次實驗皆固定開同樣的日光燈；實驗影片則以 Matlab 2018b 進行後處理，自行撰寫程式將影片拆分成多個不同時間間格下的影像，為求解析之穩定性與降低計算負荷，示蹤劑實驗取 1 秒一張、PIV 實驗則取 0.1 秒一張。

3.1 模型律

雖然明渠流經常使用福祿數(Froude Number, Fr)相似律，但人工濕地因流速緩慢、植生與障礙物配置、黏滯性影響大而更適合使用雷諾數(Reynolds Number, Re)進行縮比(Schmid et al., 2004; Serra et al., 2014; Shih et al., 2016)；如下 3-1 式：

$$Re = \frac{\rho VL}{\mu} = \frac{\text{重力}}{\text{黏滯力}} \quad (3-1)$$

其中， ρ 代表流體密度、 μ 代表流體黏滯係數、 V 代表流體速度、 L 代表特徵長度，經由雷諾數相似進行的縮比，即為原型水流的雷諾數與模型水流雷諾數相同，意即：

$$Re_p = Re_m \quad (3-2)$$

$$\frac{\rho_p V_p L_p}{\mu_p} = \frac{\rho_m V_m L_m}{\mu_m} \quad (3-3)$$

3-2 式、3-3 式中下標 p 代表原型水流、下標 m 代表模型水流；此外，由於原型與模型都是使用水進行實驗，則水的密度與黏滯性相同，意即 $\rho_p = \rho_m$ 、 $\mu_p = \mu_m$ ，則 3-3 式可以改寫成：

$$\frac{V_m}{V_p} = \frac{L_p}{L_m} = 25 \quad (3-4)$$

模型與原型之流速比值即為 25 倍，進一步計算時間比值、流量比值分別為：

$$\frac{T_m}{T_p} = \frac{L_m}{L_p} \bigg/ \frac{V_m}{V_p} = \left(\frac{L_m}{L_p} \right)^2 = \frac{1}{625} \quad (3-5)$$

$$\frac{Q_m}{Q_p} = \left(\frac{L_m}{L_p} \right)^3 \bigg/ \frac{T_m}{T_p} = \frac{L_m}{L_p} = \frac{1}{25} \quad (3-6)$$

即可獲得模型與原型之時間比值為 1/625 倍、流量比值為 1/25。以水深 1 公尺、水槽之案例計算整理於表 3.1-1 中：

表 3.1-1 模型率計算結果(4cm 水深)

	長度	流速	時間	流量
縮比	1/25	25	1/625	1/25
原型	60m x 40m	-	2.55 day	941 cmd
模型	2.4m x 1.6m	-	352 sec	436 mL/s

3.2 水槽配置與實驗

實驗水槽放置於水工試驗所一樓雷射實驗室，長約 2.4 公尺、寬約 1.6 公尺，使用 8mm 壓克力板製成，入出流寬度為 4 公分，入出流形式為角落—角落，並於入口處設置整流板、出口處設置堰板控制水深；根據 Su et al. (2009)建議，人工濕地之長寬比最少要保持在 1.88 方能達到可接受的水準(0.7)，因此本研究設計長寬比為 1.5，並且針對原型水深為 1-3 公尺，以 25 公分為間格進行實驗，在模型尺度中，換算水深為水深 4-12 公分。藉由頭水箱固定入流流量，出流則利用出口堰控制水深，並且待流況穩定後量測 4 點水深作為平均水深，以確認實驗水深無誤。



圖 3.2-1 水槽照片、頭水箱照片與尾水堰板照片

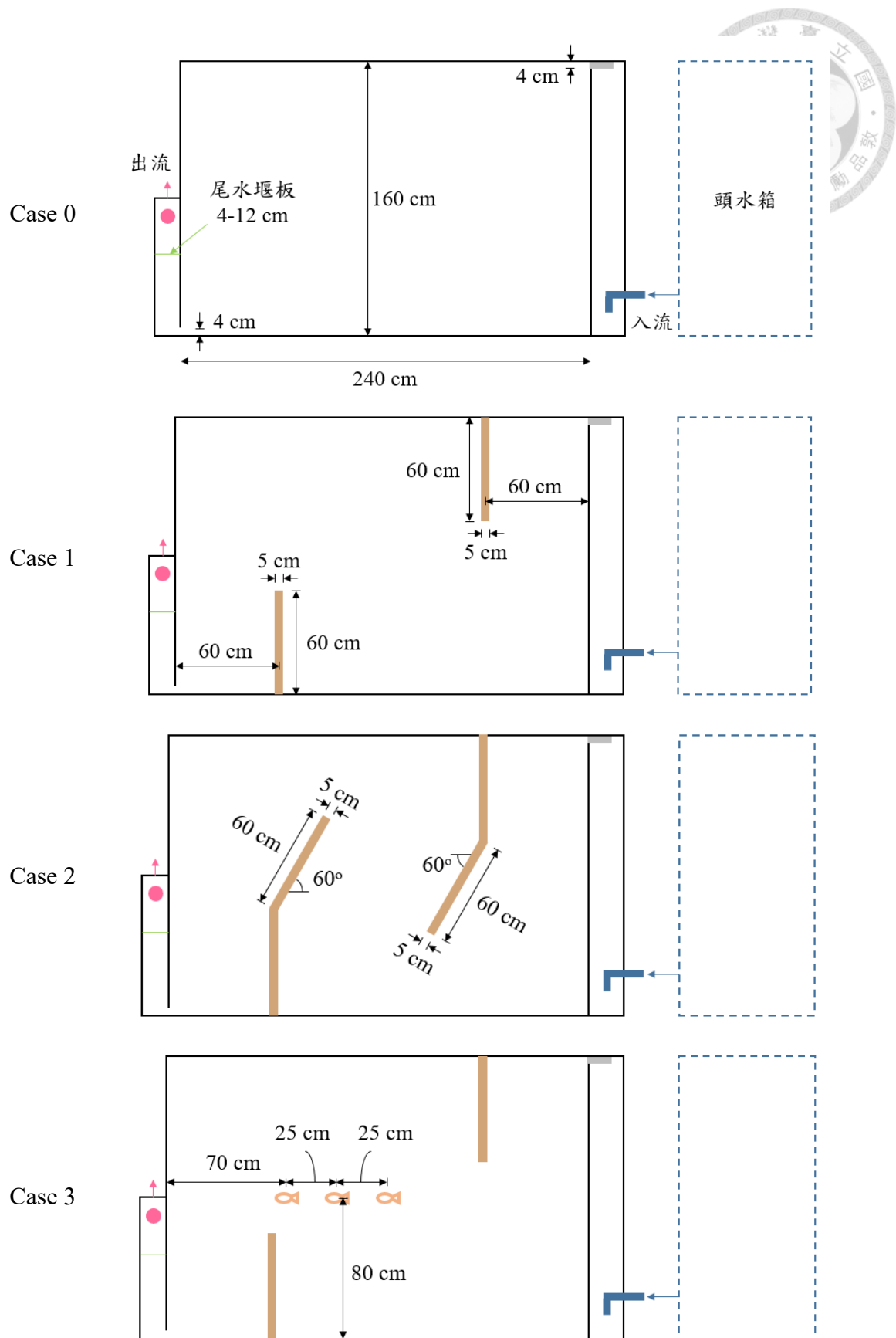


圖 3.2-2 實驗配置圖

本實驗一共設計 1 組空槽實驗與 3 組擺設實驗(Case 0, Case 1-3)，各組不同的實驗配置圖如上圖 3.2-2 所示；其中擺設實驗分別設置不同障礙物與擾動來源，障礙物皆為挺水性(Emergent Obstructions, EOs)，尺寸皆為 60cm x 5cm x 12cm，Case 1 分別在靠近出入口約 60 公分處配置兩個障礙物，Case 2 增加障礙物長度與彎曲 60 度擺設，Case 3 使用 Case 1 之配置並且增加擾動來源，擾動來源採用市售兒童玩具，尺寸約為 7.5cm x 2cm x 3.5cm，能夠在水中連續擺動一小時以上。

實驗過程可分為示蹤劑實驗、標準濃度溶液實驗、粒子影像實驗，以下針對三個部分分別說明：

3.2.1 示蹤劑實驗

本研究使用羅丹明(Rhodamine WT, RWT)作為示蹤劑，其溶液顏色依照濃度深淺有深紫色至粉紅色的變化，實驗所使用的羅丹明標準液濃度為 21.33%，經由稀釋後從水槽入口處投放，為求實驗過程中示蹤劑清晰可見，稀釋後濃度為 2133000 ppb (part per billion, 十億分之一)，羅丹明原液之比重為 1.33，經由稀釋後示蹤劑溶液比重為 1.0033，因此密度可視為與水相同。每次實驗開始前皆紀錄流況穩定時之水深，並且開始錄影，在 3 秒內於入口處投放 20 mL 經稀釋後之示蹤劑，直到流場呈現均勻濃度分布後結束錄影；每組示蹤劑實驗之間皆將水槽放乾再重新放水，避免前一場殘留的示蹤劑影響下一場的實驗結果。實驗後之影片則使用 Matlab 2018b 進行拆解，取 1 秒為間隔輸出一張影像。

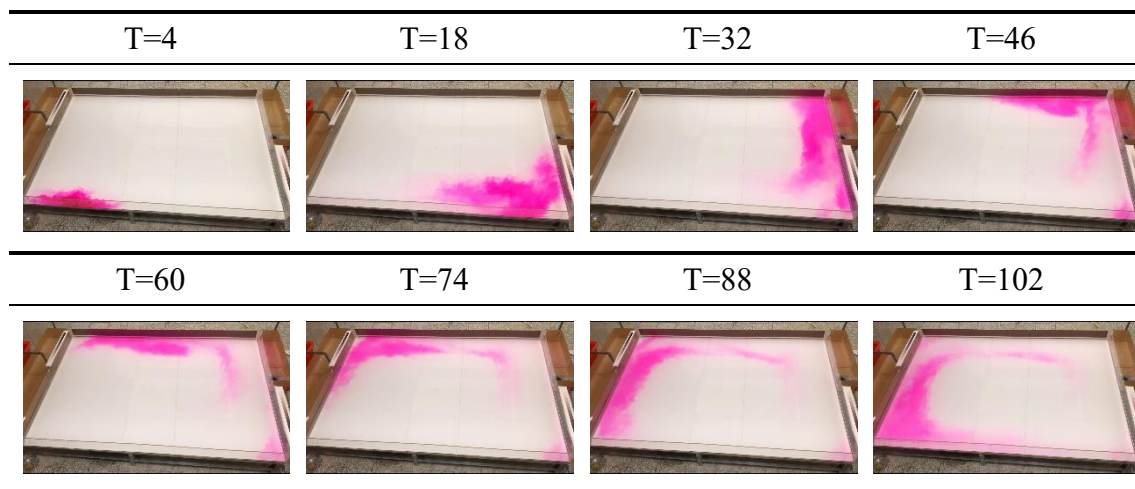


圖 3.2-3 示蹤劑實驗圖

獲得 RTD 曲線的方法為在實驗影像的出流口附近選取一個固定點，並且記錄每張影像上該點的 RGB 值，再利用迴歸模型計算每一時間下該 RGB 值相當於多少濃度，就可以得到出流口處的 RTD 曲線，RTD 濃度歷線的紀錄時間依據 Bodin et al. (2013) 之建議採用 3 倍 t_n 作為停止紀錄的時間點，大於此紀錄時間會產生有效體積指標 e_v 高估的情形；另外，為了理解不同流況的水如何進行物質交換，本研究沿著數條垂直於不同水體邊界處的穿越線，利用前述方法建立隨時間變化的濃度剖面線，以觀測不同時間的濃度變化情形。

Simulation name/ method	Data analysis method	RTD truncation method
T_3	Trapezoid integration rule	$3t_n$
T_{Br}	Trapezoid integration rule	Br^- background concentration
T_{Li}	Trapezoid integration rule	Li^+ background concentration
G_3	Gamma model	$3t_n$

	e					N					Removal rate (%)				
	True	T_3	T_{Br}	T_{Li}	G_3	True	T_3	T_{Br}	T_{Li}	G_3	True	T_3	T_{Br}	T_{Li}	G_3
R1	0.82	0.90	0.79	0.82	0.82	4.1	2.7	4.8	4.1	4.1	61.2	62.1	60.6	61.2	61.3
R2	0.82	0.93	0.79	0.83	0.82	4.1	2.6	4.8	4.0	4.1	61.2	62.9	60.6	61.4	61.3
R3	0.82	0.98	0.79	0.85	0.82	4.1	2.4	4.8	3.7	4.1	61.2	64.0	60.6	61.7	61.4
R4	0.82	1.02	0.79	0.86	0.83	4.1	2.3	4.7	3.5	4.1	61.2	64.9	60.6	62.1	61.4

圖 3.2-4 RTD 擷取停止時間與方法之偏估情形(Bodin et al., 2013)

3.2.2 標準濃度液配置

前文提及不同濃度之羅丹明溶液具有不同的顏色，因此如何獲得已知濃度之羅丹明顏色為何是重要的環節之一，若是標準液之顏色有偏差則可能影響濃度辨識結果；Forrer et al. (2000) 在實驗的進行過程中擷取部分未知濃度的土樣，至實驗室進行分析，將此未知濃度的顏色與實驗分析結果連接，得到該濃度的土樣顏色；然而因本研究之實驗為動態實驗，難在實驗過程中取得水樣並且計算濃度，因此改以配置已知濃度之溶液，放置於桶槽之中並且拍照記錄其顏色，如圖 3.2-5 所示：

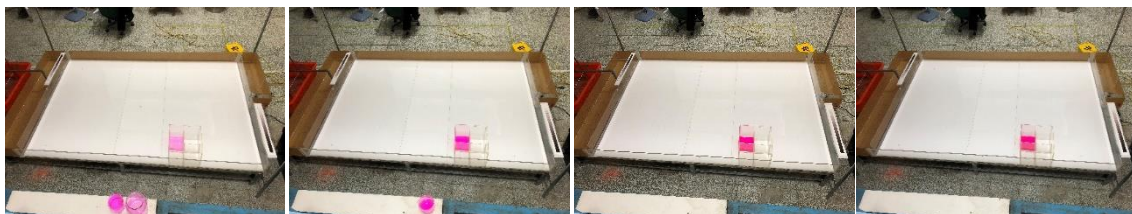


圖 3.2-5 標準溶液配置

因應投入實驗水槽之示蹤劑濃度會隨著時間漸漸擴散與稀釋，本實驗配置了 24 種不同濃度的已知溶液，由濃度 21330 ppb 開始遞減，並且另外選取 10 個清水，將其 RGB 三色與濃度之曲線呈現如圖 3.2-6；且因為不同水深之溶液，即使在同一濃度下仍會呈現不同顏色，因此同樣在桶槽中放置不同水深之溶液，分別拍照記錄其顏色，透過自行撰寫程式取 100 x 100 個像素中的顏色作平均，作為為羅丹明標準溶液在該濃度、水深下的顏色，此已知濃度色塊將用來率定濃度預測模型；為了驗證濃度預測模型是否能正確的預測濃度，本實驗另外配置了 8 組已知濃度的溶液，作為該模型的驗證，如圖 3.2-7 所示。

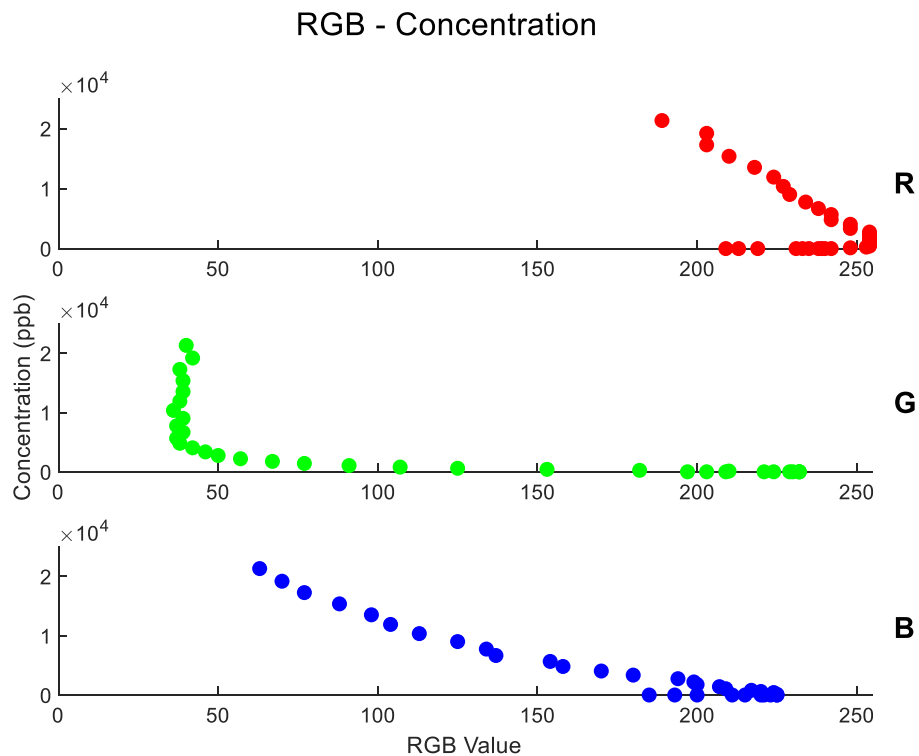
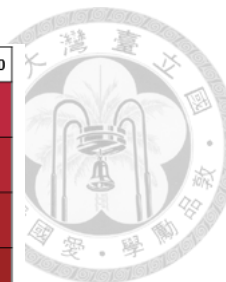
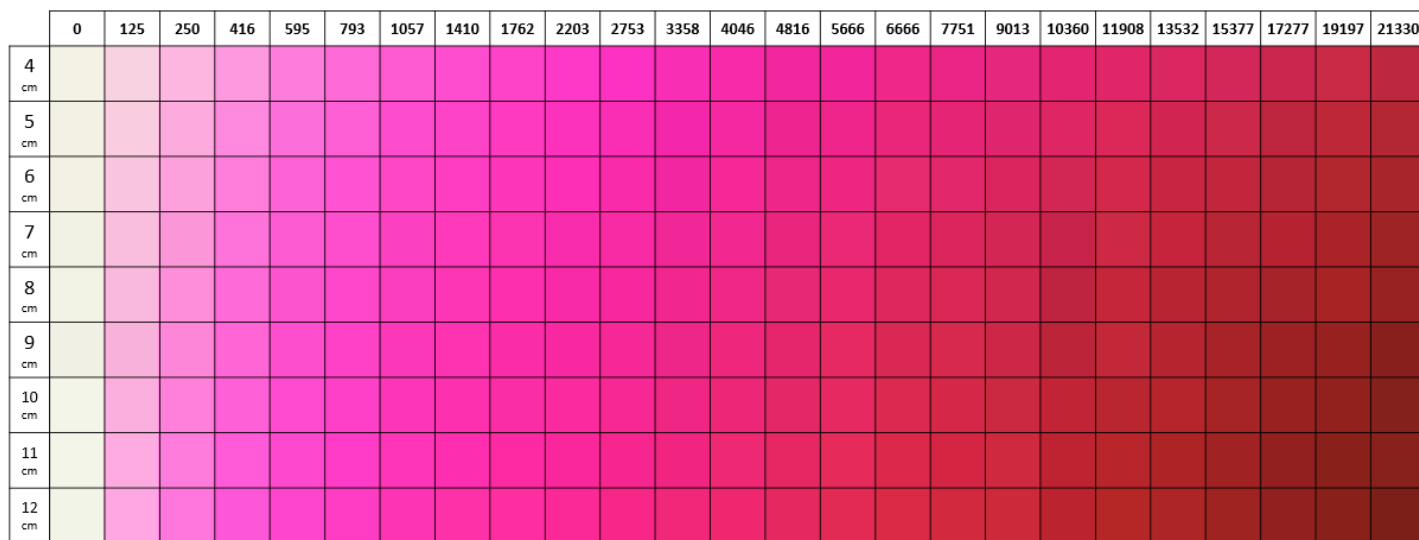


圖 3.2-6 標準液 RGB 分布(4cm 水深)



(a)



(b)

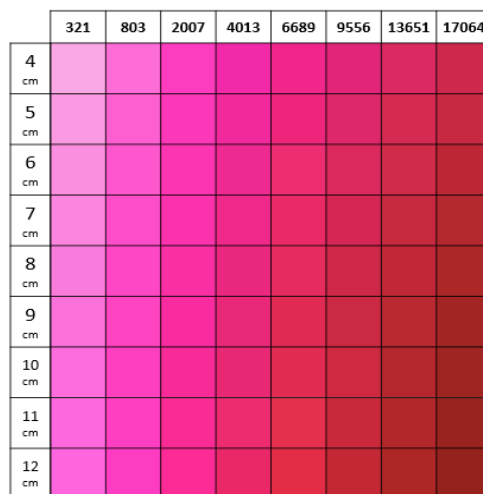


圖 3.2-7 不同水深下之標準液顏色分布 (a)圖為校正組 (b)圖為驗證組



3.2.3 粒子影像實驗

為了更精準的量測水流的流速，所選用的粒子必須要有足夠的水流跟隨性 (faithfully follow the flow)，且因為人工濕地的流況多為流速緩慢的層流，因此選用適合的粒子必須要滿足重量輕、密度小於水、並且易於大量製造或是能夠購買，經過試驗後決定使用碎紙片來進行實驗，能夠測得流場的表面流速，再以層流的流速分布特性換算得到平均流速。本實驗在流場較緩慢的地方先灑上粒子，之後再於入口處加入粒子避免入口因流速快而缺乏粒子；實驗影片以每 0.1 秒一張的頻率擷取影像，並且取用粒子分布均勻的連續 10 張影像進行分析。

3.3 影像分析

影像分析使用 Matlab 2018b 版本進行分析，自行撰寫程式將實驗影片以每秒一張的頻率拆解成多個影像，並且根據標記於實驗水槽上的 4 個坐標點做影像視角轉換，即可得到接近正射影像之視角，如圖 3.3-1 及 3.3-2 所示。之後再分為兩部分分析，於顏色—濃度辨識部分自行撰寫程式分析，於 PIV 部分則使用 PIVlab 2.01 (Thielicke and Stamhuis, 2014)。

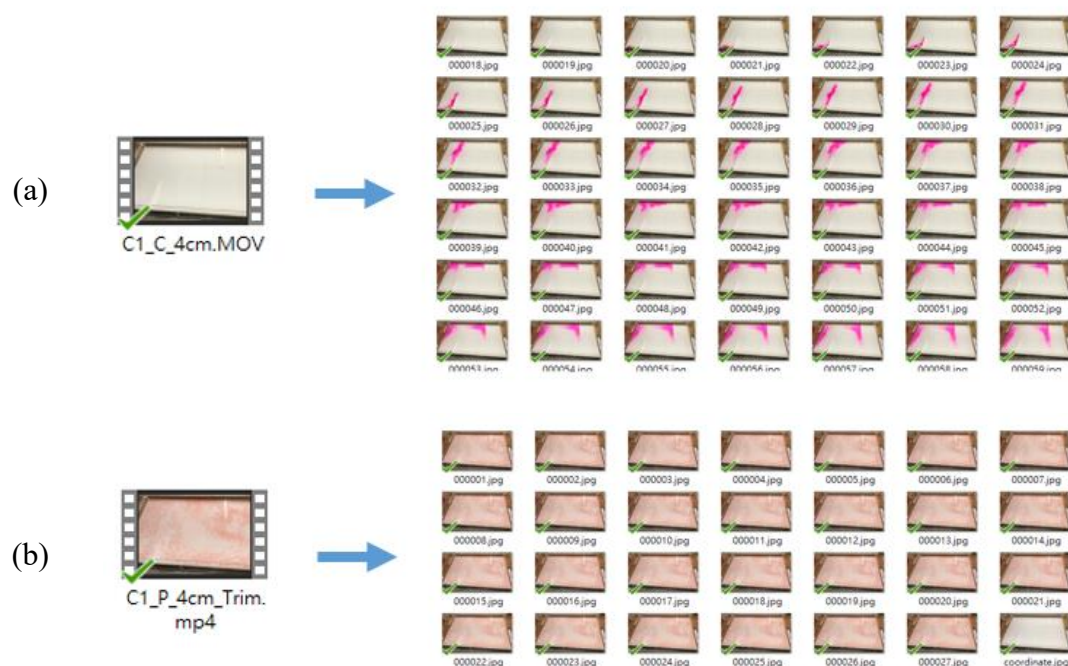


圖 3.3-1 實驗影片拆解 (a)濃度實驗 (b)粒子影像實驗



圖 3.3-2 影像變形修正

3.3.1 顏色—濃度辨識

為了將光源對於顏色的影響降到最低，示蹤劑實驗的影像需要進行曝光度修正 (Correction of inhomogeneous illumination) 與白平衡修正 (Correction of white balance)，曝光度修正是將原先 RGB (Red, Green, Blue) 色彩表現方式轉換至 HSV (Hue, Saturation, Value) 色彩表現方式，其中 V 代表該像素的曝光度，將該影像所有像素的 V 平均後可得該影像的平均曝光度 V_i ，再將所有影像的 V_i 平均後即得到所有影像的總平均曝光度 \bar{V} ，則個別影像中的每個像素 V' 可用以下公式進行修正：

$$V' = V \times \frac{\bar{V}}{V_i} \quad (3-7)$$

白平衡修正則是為了修正相機因光源不足所產生的色偏，其方法為在實驗場域外放置 2 組 21 階灰階卡，並且於影像中點選此 21 個灰階影像的 RGB 值，因此每張影像中共有代表 6 個灰階的 RGB 值，將所有影像中代表灰階的 RGB 值選取後，各別針對 21 個灰階計算所有該階的 RGB 值中位數，即可得到由所有影像的灰階中所代表的 RGB 中位數，最後再將該灰階之 RGB 線性內插至由 0-255 分為 21 等分的 RGB 值，使用者可以根據需求將前幾個白色的灰階或是黑色的灰階設成 255、0，可以得到調亮或是調暗影像的效果；經過修正後，原有的影像中每個像素的 RGB 就可藉由灰階劃分的 21 個區間對應至調整後的 21 個區間，以此達到修正的效果。本研究在修正後，因為濃度低的顏色容易被修正成白色，造成資訊的丟失，且因為實驗室中為可控制的光源，因此忽略此部分修正。

在前述修正完成後，顏色—濃度辨識始於模式的建立，前人研究採用濃度與 RGB 的多項式迴歸並且取到二次項(Forrer et al., 2000; Persson, 2005)，可用下列公式表示：

$$\log C = a + bR + cG + dB + eR^2 + fG^2 + gB^2 + hRG + iRB + jGB \quad (3-8)$$

然而本研究發現，實驗水槽雖然在室內環境能夠固定光源的影響，但是在實驗水槽內仍然有明暗不均勻的現象發生，以致部分的陰影區之 RGB 分布會造成濃度誤判，且在低濃度時由於示蹤劑顏色接近背景顏色，更容易被模式辨識為濃度 0，因此本研究將 RGB 三個值分開，並且排除分布重疊區域使得顏色與濃度呈現一對一關係後分段迴歸，利用一次項與已知濃度進行迴歸，依相關係數選擇線性、指數、乘冪等迴歸方法。

3.3.2 粒子影像分析

PIV 分析使用 Matlab 應用程式 PIVlab 2.01 (Thielicke and Stamhuis, 2014)，這是一款快速、易於操作的 PIV 開源軟體，並且能夠選擇分析區域、影像增強等處理，亦有移除錯誤向量、輸出結果等功能。本研究選用連續 10 張影像進行分析，兩兩之間能夠解析得到一個流場，最後將 5 個流場平均作為代表流場；經測試後目標區域(Interrogation Area, IA)為 32 pixel，搜尋區域(Searching Area, SA)為 64 pixel，分析得到約 75 x 51 個速度向量，每個 pixel 約為 1.98 mm，每兩張影像間移動 1 pixel 代表真實流場中流速約為 0.01981 m/s。PIVlab 可分為以下幾個步驟進行：

1. 匯入所選擇的照片
2. 選擇想要計算的區域與遮蔽不想計算的區域
3. 選擇影像處理、增強、銳化的修正（選擇性使用）
4. 選擇目標區域大小
5. 針對每個目標區域，透過快速傅立葉轉換(FFT)至頻率域後再進行配對
6. 選擇參考長度並且輸入已知距離與兩張照片的時間間格
7. 剔除錯誤的速度向量
8. 計算平均流場、調整繪圖樣式並匯出結果。

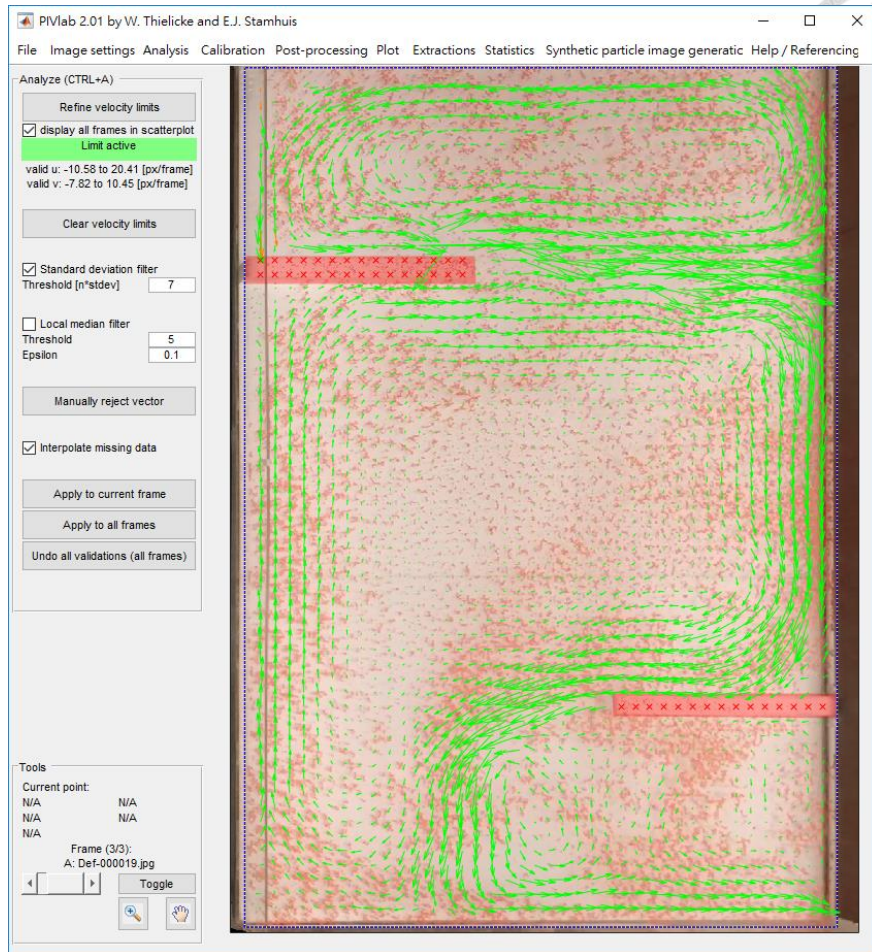


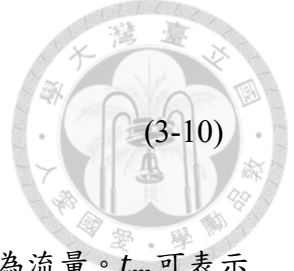
圖 3.3-3 PIVlab 操作畫面

3.4 人工濕地相關指標

在人工濕地的研究中，多數的評估指標皆是由出流的濃度歷線衍生而來，這是源自於 Danckwerts 在 1953 年提出滯留時間分布(Resident Time Distribution, RTD)的概念，將人工濕地視為一個整體的反應槽，並且以瞬時投入示蹤劑的脈衝實驗來反映人工濕地中的流體停留情形，以推估人工濕地內流場的情況(Levenspiel, 1999)，得到此 RTD 曲線後即可衍生出許多不同的評估參數以檢驗人工濕地的流場。

常用的幾個重要的時間參數為平均停留時間(Mean Retention Time, t_m)、理論停留時間(Nominal Retention time, t_n)，分別可用 3-9 式與 3-10 式表達：

$$t_m = \frac{\int_0^{\infty} tC(t)dt}{\int_0^{\infty} C(t)dt} \quad (3-9)$$



$$t_n = \frac{V}{Q} \quad (3-10)$$

其中， $C(t)$ 為不同時間下於出口量測的濃度， V 為水體體積， Q 為流量。 t_m 可表示進入人工濕地的物質平均停留的時間，會因為流場不同而改變。在進行脈衝實驗時，所量測的 RTD 曲線往往會有尾端分布(Tail Effect)，雖然能量測到出流濃度但難以決定結束量測之時間，因此有些研究以中位數停留時間(Median Retention Time, t_{50})代表，亦有以 gamma 模式擬和 RTD 量測結果，或是以 3 倍的理論停留時間作為計算 t_m 的分界(Bodin et al., 2013)，本研究採用後者計算；另外幾個時間指標為 t_p 、 t_5 、 t_{10} 、 t_{90} ，分別代表峰值濃度時間、累積前 5%、10%、90%示蹤劑通過時間，本研究採用 t_p 計算水力效率指標、 t_{10} 用於計算短流指標， t_{10} 、 t_{90} 則用於計算混合指標(Mo)。

有了上述的指標之後，本研究將使用的指標分為三大類：水力效率指標(HEI)、短流指標(SC)、混合指標(MI) (Liu et al., 2020)。於水力效率指標使用 λ 、 e_v ，於短流指標使用 t_{10} ，於混合指標使用 Mo^{-1} ，分別以 3-14 至 3-17 式表示：

$$\text{HEI :} \quad \lambda = \frac{t_m \times t_p}{t_n^2} \quad (3-14)$$

$$e_v = \frac{t_m}{t_n} \quad (3-15)$$

$$\text{SC :} \quad t_{10} \quad (\text{標準化}) \quad (3-16)$$

$$\text{MI :} \quad Mo^{-1} = \frac{t_{10}}{t_{90}} \quad (3-17)$$

其中， $\lambda < 0.5$ 為不佳、 $0.50 < \lambda < 0.75$ 為可接受、 $\lambda > 0.75$ 為佳； t_{10} 為除以 t_n 標準化後的時間，當 $t_{10} > 0.3$ 時表示短流效應不明顯 (Farjood et al., 2015)。

第四章 結果與分析



水槽試驗在國立台灣大學水工試驗所一樓雷射室內進行，實驗時間取 3 倍理論停留時間(Bodin et al., 2013)，約為 20-60 分鐘不等；實驗時在出口處放置不同數量、高為 1 cm 的長方形堰板以營造 4-12 cm 水深，並且在每次實驗開始前皆於水流過堰後再多等待 5 分鐘，以確保流場達到穩態；濃度實驗時在水槽入流口處加入 20 mL、2133000 ppb 之羅丹明並且開始錄影至 3 倍理論停留時間；粒子實驗則在開始錄影後，均勻的將自製碎紙片灑在流場中，再擷取其中較完整的 10-20 秒進行分析。

4.1 影像辨識結果

4.1.1 濃度辨識

本研究使用多項式迴歸的方法在低濃度時辨識效果不佳，因此採用分段迴歸模型(piecewise regression model)，將 RGB 三項分開迴歸，並且根據相關性的高低從乘冪、指數、線性模型中選擇最佳者當作迴歸模型，結果顯示如圖 4.1-1：

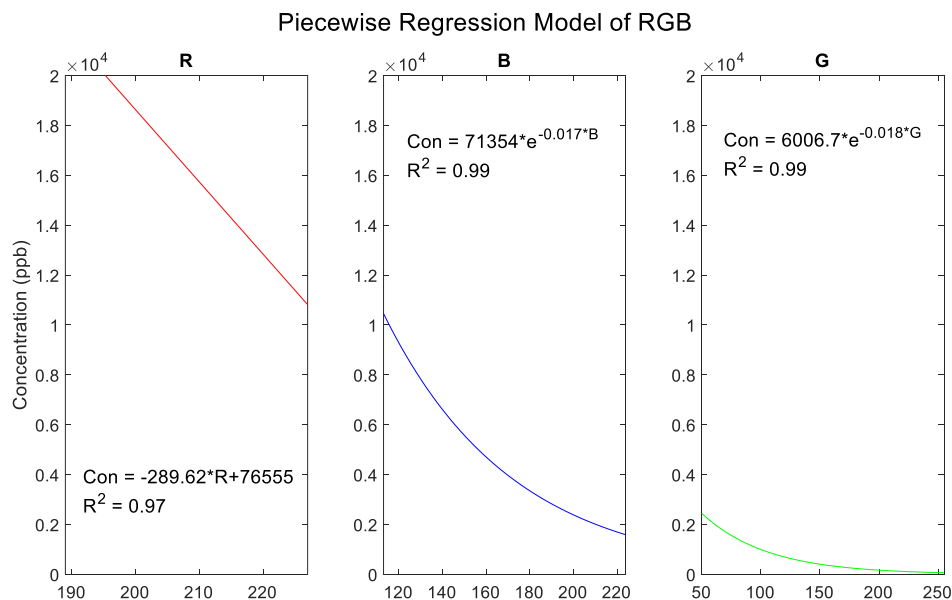


圖 4.1-1 分段迴歸結果(4 cm 水深)

表 4.1-1 不同迴歸模型之相關係數(4 cm 水深)

	G	B	R
Linear	$R^2 = 0.82$	$R^2 = 0.96$	$R^2 = 0.97$
Exponential	$R^2 = 0.99$	$R^2 = 0.99$	$R^2 = 0.95$
power	$R^2 = 0.97$	$R^2 = 0.98$	$R^2 = 0.94$

表 4.1-2 不同水深下之分段迴歸模型與適用範圍

	G	B	R
4 cm	$C = 6007e^{-0.018G}$ $R^2 = 0.99$ 50 / 255	$C = 71354e^{-0.017B}$ $R^2 = 0.99$ 113 / 224	$C = -289.62R + 76555$ $R^2 = 0.97$ 189 / 227
5 cm	$C = 4624e^{-0.018G}$ $R^2 = 0.99$ 50 / 255	$C = 48354e^{-0.016B}$ $R^2 = 0.995$ 52 / 219	-
6 cm	$C = 3558959G^{-1.903}$ $R^2 = 0.99$ 43 / 255	$C = 38701e^{-0.015B}$ $R^2 = 0.996$ 43 / 201	-
7 cm	$C = 3136199G^{-1.904}$ $R^2 = 0.99$ 44 / 255	$C = 35360e^{-0.016B}$ $R^2 = 0.996$ 36 / 204	-
8 cm	$C = 2417152G^{-1.872}$ $R^2 = 0.996$ 42 / 255	$C = 31578e^{-0.016B}$ $R^2 = 0.99$ 33 / 198	-
9 cm	$C = 1907747G^{-1.845}$ $R^2 = 0.99$ 40 / 255	$C = 25162e^{-0.015B}$ $R^2 = 0.99$ 56 / 192	$C = -163.43R + 43376$ $R^2 = 0.99$ 136 / 195
10 cm	$C = 1880390G^{-1.855}$ $R^2 = 0.995$ 45 / 255	$C = 23225e^{-0.015B}$ $R^2 = 0.99$ 47 / 196	$C = -170.42R + 43845$ $R^2 = 0.99$ 133 / 186
11 cm	$C = 1243580G^{-1.781}$ $R^2 = 0.997$ 46 / 255	$C = 22323e^{-0.015B}$ $R^2 = 0.99$ 43 / 207	$C = -172.13R + 43347$ $R^2 = 0.94$ 136 / 184
12 cm	$C = 1249398G^{-1.795}$ $R^2 = 0.998$ 52 / 255	$C = 22039e^{-0.016B}$ $R^2 = 0.99$ 47 / 210	$C = -170.15R + 42525$ $R^2 = 0.99$ 125 / 187

並且使用 8 組已知濃度的顏色分布來驗證模型，結果以相對誤差與 RMSE 的方式顯示，如圖 4.1-2 所示。使用分段迴歸的優點在於能夠排除陰影區干擾低濃度辨識的結果，以本研究的情況為例，R、B 在低濃度時受陰影影響會有許多重疊的點，如果使用多變數迴歸模型在低濃度的誤判太大，在分段迴歸時相對誤差便改善許多，然而分段迴歸僅能辨識濃度下限至 200 ppb，低於此範圍的濃度則被視為背景值。

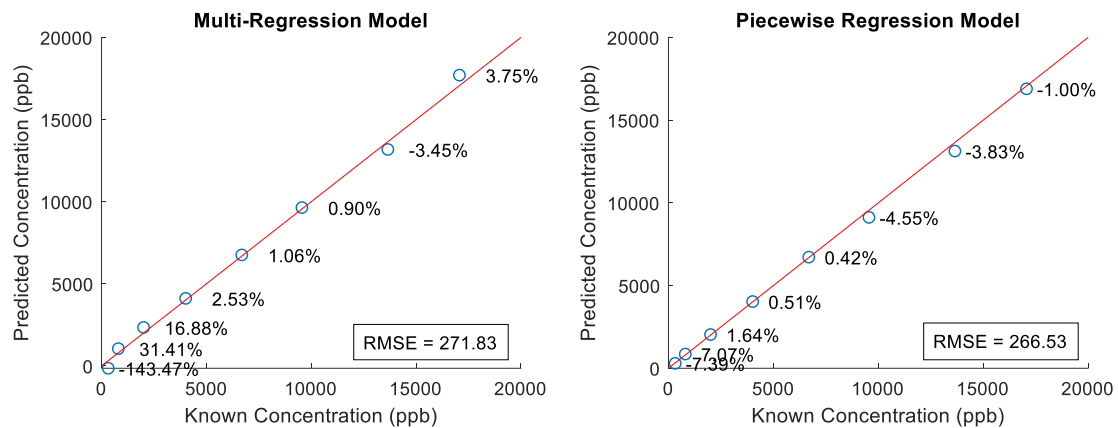


圖 4.1-2 模型驗證結果(4cm 水深)

4.1.2 PIV 流場計算

本研究使用粒子影像分析(Particle Image Velocimetry, PIV)，於水槽試驗的穩態流場中撒上碎紙片，利用紙片的移動來描繪出流場中各個位置的表面流速，並且經由 PIVlab 解析得到表面流場，再經由層流的拋物線剖面假設，換算得到深度平均流速，大部分流況能擬真呈現；因人工濕地中流速緩慢多為層流流況($Re < 2000$)，因此假設深度方向的流速剖面可用拋物線剖面表達，如下 4-1 式：

$$u(y) = \frac{\rho g}{\mu} \times S \times \left(hy - \frac{y^2}{2} \right) \quad (4-1)$$

將 $y = h$ 帶入 4-1 式中可得 4-2 式表面流速，再對深度積分可得 4-3 式平均流速，最後將表面流速除以平均流速，即可得到表面流速與平均流速的關係式，如 4-4 式。



$$u_s = u(h) = \frac{\rho g}{\mu} \times S \times \frac{h^2}{2} \quad (4-2)$$

$$\bar{u} = \int_0^h u(y) = \frac{1}{3} \times \frac{\rho g}{\mu} \times S \times h^2 \quad (4-3)$$

$$\frac{u_s}{\bar{u}} = 1.50 \quad (4-4)$$

由 4-4 式可知，從粒子實驗所得到的流速為表面流速，需要除以 1.5 轉成平均流速，然而實驗與計算流場的過程中多少有些許誤差，因此本研究以固定流量 0.000436 m³/s，除以通水斷面 bh 得到平均流速，再利用 Case 0 未布置障礙物時的入口流速與其比較，結果發現所測得之表面流速約為平均流速的 1.4-1.6 倍，表面流速與平均流速關係如圖 4.1-3，因此上述假設可得到確認，本研究在表面流速與平均流速的轉換採用下圖的實驗結果，依照不同水深表面流速為平均流速的 1.4-1.6 倍不等。

Surface Vel. & Mean Vel.

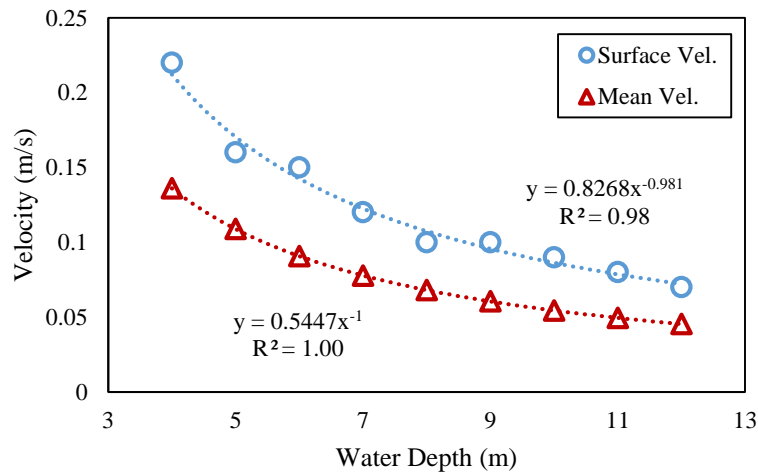


圖 4.1-3 水槽入口處平均流速與表面流速關係圖

PIVlab 計算目標窗格在下個時間出現在何處時，使用快速傅立葉轉換法(Fast Fourier Transform, FFT)將影像轉換至頻率域(frequency domain)再進行配對得到方向向量，兩張影像時間間隔設定為 0.1 秒，所能到的最小目標窗格為 32 x 32(px)，其解析度為 75 x 51，亦即配對之後每個實驗流場共有 5704 個方向向量(表 4.1-3)；將方向向量轉換為流速時需要提供參考長度以作為率定流速之基準，所選長度為

水槽寬 1600 mm，兩張影像之間隔為 0.1 s，計算所得到之每個像素(pixel)為 1.98 mm，在兩張影像中移動 1 個像素所代表的流速為 0.01981 m/s，最後，由於粒子實驗過程中於入口處流速較快，實驗中較不容易均勻的補充粒子，且因為出入口附近流場並非主要研究區，因此本研究忽略因不易捕捉入口處而產生的流速計算誤差。PIV 計算設定如表 4.1-3 至表 4.1-4：

表 4.1-3 PIVlab 影像配對設定

Target Window	Searching Window	Resolution
32x32	64x64	75x51

表 4.1-4 PIVlab 流速計算參數

Real distance	time steps
1600 mm	0.1 s
1 px = 0.00198m	1 px/frame = 0.01981 m/s

4.2 人工濕地指標

4.2.1 空池試驗

空池試驗之實驗數據如圖 4.2-1 Case 0 水力效率指標與 42 頁表 4.2-1，實驗發現理論停留時間與平均停留時間隨水深增加，並且不同水深下峰值濃度時間皆偏低，原因為停留時間與流速有關，當水深增加時人工濕地中的流速減小，造成停留時間相對拉長，而峰值濃度時間則因為空池配置的原因，示蹤劑隨著入流水流快速移動至出口流出，部分則分離至水槽內部繼續傳遞，這也是造成水力效率指標偏低的主要原因；本研究發現，無論是水力效率指標或是有效體積指標，皆顯示隨水深增加而略為上升，此結果與先前的研究結論並不一致，本研究發現出口之 RTD 曲線與流場中心的濃度歷線變化有關（圖 4.2-5，圖 4.3-26 至圖 4.3-28），水深較淺的情況下，當實驗停止時在流場中心仍有部分示蹤劑殘留，而隨著水深增加流場中心的示蹤劑濃度下降，代表在水淺時有部分的示蹤劑濃度未被計算至平均停留時間中，因此才會有平均停留時間隨水深增加的現象，造成有效體積指標略為上升，亦即出現環流現象將造成污染物的消散產生遲滯行為，而水力效率指標則無明顯變動，說明儘管環流能夠些微增加平均停留間，仍須考量由短流效應影響的峰值停

留時間。

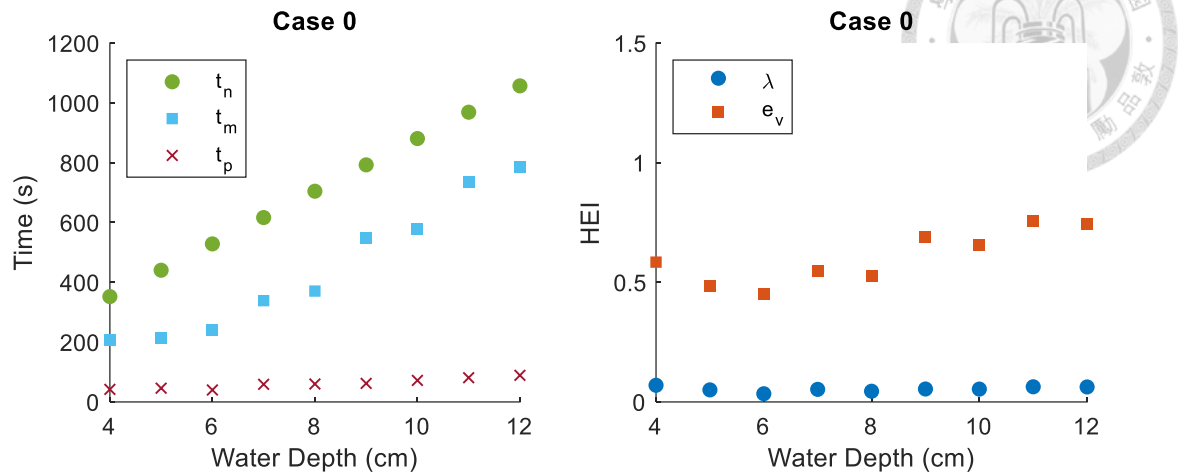


圖 4.2-1 Case 0 水力效率指標

4.2.2 障礙物擺放試驗

因為空池試驗有明顯的短流效應（代表優勢流）與環流現象（代表死水區或遲滯區），在障礙物擺放試驗中，選擇兩個不同長短、角度之障礙物，使水流更加蜿蜒與延長流徑，同時亦能減小死水區的面積。

Case 1 擺設兩個障礙物用以蜿蜒水流，實驗數據如圖 4.2-2 與 42 頁表 4.2-2，實驗結果顯示，比起空池試驗平均停留時間有顯著的提升，從出口之 RTD 曲線（圖 4.2-5）亦可發現，整體曲線有往右平移的趨勢，水淺時流場中心仍有部分示蹤劑未被攜出，平均停留時間隨水深降低相對減小，導致水力效率與有效體積指標隨水深略為增加，與空池試驗結果相同；而峰值濃度時間同樣也有提升，且隨水深增加也有上升的趨勢，因為隨著水深增加時流速減緩，因此峰值濃度時間拉長；而在本研究中水力效率指標主要受到峰值濃度時間的影響較大，因此其趨勢與峰值停留時間相近、水力效率落在 0.18-0.33 之間，比起空池試驗已有明顯提升。

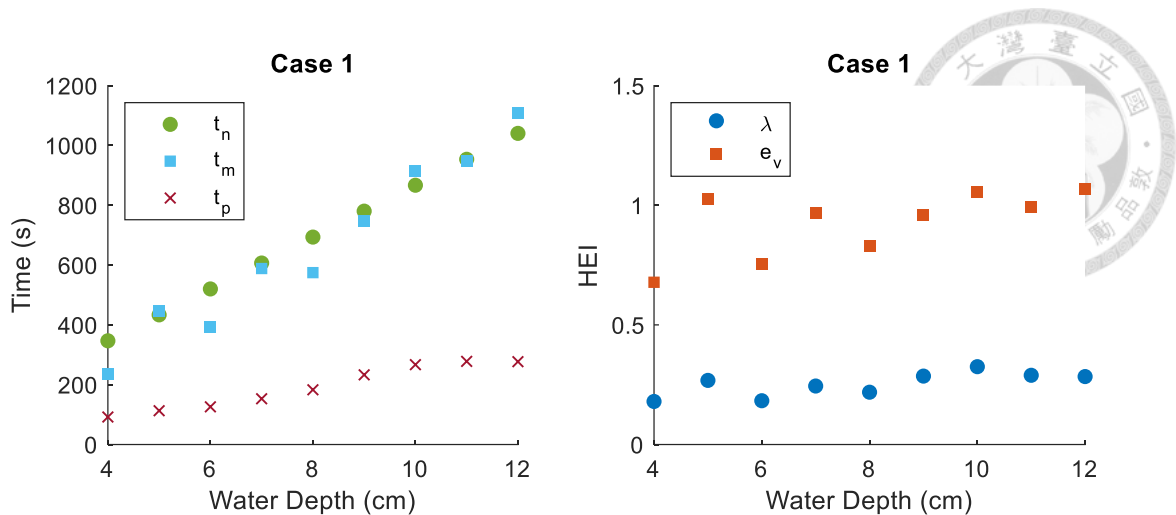


圖 4.2-2 Case 1 水力效率指標

Case 2 則在 Case 1 的基礎上，將原有的障礙物延伸出一個 60 度角的配置，以擾動 Case 1 中央死水區較大的地方，預期將產生更大程度的蜿蜒水流，60 度角的配置亦能將水流導向第一個障礙物後方容易形成死水區的位置。

實驗數據如下圖 4.2-3 與 43 頁表 4.2-3，實驗結果顯示在 Case 2 的配置中平均停留時間與理論停留時間相近，而平均停留時間並未隨水深增加而增加，原因為 Case 2 的配置使得死水區較小，污染物容易被攜出，因此在水淺的時候未被計算到的示蹤劑較少，而 Case 2 在峰值濃度時間亦有增長，說明 Case 2 的配置能夠更延緩濃度峰值到達的時間，使得水力效率提升至 0.28-0.48 之間。

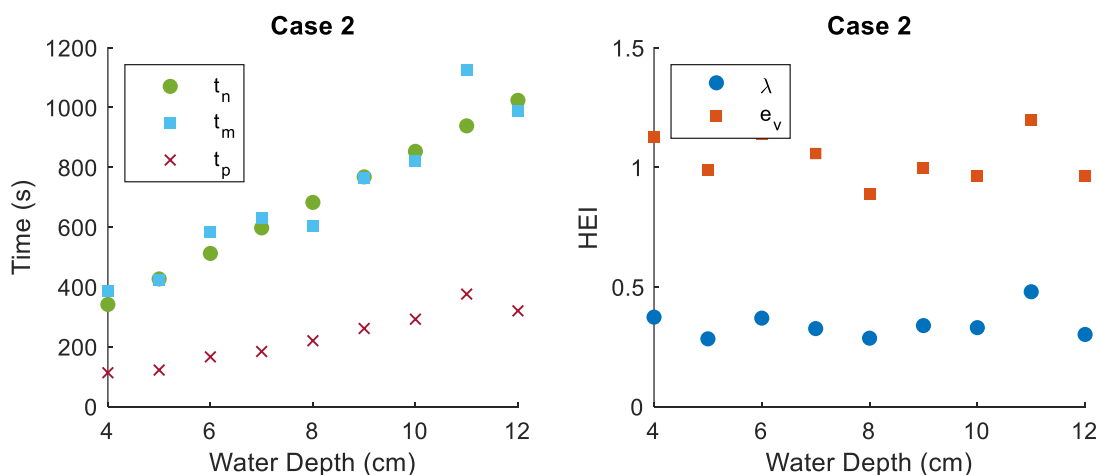


圖 4.2-3 Case 2 水力效率指標

4.2.3 擾動試驗

現地的濕地案例中，除了靜態的障礙物擺設與植栽等等，還有動態的魚類、水生昆蟲、鳥類等等生物活動所造成對水體的擾動，這些擾動源發生次數、頻率不一，本研究為了理解動態的擾動是否能夠影響物質傳輸，利用機械魚玩具浸沒於水中，並持續提供擾動以檢視流場的變化與物質傳輸。

Case 3 配置了 3 隻機械魚，在 Case 1 的基礎上多增加了擾動來源，以垂直於水流方向的位置擺放。實驗結果顯示，水力效率指標隨水深逐漸遞減，原因是平均停留時間下降所致，比較 Case 1 與 Case 3，發現擾動對深水實驗的水力效率影響較大，水深增加受到擾動的影響越大，使得污染物更容易離開死水區，造成平均停留時間與水力效率指標下降，實驗數據如下圖 4.1-4。

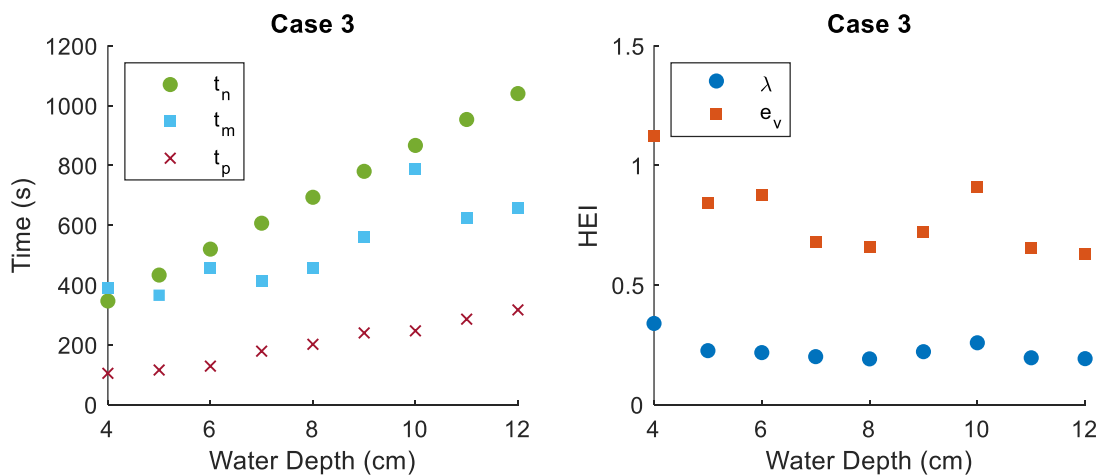


圖 4.2-4 Case 3 水力效率指標

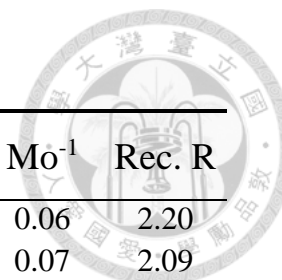


表 4.2-1 Case 0 實驗結果

	Water Depth (cm)	Volume (m3)	t_n (s)	t_m (s)	t_p (s)	λ	e_v	t_5	t_{10}	t_{90}	σ^2	Mo	Mo ⁻¹	Rec. R
C0	4	0.1536	352	206	42	0.07	0.58	0.09	0.09	1.62	1.40	17.27	0.06	2.20
	5	0.192	440	213	46	0.05	0.48	0.08	0.09	1.30	1.49	14.64	0.07	2.09
	6	0.2304	528	239	40	0.03	0.45	0.07	0.08	1.35	2.01	17.44	0.06	1.89
	7	0.2688	617	339	59	0.05	0.55	0.08	0.08	1.57	1.52	19.40	0.05	1.69
	8	0.3072	705	371	60	0.04	0.53	0.07	0.08	1.46	1.48	19.11	0.05	1.17
	9	0.3456	793	548	62	0.05	0.69	0.07	0.08	2.03	1.32	25.92	0.04	1.17
	10	0.384	881	578	72	0.05	0.66	0.08	0.08	1.86	1.28	23.10	0.04	1.24
	11	0.4224	969	734	81	0.06	0.76	0.08	0.08	2.08	1.13	25.82	0.04	1.47
	12	0.4608	1057	786	89	0.06	0.74	0.08	0.08	2.05	1.14	25.48	0.04	1.32

表 4.2-2 Case 1 實驗結果

	Water Depth (cm)	Volume (m3)	t_n (s)	t_m (s)	t_p (s)	λ	e_v	t_5	t_{10}	t_{90}	σ^2	Mo	Mo ⁻¹	Rec. R
C1	4	0.1512	347	235	92	0.18	0.68	0.25	0.27	1.39	0.17	5.25	0.19	0.61
	5	0.189	433	446	113	0.27	1.03	0.23	0.26	2.14	0.48	8.28	0.12	0.78
	6	0.2268	520	393	126	0.18	0.76	0.24	0.25	1.58	0.55	6.32	0.16	1.42
	7	0.2646	607	588	153	0.24	0.97	0.25	0.27	2.06	0.53	7.68	0.13	2.17
	8	0.3024	694	575	183	0.22	0.83	0.25	0.26	1.79	0.59	6.78	0.15	2.22
	9	0.3402	780	747	233	0.29	0.96	0.28	0.31	1.95	0.47	6.37	0.16	1.77
	10	0.378	867	916	267	0.33	1.06	0.29	0.32	2.18	0.46	6.89	0.15	1.53
	11	0.4158	954	947	278	0.29	0.99	0.28	0.31	2.05	0.48	6.69	0.15	1.69
	12	0.4536	1040	1110	277	0.28	1.07	0.27	0.30	2.23	0.47	7.30	0.14	1.79

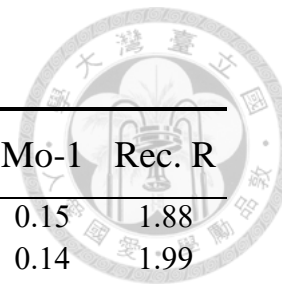


表 4.2-3 Case 2 實驗結果

	Water Depth (cm)	Volume (m ³)	t _n (s)	t _m (s)	t _p (s)	λ	e _v	t ₅	t ₁₀	t ₉₀	σ^2	Mo	Mo-1	Rec. R
C2	4	0.1488	341	385	113	0.37	1.13	0.31	0.34	2.27	0.44	6.75	0.15	1.88
	5	0.186	427	422	122	0.28	0.99	0.28	0.30	2.10	0.54	6.99	0.14	1.99
	6	0.2232	512	583	166	0.37	1.14	0.33	0.37	2.16	0.36	5.81	0.17	1.12
	7	0.2604	597	632	184	0.33	1.06	0.31	0.35	2.02	0.37	5.82	0.17	1.03
	8	0.2976	683	605	220	0.29	0.89	0.31	0.32	1.81	0.47	5.66	0.18	0.95
	9	0.3348	768	764	261	0.34	1.00	0.32	0.35	1.96	0.42	5.66	0.18	1.06
	10	0.372	853	822	292	0.33	0.96	0.31	0.34	1.89	0.41	5.61	0.18	1.25
	11	0.4092	939	1124	376	0.48	1.20	0.39	0.42	2.20	0.33	5.21	0.19	1.18
	12	0.4464	1024	987	320	0.30	0.96	0.30	0.32	1.83	0.37	5.66	0.18	1.07

表 4.2-4 Case 3 實驗結果

	Water Depth (cm)	Volume (m ³)	t _n (s)	t _m (s)	t _p (s)	λ	e _v	t ₅	t ₁₀	t ₉₀	σ^2	Mo	Mo-1	Rec. R
C3	4	0.1512	347	389	105	0.34	1.12	0.28	0.30	2.32	0.46	7.66	0.13	2.17
	5	0.189	433	366	116	0.23	0.84	0.24	0.25	1.79	0.57	7.24	0.14	2.40
	6	0.2268	520	457	129	0.22	0.88	0.24	0.25	1.88	0.57	7.51	0.13	1.46
	7	0.2646	607	413	179	0.20	0.68	0.24	0.26	1.49	0.66	5.75	0.17	1.60
	8	0.3024	694	456	202	0.19	0.66	0.26	0.27	1.35	0.45	4.93	0.20	1.36
	9	0.3402	780	562	240	0.22	0.72	0.28	0.30	1.45	0.44	4.90	0.20	1.12
	10	0.378	867	788	247	0.26	0.91	0.27	0.29	1.96	0.56	6.70	0.15	1.50
	11	0.4158	954	624	286	0.20	0.65	0.28	0.30	1.29	0.20	4.24	0.24	1.20
	12	0.4536	1040	657	317	0.19	0.63	0.29	0.31	1.25	0.01	4.04	0.25	0.88

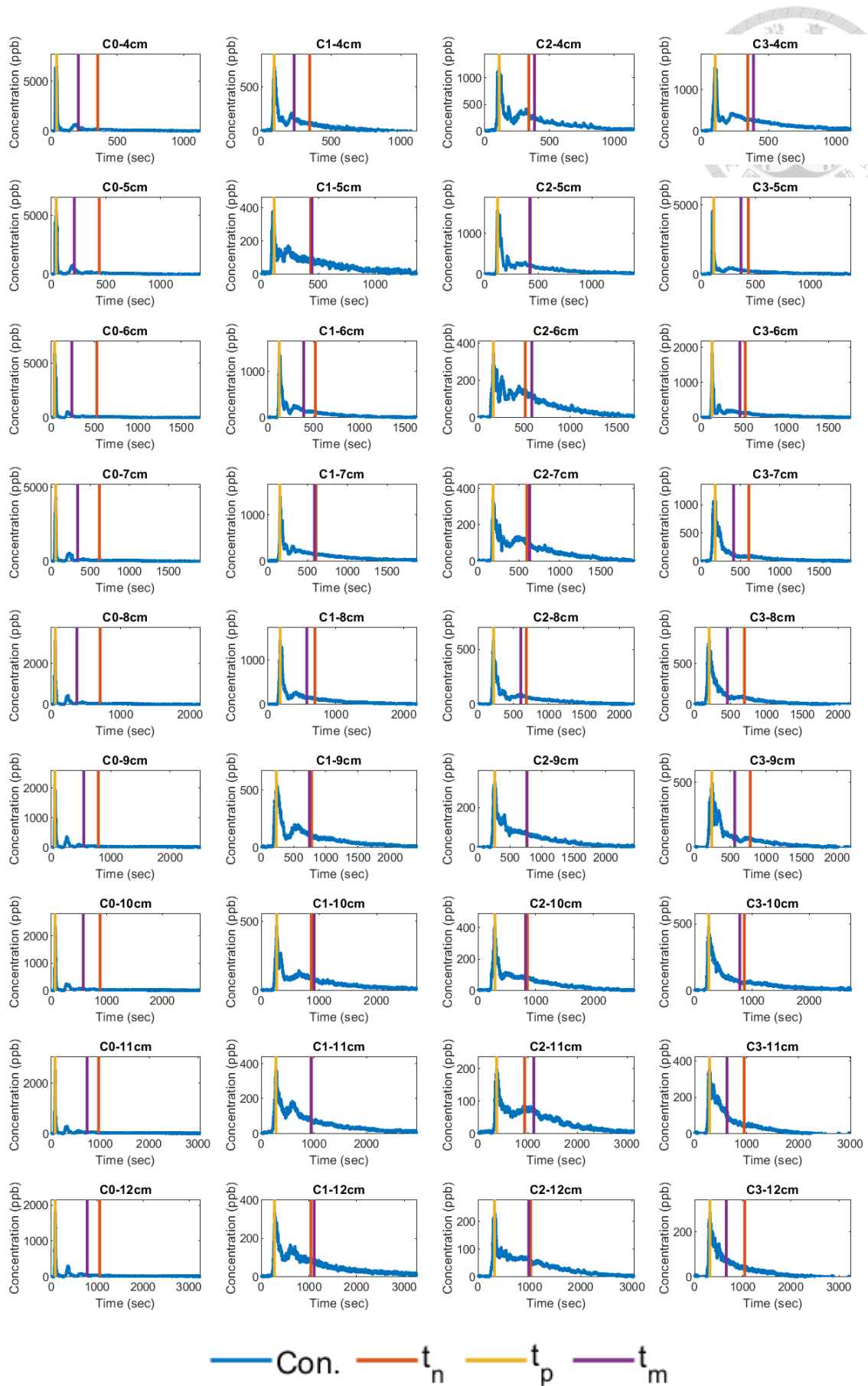


圖 4.2-5 36 場水槽試驗之 RTD 曲線

比較不同實驗配置之平均停留時間與峰值濃度時間，如圖 4.2-6 與圖 4.2-7，Case 0 與 Case 1 中平均停留時間隨著水深越深有略為增加的趨勢，4.2.1 節已說明為水淺時物質消散較慢、較不易進行物質及動量交換，因此污染物在死水區內能夠延長停留時間，使得水力效率提升；Case 2 平均停留時間則未隨水深有顯著變化，因為 Case 2 配置較長的障礙物，並且有彎曲一個角度縮小了死水區的大小，雖然平均停留時間變化不大，但因峰值濃度時間的增加造成水力效率的提升；Case 3 則增加了動態擾動，發現水深越深時平均停留時間逐漸降低，說明擾動在水深時相對容易造成物質消散，同時 RTD 曲線的多峰現象也越來越不明顯，使得水力效率因而下降；而水深則對峰值濃度時間影響不顯著，僅在不同配置下有所改善、增加水力效率。

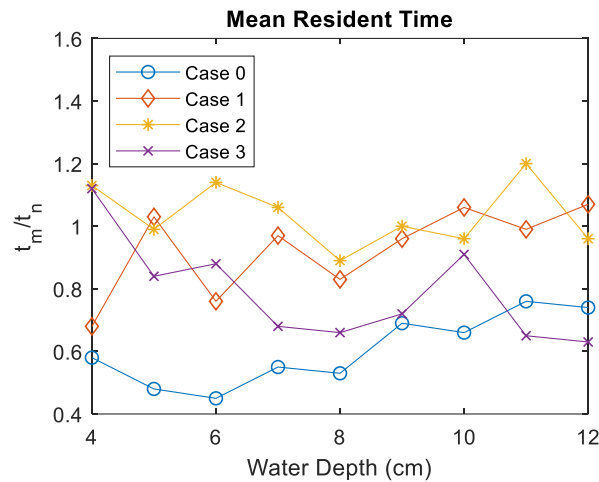


圖 4.2-6 平均停留時間（標準化）

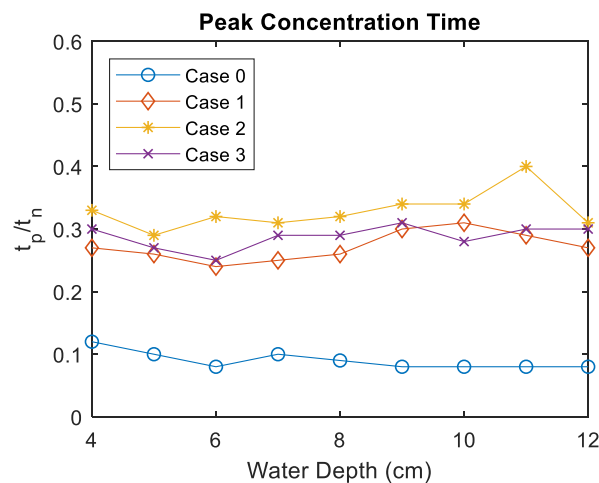


圖 4.2-7 峰值濃度時間（標準化）

比較不同實驗配置之短流效應、混合效應與水力效率，如圖 4.2-8 至圖 4.2-10，有助於理解人工濕地內部流場如何影響水力效率，以下針對短流指標與混合指標分別進行說明，相關數據呈現於 42、43 頁表 4.2-1 至表 4.2-4。

短流指標用以量化人工濕地的短流效應程度，若短流指標越小代表短流效應嚴重，相對應的水力及處理效率降低。比較不同配置發現，Case 2 因為有最長的流徑，短流效應指標可達 0.3 以上，根據 Farjood et al. (2015) 的研究結果，短流效應大於 0.3 則能得到較好的水力效率，Case 1&3 相差不大，顯示擾動對於短流的影響並不顯著，而 Case 0 短流效應最為明顯，意即示蹤劑很快就流出濕地、處理效率較差；比較水力效率與短流效應指標，可以發現兩者趨勢相近，反應水力效率與短流效應相關性較高，也印證前人研究多注重於增加蜿蜒水流、改善流場至栓塞流流況(Persson et al., 1999; Su et al., 2009; Farjood et al., 2015; Savickis et al., 2016; Shih et al., 2016; Chang et al., 2016; Sabokrouhiyeh et al., 2017)。

混合效應指標則是用來反映物質在濕地中的擴散程度，混合效應越小代表擴散越明顯、尾端效應也越明顯，雖然不完全相同，一定程度上也反映了死水區遲滯污染物的影響。比較不同配置發現，由於 Case 0 之死水區較其他配置大上許多的原因，Case 0 的混合效應指標最小、尾端效應最明顯、物質最難離開死水區，Case 2 較 Case 1 大一點，顯示 Case 2 擴散程度較小，與 Case 2 死水區最小有關，Case 3 則是隨著水深增加擴散程度下降，由於擾動與流場的關係，物質隨水深增加越容易流出濕地，可以發現 Case 3 的混合效應越不明顯、同樣的尾端效應也越不明顯，而由於示蹤劑更容易流出濕地的原因，停留時間相對降低，才造成在水力效率指標中 Case 3 在水深較深的案例中水力效率跟著下降。

綜觀以上的現象，本研究發現無論是何種配置，環流的發生皆能夠些微提升水力效率，原因為污染物進入環流區中會在環流區中打轉停留，進而拉長停留時間讓水力效率值略為提高。

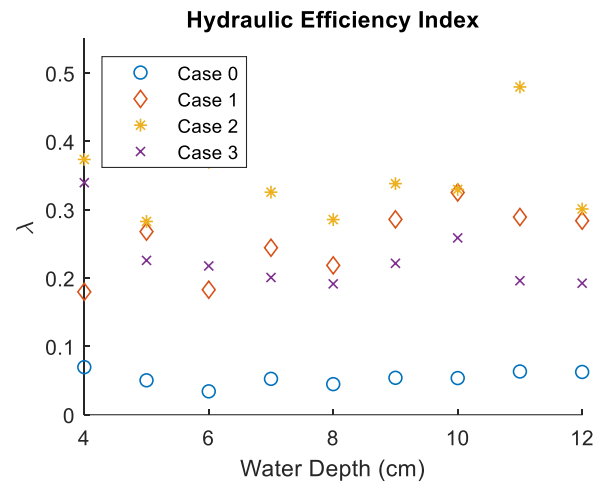


圖 4.2-8 水力效率指標

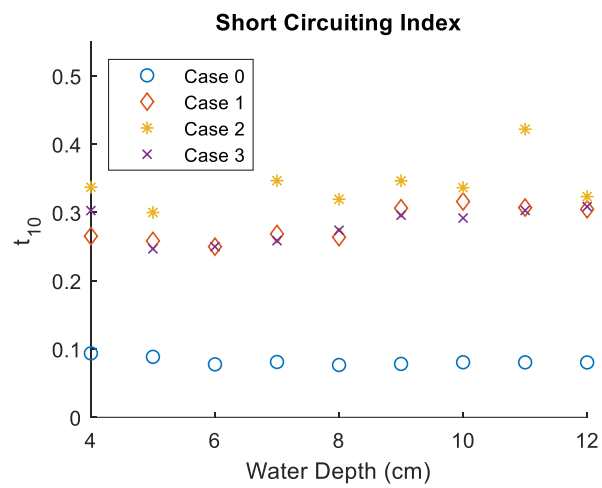


圖 4.2-9 短流效應指標

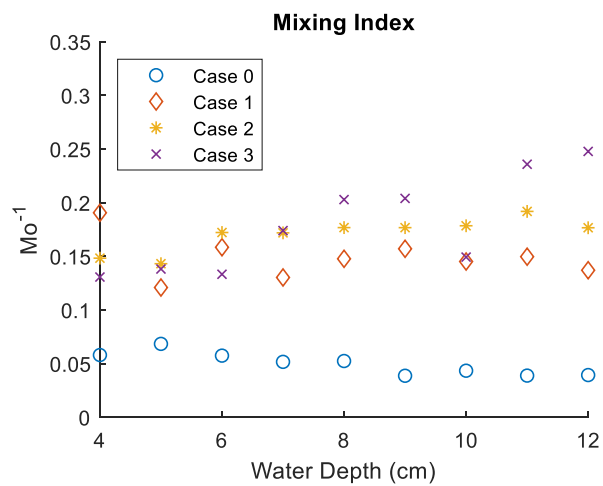


圖 4.2-10 混合效應指標

4.3 內部流場

過去許多研究專注在如何改變人工濕地中的配置(Persson et al., 1999; Su et al., 2009; Farjood et al., 2015; Savickis et al., 2016; Shih et al., 2016; Chang et al., 2016; Sabokrouhiyeh et al., 2017)，盡可能的達成栓塞流況以獲得較佳的水力效率；然而無論何種配置或多或少皆會出現程度不一的短流、死水區或是環流區，因此探討物質如何在這些不同的細部流場中傳輸、交換即是重要的問題；以下將流場分為由流速組成的速度場與濃度分布組成的濃度場進行討論。

雖然在人工濕地中流速緩慢，不過物質擴散的形式中由流速主導的平流效應(advection)相較於分子擴散(molecular diffusion)仍相差數十倍至數百倍之多(Shih and Wang, 2020)，此一現象可以透過計算流場中的皮勒數說明：

$$Peclet\ Number = \frac{\text{advective transport rate}}{\text{diffusive transport rate}} = \frac{Lu}{D} \quad (4-5)$$

其中 L 為特徵長度， u 為流速， D 為分子擴散係數；然而另外仍有渦流擴散(eddy diffusion)與延散現象(dispersion)等效應存在，因此除了分子擴散影響較小可忽略不計，4.3.1 將介紹由速度場所影響的平流效應，4.3.2 則觀察濃度場的變化以說明渦流擴散與延散現象如何影響物質交換。

4.3.1 速度場

PIV 流場計算後得到不同水深的流場如圖 4.3-1 至圖 4.3-3，雷諾數由流場之流速與實驗設計之水深，取 30°C 水的動黏滯係數(kinematic viscosity, ν)為 $0.801 \times 10^{-6} \text{ (m}^2/\text{s)}$ 計算，雷諾數分布如圖 4.3-4 至圖 4.3-6：

49

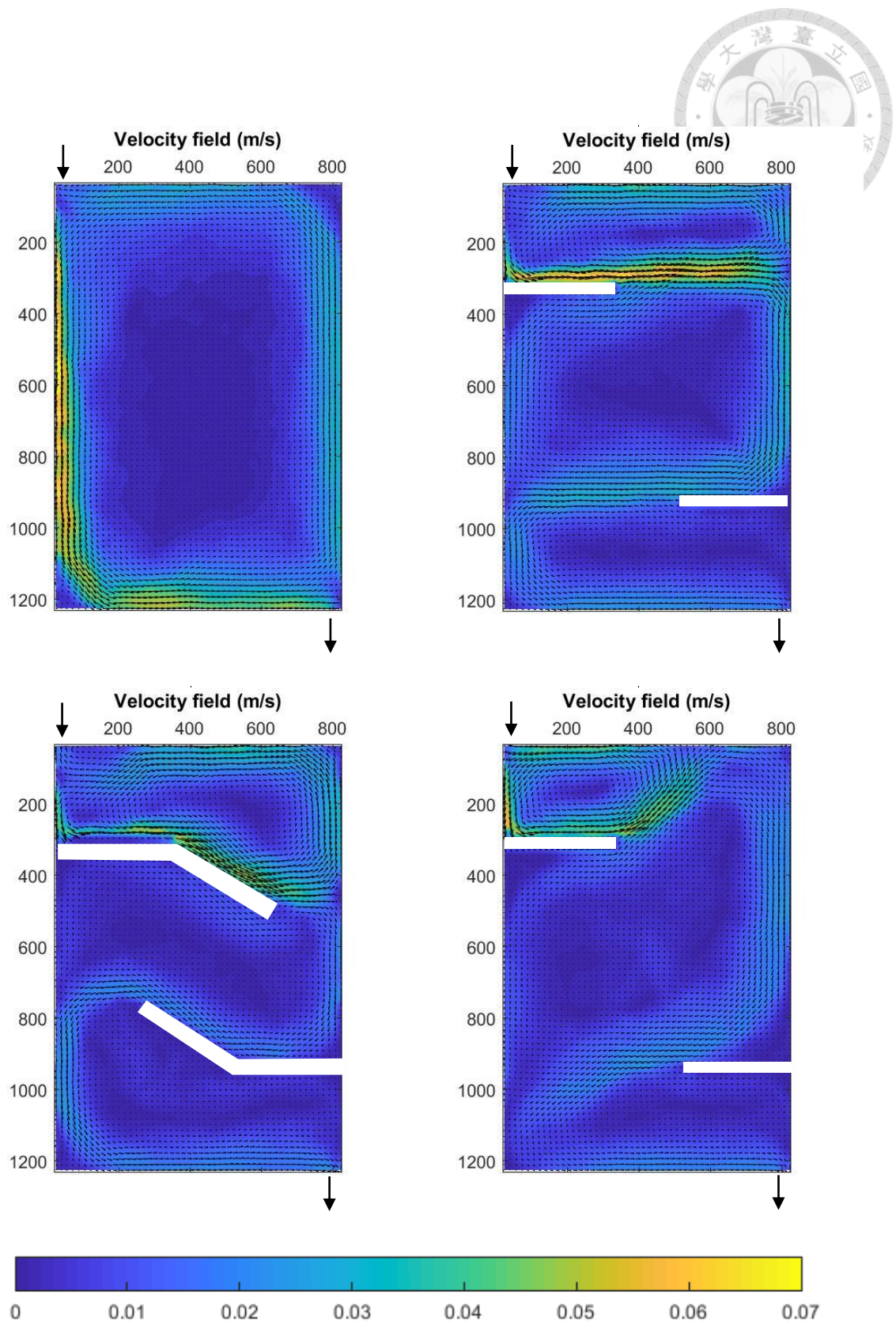


圖 4.3-2 Case 0-3 流場分布($d = 8 \text{ cm}$)

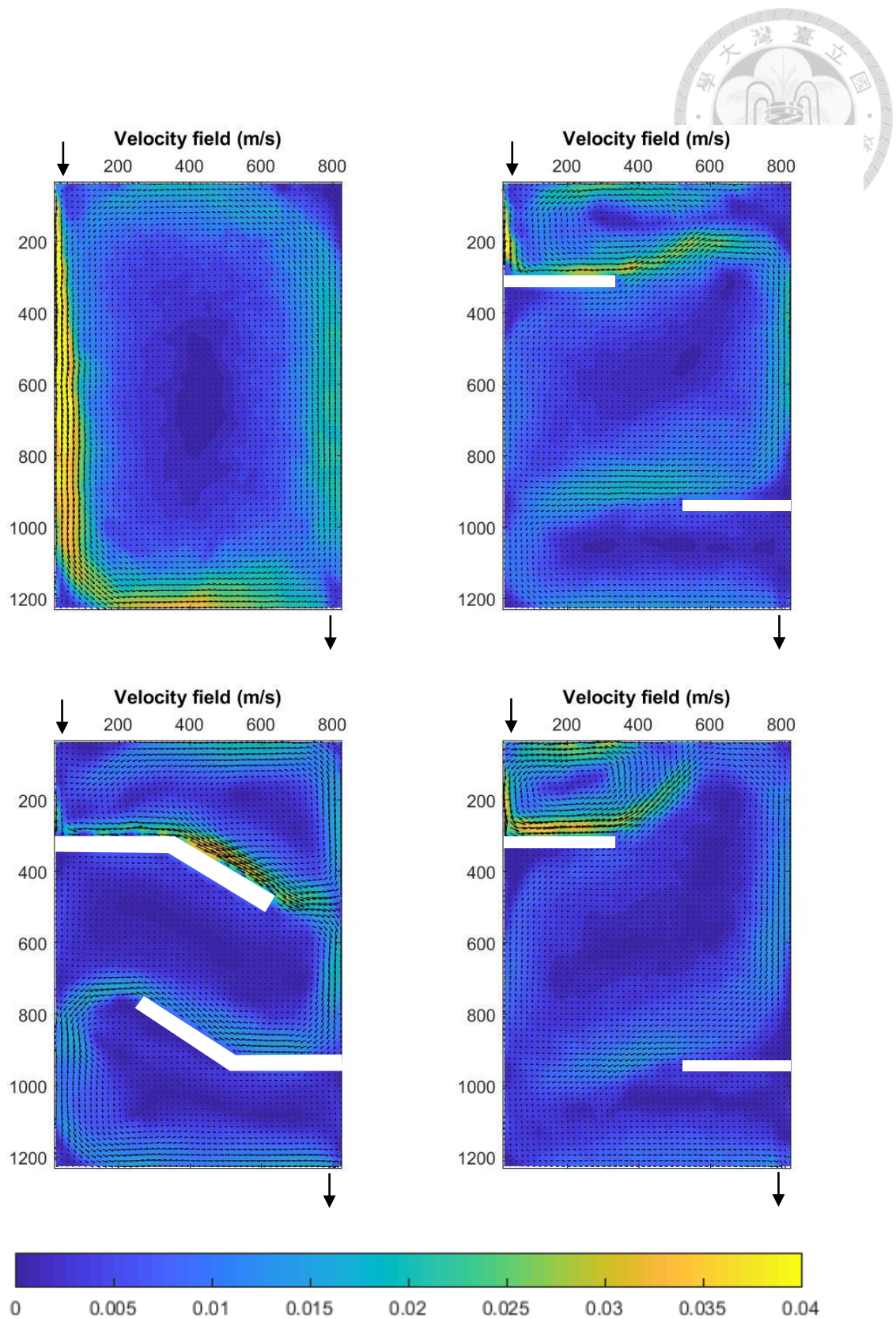



圖 4.3-3 Case 0-3 流場分布(d = 12 cm)



由流速分布圖（圖 4.3-1 至圖 4.3-3）可以發現，不論何種型態的流場，皆可以發現一條銜接入口與出口的主要流徑，與伴隨在流徑兩側大小不一的環流，主要流徑速度快，在濕地流場中稱為優勢流，而在優勢流兩側則為環流；除了入流口附近流速忽略不計以外，不論在何種配置下，水深越深相對應的流速越慢；另外，無論是在哪種案例中皆發現了大小不一的環流流場，從水理的角度而言，物質一旦進入環流流場中容易隨著水流在環流中打轉而延長停留時間，部分物質可能隨時間慢慢擴散離開環流流場，然而亦有可能有更多的物質進入死水區中累積，導致物質濃度過高不利於分解作用進行，且有環流流場的脈衝實驗中亦會造成多峰的 RTD 曲線，使得水力效率指標計算出現誤差，因此環流流場在人工濕地中對於處理效率的影響似乎並不明確；過去對於人工濕地的研究少有專門針對環流進行探討，使用數值模式的研究中，配置障礙物的案例中也不曾發現此種型態，因此本研究恰能針對環流效應進行探討。

空池配置之 Case 0 流場為一個逆時針的大環流配置，其流場型態並未因為水深而改變，因此雖然停留時間不同，但在計算水力效率指標時發現並無隨水深的變異，亦即流場型態無明顯變化，但在 Case 1 的障礙物配置下，發現隨著水深增加平均停留時間也逐漸增加，進一步檢驗死水區之濃度歷線，發現水淺時示蹤劑不易隨著時間消散，在實驗結束時仍有部分示蹤劑殘留於死水區中，未被計算至平均停留時間中，因此在淺水時反而造成水力效率降低；Case 2 則增長障礙物的配置與增加角度，比較 Case 2 與 Case 1 可發現，由於 Case 2 的配置更長、更能深入水槽的中心，因此有死水區縮小、蜿蜒水流(meandering)與增長流徑的效果；Case 3 則在靠近出流的障礙物附近配置了 3 隻機械魚，新增了一組垂直於優勢流流向的擾動，比較 Case 3 與 Case 1，在 Case 3 水淺的案例中發現原為死水區的地方，因為機械魚的擾動改變了原有的流場型態，由於機械魚的擾動位於水槽底部的原因，水深較深的案例中在粒子影像實驗不易看出表面流速的差異，且水深逐漸增加時擾動的效果相對降低，造成在速度場中變化較小，然而在濃度場中物質傳輸的現象上卻有明顯變化，原有的環流仍然存在，但增加了因擾動而影響物質傳輸方向，直接由環流區域的邊緣通往死水區，可以發現物質更容易在環流區的邊緣與死水區之間交換，意即平均停留時間縮短，造成水力效率下降，此一現象將在下一小節中說明。

比較 Case 0-2 能夠發現不同的障礙物配置能夠有效的蜿蜒水流、增加流徑，增加峰值濃度時間，比較 Case 1 與 Case 3 能夠發現擾動確實對於環流流場的型態有一定程度的影響，水深淺時從速度場中能夠發現有流速的改變，儘管隨著水深增加擾動對於速度場的影響遞減，然而從濃度場的分佈變化則可發現 Case 1 與 Case 3 有明顯差異，Case 3 在深水的情況反而因為擾動使得示蹤劑較早流出濕地而降低水力效率，此現象將於下一節中進行分析。

接著觀察雷諾數分布與流速梯度分布的關係，如下圖 4.3-4 至 4.3-6 還有圖 4.3-7 至 4.3-9。本研究的實驗配置大多在層流流況下，僅有少數水淺的實驗在入口處會有漸變流的情況發生，由於這些區域範圍不大，因此整體而言仍可歸類為層流流場；從雷諾數分布圖來看，可以發現當水深越深時環流邊界與死水區的梯度越小，此一特徵可用來評估計算環流範圍及，將於 4.3.3 節中分析討論。流速梯度分布圖則說明不同流場交界處流速變化劇烈的位置，水流從入口進入濕地後在優勢流兩側形成許多大小不同的環流，在這些環流邊緣與優勢流的交界處，會有流速變化較為劇烈的情況，這些流速梯度較大的地方會影響到物質的渦流擴散與延散現象，進而改變物質傳輸特性及效率，然而流速梯度屬於速度場的範圍，因此仍將此圖片放置於此節，物質傳輸現象則於下一節中進行分析。

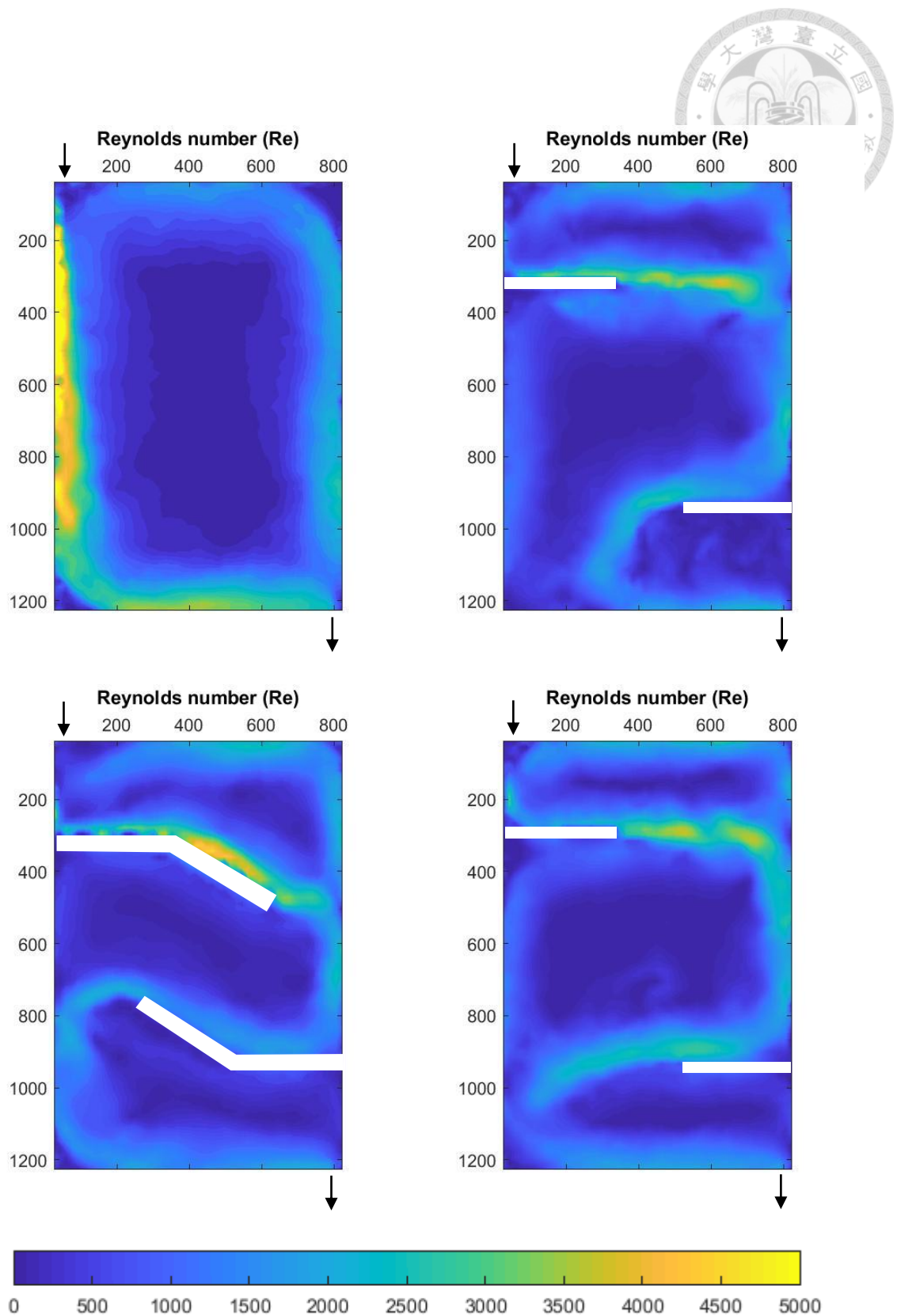


圖 4.3-4 Case 0-3 雷諾數分布($d = 4\text{ cm}$)

55

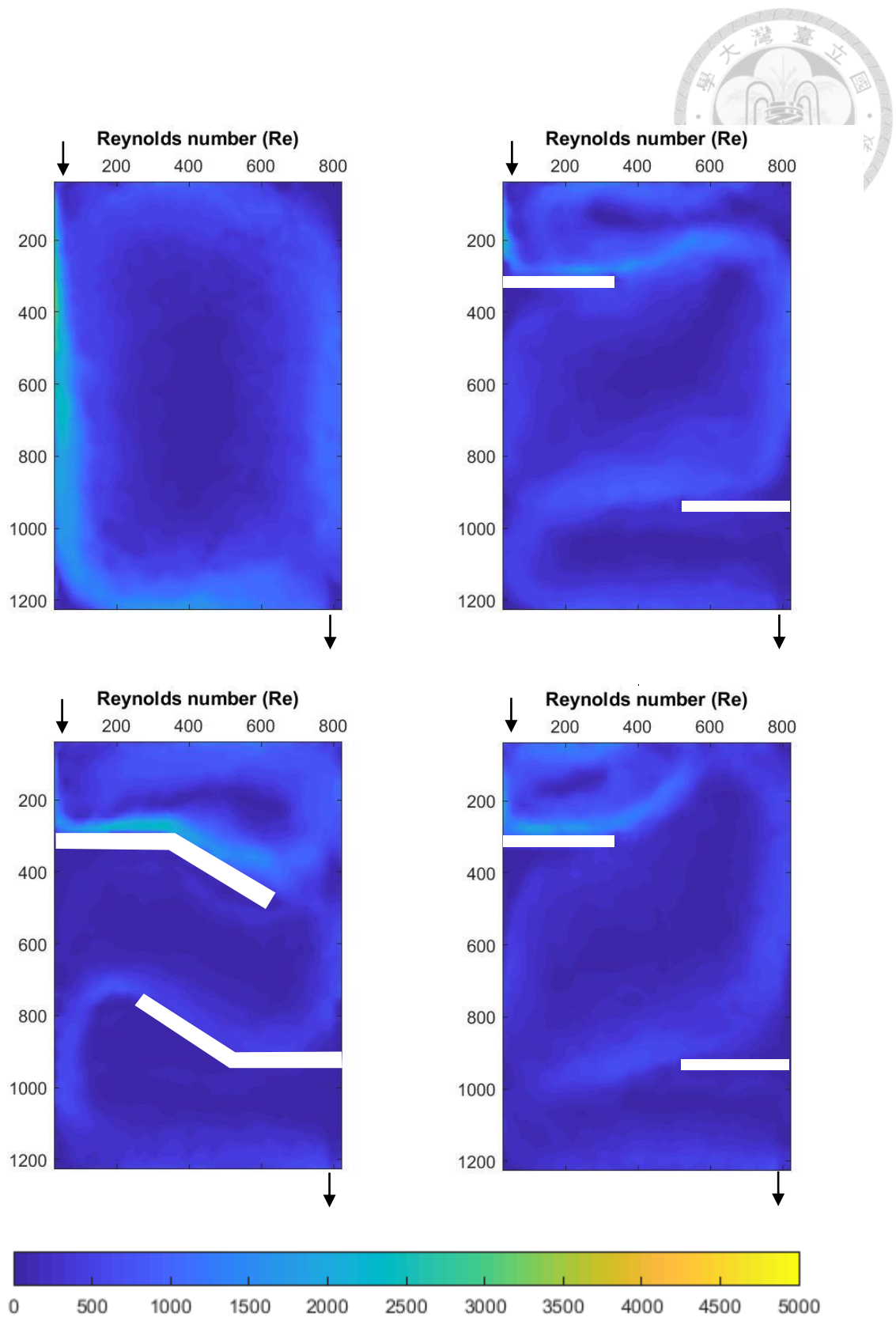


圖 4.3-6 Case 0-3 雷諾數分布($d = 12$ cm)

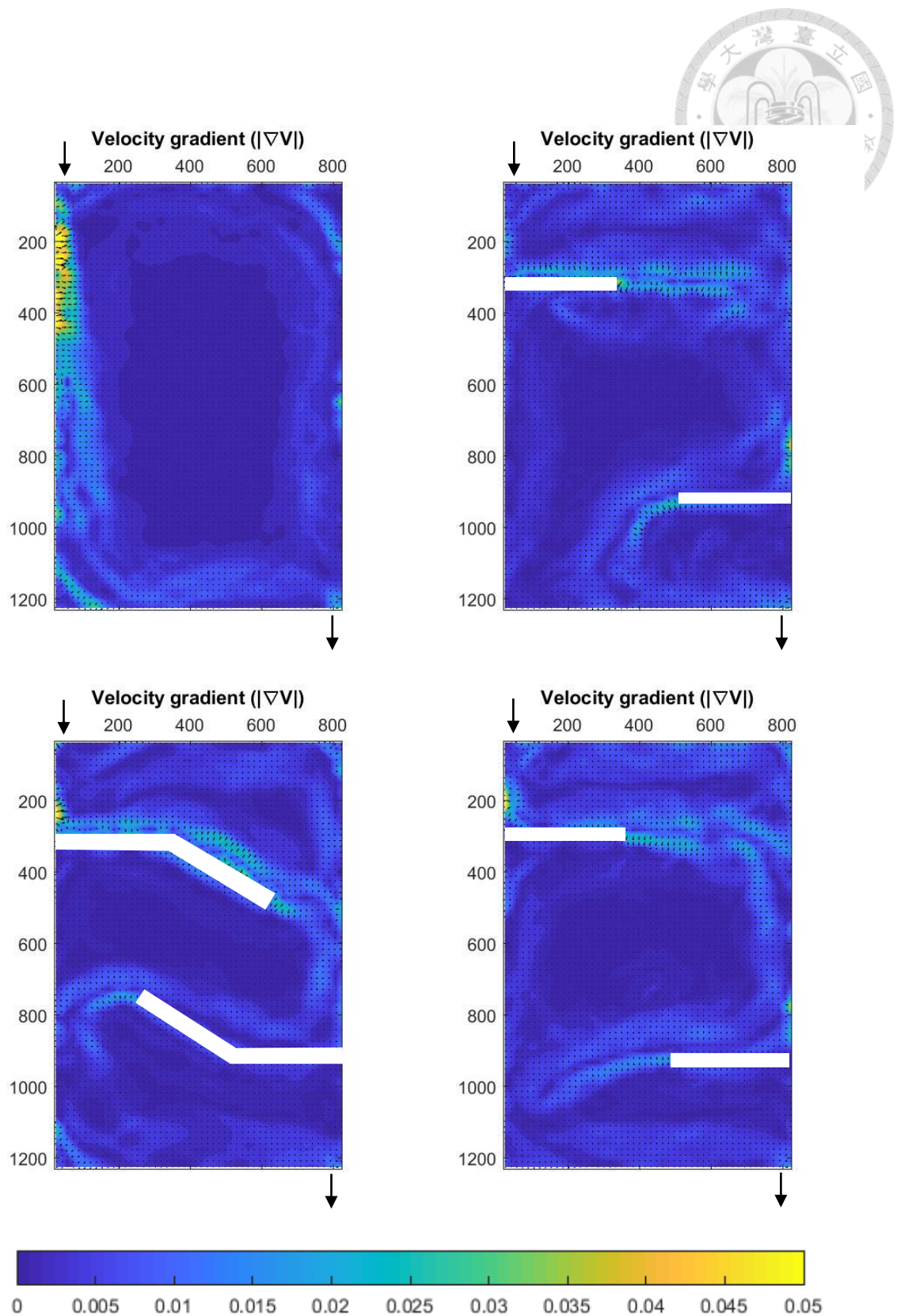


圖 4.3-7 Case 0-3 流速梯度分布($d = 4 \text{ cm}$)

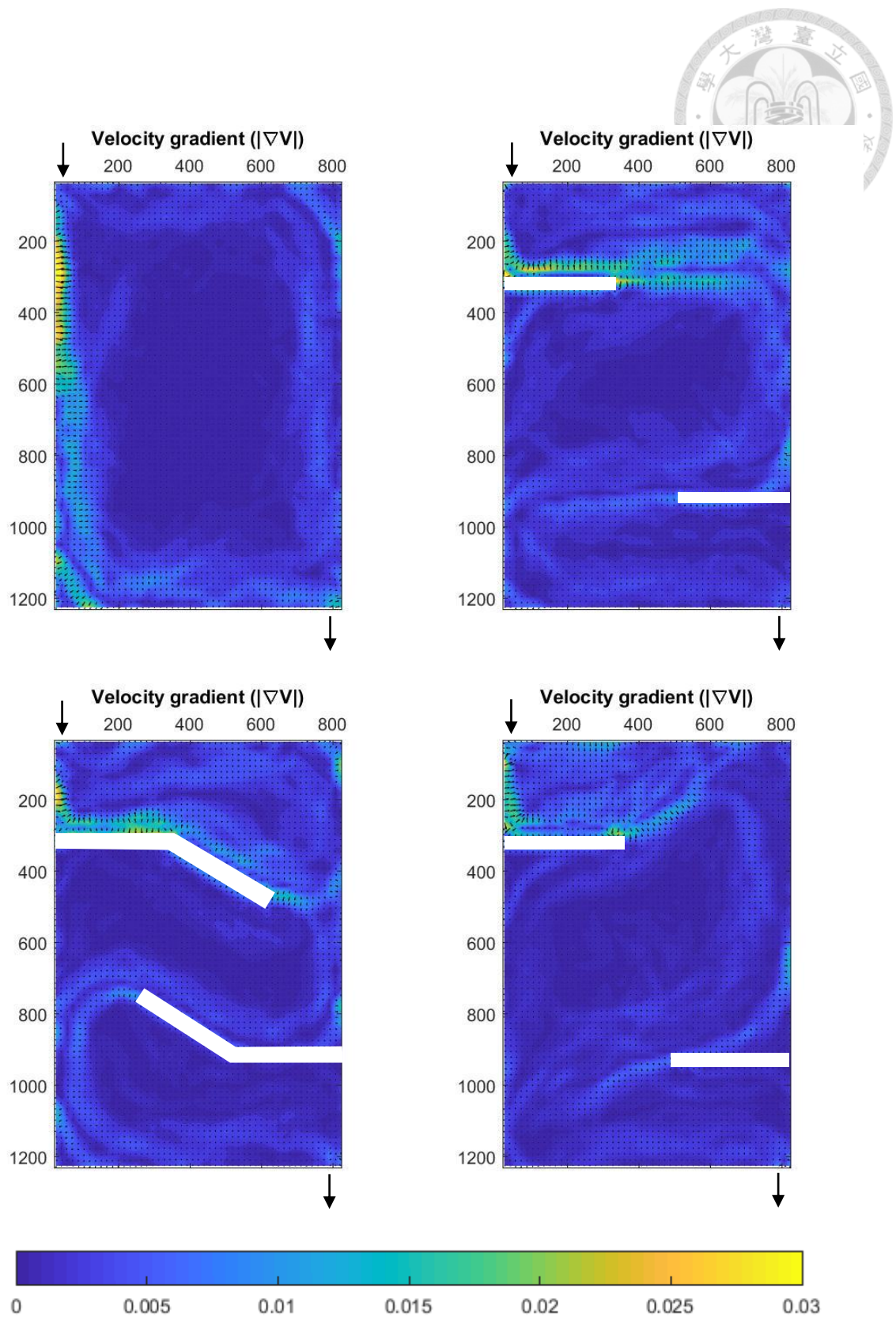


圖 4.3-8 Case 0-3 流速梯度分布($d = 8$ cm)

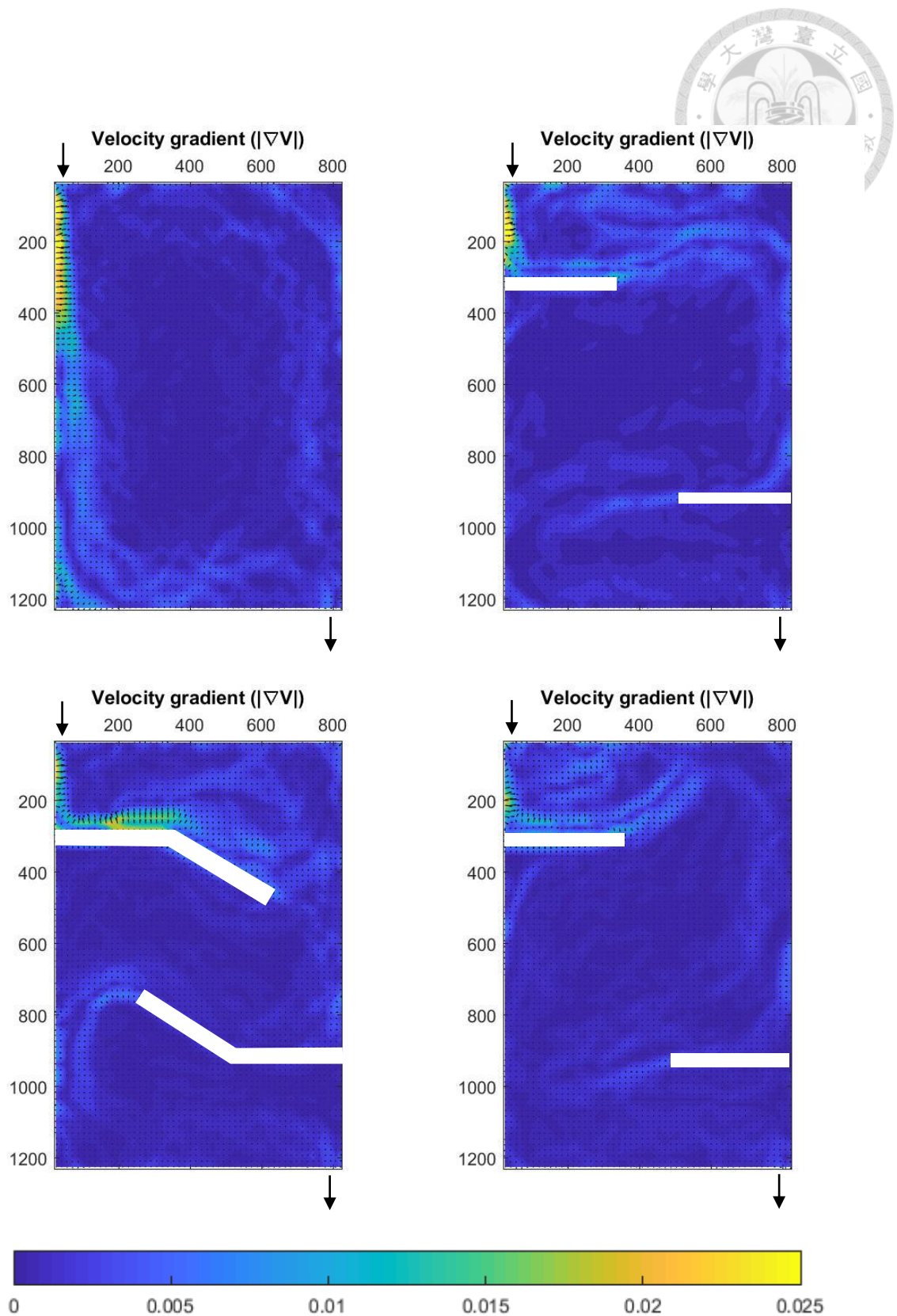


圖 4.3-9 Case 0-3 流速梯度分布($d = 12 \text{ cm}$)

4.3.2 濃度場

過去在進行脈衝實驗時多在人工濕地出口處放置儀器測量羅丹明濃度歷線，但此法僅能獲得出口處的濃度變化，本研究則利用影像技術計算出全流場隨時間的濃度變化，實驗之濃度場變化如圖 4.3-10 至圖 4.3-21，以下分別針對不同配置、不同水深進行說明。

Case 0 為空池試驗，實驗目的在於比較不同的障礙物所導致的流場變化；實驗時於入口處投放示蹤劑後，可以發現示蹤劑大多跟隨入口流速與流向在水槽中傳遞，部分則往垂直流向方向擴散，當遇到 90 度之下邊界時示蹤劑也隨著因邊界改變的流向轉向，此時有一小部分之示蹤劑進入左下角之角落，並且在一段時間後才漸漸消散，其餘則是繼續往右傳遞，直到遇到右邊界後部分示蹤劑由出口流出，形成 RTD 曲線上的第一個峰值，另一部分則往上傳遞，隨著水流繼續在濕地內部移動，並且經由擴散逐漸往內部移動；隨時間往後推移清水繼續進入濕地中，經由擴散與延散效應將示蹤劑逐漸帶出濕地，因此示蹤劑濃度一邊進入死水區一邊也會漸漸減小，此過程所需時間甚長，也是造成 RTD 曲線尾端效應的主因。Case 1 與 Case 2 之物質傳輸過程大致與 Case 0 相同，皆是在主流周圍有渦流擴散與延散現象，遇到邊界則因流向改變及水流分離而形成環流，Case 1 與 Case 2 配置了不同長度與轉角的障礙物，因此有不同程度的蜿蜒水流，造成示蹤劑的峰值濃度時間拉長，是提高水力效率的主要因素；不同程度的障礙物也營造不同大小的環流區，若是觀察 Case 1-3 的入口處環流、中心環流與出口處環流，可以發現其大小大致為中心 > 入口 \approx 出口，死水區之物質消散速率則為入口 > 出口 \geq 中心，若是僅看不同配置的死水區，其大小為 Case 0 > Case 1 > Case 2，此死水區內之示蹤劑的消散速率呈現相反趨勢：Case 2 > Case 1 > Case 0；Case 3 則是在 Case 1 的基礎上多了機械魚的擾動，值得一提的是，因為機械魚的擾動使得 Case 3 的死水區有明顯不同的物質傳輸型態，因為在機械魚附近的局部流場中會有因為擾動而形成的瞬時流速梯度，雖然不易在表面流場中發現（圖 4.1-2 至 4.1-4），然而從濃度場即可發現有部分的示蹤劑改變傳輸方向直往死水區移動，因此可以判斷機械魚作用位置會有局部的渦流擴散現象或是延散效應（圖 4.1-8 至 4.1-19）。

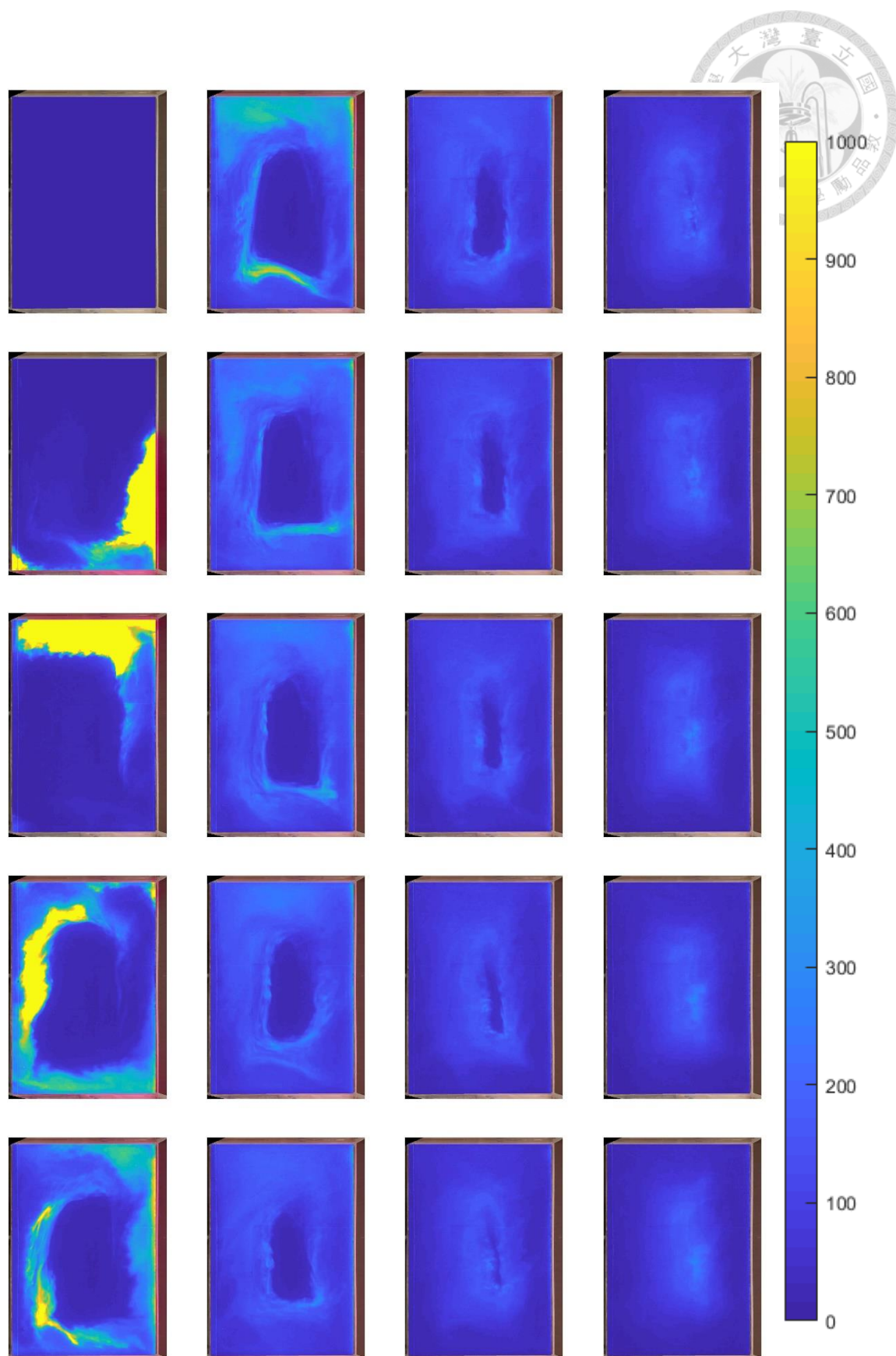


圖 4.3-10 Case 0 濃度場變化($d = 4$ cm, $t = 0-1120$ s, step = 56s)

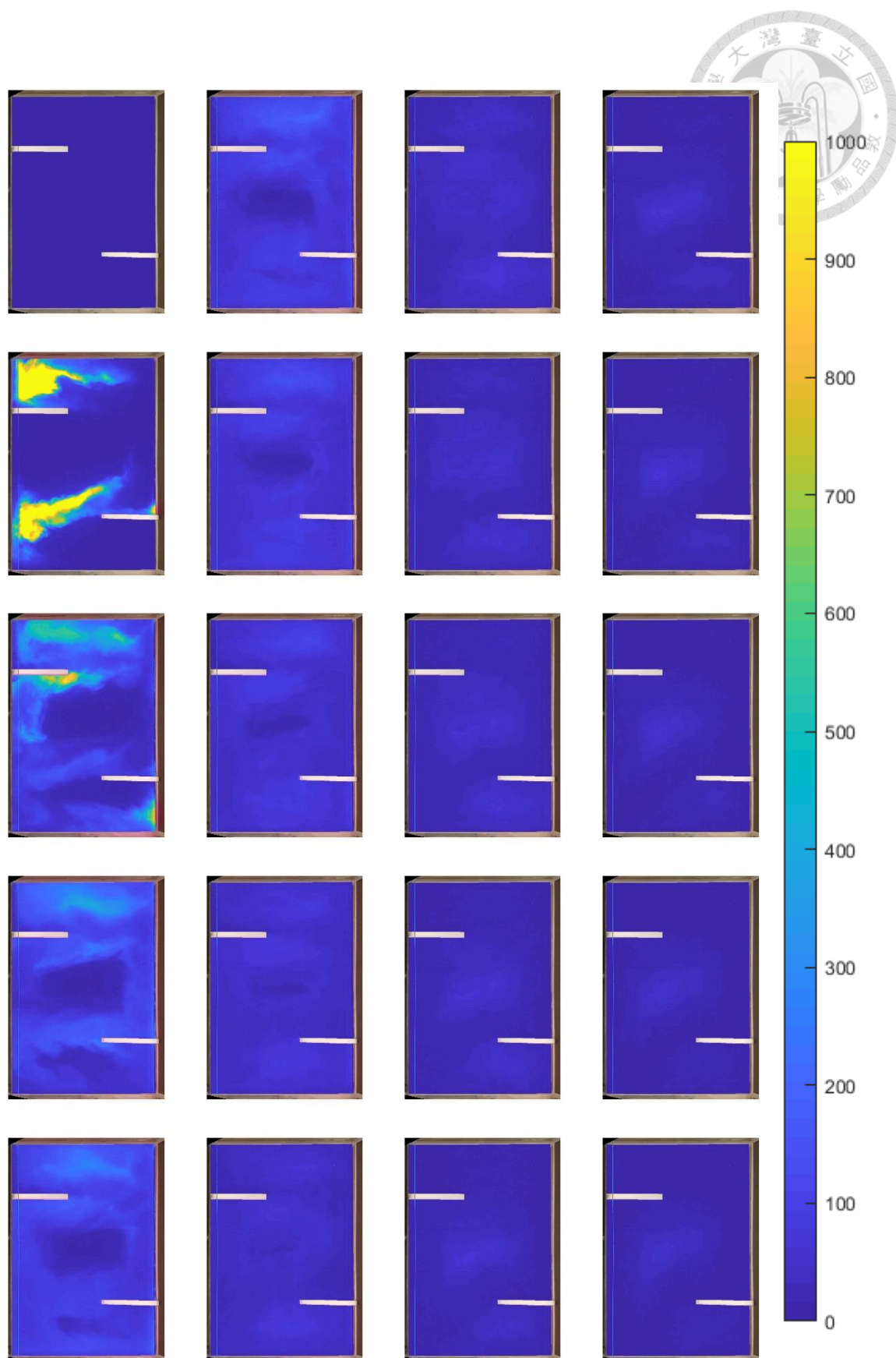


圖 4.3-11 Case 1 濃度場變化($d = 4$ cm, $t = 0-1113$ s, $\text{step} = 55$ s)

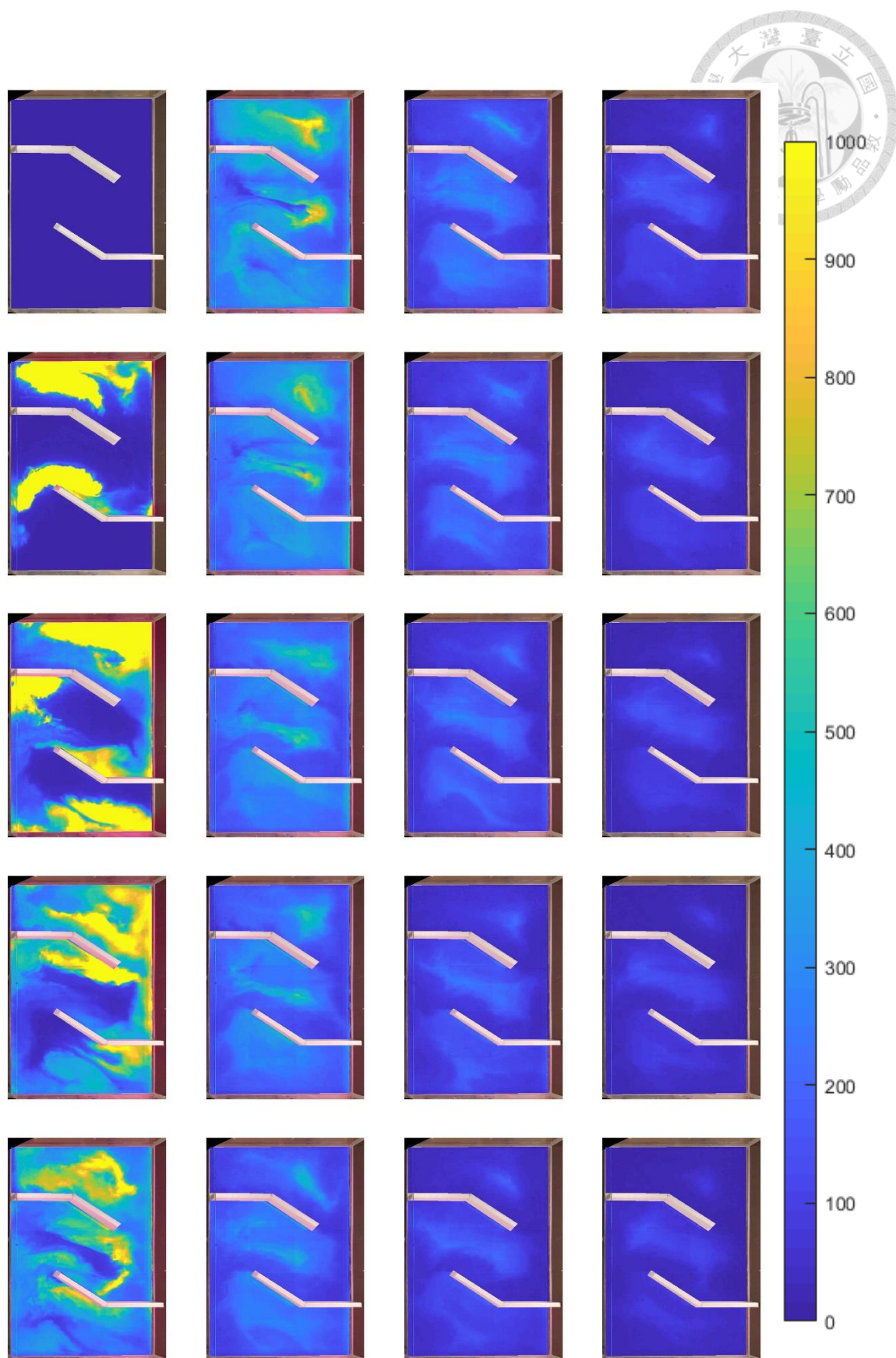


圖 4.3-12 Case 2 濃度場變化($d = 4\text{ cm}$, $t = 0-1151\text{ s}$, $\text{step} = 57\text{ s}$)

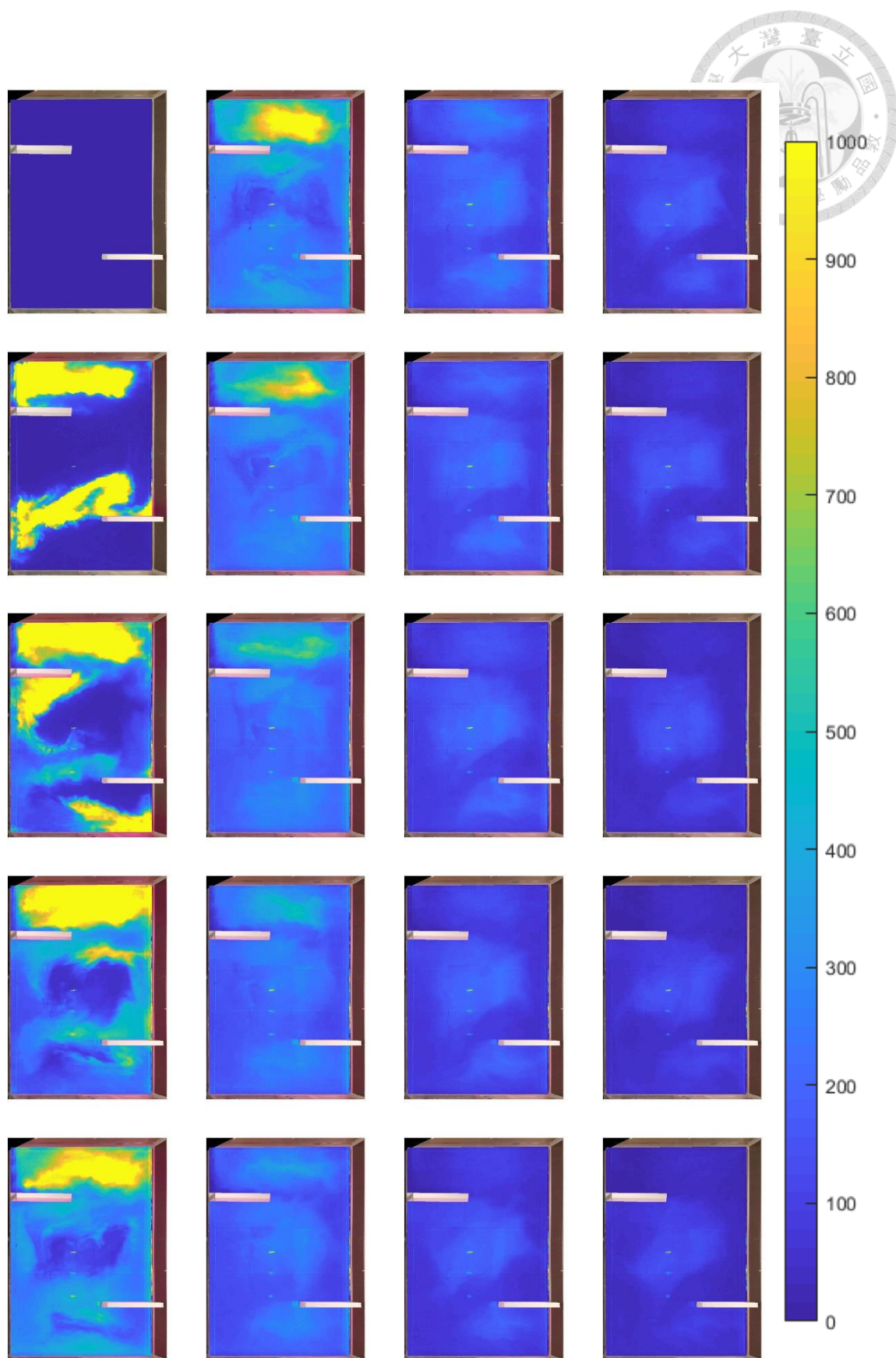


圖 4.3-13 Case 3 濃度場變化($d = 4$ cm, $t = 0-1151$ s, $\text{step} = 57$ s)

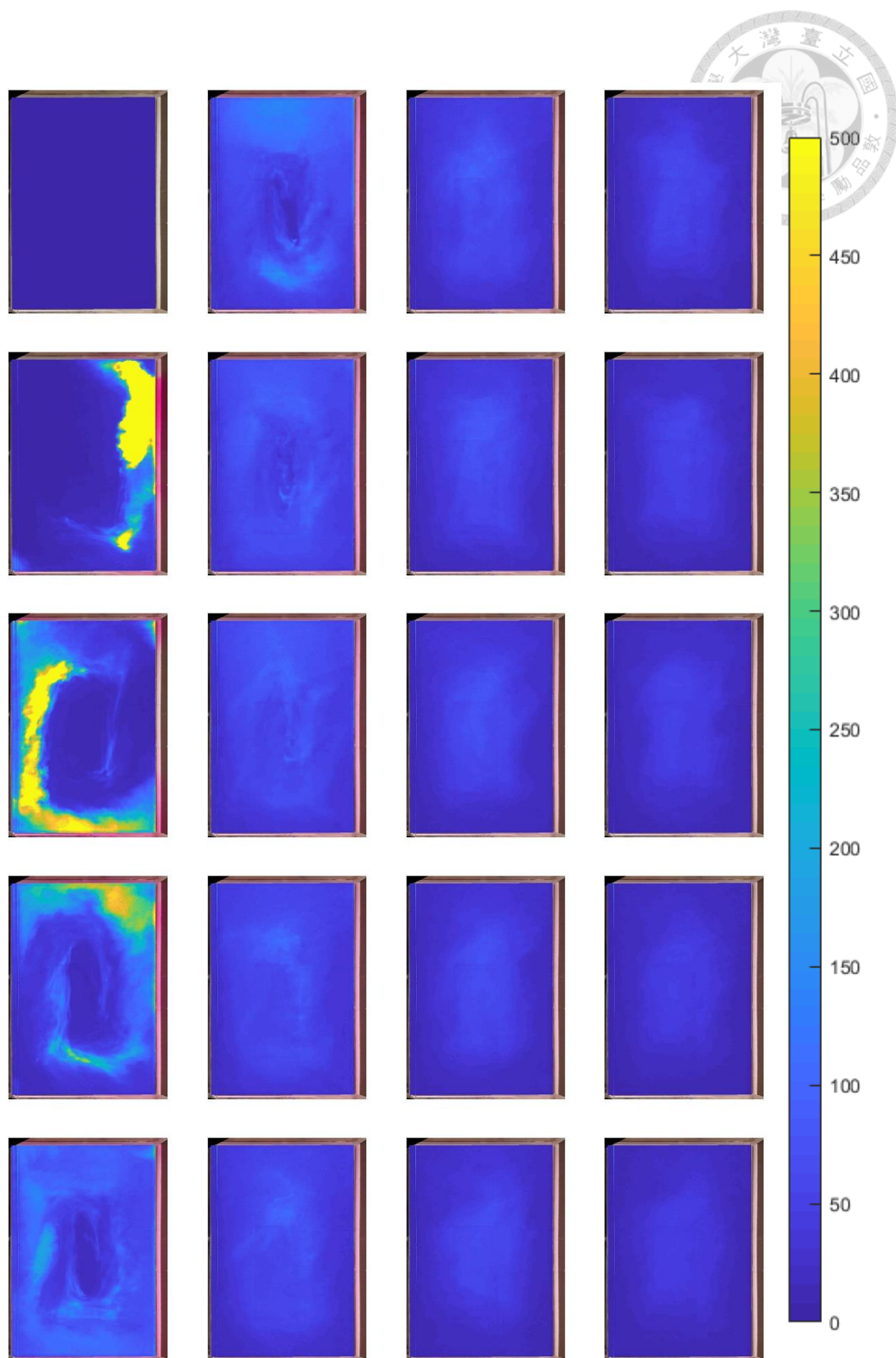


圖 4.3-14 Case 0 濃度場變化($d = 8$ cm, $t = 0-2142$, step = 107s)

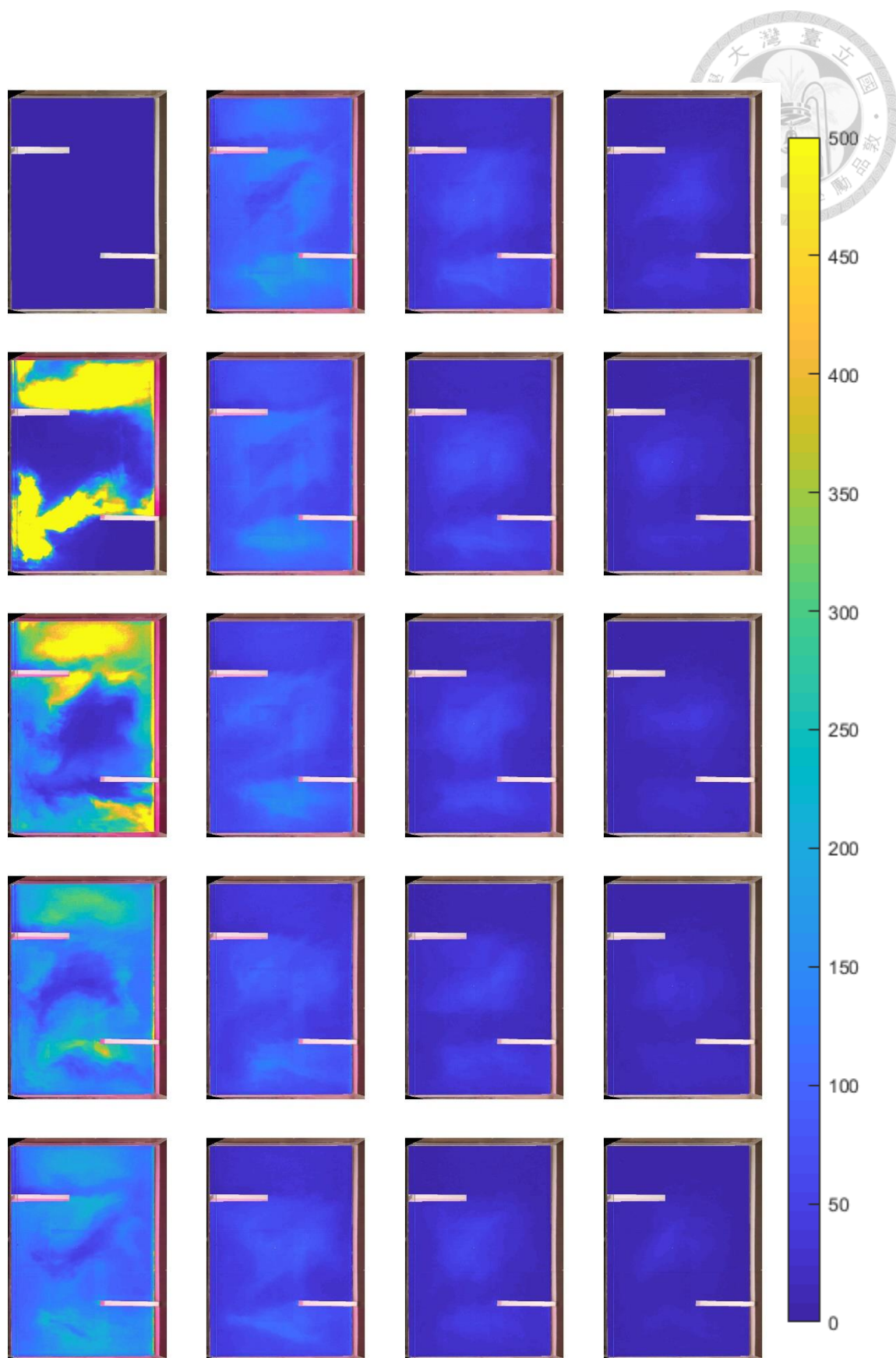


圖 4.3-15 Case 1 濃度場變化($d = 8$ cm, $t = 0-2188$, step = 109s)

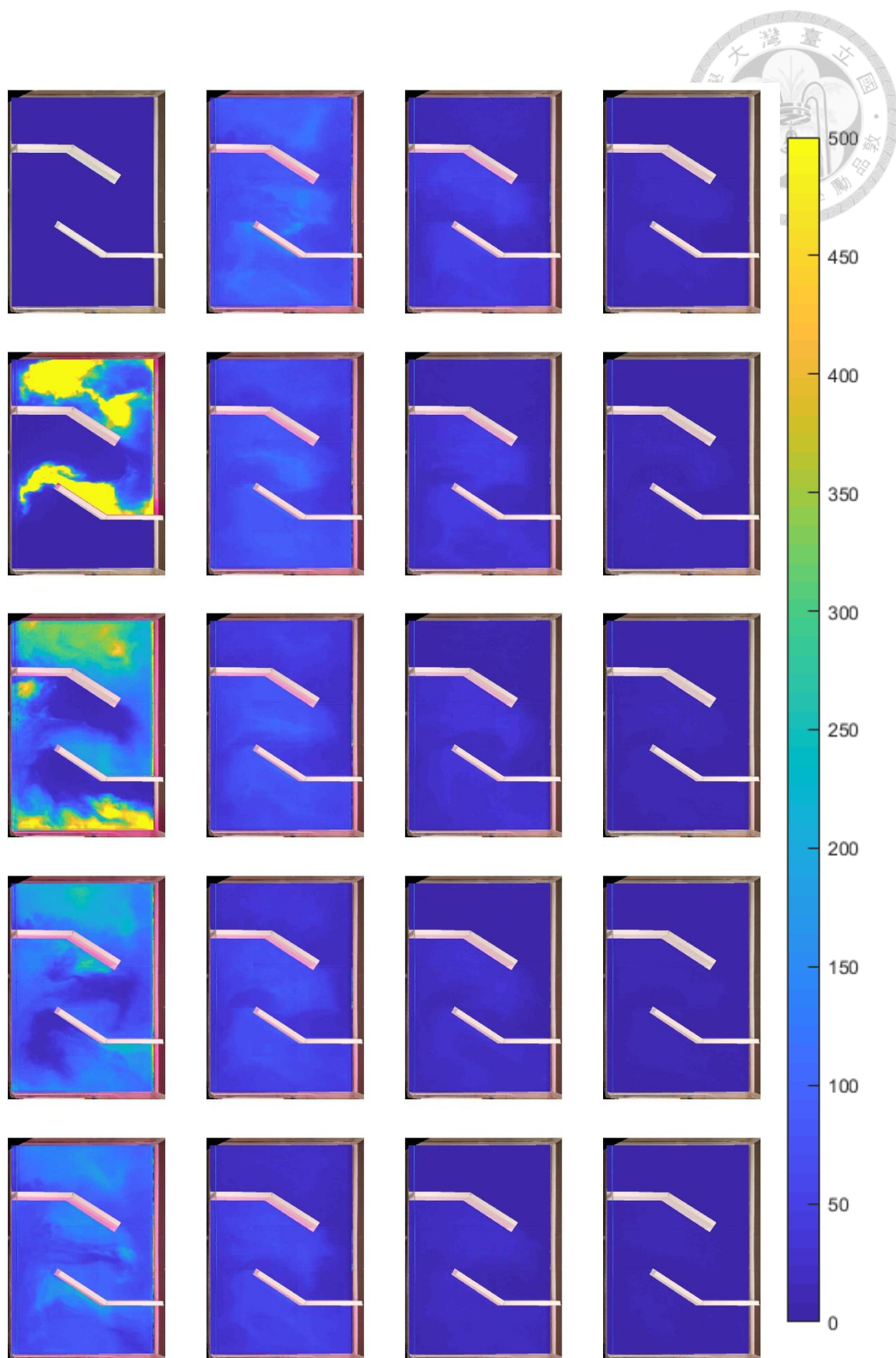


圖 4.3-16 Case 2 濃度場變化($d = 8$ cm, $t = 0-2205$, step = 110s)

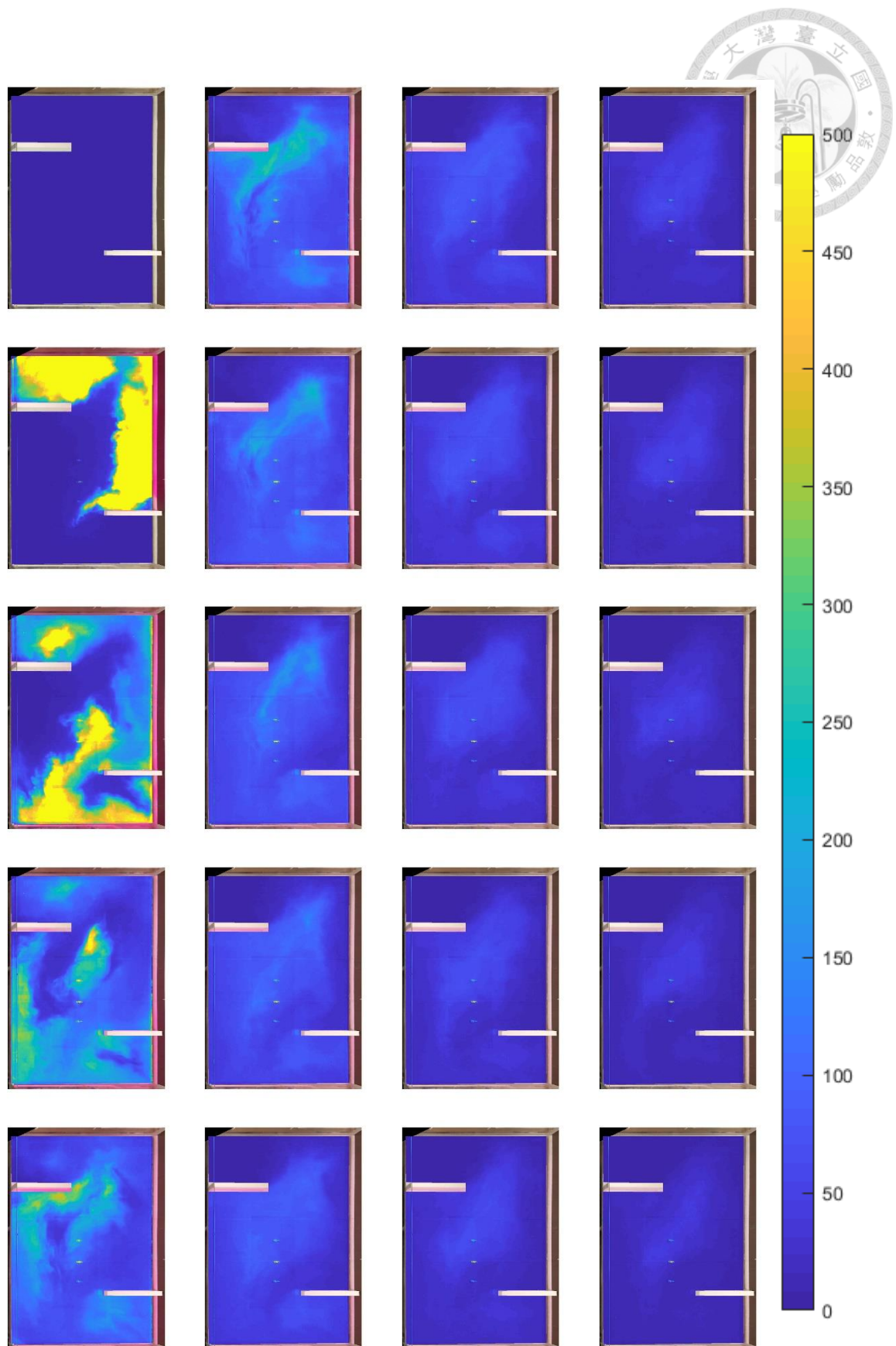


圖 4.3-17 Case 3 濃度場變化($d = 8$ cm, $t = 0-2172$, $\text{step} = 108\text{s}$)

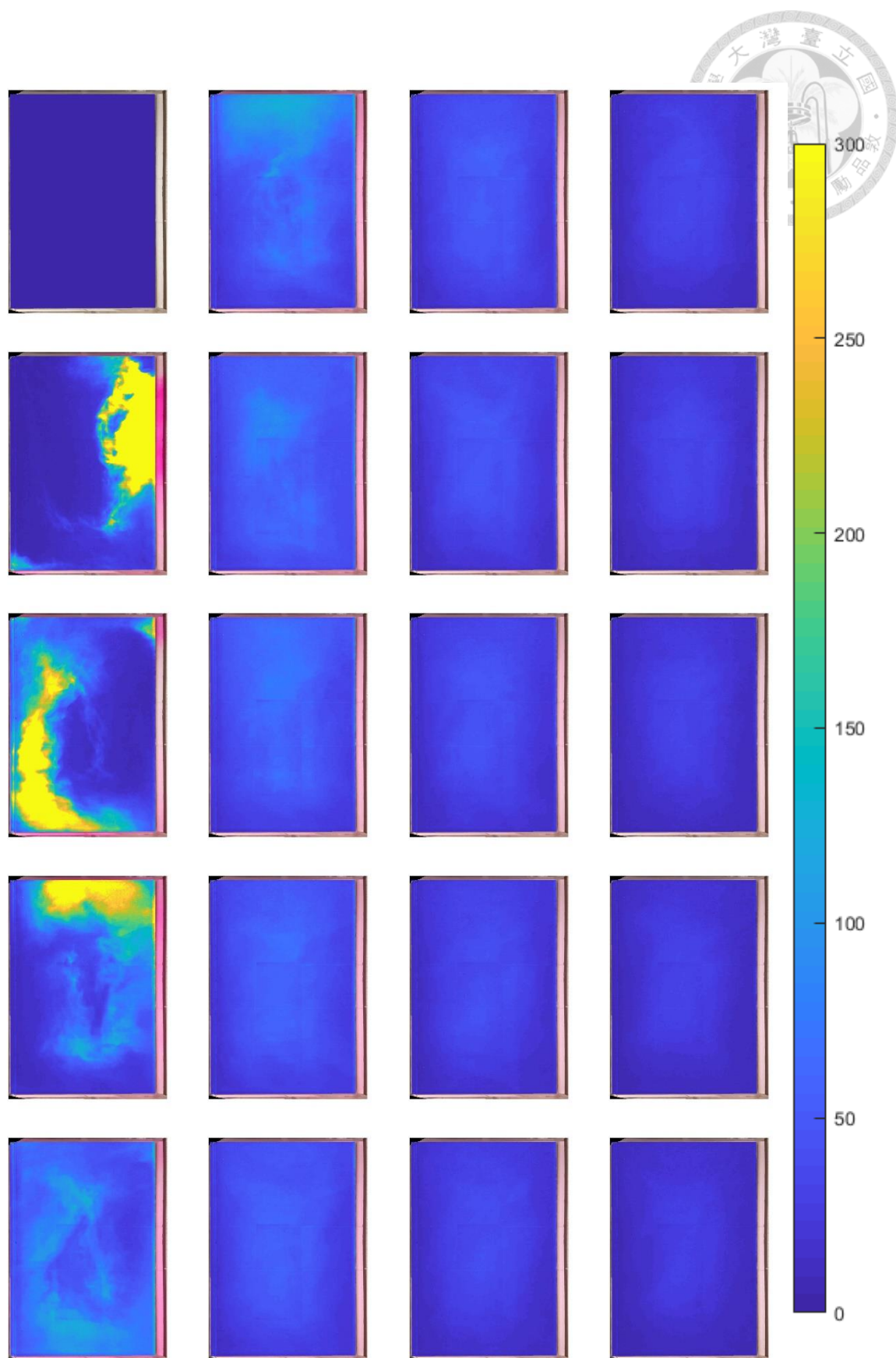


圖 4.3-18 Case 0 濃度場變化($d = 12$ cm, $t = 0-3241$, step = 162s)

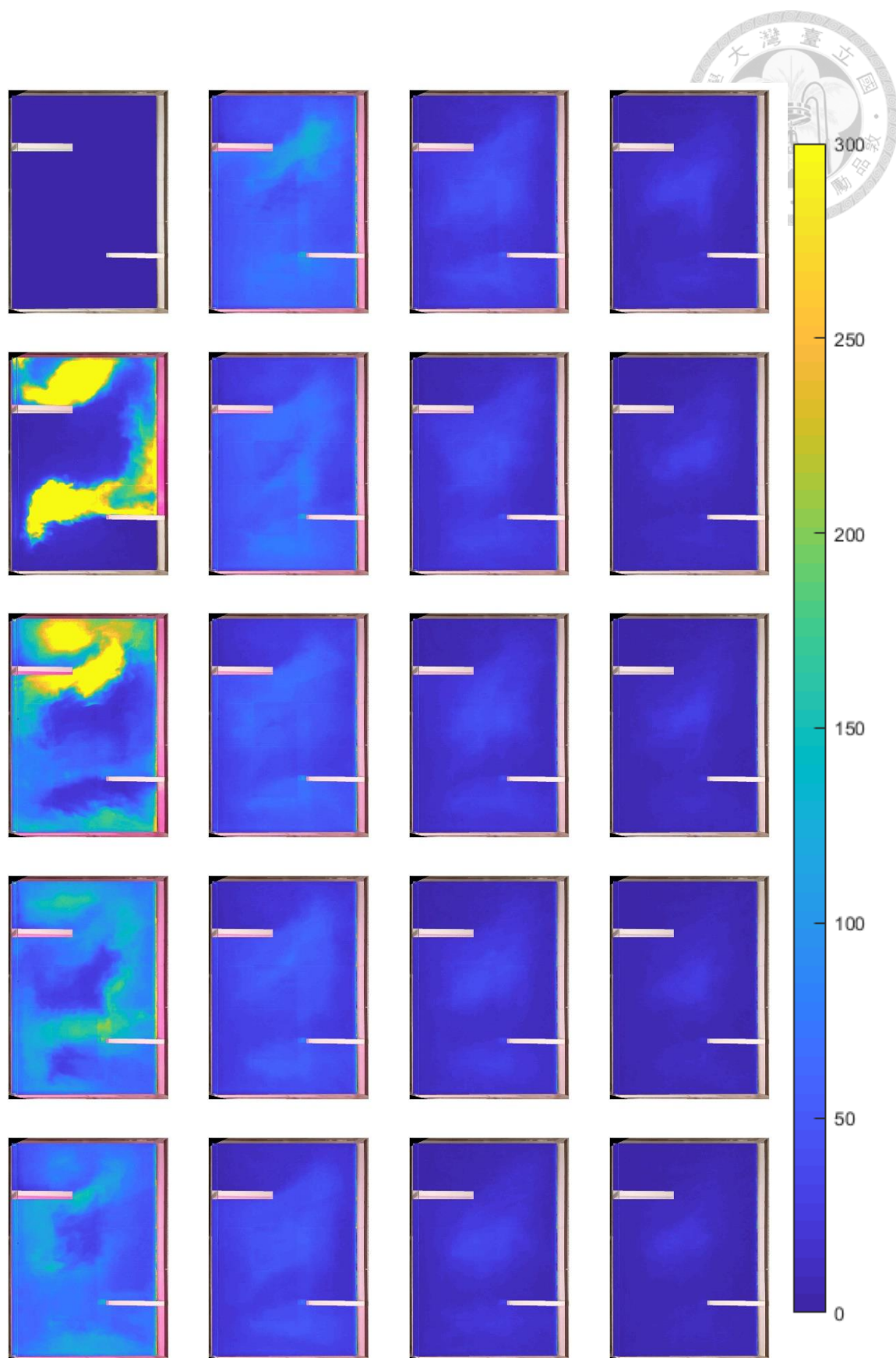


圖 4.3-19 Case 1 濃度場變化($d = 12$ cm, $t = 0-3258$, step = 162s)

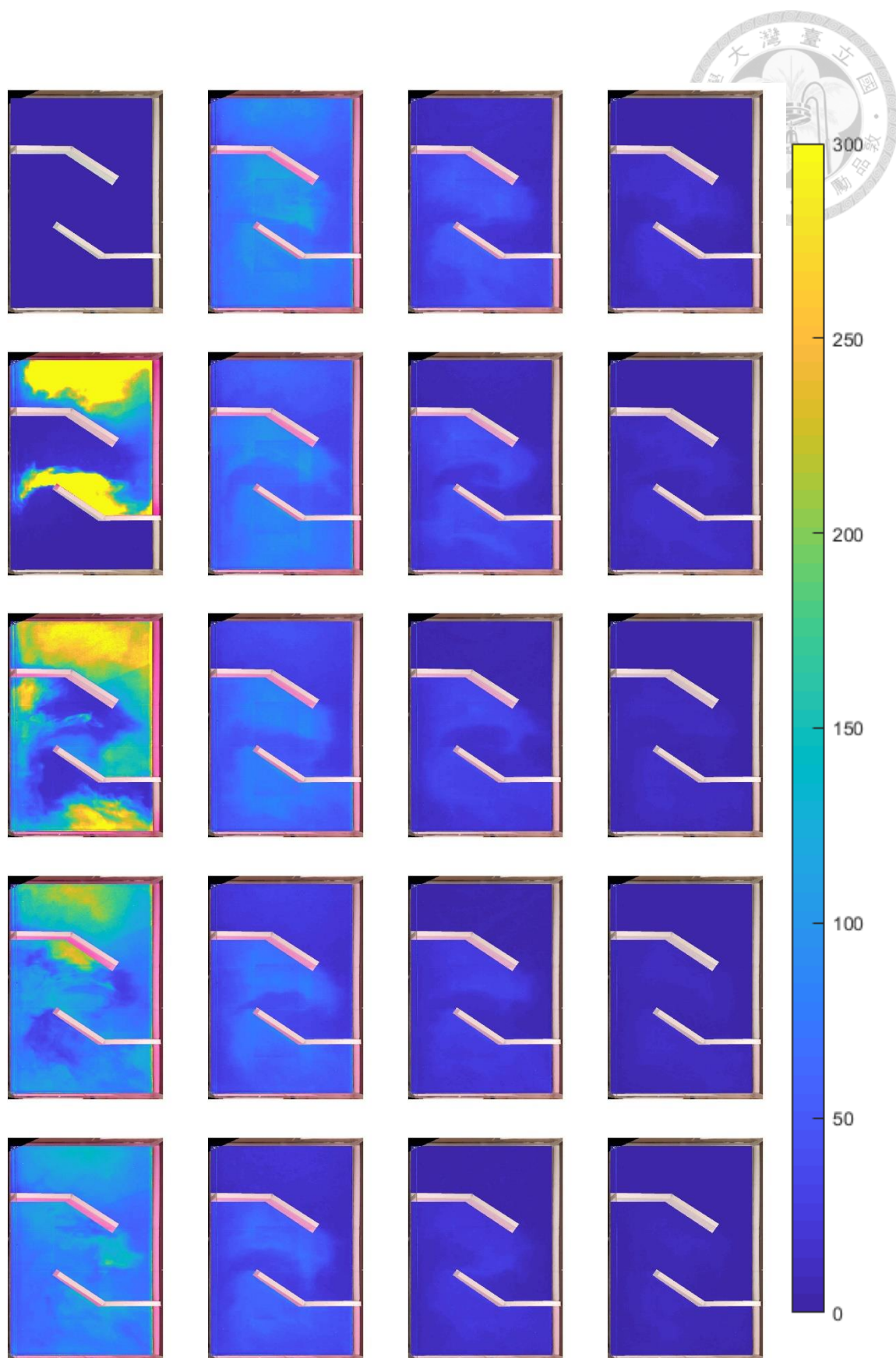


圖 4.3-20 Case 2 濃度場變化($d = 12$ cm, $t = 0-3036$, $\text{step} = 151\text{s}$)

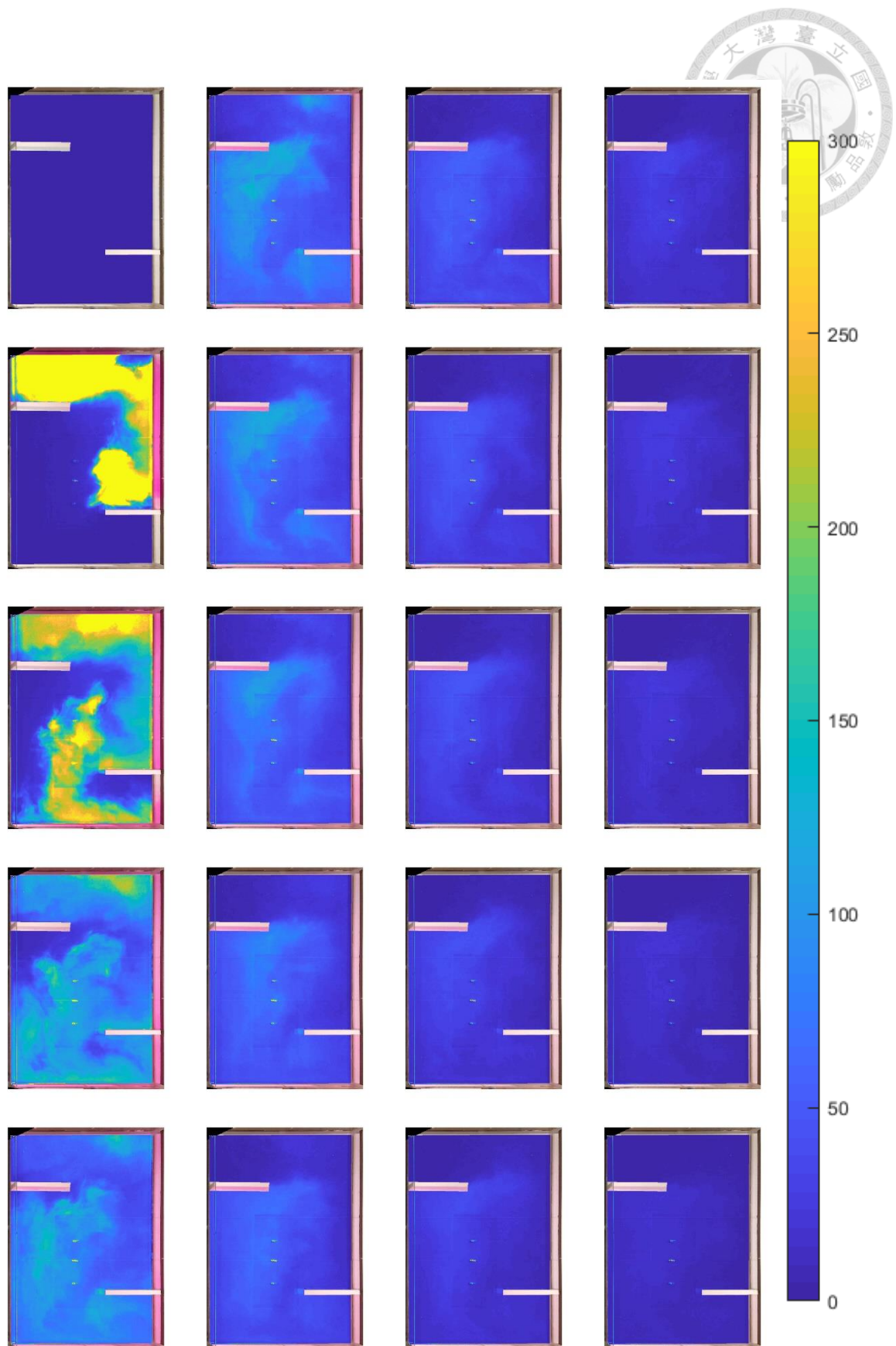


圖 4.3-21 Case 3 濃度場變化($d = 12$ cm, $t = 0-3242$, $\text{step} = 162\text{s}$)

為了分別出優勢流區、環流區與死水區，本研究加入混合效應之物理意義，針對流場中每個點之濃度歷線計算其 σ^2 ，由於流場中每個點的物質傳輸效應皆會反映在濃度歷線上，因此 σ^2 適合用來說明濃度歷線的特性，進而能夠用以區分不同人工濕地的局部流場；另外、亦分別計算每個點的平均停留時間、峰值濃度時間與背景濃度時間以輔助流場型態的劃分，其中背景濃度時間計算採用濃度歷線遞減至背景濃度($t = 0$ 時之濃度)的 1.2 倍的時間，分別呈現如圖 4.3-22 至圖 4.3-25。

結合圖 4.3-22 至圖 4.3-25 可以發現，優勢流區主要為 σ^2 大於 1.5 的部分並且主要發生在入口附近，由於此區域受到平流效應的影響，物質傳輸較快且有較短的平均停留時間與峰值濃度時間，亦即物質隨著水流快速的傳遞，也因此具有最短的背景濃度時間；環流區主要為 σ^2 介於 0.5-1.5 之間的區域，此區域受到渦流擴散與延散效應影響，物質傳輸速度不如優勢流區的平流效應，因此可以發現平均停留時間較優勢流區長、背景濃度時間較優勢流區長；死水區主要為 σ^2 小於 0.5 的區域，此區域由於流速緩慢、流速梯度亦緩慢，物質傳輸效應為緩慢的平流效應與分子擴散，因此可以發現平均停留時間、峰值濃度時間皆為流場中最長。

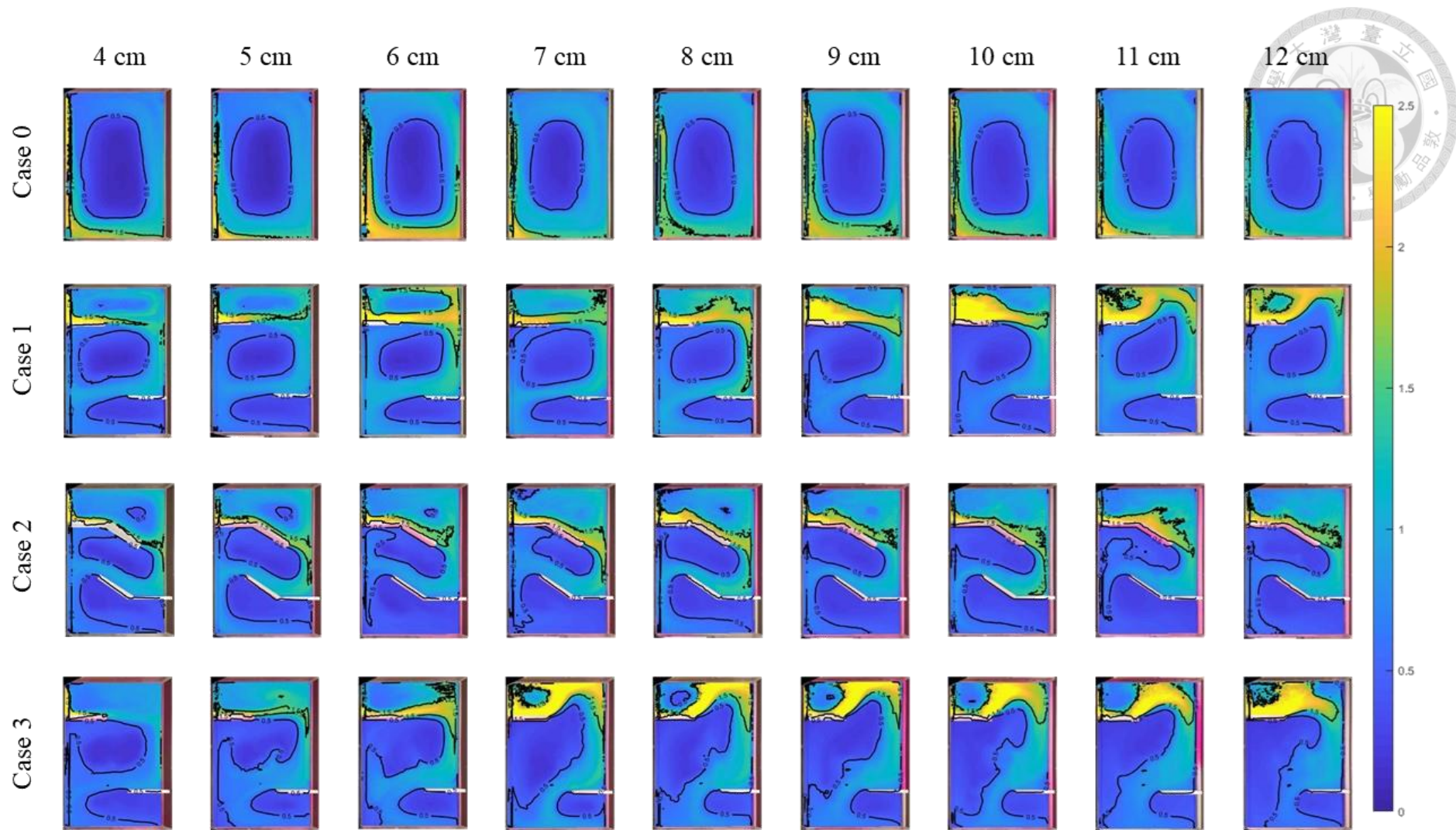


圖 4.3-22 以流場各點之 σ^2 劃分流場範圍($\sigma^2 > 1.5$ 屬於優勢流區, $1.5 > \sigma^2 > 0.5$ 屬於環流區, $0.5 > \sigma^2$ 屬於死水區)

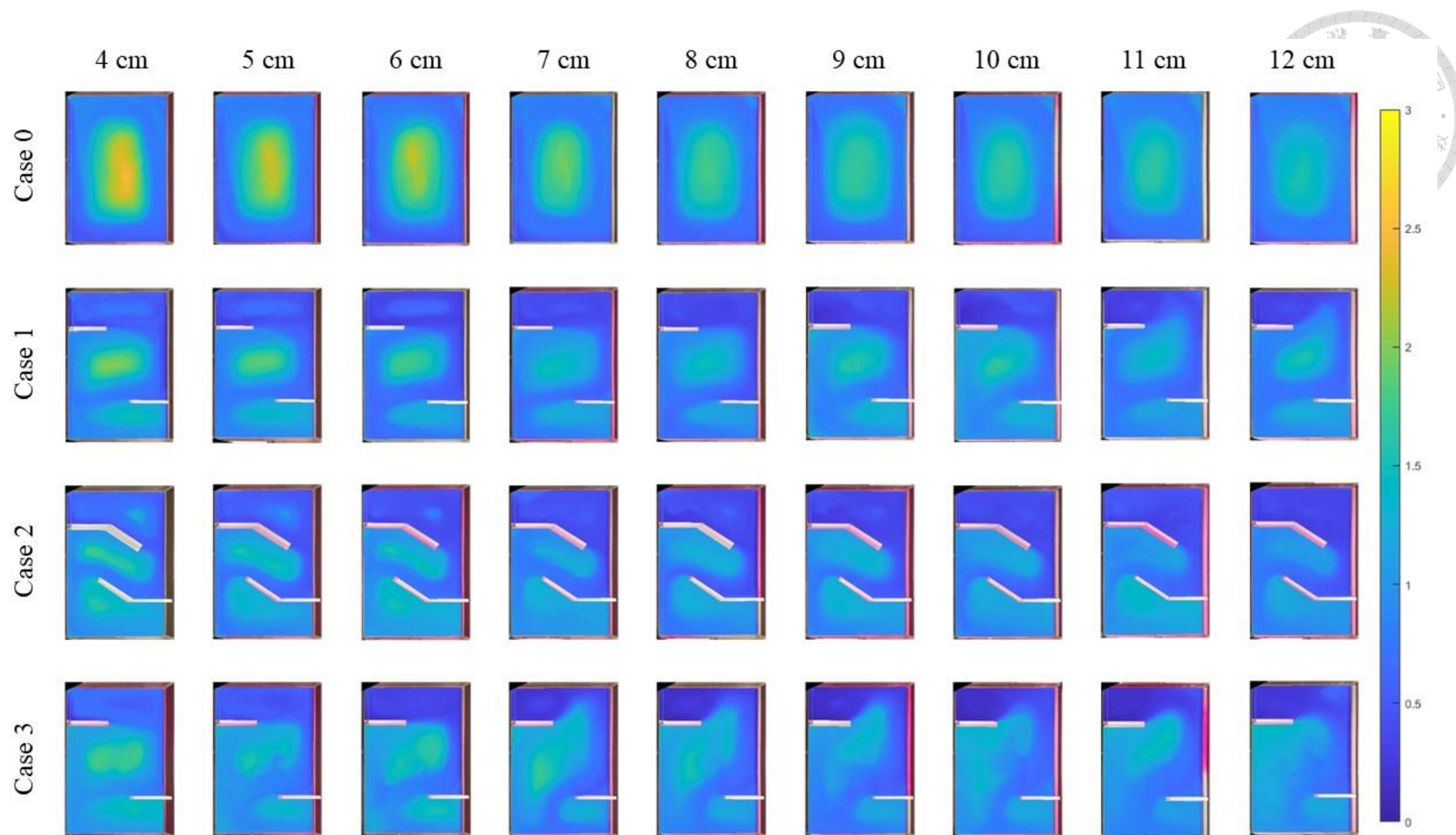


圖 4.3-23 流場各點之平均停留時間(t_m)

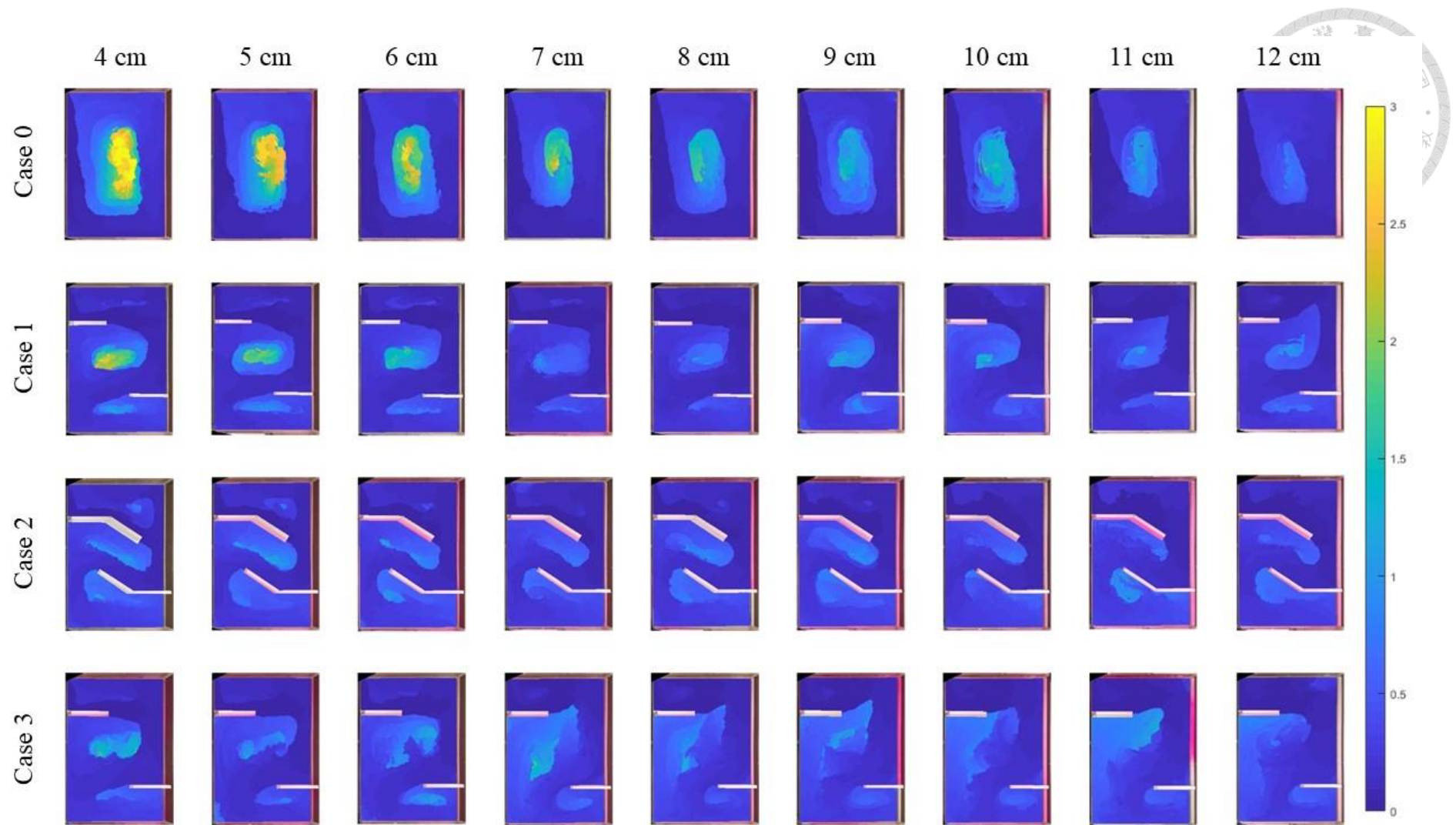


圖 4.3-24 流場各點之峰值濃度時間(t_p)

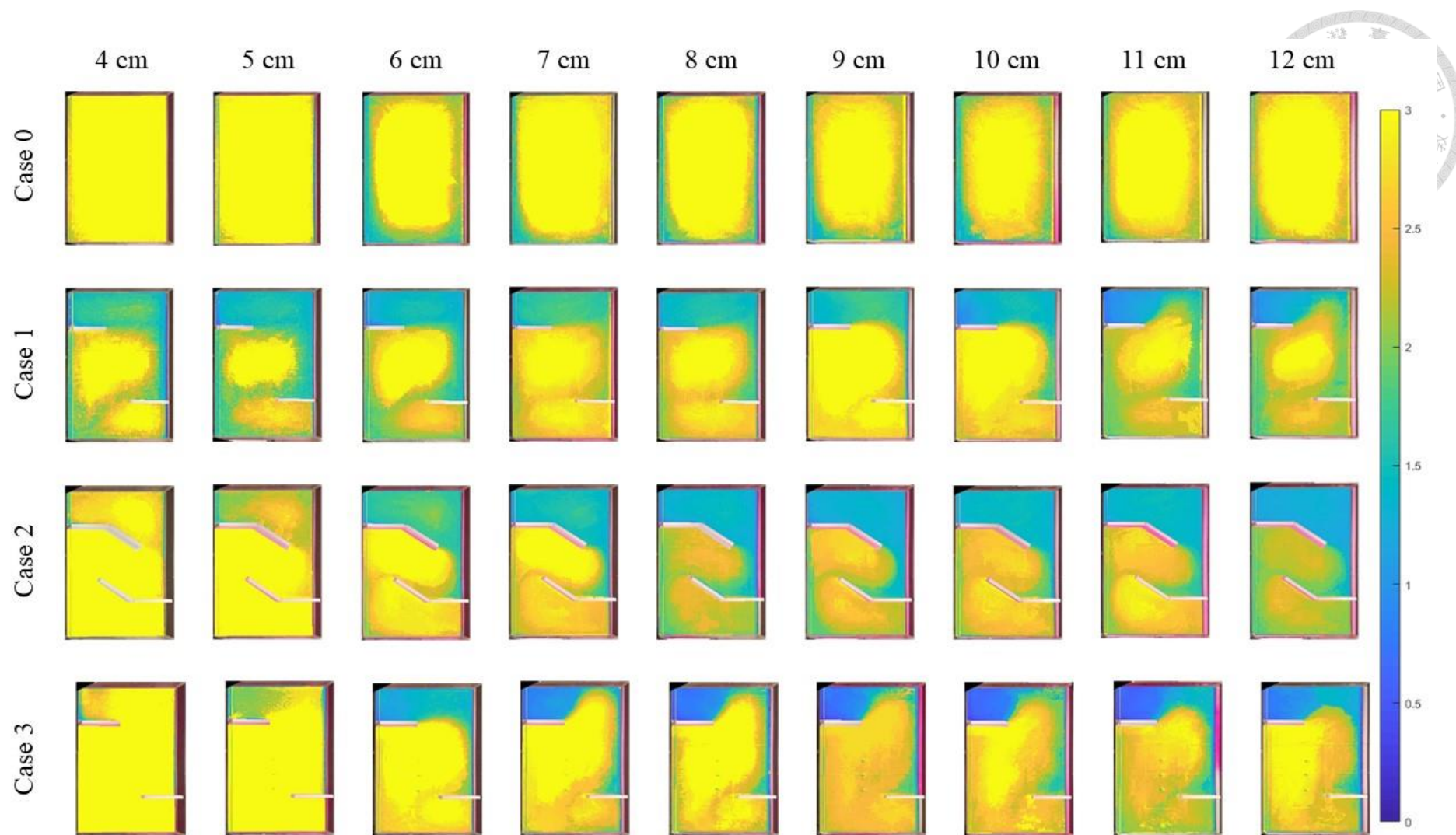


圖 4.3-25 流場各點之背景濃度時間(t_{end})

從濃度場的角度來看，比較上述 4 個不同的配置與各個配置中不同水深可以發現，死水區的物質消散速率與下列幾個因素有關：死水區大小、環流邊緣的流速梯度、擾動與否等，死水區越大物質從邊緣進入到中心與消散的路徑就越長，因此消散速度較慢，此一現象比較 Case 0-2 中心流場即可發現；環流邊緣的流速梯度則影響渦流擴散與延散現象，由 Case 1-2 的配置中可以發現，入口處環流與出口處環流大小相近，消散時間卻是入口處最先消散，因此能夠說明流速梯度也能影響物質的消散速率；若有動態且持續的擾動源，則會改變物質的傳輸過程，此一效果與縮小死水區的效果相似。另外，由於各個水深的影響難以直接從濃度場分辨，因此將以上三個影響因素與水深一併於下節中討論說明。

4.3.3 內部流場綜合分析

為了完整理解人工濕地內部流場如何影響物質傳輸行為，本研究於水槽內部拉出一條觀測線，能夠得到該觀測線上的流速剖面、流速梯度剖面，與約 25 cm 擷取一點（共 10 點）繪製濃度歷線，以說明不同的內部流場特性與物質傳輸行為的關聯。綜觀示蹤劑在水槽中的傳輸過程，受到平流效應(advection)、渦流擴散(eddy diffusion)與延散效應(dispersion)的綜合影響，不同流況下影響程度不一影響。以下針對圖 4.3-26 至圖 4.3-28(由左至右分別為觀測線、流速梯度、速度與濃度歷線)說明。

首先，在入口處投入示蹤劑後，發現濃度場主要受到平流效應的影響，示蹤劑隨著水流流向縱向傳輸，於下列的觀察線中分別是 Case 0 中的第 10 點，Case 1-2 中的第 3、7、10 點，這些點位的特性為流速較周圍來得快，由此可知示蹤劑主要受到平流效應的影響隨著水流傳輸，有些點位則會因受到環流的影響較大而出現多個峰值的濃度歷線，另外 Case 0-2 的第 1 個點則是位在入口處環流的邊緣，在回流的部分觀測到類似主流以平流效應主導的物質傳輸現象。

接著，由於入口處的流速較其他地方快，此處的水流在優勢流兩側形成小的渦旋(eddy)，使得一部分示蹤劑受到渦流擴散與延散現象的影響往橫向傳輸，且當優勢流上的示蹤劑遇到固體邊界時，水流往兩側方向分流(flow separation)，一部分往出口移動，另一部分則往回而形成環流：受到分流與擴散效應的影響，示蹤劑漸漸由環流區往死水區傳輸，這些區域可由 Case 0 中的第 2-9 點、Case 1-2 中的第 2、4-6、8-9 點看出，示蹤劑濃度是由環流外側逐漸進入中心，其初始濃度與消散後濃度形成的包絡線有越往中心移動越擴大的趨勢，此結果表明在周圍流速梯度大、渦流擴散與延散效應也越明顯，傳輸過程較快，而中心處因為水流緩慢流速梯度小，使得物質傳輸效果降低，此時分子擴散影響增加，因此中心死水區處之包絡線較兩側來得寬；隨著時間拉長，後方的清水繼續流入水槽中，使得優勢流中的示蹤劑濃度逐漸降低，此時環流中的示蹤劑濃度高、優勢流中的示蹤劑濃度低，藉由分子擴散(molecular diffusion)與延散(dispersion)再慢慢將環流與死水區中的物質消散(dissipation)，因此在環流與死水區處即可看到濃度歷線逐漸下降。

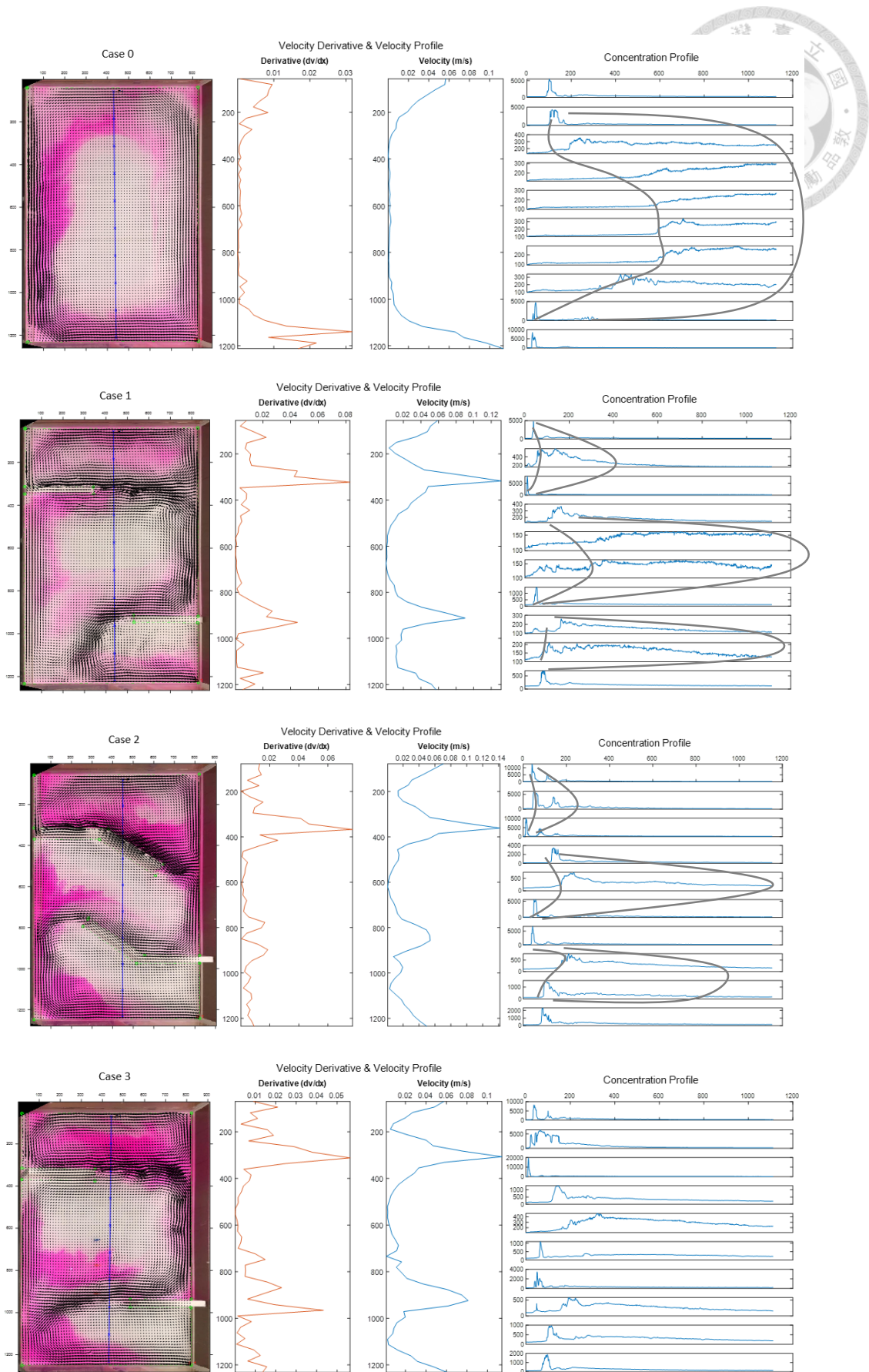


圖 4.3-26 流速一流場關係圖($d = 4\text{ cm}$)

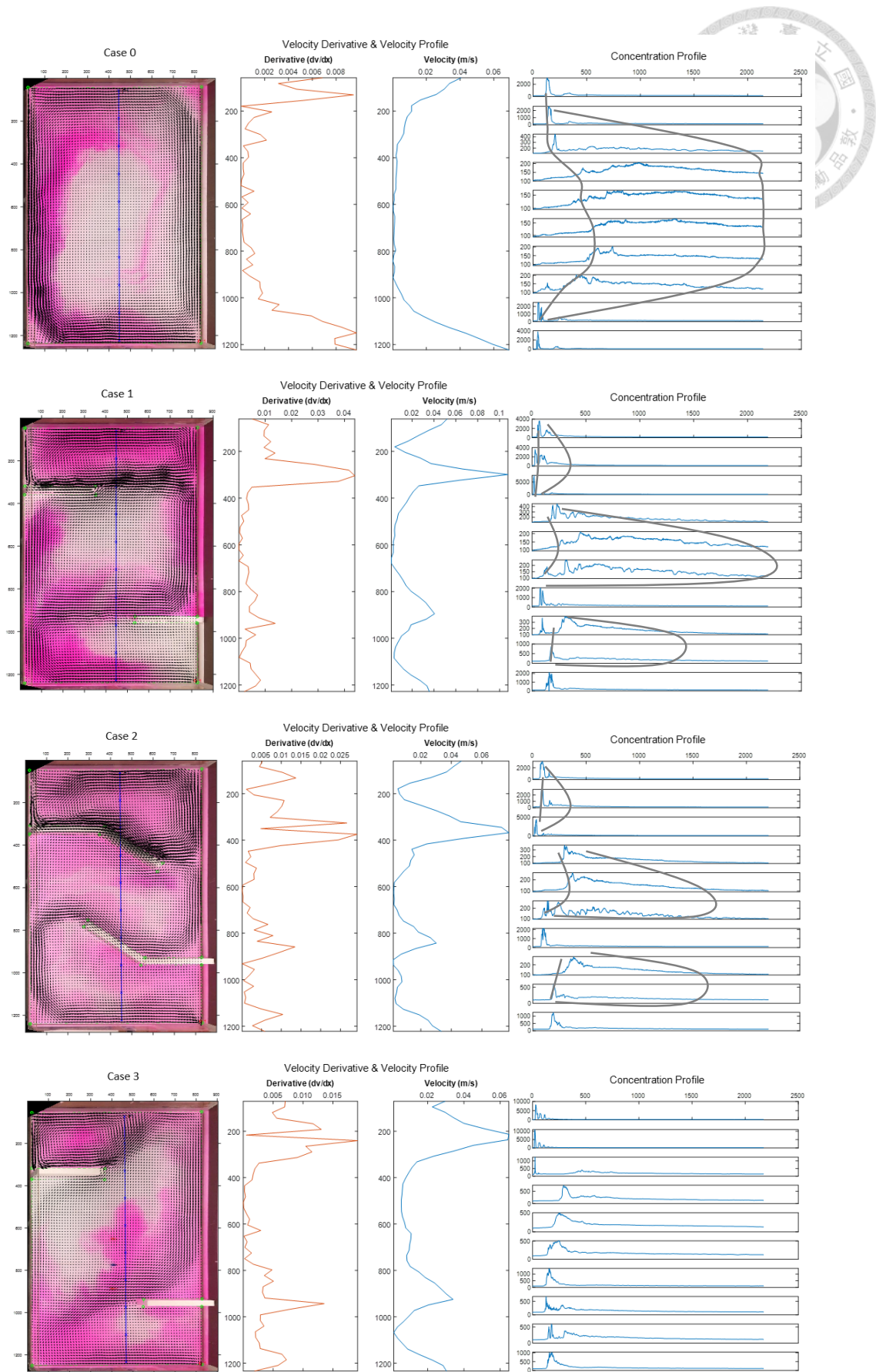


圖 4.3-27 流速一流場關係圖($d = 8 \text{ cm}$)

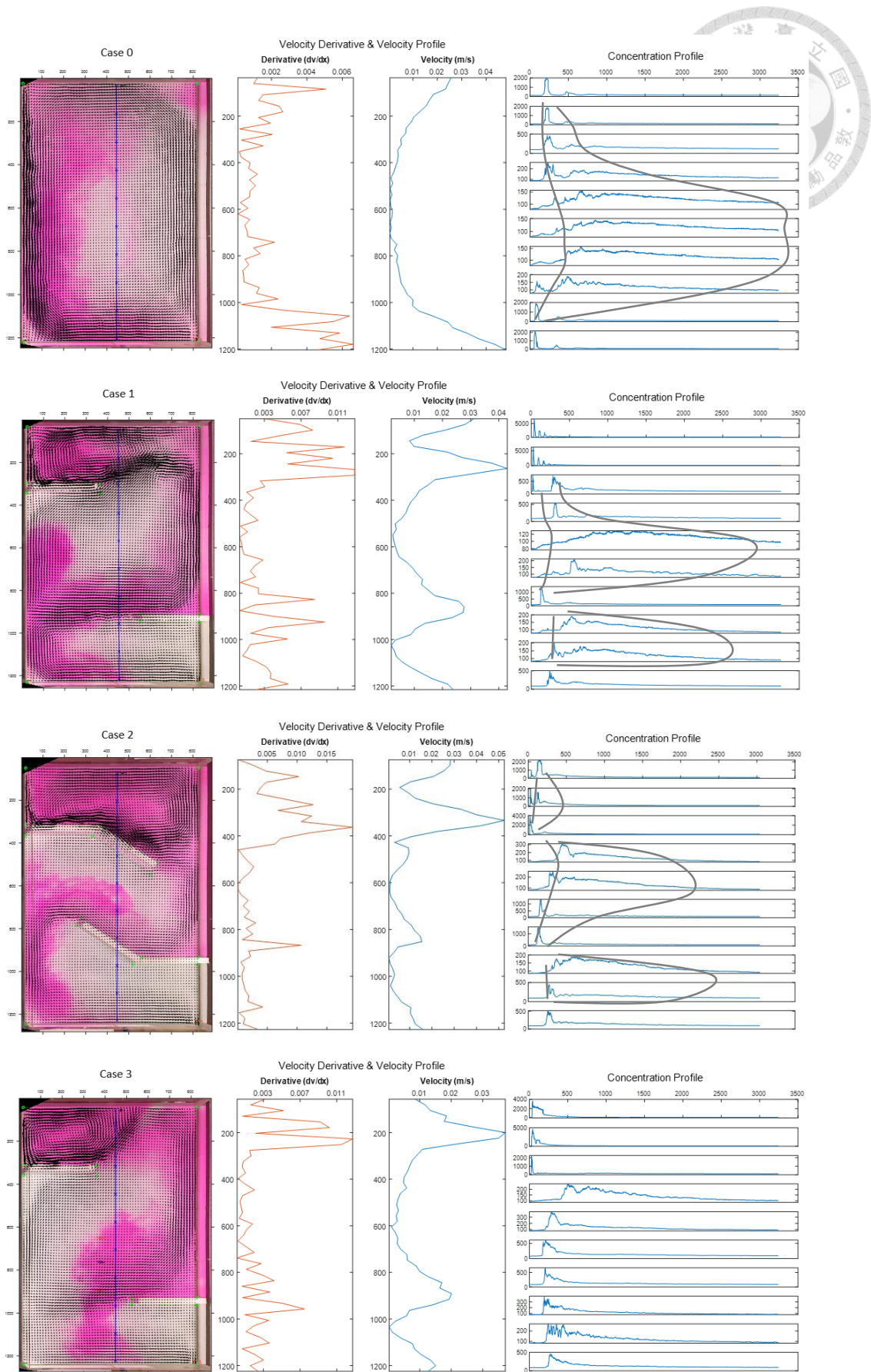


圖 4.3-28 流速一流場關係圖($d = 12 \text{ cm}$)

另外，為了檢視死水區如何影響水力效率，本研究將各個流場中的死水區大小、周圍環流區的流速梯度與消散時間作圖，得到以下圖 4.3-29 至圖 4.3-33。

圖 4.3-29 與圖 4.3-30 說明不同死水區大小與消散時間的關聯。比較不同水深，發現死水區隨著水深增加會有大小變小的趨勢，原因為當流量固定時，淺水的配置會有相對較快的流速，因而動量通量較深水的配置大，此結果使得淺水的配置有較集中的優勢流與相對較大的環流，造成水深越深死水區越小，因此停留時間隨水深增加而減少，這也是深水時示蹤劑較容易進入與消散的原因。

圖 4.3-31 至圖 4.3-33 說明不同流速梯度與消散時間的關聯。比較不同配置下的環流，其大小與流速梯度也影響各個觀察點不同的包絡線寬度，死水區越小、流速梯度越大則包絡線寬度越小，意即此部分環流更容易消散，於本實驗中入口處環流流速梯度大，較出口處環流容易消散，而中心死水區消散比兩側慢則是受到尺度與物質傳輸現象的影響；最後，Case 3 的實驗中發現擾動能夠改變物質傳輸的方向，儘管擾動對於速度場的影響並不是很大，然而局部的擾動所形成的渦流與流速梯度卻能讓示蹤劑直接由邊界往中心移動，使得該局部區域的傳輸方向與特性類似於環流邊界的渦流擴散與延散效應。

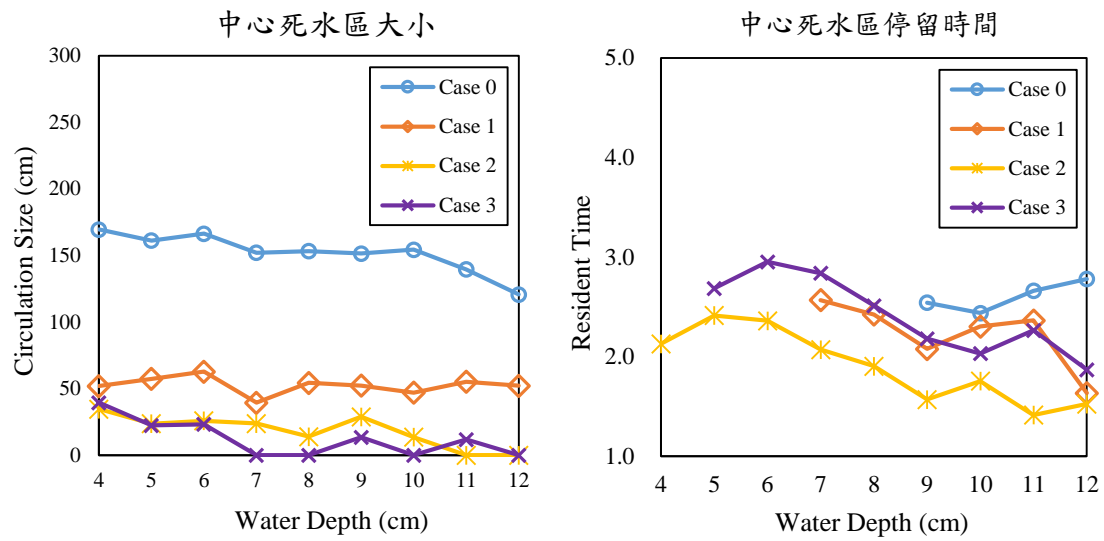


圖 4.3-29 中心死水區大小與停留時間

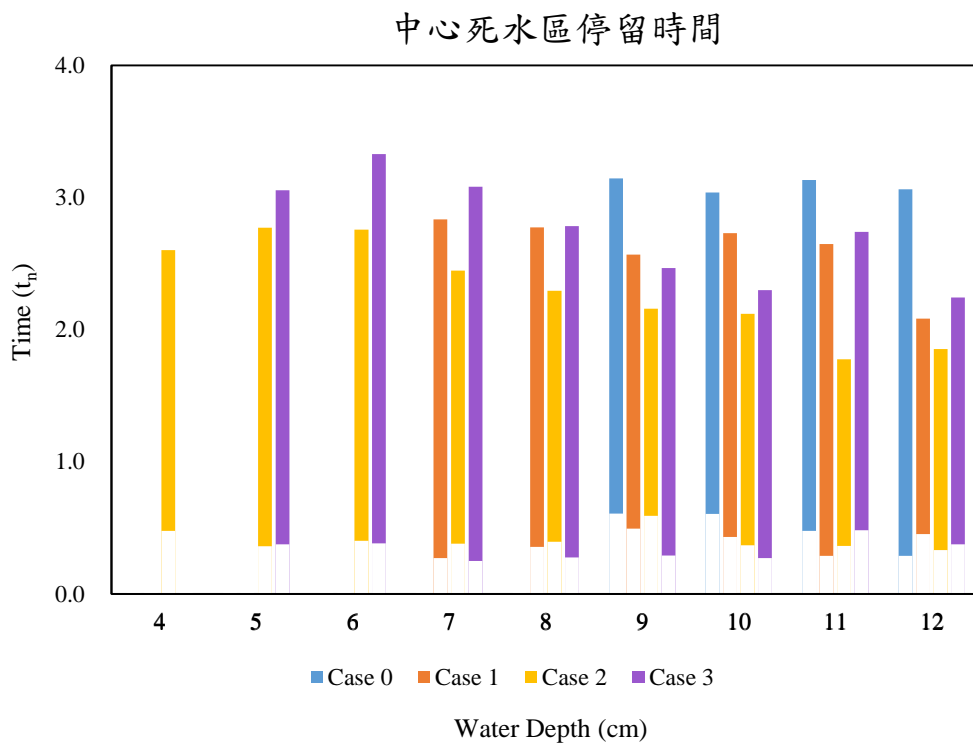


圖 4.3-30 中心死水區示蹤劑進入與消散時間

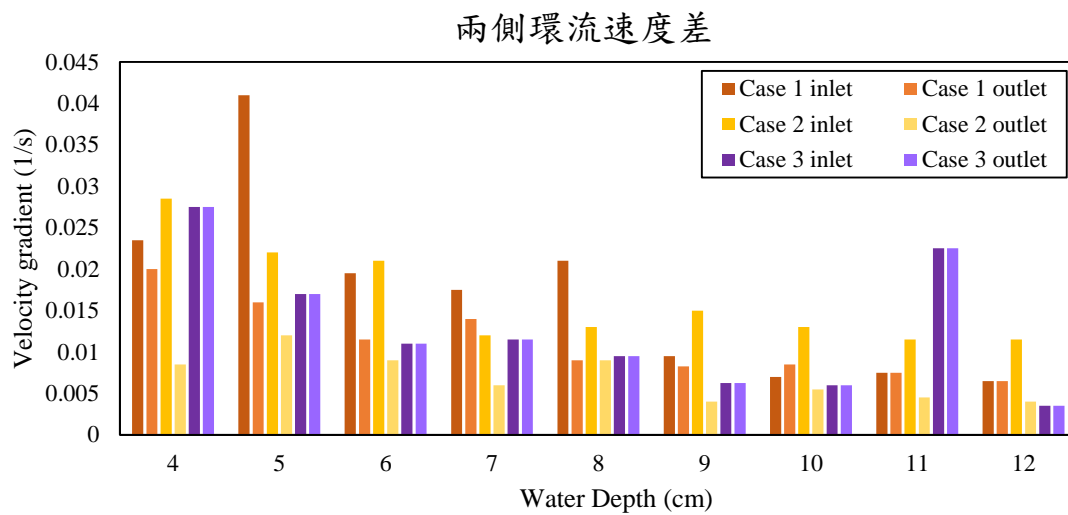


圖 4.3-31 兩側環流流速梯度

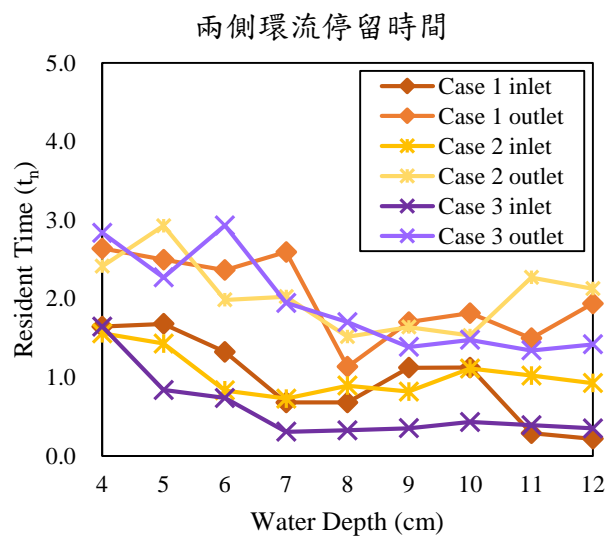


圖 4.3-32 兩側環流之示蹤劑停留時間

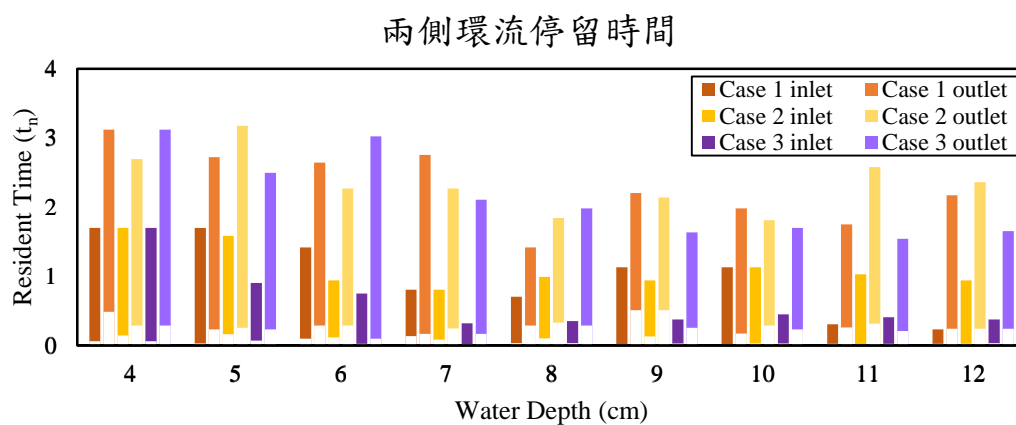


圖 4.3-33 兩側環流示蹤劑進入與停留時間

總結以上分析結果可得到下列結論：

1. **整體流場可區分為「優勢流區」、「死水區」與「環流區」等三大區。**從圖 4.3-26 至圖 4.3-28 可以發現，不同的水理特性有不同的物質傳輸現象，優勢流由平流效應主導、死水區為分子擴散，環流區則有渦流擴散與延散效應。
2. **死水區越大消散速率越慢。**圖 4.3-29 與圖 4.3-30 比較四個不同的配置的死水區，發現 Case 0-2 中 Case 0 的死水區最大，因此示蹤劑需要最長時間才能消散，幾乎接近實驗時間 3 倍 t_n ；而 Case 2 則有最小的死水區大小與最短的消散時間，說明減小死水區能夠有效改善物質消散速率避免累積於其中；而 Case 3 雖然死水區大小與 Case 2 相差不大，然而 Case 3 之物質傳輸方式屬於渦流擴散與延散，而 Case 2 為平流效應與延散，因此 Case 2 有較短的消散時間（註：部分實驗結束時中心環流的示蹤劑濃度仍未降至背景值，因此未標示於圖示上。）
3. **消散速率隨著水深增加而增加。**由同種配置不同水深的比較中，可以發現當水深增加時，消散所需的時間相對降低，原因為水淺時優勢流中的水流動量較大，形成相對較窄的主流，因此水淺時能夠有相對較大的死水區，因此消散時間變會拉長，由圖 4.2-25 與圖 4.2-26 中發現，無論何種配置消散時間皆會隨水深增加而減少，對比死水區大小也發現環流隨著水深增加而減小，因此水深對於消散時間主要在於死水區大小的影響。
4. **環流的流速梯度越大，消散速率越快。**圖 4.2-27 至 4.2-29 比較同配置中大小相近具有不同流速梯度的環流（入出口），可以發現在流速梯度較大的環流多位於入口處（以深色表示），其示蹤劑也較容易消散，相對的在出口處（以淺色表示）的環流則消散較緩慢。從延散現象與流速梯度的關聯來看，確實流速梯度大的地方延散效果越強，也促發消散速率的上升。
5. **持續擾動可有效提高物質消散效率。**在 Case 3 的濃度歷線中發現了與 Case 1 不同的傳輸方式，在同樣是死水區的位置，Case 3 的物質傳輸方式變成類似渦流擴散與延散的形式，示蹤劑一邊隨著水流移動一邊逐漸消散，某種程度上來講擾動似乎在死水區中打開一條通道，使得物質更容易藉由此通道傳輸，這類的傳輸型態改變也相當於減小了死水區的面積。

第五章 結論與建議



5.1 結論

本研究透過水槽實驗，進行不同配置下人工濕地水理特性的研究，並且利用影像技術得到全域的流速資料與濃度資料，此為過去水槽實驗的限制之一；針對人工濕地的配置，除了使用障礙物以外本研究提出動態擾動的形式，藉以模擬生物在人工濕地中利用的擾動，達到改變物質傳輸的效果；實驗結果顯示水槽試驗呈現多個環流的流場，與過去的數值模型不同，且在擾動的配置下也呈現了不同的水理現象與物質傳輸效果，對於人工濕地的內部流場有更進一步的了解，進而針對設計與優化能夠提供更多的了解與設計方法。

5.1.1 影像技術

本研究使用羅丹明進行人工濕地脈衝實驗，藉由不同濃度的顏色變化，在數位影像中呈現不同的 RGB 值，經由校正後能夠用以預測濃度深淺，過去研究多用在土壤切片實驗，較少受到垂向的因素與鄰近的位置干擾，本研究嘗試用在水中，由於水容易透光且受到水深方向的影響，因此使用上會有些空間上的誤差，而本研究中位置精準度並非重點，隨時間的變化才時我們要關注的對象，因此儘管有些位置誤差，整體的物質傳輸過程仍然可以使用此方法；另外，受到光源與陰影處的影響會有濃度預測上的誤差，因此本研究改用分段迴歸的方式處理低濃度與陰影處的影響，經由分段迴歸的結果能夠預測的濃度為 200 ppb 以上至 25000 ppb，精度方面的系統相對誤差平均可達 4.6%、方均根誤差(RMSE)可達 358.53 ppb。PIVlab 方面，本研究使用入口流速驗證層流假設下的表面流速與平均流速的關係，理論上表面流速應為平均流速的 1.5 倍，本研究實際計算後表面流速為平均流速的 1.4-1.6 倍，計算後流速的系統誤差平均為 7 mm/sec，換算後系統誤差約為 9.3%，儘管流速誤差相對較大，粒子影像技術提供了在人工濕地實驗中一個量測流速的方法，傳統的流速計與都普勒測速儀分別有各自的缺點，流速計為侵入式量測，不僅資料點數少且會改變流場，都普勒測速儀則難以量測如人工濕地流場中的低流速情況，且誤差範圍落在 1-10 cm/s 量級，因此 PIV 雖然仍有改進空間，仍可作為量測流速的可用方法之一。

表 5.1-1 影像技術精度(系統誤差)

	顏色—濃度辨識	粒子影像分析(PIV)
方均根誤差(RMSE)	358.53 ppb	7 mm/s
平均相對誤差	4.6 %	9.3 %

5.1.2 人工濕地水理特性

本研究透過水槽實驗，大致可將人工濕地中的流場分成三類：優勢流、死水區與環流區，對比物質傳輸現象亦可分為三類：平流效應、分子擴散、渦流擴散與延散效應，如表 5.1-2 所示：

表 5.1-2 人工濕地水理特性與物質傳輸

水理特性	主要物質傳輸特性	說明
優勢流	平流效應	優勢流連結入口與出口，屬於流速較其他區域快的部分，因此區域水流快，平流效應影響較其它大。
環流區	渦流擴散、延散效應	介於優勢流與死水區之間，流速小於優勢流，且因為優勢流與環流區的流速梯度，有部分水流形成渦流，因此主要物質傳輸現象為渦流擴散與流速梯度影響的延散效應。
死水區	分子擴散、平流效應	死水區流速緩慢，流速梯度也小，因此分子擴散的影響程度相對提升。

從人工濕地處理污水的角度來看，優勢流區因為流速快，污染物尚未停留足夠久的時間反應便會流出濕地，造成處理效率較差的情況，此一現象可用短流效應指標來看，也因此過往的研究多著重於蜿蜒水流延長流徑，使得流況更接近栓塞流並且降低短流效應的影響；死水區因為整體流速緩慢，因此物質傳輸以分子擴散為主，由於分子擴散速率遠小於其它效應，因此在死水區內物質的消散時間相對拉長許

多；以往認為環流區可能會造成物質的累積，當污染物進入到環流區後便會一直隨著水流打轉難以消散，隨時間累積後便會形成優養化的現象，然而污染物在人工濕地內停留同時也會拉長停留時間，對於污染物的分解有正面影響，因此環流區在人工濕地中的影響一直難以確認，實驗結果顯示，水深較深的配置下環流的消散時間多在 3 倍 t_n 以內，水淺時也僅有在幾個案例中大於 3 倍 t_n ，且大部分的示蹤劑是隨著優勢流快速的流出濕地，因此若能確保在 3 倍 t_n 的時間以內污染物不會累積至優養化的情況，則環流對於人工濕地中的處理效率將會有正面的幫助，實驗結果顯示，消散時間大於 3 倍 t_n 的位置多屬於環流內部的死水區，因此如何縮小死水區範圍是改善水力效率最主要的目標，同時也需確保主流流徑足夠長，方能在不受短流效應的影響下增加停留時間，否則大部分的示蹤劑隨著主流快速流出，總體而言處理效率仍屬欠佳；此外，本研究也注意到死水區確實會有污染物累積的現象，若是此問題過於嚴重，除了改變流場以外若能在死水區的中心種植植物，利用植物根系的微生物進行分解，將會是能夠有效改善的方法。最後，擾動能夠有效改善物質傳輸過程，本研究將擾動配置於垂直主流與環流流向，能夠改善部分死水區的物質傳輸形式，從緩慢的分子擴散、平流效應改變為渦流擴散與延散，儘管在深水時擾動影響明顯，卻因為物質消散時間縮短造成水力效率下降，然而若有污染物累積嚴重的區域即可以嘗試此方法。

總結以上結果，並且條列如下文：

1. 濃度辨識的影像技術在水體中雖然無法達到儀器的精準度，且有回收率計算不準的問題，然而其計算的全域性與便利性仍可用於人工濕地實驗中；另外，使用分段迴歸法可有效避免光源與陰影的影響，濃度偵測下限約為 200 ppb。
2. 有鑑於人工濕地實驗中流速資料難以量測，本研究使用粒子影像分析方法計算流速，可於水槽實驗中得到全域性的資料，然而精度在仍可接受的範圍，仍有改進的空間。
3. 本研究使用水槽試驗說明人工濕地的水理特性與物質傳輸效應，流場可分為優勢流區、死水區與環流區，對應物質傳輸為平流效應、分子擴散、渦流擴散與延散效應。
4. 人工濕地中的環流區對於污染物累積不嚴重的配置中能夠有效的延長平均停留時間，然而需要注意主流流徑是否足夠長、是否有短流效應發生。

5. 本研究於水槽實驗提出動態擾動的配置，並且證實動態的擾動有助於環流區物質的進入與消散。



5.2 未來工作及建議

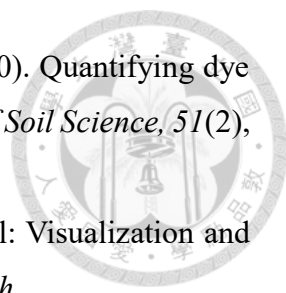
針對實驗與結果分析過程中遇到的問題，提供一些建議條列如下文：

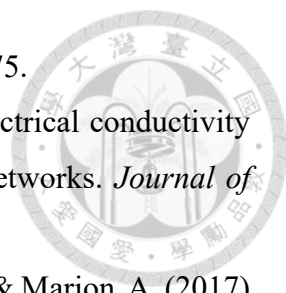
1. 濃度辨識的影像技術中，濃度變化與顏色變化越大越好，示蹤劑不限於羅丹明，亦可使用較便宜的食用色素等；另外，濃度辨識方法在總量計算上仍缺乏足夠精度，仍需後續研究改進。
2. 粒子影像分析中，本研究使用的粒子為長方形碎紙片，在 PIV 的研究中使用圓形粒子效果較佳，此應為流速計算結果誤差較大的主因，建議後續可改採用圓形粒子。
3. 針對環流區容易累積污染物的問題，除了本研究提供的動態擾動以外，於環流中心種植植物，透過植物根系的微生物進行分解應為可行的方法。

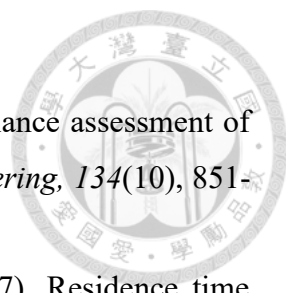
參考文獻



1. Aeby, I. (1989). Non-destructive measurements in advanced composite materials and structures using a fiber optic sensing system. *Fiber Optic Smart Structures and Skins*. 986, 140-149.
2. Bodin, H., Mietto, A., Ehde, P. M., Persson, J., & Weisner, S. E. (2012). Tracer behaviour and analysis of hydraulics in experimental free water surface wetlands. *Ecological engineering*, 49, 201-211.
3. Bodin, H., Persson, J., Englund, J.-E., & Milberg, P. (2013). Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. *Journal of Hydrology*, 501, 1-12.
4. Bodin, H., & Persson, J. (2012). Hydraulic performance of small free water surface constructed wetlands treating sugar factory effluent in western Kenya. *Hydrology Research*, 43(4), 476-488.
5. Bracho, N., Lloyd, B., & Aldana, G. (2006). Optimisation of hydraulic performance to maximise faecal coliform removal in maturation ponds. *Water Research*, 40(8), 1677-1685.
6. Chang, T.-J., Chang, Y.-S., Lee, W.-T., & Shih, S.-S. (2016). Flow uniformity and hydraulic efficiency improvement of deep-water constructed wetlands. *Ecological engineering*, 92, 28-36.
7. Cooper, P., & Boon, A. (1987). The use of Phragmites for wastewater treatment by the root zone method: The UK approach.
8. Danckwerts, P. V. (1953). Continuous flow systems: distribution of residence times. *Chemical engineering science*, 2(1), 1-13.
9. Dierberg, F. E., Juston, J. J., DeBusk, T. A., Pietro, K., & Gu, B. (2005). Relationship between hydraulic efficiency and phosphorus removal in a submerged aquatic vegetation-dominated treatment wetland. *Ecological engineering*, 25(1), 9-23.
10. Farjood, A., Melville, B. W., & Shamseldin, A. Y. (2015). The effect of different baffles on hydraulic performance of a sediment retention pond. *Ecological engineering*, 81, 228-232.
11. Fogler, H. S., & Brown, L. F. (2006). Distributions of residence times for chemical reactors. *Elements of chemical reaction engineering*, 4.

- 
12. Forrer, I., Papritz, A., Kasteel, R., Flühler, H., & Luca, D. (2000). Quantifying dye tracers in soil profiles by image processing. *European Journal of Soil Science*, 51(2), 313-322.
 13. Forrer, I. E. (1997). Solute transport in an unsaturated field soil: Visualization and quantification of flow patterns using image analysis. *ETH Zurich*.
 14. Holland, J. F., Martin, J. F., Granata, T., Bouchard, V., Quigley, M., & Brown, L. (2004). Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. *Ecological engineering*, 23(3), 189-203.
 15. Jenkins, G. A., & Greenway, M. (2005). The hydraulic efficiency of fringing versus banded vegetation in constructed wetlands. *Ecological engineering*, 25(1), 61-72.
 16. Kadlec, R. H. (1994). Detention and mixing in free water wetlands. *Ecological engineering*, 3(4), 345-380.
 17. Kadlec, R. H., & Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
 18. Keane, R. D., & Adrian, R. J. (1992). Theory of cross-correlation analysis of PIV images. *Applied scientific research*, 49(3), 191-215.
 19. Levenspiel, O. (1999). Chemical reaction engineering. *Industrial & engineering chemistry research*, 38(11), 4140-4143.
 20. Liu, J., Dong, B., Zhou, W., & Qian, Z. (2020). Optimal selection of hydraulic indexes with classical test theory to compare hydraulic performance of constructed wetlands. *Ecological engineering*, 143, 105687.
 21. Maier, H. R., & Dandy, G. C. (1996). The use of artificial neural networks for the prediction of water quality parameters. *Water resources research*, 32(4), 1013-1022.
 22. Merz, S. K. (2000). Guidelines for using free water surface constructed wetlands to treat municipal sewage. *Department of Natural Resources*.
 23. Min, J. H., & Wise, W. R. (2009). Simulating short-circuiting flow in a constructed wetland: the implications of bathymetry and vegetation effects. *Hydrological Processes: An International Journal*, 23(6), 830-841.
 24. Odum, H. T., Siler, W. L., Beyers, R. J., & Armstrong, N. (1963). Experiments with engineering of marine ecosystems. *Publ. Inst. Mar. Sci. Univ. Texas*, 9, 374-403.
 25. Persson, J., Somes, N. L., & Wong, T. (1999). Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology*, 40(3), 291-300.
 26. Persson, M. (2005). Accurate dye tracer concentration estimations using image

- 
- analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 69(4), 967-975.
27. Persson, M., & Uvo, C. B. (2003). Estimating soil solution electrical conductivity from time domain reflectometry measurements using neural networks. *Journal of Hydrology*, 273(1-4), 249-256.
 28. Sabokrouhiyeh, N., Bottacin-Busolin, A., Savickis, J., Nepf, H., & Marion, A. (2017). A numerical study of the effect of wetland shape and inlet-outlet configuration on wetland performance. *Ecological engineering*, 105, 170-179.
 29. Savickis, J., Bottacin-Busolin, A., Zaramella, M., Sabokrouhiyeh, N., & Marion, A. (2016). Effect of a meandering channel on wetland performance. *Journal of Hydrology*, 535, 204-210.
 30. Schmid, B. H., Hengl, M. A., & Stephan, U. (2004). Salt tracer experiments in constructed wetland ponds with emergent vegetation: laboratory study on the formation of density layers and its influence on breakthrough curve analysis. *Water Research*, 38(8), 2095-2102.
 31. Serra, T., Fernando, H. J., & Rodríguez, R. V. (2004). Effects of emergent vegetation on lateral diffusion in wetlands. *Water Research*, 38(1), 139-147.
 32. Shih, S.S., Hong, S.S., & Chang, T.J. (2016). Flume experiments for optimizing the hydraulic performance of a deep-water wetland utilizing emergent vegetation and obstructions. *Water*, 8(6), 265.
 33. Shih, S.S., Kuo, P.H., Fang, W.T., & LePage, B. A. (2013). A correction coefficient for pollutant removal in free water surface wetlands using first-order modeling. *Ecological engineering*, 61, 200-206.
 34. Shih, S. S., Zeng, Y. Q., Lee, H. Y., Otte, M. L., & Fang, W. T. (2017). Tracer experiments and hydraulic performance improvements in a treatment pond. *Water*, 9(2), 137.
 35. Shih, S. S., & Wang, H. C. (2020). Flow uniformity metrics for quantifying the hydraulic and treatment performance of constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 155, 105942.
 36. Stadler, D., Stahli, M., Aeby, P., & Fluhler, H. (2000). Dye tracing and image analysis for quantifying water infiltration into frozen soils. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), 505-516.
 37. Su, T.-M., Yang, S.-C., Shih, S.-S., & Lee, H.-Y. (2009). Optimal design for hydraulic efficiency performance of free-water-surface constructed wetlands.

- 
- Ecological engineering*, 35(8), 1200-1207.
38. Teixeira, E. C., & do Nascimento Siqueira, R. (2008). Performance assessment of hydraulic efficiency indexes. *Journal of Environmental Engineering*, 134(10), 851-859.
 39. Thackston, E. L., Shields Jr, F. D., & Schroeder, P. R. (1987). Residence time distributions of shallow basins. *Journal of Environmental Engineering*, 113(6), 1319-1332.
 40. Thielicke, W., & Stamhuis, E. (2014). PIVlab—towards user-friendly, affordable and accurate digital particle image velocimetry in MATLAB. *Journal of Open Research Software*, 2(1).
 41. USEPA, 1995. A Handbook of Constructed Wetlands
 42. USEPA, 1999. Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment
 43. Vymazal, J. (2011). Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental science & technology*, 45(1), 61-69.
 44. Wahl, M. D., Brown, L. C., Soboyejo, A. O., Martin, J., & Dong, B. (2010). Quantifying the hydraulic performance of treatment wetlands using the moment index. *Ecological engineering*, 36(12), 1691-1699.
 45. 行政院環保署水質淨化現地處理站，2007，人工濕地規劃設計操作管理參考手冊。
 46. 李瑋婷，2014，深水型人工溼地水力效率改善之研析，國立臺灣大學生物資源暨農學院生物環境系統工程學系碩士論文。
 47. 新北市政府高灘地工程管理處，2020，濕地介紹，Retrieved from: https://www.hrcm.ntpc.gov.tw/Home/Page?page_id=213