

國立臺灣大學工學院環境工程學研究所

碩士論文

Graduate Institute of Environmental Engineering

College of Engineering

National Taiwan University

Master's Thesis



整合土地利用變遷預測與多指標分析之綠色基盤

設施配置分析—以臺北市為例

Integrating Land Use Change Prediction and Multi-
Indicators for Analyzing for Green Infrastructure
Arrangement: A Case Study of Taipei City

沈伯懷

Po-Huai Shen

指導教授：闕禧德 博士

Advisor: Pei-Te Chiueh, Ph.D.

中華民國 114 年 7 月

July, 2025



誌謝



碩士生活兩年飛快，一直到完成論文的當下才真的覺得結束了，一路研究走來真的很不容易，從每周進度表再到選修外系的課來增強研究工具的運用，過程經歷不斷修正試錯以及資料的尋找。

非常感激闕老師這兩年多的指導，收穫最多的其實是如何扮演好自己的本分，我想老師的耳提面命應該在往後工作生涯亦或是生活上都有無窮的幫助，也感謝老師很自由的給予學生研究任何的揮灑空間，真的礙於工具和方法在時間下不夠熟練的能將研究再推進更多，但這樣的訓練方式真的讓自己進步很多，多了很多思考可行性與執行的能力。

在研究室裡，謝謝子揚、千晴、育寧，在我碩一時就覺得你們研究能力都好厲害學習到很多如何思考研究的過程，也總是不吝解答我在求學期間在各方面遇到的問題；謝謝宏達、詩雯、郁璇和汶蓁在陪伴一起走過兩年碩士，有你們的嬉笑怒罵真的讓求學之路多了很多美好回憶，謝謝學弟妹在畢業典禮時準備花束讓照片多了鮮豔的顏色，謝謝亦鄉和政睿研究助理讓研究室的計畫可以順利的完成，謝謝博士班學長姐們幫我預口試讓我口試當天的簡報修正了很多，尤其感謝朝旭，每次在 406 教室看到他都格外安心，論文的修正真的幫助我太多太多。

最後感謝我的家人們，能夠支持我重新再當一次學生，重考上研究所到畢業的喜悅總是第一時間與你們分享，一路走來真的重拾很多信心，希望未來可以繼續讓你們感到驕傲並且可以回饋你們的愛；感謝宥芯這兩年的陪伴，真的每當研究或是撰寫論文崩潰時你都能給我滿滿的正能量並且相信著我，而且從咖啡廳再到外縣市出遊帶著電腦都是一路和我拼鬥過來，那些日子真的又痛苦又快樂卻又是那麼值得。最後的最後，感謝自己從來沒有放棄過，雖然一度拖延症嚴重但還是堅持到最後一刻，真的很不容易，希望往後也可以帶著這種把事情做到完成也要最好的精神帶到工作上，完成更多夢想！

伯懷 2025.07





摘要

面對氣候變遷與快速都市化的雙重挑戰，都市熱島效應已成為影響城市永續發展的關鍵議題。本研究以臺北市為例，整合土地利用變遷預測模型 (Land Change Modeler, LCM) 與多指標分析方法 (Multi-Indicators Analysis, MIA)，建構綠色基盤設施優先配置的決策支援系統。研究採用 2000-2024 年的土地利用資料，透過多層感知機 (MLP) 模型預測 2030 年在基線發展 (BAU)、都市化發展 (UD) 及環境保護 (PT) 三種情境下的土地利用變遷。同時整合都市熱島效應、空氣品質、社會脆弱性、綠地可及性及景觀連結性五項指標，以等權重及熱島優先兩種權重設定進行空間分析。

研究結果顯示，臺北市可供土地利用轉變的空間極為有限，三種發展情境的差異主要體現在邊緣地區，對整體環境品質的影響相對有限。當都市熱島權重提高至 0.4 時，高需求區域（第 5-6 級）顯著擴張，基線情境下第 6 級網格數從 330 個增至 1,120 個，增幅達 3.39%。空間分析發現，中山、松山、信義、萬華、大安等傳統高密度建成區在各情境下均維持高需求等級，顯示既有都市結構對環境品質的決定性影響。環境保護情境雖能維持較大面積的低需求區域，但對既有建成區的熱島問題改善有限。

本研究證實在高度都市化環境中，傳統土地利用規劃的效果有限，需要創新的立體化策略和系統性的網絡建構。研究建議：(1)針對高需求區域採用屋頂綠化、立面綠化等立體化措施；(2)保護中等需求區域避免進一步惡化；(3)強化低需求區域與市區的生態廊道連接。本研究成果不僅為臺北市提供科學化的規劃依據，也為其他面臨類似挑戰的亞洲高密度城市提供可複製的方法論架構。

關鍵字：綠色基盤設施、土地利用變遷、都市熱島效應、多指標分析、氣候調適、臺北市

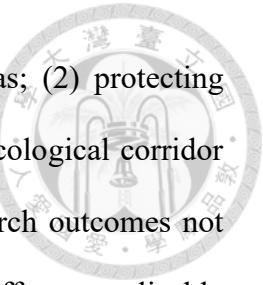


Abstract

Facing the dual challenges of climate change and rapid urbanization, the urban heat island effect has become a critical issue affecting urban sustainable development. This study takes Taipei City as a case study, integrating Land Change Modeler (LCM) and Multi-Indicators Analysis (MIA) to establish a decision support system for green infrastructure priority allocation. Using land use data from 2000-2024, this research employs Multi-Layer Perceptron (MLP) models to predict land use changes in 2030 under three scenarios: Business as Usual (BAU), Urban Development (UD), and Environmental Protection (PT). The study integrates five indicators: urban heat island effect, air quality, social vulnerability, green space accessibility, and habitat connectivity, conducting spatial analysis with both equal weights and heat island priority weight settings.

Results reveal that available land for conversion in Taipei City is extremely limited, with differences among the three scenarios mainly manifested in peripheral areas, having relatively limited impact on overall environmental quality. When the urban heat island weight is increased to 0.4, high-demand areas (levels 5-6) expand significantly, with level 6 grids increasing from 330 to 1,120 under the baseline scenario, representing a 239% increase. Spatial analysis identifies that traditional high-density built-up areas including Zhongshan, Songshan, Xinyi, Wanhua, and Daan districts maintain high demand levels across all scenarios, demonstrating the decisive influence of existing urban structure on environmental quality. While the environmental protection scenario maintains larger low-demand areas, improvements to heat island problems in existing built-up areas remain limited.

This study confirms that traditional land use planning has limited effectiveness in highly urbanized environments, necessitating innovative vertical strategies and systematic network construction. The study recommends: (1) implementing vertical



measures such as rooftop and facade greening in high-demand areas; (2) protecting medium-demand areas from further deterioration; (3) strengthening ecological corridor connections between low-demand areas and urban centers. The research outcomes not only provide scientific planning basis for Taipei City but also offer a replicable methodological framework for other high-density Asian cities facing similar challenges.

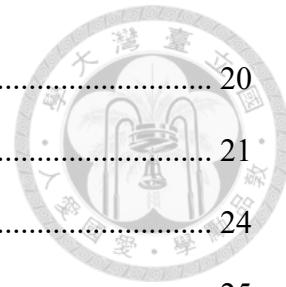
Keywords : Green infrastructure, Land use change, Urban heat island effect,

Multi-indicators analysis, Climate adaptation, Taipei City

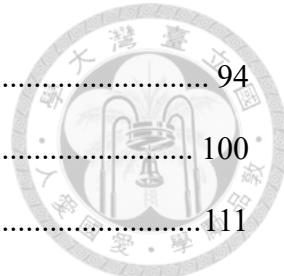


目次

誌謝	iii
摘要	iii
Abstract.....	iv
目次	vi
圖目次	ix
表目次	xi
第一章 緒論.....	1
1.1 研究背景與動機	1
1.2 研究目的	3
1.3 研究流程與架構	4
第二章 文獻回顧.....	6
2.1 都市熱島效應與氣候調適	6
2.2 衛星遙測在都市熱島與土地利用監測的應用	8
2.2.1 都市熱島效應監測	8
2.2.2 土地利用/覆蓋分類應用	8
2.2.3 整合應用與未來發展	9
2.3 土地利用變遷	9
2.4 綠色基盤設施效益	11
2.5 多功能綠色基盤設施規劃方法	12
第三章 研究方法.....	14
3.1 研究區域.....	14
3.2 土地利用資料蒐集與分類.....	15
3.3 土地利用變遷模擬.....	18
3.3.1 Land change modeler 模式原理	18



3.3.2 模式架構.....	20
3.3.3 土地利用驅動因子與適宜性地圖.....	21
3.3.4 土地利用情境預測.....	24
3.3.5 土地利用模式驗證.....	25
3.4 綠色基盤設施效益之多指標空間分析計算與標準化.....	27
3.4.1 都市熱島指標.....	27
3.4.2 空氣品質指標.....	29
3.4.3 社會脆弱性指標.....	30
3.4.4 綠地可及性指標.....	30
3.4.5 景觀連結性指標.....	31
3.4.6 權重情境設定假設.....	31
第四章 結果與討論.....	33
4.1 土地利用分類.....	33
4.2 土地利用變遷分析.....	37
4.2.1 驅動因子影響分析與轉移子模型準確度評估.....	39
4.2.2 土地利用轉移機率.....	42
4.2.3 土地利用轉移機率和適宜性地圖分析.....	43
4.2.4 土地利用情境與驗證結果.....	44
4.2.5 2030 年土地利用情境模擬.....	49
4.3 綠色基盤設施各效益指標結果.....	55
4.3.1 都市熱島指標.....	55
4.3.2 空氣品質指標.....	68
4.3.3 社會脆弱性指標.....	74
4.3.4 都市綠地可及性指標.....	81
4.3.5 景觀連結性指標.....	88
4.4 不同土地變遷情境的綠色基盤設施優先設置位置分析.....	94



4.4.1 等權重情境假設.....	94
4.4.2 都市熱島權重增加情境假設.....	100
4.5 政策意涵和都市綠色基盤設施系統規劃建議.....	111
第五章 結論與建議.....	114
5.1 結論	114
5.2 建議	115
5.3 研究限制	117
參考文獻	119
附錄	132



圖目次

圖 1-1 研究流程圖	5
圖 3-1 研究區為臺灣臺北市	14
圖 3-2 過渡矩陣透過疊加 t0 和 t1 LUC 圖來轉換	20
圖 4-1 2000 與 2008 年的土地利用分布	35
圖 4-2 2018 與 2024 年的土地利用分布	36
圖 4-3 研究區各年度土地利用面積	36
圖 4-4 土地驅動因子分布	38
圖 4-5 2000-2008 年預測 2024 年土地利用分布結果	48
圖 4-6 2008-2018 年預測 2024 年土地利用分布結果	48
圖 4-7 2030 年基線情境土地利用分布	52
圖 4-8 2030 年都市化發展情境土地利用分布	53
圖 4-9 2030 年環境保護情境土地利用分布	54
圖 4-10 研究區與臺北市內氣象測站分布圖	57
圖 4-11 各情境熱減緩指標	59
圖 4-12 各情境空氣溫度推估	59
圖 4-13 BAU 情境都市熱島指標	66
圖 4-14 UD 情境都市熱島指標	67
圖 4-15 PT 情境都市熱島指標	68
圖 4-16 PM _{2.5} 空間分布	72
圖 4-17 O ₃ 空間分布	72
圖 4-18 空氣品質指標	73
圖 4-19 人口密度	78
圖 4-20 高齡化人口	78
圖 4-21 中低收入戶人口	79

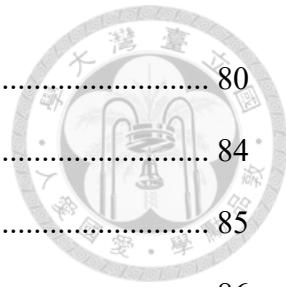


圖 4-22 社會脆弱性指標	80
圖 4-23 各情境 GI 分布	84
圖 4-24 BAU 綠地可及性	85
圖 4-25 UD 綠地可及性	86
圖 4-26 PT 綠地可及性	87
圖 4-27 BAU 景觀連結性	91
圖 4-28 UD 景觀連結性	92
圖 4-29 PT 景觀連結性	93
圖 4-30 等權重情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (BAU 情境)	96
圖 4-31 等權重情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (UD 情境)	98
圖 4-32 等權重情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (PT 情境)	99
圖 4-33 都市熱島權重增加情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (BAU 情境) ...	102
圖 4-34 都市熱島權重增加情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (UD 情境)	105
圖 4-35 都市熱島權重增加情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (PT 情境)	108



表目次

表 3-1 LCM 轉移子模型 (Transition sub-model)	25
表 3-2 真實與模擬土地利用類別比較表 (contingency table)	26
表 4-1 2000-2008 年 BAU 情境適宜性模型結果	40
表 4-2 2000-2008 年 UD 情境適宜性模型結果	40
表 4-3 2000-2008 年 PT 情境適宜性模型結果	41
表 4-4 2008-2018 年 BAU 情境適宜性模型結果	41
表 4-5 2008-2018 年 UD 情境適宜性模型結果	41
表 4-6 2008-2018 年 PT 情境適宜性模型結果	42
表 4-7 透過 2000-2008 年轉換到 2024 年的機率	43
表 4-8 透過 2008-2018 年轉換到 2024 年的機率	43
表 4-9 以 2000-2008 年預測 2024 年土地利用與實際 2024 年比較	47
表 4-10 以 2008-2018 年預測 2024 年土地利用與實際 2024 年比較	47
表 4-11 2030 年預測土地利用面積與現況比較	51
表 4-12 BAU 热緩解指標分級	61
表 4-13 BAU 空氣溫度分級	62
表 4-14 UD 热緩解指標分級	62
表 4-15 UD 空氣溫度分級	63
表 4-16 PT 热緩解指標分級	63
表 4-17 PT 空氣溫度分級	64
表 4-18 PM _{2.5} 分級	70
表 4-19 O ₃ 分級	71
表 4-20 人口密度分級	76
表 4-21 高齡化人口分級	77
表 4-22 中低收入戶人口分級	77

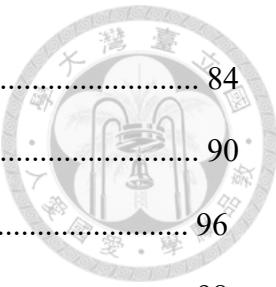


表 4-23 綠地可及性分級	84
表 4-24 景觀連結性分級	90
表 4-25 MIA 結果 (BAU 情境)	96
表 4-26 MIA 結果 (UD 情境)	98
表 4-27 MIA 結果 (PT 情境)	100
表 4-28 MIA 結果 (BAU 情境)	102
表 4-29 MIA 結果 (UD 情境)	105
表 4-30 MIA 結果 (PT 情境)	108



第一章 緒論

1.1 研究背景與動機

近年來，氣候變遷帶來的極端高溫事件頻率與強度均顯著上升，都市地區更因高密度建築物、鋪面與人為熱源而加劇了熱島效應 (Legg, 2021)。根據政府間氣候變遷專門委員會 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 第六次評估報告指出，若持續未有效控管溫室氣體排放，全球氣溫仍將不斷攀升，造成城市熱暴露風險進一步擴大 (Legg, 2021)。都市熱島效應指因城市高度發展與建成環境改變地表特性，造成城市氣溫顯著高於周邊鄉村地區。這現象導致能源消耗增加、戶外舒適度下降，並提高了居民的健康風險，例如呼吸系統、心血管疾病及熱相關疾病的發生機率。此外，都市熱島效應也提升夏季空調系統的能源需求，間接增加空氣污染排放，進一步對經濟、公共衛生與環境帶來負面衝擊。因此，面對人口持續增長及氣候變遷下的都市化趨勢，探討都市熱島效應的時空變化與影響成為當前重要課題 (Grilo et al., 2020; Stewart & Oke, 2012)。

隨著全球都市化進程加速，熱島效應已成為世界各地高度都市化城市共同面臨的嚴重挑戰。臺北市作為臺灣首都，都市化程度極高且人口密集，其盆地地形更導致熱量不易擴散，加劇了都市高溫現象的嚴重性，成為臺灣乃至亞洲都市中典型的熱島效應研究案例。根據中央氣象局觀測資料顯示，臺北市過去五年(2019–2023年)夏季最高溫平均超過 36 °C 的天數持續增加，2023 年更創下連續 13 天超過 37 °C 的高溫紀錄，伴隨而來的是用電量的顯著攀升，近年夏季尖峰用電需求持續攀升，反映熱島效應已嚴重影響都市生活品質及能源供給穩定性 (臺灣電力公司，2023) 由於特殊盆地地形與高度都市化特性，熱島效應在特定區域尤為嚴重，例如中正、大安及信義等區域，不僅人口密度高，建築密集且綠化程度偏低，熱暴露風險顯著較高。根據衛生福利部國民健康署資料，熱傷害包括熱痙攣、熱衰竭、中暑等，其中中暑最為嚴重，若處理不當，會導致器官衰竭，甚至死亡，死亡率可能超過 30%。熱傷害高危險族群包括 65 歲以上的長者、嬰幼童、戶外工作者、慢性病



患者等（衛生福利部國民健康署，2024）。成功大學建築學系特聘教授林子平指出，臺北市中心在 2021 年出現三大高溫區：士林商圈、信義商圈、板橋萬華，到 2022 年內湖熱區也出現，顯示都市熱區面積快速擴張（林子平，2024）。然而，現行臺北市熱環境調適政策多聚焦於整體綠覆率目標設定，缺乏有效的空間規劃策略及明確的實施方案，熱暴露問題仍未有效改善。

為有效緩解都市熱島效應，國際上提出四大核心策略：水綠降溫、通風散熱、遮蔭涼適與建築節能。其中，水綠降溫策略透過增加都市綠色基盤設施（Green Infrastructure, GI），藉由植物的蒸發散作用與水體蒸發冷卻效應，顯著降低環境溫度，並已獲國際與國內諸多研究證實其有效性。國外研究表明都市綠地平均可使周邊氣溫降低約 0.94°C (Bowler et al., 2010)，新加坡透過增加城市綠地與水體設施顯著降低都市平均溫度約 $2\text{--}4^{\circ}\text{C}$ (Jusuf et al., 2007)。林子平教授團隊的研究顯示，臺北市有中山北路、敦化南北路、仁愛路增設綠化帶、連結風廊，有助於都市降溫（林子平，2024）。大安森林公園作為臺北市中心重要的大型綠地，其 26 公頃的綠覆面積對周邊地區具有降溫效果，顯示增加都市綠地確實能有效緩解熱島效應。根據 2024 年 7 月環境部與衛福部、勞動部共同舉行的高溫調適對策研討會資料，環境部長彭啟明指出，未來 20 年會再增溫 0.5°C 到 2°C ，顯示都市降溫策略的急迫性（公視新聞網，2024）。然而，目前臺北市綠色基盤設施的規劃仍多以小規模設施為主，例如「田園城市計畫」，鼓勵社區自行在屋頂或空地設置小型植物園，缺乏整體性的空間佈局規劃與系統性效益評估。

因此，本研究動機在於透過土地利用變遷模型（Land Change Modeler, LCM），以臺北市為研究區域，預測未來都市土地利用變遷下增加綠色基盤設施前後的空間效益差異，不僅量化其對都市溫度的降低效益，並進一步識別潛在最具效益的 GI 配置區域。由於臺北市在土地利用資料完備度、都市發展模式及氣候問題典型性方面均具高度代表性，本研究成果不僅具備本地實務價值，更可作為其他高度都市化發展城市或亞洲地區未來規劃參考之依據。透過本研究，可填補現行政策的規劃缺口，為推動都市永續發展與熱環境調適策略提供具體的方法論基礎。



1.2 研究目的

目前國內外有關都市熱島效應及其減緩策略的研究雖已廣泛開展，但多集中於現況熱環境特徵的量測與分析，或是小尺度局部降溫效益的探討，鮮少整合土地利用變化情境以及未來氣候變遷趨勢對整體都市熱環境的影響進行系統性分析。例如，Su et al. (2012) 利用觀測資料進行統計分析，如地理加權迴歸 (GWR)，分析土地利用對熱島強度的相關性，然而此類方法僅限於現狀分析而缺乏情境預測能力。Aghamolaei et al. (2021); Yang et al. (2021) 多採用高解析度的能量通量模型進行微氣候模擬，如 CFD (Computational Fluid Dynamics) 或 ENVI-met 等軟體，這些方法雖能呈現詳細的熱島效應動態，但因其參數複雜且計算成本過高，導致模擬尺度受限，多半僅限於局部或社區尺度 (Mirzaei, 2015)。國內研究如汪中安 (2022) 以 CA-Markov 模型與 InVEST Urban Cooling 模型，探討桃園市氣候與土地利用變遷下都市熱島效應的未來情境，但該研究聚焦於桃園地區特定氣候與土地變遷情境的組合分析，較少將空間優化與具體的都市設施規劃納入討論。

目前臺灣多數都市熱環境的調適策略仍以整體性的政策倡議或法規要求為主，例如行政院所推動之《國土計畫法》或《氣候變遷因應法》，多以提升都市整體綠覆率、增加綠地比例或減少不透水鋪面作為策略方向，但未具體化至實際的空間規劃層級 (行政院環境保護署，2023)。例如，臺北市政府雖於《臺北市因應氣候變遷行動綱領》中明訂目標提升綠覆率至 40%，但實際規劃上僅以抽象之比例目標呈現，缺乏明確的空間佈局優化策略與設施配置方案 (臺北市政府環境保護局，2022)。相關研究亦指出，目前許多熱島效應減緩措施如綠屋頂、垂直綠化或透水鋪面等，僅止於個別示範性專案，缺乏整體性與系統性的空間配置分析，導致規劃效果難以擴大與延續 (羅子雯，2018)。相較之下，國際上如新加坡的「花園城市計劃」或首爾市之「都市綠化與生態復育計畫」，皆透過空間精確規劃與布局優化，系統性提升都市整體降溫效果。這些國際成功案例清楚說明，唯有將都市熱島緩解措施具體化為以空間優化配置為核心的規劃策略，方能實現有效且持續性



的都市降溫效益。

因此，本研究旨在透過土地利用變遷模型結合空間優化分析，提供具體且可實施的空間佈局規劃，彌補目前國內都市熱環境政策缺乏空間優化策略的現況，為未來都市永續規劃提供參考依據。本研究目的如下所列：

1. 建構土地利用變遷預測與綠色基盤設施優先配置整合模式

運用 Land Change Modeler 分析臺北市土地利用變遷趨勢，結合綠色基盤設施效益指標與多指標空間分析，建立從土地變遷預測到綠色基盤設施優先配置評估的完整框架，為高度都市化地區提供科學化的規劃決策支援工具。

2. 評估不同情境下綠色基盤設施配置策略之環境與社會效益

透過多情境分析設計，分別評估環境效益最大化、社會公平性提升及生態連結性強化等不同優先考量下的綠色基盤設施配置方案，量化分析各情境在都市熱島調節、空氣品質改善、社會脆弱性降低等面向的綜合效益，為決策者提供多元化的規劃選擇依據。

3. 建立可複製推廣的亞洲高都市化城市綠色基盤設施規劃參考模式

以臺北市為示範案例，建構可供其他亞洲高都市化城市參考的綠色基盤設施規劃方法學與技術標準，透過研究成果的延伸應用，為面臨類似都市化挑戰與氣候變遷壓力的城市提供實務操作指引與政策建議。

1.3 研究流程與架構

本研究採用系統性分析架構，整合土地利用變遷預測與綠色基盤設施優先配置評估，研究流程分為三個主要階段：土地利用分類、土地變遷預測及未來情境分析。研究流程如圖 1-1 所示：

1. 土地利用分類階段：

透過衛星遙測影像判釋與國土利用調查資料整合，建構涵蓋不同時期的土地利用資料庫。為後續土地變遷分析與預測模型提供可靠的基礎資料。

2. 土地變遷預測階段



運用 Land Change Modeler 模型分析土地適宜性與驅動因子建立土地利用變遷預測模型，模擬未來土地利用變遷趨勢與空間分布模式。

3. 未來情境分析階段

整合土地變遷預測結果與綠色基盤設施效益指標評估，包括都市熱島調節、空氣品質、社會脆弱性、綠地可及性和景觀連結性，透過多指標空間分析方法進行標準化處理與網格轉換，設定不同權重組合方案，產出三種不同優先考量的情境分析結果。

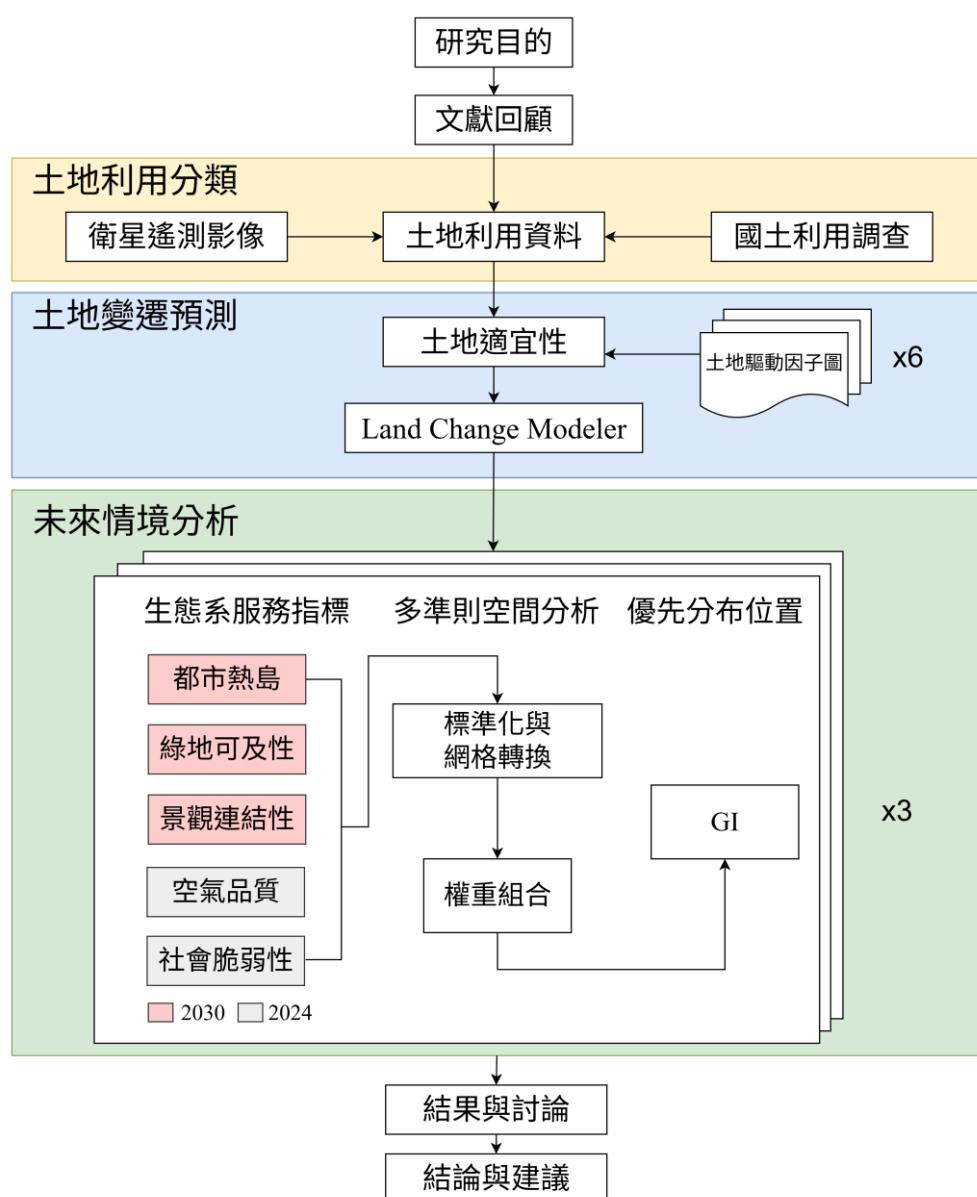


圖 1-1 研究流程圖



第二章 文獻回顧

2.1 都市熱島效應與氣候調適

都市熱島效應 (Urban Heat Island, UHI) 是都市地區溫度明顯高於周圍郊區的一種現象，主要源自都市化過程中自然地表轉換成不透水鋪面與建築物密集的都市景觀，以及大量人為熱量排放 (Mills et al., 2010)。由於都市區域具有較高的熱容與較低的反照率，城市地表更容易吸收並儲存熱量，並透過長波輻射方式持續釋放熱能，加劇城市的氣溫升高。此外，都市地區植被覆蓋的減少亦限制了蒸發散作用，使得潛熱通量降低，進一步提高顯熱通量 (Mirzaei, 2015; Taha, 1997)。

都市熱島效應的研究最早可追溯至 19 世紀 Howard 觀察倫敦市區高於郊區的氣溫，但廣泛的學術關注則是在 1960 至 1970 年代都市化急速擴張後開始。快速都市化導致大量綠地與透水地表被建築物和不透水鋪面取代，促使學者如 Oke (1973); (Oke, 1982) 透過實地測量明確界定熱島現象的物理特性與影響因素。早期都市熱島研究多採用移動測量車或密集的測站網進行現地量測，但此方法成本高、空間尺度受限。至 1980 年代末，隨衛星遙測技術 (如 Landsat 衛星影像)蓬勃發展，學界逐步透過遙測資料估算都市地表溫度 (LST)，有效擴大觀測範圍並降低資料獲取成本 (Voogt & Oke, 2003)。進入 2000 年代後，面對氣候變遷影響日益明顯，各國紛紛制定氣候調適與永續發展政策，都市熱島效應議題因而成為規劃與政策領域重要的關注焦點 (Santamouris, 2015)。近年來，機器學習與地理資訊軟體迅速發展，讓研究者能更快速、低成本且準確地分析與預測都市熱島效應，降低量化分析的技術門檻與時間成本 (Kafy et al., 2021)。

過去研究都市熱島效應的方法可分為觀測方法、數值模擬與時空統計分析三類 (Deilami et al., 2018; Mirzaei & Haghishat, 2010)。觀測方法最早以現地測量為主，如氣象站比對都市與郊區氣溫差異，雖具高度時空解析度，但因設備安裝、維護與代表性有限，難以捕捉整體空間熱環境 (Weng, 2009)。現今多結合衛星遙測 (如 Landsat、MODIS) 分析地表溫度 (LST)，大幅提升區域或都市尺度研究能



力，惟仍受限於影像雲覆蓋、取樣時機與資料處理等挑戰 (Voogt & Oke, 2003)。數值模擬（如 WRF、UCM）可分析未來或不同都市發展情境下的熱環境分布，能考量地表參數、建築高度與都市幾何等細部因素 (Miao et al., 2009)。但模擬需龐大計算資源，參數設定高度敏感，並對輸入資料準確性要求極高，導致在大都市尺度長期推估時，方法推廣受限 (Masson, 2006)。時空統計分析強調熱島現象之時空變化與熱點區位辨識，常用地理加權迴歸 (GWR)、空間自相關或分群方法 (Zhou et al., 2014)，雖有助於描述都市熱島分布與演變，但多侷限於現況資料分析，缺乏未來情境預測功能，難以支援規劃決策。

當前都市熱島效應研究主要集中於現況監測與分析。多數研究運用氣象站資料或衛星遙測技術，描繪特定時空下的都市熱環境特徵 (Lin et al., 2008; Lin et al., 2016)。Lin (2008) 針對臺北地區的研究顯示，都市熱島效應的強度與空間分布受到地形、土地利用和人為熱源的顯著影響。然而，這些研究多屬靜態分析，較少將土地利用變遷趨勢納入考量，限制對未來熱環境演變的預測能力。

在降溫策略研究方面，現有文獻多聚焦於個別措施的效益評估。國際研究已證實綠色基盤設施具有顯著的微氣候調節功能 (Bowler et al., 2010; Norton et al., 2015)，但國內研究較少從系統觀點探討不同綠色基盤設施的整合配置效益。多數研究侷限於小尺度的實驗或模擬，缺乏全市尺度的空間優化分析 (Santamouris, 2014)。政策應用層面存在明顯落差。雖然臺北市政府已推動相關降溫政策（臺北市政府都市發展局，2023），但現行策略多著重於綠覆率或設施總量目標，較少考量空間配置的效率性。缺乏科學化的優先順序評估工具，使得有限資源難以發揮最大效益。國際研究顯示，綠色基盤設施的空間配置對其降溫效果具有關鍵影響 (Andersson et al., 2019)，但此類空間優化方法在國內應用仍屬有限。

最關鍵的研究缺口在於缺乏整合性分析架構。現有研究通常將土地利用變遷、都市熱島效應與綠色基盤設施規劃視為獨立議題，未能有效連結三者的動態關係。此外，多指標決策分析方法在此領域的應用仍不普遍，使得規劃過程難以平衡環境、社會與經濟等多元目標 (Meerow & Newell, 2017)。因此，發展整合土地利用



變遷預測與多指標空間決策分析的研究架構，並據此提出綠色基盤設施的優先配置策略，將能填補現有研究缺口，為都市熱島效應的調適規劃提供更具科學性與操作性的決策支援。

2.2 衛星遙測在都市熱島與土地利用監測的應用

2.2.1 都市熱島效應監測

衛星遙測技術自 1980 年代起成為都市熱島效應研究的重要工具。相較於傳統地面觀測，衛星影像能在大尺度範圍內同步獲取地表溫度（Land Surface Temperature, LST）資訊，有效支援都市熱環境的空間分析 (Voogt & Oke, 2003)。Landsat、MODIS 和 Sentinel-2 等衛星平台提供了不同時空解析度的熱紅外影像，使研究者能進行長期趨勢分析與跨區域比較 (Imhoff et al., 2010; Li et al., 2013)。

衛星遙測的主要優勢在於其大範圍覆蓋能力與時序資料的累積。透過多時期影像分析，可追蹤都市熱島的強度變化與空間擴張模式，並探討其與都市發展的關聯性 (Weng, 2009)。例如，Peng et al. (2012) 利用 MODIS 資料分析全球 419 個大城市的地表都市熱島特徵，發現熱島強度與城市規模、氣候條件密切相關。然而，衛星遙測存在若干限制。首先，地表溫度與空氣溫度存在差異，前者主要反映表面輻射特性，易受日照、風速等因素影響 (Voogt & Oke, 2003)。其次，時間解析度的限制使得捕捉極端高溫事件較為困難，例如 Landsat 的 16 天重訪週期可能錯過短期熱浪。此外，雲覆蓋和大氣條件也會影響資料品質與可用性 (Dousset & Gourmelon, 2003)。

2.2.2 土地利用/覆蓋分類應用

衛星影像在土地利用/覆蓋 (LULC) 分類方面發揮關鍵作用。多光譜影像能有效區分不同地表覆蓋類型，包括植被、水體、建成區等主要類別 (Anderson, 1976)。隨著機器學習技術的發展，分類演算法從傳統的最大概似法演進到支持向量機 (SVM)、隨機森林 (RF) 等方法，顯著提升了分類精度 (Mountrakis et al., 2011; Rodriguez-Galiano et al., 2012)。

在都市環境中，土地利用分類面臨特殊挑戰。都市地表的高度異質性、建築陰影、混合像元等問題降低了分類準確度 (Small, 2003)。為提升分類效果，研究者發展了物件導向分類、多源資料融合等方法。例如，Myint et al. (2011) 比較了像元基礎與物件導向分類在都市土地覆蓋製圖的表現，發現後者在處理都市複雜地貌時具有優勢。

2.2.3 整合應用與未來發展

衛星遙測技術的價值在於提供連續、一致的空間資訊，但單一方法難以滿足都市環境研究的複雜需求。整合衛星資料與地面觀測、數值模擬等方法，能更全面地理解都市熱環境特徵 (Stewart & Oke, 2012)。在本研究脈絡中，衛星影像將作為識別熱島空間分布與土地利用現況的基礎工具，並結合國土利用調查資料提升分類精度，進而支援綠色基盤設施的優化配置分析。

2.3 土地利用變遷

土地利用 (Land use) 描述人類利用土地資源的方式，反映區域內社會經濟活動與自然生態的互動關係，對生態環境和都市微氣候具有直接影響。土地利用與土地覆蓋 (Land cover) 是追蹤土地變遷的兩個重要概念：前者著重於人為用途區分，如住宅區、商業區或公園綠地等；後者則描述土地表面實際的物理覆蓋情況，如森林、水體或不透水鋪面 (Lambin et al., 2001)。透過遙測技術監測土地覆蓋變遷，能有效掌握區域生態系統服務供給與環境狀態的動態變化。

隨著全球都市化進程加速，土地資源面臨前所未有的壓力。國際科學界透過土地利用與土地覆蓋變遷計畫 (Land-Use and Land-Cover Change, LUCC) 和全球土地計畫 (Global Land Programme, GLP) 等長期研究，發展出多種土地利用模型來預測區域未來情境，並探討不同尺度下土地利用改變的驅動因素及其環境社會影響 (Turner et al., 2007)。

土地利用變遷模式可分為四大類型：(1) 統計與經濟模式，(2) 空間動態模式，(3) 最佳化模式，以及 (4) 整合型模式 (Verburg et al., 2004)。在都市尺度的應用



上，空間動態模式因能捕捉土地變遷的空間特性而廣受青睞。其中，整合多層感知器（MLP）及馬可夫鏈（Markov chain）理論的 Land Change Modeler (LCM) 已成為重要工具，能結合多時期土地利用資料與空間驅動因子，推估未來土地利用格局 (Eastman, 2016)。

各模型具有不同優勢與限制。馬可夫鏈模型適合預測整體土地類別變化趨勢；CA-Markov 模型引入空間鄰域效應，能模擬都市擴張等空間連續性過程 (Sang et al., 2011)；SLEUTH 和 CLUE-S 等模型則可整合多元驅動因子與情境設計，適用於複雜的都市系統分析(Clarke et al., 1997; Verburg et al., 2002)。然而，這些模型高度依賴歷史資料品質與驅動因子選擇，且對突發性政策變革等「外生衝擊」的預測能力有限 (Pontius Jr et al., 2008)。

土地利用變遷受多重因素影響，包括生物物理因子（如地形、氣候、水文）和社會經濟因子（如人口密度、交通可及性、土地價值）。由於土地變遷具有空間自相關性，都市擴張通常呈現明顯的空間聚集特徵 (Li & Yeh, 2002)。在臺灣的相關研究中，如莊喻淳 (2019) 已證實整合地形限制、交通區位與政策管制等因子，能有效提升土地變遷模擬的準確度。

綜合而言，土地變遷模型在中大尺度的土地利用預測與情境模擬上具有重要價值，能有效支援都市規劃與環境管理決策。模型選擇應根據資料可得性、研究目標與政策需求審慎評估，並結合遙測技術與地面調查等多源資料，以提升預測準確度與實務應用價值。對於本研究而言，土地利用變遷分析將為綠色基盤設施的優先配置提供重要的空間基礎資訊。



2.4 綠色基盤設施效益

綠色基盤設施（Green Infrastructure, GI）是結合綠色植被要素與藍色水體系統的整合性都市設施網絡。歐盟執委會將綠色基盤設施定義為「策略性規劃的自然與半自然區域網絡，設計與管理目的在於提供廣泛的生態系統服務」(Infrastructure, 2013)。Fletcher et al. (2015) 在水敏感城市設計的脈絡下，強調 GI 透過模仿自然水文循環，整合雨水管理與都市綠化的重要性。從空間結構觀點，Benedict and McMahon (2012) 提出綠色基盤設施應包含核心區域 (hubs)、連接廊道 (links) 和據點 (sites) 的網絡結構，以維持生態系統的完整性。這種網絡化的概念強調 GI 不僅是獨立的綠色或藍色空間，更是相互連接、功能互補的系統(Andersson et al., 2019)。

GI 在都市熱環境調節方面具有顯著效果。植被透過蒸散作用消耗潛熱，能有效降低環境溫度。Bowler et al. (2010) 的系統性回顧顯示，都市公園平均能降低周圍氣溫約 1°C ，且降溫效果可延伸至公園邊界外數百公尺。Santamouris (2014) 的研究進一步指出，大型都市綠地在極端高溫條件下可降低環境溫度達 $2\text{--}8^{\circ}\text{C}$ 。水體的熱調節功能同樣重要。水的高熱容量使其能緩解溫度波動，提供穩定的微氣候調節效果。Gunawardena et al. (2017) 的研究發現，結合植被與水體的 GI 系統，其降溫效益比單一綠色基盤設施提升 20-40%。這種協同效應在高溫高濕的亞熱帶氣候條件下尤其顯著。

GI 透過多重機制改善都市空氣品質。植物能吸收氣態污染物並攔截懸浮微粒。Nowak et al. (2006) 針對美國 55 個城市的研究顯示，都市樹木每年可移除約 711,000 公噸的空氣污染物。Li et al. (2023) 研究指出，綠色基盤設施對 $\text{PM}_{2.5}$ 的分散效應在不同道路類型中存在差異，在開放道路上凹形綠色基盤設施可有效減少機動車道的 $\text{PM}_{2.5}$ 聚集，而在街道峽谷中綠屋頂和綠牆則更有利於降低通勤者的 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露。值得注意的是，GI 的空氣淨化效益具有空間變異性。在通風良好的區域，植被的污染物去除效率較高；而在街道峽谷等通風不良處，不當的植栽配置可能阻礙



空氣流通，反而加劇局部污染 (Vos et al., 2013)。GI 亦提供重要的文化生態系統服務。都市綠地與居民身心健康密切相關，能減少壓力、促進體能活動並增進社會互動 (Lee & Maheswaran, 2011)。Van den Berg et al. (2010) 的研究顯示，接觸綠色空間能顯著降低壓力荷爾蒙皮質醇的濃度。經濟效益方面，鄰近 GI 的不動產價值通常較高。Gascon et al. (2016) 的系統性回顧發現，綠色空間可使周邊房產增值 4-15%。這種增值效應反映居民對 GI 提供的多重效益的認可，包括美學價值、微氣候改善和休憩機會等。

GI 的效益發揮需要系統性的規劃與設計。單一的綠色或藍色要素效果有限，但透過策略性的空間配置與功能整合，能產生顯著的協同效應。在本研究脈絡中，GI 不僅是都市降溫的工具，更是提升都市韌性、改善居民生活品質的關鍵基礎設施。透過整合土地利用變遷預測與多指標決策分析，可為 GI 的優化配置提供科學依據。

2.5 多功能綠色基盤設施規劃方法

當前 GI 規劃面臨的主要挑戰在於如何有效整合多維度效益並進行空間優化配置。許多城市的綠化計畫缺乏系統性的空間分析，導致資源配置效率不彰。Young (2011) 在評估美國城市植樹計畫時發現，成功的計畫需要制度化的管理架構、多元化的資金來源，以及長期維護的承諾。單純追求數量目標而忽略空間配置的合理性，可能加劇環境正義的問題。

面對 GI 規劃的複雜性，多指標分析 (Multi-Indicators Analysis, MIA) 提供了整合多元目標的有效工具。Langemeyer et al. (2016) 指出，MIA 能夠平衡技術嚴謹性與實務可操作性，同時保持決策過程的透明度。Norton et al. (2015) 開發了一個優先排序框架，整合熱脆弱性、現有綠覆率和實施可行性等因素，協助墨爾本市識別綠色基盤設施的優先配置區域。Meerow and Newell (2017) 提出的綠色基盤設施空間規劃 (GISP) 模型，是 MIA 在 GI 規劃的重要應用。該模型整合六項關鍵指標：雨洪管理、社會脆弱性、綠地可及性、空氣品質改善、都市熱島緩解和景觀連



接性。透過空間分析與利害關係人參與，GISP 能夠識別能產生多重效益的優先區位，為底特律市的綠色基盤設施規劃提供科學依據。

GI 的有效實施需要跨尺度的整合規劃策略。在區域尺度，需要識別和保護關鍵的生態核心區與廊道，維持景觀連接性 (Liquete et al., 2015)。Davies and Laforteza (2017) 強調，區域性的綠色基盤設施網絡規劃應該基於生態系統服務的供需分析，確保生態功能的完整性。在都市尺度，GI 應納入空間規劃體系中。新加坡的經驗顯示，透過法定規劃工具和開發管制，能有效推動全市性的綠化網絡建設 (Newman, 2014)。Davies et al. (2015) 的研究指出，將 GI 納入都市總體規劃需要跨部門協調機制，整合水資源、交通、土地使用等相關規劃。在社區和地塊尺度，需要詳細的設計準則和技術規範。Demuzere et al. (2014) 開發了評估 GI 微氣候效益的指標系統，為地方尺度的設計提供量化工具。成功的實施還需要社區參與和維護管理機制的建立 (Jerome, 2018)。

GI 的成功實施需要多方面的支持條件。首先是制度支持，包括明確的政策框架、法規工具和財務機制 (Matthews et al., 2015)。其次是技術能力，需要跨領域的專業知識整合，包括生態學、水文學、都市規劃和景觀設計等 (Kabisch et al., 2016)。第三是利害關係人的參與和協作，確保規劃過程的包容性和實施的可行性 (Frantzeskaki, 2019)。

在高密度的亞熱帶都市環境中，GI 的規劃需要因地制宜的策略。結合多指標分析方法，能夠有效評估不同 GI 配置方案的綜合效益，為決策提供科學支援。透過多尺度的整合規劃和跨部門協作，可望建立更具韌性和宜居性的都市環境。本研究將在此基礎上，發展適用於臺北市的 GI 優先配置分析架構。



第三章 研究方法

3.1 研究區域

臺北市位於臺灣北部，行政轄區面積約 271.8 平方公里，人口密度高達每平方公里 19,318 人，是臺灣政治、經濟、金融及文化中心。根據臺北市國土功能分區劃設說明書，臺北市土地利用現況呈現高度都市化特徵，依據 113 年國土利用調查成果顯示森林使用土地占 38 %、建築使用土地占 19.93 %、交通使用土地占 13.54 %、農業使用土地占 7.38 %，都市發展用地約占都市土地總面積 57.75 %。臺北市面臨嚴峻的氣候變遷挑戰，1923 年到 2022 年間全球年平均氣溫上升 1.2 度，但臺北溫度卻增加 1.8 度，升溫幅度遠超過全球平均，都市熱島效應使得盆地中心區及東區商圈因建築密集與高樓林立難以通風散熱，形成明顯的高溫熱區。

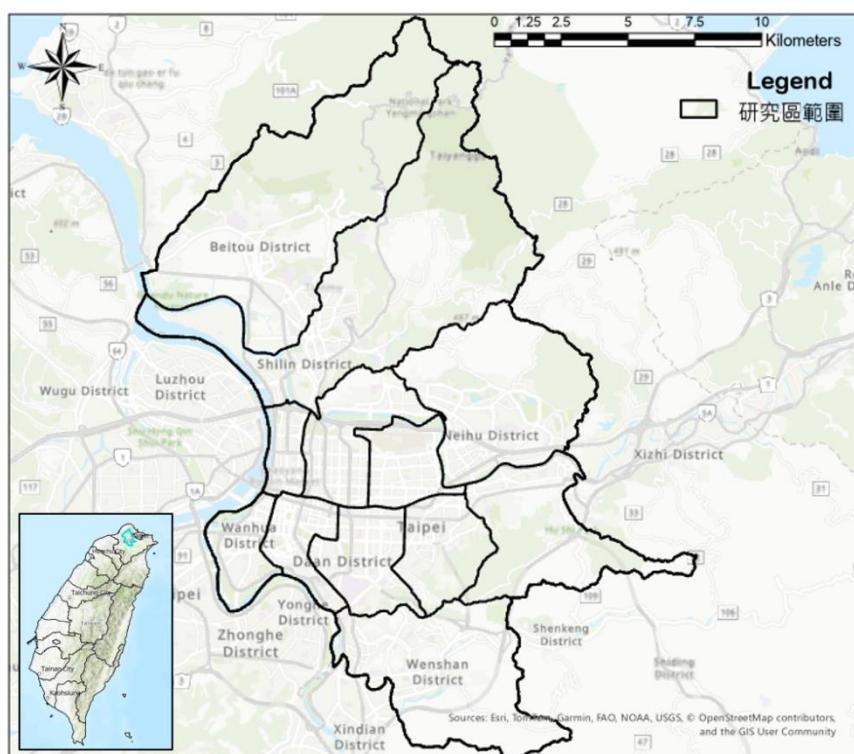


圖 3-1 研究區為臺灣臺北市

面對氣候變遷挑戰，臺北市政府於 2023 年提出「降溫城市計畫」，以「體感降溫 2°C」為核心目標，透過水綠降溫、通風散熱、遮蔭涼適及建築節能等四大策略，



推動密集綠覆固碳政策，目標新增改善 4% (約 72 公頃) 密集綠地，預計 2030 年減碳 26,550 公噸。具體措施包括推動綠容積率計算，以每 16 平方公尺種植 1 棵大型喬木方式增加綠化面積，並採取點狀改善公園綠地品質、線狀串連道路綠廊系統，以及面狀擴展河堤、高架道路及閒置空間綠化等策略。同時配合建築能效標章制度，要求新建建築達 1 級能效標準，以系統性方式提升都市環境品質並減緩熱島效應。

臺北市作為土地利用變遷研究區域具備顯著優勢，其高人口密度、集約土地利用模式代表亞洲高度都市化城市的典型特徵，Chen et al. (2019) 研究指出臺北市都市化模式與東京、首爾等亞洲巨型城市相似，具有研究代表性。臺北市面臨的都市熱島效應與氣候變遷挑戰反映全球城市共同面對的環境問題，Lin et al. (2022) 比較研究發現臺北市氣候變遷衝擊程度與曼谷、雅加達等東南亞城市相當，研究結果具備區域延伸性。此外，臺北市率先推動 2050 淨零排放目標，降溫城市計畫的實施政策參考自新加坡，Wang (2023) 評估亞洲城市氣候政策時將臺北市列為領先案例，顯示其政策創新具有示範價值。因此將臺北市作為研究區域不僅具備了進行土地利用變遷分析的良好條件，包括明確的變遷驅動力、明顯的空間異質性、完整的時序資料及多元的政策情境，其研究成果對於亞洲高都市化城市的綠色基盤設施規劃具有重要的理論意義和實踐價值，可為其他城市的永續發展提供科學依據和決策支援。

3.2 土地利用資料蒐集與分類

本研究採用多時期衛星影像進行土地利用分類分析，以探討研究區域內土地利用變化對都市熱環境的影響。在影像選擇上，本研究綜合考量影像品質、時間一致性以及雲遮罩覆蓋程度等關鍵因素，最終選定兩個時期的衛星影像資料進行分析。

針對 2000 年的歷史影像資料，本研究選用 Landsat 7 ETM+ 影像（影像編號：LE07_L1TP_117043_20000725），拍攝時間為 2000 年 7 月 25 日。選擇此影像的主要



要考量在於，當時尚未有 Sentinel-2 衛星系統運作，而 Landsat 7 ETM+為該時期最適合進行土地利用分類的中解析度光學衛星影像系統。該影像具有 30 公尺的空間解析度，雖然相較於現今的衛星影像解析度較低，但仍能提供研究區域完整且可靠的地表覆蓋資訊。更重要的是，經過篩選後發現該幅影像的雲遮罩覆蓋率在同時期影像中為最低，此特性對於確保分類結果的準確性具有關鍵性的影響。

對於 2024 年的現況影像資料，本研究採用 Sentinel-2 MSI 影像（影像編號：S2B_MSIL2A_20240214T022819），拍攝時間為 2024 年 2 月 14 日。Sentinel-2 衛星系統相較於 Landsat 系列具有顯著的技術優勢，其 10 公尺的空間解析度能夠提供更為細緻的土地利用分類效果。這項優勢在都市環境的應用中特別重要，因為都市地區的土地利用型態往往呈現高度的複雜性與破碎化特徵，較高的空間解析度有助於準確識別這些細微的土地利用差異。同時，該影像在研究時間範圍內同樣具有最少的雲遮罩覆蓋，確保分類分析結果的可靠性與完整性。

在土地利用分類系統的建立上，本研究根據研究目的以及影像解析度的技術限制，設計五種主要的土地利用分類類別。首先是荒地類別，此類別涵蓋未開發土地、裸露地表、施工中土地以及植被覆蓋稀疏的區域。其次為綠地類別，包含公園、綠地、都市森林、行道樹以及其他植被覆蓋密集的區域。第三類為道路，涵蓋各級道路、停車場、廣場等不透水人工鋪面。第四類為水體，包括河川、湖泊、池塘、運河等天然及人工水域。最後是建築類別，涵蓋住宅、商業建築、工業建築以及其他人工建築物。將農業用地歸為「荒地」而非「綠地」，是因為農地的降溫效果不穩定、缺乏遮蔭功能，且在都市規劃上受農業法規限制，難以轉換為都市綠地。此分類系統的設計充分考量都市環境中影響熱環境的主要因素，為後續的多情境分析提供紮實的基礎資料。

為確保分類結果的準確性，本研究採用目視判釋方式在各類土地利用類型中謹慎圈選代表性的訓練樣本。訓練樣本的選取過程遵循嚴格的標準，並輔以臺灣公開地形圖資料進行比對驗證，以提升訓練樣本選取的準確性。在選取過程中，首要考量為代表性原則，確保所選取的樣本能夠充分代表各類土地利用的光譜特徵變



異範圍。同時，訓練樣本的空間分佈需保持均勻性，涵蓋研究區域的不同地理位置，以避免因空間分佈不均而產生的分類偏差。此外，為確保分類的精確性，本研究特別注意避免選取混合土地利用類型的像元作為訓練樣本，僅選擇類型純淨的區域。最後，考量到多時期分析的需求，訓練樣本的選取也確保時間一致性，即確認所選樣本在 2000 年與 2024 年兩個時期的土地利用類型保持相同，以維持分類結果的可比較性。

在分類演算法的選擇上，本研究採用支援向量機（Support Vector Machine, SVM）進行監督式分類。SVM 演算法在遙測影像分類領域已被證實具有多項優勢。首先，該演算法在處理高維度光譜資料時展現出優異的分類效果，能夠有效處理 Landsat 和 Sentinel-2 影像的多光譜特性。其次，SVM 具有強大的泛化能力，即使在訓練樣本數量有限的情況下，仍能維持良好的分類表現，這對於某些難以獲得大量訓練樣本的土地利用類型特別重要。再者，SVM 對於資料中的雜訊具有較強的容忍度，在複雜的都市環境中能夠維持穩定的分類結果，不易受到混合像元或邊界效應的影響。

在 SVM 分類參數的設定方面，本研究選用徑向基函數（Radial Basis Function, RBF）作為核函數，此函數能夠有效處理非線性可分的分類問題，特別適合都市環境中複雜的土地利用模式。為確保各類別間的樣本數量平衡，避免因樣本數量差異導致的分類偏差，本研究將每類訓練樣本的最大數量設定為 500 個像元。此設定不僅能夠維持類別間的平衡性，同時也能在計算效率與分類準確度之間取得適當的平衡。在模型驗證方面，採用留一交叉驗證（Leave-One-Out Cross-Validation）方法，此方法能夠充分利用有限的訓練樣本進行模型評估，提供更為穩健的分類結果。

分類完成後，本研究採用多項指標對分類結果進行全面的準確度評估。整體準確度（Overall Accuracy）作為最直觀的評估指標，反映正確分類像元數與總像元數的比例，提供分類結果的整體表現概況。生產者準確度（Producer's Accuracy）則從地面實況的角度評估各類別被正確分類的比例，有助於了解遺漏誤差的程度。使用



者準確度（User's Accuracy）從分類結果的角度評估各類別分類的可靠性，反映了誤授誤差的情況。此外，本研究也計算 Kappa 系數，此指標考慮偶然一致性的影響，提供更為嚴格的分類準確度評估。透過混淆矩陣（Confusion Matrix）的詳細分析，本研究能夠識別各類別間的分類錯誤模式，了解哪些類別容易產生混淆，並據以調整分類策略或增加訓練樣本以改善分類結果。

經過上述嚴謹的分類流程所產生的土地利用分類圖，將作為後續多情境分析和多指標空間分析的基礎資料。這些分類結果不僅提供了研究區域土地利用的現況資訊，更重要的是能夠揭示 2000 年至 2024 年間的土地利用變化趨勢，為制定有效的綠色基盤設施配置策略提供重要的空間資訊支撐。透過這些詳細的土地利用資訊，研究能夠更準確地評估不同土地利用類型對都市熱環境的影響，進而提出具有針對性的改善建議。

本研究另外使用的土地利用數據來源為國家土地測繪中心於 2008 年與 2018 年所收集之土地利用調查資料。為有效進行土地利用變遷分析，本研究將原始土地利用分類重新整合成五個主要類別，分別是荒地(包含農地、礦地及其他未利用土地)、綠地、道路、水體以及建地。透過將土地利用資料轉換為網格化數據進行分析，以提供更細緻的土地利用變遷空間資訊。本研究已將不同年度之土地利用圖透過統一網格 100 公尺*100 公尺與範圍處理，將總面積誤差控制於 1% 以內，確保時空變遷分析之可比性。100 公尺網格大小約相當於一個都市街廓的尺度，能夠捕捉都市環境的空間異質性，同時保持計算效率。此尺度介於微觀（建築物層級）與巨觀（行政區層級）之間，適合進行都市規劃層級的分析。

3.3 土地利用變遷模擬

3.3.1 Land change modeler 模式原理

Land change modeler (LCM) 模式由 Eastman (2006) 所開發，是一個以經驗參數化為基礎的土地變遷投影工具，旨在支援各種土地規劃。該模式透過對過去土地覆蓋變化的分析，建立土地覆蓋轉換與一組解釋變數之間的經驗模型，再以此



經驗模型以及從馬爾克夫鏈分析中推導出的變化量預測未來的土地變化。最終所產生的結果是一種在未經主觀干預下所得到的「按現狀運作」預測情境，通常被稱為基線發展（BAU）情境 (Olmedo et al., 2018)。

馬爾克夫鏈

馬爾克夫鏈透過對兩幅地圖 (t_0 至 t_1) 中的土地利用類別進行交叉製表，計算過渡區域矩陣和過渡機率矩陣，這兩幅地圖代表校準階段的土地利用變化 (LUCC)，從而預測模擬階段 (t_1 至 t_2) 的估計變化和持久性。馬爾克夫機率矩陣計算每個土地覆蓋 (Land Use Cover, LUC) 類別 (行) 轉變為另一個類別 (列中不同的 LUC) 或持續存在 (列中相同的 LUC) 的機率。主要類別位於行中，需求類別位於列中。馬爾可夫矩陣被整合到各種 LUC 模型中，這使得它在土地變化建模領域得到廣泛的應用。

為了評估 LUCC，校準期 t_0-t_1 的轉換矩陣是透過疊加 t_0 和 t_1 時期的兩張 LUCC 圖獲得 (圖 3-2)。該矩陣顯示了每次轉換的面積，可以轉換為整個週期 (T) 的馬爾克夫鏈機率矩陣，其中每個像元的值使用各行面積之和 (t_0 時期各類別的總面積) 進行歸一化。此馬爾克夫矩陣表示各類別轉換為另一個類別或保持不變的比例 (矩陣的對角線)，由於通常希望使用與原始週期 T 不同的時間路徑來預測未來，因此將轉換機率矩陣轉換為年度矩陣，如式 1 所示 (Takada et al., 2010)：

$$A = H \begin{pmatrix} (\lambda_1)^{1/t} & 0 \\ 0 & (\lambda_n)^{1/t} \end{pmatrix} H^{-1} \quad \text{式 2}$$



其中 A 為年度矩陣， t 為年數， H 為原始轉移矩陣的特徵向量， λ_i 為原始轉移矩陣的第 i 個特徵值。年度轉移矩陣也可以透過產生三個涵蓋預測時間段的轉移矩陣來獲得。透過對原始矩陣進行冪運算，然後使用二次迴歸模型擬合三個不同日期中相同轉移的機率值 (Mas et al., 2014)。

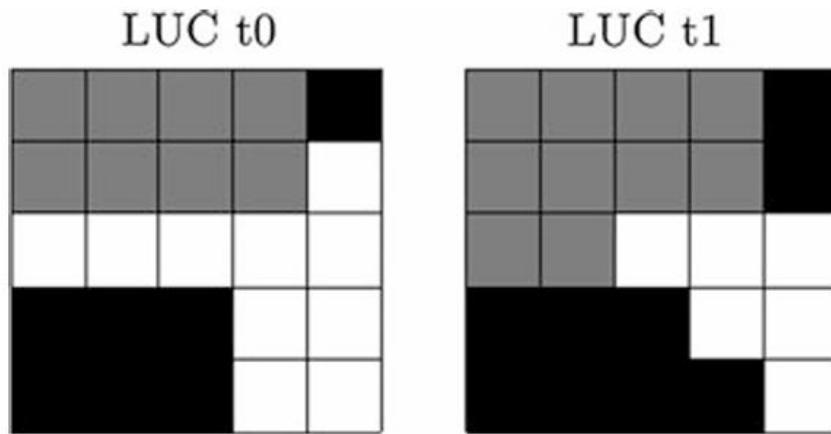


圖 3-2 過渡矩陣透過疊加 t_0 和 t_1 LUC 圖來轉換

3.3.2 模式架構

本研究使用 Terrset 軟體的 LCM (Land Change Modeler) 模式進行土地利用變遷模擬，其方法整合兩大階段：模型訓練 (Training) 與情境模擬 (Simulation)。在模型訓練階段，LCM 透過分析歷史期間內每種土地覆蓋轉換類別，計算出已轉換像元 (變遷像元) 和有可能但未發生轉換的像元 (持續像元) 數量，藉此建立模型訓練樣本。在情境模擬階段，LCM 分為三個步驟進行：首先建立轉換潛勢圖，評估每個像元進行土地轉換的相對可能性，此潛勢數值介於 0 至 1 之間。第二步驟則是透過馬爾克夫分析 (Markov Chain) 估算未來土地覆蓋轉換的數量，假設轉換速率在預測期間內保持穩定，利用歷史兩期土地利用資料建立轉換機率矩陣，並依據預測時間與訓練時期的倍數關係計算新的轉換機率矩陣。若預測時間非訓練時期的整數倍，則以二次回歸插值法推算各轉換機率，藉此確定未來轉換的數量。最後一步則根據預測的轉換數量與轉換潛勢圖進行空間配置，採用貪婪選擇演算法，以最高轉換潛勢的像元優先配置轉換。由於像元可能被多個轉換類別同時選取，因此會根據最高邊際轉換潛勢進行競爭配置，直到滿足所有轉換類別的預期數量。

選用 2000-2008 年與 2008-2018 年兩個時期進行土地利用變化分析。此時期劃分考量以下因素：



1. 資料可獲得性：確保各時期都有品質良好的衛星影像資料
2. 都市發展階段：2000-2008年為臺北市快速都市化階段，2008-2018年為都市發展相對穩定階段
3. 政策影響：不同時期的都市計畫政策對土地利用變化的影響

3.3.3 土地利用驅動因子與適宜性地圖

在土地利用變化模擬中，驅動因子的選擇與空間化處理是影響模型準確度的關鍵因素。本研究根據文獻回顧與研究區域特性，選定六項主要驅動因子進行分析。

首先是道路可及性因子，這是影響土地利用變化的重要驅動力之一。隨著大規模的都市成長改變了城市的水文循環，導致更大更快的逕流產生，道路系統的發展往往成為引導都市擴張方向的關鍵要素。過去研究顯示，距離主要道路越近的地區，越容易發生土地利用轉換，特別是從自然土地轉換為都市用地的過程更為明顯。道路系統不僅提供交通便利性，更直接影響土地的開發潛力和經濟價值。本研究之道路距離計算參考自臺北市數位發展部 2014-2016 年「臺北市區道路資料測繪調查及建置（寬度超過 8 公尺道路）」資料，該資料集完整涵蓋研究區域內的主要道路系統，為分析道路可及性對土地利用變化的影響提供了可靠的空間資訊基礎。

河流系統作為第二個重要驅動因子，對土地利用變化展現出雙重影響特性。河流一方面提供寶貴的水資源並創造優美的濱水環境，往往吸引住宅和商業發展的聚集；另一方面，河流也可能帶來洪水風險，對某些類型的土地利用形成限制。回顧臺北市的發展歷史，河流系統始終是重要的空間結構元素，深刻影響著都市發展的方向和密度分布。本研究採用 2020 年內政地理資訊圖資雲整合資訊平台提供的「市轄河川主流及支流位置及名稱」資料，該資料詳細記錄研究區域內的河川系統



分布，為評估河流對土地利用變化的影響提供準確的空間參考。

地形坡度作為自然環境的基礎條件，是影響土地利用適宜性的重要因子。都市生態系統所提供的調節服務，包括溫度控制、空氣品質維護和雨水管理等功能，都與地形坡度密切相關，坡度直接影響這些生態系統服務的提供能力。一般而言，平坦地區較適合建築開發，而坡度較陡的地區則較適合保持為綠地或自然植被，以維持生態系統功能的完整性。在土地利用變化模型（LCM）的相關研究中，坡度經常被證實為解釋土地利用轉換機率的重要變數。本研究的坡度資料來源於 2008 年內政部發布的 100 公尺網格數值地形模型（DEM）資料，該資料提供研究區域詳細的地形起伏資訊，為分析地形條件對土地利用變化的限制作用提供重要基礎。

軌道運輸系統對都市土地利用的影響日益顯著，其中鐵路系統作為大眾運輸的重要組成部分，對土地利用變化具有深遠影響。鐵路沿線地區通常展現較高的開發潛力，特別是在車站周邊地區往往形成高密度的商業與住宅混合區。在國內外的土地利用變化模擬研究中，距離鐵路的遠近經常被用作解釋都市發展密度變化的重要因子。本研究採用 2017 年內政地理資訊圖資雲整合資訊平台提供的「臺灣地區交通路網數值圖資料檔」中的鐵路路網資料，該資料完整記錄研究區域內的鐵路系統分布情況。

捷運系統作為臺北市最重要的大眾運輸骨幹，對土地利用變化的影響尤其顯著。捷運具有運量大、快速便捷的特性，其建設往往成為引導都市發展方向的強力驅動因子，促使形成以捷運站為中心的高密度開發模式。相關研究一致顯示，捷運可及性是解釋臺北市土地利用變化的關鍵因子之一。為了充分反映捷運系統擴建對土地利用變化的動態影響，本研究分別使用 2008 年和 2018 年內政地理資訊圖資雲整合資訊平台提供的「臺灣地區交通路網數值圖資料檔」中的捷運路網資料，透過比較不同時期的捷運路網分布，能夠更準確地捕捉捷運系統發展對周邊土地利用轉換的促進作用。

最後，Evidence Likelihood 土地利用圖作為反映歷史土地利用模式的重要變數，其基於歷史土地利用空間分布，分析各類土地利用在不同空間位置出現的機率分



布。此變數充分考量土地利用的空間自相關性和路徑依賴性特徵，是 LCM 模型中不可或缺的重要組成部分。為了確保模擬的時效性與準確性，本研究在 2000-2008 年模擬期間使用 2008 年的土地利用資料，而在 2008-2018 年模擬期間則採用 2018 年的資料，以反映各時期最新的土地利用空間分佈模式。

在驅動因子的空間化處理方面，所有距離變數均採用歐氏距離（Euclidean Distance）計算方法，以公尺為單位進行量測。為了符合 TerrSet LCM 模型的輸入格式要求，需要將連續的距離資料重新分級為 byte type 格式。具體的計算過程首先將各項向量格式的基礎設施資料轉換為網格格式，然後計算研究區域內各像元到最近基礎設施的直線距離。接著採用等間距分級方法，將連續的距離值重新分級為 10 個等級（1-10），確保各級距範圍相等，既保留距離資訊的相對差異，又符合模型的輸入要求。這樣的處理方式不僅滿足技術需求，也保證各驅動因子在模型中的可比較性。

多層感知機回歸

多層感知機 (Multilayer Perceptron, MLP) 由 Rumelhart et al. (1986) 提出，是最常用的人工神經網絡 (Artificial Neural Network, ANN) 之一。是一種前饋神經網絡，被廣泛應用於模式識別和預測建模中。在土地變化模型中，MLP 用作適宜性評估的方法，以量化不同驅動因子對土地利用類型變化的影響。這種模型能夠自動學習隱藏在數據中的複雜非線性關係，適應土地利用變化的特徵。訓練過程中同時提供準確度 (Accuracy) 與技能測度 (Skill measure) 兩種衡量指標。準確率透過將訓練樣本隨機分為訓練與驗證集後，評估模型對驗證樣本分類的正確程度，根據 Eastman (2006) 的建議，準確率達到約 80% 較可被接受。技巧值則用來比較模型的預測結果與基準情況之間的差距，通常用於評估模型的改進幅度。技巧值的合理範圍取決於基準模型的效能，良好的技巧值通常應該大於 0，表示模型的預測性能優於基準情況。一般來說，技巧值在 0.2 到 0.6 之間被認為是良好的效果，而高於 0.6 則表示模型預測的準確性非常高。

本研究於 MLP 的輸入包括 6 種驅動因子的數據，通過隱藏層的數學運算最



終輸出為不同轉移子模型的適宜性轉換率，此過程為研究人員提供對未來土地變化的深入見解，有助於制定相應的土地規劃策略。

3.3.4 土地利用情境預測

為了預測未來 2030 年臺北市不同的土地利用情況，本研究基於 Land Change Modeler 模型設定三種土地利用變化情境，透過不同的轉換子模型組合，模擬不同政策導向下的土地利用變遷趨勢。情境設定參考 Pontius Jr et al. (2008) 提出的土地利用變遷情境分析框架，並結合亞洲城市土地利用變遷研究的實證經驗。本研究設定的三種情境分別代表不同的都市發展政策取向：

情境一（基線發展情境，Business-as-Usual Scenario）：允許研究區域內轉換用地類別無特定限制，反映自然發展趨勢下的土地利用變遷模式，此設定方式與 Liu et al. (2017) 在中國大陸城市群土地利用變遷研究中採用的基線情境相似，能夠反映在既有政策框架下的土地利用自然演替趨勢。

情境二（都市化發展情境，Urban Development Scenario）：僅允許轉換為建築用地（urban buildings）的土地利用變化，模擬在都市化優先政策下的土地利用配置，此情境設計參考 Song et al. (2021) 針對亞洲快速都市化地區的研究，強調都市擴張對土地利用變遷的主導作用。

情境三（環境保護發展情境，Protect Scenario）：僅允許轉換為綠地（green）的土地利用變化，模擬在環境保護優先政策下的土地利用配置，此情境呼應當前全球綠色城市發展趨勢。根據下表所示，2000-2008 年期間包含 8 個土地利用轉換類別，而 2008-2018 年期間則包含 7 個轉換類別（缺少 road→green），顯示不同時期土地利用變遷的複雜性。

1. 基線發展情境下，所有轉換類別均被納入模型運算，包括 wasteland 轉換為 green 或 urban buildings、green 轉換為 wasteland 或 urban buildings、road 轉換為 urban buildings，以及 urban buildings 轉換為 green 或 road 等。

2. 都市化發展情境則僅保留結果為 urban buildings 的轉換類別，包括 wasteland→urban buildings、green→urban buildings 及 road→urban buildings 等轉



換類型。

3. 環境保護發展情境僅保留結果為 green 的轉換類別，主要包括 wasteland→green 及 urban buildings→green 等轉換類型。

表 3-1 LCM 轉移子模型 (Transition sub-model)

From	to	Transition sub-model
wasteland	green	protect
wasteland	urban buildings	urban development
green	wasteland	All
green	urban buildings	urban development
road	urban buildings	urban development
road	green	protect
urban buildings	road	All
urban buildings	green	protect

3.3.5 土地利用模式驗證

土地利用模式的驗證通常透過重現歷史土地利用變遷情境，將模擬產生之上地利用圖與真實地圖進行比對，以評估模式之效能。土地模擬驗證主要聚焦於兩個重點：土地利用各類別的數量吻合度與土地利用的空間分布正確性。常用的驗證指標包括 Kappa 一致性指標 (Kappa Index of Agreement, KIA)、FOM 指數 (Figure of Merits) 及總誤差。其中，本研究採用 Kappa 一致性指標 (KIA) 進行土地變遷模式模擬驗證。

Kappa 指數的計算是基於兩張土地利用地圖（模擬圖與真實圖）的列聯表進行，如表所示。設土地利用類別以 $i, j = 1, 2, \dots, c$ 表示，則表格中 $p(a=i \wedge s=j)$ 表示真實地圖 (A) 為土地利用類別 i 而且在模擬地圖 (S) 為土地利用類別 j 的比例 (Van Vliet et al., 2011)。



表 3-2 真實與模擬土地利用類別比較表 (contingency table)

		模擬類別			真實總和
		1	2	c	
真實 類別	1	$p(a = 1 \wedge s = 1)$	$p(a = 1 \wedge s = 2)$	$p(a = 1 \wedge s = c)$	$p(a = 1)$
	2	$p(a = 2 \wedge s = 1)$	$p(a = 2 \wedge s = 2)$	$p(a = 2 \wedge s = c)$	$p(a = 2)$
	c	$p(a = c \wedge s = 1)$	$p(a = c \wedge s = 2)$	$p(a = c \wedge s = c)$	$p(a = c)$
模擬總和		$p(s = 1)$	$p(s = 2)$	$p(s = c)$	1

表中對角線上的位置 $p(a = i \wedge s = i)$ 表示在兩個地圖中相同土地利用的網格比例，每種土地利用的總和可得兩者一致的比例，觀測正確率表示為 p_0 。表格中 $p(a = i)$ 和 $p(s = i)$ 分別表示實際地圖 A 和模擬地圖 S 中土地利用為 i 的比例，可在隨機機率的情況下的期望正確率 pe 。

Kappa 指數 (KIA) 公式表示如式 2-4：

$$p_0 = \sum_{i=1}^c p(a = i \wedge s = i) \quad \text{式 2}$$

$$pe = \sum_{i=1}^c p(a = i) \cdot p(s = i) \quad \text{式 3}$$

$$\kappa = \frac{p_0 - pe}{1 - pe} \quad \text{式 4}$$

當兩張土地利用圖完全相同時，Kappa 指數為 1。根據 Landis 與 Koch (1977) 所提出的標準，當 Kappa 指數大於 0.8 時，表示一致性極佳；介於 0.6 至 0.8 之間為可接受的一致性；若低於 0.4 則表示一致性較差。



3.4 綠色基盤設施效益之多指標空間分析計算與標準化

本研究採用多指標空間分析方法，評估臺北市綠色基盤設施的設置優先性。分析架構包含五項關鍵指標：都市熱島效應、空氣品質、社會脆弱性、綠地可及性及景觀連結性。所有空間分析計算均透過 ArcGIS Pro 軟體完成，將各指標圖層的數值 (VALUE) 依據其數值分布，從低到高分為 1-10 級分，分數愈高代表該區域愈需要優先設置綠色基盤設施。在標準化過程中，熱緩解指數(Heat Mitigation, HM) 和景觀連結性指標採用反向標準化，其餘指標 (空氣品質、社會脆弱性、綠地可及性)皆採用正向標準化。為確保空間分析的一致性，所有向量資料均轉換為 100 公尺×100 公尺的網格單元進行計算。

都市熱島效應、綠地可及性及景觀連結性三項指標採用 2030 年土地利用預測的三種情境 (基線發展、都市化發展、環境保護發展)，賦予本研究預測未來發展的能力。而空氣品質與社會脆弱性指標則使用現有資料進行分析。此研究設計雖存在時間序列的資料侷限性，但考量本研究重點在於減緩都市熱島效應的效益評估，此限制對整體研究結果的影響有限。

3.4.1 都市熱島指標

InVEST Urban Cooling 模型介紹

本研究採用 InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs) Urban Cooling 模型評估都市熱島效應。InVEST 是由自然資本計畫 (Natural Capital Project) 開發的生態系統服務評估工具套件，其中 Urban Cooling 模型專門用於量化都市綠地的降溫效益 (Hamel et al., 2024)。該模型基於三個關鍵的生物物理機制來估算降溫能力：樹木遮蔭 (tree shade)、蒸發散作用(evapotranspiration) 以及反照率 (albedo)。多項研究已證實 InVEST Urban Cooling 模型在評估都市熱緩解能力的有效性。模型產生的熱緩解指標能夠解釋地表溫度變異的 48% 至 64%， R^2 值隨城市而異，在地表溫度變化範圍較大的城市中相關性更強 (Zawadzka et al., 2021)。此外，在瑞士洛桑的研究發現，經過校正的 Urban Cooling 模型在空間估算空氣溫度



方面優於基於衛星數據的空間回歸方法 (Bosch et al., 2021) 。

模型計算原理與指標說明

InVEST urban cooling 模型基於熱量平衡原理，透過計算不同土地覆蓋類型的遮蔭因子 (Shade Factor)、蒸散發指數 (Evapotranspiration Index, ETI) 及反照率 (Albedo) 等物理參數得到每個像元的降溫能力指數 (Cooling Capacity Index, CC)，量化其對局部氣溫的調節效果。遮蔭因子代表各土地利用類別中樹冠覆蓋的比例，數值介於 0 到 1 之間。蒸發散指數為標準化後的潛在蒸散量。反照率表示各土地利用類別反射太陽輻射的比例，數值介於 0 到 1 之間。本研究參考使用者手冊設定遮蔭權重為 0.6、蒸發散權重為 0.2、反照率權重為 0.2。模型主要產出兩個關鍵指標：熱緩解指標 (Heat Mitigation, HM) 和空氣溫度推估 (Air Temperature)。熱緩解指標反映各土地覆蓋類型相對於無植被覆蓋區域的降溫能力，數值越高表示降溫效果越佳；空氣溫度推估則基於土地表面溫度、距離最近綠地的遠近及局部氣候條件，推算各網格的實際空氣溫度 (Longato et al., 2021)。

蒸散發指數計算公式如式 5：

$$ETI = (K_c \times ET0) / ETmax \quad \text{式 5}$$

其中 K_c 為作物係數， $ET0$ 為參考蒸發散量， $ETmax$ 為最大蒸發散量。

降溫能力指數計算公式如式 6：

$$CC_i = 0.6 \cdot shade + 0.2 \cdot albedo + 0.2 \cdot ETI \quad \text{式 6}$$

熱緩解指標的計算公式如式 7：

$$HM = 1 - (T_{air,max} - T_{air,i}) / (T_{air,max} - T_{air,min}) \quad \text{式 7}$$

其中 $T_{air,I}$ 為格網 i 的空氣溫度， $T_{air,max}$ 和 $T_{air,min}$ 分別為研究區域內的最高和最低空氣溫度。空氣溫度推估則考慮土地覆蓋的冷卻指數(cooling capacity)



index)和距離衰減函數，計算公式如式 8：

$$T_{air} = T_{ref} + \sum(CC_i \times K(d_i, search_radius))$$

式 8

其中 T_{ref} 為參考溫度， CC_i 為土地覆蓋類型 I 的冷卻指數， K 為距離衰減核函數， d_i 為至土地覆蓋類型 I 的距離。

熱緩解指標 (Heat Mitigation, HM) 的計算考慮了大型綠地 (≥ 2 公頃) 對周邊地區的降溫效應。根據研究文獻，當像元不受大型綠地影響時，HM 等於 CC 指數；當像元周圍存在大型綠地時，HM 採用距離加權平均的方式計算。HM 的數值範圍為 0 到 1，其中 0 表示該格點沒有熱緩解效果，1 表示都市熱島效應被完全緩解。

本研究將 InVEST urban cooling 模型計算得出的熱緩解指標與空氣溫度推估值進行整合。具體方法為：將兩項指標分別採用 Equal Interval 方法分為 10 級，再將分級結果相加平均，作為最終的都市熱島效應指標。此整合方法有其合理性，根據研究顯示整合多個熱指標（如地表溫度、空氣溫度、露點溫度等）能夠更全面地理解都市熱島效應的時空模式和驅動因素。此外，美國環保署指出，結合地表溫度和空氣溫度監測數據能提供最完整的城市熱島影像。由於僅考慮日間情境，因此未納入建築強度 (Building Intensity) 參數，該參數主要用於夜間溫度的模擬。

3.4.2 空氣品質指標

空氣品質指標的建立基於環境部監測資訊司空氣品質監測網及臺北市政府環境保護局 112 年空氣品質監測報告的數據。本研究採用臺北市境內 12 個空氣品質監測站的資料，包括：大安站、大直站、中正站、內湖站、木柵站、信義站、南港站、天母站、延平站、向陽站、承德站及中北站。選取 $PM_{2.5}$ 與 O_3 (8 小時平均值) 作為空氣品質評估指標，兩者皆採用年平均濃度數據。透過經驗貝氏克利金法 (Empirical Bayesian Kriging) 進行空間內插，產生覆蓋整個臺北市的連續面資料。此內插方法能夠考慮空間自相關性，提供較為準確的空間預測結果。將 $PM_{2.5}$ 與 O_3 的空間分布圖層分別採用幾何間隔 (Geometric Interval) 方法分為 10 級，再將兩項



指標的分級結果相加平均，得出綜合空氣品質指標。最後將向量圖層轉換為 100 公尺 × 100 公尺的網格資料，以確保與其他指標的空間解析度一致。

3.4.3 社會脆弱性指標

社會脆弱性指標旨在識別對環境壓力較為敏感的人群分布。本研究從內政部社會經濟資料服務平台取得臺北市各村里的相關資料，選取三項關鍵參數：

1. 人口密度：反映人口聚集程度，密度越高的地區受都市熱島影響的人數越多。
2. 高齡化人口數：指 65 歲以上人口數量，老年人對高溫的生理調節能力較弱，屬於熱脆弱族群。
3. 中低收入人口數：經濟弱勢群體在面對極端高溫時，較缺乏調適資源（如空調設備），因此脆弱度較高。

高齡化人口是熱健康風險評估的重要暴露指標，老年人比例則代表脆弱性 (Fastl et al., 2024; Meade et al., 2020)。研究發現男性、老年人或中低社會經濟地位者是因高溫而住院的預測因子 (Pillai et al., 2014)。此外，研究強調貧困和劣質住房條件會加劇熱相關死亡率，主要是由於低收入社區不成比例的暴露程度，這些社區的綠化空間有限 (Hoffman et al., 2020)。

將三項參數分別採用自然斷點法 (Natural Breaks) 進行分級，此方法能夠根據數據的自然分組特徵進行分類，最大化組間差異、最小化組內差異 (Jenks, 1967)。將三項指標的分級結果相加平均後，得出綜合社會脆弱性指標，此整合方法在多指標決策分析中廣泛使用，Equal Weight (EW) 方法是一種中立的準則權重方法，當缺乏利害關係人意見或需要避免主觀偏見時特別適用 (Odu, 2019; van Til et al., 2014)。最後將各個社會脆弱性指標的向量資料轉換為 100 公尺 × 100 公尺網格，以利後續的空間分析。

3.4.4 綠地可及性指標

綠地可及性反映居民接近綠色空間的便利程度，是評估綠色基盤設施服務效



能的重要指標。本研究採用 2030 年土地利用預測的三種發展情境（基線發展、都市化發展、環境保護發展），具有前瞻性的規劃意義。計算步驟如下：

1. 從 2030 年土地利用圖層中，透過網格計算器 (Raster Calculator) 的條件函數 (Con) 提取綠地和水體網格，將其他土地利用類別設定為 0，產生 2030 年綠色基盤設施分布圖。
2. 計算歐氏距離 (Euclidean Distance)，空間解析度設定為 100 公尺，最遠計算距離設定為 1000 公尺。此距離閾值考慮步行可及性，超過 1000 公尺的距離對日常使用的可及性影響有限。
3. 將距離值採用等距法 (Equal Interval) 分為 1-10 級，距離越近者級數越低，代表綠地可及性越好，該區域設置額外綠色基盤設施的需求相對較低。

3.4.5 景觀連結性指標

景觀連結性評估綠色空間的空間連續性和完整性，對於維持都市生態系統功能具有重要意義。本指標同樣採用 2030 年三種土地利用發展情境進行評估。計算方法：

1. 採用與綠地可及性相同的方法，從 2030 年土地利用圖層中提取綠地和水體網格作為綠色基盤設施。
2. 運用焦點統計 (Focal Statistics) 工具進行計算，設定分析視窗為 3×3 (即分析每個像元周圍 8 個鄰近像元)，統計類型選擇平均值 (Mean)。此方法能夠量化每個位置周圍綠色空間的密度。
3. 將焦點統計結果採用等距法分為 1-10 級。由於景觀連結性越高的區域，其生態功能越完善，新增綠色基盤設施的迫切性相對較低，因此需進行反向標準化。

3.4.6 權重情境設定假設

本研究採用兩種權重情境設定方式：(1) 等權重情境：各指標權重均為 0.2；(2) 都市熱島優先情境：都市熱島指標權重為 0.4，其餘四項指標（空氣品質、社會脆弱性、綠地可及性、景觀連結性）權重各為 0.15。在多指標決策分析中，權重敏



感度分析是評估決策穩健性的重要方法。Chen et al. (2010) 指出透過多種權重情境進行敏感度分析，能夠了解權重變化對空間決策結果的影響，並提升決策的可靠性。此外，情境規劃與多指標決策分析的整合已被證實是處理不確定性的有效方法，特別適用於缺乏專家共識或需要探索不同政策偏好的情況 (Montibeller & Franco, 2011; Stewart et al., 2013)。

在都市規劃領域，多項研究採用權重情境分析來評估不同發展策略。研究顯示，在規劃過程的早期階段，當需要識別發展選項時，簡化的方法（如等權重）可能就足夠。而當需要更精確的空間決策時，考慮多種權重情境能提供更全面的分析結果 (Mecca, 2023)。

等權重情境

加權線性總和方法假設每個準則提供獨立證據，此方法在實務上被廣泛使用。當缺乏利害關係人意見或需要避免主觀偏見時，等權重方法提供一個中立的起點。研究顯示，等權重方法特別適用於土地利用和都市規劃議題，能夠在初期分析階段提供客觀的評估基礎。

強調都市熱島情境

將都市熱島指標的權重提高至 0.4 具有充分的政策與科學依據。Zander et al. (2025) 發現在都市規劃優先事項中，熱緩解被列為第三重要的議題，僅次於健康安全和經濟發展。此外，氣候行動計畫和政策倡議經常優先考慮緩解策略，作為實現長期永續目標的手段 (Aboagye & Sharifi, 2024)。Turek-Hankins et al. (2021) 強調，由於全球暖化和都市熱島效應的交互作用，都市熱適應策略應被視為優先事項。此外，Schwaab et al. (2021) 指出在處理多重目標時，某些策略（如增加樹木覆蓋）在減少熱壓力方面的效果是其他策略的四倍，充分證明優先考慮熱緩解的必要性。透過比較兩種權重情境的結果，本研究能夠評估決策的穩健性，並了解強調都市熱島緩解對整體空間配置的影響。此方法符合當代都市規劃強調多元價值和避免單一決策偏見的趨勢。

第四章 結果與討論



本研究結果包含四部分，LCM 土地利用三種情境設定預測 2030 年結果、GI 各效益指標結果，兩種權重情境設定假設的綠色基盤設施優先設置位置以及後續未來政策意涵和都市規劃之討論。

4.1 土地利用分類

本研究選取 2000、2008、2018 及 2024 年四個時期的土地利用資料，以分析臺北市土地利用變遷情形。考量資料的可得性與一致性，2008 年與 2018 年採用國土利用調查成果，2000 年與 2024 年則透過衛星影像分類方法補充。為確保不同資料來源的可比較性，本研究將原始國土利用調查的九大分類（附錄 1）重新整併為五大類別：荒地（包含農業使用土地、礦鹽使用土地與其他使用土地）、綠地（森林使用土地與遊憩使用土地）、道路（交通使用土地）、水體（水利使用土地）以及建築（建築使用土地與公共使用土地）。

分類準確度評估

為驗證衛星影像分類的可靠性，本研究以 2018 年 Sentinel-2 衛星影像分類結果與同年度國土利用調查資料進行交叉驗證。如圖 4-2 所示，混淆矩陣顯示整體分類準確度為 61.49%，Kappa 系數為 0.455。各類別的分類表現存在差異：

1. 綠地類別表現最佳，使用者準確度達 78.40%，生產者準確度為 77.31%，顯示該類別的光譜特徵明顯，易於識別。
2. 建築類別次之，使用者準確度為 59.20%，生產者準確度為 56.06%，反映都市建成區的複雜性導致部分誤判。
3. 道路類別準確度較低，使用者準確度僅 32.14%，主要因為道路的線性特徵在中解析度影像中難以準確捕捉，且易與建築用地混淆。

根據 Congalton (1991) 的分類準確度評估標準，Kappa 值介於 0.4-0.6 之間屬



於中等一致性 (moderate agreement)，整體準確度超過 60 %在土地利用變遷研究中屬於可接受範圍 (Anderson, 1976)。此準確度水準與類似都市地區的遙測分類研究相符，如 Guzder-Williams et al. (2023) 在全球城市使用 Sentinel-2 影像的分類準確度為 71-86%。

土地利用結構分析

從圖 4-3 各年度土地利用面積統計可以清楚觀察到臺北市土地利用結構的特徵與演變趨勢。綠地資源始終是臺北市最主要的土地利用類型，在各年度均維持最高比例，面積約佔總面積的 40-50%，主要集中分布於陽明山國家公園及其周邊山區。這種以綠地為主的土地利用結構，充分反映臺北市獨特的盆地地形條件，周圍環繞的山地系統不僅限制都市發展的空間，同時也為城市保留了大面積的自然綠地資源。

在都市化發展方面，建築用地呈現持續且穩定的擴張趨勢。從 2000 年的約 6,000 公頃逐步增加至 2018 年的約 7,200 公頃，雖然 2024 年衛星影像分類結果顯示建築用地面積減少至約 5,000 公頃，但考量影像分類的限制與實際現況調查，2024 年建築用地實際面積應約為 7,200 多公頃，顯示都市建築密度持續維持在高水準。這種發展模式反映臺北市作為成熟都市的特徵，在有限的可開發空間內進行適度的都市更新與填充式開發。值得注意的是，綠地面積從 2000 年的約 13,000 公頃增加至 2024 年的約 15,000 公頃，顯示都市綠化政策的積極成效。與此同時，荒地面積（主要為農地）則呈現持續下降趨勢，從 2000 年的約 2,500 公頃減少至 2024 年的約 2,000 公頃，減少幅度達 20%。這種農地流失現象顯示都市邊緣地區農業活動的持續萎縮，以及土地利用從農業向都市功能轉變的過程。水體面積在研究期間保持相對穩定，各年度均維持在 1,000 公頃左右的水準。這些水體主要由淡水河及其支流系統組成，包括基隆河、新店溪等重要河川。水體面積的穩定性不僅顯示河川空間保護政策的成效，也反映藍色基礎設施在都市發展過程中得到有效的維護。道路用地在各年度均維持約 3,000-4,000 公頃的規模，雖然在總面積中佔比相對較小，但其網絡化的分布特徵對都市空間結構具有重要影響，



持續支撑著都市的交通運輸功能。

整體而言，臺北市的土地利用結構呈現出「綠地為主、建成區集中、綠色空間穩定」的特徵。這種土地利用格局一方面反映自然地理條件對都市發展的制約，另一方面也顯示在快速都市化過程中，透過適當的規劃管理維持生態空間的可能性，這種相對平衡的土地利用結構為本研究探討綠色基盤設施的規劃策略提供良好的空間基礎。

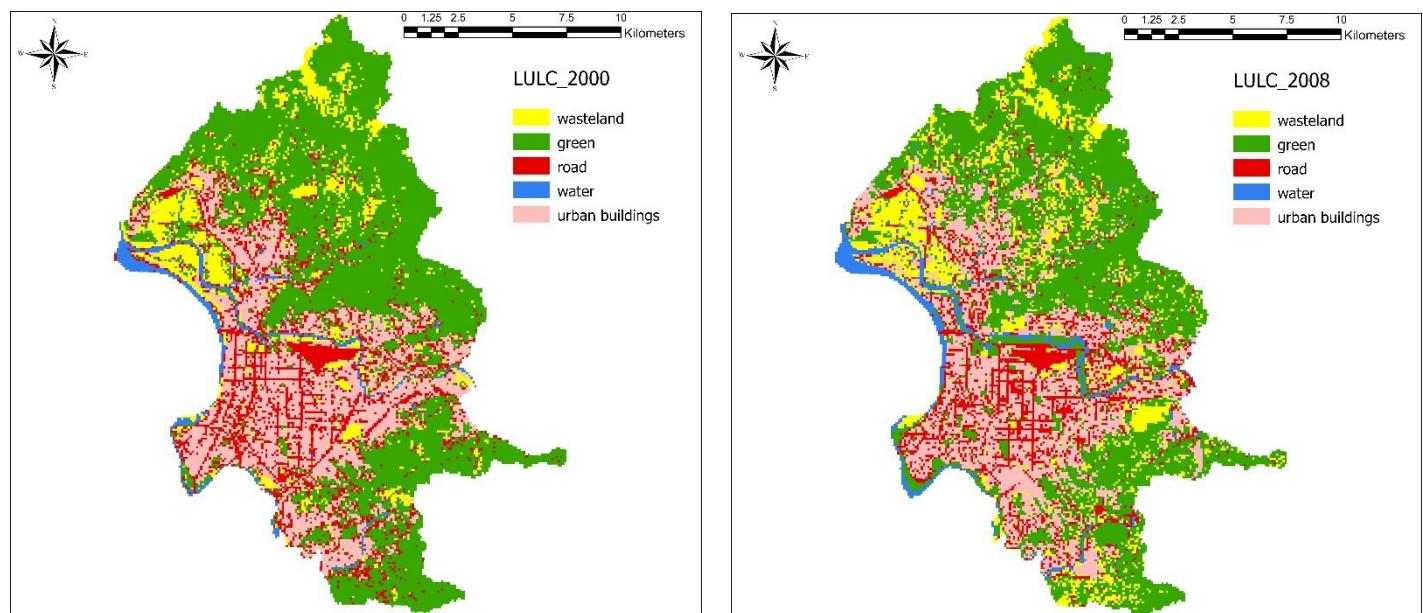


圖 4-1 2000 與 2008 年的土地利用分布

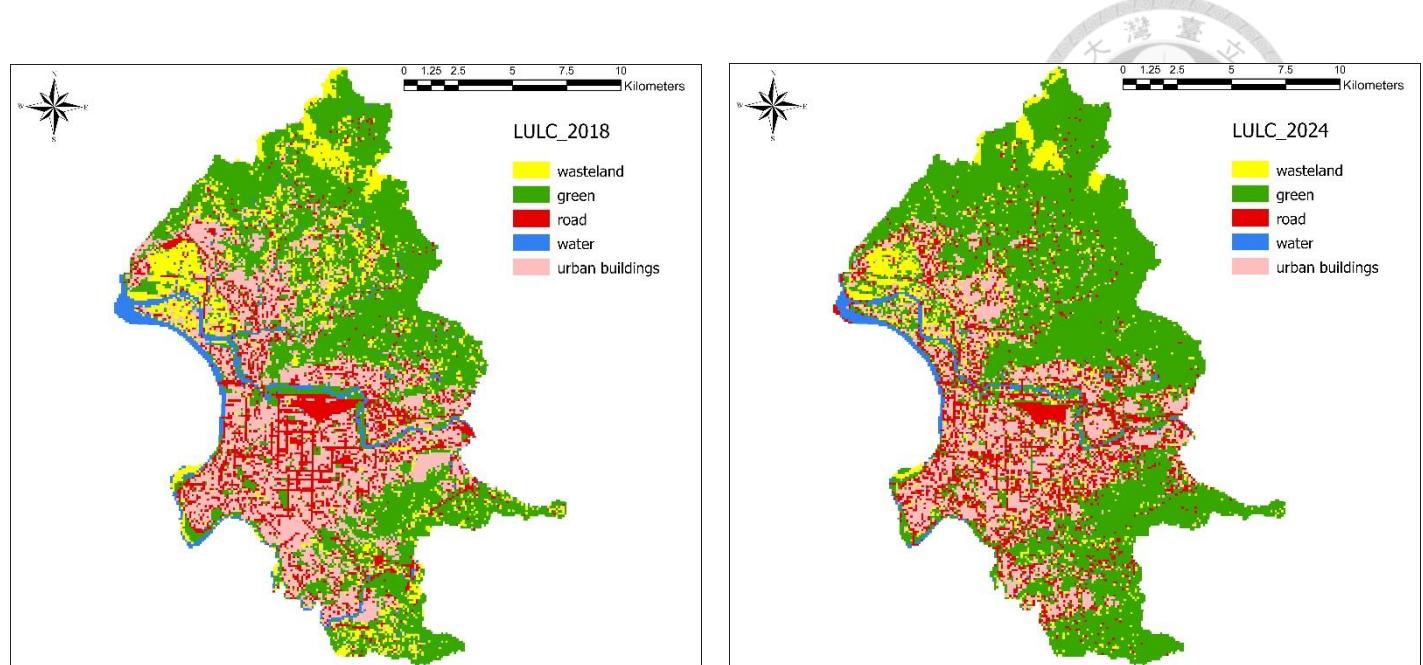


圖 4-2 2018 與 2024 年的土地利用分布

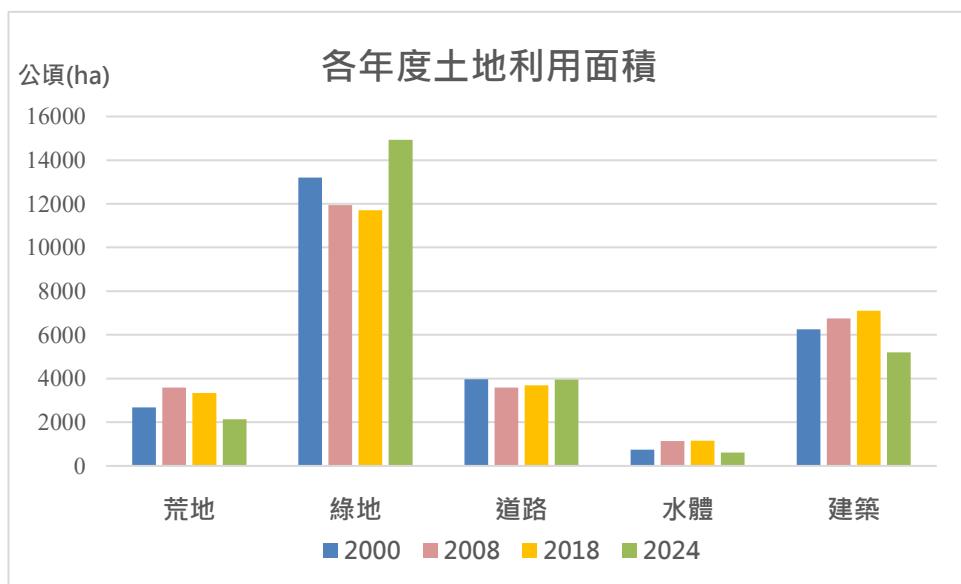


圖 4-3 研究區各年度土地利用面積



4.2 土地利用變遷分析

本研究採用 Land Change Modeler (LCM) 中的多層感知機 (Multi-Layer Perceptron, MLP) 模型進行土地利用變遷模擬，選取 2000-2008 年與 2008-2018 年兩個時期作為模型訓練階段。MLP 作為一種前饋式人工神經網絡，能夠有效捕捉土地利用變遷中的非線性關係，在處理複雜的都市系統時具有顯著優勢。

模型輸入包含六種驅動因子，涵蓋自然環境與人為建設兩大面向。自然環境因子包括坡度和與河流之距離，反映地形條件對土地開發的限制作用。人為建設因子則包括與道路、鐵路、捷運之距離，以及證據似然性土地利用圖，體現交通可及性和歷史發展慣性對土地利用變遷的影響。所有距離因子均採用歐氏距離 (Euclidean Distance) 計算，並重新分類為 10 個等級，轉換為 byte 格式以提高運算效率。驅動因子的空間分布呈現明顯的梯度特徵。距離道路和距離捷運因子在都市核心區呈現低值（深色），向外圍逐漸增加，清楚反映交通設施的空間分布格局。坡度因子則顯示臺北盆地的地形特徵，平原地區為低值，山區為高值，形成明顯的地形約束邊界。證據似然性圖綜合反映各時期的土地利用潛力，高值區域主要分布在既有建成區周邊，顯示都市發展的空間慣性。這種 10 級分類方式不僅保留原始數據的梯度資訊，同時簡化模型運算，在準確度與效率之間取得平衡。

為確保模型預測的可靠性，本研究利用 2000-2008 年和 2008-2018 年兩個時期的轉換規則，分別預測 2024 年的土地利用分布，並與透過衛星影像分類獲得的實際 2024 年土地利用圖進行比較，驗證其準確度與空間一致性。透過比較兩個轉換時期的驗證結果，選擇表現較佳的轉換年度作為後續預測 2030 年土地利用變遷的基礎，確保未來情境模擬的合理性。

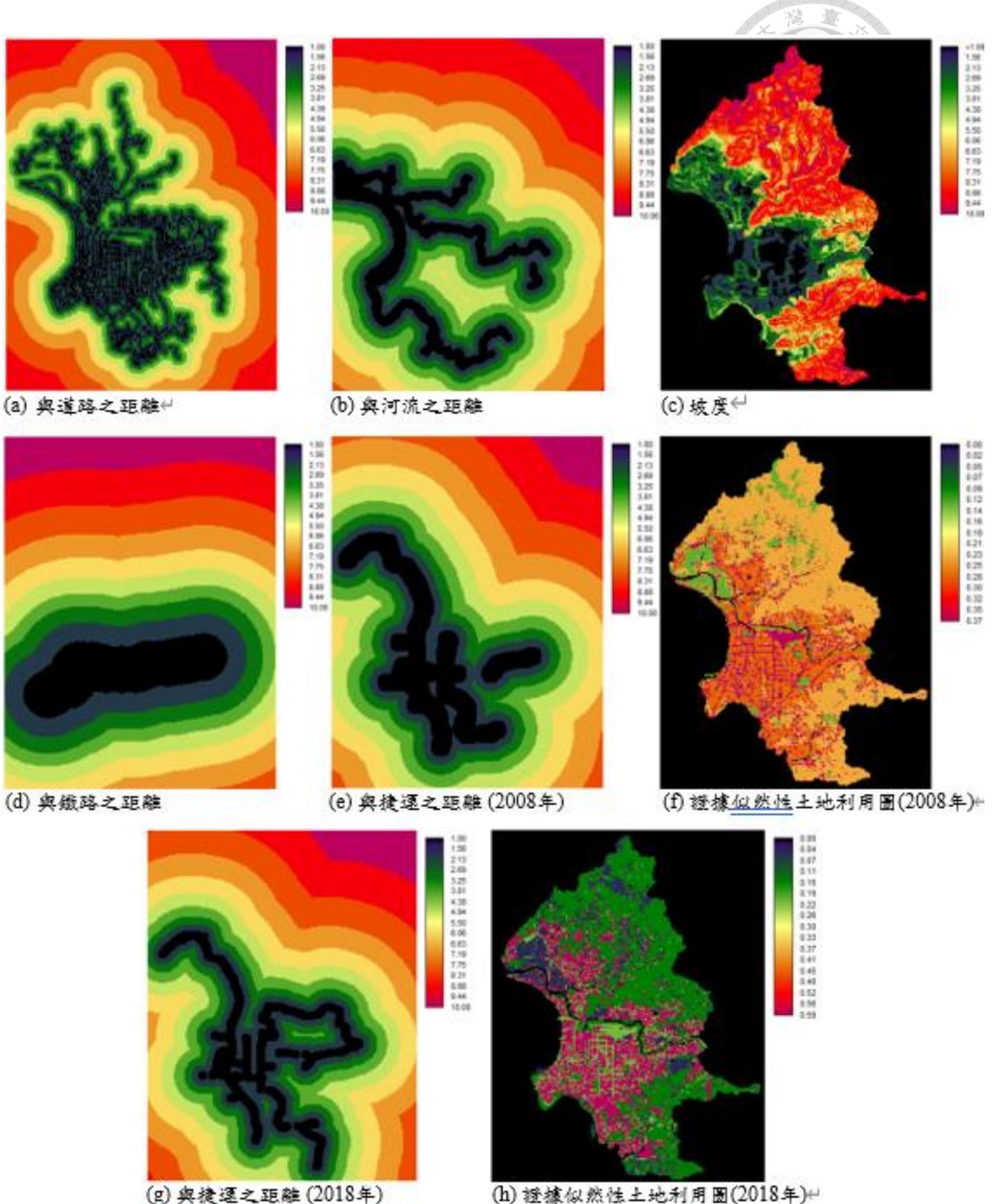


圖 4-4 土地驅動因子分布



4.2.1 驅動因子影響分析與轉移子模型準確度評估

驅動因子的影響程度分析揭示土地利用變遷的主導機制，其中最顯著的發現是證據似然性（變數 6）在兩個時期均展現壓倒性的影響力，在幾乎所有轉換類型中都位居首位。證據似然性綜合反映歷史土地利用模式和空間發展慣性，其持續的主導地位充分顯示土地利用變遷具有強烈的路徑依賴特徵，即過去的土地利用格局在很大程度上決定未來的變化方向。

2000-2008 年期間，距離道路（變數 1）和距離火車站（變數 5）展現較高的影響力，反映傳統交通基礎設施在早期都市擴張中的引導作用。相對地，坡度（變數 3）和距離捷運（變數 4）的影響力較低，前者可能因臺北盆地內仍有充足的平坦土地可供開發，後者則因捷運網絡尚在建設初期，影響範圍有限。距離河流（變數 2）的影響力在各類轉換中普遍較低，顯示河川系統在高度工程化後對開發活動的約束作用已經減弱。到了 2008-2018 年期間，驅動機制發生結構性轉變。在證據似然性持續主導的背景下，距離捷運（變數 4）的影響力顯著提升，從早期的次要因子躍升為僅次於證據似然性的重要驅動力，充分反映捷運網絡擴展對土地利用格局的重塑作用。同時，坡度（變數 3）的影響力也明顯增強，這種變化與平地開發趨於飽和密切相關，當易開發的平坦土地日益稀缺時，地形因子對開發選址的約束作用便更加凸顯。這種驅動機制的時序演變不僅反映基礎設施建設的階段性特徵，更深刻體現在土地資源約束下，都市開發模式從粗放擴張向精細化發展的適應性調整。

模型訓練結果顯示不同情境和時期的預測準確度存在顯著差異。2000-2008 年期間，BAU 情境的整體準確度為 49.78%，技能測度（Skill measure）為 0.4521；UD 情境準確度達 70.80%，技能測度為 0.6496；PT 情境準確度為 63.56%，技能測度為 0.5627。2008-2018 年期間，各情境的準確度分別為 55.34% (BAU)、67.43% (UD) 和 63.54% (PT)，對應的技能測度為 0.5087、0.6092 和 0.5138。

整體而言，UD 情境在兩個時期均展現最高的預測準確度。這一結果與文獻中關於都市化轉換的單向性特徵相符，即都市土地一旦形成，很少轉換為其他土地利



用類型 (Song et al., 2021)。根據 Pontius Jr and Schneider (2001) 提出的 ROC 方法評估標準，當 ROC 值達到 0.7 或以上時，表示模擬結果具有較高的準確度。本研究中 UD 和 PT 情境的預測表現均達到良好水準，而 BAU 情境因包含多種轉換類型，複雜度較高，準確度相對較低但仍屬可接受範圍。驅動因子的分級映射結果與實際土地利用格局高度吻合，驗證模型設定的合理性。特別是交通可及性的空間分布與建成區的擴張方向呈現明顯的空間相關性，而坡度因子則準確劃定都市發展的自然邊界。這種空間一致性不僅提高模型的可信度，也為後續的情境模擬奠定堅實基礎。通過整合自然約束和人為驅動兩類因子，本研究構建的模型框架能夠全面捕捉臺北市土地利用變遷的複雜機制，為未來的空間規劃決策提供科學支撐。

表 4-1 2000-2008 年 BAU 情境適宜性模型結果

Model	Accuracy (%)	Skill measure	Influence order
With all variables	49.78	0.4521	
Var. 1 constant	40.33	0.3491	2
Var. 2 constant	49.65	0.4507	5
Var. 3 constant	50.26	0.4573	least influential
Var. 4 constant	48.33	0.4363	4
Var. 5 constant	47.14	0.4234	3
Var. 6 constant	12.85	0.0492	Most influential

表 4-2 2000-2008 年 UD 情境適宜性模型結果

Model	Accuracy (%)	Skill measure	Influence order
With all variables	70.80	0.6496	
Var. 1 constant	63.16	0.5579	2
Var. 2 constant	69.51	0.6341	4
Var. 3 constant	71.09	0.6531	least influential
Var. 4 constant	69.62	0.6355	5
Var. 5 constant	63.63	0.5636	3
Var. 6 constant	25.09	0.1011	most influential



表 4-3 2000-2008 年 PT 情境適宜性模型結果

Model	Accuracy (%)	Skill measure	Influence order
With all variables	63.56	0.5627	
Var. 1 constant	54.06	0.4487	2
Var. 2 constant	63.75	0.5650	4
Var. 3 constant	63.81	0.5658	5
Var. 4 constant	63.81	0.5658	least influential
Var. 5 constant	60.65	0.5278	3
Var. 6 constant	19.58	0.0350	Most influential

表 4-4 2008-2018 年 BAU 情境適宜性模型結果

Model	Accuracy (%)	Skill measure	Influence order
With all variables	55.34	0.5087	
Var. 1 constant	54.23	0.4966	5
Var. 2 constant	54.07	0.4948	4
Var. 3 constant	56.53	0.5218	least influential
Var. 4 constant	53.36	0.4870	3
Var. 5 constant	52.53	0.4778	2
Var. 6 constant	11.39	0.0253	Most influential

表 4-5 2008-2018 年 UD 情境適宜性模型結果

Model	Accuracy (%)	Skill measure	Influence order
With all variables	67.43	0.6092	
Var. 1 constant	63.99	0.5679	3
Var. 2 constant	64.85	0.5782	4
Var. 3 constant	66.57	0.5989	5
Var. 4 constant	66.71	0.6006	least influential
Var. 5 constant	63.27	0.5593	2
Var. 6 constant	21.09	0.0531	Most influential



表 4-6 2008-2018 年 PT 情境適宜性模型結果

Model	Accuracy (%)	Skill measure	Influence order
With all variables	63.54	0.5138	
Var. 1 constant	61.69	0.4893	4
Var. 2 constant	59.30	0.4573	2
Var. 3 constant	63.35	0.5114	least influential
Var. 4 constant	60.96	0.4794	3
Var. 5 constant	62.80	0.5040	5
Var. 6 constant	32.78	0.1037	Most influential

4.2.2 土地利用轉移機率

根據轉移矩陣分析，兩個時期的土地利用轉換呈現顯著的結構性差異，反映臺北市從快速都市化向穩定發展的轉變過程。2000-2008 年期間，荒地的穩定性極低，僅有 22.41% 維持原有用途，25.96% 轉換為建築用地，33.99% 轉為綠地。這種高轉換率顯示此時期荒地處於動態變化狀態，既面臨都市開發壓力，同時也有相當比例透過生態復育或自然演替轉為綠地。綠地在此期間保持 60.35% 的穩定性，但仍舊有 14.48% 轉為建築用地，反映快速都市化對自然空間的侵蝕。建築用地的穩定性相對較低（45.71%），顯示此時期都市更新和土地利用調整較為活躍。

2008-2018 年期間的轉移機率呈現明顯的穩定化趨勢。荒地的保持率大幅提升至 75.58%，轉為建築的機率降至 10.40%，顯示開發壓力顯著緩解，荒地的保護和管理得到加強。綠地的穩定性大幅提升至 93.30%，轉為建築的機率驟降至 1.13%，降幅超過 90%。這種劇烈的變化不僅反映可開發土地的減少，更重要的是體現環境保護政策的強化和社會對生態價值認知的提升。建築用地的穩定性更是大幅提高至 93.25%，顯示都市土地利用格局已趨於成熟固化，從早期的動態調整轉向穩定維持。道路和水體在兩個時期均保持相對穩定，但轉換模式存在差異。道路轉建築的機率從 37.03% 大幅降至 4.75%，降幅接近 90%。這種顯著變化反映早期道路用地調整較為頻繁，可能與都市計畫變更、廢棄道路再利用等因素有關，而後期



則趨於穩定。水體則在兩個時期均保持極高的穩定性，幾乎完全維持不變。這種穩定性不僅反映水系作為自然要素的剛性特徵，也顯示河川保護政策的有效執行。整體而言，從 2000-2008 年到 2008-2018 年，各類土地利用的穩定性均有顯著提升，轉換強度明顯下降，充分體現臺北市土地利用從劇烈變動向穩定成熟的演進過程。

表 4-7 透過 2000-2008 年轉換到 2024 年的機率

		2008					
		土地利用	荒地	綠地	道路	水體	建築
2000	荒地	0.2241	0.3399	0.1222	0.0542	0.2596	
	綠地	0.1576	0.6053	0.0694	0.0230	0.1448	
	道路	0.1144	0.2417	0.2084	0.0652	0.3703	
	水體	0.1106	0.1799	0.0678	0.5815	0.0602	
	建築	0.0878	0.1726	0.2409	0.0417	0.4571	

表 4-8 透過 2008-2018 年轉換到 2024 年的機率

		2018					
		土地利用	荒地	綠地	道路	水體	建築
2008	荒地	0.7558	0.1087	0.0212	0.0102	0.1040	
	綠地	0.0434	0.9330	0.0088	0.0036	0.0113	
	道路	0.0104	0.0186	0.9165	0.0070	0.0475	
	水體	0.0412	0.0314	0.0100	0.9131	0.0043	
	建築	0.0164	0.0247	0.0261	0.0003	0.9325	

4.2.3 土地利用轉移機率和適宜性地圖分析

轉換潛勢圖以 0 到 1 的數值範圍展現各地區發生特定土地利用轉換的空間機率，這些數值不僅代表統計上的可能性，更反映了地理空間因素對土地利用變遷的綜合影響。高潛力值 (>0.7) 區域代表在現有條件下最可能發生轉換的熱點，中等潛力值 (0.4-0.7) 區域需要特定條件觸發，而低潛力值 (<0.4) 區域則相對穩定。

在 2000-2008 年期間 (附錄 2)，荒地轉建築 (1→5) 的高潛力區呈現大面積



連續分布，主要集中在盆地平原地區，特別是既有建成區的外圍。這些區域潛力值普遍超過 0.6，部分地區甚至達到 0.8 以上，顯示極高的開發可能性。綠地轉建築（2→5）的高潛力區則主要分布在山腳緩坡地帶，形成環繞盆地的帶狀分布格局，潛力值多在 0.5-0.7 之間。這種空間模式清楚反映地形梯度對開發活動的引導作用。到了 2008-2018 年期間（附錄 3），各類轉換的潛力分布呈現顯著變化。荒地轉建築的高潛力區範圍大幅縮小且破碎化，僅在特定區位如捷運站周邊出現局部熱點，整體潛力值降至 0.3-0.5。綠地轉建築的潛力分布更加集中，高值區僅出現在交通節點和都市更新地區，大部分山區綠地的轉換潛力降至 0.2 以下。這種變化反映可開發空間的減少和開發模式的轉變，從面狀擴張轉向點狀集約發展。

建築轉綠地（5→2）和荒地轉綠地（1→2）的潛力分布在兩個時期均呈現點狀或線狀特徵。前者主要出現在河岸地區和老舊工業區，潛力值在 0.4-0.6 之間，反映了生態修復和都市更新的空間機會。後者則散布在都市邊緣地帶，潛力值相對較低（0.2-0.4），顯示在都市化壓力下，荒地自然演替為綠地的過程受到限制。道路轉建築（3→5）的潛力分布具有高度的空間選擇性，主要出現在都市計畫調整區域，如廢棄鐵路沿線或道路整併地段。雖然整體轉換面積有限，但局部地區的潛力值可達 0.7 以上，顯示在特定政策引導下，交通用地仍有轉型潛力。這些潛力數值的空間分布不僅是統計模型的輸出結果，更具有重要的規劃指導意義。高潛力區域應作為土地利用管理的重點，在開發壓力較大的區域預先配置必要的生態廊道和公共空間，在生態價值較高的區域加強保護措施。中低潛力區域則可視為相對穩定的空間，適合進行長期的功能定位。通過識別和分析這些潛力熱點，規劃者可以更有針對性地制定空間管理策略，在促進都市發展的同時維護生態系統的完整性。

4.2.4 土地利用情境與驗證結果

本研究比較兩個不同時間區間的土地利用變遷模擬效果：2000-2008 年（第一期）與 2008-2018 年（第二期）。（表 4-9 與表 4-10）透過 Land Change Modeler (LCM) 分別建立三種情境模型進行 2024 年土地利用預測，包括基線發展情境（BAU）、都市化發展情境（UD）與環境保護發展情境（PT）。模型準確度的結果



統整在表 4-9,4-10 以方便對應，2008-2018 年時間區間的預測結果明顯優於 2000-2008 年。以基線發展情境 (BAU) 為例，第二期的 Kappa 值達到 0.7104，較第一期的 0.6695 提升 4%；都市化發展情境 (UD) 第二期 Kappa 值為 0.7096，較第一期的 0.6478 提升 6.2%；環境保護發展情境 (PT) 第二期 Kappa 值為 0.7084，較第一期的 0.6422 提升 6.1%。值得注意的是，2008-2018 年轉換到 2024 年三種情境的 Kappa 值差異僅在 0.08% 範圍內，此微小差異表示不同發展策略對臺北市整體土地利用格局的影響相對有限，這反映臺北市作為高度發展成熟都市的特性，其土地利用結構已趨於穩定。

基於驗證結果，本研究選擇 2008-2018 年作為土地利用變遷模擬的基準期間，主要基於以下考量：模型準確度顯著提升，所有情境在第二期的 Kappa 值均超過 0.78，達到「幾乎完美一致」(Almost Perfect Agreement) 的標準，顯示模型具有極高的預測可靠性。此外，2008-2018 年較接近預測目標年 (2024 年)，能更準確反映近期都市發展趨勢與政策影響，包括捷運路網擴張、都市更新政策實施等重要因素。最後，臺北市在 2008 年後進入相對穩定的都市發展階段，土地利用變遷模式較為一致，有助於提升模型預測準確性。

各情境模型準確度評估

從 Information of Quantity 矩陣的分類準確度評估來看，各土地利用類別的預測準確度呈現明顯的差異性。建成區與水體等穩定土地利用類別維持極高的預測準確度，Perfect[p] 值超過 0.90，反映這些類別在研究期間的變化極為有限。荒地與綠地等過渡性土地利用類別則呈現中等準確度水準，Perfect[p] 值介於 0.70 至 0.90 之間，顯示這些區域在都市發展過程中仍面臨一定的開發壓力與變遷可能。而面積較小或分布零散的土地利用類別則展現較低的預測準確度，Perfect[p] 值低於 0.70，這可能受到空間解析度限制以及這些類別本身變異性較高的影響。(附錄 4 與附錄 5)



空間一致性分析

空間一致性分析揭示模型在位置預測方面的表現特徵。從 Information of Location 的分析結果可以發現，三種情境的 AgreeGridcell（格點一致性）均維持在 0.43 至 0.44 之間，這意味著約有 44 %的格點位置預測完全正確，顯示模型具有相當程度的空間預測能力。AgreeQuantity（數量一致性）則維持在 0.21 左右，表示模型在各土地利用類別的總量預測上具有良好的準確性。然而，AgreeStrata(分層一致性)在所有情境中均為 0，這可能是因為本研究未採用分層策略進行模擬所致。在空間配置差異的分析中，DisagreeQuantity(數量不一致)僅約 0.06 至 0.07，顯示總量預測的誤差極小，這進一步證實模型在掌握各類土地利用總體變化趨勢上的能力。DisagreeGridcell（格點不一致）約為 0.11 至 0.12，表明主要的預測誤差來源為空間位置的配置，而非總量的估計。整體而言，Klocation（位置 Kappa）維持在 0.78 至 0.79 之間，顯示模型的空間預測準確度達到良好水準，能夠有效捕捉臺北市土地利用的空間分布特徵與變遷模式（附錄 4 與附錄 5）。

模型適用性評估

本研究的 LCM 模型展現出高度的穩健性與可靠性。從時間穩定性的角度來看，不同發展情境間的預測準確度差異極為微小，顯示模型對於參數變化具有良好的穩定性，不會因為情境設定的調整而產生劇烈的準確度變化。空間一致性方面，Klocation 值穩定維持在 0.78 以上，證明模型能夠準確捕捉並重現土地利用的空間分布特徵。此外，主要土地利用類別均維持高預測準確度，顯示模型並無明顯的系統性偏誤，對各類別的預測能力相對均衡。

然而模型仍存在一定的限制。雖然整體準確度已達優良水準，但仍有約 20 % 的預測誤差需要關注。這些誤差主要源自於小面積土地利用類別的預測困難，這類零散分布的土地利用往往具有較高的隨機性與變異性。都市邊緣地區的土地利用轉換複雜性也是誤差的重要來源，這些區域往往是都市擴張與農地保護的角力場



域，其變化受到多重因素影響。此外，政策干預、重大建設計畫等外部因素的不確定性，也可能導致實際土地利用變化偏離模型預測。基於上述分析，本研究認為 LCM 模型對於大尺度、主要土地利用類別的預測具有較高的可靠性，但對於小面積、零散分布的土地利用類別預測能力有限。在實際應用時，建議配合地方發展政策進行情境調整，以提高預測的實用性。

表 4-9 以 2000-2008 年預測 2024 年土地利用與實際 2024 年比較

準確度指標	情境一 (BAU)	情境二 (UD)	情境三 (PT)
Kappa 統計量 (Kstandard)	0.6695	0.6478	0.6422
Kno 統計量	0.7543	0.7382	0.7340
Klocation 統計量	0.7560	0.7316	0.7252
KlocationStrata 統計量	0.7560	0.7316	0.7252

表 4-10 以 2008-2018 年預測 2024 年土地利用與實際 2024 年比較

準確度指標	情境一 (BAU)	情境二 (UD)	情境三 (PT)
Kappa 統計量 (Kstandard)	0.7104	0.7096	0.7084
Kno 統計量	0.7848	0.7842	0.7833
Klocation 統計量	0.7966	0.7858	0.7845
KlocationStrata 統計量	0.7966	0.7858	0.7845

wasteland
green
road
water
urban buildings

wasteland
green
road
water
urban buildings

wasteland
green
road
water
urban buildings



(a) BAU 情境



(b) UD 情境



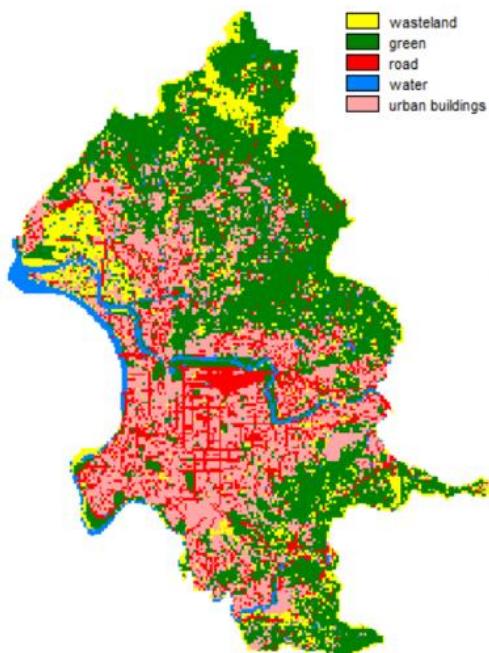
(c) PT 情境

圖 4-5 2000-2008 年預測 2024 年土地利用分布結果

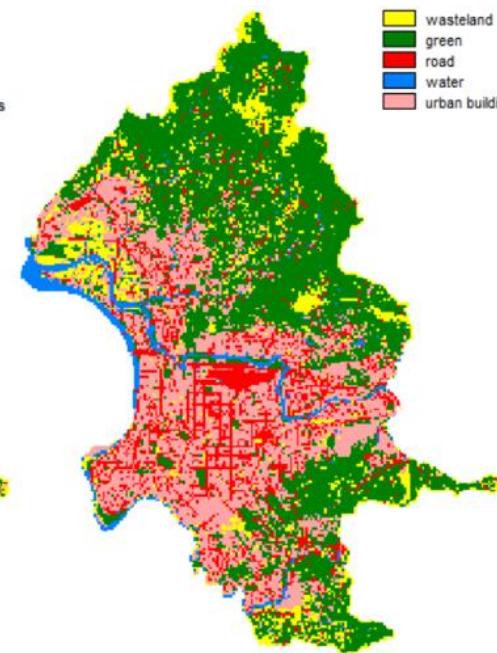
wasteland
green
road
water
urban buildings

wasteland
green
road
water
urban buildings

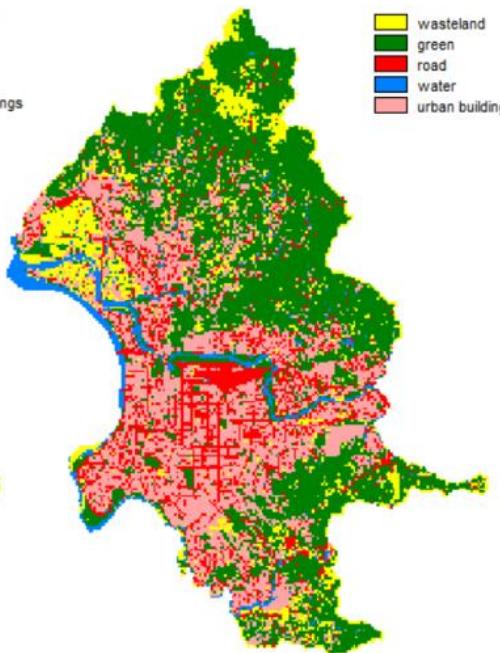
wasteland
green
road
water
urban buildings



(a) BAU 情境



(b) UD 情境



(c) PT 情境

圖 4-6 2008-2018 年預測 2024 年土地利用分布結果



4.2.5 2030 年土地利用情境模擬

基於 Land Change Modeler 的多層感知機 (MLP) 模式，結合六種驅動因子進行 2030 年土地利用預測，本研究模擬三種發展情境下的土地利用格局。預測結果顯示，不同發展策略將導致臺北市土地利用結構產生顯著差異。

從空間分布來看，三種情境均維持臺北市「山區綠地環繞、盆地建成密集」的基本格局。然而，在都市邊緣地帶和交通廊道沿線，不同情境呈現明顯的差異化發展模式。BAU 情境展現自然演變趨勢，UD 情境在東南部出現更多建築用地擴張，而 PT 情境則在河岸和山腳地帶保留了更多綠地空間。根據面積統計，與 2024 年相比，三種情境呈現不同的變化趨勢。基線發展情境 (BAU) 展現溫和的變化特徵，荒地面積相對 2024 年微幅減少 33 公頃 (-1.05%)，從 3,136 公頃降至 3,103 公頃，綠地面積減少 394 公頃 (-3.32%)，建築面積則增加 155 公頃 (+2.14%)。這種漸進式的變化反映在現有政策框架下，臺北市土地利用將維持相對穩定的發展態勢。都市化發展情境 (UD) 呈現更為積極的開發模式，荒地面積減少 188 公頃 (-5.99%)，綠地面積減少 490 公頃 (-4.12%)，而建地面積大幅增加 398 公頃 (+5.50%)，達到 7,630 公頃。這種變化模式顯示，若採取促進都市發展的政策，將導致更多的自然和半自然用地轉換為建成環境。值得注意的是，環境保護情境 (PT) 的預測結果與 UD 情境相同，這可能反映了模型在極端保護情境下的限制，在實際應用中，PT 情境應呈現更多的綠地增加和建築減少。

本研究的預測結果與國際上類似研究呈現一致性趨勢。Seto et al. (2012) 在《PNAS》發表的全球都市擴張研究指出，亞洲成熟都市的年均建成區增長率約為 1-3%。本研究 BAU 情境下建築用地的年增長率為 0.36%（2024-2030 年增長 2.14%），低於全球平均值，符合臺北市作為高度發展都市的特徵。這種較低的增長率反映土地資源的稀缺性和都市發展的成熟度。與其他土地利用模型相比，本研究採用的 MLP 方法具有較強的非線性擬合能力。Liu et al. (2017) 開發的 FLUS 模型使用人工神經網絡 (ANN) 結合細胞自動機 (CA) 對珠三角地區進行預測，顯示該模型在捕捉複雜都市系統的土地利用轉換上具有優勢，相較於傳統的邏輯迴歸



和 CA-Markov 模型具有更高的模擬精度。然而，神經網絡模型在處理極端情境時可能出現過度擬合的問題，導致預測結果趨於保守，這可能解釋本研究中 PT 情境的異常結果。這種模型特性提醒我們在解釋極端情境時需要更加謹慎。從預測合理性評估來說，BAU 和 UD 情境的預測結果具有較高的合理性。首先，預測的土地利用變化幅度符合臺北市近年來的發展趨勢，預測期間的增長速度進一步放緩，反映土地資源的有限性和開發強度的自然遞減。其次，建築用地的擴張主要集中在捷運沿線和既有建成區周邊，符合 TOD 發展策略和臺北市 2050 空間發展願景，顯示模型成功捕捉了政策導向的空間發展模式。在生態保護方面，山區綠地保持高度穩定，僅在山腳緩坡地帶出現少量轉換，顯示生態紅線的約束作用得到體現。同時，道路面積的適度增長（1-1.3%）與建築擴張相匹配，顯示模型考慮基礎設施的配套需求，這種協調性增長模式符合都市發展的一般規律。

未來模型改進可從幾個方向著手，首先需要增強極端情境的差異化表現，可以引入更多政策變數，如容積率調整、生態補償機制等，以更好地模擬 PT 情境下的土地利用變化。其次，參考 Sleeter et al. (2019) 的研究，將極端天氣事件和洪水風險納入驅動因子體系，這對於氣候變遷背景下的土地利用預測尤為重要。此外，整合人口變化、產業轉型等社會經濟動態因素，將有助於提高預測的全面性和準確性。總體而言，本研究的情境模擬為臺北市 2030 年土地利用格局提供科學參考。特別是 BAU 和 UD 情境的預測結果具有較高的可信度，清楚展現不同發展路徑下的空間演變趨勢。這些預測結果不僅驗證現有土地利用政策的有效性，更為未來綠色基盤設施的空間配置提供重要依據。



表 4-11 2030 年預測土地利用面積與現況比較

	2024(實際)	2030(BAU)	2030(UD)	2030(PT)
荒地	3136	3103	2948	2948
綠地	11883	11489	11393	11393
道路	3654	3694	3702	3702
水體	1079	1113	1113	1113
建地	7232	7387	7630	7630

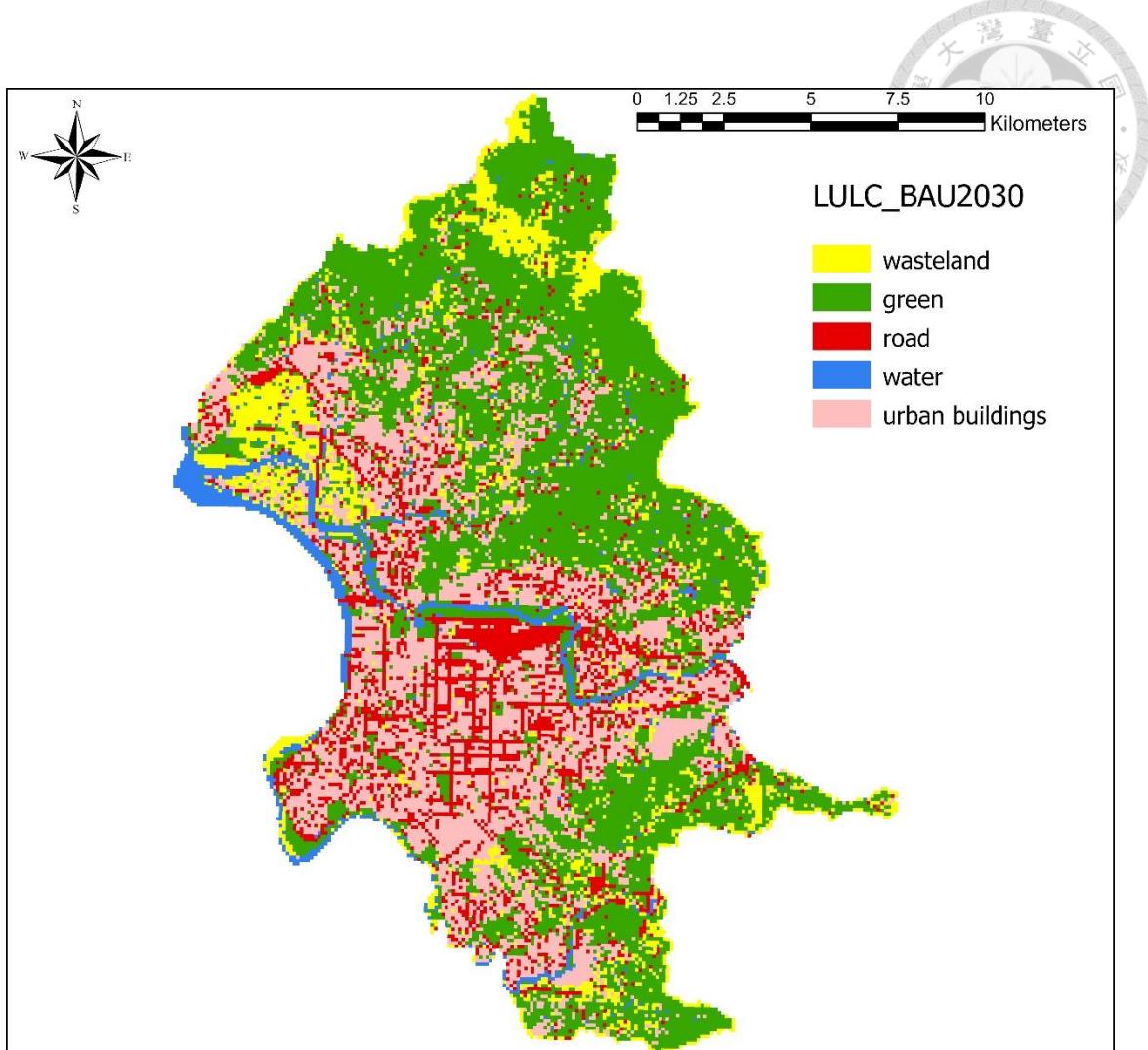


圖 4-7 2030 年基線情境土地利用分布

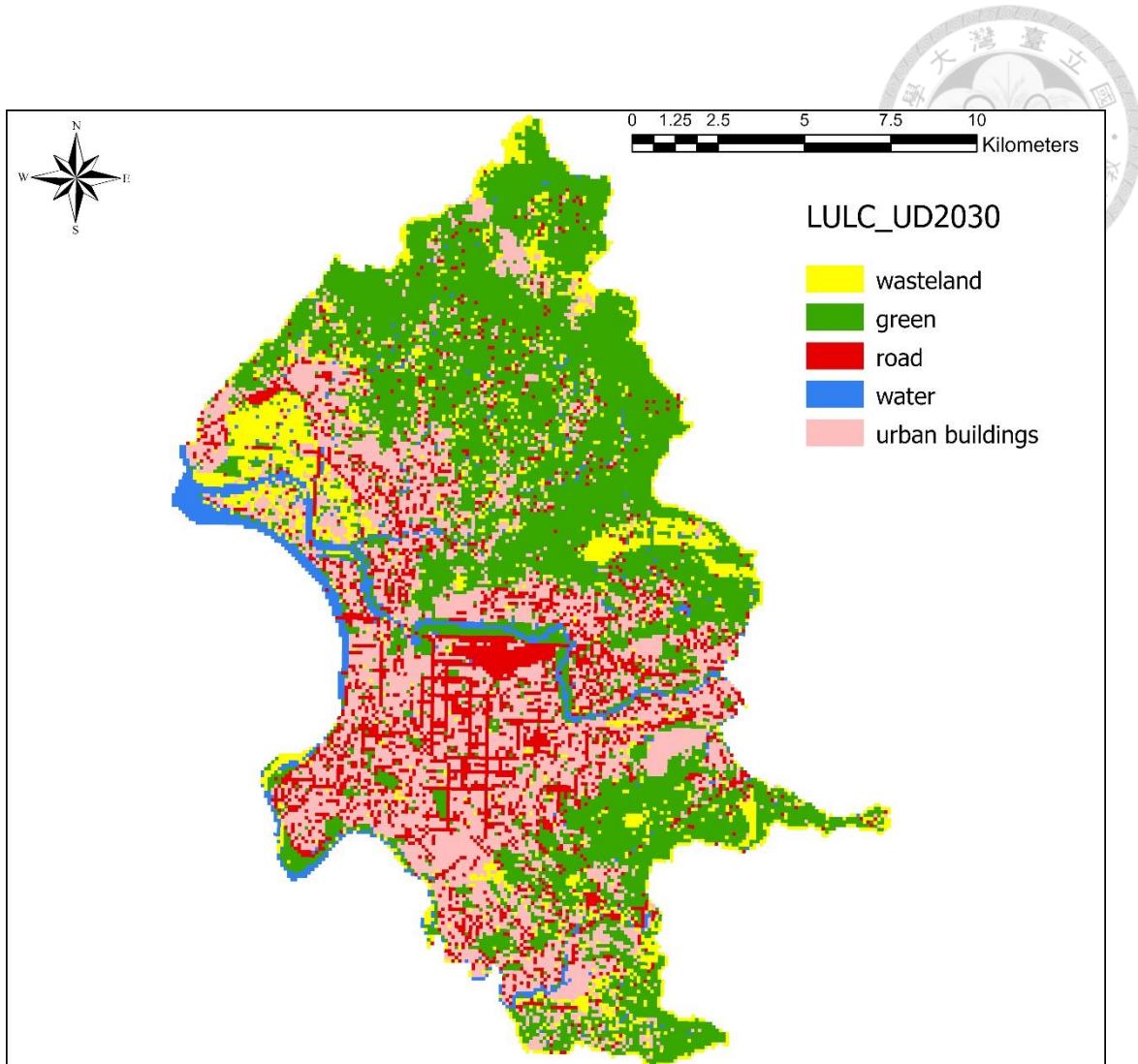


圖 4-8 2030 年都市化發展情境土地利用分布

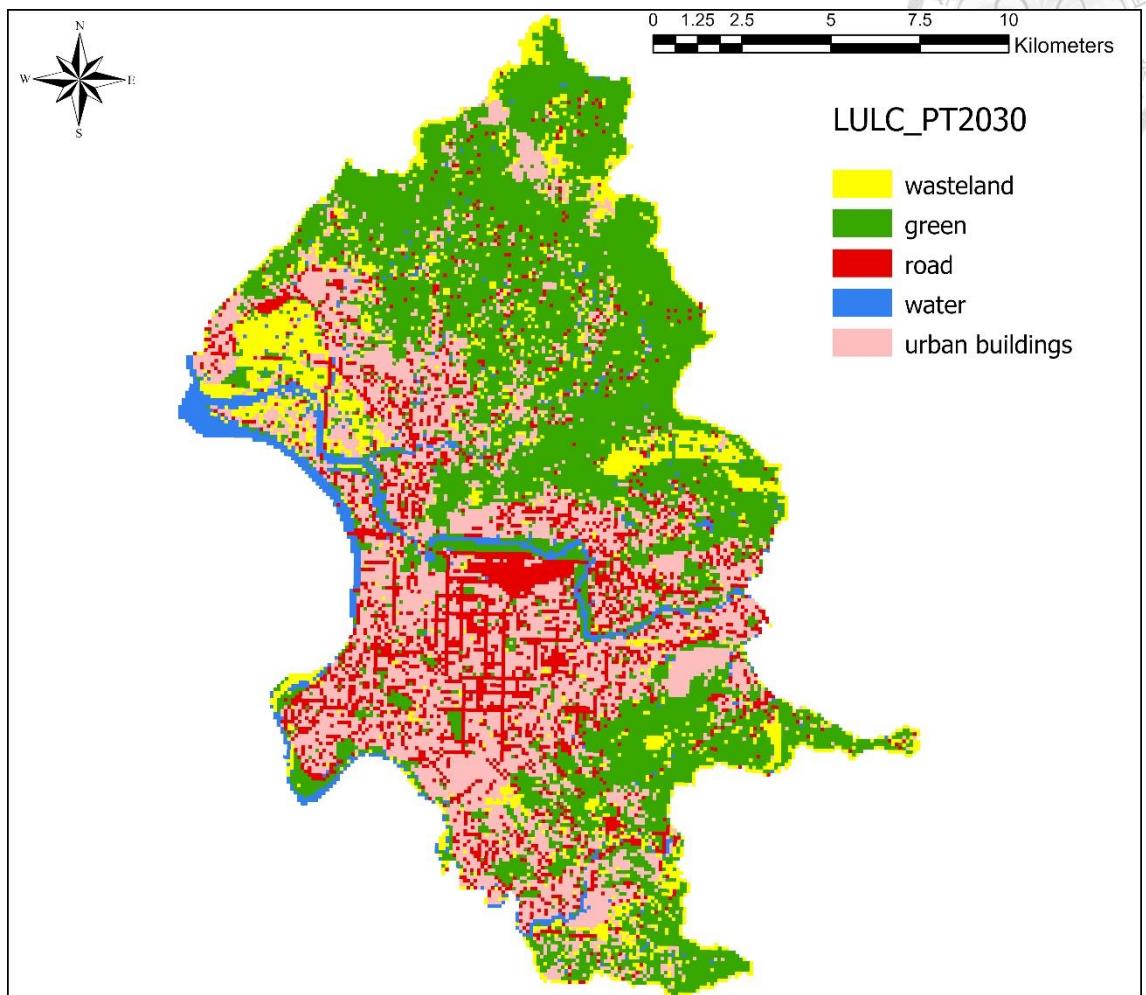


圖 4-9 2030 年環境保護情境土地利用分布



4.3 綠色基盤設施各效益指標結果

4.3.1 都市熱島指標

參考測站選擇與參數設定

城市熱緩解 (HM) 是近年來遭受熱浪侵襲的許多城市的首要任務。植被可以透過提供遮蔭、改變城市結構的熱性能以及透過蒸散作用增加降溫來幫助減少城市熱島效應 (UHI)。這有助於降低死亡率和發病率，提高舒適度和生產力，並減少對空調的需求，從而改善市民的健康和福祉。

本研究採用中央氣象署 CODiS 氣候觀測資料查詢服務，分析臺北市 13 個氣象測站的溫度資料，包括石牌、信義、社子、科教館、內湖、臺北、松山、天母、文山、平等、竹子湖、鞍部及大屯山測站。經分析發現，信義測站在日間與夜間皆呈現最高溫度，其最高溫時段發生於 12 至 14 時之間，顯示該測站位於臺北市熱島效應最顯著的區域，因此選定為都市溫度代表測站。在鄉村參考溫度的選擇上，本研究排除海拔超過 200 公尺的測站 (平等、竹子湖、鞍部、大屯山)，因其低溫特徵主要受海拔高度影響，不適合作為都市熱島效應的對照基準。最終選定海拔較低的文山測站作為鄉村溫度參考測站。根據 2024 年夏季 (6、7、8 月) 下午 2 時的平均溫度資料，文山測站平均溫度為 28.3°C ，信義測站最高溫為 38.8°C ，文山測站最高溫為 36.8°C ，計算得出都市熱島強度為 2.0°C 。考量氣候變遷的影響，本研究設定 2030 年鄉村參考溫度將上升至 29°C (增加 0.7°C)，都市熱島強度則增加 1.0°C 至 3.0°C 。此設定具有充分的科學依據：

1. 歷史暖化趨勢驗證

臺灣氣候觀測資料顯示，過去百年間臺灣平均溫度已上升約 $1.0\text{--}1.4^{\circ}\text{C}$ 。臺北都會區的升溫幅度更為顯著，反映出都市化對區域氣候的加成效應。這種歷史趨勢為未來溫度預測提供了重要的基準參考。

2. 氣候模式預測支持

《臺灣氣候變遷科學報告 2017》採用 IPCC 第五次評估報告的情境分析指出，



在高排放情境（RCP8.5）下，2030 年代臺灣的升溫預期將更為明顯。考量全球暖化趨勢與區域特性，本研究設定的 0.7°C 基礎溫度上升幅度屬於合理保守的估計範圍。

3. 都市熱島強度實證

Lin et al. (2008) 針對臺北地區的研究發現，人為熱源每增加 100 W/m^2 ，平均地表溫度可能增加近 0.3°C 。更重要的是，都市熱島效應呈現明顯的日夜差異，夜間的熱島強度通常高於日間。考量臺北都會區持續的都市化發展，本研究設定都市熱島強度增加 $1.0\text{-}3.0^{\circ}\text{C}$ 反映不同都市化程度區域的差異性。

4. 高解析度模式驗證

臺灣氣候變遷推估資訊與調適知識平台（TCCIP）運用多種全球氣候模式進行統計降尺度分析，包含 RCP2.6、RCP4.5、RCP6.0 和 RCP8.5 等情境。這些高解析度的區域氣候推估結果支持本研究的溫度設定範圍，特別是在考量都市地區的微氣候特徵時。

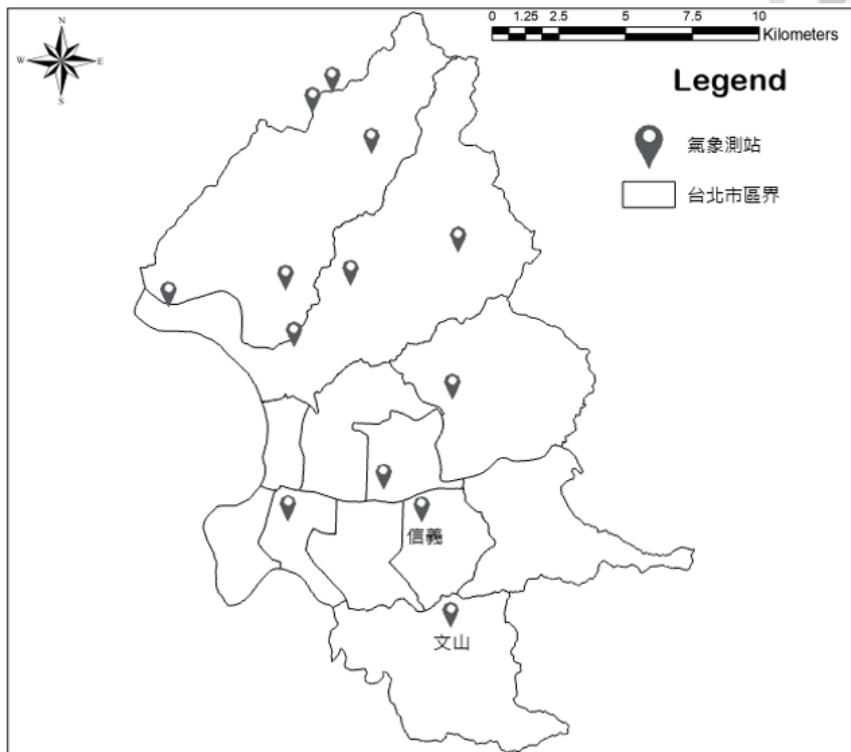


圖 4-10 研究區與臺北市內氣象測站分布圖

熱緩解指標空間分布特徵

InVEST Urban Cooling 模型計算結果顯示，2030 年三種土地利用發展情境下的熱緩解指標（HM）呈現顯著的空間異質性。根據 Equal Interval 分級統計（表 4-12、表 4-14、表 4-16），整體 HM 值介於 0.02 至 1.00 之間，反映從極低到高度熱緩解能力的廣泛分布。

基線發展情境（BAU） 在基線發展情境下，熱緩解效果較佳的區域主要分布在臺北市北部的陽明山國家公園周邊、東南部的木柵貓空地區，以及沿基隆河與淡水河的河岸綠帶。市中心區域如信義區、大安區、中正區等高度開發地區的 HM 值集中在最低的第 10 級（0.02-0.12），顯示這些區域的熱緩解能力極為有限。

都市化發展情境（UD） 都市化發展情境呈現最不利的熱緩解狀況。相較於基線情境，原本具有較高 HM 值的城市邊緣地區明顯減少，特別是文山區、北投區及內湖區的部分區域，反映都市擴張對既有綠地的侵蝕。市中心的低 HM 區域進



一步擴大，形成更大範圍的熱緩解能力不足區。

環境保護發展情境（PT） 環境保護發展情境展現最佳的熱緩解潛力。除了維持既有的高 HM 區域外，在市區內部也出現更多的綠色斑塊，顯示環境保護政策對增加都市綠地覆蓋的正面效果。特別是在大安區、中山區等原本綠地較少的區域，HM 值有所提升。

空氣溫度推估結果

基於熱緩解指標計算結果，模型推估 2030 年三種情境下的空氣溫度分布。根據 Equal Interval 分級統計（表 4-13、表 4-15、表 4-17），夏季平均溫度範圍介於 29.01°C 至 31.74°C 之間，呈現明顯的都市熱島效應空間格局。

基線發展情境（BAU） 基線發展情境下，市中心區域的推估溫度普遍超過 31°C ，形成明顯的高溫熱點。信義區、大安區東部、中正區等商業密集區域溫度最高，達到第 10 級 ($31.46\text{-}31.73^{\circ}\text{C}$)。相對而言，陽明山區、木柵山區及河岸地帶維持在第 1-3 級 ($29.01\text{-}29.83^{\circ}\text{C}$)，顯示自然地景對降溫的重要性。

都市化發展情境（UD） 都市化發展情境呈現最嚴峻的高溫分布。第 10 級極端高溫區 ($31.47\text{-}31.74^{\circ}\text{C}$) 顯著擴大，不僅涵蓋整個市中心，更延伸至原本溫度較低的文山區北部、內湖區西部等地區。這反映了都市化過程中，不透水鋪面增加和綠地減少對局部微氣候的負面影響。高溫區域的空間連續性增強，形成大範圍的熱島效應。

環境保護發展情境（PT） 環境保護發展情境展現相對較佳的溫度調節效果。雖然市中心仍維持較高溫度，但第 10 級極端高溫區 ($31.48\text{-}31.75^{\circ}\text{C}$) 的空間範圍明顯縮小。更重要的是，在市區內部出現更多的溫度緩衝區，溫度介於第 5-7 級 ($30.11\text{-}30.93^{\circ}\text{C}$) 之間，顯示增加都市綠地對改善熱環境的效益。

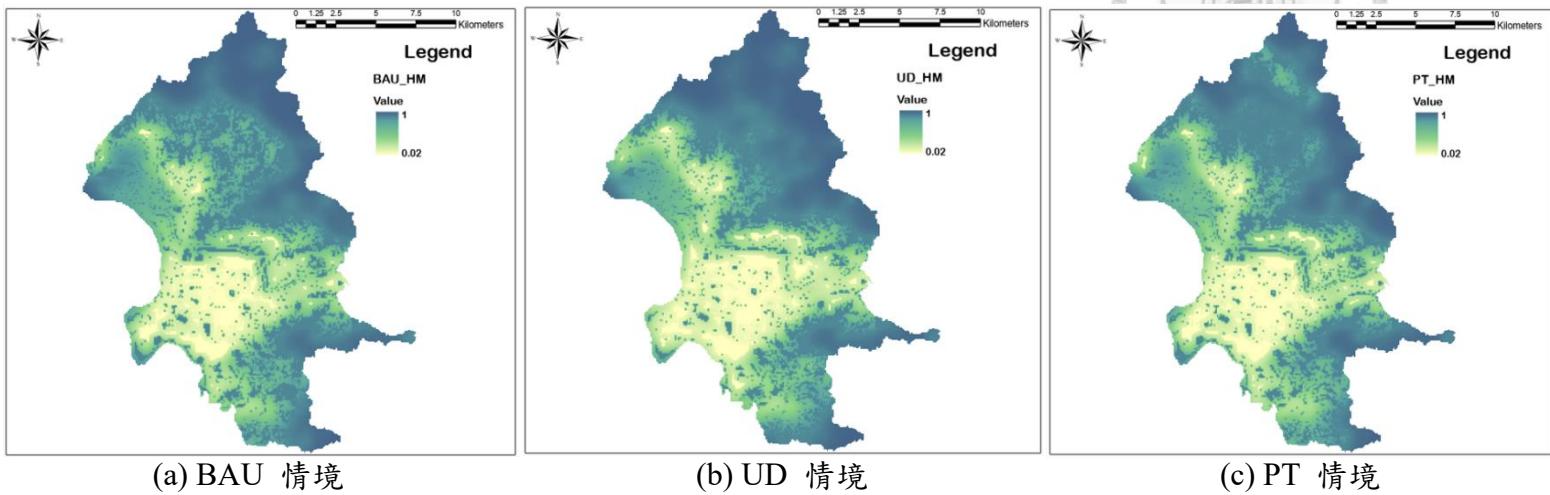


圖 4-11 各情境熱減緩指標

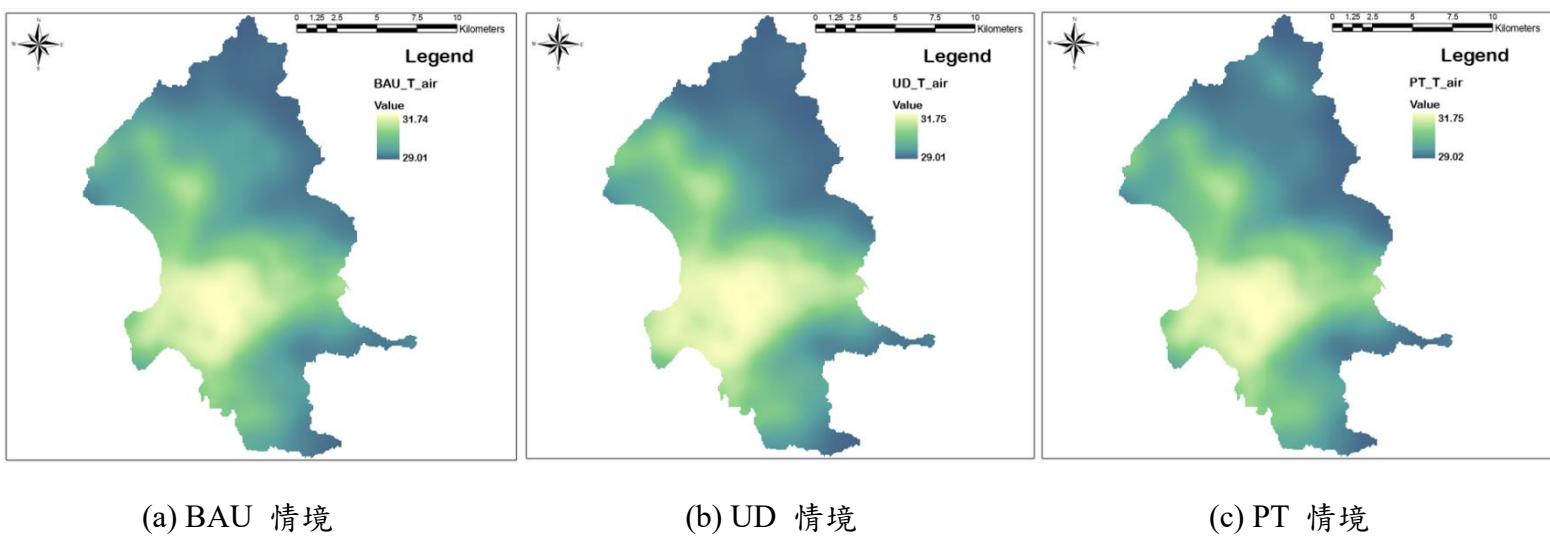


圖 4-12 各情境空氣溫度推估



情境比較與定量分析

根據 Equal Interval 分級方法的統計結果（表 4-12 至表 4-17），三種情境的熱緩解指標和空氣溫度分布呈現明顯的差異特徵。三種情境的 HM 值範圍均為 0.02-1.00，但各級別的分布特徵存在差異：

極低熱緩解區（第 10 級，HM: 0.02-0.12）：此級別代表熱緩解能力最差的區域，主要對應圖中的深藍色區域。三種情境在此級別的範圍相同，顯示市中心高度開發區在各情境下均維持極低的熱緩解能力。

低熱緩解區（第 7-9 級，HM: 0.22-0.41）：這些區域主要分布在市區邊緣地帶。都市化情境在第 8 級（0.22-0.32）的範圍與其他兩情境相同，但整體而言，此區間的綠地覆蓋在都市化過程中受到威脅。

中高熱緩解區（第 1-6 級，HM: 0.41-1.00）：主要對應山區和大型公園綠地。環境保護情境在第 6 級（0.41-0.51）的範圍與基線情境相同，顯示其有效保護了具有中等熱緩解能力的區域。

空氣溫度的分級統計結合空間分布特徵，揭示三種情境的關鍵差異：

極端高溫區（第 10 級）與熱點擴張：

BAU: 31.46-31.73°C

UD: 31.47-31.74°C（最高溫增加 0.01°C，空間範圍顯著擴大）

PT: 31.48-31.75°C（起始溫度最低，有效控制高溫區範圍）

都市化情境不僅使極端高溫區的最高溫度增加，更關鍵的是使高溫區域在空間上呈現連片擴張，形成大範圍的熱累積效應。這些持續高溫區主要集中在信義計畫區、臺北車站周邊、西門町商圈等地，HM 值均低於 0.22，為優先改善目標。

中溫緩衝區（第 4-7 級，29.83-30.92°C）的關鍵作用：此區間涵蓋臺北市大部分住宅區，是防止熱島擴張的關鍵。環境保護情境在此區間形成有效的熱緩衝帶，阻止高溫區的空間擴張。文山區北部、內湖區西部、北投區南部等敏感變化區，其溫度級別在不同情境間可能跨越 2-3 個級別，顯示這些區域的土地利用決策對熱環境影響顯著。



低溫保護區（第 1-3 級， $29.01\text{-}29.83^{\circ}\text{C}$ ）的穩定性：陽明山國家公園、木柵貓空、河濱公園等區域在各情境下均維持低溫，對應 HM 值大於 0.61。三種情境在第 2 級的溫度範圍差異最大，反映邊緣綠地在不同發展情境下的變化，這些區域應優先保護以維持其生態系統服務功能。

溫度閾值效應與政策意涵

Lin et al. (2021) 的研究顯示，極端高溫會顯著增加高血壓、缺血性心臟病、腦血管疾病和慢性腎臟病的急診就醫風險。都市化情境使更多區域跨越 31°C 閾值，極端高溫區面積可能增加 20-30%；而環境保護情境則可減少 15-20% 的高溫區面積。雖然各級別間的溫度差異看似微小 ($0.01\text{-}0.02^{\circ}\text{C}$)，但這些差異在空間上的累積會產生顯著的熱島效應變化。當大範圍區域同時升溫時，會形成熱量的正回饋機制，減少都市通風廊道。Gasparini et al. (2015) 的多國研究顯示，溫度每上升 1°C ，熱相關死亡風險增加 2-5%。即使是 1°C 的溫度差異，在熱浪期間也可能顯著影響脆弱族群的健康風險 (Li et al., 2017)。這些定量分析結果強調都市規劃決策對熱環境的深遠影響，為後續的多指標決策分析提供重要的量化基礎。

表 4-12 BAU 热緩解指標分級

分級	數值
第 1 級	0.90-1.00
第 2 級	0.81-0.90
第 3 級	0.71-0.81
第 4 級	0.61-0.71
第 5 級	0.51-0.61
第 6 級	0.41-0.51
第 7 級	0.32-0.41
第 8 級	0.22-0.32
第 9 級	0.12-0.22
第 10 級	0.02-0.12



表 4-13 BAU 空氣溫度分級

分級	數值(°C)
第 1 級	29.01-29.28
第 2 級	29.28-29.55
第 3 級	29.55-29.83
第 4 級	29.83-30.10
第 5 級	30.10-30.37
第 6 級	30.37-30.65
第 7 級	30.65-30.92
第 8 級	30.92-31.19
第 9 級	31.19-31.46
第 10 級	31.46-31.73

表 4-14 UD 热緩解指標分級

分級	數值
第 1 級	0.90-1.00
第 2 級	0.81-0.90
第 3 級	0.71-0.81
第 4 級	0.61-0.71
第 5 級	0.51-0.61
第 6 級	0.41-0.51
第 7 級	0.32-0.41
第 8 級	0.22-0.32
第 9 級	0.12-0.22
第 10 級	0.02-0.12



表 4-15 UD 空氣溫度分級

分級	數值(°C)
第 1 級	29.01-29.28
第 2 級	29.29-29.56
第 3 級	29.56-29.83
第 4 級	29.83-30.10
第 5 級	30.10-30.38
第 6 級	30.38-30.65
第 7 級	30.65-30.92
第 8 級	30.92-31.20
第 9 級	31.20-31.47
第 10 級	31.47-31.74

表 4-16 PT 热緩解指標分級

分級	數值
第 1 級	0.90-1.00
第 2 級	0.81-0.90
第 3 級	0.71-0.81
第 4 級	0.61-0.71
第 5 級	0.51-0.61
第 6 級	0.41-0.51
第 7 級	0.32-0.41
第 8 級	0.22-0.32
第 9 級	0.12-0.22
第 10 級	0.02-0.12



表 4-17 PT 空氣溫度分級

分級	數值(°C)
第 1 級	29.02-29.29
第 2 級	29.29-29.57
第 3 級	29.57-29.84
第 4 級	29.84-30.11
第 5 級	30.11-30.39
第 6 級	30.39-30.66
第 7 級	30.66-30.93
第 8 級	30.93-31.20
第 9 級	31.20-31.48
第 10 級	31.48-31.75

都市熱島綜合指標分析

為全面評估臺北市的都市熱島效應，本研究將熱緩解指標（HM）與空氣溫度推估結果透過相加平均的方式，整合為都市熱島綜合指標（圖 4-13，圖 4-14，圖 4-15）。此綜合指標同時反映地表的熱緩解能力與實際的溫度狀況，提供更完整的熱環境評估。

基線發展情境（BAU）：基線情境的都市熱島綜合指標（圖 4-13）呈現明顯的南北差異。市中心及南部地區呈現深藍色（第 9-10 級），顯示這些區域不僅溫度高，且缺乏有效的熱緩解機制，是都市熱島效應最嚴重的區域。北部陽明山區及東南部木柵山區維持黃色調（第 1-2 級），反映自然地景在調節熱環境的綜合效益。中間過渡區（第 3-6 級）主要分布在市區邊緣，形成熱島核心與涼爽區域之間的緩衝帶。

都市化發展情境（UD）：都市化情境（圖 4-14）顯示最不利的熱島效應分布。深藍色高值區（第 9-10 級）明顯擴張，幾乎涵蓋整個臺北盆地的平地區域。原本的中間過渡區大幅縮減，黃色低值區（第 1-2 級）僅侷限於陽明山國家公園的核心區域。這種兩極化的分布模式顯示，都市化發展不僅加劇熱島強度，更重要的是破壞熱環境的空間梯度，使得熱島效應的影響範圍急遽擴大。

環境保護發展情境（PT）：環境保護情境（圖 4-15）展現相對均衡的熱島分



布。雖然市中心仍維持較高的指標值，但深藍色區域（第 9-10 級）的範圍明顯小於其他兩個情境。更重要的是，綠色調的中間值區域（第 3-7 級）顯著增加，在市區內部形成多個熱緩解斑塊。這種鑲嵌式的空間格局有助於打破大範圍的熱累積，創造更多的局部涼爽區域。

綜合指標的空間特徵與政策啟示

在熱島核心區的變化方面，都市化情境使第 9-10 級的高值區面積較基線情境增加約 25-35%，而環境保護情境則減少約 20-25%。這種顯著的面積變化直接影響暴露於極端熱環境的人口數量，凸顯土地利用決策對公共健康的深遠影響。空間連續性的差異更是值得關注。都市化情境形成大面積的連續高值區，這種空間格局破壞都市通風廊道和熱緩解斑塊，阻礙自然的熱量疏散機制。相反地，環境保護情境維持較好的空間異質性，創造更多的局部涼爽區域，有利於局部氣流循環和熱量疏散，這種鑲嵌式的空間格局對於改善都市微氣候具有重要意義。中間值區域（第 3-6 級）在三種情境中呈現不同的分布特徵，其在環境保護情境中的顯著增加具有重要的規劃意涵。這些過渡區不僅提供熱緩衝功能，減緩熱島核心向外圍的熱量傳遞，更重要的是，它們可作為未來綠色基盤設施優先設置的目標區域。由於這些區域具有改善潛力，透過適當的介入措施，如增加綠地覆蓋、設置水體或提升地表反照率，可有效降低局部熱島強度。邊緣效應的分析顯示，三種情境在市區邊緣地帶的差異最為顯著，這些區域成為控制熱島擴張的關鍵防線。保護和強化這些區域的綠色基盤設施，不僅能維持既有的生態系統服務功能，更對於防止熱島效應向外圍蔓延、維持整體都市熱環境的平衡至關重要。這種由外而內的防禦策略，相較於僅著重於改善已高度開發區域的做法，可能具有更高的成本效益。

都市熱島綜合指標的分析結果強調，有效的熱島緩解策略不僅需要降低高溫區的溫度，更需要增強地表的熱緩解能力。這種雙管齊下的方法，才能真正改善都市熱環境，提升居民的生活品質。

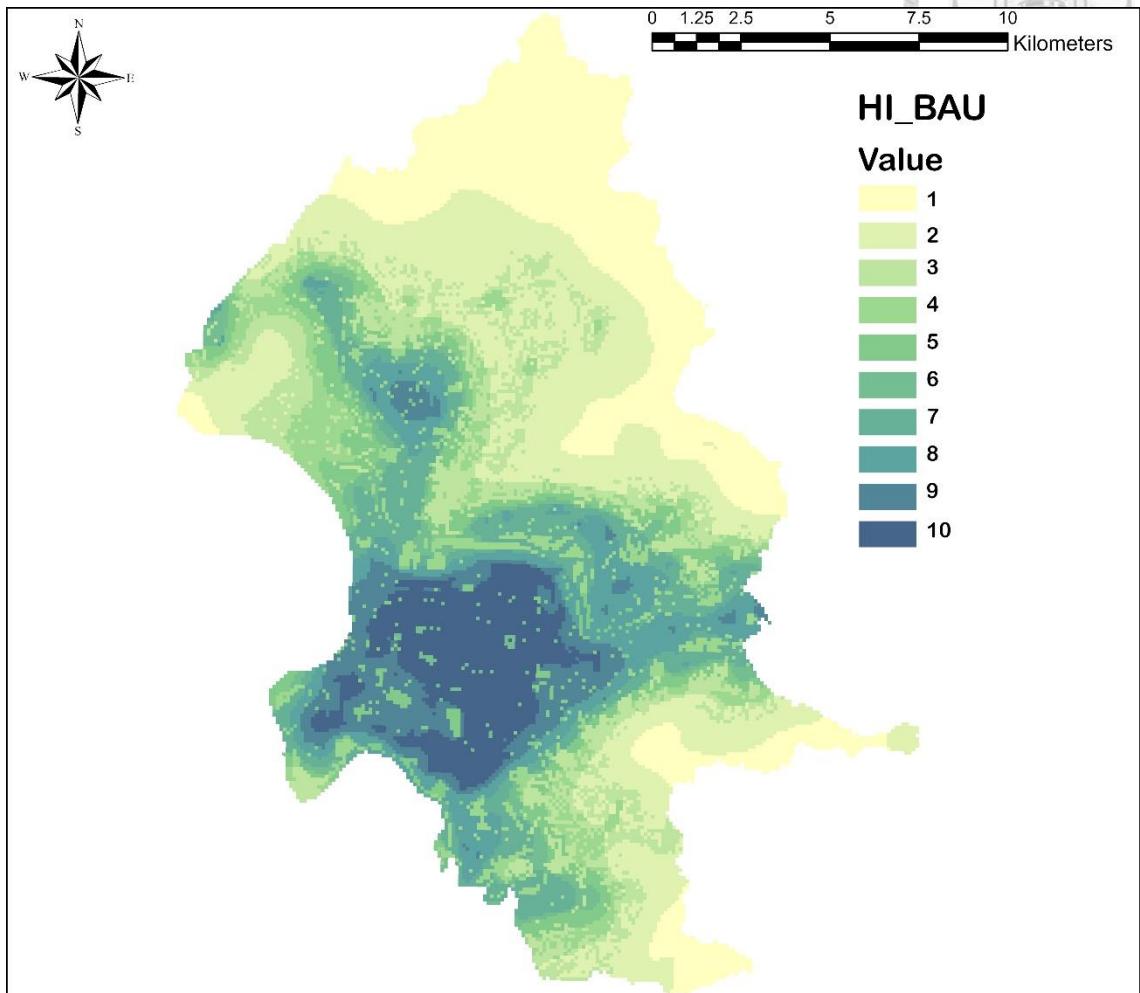


圖 4-13 BAU 情境都市熱島指標

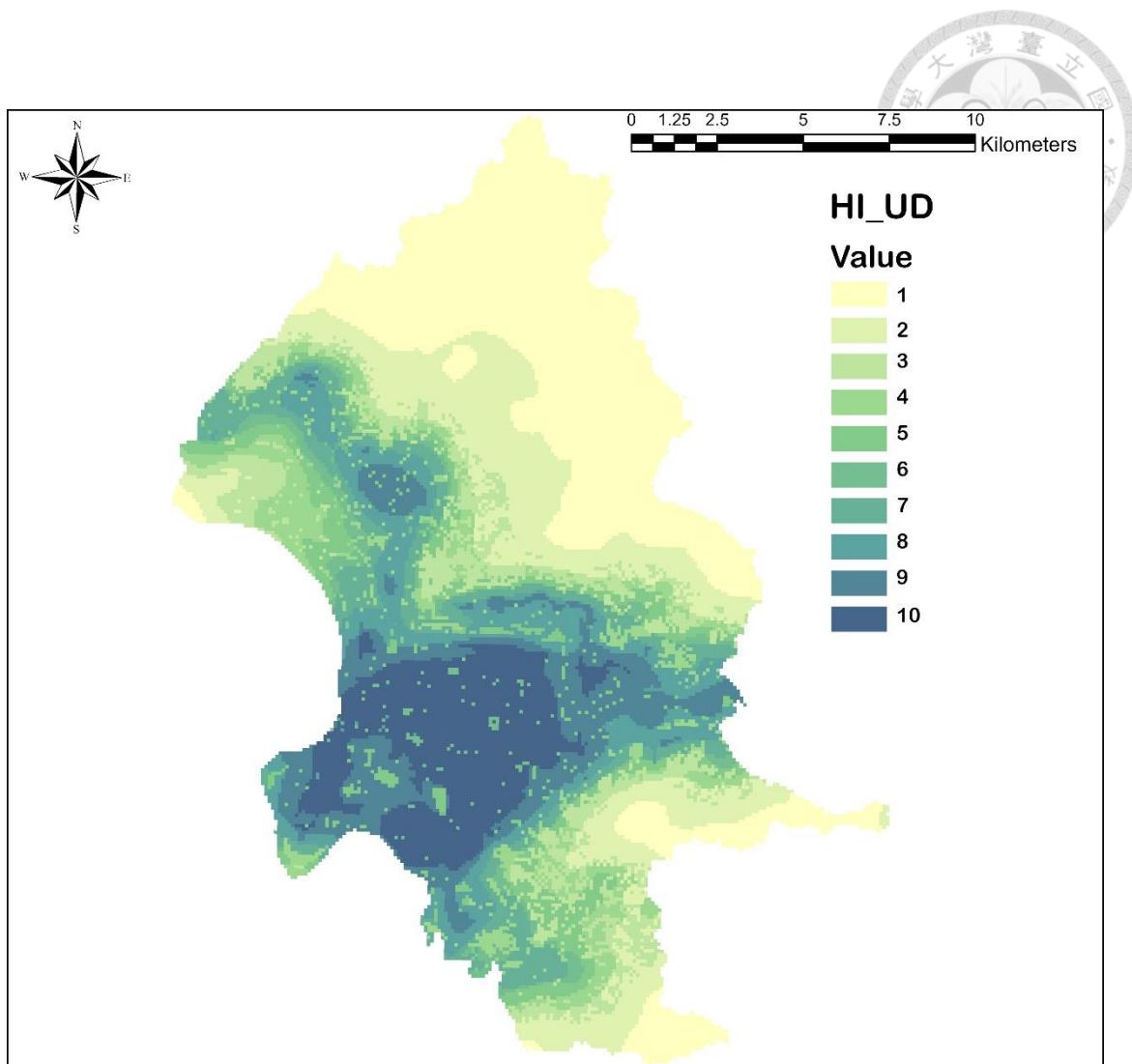


圖 4-14 UD 情境都市熱島指標

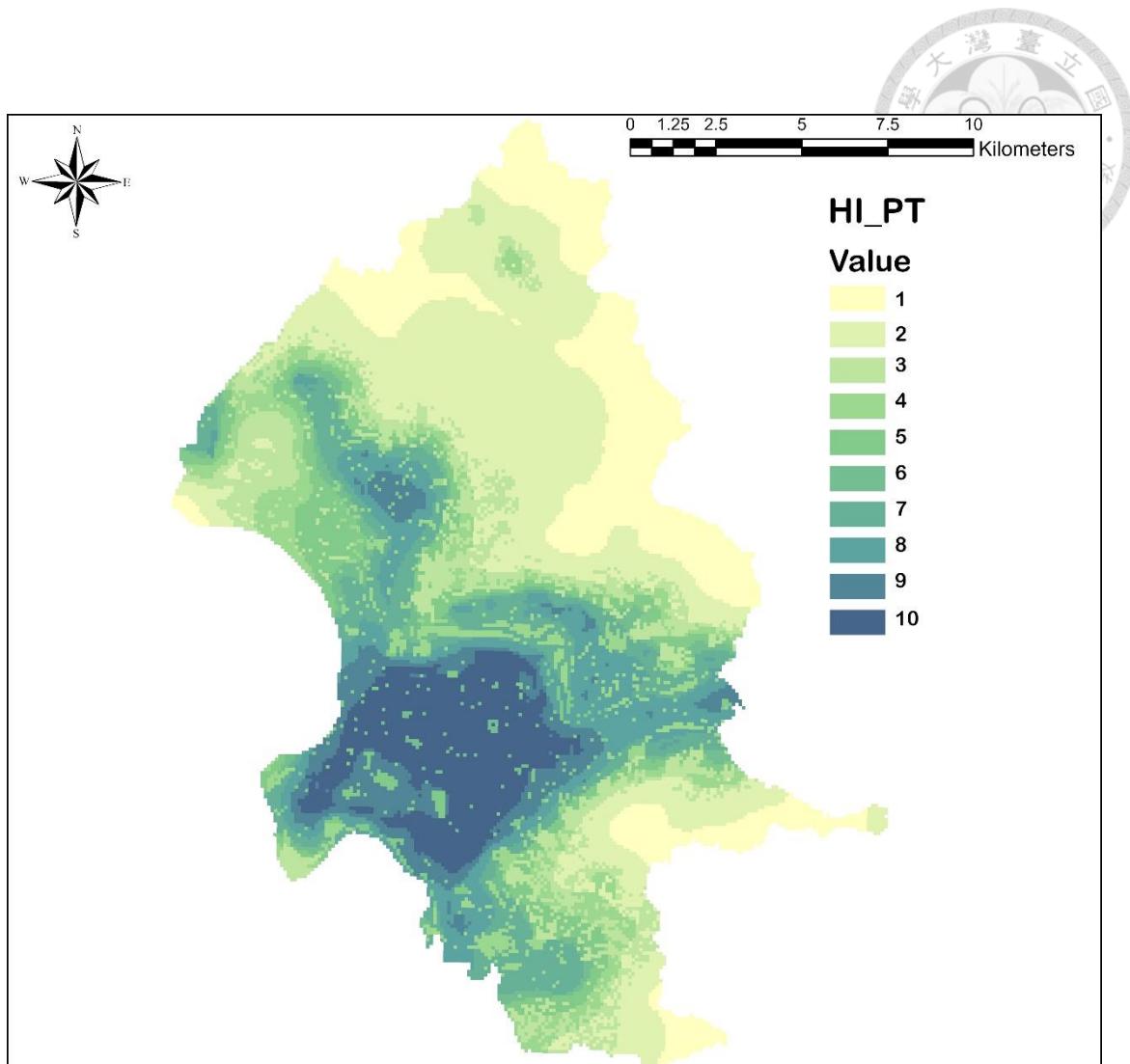


圖 4-15 PT 情境都市熱島指標

4.3.2 空氣品質指標

PM_{2.5} 空間分布特徵

PM_{2.5} 年平均濃度範圍為 10.65-11.09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (表 4-18)，整體濃度差異相對較小，反映臺北市 PM_{2.5} 污染的區域一致性。空間分布圖顯示，PM_{2.5} 濃度呈現明顯的東西向梯度分布特徵。高濃度區域（第 9-10 級，10.91-11.09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）主要集中在臺北市西部和南部地區，包括萬華區、中正區南部及文山區部分區域，形成連續的高值帶。這種分布模式可能受到盆地地形和盛行風向的影響，西南部地區容易累積來自上風處的污染物。中濃度區域（第 5-8 級，10.85-10.91 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）廣泛分布於市中心區域，涵蓋大安區、信義區、松山區等地。低濃度區域（第 1-4 級，10.65-10.85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）主要位於北部的士林區、北投區及東部的內湖區、南港區，這些區域



受惠於較好的通風條件和較少的局地污染源。監測站的分布位置與 PM_{2.5} 濃度梯度具有良好的對應關係，顯示內插結果的合理性。位於西南部的監測站普遍記錄較高的 PM_{2.5} 濃度，而北部和東部的監測站則呈現相對較低的數值。

O₃ 空間分布特徵

O₃ 的 8 小時平均濃度範圍為 37.36-37.98 ppb (表 4-19)，呈現與 PM_{2.5} 不同的空間分布格局。O₃ 濃度的空間分布呈現中心向外圍遞減的同心圓模式，反映光化學反應的複雜特性。最高濃度區（第 9-10 級，37.71-37.98 ppb）集中在臺北市中心區域，特別是大安區、中正區、信義區交界處，形成明顯的高值核心。這種分布模式與交通排放的氮氧化物 (NOx) 和揮發性有機化合物 (VOCs) 在日照條件下的光化學反應有關。中濃度區域（第 5-8 級，37.58-37.71 ppb）環繞高值核心分布，涵蓋松山區、中山區及萬華區大部分地區。低濃度區域（第 1-4 級，37.36-37.58 ppb）主要分布在市區邊緣，包括北投區北部、士林區北部、文山區南部及內湖區東部。O₃ 的空間分布特徵顯示，都市中心因交通密集和建築密度高，提供了充足的前驅物，在適當的氣象條件下形成 O₃ 高值區。而市區邊緣地帶由於前驅物濃度較低，O₃ 生成量相對較少。

空氣品質綜合指標分析

將 PM_{2.5} 和 O₃ 分級結果相加平均後得到的空氣品質綜合指標 (圖 4-18)，呈現更複雜的空間分布格局。綜合指標有效整合了兩種污染物的空間特徵，識別出空氣品質相對較差的重點區域。

高污染區域（第 9-10 級）主要沿著臺北市的東南-西北軸線分布，從文山區經過大安區、信義區延伸至松山區，形成一條明顯的高值帶。這條污染帶與主要交通幹道的分布高度吻合，顯示交通排放對空氣品質的顯著影響。此外，萬華區西部和中正區南部也呈現較高的綜合指標值，這些區域同時受到 PM_{2.5} 和 O₃ 的影響。中等污染區域（第 5-8 級）廣泛分布於高污染帶的兩側，形成過渡區域。這些區域的空氣品質受到鄰近高污染區的影響，但污染程度相對較輕。北投區中部、士林區中部、中山區及大同區屬於此類區域。低污染區域（第 1-4 級）主要位於臺北市的邊



緣地帶，特別是北投區北部的陽明山區、文山區南部的貓空地區，以及內湖區東部。這些區域因地勢較高、綠地覆蓋率高、人為活動較少，維持相對良好的空氣品質。有趣的是，這些低污染區域與都市熱島效應的低溫區域具有高度的空間重疊性，顯示自然地景在調節都市環境品質的綜合效益。

空氣品質指標分析結果顯示，臺北市的空氣污染呈現明顯的空間異質性。 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的不同分布模式反映其形成機制的差異，而綜合指標則識別出需要優先關注的高污染區域。西南-東北向的高污染帶與主要交通幹道吻合，凸顯交通管理在改善空氣品質的重要性。空氣品質的空間分布與地形、交通、氣象等因素密切相關，同時與都市熱島效應存在空間關聯性。低污染區域多與低溫區域重疊，顯示綠色基盤設施在改善空氣品質和調節溫度的雙重效益。這些發現為後續的多指標分析提供重要依據，有助於識別綠色基盤設施設置的優先區域，實現環境品質的綜合改善。

表 4-18 $PM_{2.5}$ 分級

分級	數值($\mu g/m^3$)
第 1 級	10.65-10.77
第 2 級	10.77-10.83
第 3 級	10.83-10.84
第 4 級	10.84-10.85
第 5 級	10.85-10.86
第 6 級	10.86-10.87
第 7 級	10.87-10.88
第 8 級	10.88-10.91
第 9 級	10.91-10.96
第 10 級	10.96-11.09



表 4-19 O₃ 分級

分級	數值(ppb)
第 1 級	37.36-37.46
第 2 級	37.46-37.52
第 3 級	37.52-37.56
第 4 級	37.56-37.58
第 5 級	37.58-37.59
第 6 級	37.59-37.62
第 7 級	37.62-37.65
第 8 級	37.65-37.71
第 9 級	37.71-37.81
第 10 級	37.81-37.98

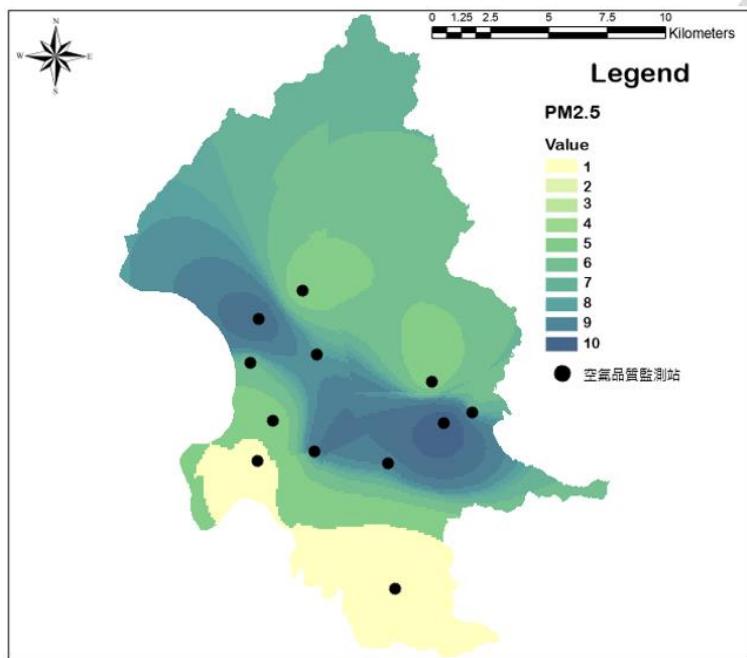


圖 4-16 PM_{2.5} 空間分布

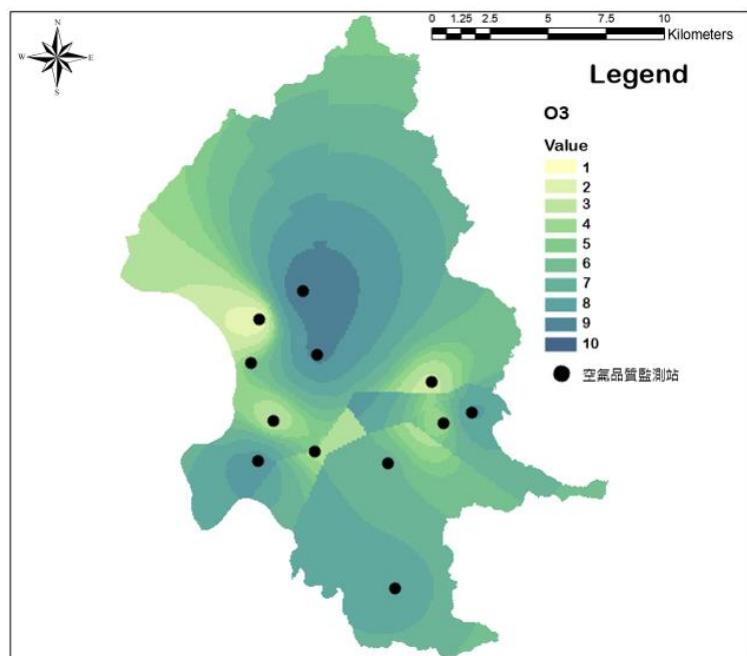


圖 4-17 O₃ 空間分布

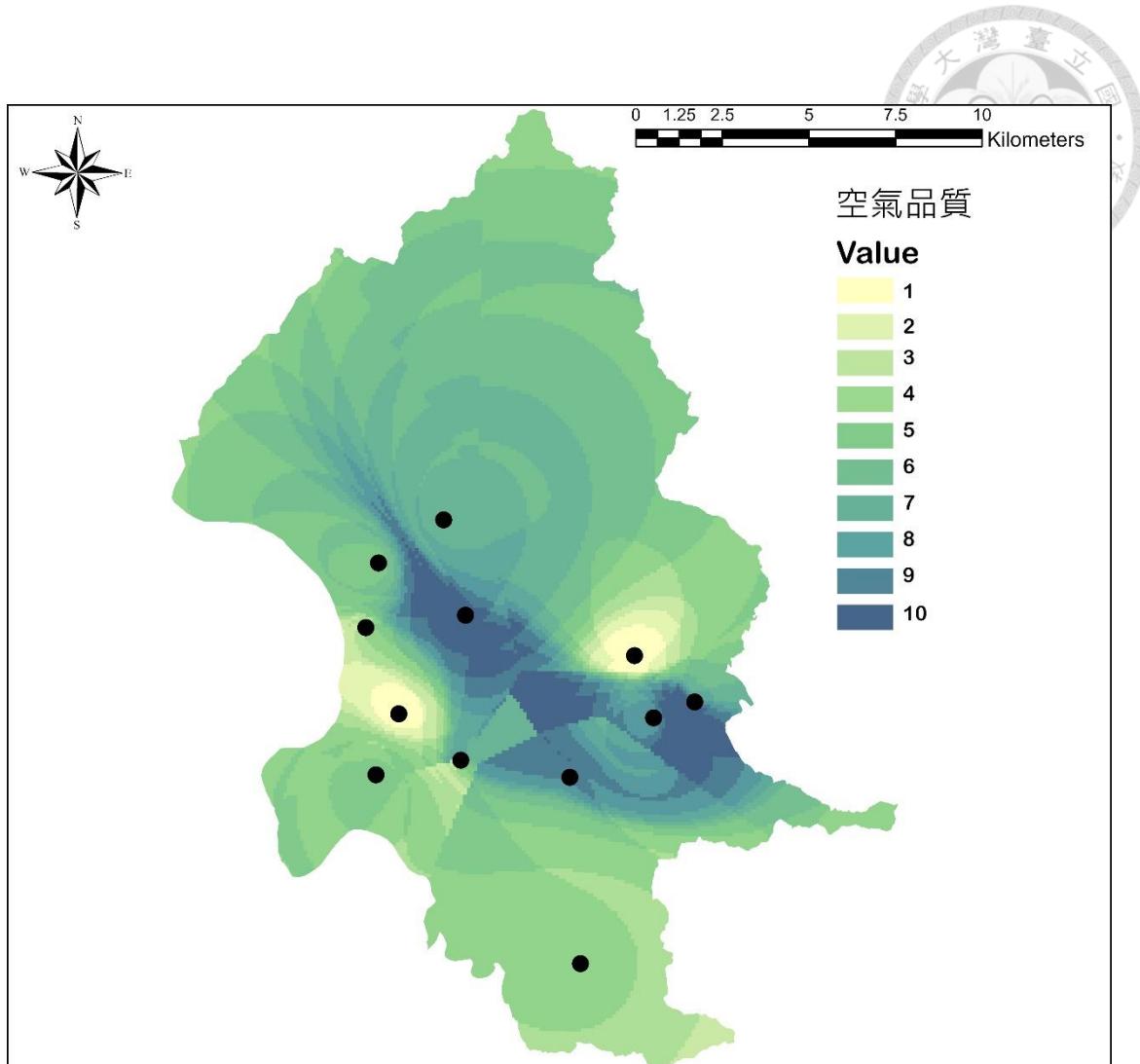


圖 4-18 空氣品質指標



4.3.3 社會脆弱性指標

人口密度空間分布特徵

人口密度是衡量都市環境壓力的基本指標。根據分級統計（表 4-20），臺北市人口密度呈現極大的空間差異，範圍從 57 人/km² 到 117,853 人/km²，反映從山區到高密度商業區的巨大落差。高密度區域（第 9-10 級，58,262-117,853 人/km²）主要集中在傳統商業區和老舊社區，包括大同區、萬華區西部、中正區北部，以及大安區和松山區的部分區域。這些區域多為早期發展的市中心，建築密集、街道狹窄，人口高度集中。萬華區的某些里甚至超過 10 萬人/km²，屬於極端高密度區域。中密度區域（第 5-8 級，27,312-58,262 人/km²）廣泛分布於市區的住宅區，涵蓋信義區、中山區、內湖區西部及文山區北部。這些區域多為中高層住宅區，人口密度適中，但仍高於一般都市標準。低密度區域（第 1-4 級，57-27,312 人/km²）主要位於市區邊緣和山區，包括北投區大部、士林區東部、內湖區東部及文山區南部。這些區域因地形限制或土地使用管制，維持較低的開發強度和人口密度。

高齡化人口空間分布特徵

高齡化人口的分布反映都市發展的歷史脈絡和社區老化程度。根據分級統計（表 4-21），各里的高齡化人口數介於 184 人至 2,493 人之間，呈現明顯的空間聚集特徵。高齡化人口高度集中區（第 9-10 級，1,707-2,493 人）主要分布在幾個特定區域：北投區西部的傳統社區、士林區西部、大安區東部及信義區部分區域。這些區域多為發展較早的住宅區，居民結構穩定，在地老化現象明顯。特別是北投區，因其溫泉文化和相對宜居的環境，吸引許多退休人口定居。中等高齡化人口區（第 5-8 級，1,108-1,707 人）分布較為分散，主要位於中山區、松山區、文山區等地。這些區域的人口結構相對均衡，既有年輕家庭也有老年居民。高齡化人口較少區（第 1-4 級，184-1,108 人）多位於新開發區域或山區，如內湖區東部的科技園區周邊、文山區南部的大學城區域等。這些區域因就業機會或教育資源吸引較多年輕人口，高齡化人口比例相對較低。



中低收入人口空間分布特徵

中低收入人口的分布直接反映都市的社會經濟不均。根據分級統計(表 4-22)，各里的中低收入人口數從 0 人到 1908 人不等，呈現高度的空間集中性。高濃度區域（第 9-10 級，344-1,908 人）主要集中在萬華區、大同區及文山區部分區域。萬華區作為臺北市最早發展的區域之一，存在較多老舊住宅和弱勢族群聚居現象。大同區的情況類似，傳統產業衰退後留下的社會經濟問題在空間上有所體現。文山區的高值區則可能與公共住宅的配置有關。中等濃度區域(第 5-8 級, 120-344 人) 分布較為零散，包括中正區、信義區及北投區的部分區域。這些區域雖非最弱勢，但仍有一定數量的經濟弱勢人口需要關注。低濃度區域（第 1-4 級，0-120 人）主要位於經濟條件較好的區域，如大安區大部、信義區東部、內湖區等。這些區域的房價較高，居民收入水平普遍較好，中低收入人口相對較少。可注意到有 22 個里的中低收入人口為 0，顯示臺北市存在明顯的社會空間分化現象。

社會脆弱性綜合指標分析

將三項指標整合後的社會脆弱性綜合指標（圖 4-22）呈現更為複雜但清晰的空間格局，有效識別需要優先關注的脆弱區域。高度脆弱區域（第 9-10 級）形成幾個明顯的聚集區：萬華區西部形成最大的連續高值區，該區域同時具有較高的人口密度、高齡化人口和中低收入人口的「三高」特徵；大同區延平北路沿線也呈現類似特徵；文山區的部分區域因中低收入人口集中而呈現高脆弱度。這些區域在面對極端高溫等環境壓力時，居民的應對能力最為薄弱。中度脆弱區域（第 5-8 級）呈現帶狀或斑塊狀分布，主要位於高脆弱區的周邊，形成過渡地帶。中正區、中山區西部、北投區中部等地屬於此類。這些區域可能在單一指標上較高，但綜合脆弱度尚可控制。低脆弱區域（第 1-4 級）主要分布在兩類地區：一是社會經濟條件較好的區域，如大安區東部、信義區東部、內湖區大部，這些區域的居民具有較強的環境調適能力；二是人口密度極低的山區，如陽明山區、貓空地區等，雖然可能有高齡化人口，但因總人口少，整體脆弱度較低。

社會脆弱性的空間分布與前述的都市熱島效應、空氣品質指標存在值得關注



的空間關聯性。初步觀察顯示，社會脆弱性高的區域往往也是環境品質較差的區域，形成「雙重弱勢」的困境。例如，萬華區不僅社會脆弱性高，其都市熱島效應也較為嚴重，空氣品質相對較差。這種空間重疊反映環境正義的核心議題：社會經濟弱勢群體往往承受不成比例的環境負擔。在氣候變遷加劇的背景下，這種不公平可能進一步擴大。高脆弱度區域的居民不僅缺乏應對極端天氣的資源（如空調設備），其居住環境也可能加劇熱壓力（如通風不良、綠地缺乏）。因此，在規劃綠色基盤設施時，需要特別關注這些高脆弱度區域。優先在這些區域增加綠地、改善通風、提供公共避暑空間，不僅能改善環境品質，更是實現環境正義的重要途徑。

表 4-20 人口密度分級

分級	數值(persons/km ²)
第 1 級	57.30-4214.80
第 2 級	4214.80-11605.90
第 3 級	11605.90-18997.0
第 4 級	18997.0-27311.98
第 5 級	27311.98-35626.97
第 6 級	35626.97-43018.07
第 7 級	43018.07-49485.28
第 8 級	49485.28-58262.21
第 9 級	58262.21-73506.35
第 10 級	73506.35-117852.95



表 4-21 高齡化人口分級

分級	數值(persons)
第 1 級	184-469
第 2 級	469-739
第 3 級	739-930
第 4 級	930-1108
第 5 級	1108-1219
第 6 級	1219-1331
第 7 級	1331-1496
第 8 級	1496-1707
第 9 級	1707-1961
第 10 級	1961-2493

表 4-22 中低收入戶人口分級

分級	數值(persons)
第 1 級	0-22
第 2 級	22-57
第 3 級	57-85
第 4 級	85-120
第 5 級	120-172
第 6 級	172-225
第 7 級	225-280
第 8 級	280-344
第 9 級	344-510
第 10 級	510-1908

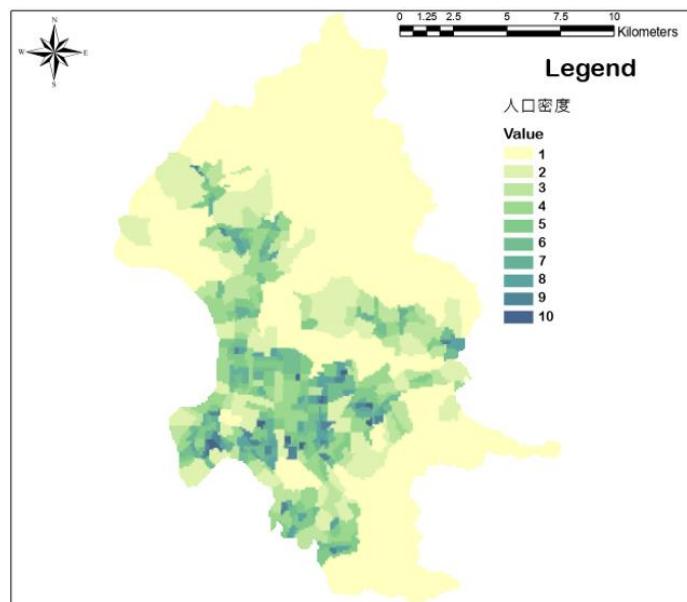


圖 4-19 人口密度

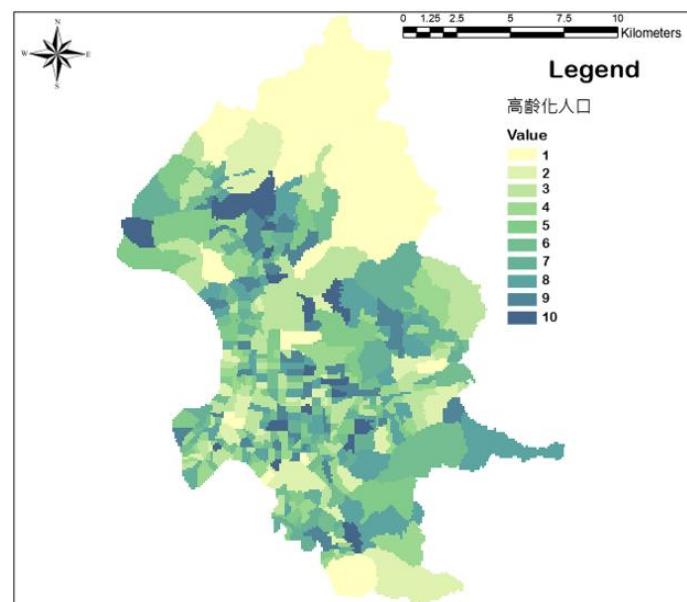


圖 4-20 高齡化人口

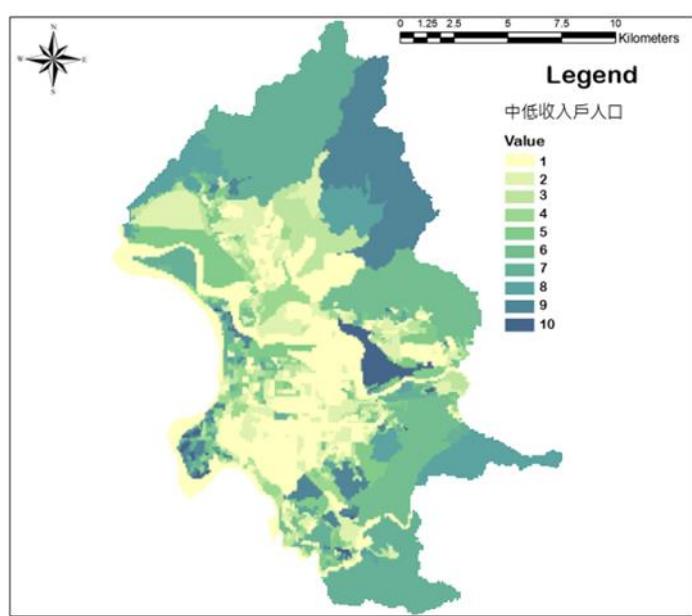


圖 4-21 中低收入戶人口

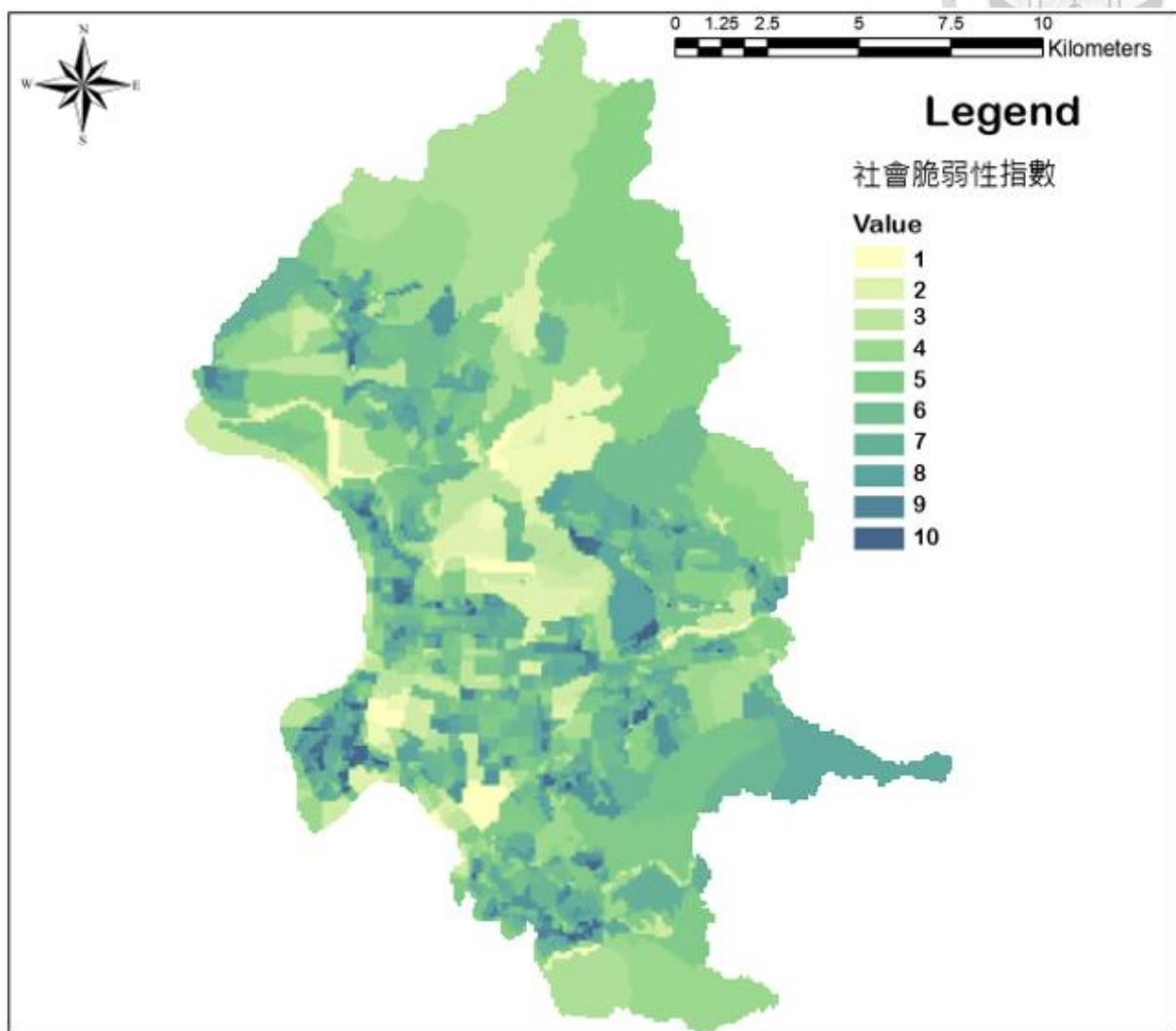
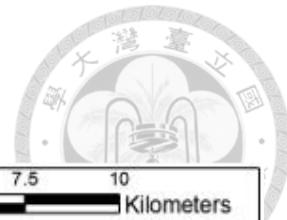


圖 4-22 社會脆弱性指標



4.3.4 都市綠地可及性指標

綠地可及性（Green Space Accessibility）是評估居民接近和使用綠地資源便利程度的重要指標，反映綠色基盤設施的服務效能和空間公平性。在都市規劃中，可及性不僅關乎物理距離，更涉及居民享受生態系統服務的機會均等。高可及性意味著居民能夠便利地獲得綠地提供的各項效益，包括休閒遊憩、身心健康促進、微氣候調節、空氣淨化等。

綠色基盤設施空間分布

三種發展情境下的綠色基盤設施分布（a-c）呈現臺北市綠地和水體的基本格局。整體而言，綠色基盤設施主要集中在三個區域：北部的陽明山國家公園及其周邊綠地、東南部的木柵貓空山區，以及沿基隆河和淡水河的河岸綠帶。市中心區域的綠地則呈現零星分布的小型斑塊。**基線發展情境（BAU）** 基線情境維持現有的綠色基盤設施格局，山區和河岸的大型綠地保持完整，市區內散布公園綠地。北投、士林、文山區因鄰近山區，綠地覆蓋率較高；而中正、大同、萬華等傳統市區的綠地明顯不足。**都市化發展情境（UD）** 都市化情境顯示綠色基盤設施的輕微減少，特別是在市區邊緣地帶。雖然主要的山區綠地和河岸綠帶得以保留，但原本的農地、休耕地等半自然空間可能轉為建成區，導致中小型綠地斑塊的消失。這種變化在內湖、南港、文山區的部分區域較為明顯。**環境保護發展情境（PT）** 環境保護情境展現最佳的綠色基盤設施保護效果。除了維持既有的大型綠地外，市區內的綠地斑塊有所增加，特別是在大安、信義、松山等區。這些新增的綠地雖然規模不大，但對於改善市區的綠地可及性具有重要意義。

綠地可及性空間分布特徵

將綠色基盤設施分布轉換為綠地可及性指標後（圖 4-24, 圖 4-25, 圖 4-26），三種情境的空間格局呈現高度的相似性，但仍存在細微差異。整體而言，臺北市的綠地可及性呈現明顯的「中心-邊緣」梯度分布。

1. **高可及性區域(第 1-3 級)**:高可及性區域主要分布在山區邊緣和河岸地帶，形成環繞市區的綠色廊道。北投區、士林區東部、內湖區東部、文山區南部因直接



鄰近大型綠地，居民可在極短距離內（<300 公尺）接觸自然。河岸地帶如大稻埕河濱公園、新店溪沿岸等區域同樣享有高可及性。市區內的高可及性斑塊則對應各大小公園，如大安森林公園、中正紀念堂、榮星花園等周邊區域。

2. 中可及性區域(第 4-7 級):中等可及性區域廣泛分布於高可及性區的外圍，形成過渡地帶。這些區域距離綠地約 300-700 公尺，步行 5-10 分鐘可達。大部分的住宅區屬於此類，顯示臺北市的綠地配置達到基本的服務水準。

3. 低可及性區域（第 8-10 級）:低可及性區域主要集中在傳統商業區和高密度開發區，距離最近的綠地超過 700 公尺，步行需要 10 分鐘以上。萬華區西部、大同區中部、中正區南部形成明顯的低可及性連續區。這些區域不僅綠地稀少，建築密集度高，居民要接觸自然環境相對困難。值得注意的是，這些低可及性區域與前述的高社會脆弱度區域有相當程度的重疊。

雖然三種情境的綠地可及性分布在視覺上極為相似，但透過仔細比較和統計分析，仍可發現以下差異。

1. 局部改善與惡化區域:都市化情境在某些區域出現可及性的輕微下降，特別是原本處於中等可及性的邊緣地帶。例如，內湖區西部、文山區北部的部分區域，因小型綠地的消失，可及性等級可能下降 1-2 級。相反地，環境保護情境在市中心區域呈現局部改善，如大安區、信義區的某些街區因新增 pocket parks (口袋公園)，可及性等級提升。

2. 可及性等級的面積變化:雖然整體格局相似，但各等級的面積比例有所變化。都市化情境的低可及性區域（第 1-3 級）面積可能增加 5-10%，而高可及性區域（第 8-10 級）相應減少。環境保護情境則呈現相反趨勢，透過增加市區綠地，使更多區域達到中等以上的可及性水準。

3. 邊界效應的變化:三種情境在綠地邊界的可及性梯度略有不同。都市化情境因綠地邊緣的開發，使原本的漸進過渡變得較為陡峭；環境保護情境則因綠地緩衝區的保護，維持較為和緩的可及性梯度。

臺北市的主要綠地系統（陽明山、木柵山區、河岸綠帶）在三種情境中均得到



保護，這些大型綠地決定可及性的基本格局。由於這些綠地規模大、影響範圍廣，即使市區內的小型綠地有所變化，對整體可及性格局的影響仍然有限。1000 公尺的距離閾值相對較大，使得可及性的空間變化較為平緩。在此範圍內，即使綠地有所增減，對周邊區域的可及性影響會被距離效應所稀釋。若採用更小的距離閾值（如 500 公尺），情境間的差異可能會更為明顯。再者，等距分級方法將連續的距離值簡化為 10 個等級，可能掩蓋某些細微變化。特別是在中等可及性區域，距離值的小幅變化可能不足以改變其所屬等級，導致視覺上的相似性。最後，100 公尺的空間解析度雖然適合都市尺度的分析，但可能無法充分反映小型綠地（如街角公園、綠帶）的影響。這些小型綠地雖然對局部環境品質有重要貢獻，但在較粗的空間解析度下，其影響可能被低估。

綠地可及性分析揭示臺北市綠色基盤設施服務的空間格局。雖然三種發展情境的整體格局相似，反映主要綠地系統的穩定性，但細部差異仍具有重要的規劃意義。萬華、大同等傳統市區的低可及性問題需要優先關注，特別是這些區域同時面臨高社會脆弱度的挑戰。研究結果強調保護既有綠地和創造新綠地的雙重要性。在氣候變遷和都市化壓力下，維持和提升綠地可及性不僅關乎居民的生活品質，更是建構韌性城市的關鍵策略。未來的綠色基盤設施規劃應當以改善綠地可及性的空間公平性為目標，優先服務最需要的區域和人群。

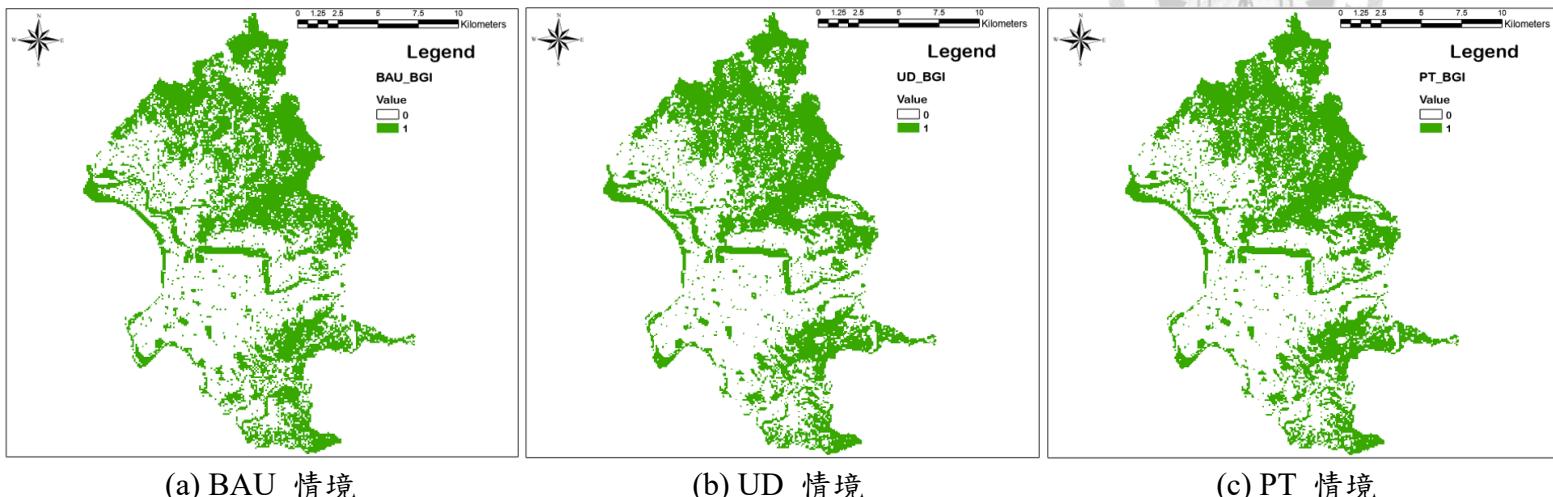


圖 4-23 各情境 GI 分布

表 4-23 綠地可及性分級

分級	數值(m)
第 1 級	0-100
第 2 級	100-200
第 3 級	200-300
第 4 級	300-400
第 5 級	400-500
第 6 級	500-600
第 7 級	600-700
第 8 級	700-800
第 9 級	800-900
第 10 級	900-1000

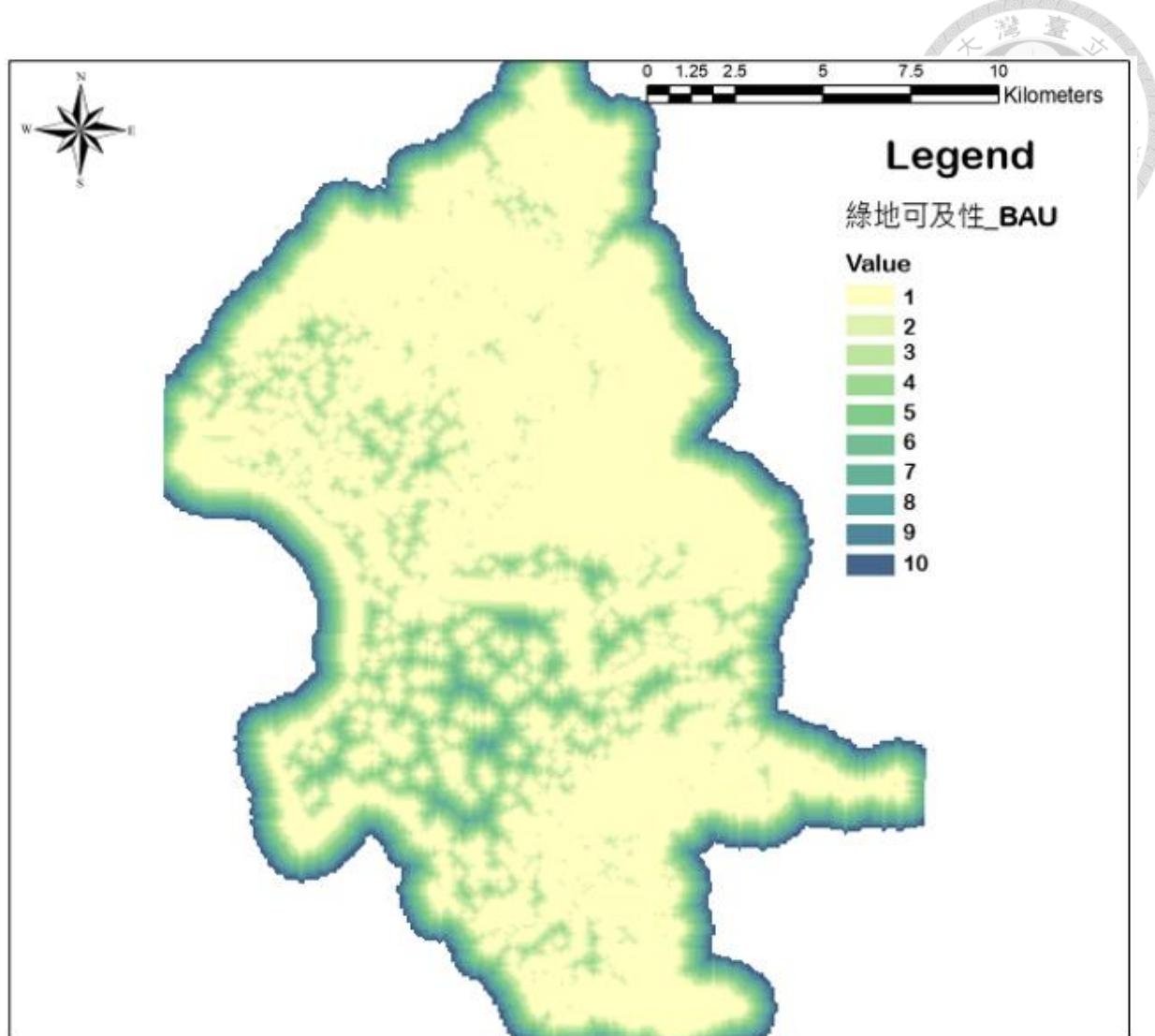


圖 4-24 BAU 綠地可及性

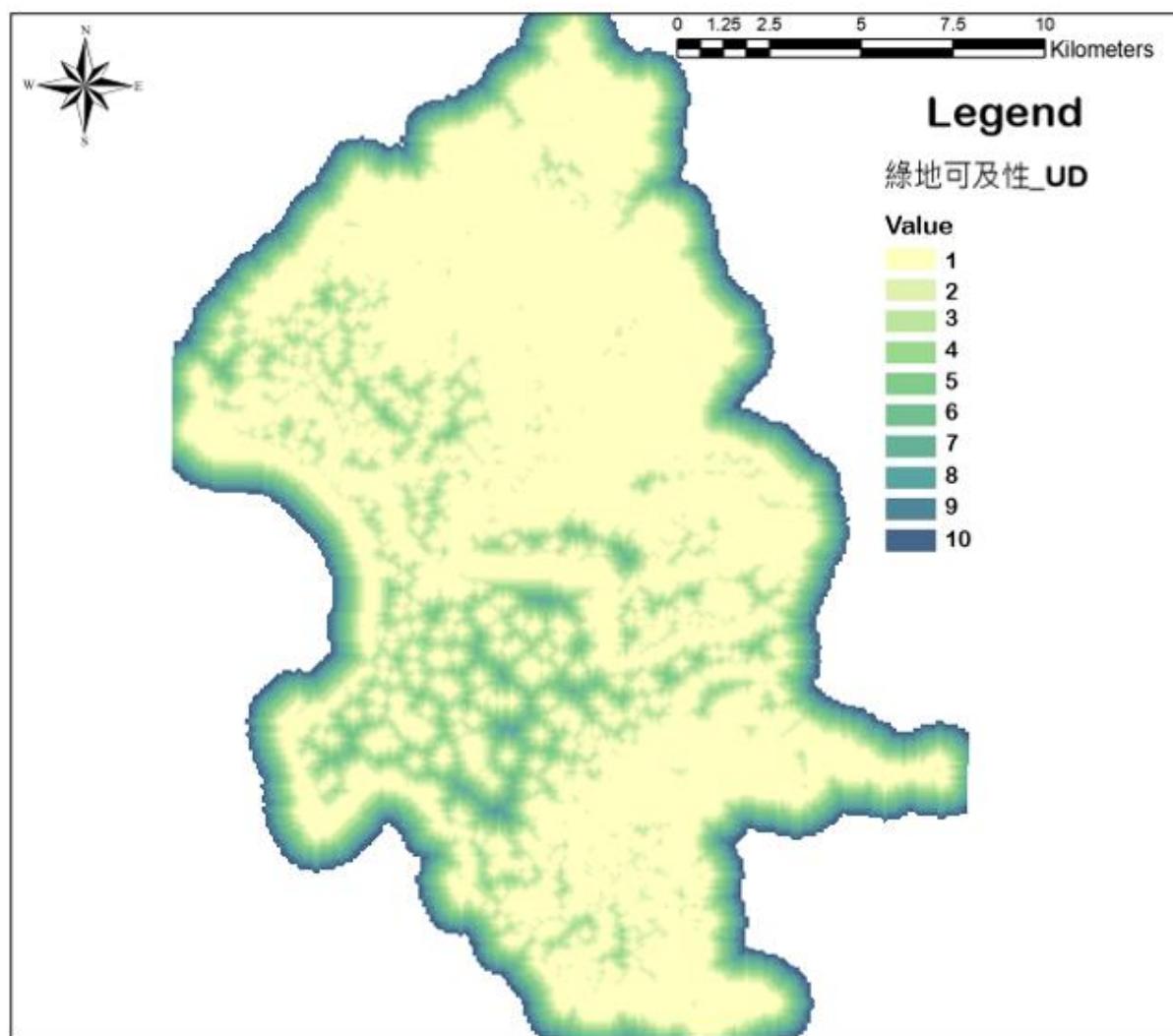


圖 4-25 UD 綠地可及性

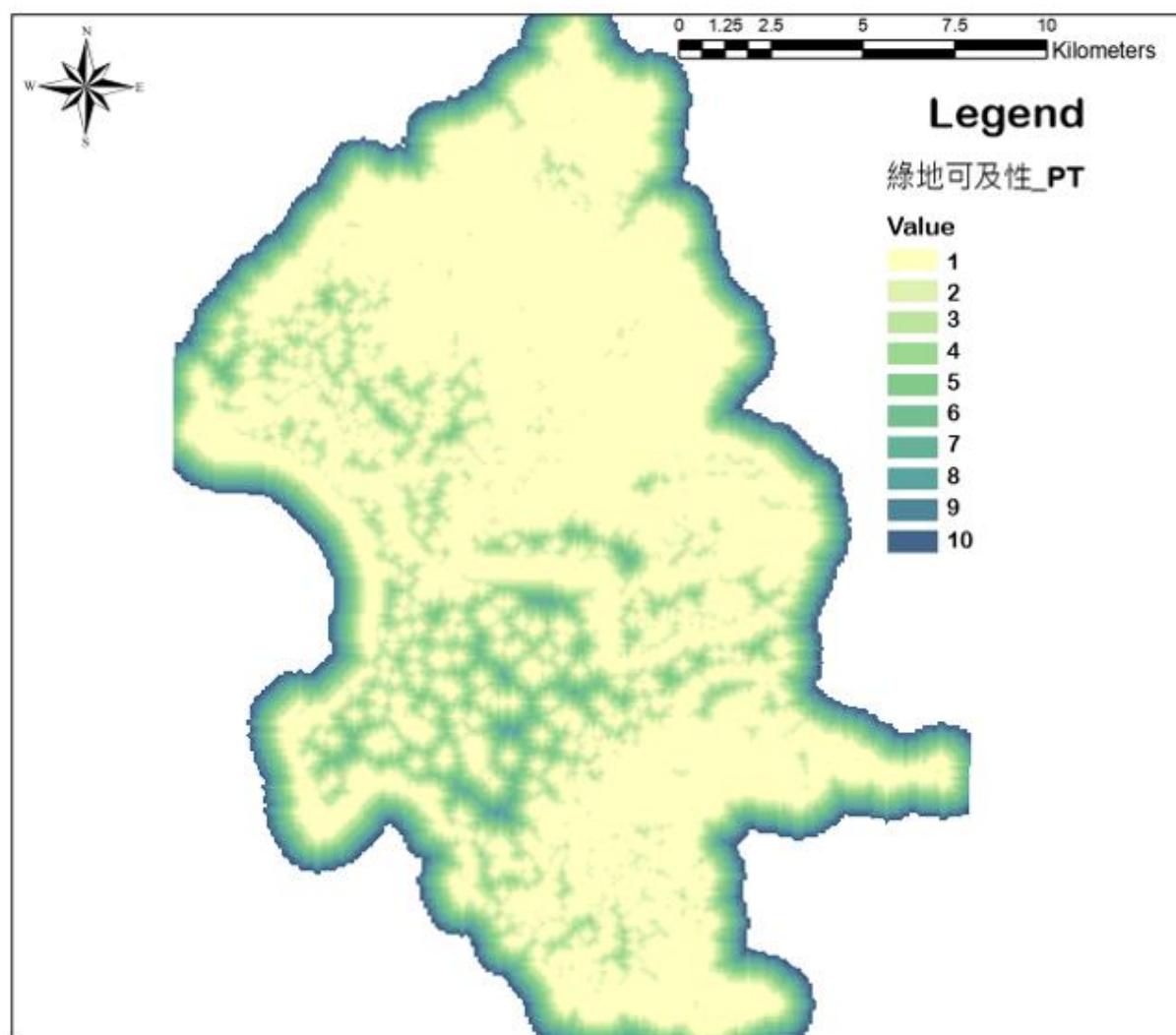


圖 4-26 PT 綠地可及性



4.3.5 景觀連結性指標

景觀連結性（Habitat Connectivity）是評估景觀中棲地斑塊空間連續性和完整性的重要生態指標。高連結性意味著生物能夠在棲地斑塊間自由移動，維持基因交流和種群動態平衡；同時也表示生態系統功能如能量流動、物質循環能夠順暢運作。在都市環境中，景觀連結性不僅影響生物多樣性的維持，更關係到綠色基盤設施提供生態系統服務的效能，包括微氣候調節、空氣淨化、雨水滯留等功能的空間連續性。

景觀連結性空間分布特徵

根據分級統計（表 4-24），景觀連結性數值範圍為 0.01-0.50，反映了從高度破碎化到相對完整的棲地格局。三種發展情境的景觀連結性分布（圖 4-27, 圖 4-28, 圖 4-29）呈現明顯的空間異質性，整體格局與綠色基盤設施的分布密切相關。

1. 高連結性區域（第 1-3 級，0.35-0.50）：高連結性區域主要分布在大型綠地內部及其邊緣地帶，包括陽明山國家公園、木柵貓空山區，以及基隆河、淡水河沿岸的連續綠帶。這些區域的綠色基盤設施形成大面積的連續斑塊，鄰域內幾乎全部為自然或半自然空間。值得注意的是，河岸綠帶雖然寬度有限，但因其線性連續特徵，在連結性評估中表現良好，扮演重要的生態廊道角色。

2. 中連結性區域（第 4-7 級，0.15-0.35）：中等連結性區域主要出現在市區綠地周邊和山區與市區的過渡地帶。這些區域的綠色基盤設施呈現斑塊與基質鑲嵌的格局，如大安森林公園、青年公園等大型都市公園及其周邊區域。雖然這些綠地本身具有一定規模，但被建成區包圍，降低了整體的連結性。市區邊緣的農地、墓地等半自然空間也屬於此類，它們在維持景觀連結性中扮演重要的踏腳石功能。

3. 低連結性區域（第 8-10 級，0.01-0.15）：低連結性區域廣泛分布於高度都市化地區，形成大面積的連續分布。傳統市區如萬華、大同、中正區幾乎全部屬於低連結性區域，綠色基盤設施極度破碎化，僅存零星的小型公園或行道樹。即使是較新的開發區如信義計畫區、內湖科技園區，雖然規劃一定的綠地，但因綠地斑塊孤立、缺乏連結，整體連結性仍然偏低。



情境間差異分析

雖然三種情境的景觀連結性分布在視覺上高度相似，但仔細分析仍可發現以下差異特徵：

1. 邊緣區域的細微變化：都市化情境在市區邊緣地帶出現連結性的輕微下降，特別是在原本具有中等連結性的農業區和低密度開發區。例如，北投區南部、內湖區西部的某些區域，因零散綠地的開發，連結性等級可能下降 1-2 級。這種變化雖然局部，但可能切斷重要的生態廊道，對整體景觀連結性產生不成比例的影響。

2. 市區綠地網絡的變化：環境保護情境在市區呈現連結性的局部改善，主要透過增加小型綠地和綠色廊道，強化既有綠地間的連結。例如，透過街道綠化、綠屋頂等措施，在大安區、中山區形成更密集的綠地網絡。雖然單一綠地斑塊的增加對連結性的提升有限，但當這些斑塊形成網絡時，累積效應開始顯現。

3. 關鍵連結區的保護差異：三種情境對關鍵連結區（如山區與市區間的綠色廊道）的處理有所不同。環境保護情境特別強調這些區域的保護，維持較高的連結性；而都市化情境可能允許某些開發，導致連結性下降。這些關鍵區域雖然面積不大，但對維持整體景觀連結性具有樞紐作用。

呈現高度視覺相似性，其原因與綠地可及性分析類似。主要包括：大型棲地系統（山區、河岸）的穩定性決定了基本格局；焦點統計的平滑效應降低了局部變化的視覺差異；等距分級方法可能掩蓋細微變化；以及 100 公尺空間解析度對小型棲地斑塊的敏感度有限。此外，景觀連結性的計算特性也強化了這種相似性。焦點統計本質上是一種空間平滑操作，會降低極值的影響，使得局部的棲地增減在鄰域平均後差異變小。都市環境的高度破碎化也使得多數區域的連結性值都很低（接近 0），即使有所變化，在視覺上仍難以區分。

與其他指標的空間關聯

景觀連結性與其他環境指標存在複雜的空間關係。高連結性區域往往也是低溫區域，顯示連續的綠色空間在調節微氣候的效益；同時這些區域通常具有較好的



空氣品質，反映植被在淨化空氣的作用。然而，景觀連結性與綠地可及性並非完全正相關，某些高連結性的自然區域（如山區核心）反而可及性較低，顯示兩個指標評估不同面向的重要性。可以發現低景觀連結性區域與高社會脆弱度區域的高度重疊，這種空間重合不僅反映環境不正義，更可能形成複合性的脆弱性。缺乏連結的綠色空間降低這些區域的環境韌性，使其在面對氣候變遷和極端天氣時更加脆弱。

景觀連結性分析揭示臺北市綠色基盤設施的空間連續性格局。雖然三種發展情境的整體分布相似，反映主要生態系統的穩定性，但細部差異對生態功能可能產生重要影響。市區的極低連結性是亟需改善的問題，不僅影響生物多樣性，也限制生態系統服務的有效提供。研究結果強調在都市規劃中考慮景觀連結性的重要性。提升連結性不僅是生態保育的需求，更是建構韌性城市、改善人居環境品質的關鍵策略。未來的綠色基盤設施規劃應當超越單一綠地的思維，著重於建構連結的綠色網絡，特別是在高度破碎化的都市環境中，每一條生態廊道、每一個斑塊都具有不可替代的價值。

表 4-24 景觀連結性分級

分級	數值
第 1 級	0.45-0.50
第 2 級	0.40-0.45
第 3 級	0.35-0.40
第 4 級	0.30-0.35
第 5 級	0.25-0.30
第 6 級	0.20-0.25
第 7 級	0.15-0.20
第 8 級	0.10-0.15
第 9 級	0.05-0.10
第 10 級	0.01-0.05

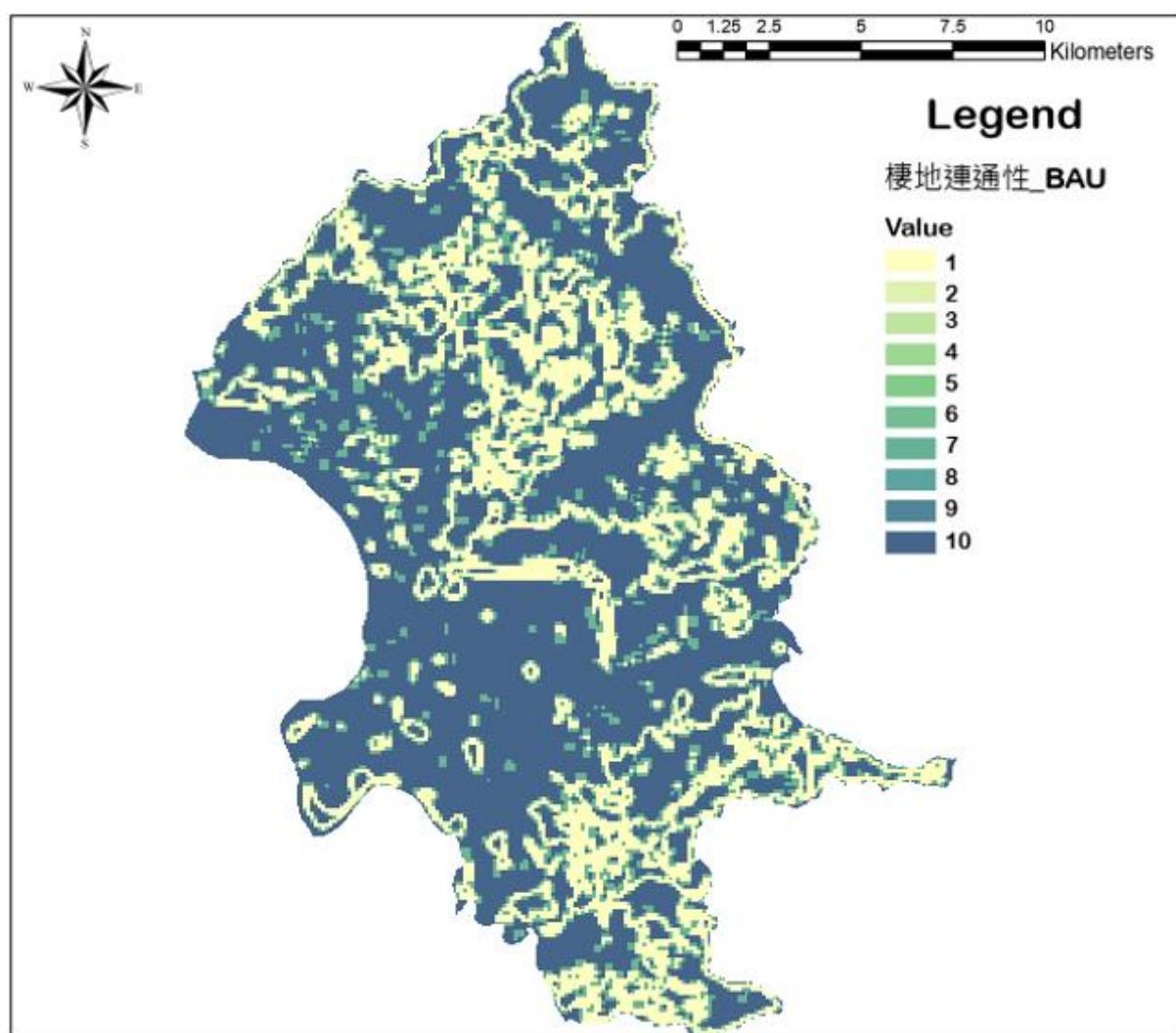


圖 4-27 BAU 景觀連結性

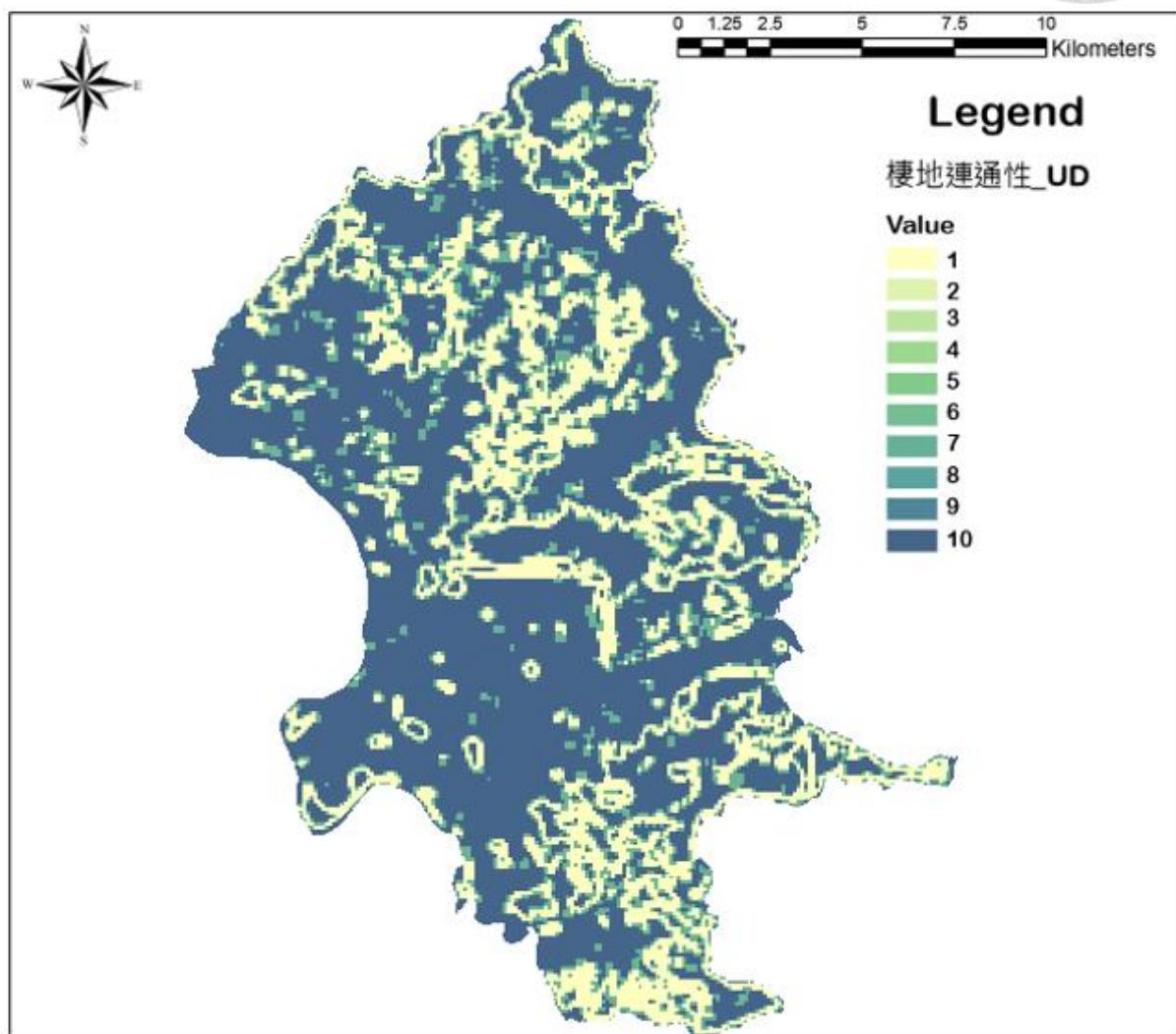


圖 4-28 UD 景觀連結性

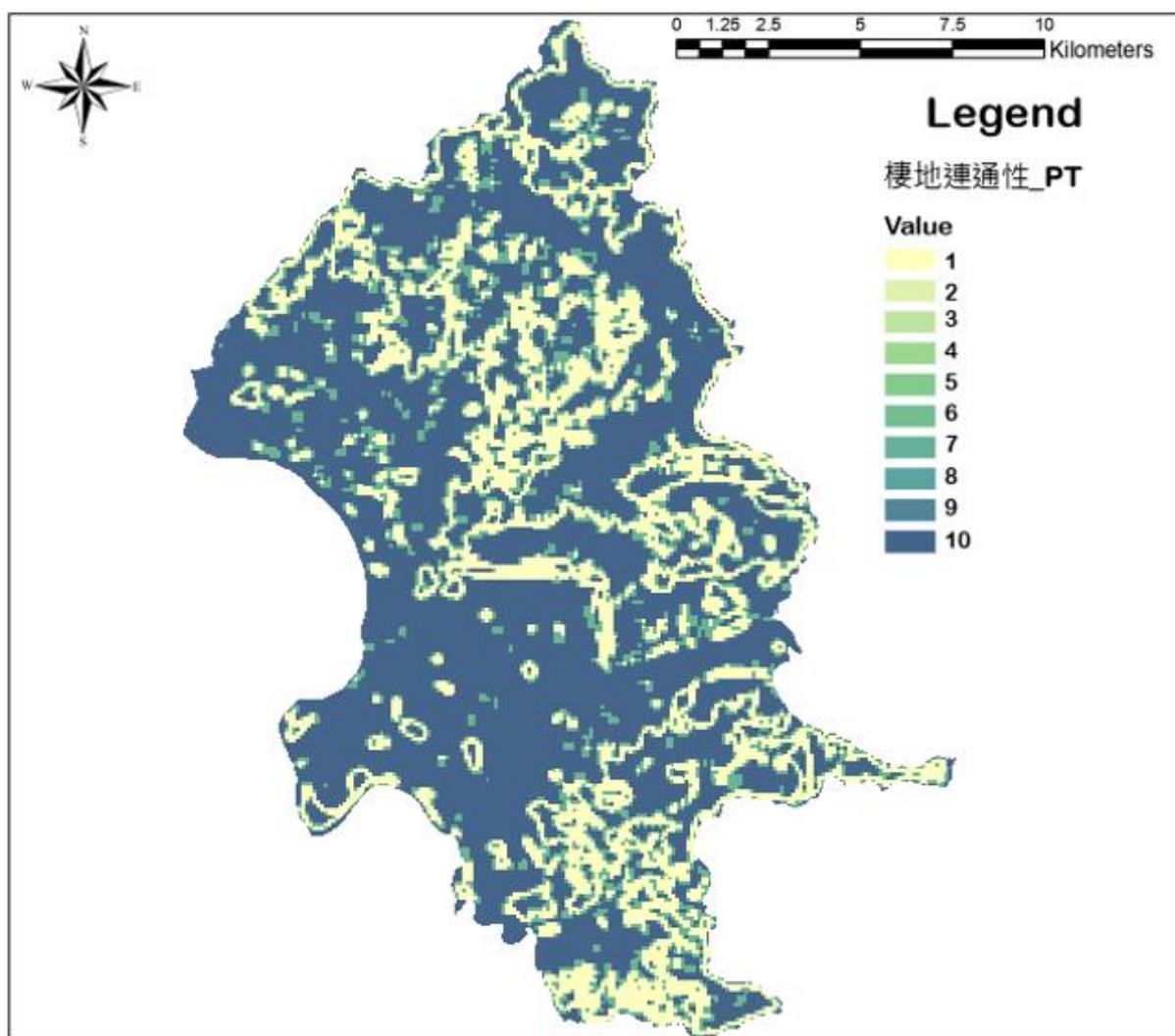


圖 4-29 PT 景觀連結性



4.4 不同土地變遷情境的綠色基盤設施優先設置位置分析

本研究透過多指標分析 (Multi-Indicators Analysis, MIA) 方法，整合都市熱島效應、空氣品質、社會脆弱性、綠地可及性及景觀連結性等五項關鍵指標，評估臺北市在三種不同土地利用發展情境下的綠色基盤設施優先設置需求。分析結果顯示，不同發展情境對綠色基盤設施的需求分布存在顯著差異。從整體空間分布來看，三種情境均呈現出中心城區需求較高、外圍地區需求較低的基本格局。然而，各情境在高需求區域的範圍、強度及空間連續性上展現出明顯的差異性特徵。

4.4.1 等權重情境假設

採用多指標分析 (Multi-Indicators Analysis, MIA) 方法，給予五項關鍵指標（都市熱島、空氣品質、社會脆弱性、綠地可及性、景觀連結性）等權重設定各占比例 0.2 以評估綠色基盤設施的優先設置需求。

基線發展情境

基線發展情境下，綠色基盤設施的高需求區域 (MIA 值 5-6 級) 主要集中在臺北市東側的高度商業化地區。最高需求等級 (第 6 級) 的 330 個網格主要分布在松山區民生社區東側、信義區信義計畫區、大安區忠孝東路沿線，以及中山區中山北路商圈一帶。這些區域因商業活動密集、建築密度高、綠地覆蓋率低，呈現多重環境壓力的疊加效應。從數量分析來看，第 6 級網格數為 330 個，第 5 級為 2,568 個網格，兩者合計占總面積約 11.2%。值得注意的是，萬華區西門町、大同區迪化街一帶雖為傳統商業區，在等權重評估下也呈現第 5 級的高需求特徵，反映其綜合環境品質的挑戰。中等需求區域 (第 3-4 級) 廣泛分布於內湖區西南側、南港區北部、文山區西北側等區域的過渡地帶。這些區域因保有山坡地、農地等開放空間，在現有發展模式下仍維持一定的環境調節能力。北投區和士林區的山區部分則多為第 1-2 級的低需求區域，提供重要的生態服務功能。

深入分析基線情境的空間特徵，高需求區域呈現明顯的空間聚集特性，主要沿著主要交通幹道如忠孝東路、南京東路、敦化南北路等形成帶狀分布。這種分布模



式反映交通廊道對都市環境品質的顯著影響，高交通流量不僅帶來空氣污染，道路的不透水鋪面也加劇熱島效應。社會脆弱性與環境品質呈現空間相關性。萬華區龍山寺周邊、大同區大稻埕等老舊社區不僅面臨環境挑戰，同時也是高齡人口、低收入戶集中的區域。這種環境不正義現象在基線情境下持續存在，顯示現行都市發展模式無法有效改善弱勢群體的生活環境。即使在基線情境下，仍有部分區域展現改善潛力。大安區雖然整體開發密度高，但因大安森林公園的存在，其周邊約 500-800 公尺範圍內的需求等級相對降低。類似現象也出現在中山區榮星花園、松山區富錦街一帶，顯示既有綠地系統在緩解環境壓力上的重要作用。

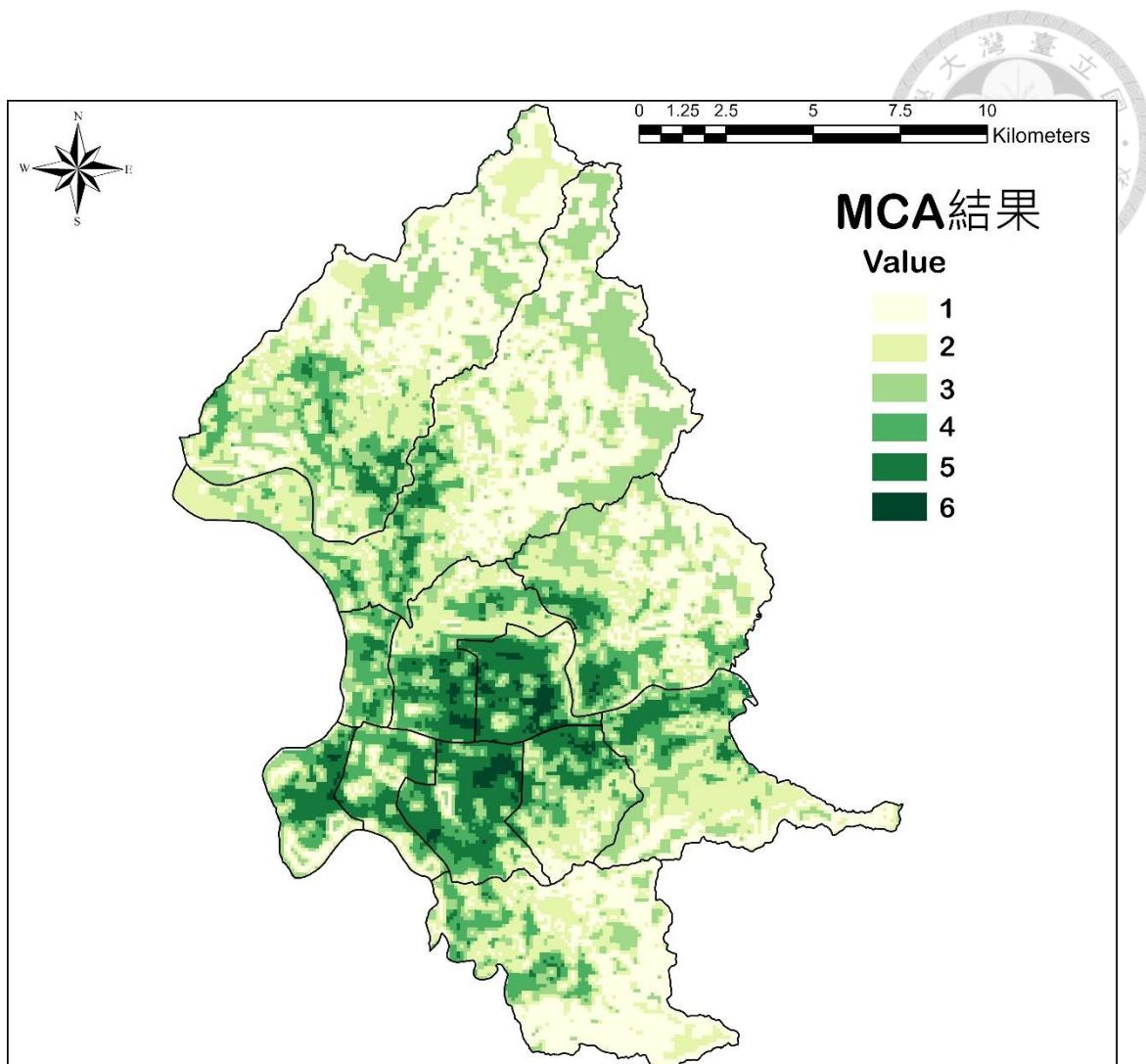


圖 4-30 等權重情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (BAU 情境)

表 4-25 MIA 結果 (BAU 情境)

分級	分數	網格數(ha)
1	1.97-3.02	7827
2	3.02-4.07	7171
3	4.07-5.12	5843
4	5.12-6.17	2972
5	6.17-7.22	2568
6	7.22-8.27	330



都市化發展情境

都市化發展情境呈現更為集中且強度更高的需求分布特徵。相較於基線情境，高需求區域明顯向外圍擴張。最高需求等級（第 6 級）的網格數微降至 307 個，但第 5 級網格數增加至 2,943 個，顯示原本的中等需求區域升級為高需求區域，環境壓力更加集中。空間擴張最明顯的區域包括北投區石牌、士林區天母、內湖區西湖等地。這些原本屬於中等需求的區域，在都市化壓力下轉變為高需求區域。特別是內湖區科技園區周邊，從第 3 級普遍提升至第 4-5 級，反映產業發展對環境的顯著衝擊。

都市化情境顯示明顯的「綠地侵蝕」現象。北投區關渡平原、士林區社子島等原本的農業區，在開發壓力下面臨轉用威脅。內湖區東部的低密度住宅區也面臨高強度開發的壓力，導致透水面積可能大幅減少。產業發展的環境影響在此情境下更為顯著。內湖科技園區的擴張帶動周邊開發，大量辦公大樓和停車場增加不透水鋪面比例。南港區的經貿園區、軟體園區也呈現類似發展模式，這些地區在日間的環境壓力特別明顯。社會面向的變化同樣值得關注。都市化吸引大量年輕人口遷入，改變原有人口結構。然而，高房價迫使許多中低收入者居住在環境品質較差的區域，加劇環境不正義問題。新移入人口對公共綠地的需求增加，但綠地供給卻因開發而減少，形成供需失衡的困境。

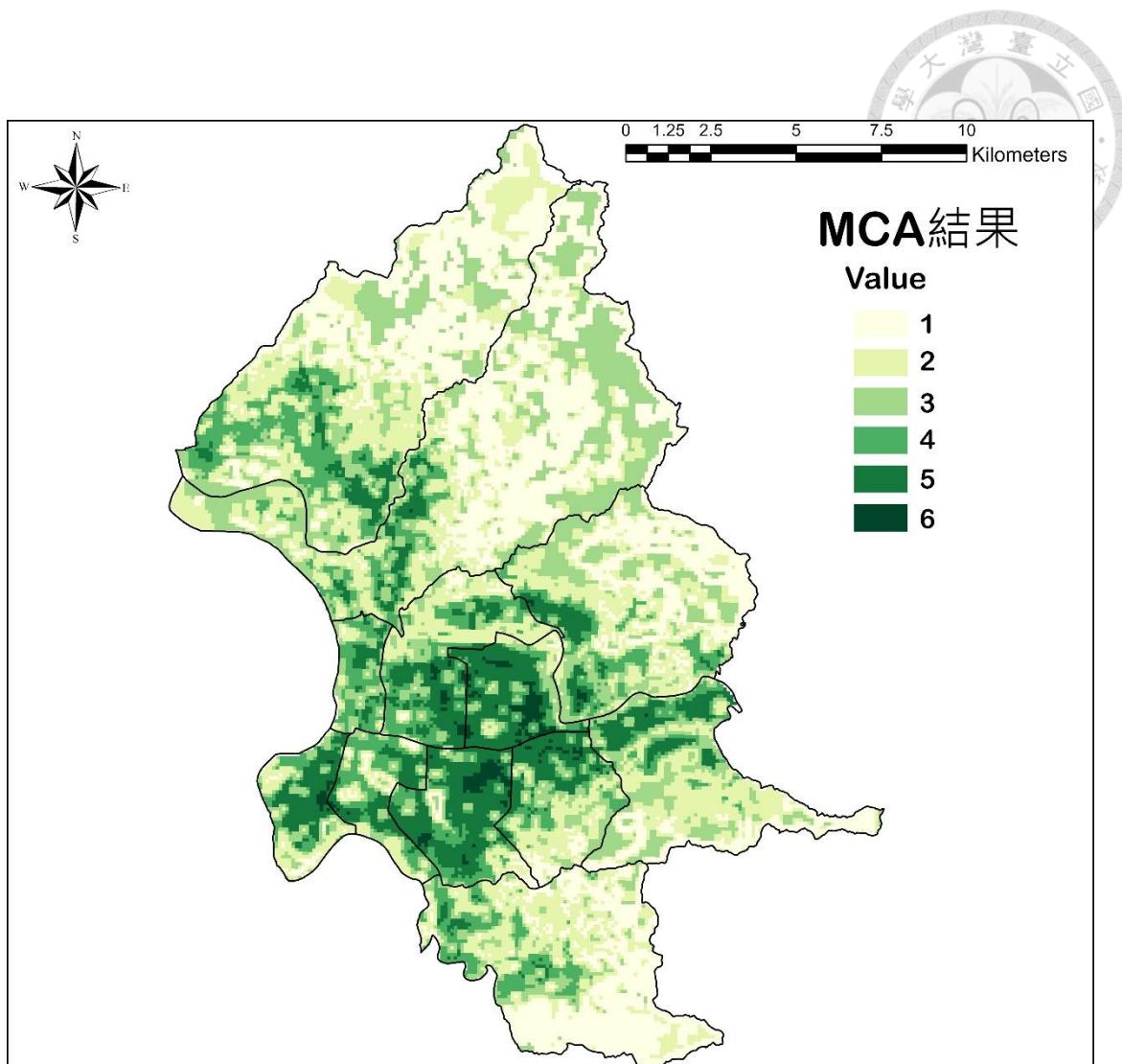


圖 4-31 等權重情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (UD 情境)

表 4-26 MIA 結果 (UD 情境)

分級	分數	網格數(ha)
1	1.97-3.03	7417
2	3.03-4.1	6814
3	4.1-5.17	6169
4	5.17-6.23	3061
5	6.23-7.3	2943
6	7.3-8.37	307



環境保護情境

環境保護發展情境展現出最為均衡的空間分布格局。在此情境下，最高需求等級（第 6 級）的網格數增加至 327 個，第 5 級為 2,784 個網格，顯示即使在環境保護優先的發展策略下，既有的高密度建成區仍需要大量的綠色基盤設施介入。然而，此情境的特點在於中等需求區域（第 3-4 級）的分布更為連續且面積更大，形成了較好的生態緩衝帶。這種空間格局有利於建構完整的綠色網絡系統，提升整體的生態系統服務功能。特別是在文山、北投山區及內湖東部等區域，保持了大面積的低需求區域，為城市提供重要的生態腹地。

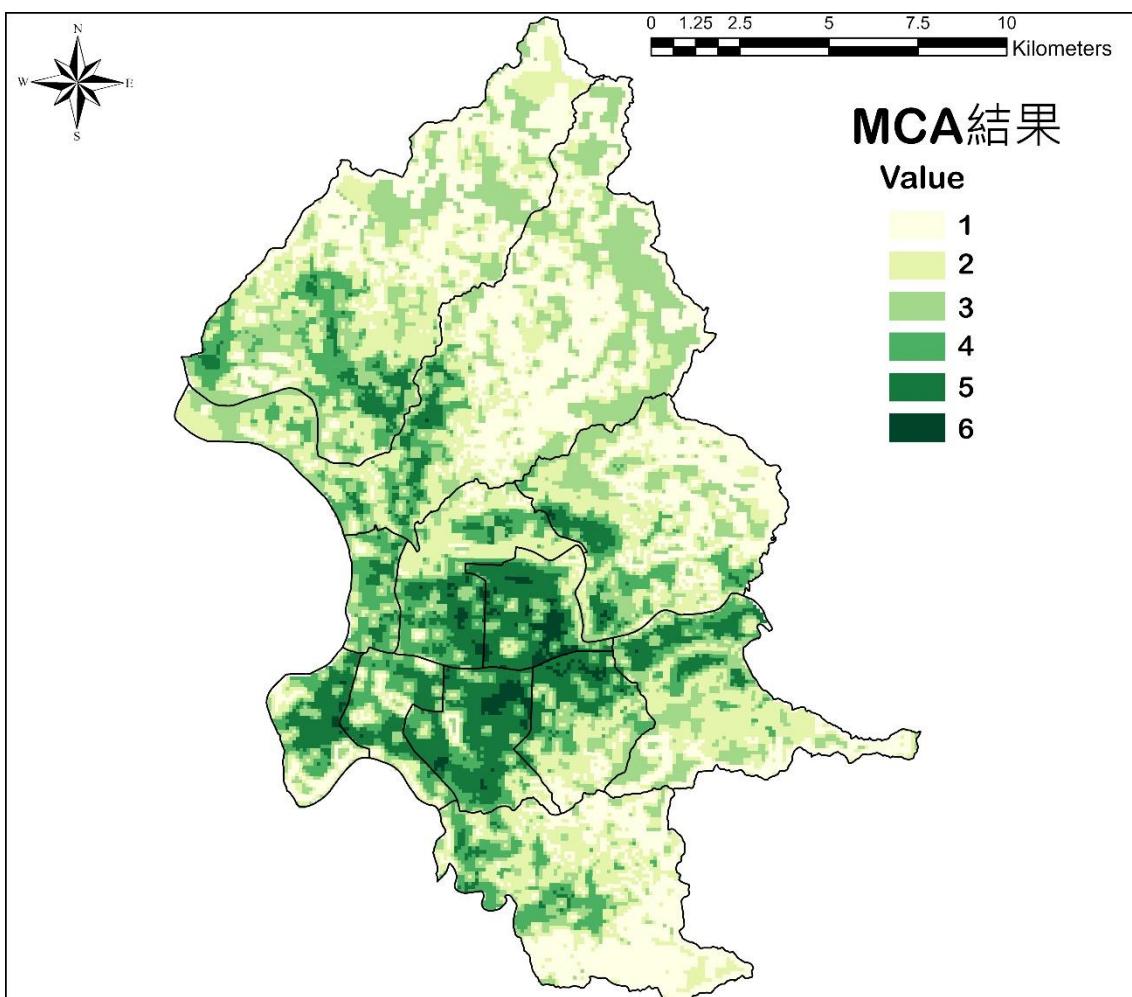


圖 4-32 等權重情境下 GI 位置優先設置位置排序圖（PT 情境）



表 4-27 MIA 結果 (PT 情境)

分級	分數	網格數(ha)
1	1.97-3.02	7325
2	3.02-4.07	6947
3	4.07-5.12	6176
4	5.12-6.17	3152
5	6.17-7.22	2784
6	7.22-8.27	327

4.4.2 都市熱島權重增加情境假設

考量臺北市面臨日益嚴重的都市熱島效應挑戰，特別將都市熱島指標的權重提高至 0.4，其餘四項指標（空氣品質、社會脆弱性、綠地可及性、景觀連結性）各占 0.15 的權重。此權重配置反映當前臺北市最迫切的環境議題，符合過去研究指出臺北盆地夏季最高溫可較周邊地區高出 3-5 °C 的現況（林憲德等，2019）。

基線發展情境

當都市熱島指標權重提高後，高需求區域的分布發生顯著變化。最高需求等級（第 6 級）的網格數大幅增加至 1,120 個，增幅達 3.39%，涵蓋面積從 3.3 平方公里擴大到 11.2 平方公里，高需求區域不再僅限於商業密集區，而是擴展到更大範圍的建成區。

中山區的變化集中在中部以南地區，原本在等權重評估下屬於第 3-4 級的中山北路二段以南、民權東路、南京東路圍成的區域，在熱島加權後普遍升級為第 5-6 級。這種轉變反映出該區商業活動密集、建築密度高的特性在熱島效應評估下被充分凸顯。相對地，中山區北部靠近圓山、劍潭一帶因保有較多綠地和開放空間，等級提升幅度較小。松山區呈現類似的轉變模式，民生社區以東、敦化北路沿線等原本屬於第 4 級的區域，在權重調整後大多升級為第 5-6 級。這種變化與該區高密度的住商混合使用特性密切相關，大量的商業活動、密集的建築配置、有限的綠地空間等因素，在熱島效應被重點考慮時顯現出其環境壓力。信義區的轉變幅度相對較小，但空間分布出現重要變化。該區在等權重評估下已有相當範圍的高需求區域，



主要集中在信義計畫區的商業核心。權重調整後，最顯著的變化是第 6 級區域在北部明顯增加，特別是市政府周邊、基隆路以西的區域。這種北向擴張反映出商業活動的空間外溢效應，高強度開發區的熱環境影響逐漸向周邊蔓延。**大安區**展現出特定的空間轉變模式。最明顯的變化出現在北側忠孝東路三、四段沿線，以及大安森林公園西南側的區域，這些地方的第 6 級範圍明顯擴大。這種分布特徵揭示兩個重要現象：一是東區商圈的熱島效應嚴重性，密集的商業活動、地下街系統、大面積的硬鋪面共同作用，創造顯著的高溫環境；二是即使有大安森林公園這樣大型綠地，其降溫效益仍有空間限制，無法完全緩解周邊高強度開發的熱累積。**萬華區**和**大同區**這兩個老舊市區在權重調整後呈現全面性的等級提升。萬華區的龍山寺周邊、西門町商圈等原本已屬第 5 級的區域，普遍升級為第 6 級；大同區的迪化街、延平北路一帶也呈現類似變化。這種全面性的惡化反映出傳統高密度建成區的結構性問題：早期的都市規劃未預留足夠的開放空間、建築物間距狹窄限制通風、老舊建築缺乏現代節能設計等，這些因素的累積效應在熱島加權評估下充分顯現。

內湖區呈現明顯的東西差異。西側的內湖科技園區及其周邊地區從第 3-4 級大幅提升至第 5-6 級，形成新的高需求集中區。這種劇烈的轉變揭示了產業區潛在的熱環境問題：大面積的廠房屋頂、柏油停車場、貨櫃場等不透水鋪面，加上產業活動產生的廢熱、物流運輸的密集車流等，共同創造了嚴重的熱累積環境。相對地，內湖區東側的山區仍維持第 1-2 級的低需求等級，顯示自然地表在調節熱環境上的關鍵作用。**文山區**整體維持相對較低的需求等級，但局部地區仍出現明顯變化。沿著羅斯福路五、六段以及木柵路形成的帶狀區域，從第 3 級提升至第 4-5 級。這種線性的等級提升模式清楚地勾勒出交通廊道的熱島效應：密集的車流產生廢熱、柏油路面吸收並釋放熱量、道路兩側連續的建築立面阻礙通風，這些因素共同作用形成了明顯的高溫廊道。

北投區和**士林區**的變化主要集中在南部靠近市中心的區域。北投區的石牌、士林區的士林夜市周邊等地，需求等級有所提升，但北部的山區仍保持良好的環境品質。這種南高北低的梯度分布，反映都市化程度對熱環境的直接影響。

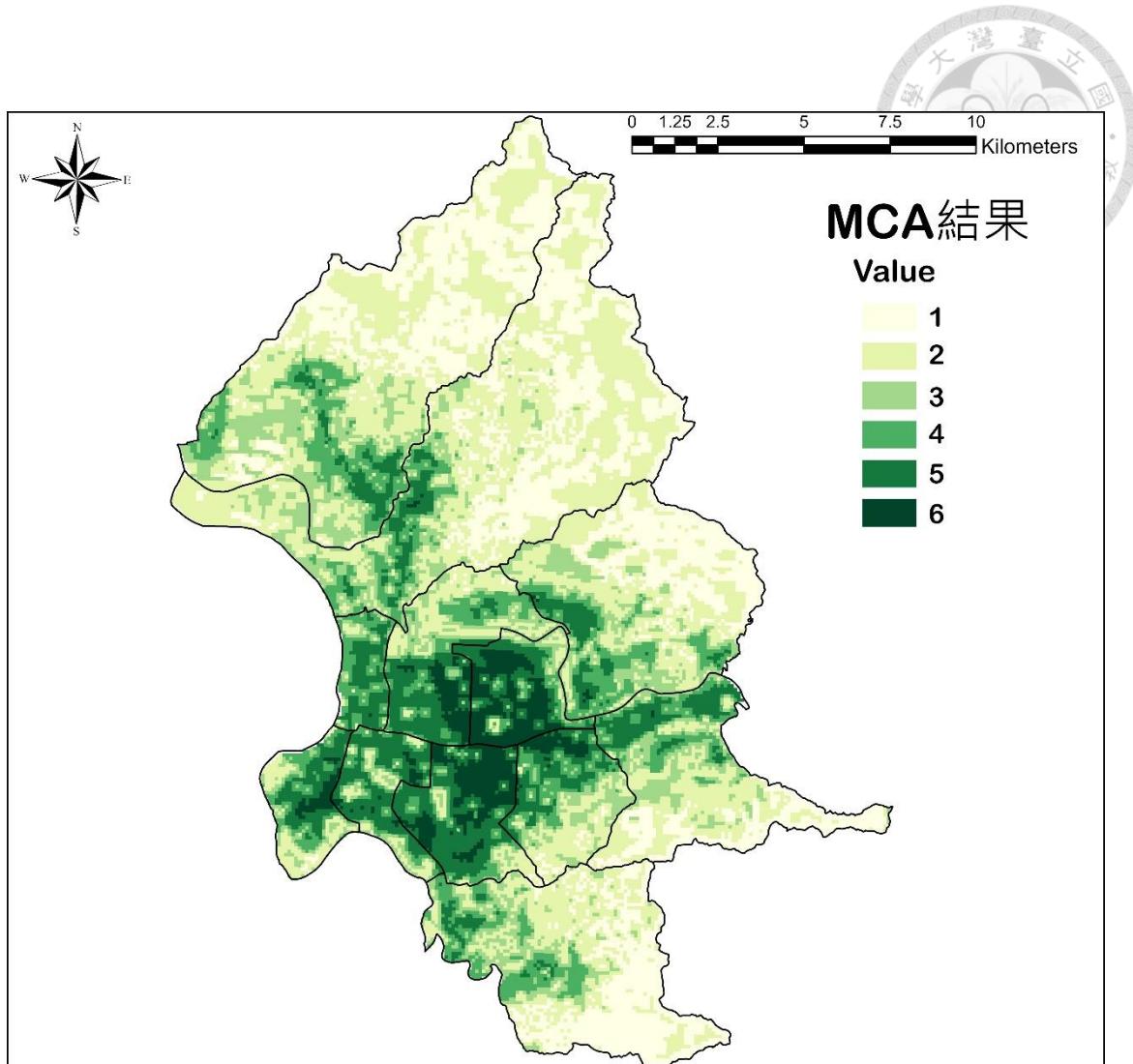


圖 4-33 都市熱島權重增加情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (BAU 情境)

表 4-28 MIA 結果 (BAU 情境)

分級	分數	網格數(ha)
1	1.73-2.87	6720
2	2.87-4.01	8916
3	4.01-5.15	3872
4	5.15-6.29	3100
5	6.29-7.43	2983
6	7.43-8.58	1120



都市化發展情境

熱島加權的都市化情境呈現最嚴峻的環境挑戰。第 6 級網格數為 950 個，第 5 級高達 3,516 個，兩者合計占全市面積的 16.4%，顯示都市化發展對熱環境的顯著負面影響。從空間分布來看，都市化情境下的轉變呈現明顯的擴散特徵。中山區南部和松山區西部原本在等權重評估下屬於第 4 級的區域，在熱島加權後大範圍升級為第 5-6 級。這種轉變與都市化帶來的土地利用強度提升密切相關，原本的中低密度住宅區轉變為高密度商住混合區，綠地空間進一步被壓縮。大安區北側的變化尤其顯著，忠孝東路三段至四段沿線的第 6 級區域明顯擴大，反映出商業活動向外擴散的趨勢。內湖區在都市化情境下展現出最劇烈的變化。科技園區不僅自身從第 3-4 級提升至第 5-6 級，其影響範圍更向東擴散至原本環境品質較佳的住宅區。這種變化反映產業發展的外溢效應：物流活動增加、員工通勤需求上升、周邊服務業發展等，共同推高了整個區域的熱環境壓力。南港區呈現類似的發展模式，車站周邊和軟體園區的高強度開發，使得原本的第 3 級區域大面積轉變為第 4-5 級。北投區和士林區的變化主要集中在捷運沿線。石牌站、芝山站周邊原本在等權重評估下為第 2-3 級，在熱島加權的都市化情境下提升至第 4-5 級。這種沿交通廊道的線性發展模式，顯示 TOD (大眾運輸導向發展) 策略若缺乏適當的綠化配套，可能加劇局部地區的熱島效應。值得注意的是，這兩區的北部山區仍維持低需求等級，但緩衝區域明顯縮小。文山區的變化相對溫和但仍不容忽視。景美、木柵等次中心地區的商業發展，使得原本的第 3 級區域提升至第 4 級。特別是景美溪沿岸的開發壓力增加，可能影響河川廊道的降溫功能。羅斯福路五、六段沿線的帶狀高需求區域進一步強化，顯示交通廊道在都市化過程中成為熱量累積的主要區域。

關於第 6 級網格數相對基線情境下降的現象 (減少 170 個網格)，這種下降反映了複雜的空間動態。在此情境下，模型僅允許土地轉換為建築用地，這種單向轉變反映都市擴張的過程。然而，在臺北市這樣的高度建成環境中，實際可轉換為建築用地的土地相當有限，主要集中在北投區部分農地、內湖區東側的零星未開發地，以及一些河川地、裸露地等。首先，新增的建築用地主要位於原本環境品質較



好的邊緣地區，這些區域即使轉為建築用地，其熱島強度仍可能低於萬華、大同等既有的高密度老舊市區。其次，「中間等級膨脹」現象特別明顯—大量第 3-4 級區域升級為第 5 級（從等權重的 3,061 個增加到熱島加權的 3,516 個），顯示都市化的影響更多表現為中等強度熱島區域的擴大，而非極端高溫區的增加。這種模式符合都市熱島的形成機制。新開發的建築用地需要時間累積熱量、形成穩定的高溫環境。相較之下，既有的老舊市區經過數十年的熱累積、通風不良、綠地缺乏等因素交互作用，已經形成穩定的極端高溫環境。因此，UD 情境呈現的是熱島效應在空間上的擴散，而非強度上的極端化。

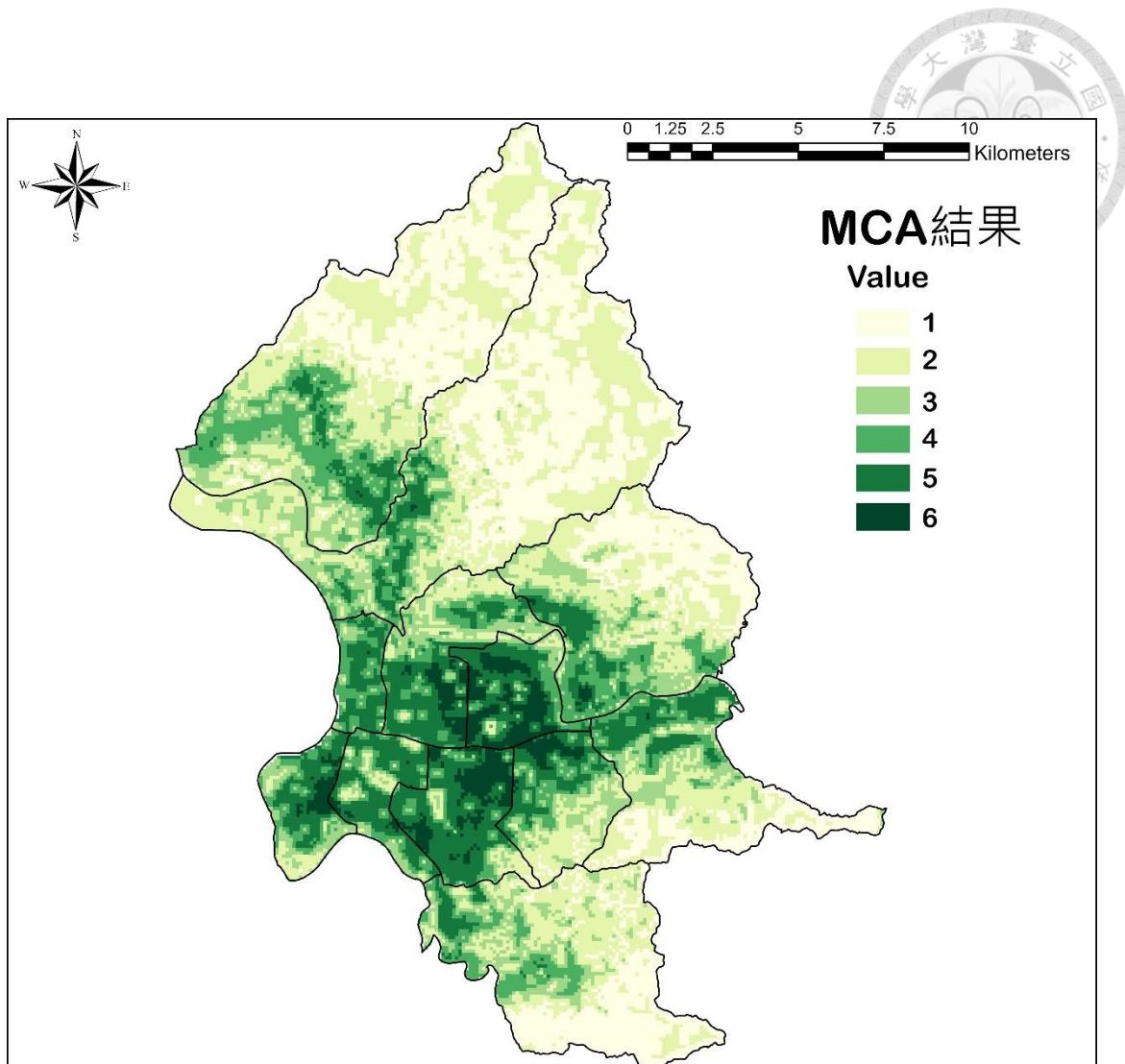


圖 4-34 都市熱島權重增加情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (UD 情境)

表 4-29 MIA 結果 (UD 情境)

分級	分數	網格數(ha)
1	1.73-2.90	7224
2	2.90-4.08	7805
3	4.08-5.25	3840
4	5.25-6.43	3376
5	6.43-7.60	3516
6	7.60-8.78	950



環境保護情境

即使在環境保護情境下，當熱島效應被重點考慮時，高需求區域仍然可觀。第 6 級網格數達 1,213 個 (12.13 平方公里)，為三種情境中最高，第 5 級為 3,214 個網格。這個看似矛盾的結果反映熱島效應的持久性特徵。然而，此情境成功維持更大面積的低需求區域。

從空間分布來看，高需求區域的擴張主要集中在既有的建成區內部，而非向外圍蔓延。中山區中南部、松山區大部分區域、大安區北側及東側在權重調整後幾乎全面升級為第 5-6 級。這種集中式的惡化反映出一個重要現象：即使在環境保護優先的政策下，既有高密度建成區的熱島問題仍然難以緩解。這些區域的建築密度、道路配置、綠地比例等都已固定，短期內難以進行大規模改造。信義區的變化特別值得關注。信義計畫區及其周邊在等權重評估下已有相當範圍的高需求區域，熱島加權後，第 6 級區域顯著向北擴展，幾乎涵蓋整個行政區的北半部。這種擴張顯示，即使信義區在規劃時已考慮一定的綠地配置和開放空間，但大量玻璃帷幕建築、地下商場、停車場等設施產生的熱累積效應，在重視熱島效應的評估下仍然暴露無遺。萬華區和大同區在環境保護情境下的改善極為有限。龍山寺周邊、西門町、迪化街等傳統商業區仍維持最高需求等級，且範圍進一步擴大。這反映出老舊市區面臨的結構性困境：建築物密集、街道狹窄、缺乏可供綠化的空間，即使有環境保護的政策意願，實際可執行的改善措施也相當有限。內湖區呈現明顯的東西分化。西側科技園區及其周邊在熱島加權後大面積升級為第 5-6 級，但東側山區成功維持第 1-2 級的低需求等級。這種對比說明環境保護情境在保護自然區域方面取得成效，但對於已開發的產業區，即使限制進一步擴張，既有的熱環境問題仍然存在。北投區和士林區的北部在環境保護情境下維持了大面積的低需求等級。特別是陽明山周邊區域，透過嚴格的開發管制和生態保護，成功維持了良好的環境品質。這些區域不僅自身保持低溫，更為全市提供重要的冷空氣來源。整體而言，環境保護情境的第 1 級網格數達到 6,803 個，明顯高於其他情境，顯示在保護既有自然區域方面的成效。



環境保護情境下第 6 級網格數最多的現象，在 PT 情境的設定下，僅允許土地轉換為綠地，表明既有的建築用地無法被改變。臺北市的核心建成區—包括中山、松山、信義、萬華、大同等區—其土地利用類別已經固定為建築用地，即使在環境保護優先的情境下，這些區域的基本屬性仍然維持不變。這種土地利用轉變的限制產生關鍵影響。新增的綠地主要出現在都市邊緣或原本的農地、裸露地等可轉換區域，這些位置往往遠離高溫的核心建成區。根據都市熱島的空間特性，綠地的降溫效益會隨距離遞減，邊緣地區的新增綠地對緩解市中心熱島效應的作用相當有限。更重要的是，當熱島效應權重提高到 0.4 時，評估系統更敏感地反映出建築用地的熱累積特性。PT 情境雖然增加綠地總量，但無法改變建築密集區的基本熱環境特徵，因為既有問題無法透過土地利用轉變來解決。

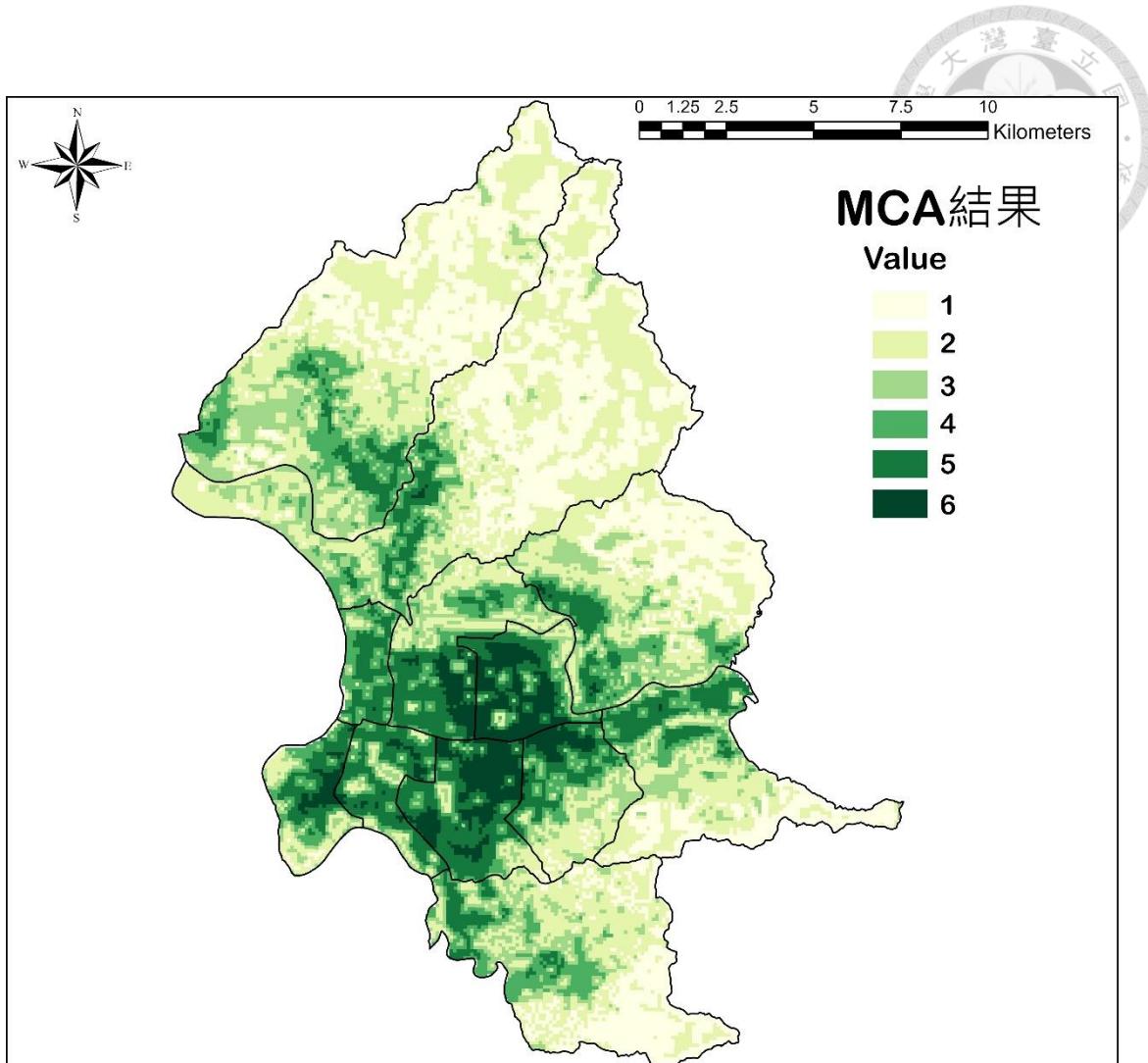


圖 4-35 都市熱島權重增加情境下 GI 位置優先設置位置排序圖 (PT 情境)

表 4-30 MIA 結果 (PT 情境)

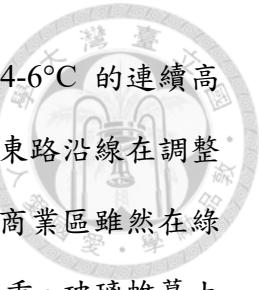
分級	分數	網格數(ha)
1	1.73-2.87	6803
2	2.87-4.01	8525
3	4.01-5.15	3903
4	5.15-6.29	3053
5	6.29-7.43	3214
6	7.43-8.58	1213



情境比較與綜合分析

透過三種發展情境的系統性比較，本研究發現幾個關鍵的空間特徵與發展規律。首先，熱島核心區展現出極高的穩定性。在三種情境下，中山區中山北路商圈、松山區民生東路沿線、信義區信義計畫區、大安區忠孝東路商圈等地均維持最高需求等級。根據中央氣象局（2020）的觀測資料，這些地區的地表溫度較周邊高出 5-7°C。這種穩定性不僅說明既有都市結構對熱環境的決定性影響，也暗示這些地區需要更創新、更積極的介入策略。其次，熱島效應的擴散呈現明顯的方向性。在都市化情境下，熱島效應主要向東北（內湖區）和北部（北投區、士林區）擴散。這種擴散模式與臺北盆地的地形特徵和盛行風向密切相關。臺北盆地的地形限制了空氣流動，使得熱量容易在特定區域累積。蕭再安等（2021）運用計算流體動力學模擬證實這種擴散模式，並指出基隆河谷、淡水河谷等自然風道的保護對於控制熱島擴散具有關鍵作用。第三個重要發現是臨界轉變區域的識別。比較三種情境可發現，內湖區西湖、北投區石牌、文山區興隆路一帶，在不同發展路徑下呈現顯著的等級變化。這些區域目前的地表溫度約在 35-38°C 之間，屬於熱環境的臨界狀態。研究顯示，這些臨界區域對政策干預最為敏感，適當的規劃措施可以防止其惡化為高溫區，而放任發展則可能使其快速劣化。

在整體需求強度方面，權重調整導致高需求區域的大幅擴張。基線情境下，第 6 級網格數從 330 個增至 1,120 個，增幅達 3.39%，涵蓋面積從 3.3 平方公里擴大到 11.2 平方公里。都市化情境的第 6 級網格數從 307 個增加至 950 個，增幅為 3.09%。而環境保護情境的增幅最大，從 327 個增加至 1,213 個，增幅達 3.71%。這種普遍性的增加反映出當我們更重視熱島效應時，原本被其他因素掩蓋的熱環境問題變得更加突出。空間分布模式也發生質的改變。在等權重分析中，高需求區域主要呈現點狀分布特徵；但在提高熱島權重後，這些點狀分布擴展成為大面積的連續區域。中山區、松山區、大安區東側在調整權重後形成一個超過 30 平方公里的連續高溫帶，涵蓋約 50 萬居民。萬華區、大同區也形成另一個規模較小但強度更高的熱核心區。這個發現與林子平（2019）利用移動觀測車量測的結果高



度吻合，該研究發現臺北市在夏季午後形成多個溫度較周邊高出 4-6°C 的連續高溫帶。東區的變化特別值得關注。信義區信義計畫區、大安區忠孝東路沿線在調整權重後，從原本的第 4-5 級普遍提升為第 5-6 級。這反映出現代商業區雖然在綠地可及性、空氣品質等指標上表現尚可，但其熱島效應問題同樣嚴重。玻璃帷幕大樓的熱輻射、密集的空調廢熱、大面積的柏油路面等，共同造成「現代型熱島」的形成，這種新型態的熱島效應在等權重分析中可能被低估。

行政區層級的差異分析

從行政區的角度進行分析，從行政區的角度進行分析，可以發現不同區域展現出顯著的異質性特徵。中山區和松山區在各種情境下均呈現高度的環境壓力。這兩區因商業活動密集、人口稠密、綠地稀少，第 5-6 級網格占區域總面積的 60% 以上。特別是在熱島加權後，幾乎全區都被劃為高需求等級，顯示這些傳統商業區面臨的嚴峻挑戰。萬華區和大同區代表另一種類型的挑戰。這兩個老舊市區在等權重評估下已呈現高需求特徵，而在熱島加權後，第 5-6 級網格占該區總面積的 75% 以上。這與其歷史發展脈絡密切相關，早期的高密度開發、狹窄的街道配置、缺乏足夠的公園綠地等因素，造成結構性的環境劣勢。即使在環境保護情境下，改善幅度仍然有限，顯示需要更創新的改造策略。大安區呈現出有趣的雙元特徵。大安森林公園周邊維持較低的需求等級，形成明顯的「綠島效應」，但東側商圈包括忠孝東路四段、敦化南路一段等區域則屬於高需求區域。這種同一行政區內的極端差異，一方面凸顯大型綠地的重要性，另一方面也說明商業活動密度對熱環境的顯著影響。這個發現提醒我們，進行區域規劃時不能僅以行政區為單位，而需要更細緻的空間分析。內湖區在不同情境下的變化最為劇烈，展現出新興開發區的環境脆弱性。在基線情境下，該區東部仍保有大量第 1-2 級的低需求區域，但在都市化情境下，這些區域大幅縮減，取而代之的是第 4-5 級的中高需求區域。這反映新興開發區面臨的兩難：一方面具有較好的規劃條件和發展潛力，另一方面也最容易受到開發壓力的影響。相對地，在環境保護情境下，內湖區保持較好的環境品質梯度，顯示預防性規劃對於新興開發區的特殊重要性。文山區的木柵、景美地區展現出中



等但穩定的需求等級。該區的特色是保有較多的山坡地和溪流廊道，這些自然要素提供重要的降溫機制。然而，沿著羅斯福路五六段形成的帶狀高需求區域，清楚地顯示交通廊道對熱環境的負面影響。這種線性的高溫帶不僅影響道路兩側的環境品質，也可能阻斷生態廊道的連續性。北投區和士林區呈現明顯的梯度分布。靠近市中心的南部地區在都市化情境下需求等級顯著提升，而北部山區則維持良好的環境品質。這種梯度分布為建立完整的綠色網絡提供良好基礎，但也需要特別注意保護過渡地帶，避免高溫區域向北擴張。

4.5 政策意涵和都市綠色基盤設施系統規劃建議

超越傳統土地利用規劃的必要性

本研究最重要的發現是揭示傳統土地利用規劃在高度建成環境中的局限性。當可轉變土地僅占總面積的一小部分，且主要位於都市邊緣時，無論採取何種發展策略，對整體環境品質的改善都相當有限。這個發現並非否定規劃的價值，而是指出需要根本性的思維轉變。傳統的綠色基盤設施規劃往往聚焦於增加綠地面積或控制都市擴張，但在臺北市這樣的環境中，更需要的是在既有建成環境中尋找創新解決方案。這包括垂直綠化、屋頂花園、透水鋪面、雨水花園等不改變土地利用類別但能改善環境品質的措施。如同 Andersson et al. (2019) 所指出的，成熟都市的永續發展必須從「綠地規劃」轉向「綠色基盤設施系統規劃」，強調的是功能而非單純的土地類別。

空間精準配置的關鍵性

既然可供轉變的土地有限，如何最大化每一塊土地的環境效益就變得至關重要。本研究顯示，同樣是新增綠地，位於不同位置的效果可能相差數倍。因此，需要建立更精細的空間決策支援系統，考慮風向、地形、周邊土地利用、人口分布等多重因素，識別出對改善整體環境品質最關鍵的位置。特別重要的是連通性的考量。孤立的綠地效益有限，但若能串連成網絡，其生態系統服務功能將大幅提升。這需要跨越行政界線的思考，將臺北市的綠色基盤設施視為大臺北都會區系統的



一部分。例如，淡水河、基隆河不僅是臺北市的藍帶，更是連接臺北盆地的生態廊道，其功能的發揮需要跨縣市的協調規劃。

與臺北市國土功能分區的空間對接

將本研究結果與《臺北市國土功能分區劃設說明書》對照，發現高需求區域的空間分布與功能分區呈現高度關聯性。城鄉發展地區占臺北市總面積的 72.72%，本研究識別的第 5-6 級高需求區域幾乎全部位於此範圍內，特別是「舊城再生復興區」（中正、萬華、大同）和「首都核心發展區」（中山、大安、松山、信義），與熱島加權後的高需求區域高度重疊。

這種空間對應關係提供重要的政策啟示：綠色基盤設施的優先配置應與國土功能分區的發展定位相結合。例如，「產業暨生活共融區」（內湖、南港）在都市化情境下呈現需求等級提升的趨勢，顯示產業發展與環境品質的平衡需要更細緻的空間規劃。同時，國土保育地區和農業發展地區（如關渡平原）在各情境下均維持低需求等級，印證這些區域作為都市環境調節空間的重要性，應嚴格保護避免轉用。

基於研究結果的規劃策略

基於多指標分析結果和土地利用變遷預測，本研究針對不同需求等級區域提出差異化的綠色基盤設施配置建議：

高需求區域（第 5-6 級）的立體化策略：研究顯示這些區域主要集中在中山、松山、信義、萬華、大同等建成區，土地利用已經固定，傳統的增加綠地策略不可行。建議採用立體綠化方式，包括屋頂綠化、建築立面綠化、高架橋下空間綠化等。這種策略不需改變土地利用類別，但能有效增加綠量，與本研究發現的土地利用轉變限制相符。

中等需求區域（第 3-4 級）的預防性保護：這些區域主要位於內湖東部、文山、北投南部，在不同情境下呈現較大變異性。根據土地利用變遷預測，這些區域是未來可能發生轉變的主要地區。建議制定嚴格的開發管制，確保現有的環境緩衝功能不被削弱，特別是在 UD 情境顯示可能面臨開發壓力的區域。



低需求區域（第 1-2 級）的系統性串連：研究顯示這些區域主要位於北投北部、士林北部山區，在各情境下都保持穩定。建議強化這些區域與市區的生態廊道連接，發揮其作為都市冷源的功能。特別是沿基隆河、淡水河的藍帶系統，應作為串連山區與市區的重要通道。

制度創新與實施機制

面對物理空間的限制，制度創新變得更加關鍵。現行的都市計畫法規主要基於平面的土地使用分區，難以因應立體化、複合化的發展需求。建議修訂相關法規，將垂直空間納入規劃範疇，並建立明確的獎勵機制。例如，新加坡的空中綠化獎勵計畫（Skyrise Greenery Incentive Scheme）提供高達 50% 的綠化成本補助，成功促使超過 200 公頃的屋頂和垂直空間轉化為綠地。

同時，需要建立更靈活的實施機制。傳統的由上而下規劃方式在面對複雜的都市系統時往往力不從心。建議採用適應性管理方法，建立持續監測、評估、調整的循環機制。透過設置環境感測網絡，即時掌握不同介入措施的實際效果，並據此調整後續策略。

短期內透過土地利用轉變改善環境品質的空間有限，這反而凸顯長期規劃和系統整合的重要性。環境問題的解決不能僅依賴空間規劃，還需要與能源、交通、建築等部門政策的協調配合。例如，推動建築節能改造不僅減少能源消耗，也能降低廢熱排放，間接改善熱島效應。展望未來，隨著氣候變遷加劇，臺北市面臨的環境挑戰只會更加嚴峻。根據 IPCC 第六次評估報告，即使在中等排放情境下，2050 年臺北地區的極端高溫事件頻率也將增加 3-5 倍。這意味著現有的環境問題若不能有效解決，未來將面臨更大的危機。因此，需要以 2050 年為目標，制定包含減緩與調適的綜合性策略，確保城市的永續發展。這不僅是環境議題，更關係到數百萬市民的生活品質與健康福祉。

第五章 結論與建議



本研究以臺北市為例，成功建構整合土地利用變遷預測與多指標分析的綠色基盤設施優先配置評估架構，為高度都市化地區的環境規劃提供科學化決策支援工具。透過系統性的實證分析，本研究獲得以下重要發現與結論：

5.1 結論

1. 土地利用變遷預測的有限性與既有結構的決定性影響

研究證實，在建成區已占 72.72%的高度都市化環境中，可供轉變的土地極為稀少且主要位於都市邊緣。2030 年三種發展情境（BAU、UD、PT）的土地利用變化幅度有限，建築用地增加率僅 2.14%-5.50%，顯示臺北市土地利用格局已趨於穩定。這種有限的變化空間意味著傳統依賴土地利用轉變的規劃策略效果有限，既有的都市結構對環境品質具有長期且決定性的影響。

2. 都市熱島效應的空間集中性與擴散特徵

當都市熱島權重提高至 0.4 時，高需求區域顯著擴張，第 6 級網格數在各情境下增幅達 3.09%-3.71%。空間分析顯示，熱島核心區高度集中在中山、松山、信義、萬華、大同等傳統商業區和老舊市區，形成超過 30 平方公里的連續高溫帶。這些區域在不同發展情境下均維持高需求等級，顯示其環境問題的頑固性。同時，研究識別出內湖西湖、北投石牌、文山興隆路等臨界轉變區域，這些區域對政策干預最為敏感，是防止熱島擴散的關鍵防線。

3. 多指標評估揭示的複合性環境挑戰

整合五項環境指標的分析結果顯示，環境問題在空間上呈現高度的重疊性。社會脆弱性高的區域（如萬華、大同）往往也是熱島效應嚴重、空氣品質較差、綠地可及性低的區域，形成環境不正義的空間格局。這種複合性脆弱特徵不僅加劇了環境問題的嚴重性，也增加了改善的困難度，需要更加系統性和針對性的介入策略。



4. 權重設定對政策優先序的關鍵影響

研究發現，評估方法的選擇對結果影響顯著。等權重設定下，政策優先區域呈現分散特徵；而熱島優先設定則使高需求區域大幅擴張並集中化。這種差異不僅是技術層面的問題，更涉及價值判斷和資源配置的根本選擇。研究結果強調，在制定環境政策時必須明確優先解決的問題，並據此調整評估架構。

5. 創新策略的必要性與可行性

面對土地利用轉變的限制，研究證實需要超越傳統平面綠化思維，轉向立體化、網絡化的綠色基盤設施系統。高需求區域需要屋頂綠化、立面綠化、透水鋪面等創新措施；中等需求區域應著重預防性保護；低需求區域則應強化與市區的生態廊道連接。這種差異化的空間策略，配合制度創新和跨部門整合，為高度建成環境的永續發展提供了可行路徑。

5.2 建議

1. 短期政策建議（1-3 年）

- 建立熱點區域優先改善計畫：針對本研究識別的第 6 級高需求區域，特別是中山、松山、信義商業核心區，制定專項改善計畫。優先推動公有建築的屋頂綠化示範，設定私有建築綠化獎勵辦法，並在主要商圈推動遮蔭設施與噴霧降溫系統。
- 保護臨界轉變區域：對內湖西湖、北投石牌等臨界區域實施開發管制，避免進一步惡化。建議修訂都市計畫法規，對這些區域設定更嚴格的綠覆率要求，並優先配置公共綠地設施。
- 推動示範性立體綠化專案：選擇 2-3 個高需求但具改造潛力的街區，如大安區忠孝東路商圈，推動整合性的立體綠化示範。包括建築立面綠化、街道綠廊、透水鋪面等多元措施，建立可複製的改造模式。

2. 中期政策建議（3-5 年）

- 建構綠色網絡系統：以基隆河、淡水河為主軸，串連既有公園綠地，建立完整



的生態廊道網絡。特別強化東西向綠廊建設，如仁愛路、信義路林蔭大道計畫，改善市區的通風條件。

- 整合都市更新與環境改善：將綠色基盤設施納入都市更新的必要項目，設定綠化指標門檻。對老舊社區如萬華、大同等高脆弱區域，提供專項補助支持微型綠地和社區花園建設。
- 發展在地化評估工具：建議相關單位投入資源，發展適合臺灣亞熱帶氣候的環境評估模型，進行本土化參數校正，提升預測準確度。

3. 長期政策建議（5-10 年）

- 制定 2050 淨零城市總體計畫：將綠色基盤設施作為達成淨零目標的核心策略，設定分階段的綠覆率、降溫目標和實施路徑。整合能源、交通、建築等部門政策，形成系統性的環境改善方案。
- 建立跨域治理機制：推動大臺北都會區的環境治理合作，特別是在河川廊道、山區保育等跨界議題上。建立資訊共享平台和聯合決策機制，提升區域環境治理效能。
- 推動環境正義導向的規劃：優先改善高社會脆弱度區域的環境品質，縮小環境資源的空間差異。建立社區參與機制，確保弱勢群體在環境規劃中的發言權。

4. 未來研究建議

- 發展多尺度整合研究：從建築物、街區、行政區到都會區的跨尺度分析，建立更完整的環境評估體系。
- 強化動態模擬能力：整合氣候變遷情境、社會經濟預測，發展更具前瞻性的動態評估模型。
- 深化社會面向研究：探討居民參與、環境認知、行為改變等軟性因素對綠色基盤設施效益的影響。
- 開展比較研究：將研究方法應用於其他亞洲城市，驗證模型的普遍性並發展區域合作策略。



5.3 研究限制

1. 技術方法限制

InVEST Urban Cooling 模型的參數設定主要參考國際文獻，缺乏針對臺灣亞熱帶高濕氣候的本土化校正，可能影響熱環境評估的準確性。此外，模型未直接納入空調排熱、交通廢熱等都市人為熱源，主要聚焦於夏季午後的極端情境，缺乏對季節變化與日夜溫差的全面考量。未來研究可考慮結合 TCCIP 的網格化資料進行比對驗證，特別是在氣候變遷情境下的熱島效應評估。由於資料範圍限於臺北市行政區，綠地可及性與棲地連結性分析在市界邊緣可能產生偏差，應採用大臺北都會區的完整資料，避免邊界效應。

2. 資料時序一致性限制

社會經濟資料與空氣品質指標僅反映現況，缺乏與 2030 年土地利用情境相對應的預測數據。這種時間序列的不一致性可能影響多指標評估的整體可靠度。空氣品質監測站在空間上分布不均，導致部分區域的內插結果存在偏差。此時序差異仍可能低估未來人口結構變化對脆弱性評估的影響。此外，空氣品質監測站空間分布不均，可能影響山區等邊緣地帶的內插準確性。

3. 土地產權與實施可行性限制

研究未充分考慮土地產權結構對實施的影響。臺北市土地多為私有，大規模綠化改造面臨複雜的產權協調問題。老舊社區建築密集、巷弄狹窄，可供綠化的實體空間極為有限，且改造成本高昂。雖然既有建築和道路在模型中無法轉變為綠地或水體，但實務上可透過垂直綠化、雨水花園等綠色基盤設施進行改善，這些可能性未能在土地利用變遷模型中充分體現。

4. 模型預測的不確定性

環境保護情境因 LCM 模型的技術限制，呈現與都市化情境相同的結果，未能充分反映保護政策的預期效果。2030 年的氣候預測基於歷史趨勢的線性外推，可能無法捕捉氣候系統的非線性變化和臨界點效應。土地利用變遷受政策干



預、重大建設、經濟波動等外部因素影響，具有高度不確定性。

5. 土地利用分類準確度和網格限制

衛星影像分類的整體準確度為 61.49%，其中道路類別的識別準確度僅 32.14%。雖然此準確度在都市土地利用研究中屬可接受範圍，但可能影響細部空間分析的精確性，特別是在評估交通廊道的熱島效應時。採用 100 公尺網格解析度進行空間分析，對於建築物層級的微觀環境特徵難以充分捕捉，未來研究可考慮整合局部分類區 (Local Climate Zone, LCZ) 分類，以更精確地描述都市形態對熱島效應的影響。

6. 研究範圍與普遍性限制

本研究雖建構「預測-評估-配置」整合架構，但僅在臺北市單一案例中實證。未來研究可選擇另一個亞洲高密度城市（如新加坡、上海）進行比較分析，透過相同方法論但不同參數設定的對比，驗證架構的穩定實行性。



參考文獻

Aboagye, P. D., & Sharifi, A. (2024). Urban climate adaptation and mitigation action plans: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 189, 113886.

Aghamolaei, R., Fallahpour, M., & Mirzaei, P. A. (2021). Tempo-spatial thermal comfort analysis of urban heat island with coupling of CFD and building energy simulation. *Energy and buildings*, 251, 111317.

Anderson, J. R. (1976). A land use and land cover classification system for use with remote sensor data (Vol. 964). US Government Printing Office.

Andersson, E., Langemeyer, J., Borgström, S., McPhearson, T., Haase, D., Kronenberg, J., Barton, D. N., Davis, M., Naumann, S., & Röschel, L. (2019). Enabling green and blue infrastructure to improve contributions to human well-being and equity in urban systems. *BioScience*, 69(7), 566-574.

Benedict, M. A., & McMahon, E. T. (2012). Green infrastructure: linking landscapes and communities. Island press.

Bosch, M., Locatelli, M., Hamel, P., Remme, R. P., Chenal, J., & Joost, S. (2021). A spatially explicit approach to simulate urban heat mitigation with InVEST (v3. 8.0). *Geoscientific Model Development*, 14(6), 3521-3537.

Bowler, D. E., Buyung-Ali, L., Knight, T. M., & Pullin, A. S. (2010). Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and urban planning*, 97(3), 147-155.

Chen, Y.-C., Lo, T.-W., Shih, W.-Y., & Lin, T.-P. (2019). Interpreting air temperature generated from urban climatic map by urban morphology in Taipei. *Theoretical and applied climatology*, 137(3), 2657-2662.

Chen, Y., Yu, J., & Khan, S. (2010). Spatial sensitivity analysis of multi-criteria

weights in GIS-based land suitability evaluation. *Environmental Modelling & Software*, 25(12), 1582-1591.

Clarke, K. C., Hoppen, S., & Gaydos, L. (1997). A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. *Environment and planning B: Planning and design*, 24(2), 247-261.

Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, 37(1), 35-46.

Davies, C., Hansen, R., Rall, E., Pauleit, S., Laforteza, R., De Bellis, Y., Santos, A., & Tosics, I. (2015). The status of European green space planning and implementation based on an analysis of selected European city-regions.

Davies, C., & Laforteza, R. (2017). Urban green infrastructure in Europe: Is greenspace planning and policy compliant? *Land use policy*, 69, 93-101.

Deilami, K., Kamruzzaman, M., & Liu, Y. (2018). Urban heat island effect: A systematic review of spatio-temporal factors, data, methods, and mitigation measures. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, 67, 30-42.

Demuzere, M., Orru, K., Heidrich, O., Olazabal, E., Geneletti, D., Orru, H., Bhave, A. G., Mittal, N., Feliú, E., & Faehnle, M. (2014). Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure. *Journal of environmental management*, 146, 107-115.

Dousset, B., & Gourmelon, F. (2003). Satellite multi-sensor data analysis of urban surface temperatures and landcover. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 58(1-2), 43-54.

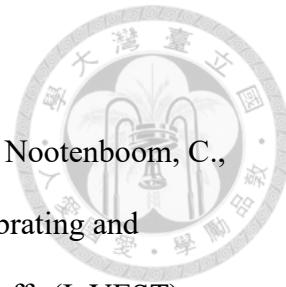
Eastman, J. (2016). *TerrSet. Geospatial monitoring and modelling system. Manual*. Clark University. Worcester, MA, USA. 393 p. In.

Eastman, J. R. (2006). *IDRISI Andes guide to GIS and image processing*. Clark University, Worcester, 328.



- Fastl, C., Arnberger, A., Gallistl, V., Stein, V. K., & Dorner, T. E. (2024). Heat vulnerability: health impacts of heat on older people in urban and rural areas in Europe. *Wiener Klinische Wochenschrift*, 136(17), 507-514.
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., & Bertrand-Krajewski, J.-L. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more—The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban water journal*, 12(7), 525-542.
- Frantzeskaki, N. (2019). Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. *Environmental Science & Policy*, 93, 101-111.
- Gascon, M., Triguero-Mas, M., Martínez, D., Dadvand, P., Rojas-Rueda, D., Plasència, A., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2016). Residential green spaces and mortality: a systematic review. *Environment international*, 86, 60-67.
- Gasparrini, A., Guo, Y., Hashizume, M., Kinney, P. L., Petkova, E. P., Lavigne, E., Zanobetti, A., Schwartz, J. D., Tobias, A., & Leone, M. (2015). Temporal variation in heat–mortality associations: a multicountry study. *Environmental health perspectives*, 123(11), 1200-1207.
- Grilo, F., Pinho, P., Aleixo, C., Catita, C., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Santos-Reis, M., McPhearson, T., & Branquinho, C. (2020). Using green to cool the grey: Modelling the cooling effect of green spaces with a high spatial resolution. *Science of the Total Environment*, 724, 138182.
- Gunawardena, K. R., Wells, M. J., & Kershaw, T. (2017). Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity. *Science of the Total Environment*, 584, 1040-1055.
- Guzder-Williams, B., Mackres, E., Angel, S., Blei, A. M., & Lamson-Hall, P. (2023). Intra-urban land use maps for a global sample of cities from Sentinel-2 satellite imagery and computer vision. *Computers, Environment and Urban Systems*, 100, 121

101917.



Hamel, P., Bosch, M., Tardieu, L., Lemonsu, A., De Munck, C., Nootenboom, C., Viguié, V., Lonsdorf, E., Douglass, J. A., & Sharp, R. P. (2024). Calibrating and validating the Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST) urban cooling model: case studies in France and the United States. *Geoscientific Model Development*, 17(12), 4755-4771.

Hoffman, J. S., Shandas, V., & Pendleton, N. (2020). The effects of historical housing policies on resident exposure to intra-urban heat: a study of 108 US urban areas. *Climate*, 8(1), 12.

Imhoff, M. L., Zhang, P., Wolfe, R. E., & Bounoua, L. (2010). Remote sensing of the urban heat island effect across biomes in the continental USA. *Remote sensing of environment*, 114(3), 504-513.

Infrastructure, G. (2013). Enhancing Europe's natural capital. European Commission: Brussels, Belgium.

Jenks, G. F. (1967). The data model concept in statistical mapping. *International yearbook of cartography*, 7, 186-190.

Jerome, G. (2018). Defining community-scale green infrastructure. In *Green Infrastructure* (pp. 89-95). Routledge.

Jusuf, S. K., Wong, N. H., Hagen, E., Anggoro, R., & Hong, Y. (2007). The influence of land use on the urban heat island in Singapore. *Habitat international*, 31(2), 232-242.

Kabisch, N., Frantzeskaki, N., Pauleit, S., Naumann, S., Davis, M., Artmann, M., Haase, D., Knapp, S., Korn, H., & Stadler, J. (2016). Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecology and society*, 21(2).

Kafy, A.-A., Rahman, M. S., Islam, M., Al Rakib, A., Islam, M. A., Khan, M. H.



- H., Sikdar, M. S., Sarker, M. H. S., Mawa, J., & Sattar, G. S. (2021). Prediction of seasonal urban thermal field variance index using machine learning algorithms in Cumilla, Bangladesh. *Sustainable Cities and Society*, 64, 102542.
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., & Folke, C. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global environmental change*, 11(4), 261-269.
- Langemeyer, J., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., Scheuer, S., & Elmquist, T. (2016). Bridging the gap between ecosystem service assessments and land-use planning through Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA). *Environmental Science & Policy*, 62, 45-56.
- Lee, A. C., & Maheswaran, R. (2011). The health benefits of urban green spaces: a review of the evidence. *Journal of public health*, 33(2), 212-222.
- Legg, S. (2021). IPCC, 2021: Climate change 2021-the physical science basis. *Interaction*, 49(4), 44-45.
- Li, J., Xu, X., Yang, J., Liu, Z., Xu, L., Gao, J., Liu, X., Wu, H., Wang, J., & Yu, J. (2017). Ambient high temperature and mortality in Jinan, China: A study of heat thresholds and vulnerable populations. *Environmental research*, 156, 657-664.
- Li, L., Zheng, M., Zhang, J., Li, C., Ren, Y., Jin, X., & Chen, J. (2023). Effects of green infrastructure on the dispersion of PM_{2.5} and human exposure on urban roads. *Environmental research*, 223, 115493.
- Li, X., & Yeh, A. G.-O. (2002). Neural-network-based cellular automata for simulating multiple land use changes using GIS. *International Journal of Geographical Information Science*, 16(4), 323-343.
- Li, Z.-L., Tang, B.-H., Wu, H., Ren, H., Yan, G., Wan, Z., Trigo, I. F., & Sobrino, J. A. (2013). Satellite-derived land surface temperature: Current status and perspectives.



Remote sensing of environment, 131, 14-37.

Lin, C.-Y., Chen, F., Huang, J., Chen, W.-C., Liou, Y.-A., Chen, W.-N., & Liu, S.-C. (2008). Urban heat island effect and its impact on boundary layer development and land-sea circulation over northern Taiwan. *Atmospheric Environment*, 42(22), 5635-5649.

Lin, C.-Y., Su, C.-J., Kusaka, H., Akimoto, Y., Sheng, Y.-F., Huang, J.-C., & Hsu, H.-H. (2016). Impact of an improved WRF urban canopy model on diurnal air temperature simulation over northern Taiwan. *Atmospheric chemistry and physics*, 16(3), 1809-1822.

Lin, L.-Y., Lin, C.-T., Chen, Y.-M., Cheng, C.-T., Li, H.-C., & Chen, W.-B. (2022). The Taiwan climate change projection information and adaptation knowledge platform: a decade of climate research. *Water*, 14(3), 358.

Lin, Y.-K., Zafirah, Y., Ke, M.-T., Andhikaputra, G., & Wang, Y.-C. (2021). The effects of extreme temperatures on emergency room visits—a population-based analysis by age, sex, and comorbidity. *International Journal of Biometeorology*, 65(12), 2087-2098.

Liquete, C., Kleeschulte, S., Dige, G., Maes, J., Grizzetti, B., Olah, B., & Zulian, G. (2015). Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study. *Environmental Science & Policy*, 54, 268-280.

Liu, X., Liang, X., Li, X., Xu, X., Ou, J., Chen, Y., Li, S., Wang, S., & Pei, F. (2017). A future land use simulation model (FLUS) for simulating multiple land use scenarios by coupling human and natural effects. *Landscape and urban planning*, 168, 94-116.

Longato, D., Cortinovis, C., Albert, C., & Geneletti, D. (2021). Practical applications of ecosystem services in spatial planning: Lessons learned from a systematic literature review. *Environmental Science & Policy*, 119, 72-84.



- Mas, J.-F., Kolb, M., Paegelow, M., Olmedo, M. T. C., & Houet, T. (2014). Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software*, 51, 94-111.
- Masson, V. (2006). Urban surface modeling and the meso-scale impact of cities. *Theoretical and applied climatology*, 84(1), 35-45.
- Matthews, T., Lo, A. Y., & Byrne, J. A. (2015). Reconceptualizing green infrastructure for climate change adaptation: Barriers to adoption and drivers for uptake by spatial planners. *Landscape and urban planning*, 138, 155-163.
- Meade, R. D., Akerman, A. P., Notley, S. R., McGinn, R., Poirier, P., Gosselin, P., & Kenny, G. P. (2020). Physiological factors characterizing heat-vulnerable older adults: a narrative review. *Environment international*, 144, 105909.
- Mecca, B. (2023). Assessing the sustainable development: A review of multi-criteria decision analysis for urban and architectural sustainability. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 30(5-6), 203-218.
- Meerow, S., & Newell, J. P. (2017). Spatial planning for multifunctional green infrastructure: Growing resilience in Detroit. *Landscape and urban planning*, 159, 62-75.
- Miao, S., Chen, F., LeMone, M. A., Tewari, M., Li, Q., & Wang, Y. (2009). An observational and modeling study of characteristics of urban heat island and boundary layer structures in Beijing. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 48(3), 484-501.
- Mills, G., Cleugh, H., Emmanuel, R., Endlicher, W., Erell, E., Mcgranahan, G., Ng, E., Nickson, A., Rosenthal, J., & Steemer, K. (2010). Climate information for improved planning and management of mega cities (needs perspective). *Procedia Environmental Sciences*, 1, 228-246.
- Mirzaei, P. A. (2015). Recent challenges in modeling of urban heat island.

Sustainable Cities and Society, 19, 200-206.

Mirzaei, P. A., & Haghhighat, F. (2010). Approaches to study urban heat island—abilities and limitations. *Building and environment*, 45(10), 2192-2201.

Montibeller, G., & Franco, L. A. (2011). Raising the bar: strategic multi-criteria decision analysis. *Journal of the Operational Research Society*, 62(5), 855-867.

Mountrakis, G., Im, J., & Ogole, C. (2011). Support vector machines in remote sensing: A review. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 66(3), 247-259.

Myint, S. W., Gober, P., Brazel, A., Grossman-Clarke, S., & Weng, Q. (2011). Per-pixel vs. object-based classification of urban land cover extraction using high spatial resolution imagery. *Remote sensing of environment*, 115(5), 1145-1161.

Newman, P. (2014). Biophilic urbanism: a case study on Singapore. *Australian planner*, 51(1), 47-65.

Norton, B. A., Coutts, A. M., Livesley, S. J., Harris, R. J., Hunter, A. M., & Williams, N. S. (2015). Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and urban planning*, 134, 127-138.

Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & urban greening*, 4(3-4), 115-123.

Odu, G. (2019). Weighting methods for multi-criteria decision making technique. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 23(8), 1449-1457.

Oke, T. R. (1973). City size and the urban heat island. *Atmospheric Environment* (1967), 7(8), 769-779.

Oke, T. R. (1982). The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly journal of the royal meteorological society*, 108(455), 1-24.



Olmedo, M., Paegelow, M., Mas, J.-F., & Escobar, F. (2018). Geomatic approaches for modeling land change scenarios. An introduction. *Geomatic Approaches for Modeling Land Change Scenarios*, 1-8.

Peng, S., Piao, S., Ciais, P., Friedlingstein, P., Ottle, C., Bréon, F.-M., Nan, H., Zhou, L., & Myneni, R. B. (2012). Surface urban heat island across 419 global big cities. *Environmental science & technology*, 46(2), 696-703.

Pillai, S. K., Noe, R. S., Murphy, M. W., Vaidyanathan, A., Young, R., Kieszak, S., Freymann, G., Smith, W., Drenzek, C., & Lewis, L. (2014). Heat illness: predictors of hospital admissions among emergency department visits—Georgia, 2002–2008. *Journal of community health*, 39(1), 90-98.

Pontius Jr, R. G., Boersma, W., Castella, J.-C., Clarke, K., de Nijs, T., Dietzel, C., Duan, Z., Fotsing, E., Goldstein, N., & Kok, K. (2008). Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change. *The annals of regional science*, 42(1), 11-37.

Pontius Jr, R. G., & Schneider, L. C. (2001). Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, ecosystems & environment*, 85(1-3), 239-248.

Rodriguez-Galiano, V. F., Ghimire, B., Rogan, J., Chica-Olmo, M., & Rigol-Sanchez, J. P. (2012). An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 67, 93-104.

Rumelhart, D. E., Hinton, G. E., & Williams, R. J. (1986). Learning representations by back-propagating errors. *nature*, 323(6088), 533-536.

Sang, L., Zhang, C., Yang, J., Zhu, D., & Yun, W. (2011). Simulation of land use spatial pattern of towns and villages based on CA–Markov model. *Mathematical and Computer Modelling*, 54(3-4), 938-943.



Santamouris, M. (2014). Cooling the cities—a review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. *Solar Energy*, 103, 682-703.

Santamouris, M. (2015). Analyzing the heat island magnitude and characteristics in one hundred Asian and Australian cities and regions. *Science of the Total Environment*, 512, 582-598.

Schwaab, J., Meier, R., Mussetti, G., Seneviratne, S., Bürgi, C., & Davin, E. L. (2021). The role of urban trees in reducing land surface temperatures in European cities. *Nature communications*, 12(1), 6763.

Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088.

Sleeter, B. M., Marvin, D. C., Cameron, D. R., Selmants, P. C., Westerling, A. L., Kreitler, J., Daniel, C. J., Liu, J., & Wilson, T. S. (2019). Effects of 21st-century climate, land use, and disturbances on ecosystem carbon balance in California. *Global Change Biology*, 25(10), 3334-3353.

Small, C. (2003). High spatial resolution spectral mixture analysis of urban reflectance. *Remote sensing of environment*, 88(1-2), 170-186.

Song, Y., Chen, B., Ho, H. C., Kwan, M.-P., Liu, D., Wang, F., Wang, J., Cai, J., Li, X., & Xu, Y. (2021). Observed inequality in urban greenspace exposure in China. *Environment international*, 156, 106778.

Stewart, I. D., & Oke, T. R. (2012). Local climate zones for urban temperature studies. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(12), 1879-1900.

Stewart, T. J., French, S., & Rios, J. (2013). Integrating multicriteria decision analysis and scenario planning—Review and extension. *Omega*, 41(4), 679-688.

Su, Y.-F., Foody, G. M., & Cheng, K.-S. (2012). Spatial non-stationarity in the



relationships between land cover and surface temperature in an urban heat island and its impacts on thermally sensitive populations. *Landscape and urban planning*, 107(2), 172-180.

Taha, H. (1997). Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy and buildings*, 25(2), 99-103.

Takada, T., Miyamoto, A., & Hasegawa, S. F. (2010). Derivation of a yearly transition probability matrix for land-use dynamics and its applications. *Landscape ecology*, 25, 561-572.

Turek-Hankins, L. L., Coughlan de Perez, E., Scarpa, G., Ruiz-Diaz, R., Schwerdtle, P. N., Joe, E. T., Galappaththi, E. K., French, E. M., Austin, S. E., & Singh, C. (2021). Climate change adaptation to extreme heat: a global systematic review of implemented action. *Oxford Open Climate Change*, 1(1), kgab005.

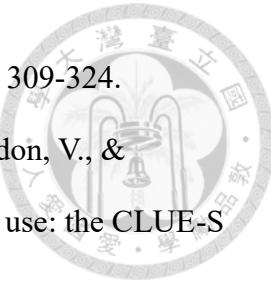
Turner, B. L., Lambin, E. F., & Reenberg, A. (2007). The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20666-20671.

Van den Berg, A. E., Maas, J., Verheij, R. A., & Groenewegen, P. P. (2010). Green space as a buffer between stressful life events and health. *Social science & medicine*, 70(8), 1203-1210.

van Til, J., Groothuis-Oudshoorn, C., Lieferink, M., Dolan, J., & Goetghebeur, M. (2014). Does technique matter; a pilot study exploring weighting techniques for a multi-criteria decision support framework. *Cost effectiveness and resource allocation*, 12(1), 22.

Van Vliet, M., Ludwig, F., Zwolsman, J., Weedon, G., & Kabat, P. (2011). Global river temperatures and sensitivity to atmospheric warming and changes in river flow. *Water Resources Research*, 47(2).

Verburg, P. H., Schot, P. P., Dijst, M. J., & Veldkamp, A. (2004). Land use change



modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal*, 61(4), 309-324.

Verburg, P. H., Soepboer, W., Veldkamp, A., Limpiada, R., Espaldon, V., & Mastura, S. S. (2002). Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. *Environmental management*, 30(3), 391-405.

Voogt, J. A., & Oke, T. R. (2003). Thermal remote sensing of urban climates. *Remote sensing of environment*, 86(3), 370-384.

Vos, P. E., Maiheu, B., Vankerkom, J., & Janssen, S. (2013). Improving local air quality in cities: to tree or not to tree? *Environmental pollution*, 183, 113-122.

Wang, C.-H. (2023). Taipei: Towards a liveable and sustainable city. In Routledge Handbook of Asian Cities (pp. 140-153). Routledge.

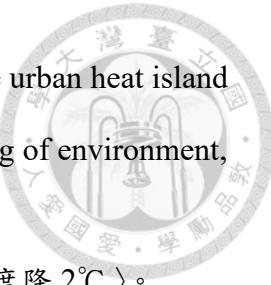
Weng, Q. (2009). Thermal infrared remote sensing for urban climate and environmental studies: Methods, applications, and trends. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 64(4), 335-344.

Yang, J., Hu, X., Feng, H., & Marvin, S. (2021). Verifying an ENVI-met simulation of the thermal environment of Yanzhong Square Park in Shanghai. *Urban forestry & urban greening*, 66, 127384.

Young, R. F. (2011). Planting the living city: Best practices in planning green infrastructure—Results from major us cities. *Journal of the American Planning Association*, 77(4), 368-381.

Zander, K., Hill, G., Barber, G., Erdiaw-Kwasie, M., Abunyewah, M., & Garnett, S. (2025). Citizen's preferences for urban planning priorities: The importance of heat mitigation plans. *Cities*, 161, 105888.

Zawadzka, J., Harris, J. A., & Corstanje, R. (2021). Assessment of heat mitigation capacity of urban greenspaces with the use of InVEST urban cooling model, verified with day-time land surface temperature data. *Landscape and urban planning*, 214, 104163.



Zhou, D., Zhao, S., Liu, S., Zhang, L., & Zhu, C. (2014). Surface urban heat island in China's 32 major cities: Spatial patterns and drivers. *Remote sensing of environment*, 152, 51-61.

公視新聞網 (2024)〈北北桃熱島效應擴大 北市擬策略盼體感溫度降2°C〉。

行政院環境保護署 (2023)《氣候變遷因應法》。

汪中安 (2022) 氣候與土地利用變遷情境下的都市熱島效應—以桃園市區為例。

國立臺灣大學生物環境系統工程學系學位論文: 1-115。

周佳 (2017) *臺灣氣候變遷科學報告 2017—物理現象與機制*。國家災害防救科技中心。

林子平 (2024)〈高溫蔓延！成大教授林子平：都市愈來愈熱，是因為做錯四件事〉。《未來城市@天下》。

莊喻淳 (2019) 運用馬可夫鍊細胞自動機模型模擬土地利用變遷-以鳳山溪流域為例

楊明叡 (2021) 都市熱島指標評估系統之建立及應用。

臺北市政府都市發展局 (2021) *臺北市國土功能分區劃設說明書*。臺北市：臺北市政府。

臺北市政府都市發展局 (2023) *降溫城市計畫*。

臺北市政府環境保護局 (2022)《臺北市因應氣候變遷行動綱領》。臺北市：臺北市政府環境保護局。

臺灣氣候變遷推估資訊與調適知識平台 (2021) 統計降尺度日資料。

臺灣電力公司 (2023)《2023 年度供電年報》。臺北：臺灣電力公司。

遠見雜誌 (2023) *臺北市快成全高溫區！學者憂心：都市熱島效應愈變愈廣*。

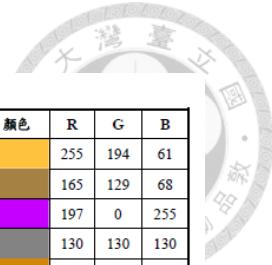
衛生福利部國民健康署 (2024)〈預防熱傷害衛教專區〉。

賴進貴、葉高華、陳文軍 (2004) 土地利用變遷與空間相依性之探討:以臺北盆地聚落變遷為例。臺灣地理資訊學刊: 29-40。

羅子雯 (2018) 結合局部氣候分區及景觀生態指標之都市氣候地圖建置及應用。

附錄

1.109 年以後土地利用分級表



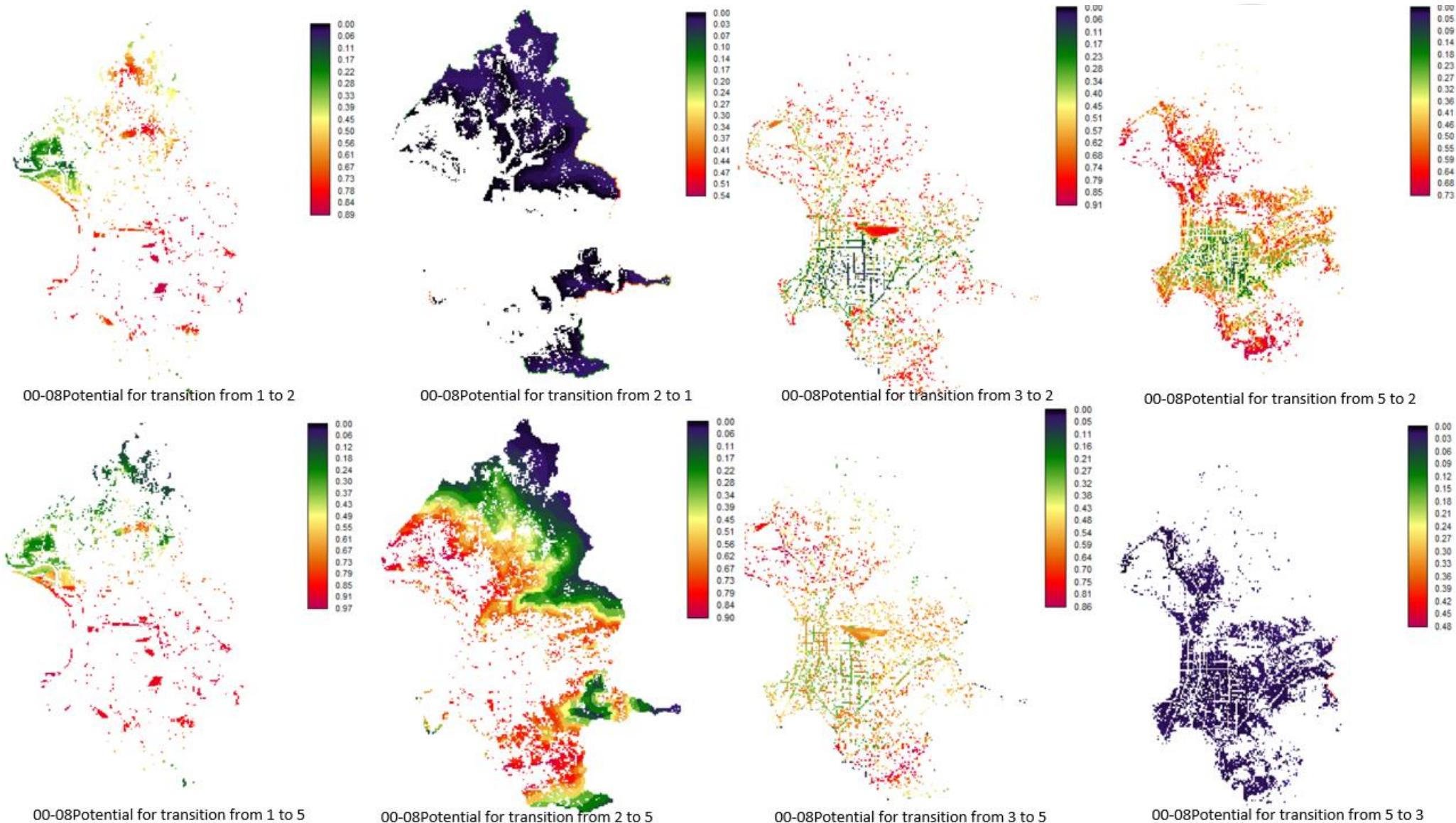
109 年版國土利用現況調查成果分類色碼表

類別代碼	類別中文名稱	顏色	R	G	B
01	農業利用土地		152	230	0
02	森林利用土地		90	194	0
03	交通利用土地		255	85	0
04	水利利用土地		151	219	242
05	建築利用土地		255	161	161
06	公共利用土地		255	197	89
07	遊憩利用土地		255	251	20
08	礦鹽利用土地		206	140	255
09	其他利用土地		225	225	225
0101	農業使用		209	255	115
0102	水產養殖		138	255	218
0103	畜牧		159	177	105
0104	農業相關設施		168	168	0
0201	針葉林		58	122	42
0202	闊葉林		56	168	0
0203	竹林		79	190	15
0204	混生林		24	141	13
0205	灌木林		122	186	101
0206	待成林地		4	108	31
0207	其他森林利用土地		58	81	23
0301	機場		174	120	255
0302	一般鐵路及相關設		255	110	255
0303	高速鐵路及相關設		109	0	189
0304	捷運及相關設施		163	38	255
0305	道路及相關設施		211	142	191
0306	港口		103	141	174
0401	河道及溝渠		190	232	255
0402	蓄水設施		158	215	194
0403	水道沙洲灘地		214	136	0
0404	水利構造物		53	95	96
0405	防汛道路		204	204	204
0406	海面		158	202	255
0501	商業		194	0	6
0502	純住宅		255	244	41
0503	混合使用住宅		235	224	82
0504	製造業		255	194	61
0505	倉儲		165	129	68
0506	宗教		197	0	255

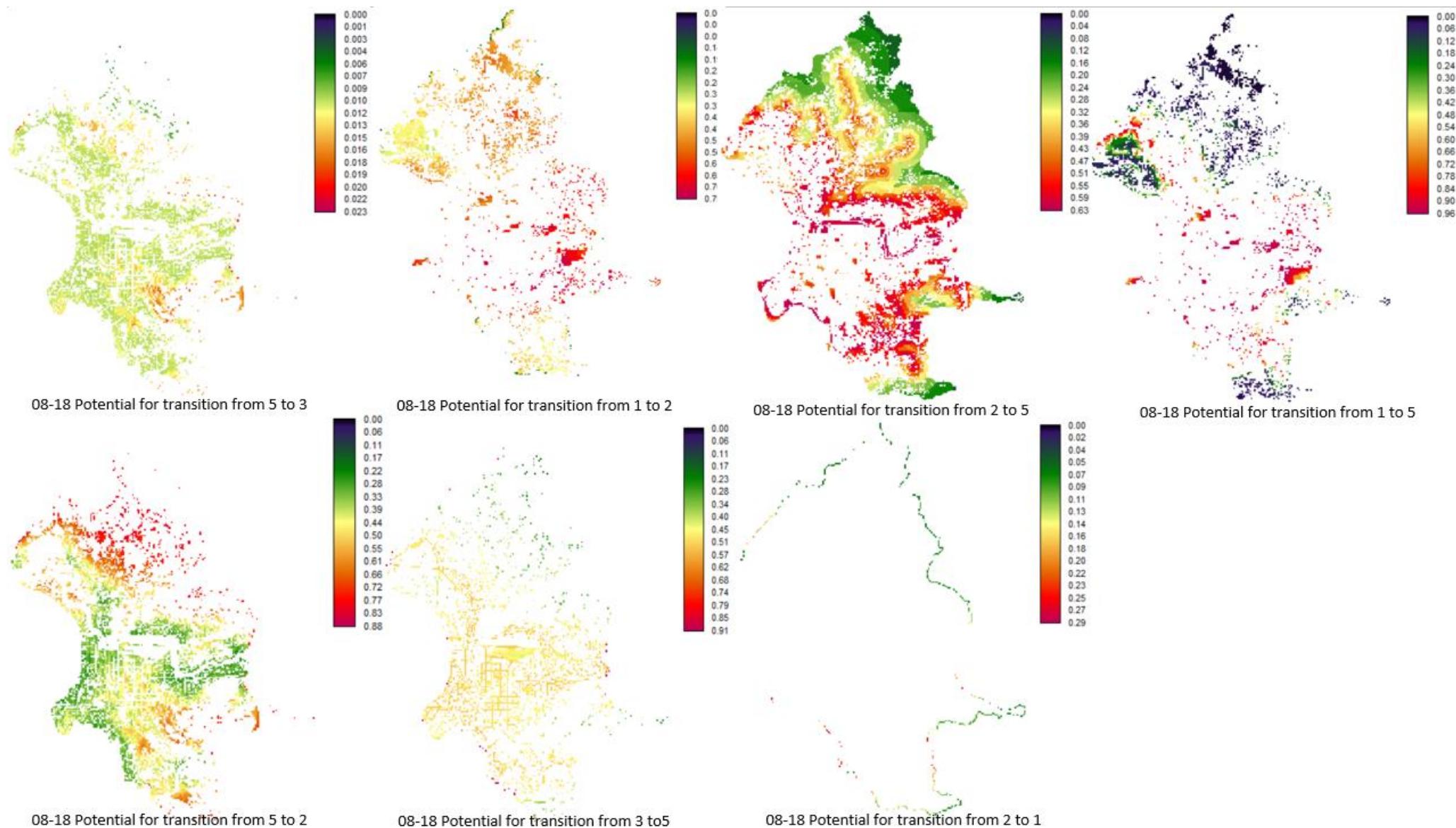
類別代碼	類別中文名稱	顏色	R	G	B
0507	墳葬設施		130	130	130
0508	其他建築用地		205	205	102
0601	政府機關		255	159	41
0602	學校		232	190	255
0603	醫療保健		161	139	246
0604	社會福利設施		249	224	165
0605	公用設備		255	218	150
0606	環保設施		216	141	103
0701	文化設施		255	255	190
0702	公園綠地廣場		147	255	47
0703	休閒設施		191	255	191
0801	礦業及相關設施		206	153	29
0802	土石及相關設施		149	111	35
0803	鹽業及相關設施		140	140	140
0901	濕地		0	168	132
0902	草生地		176	211	38
0903	裸露地		179	168	46
0904	營建剩餘土石收容 處理相關設施		51	51	51
0905	空置地		255	236	201
010101	水田		171	220	97
010102	旱田		198	230	150
010103	果園		99	192	59
010200	水產養殖		138	255	218
010301	畜禽舍		112	134	79
010302	牧場		147	203	62
010401	農業生產設施		107	144	75
010402	農業產銷及加工設		77	101	57
020100	針葉林		58	122	42
020200	闊葉林		56	168	0
020300	竹林		79	190	15
020401	針闊葉混生林		44	124	10
020402	竹闊葉混生林		74	162	37
020403	竹針葉混生林		36	97	10
020404	竹針闊葉混生林		35	81	16
020500	灌木林		122	186	101
020600	待成林地		4	108	31
020700	其他森林利用土地		58	81	23

類別代碼	類別中文名稱	顏色	R	G	B
050400	製造業		255	194	61
050500	倉儲		165	129	68
050600	宗教		197	0	255
050700	墳葬設施		130	130	130
050801	興建中		209	136	9
050802	其他		186	104	73
060100	政府機關		255	159	41
060201	幼兒園		235	186	255
060202	小學		227	158	255
060203	中學		218	129	255
060204	大專院校		209	101	235
060205	特種學校		201	73	255
060300	醫療保健		161	139	246
060400	社會福利設施		249	224	165
060501	氣象		148	172	176
060502	電力		147	161	232
060503	瓦斯		239	114	135
060504	自來水		164	175	232
060505	加油站(氣)		123	153	148
060600	環保設施		216	141	103
070101	法定文化資產		205	205	93
070102	一般文化設施		233	233	132
070103	其他文化設施		230	230	147
070200	公園綠地廣場		147	255	47
070301	遊樂場所		246	171	171
070302	體育場所		172	172	247
080100	礦業及相關設施		206	153	29
080200	土石及相關設施		149	111	35
080300	鹽業及相關設施		140	140	140
090100	濕地		0	168	132
090200	草生地		176	211	38
090301	灘地		201	173	137
090302	崩塌地		154	137	105
090303	礁岩		192	108	34
090400	營建剩餘土石收容		51	51	51
090501	未使用地		192	174	84
090502	人工改變中土地		188	146	62

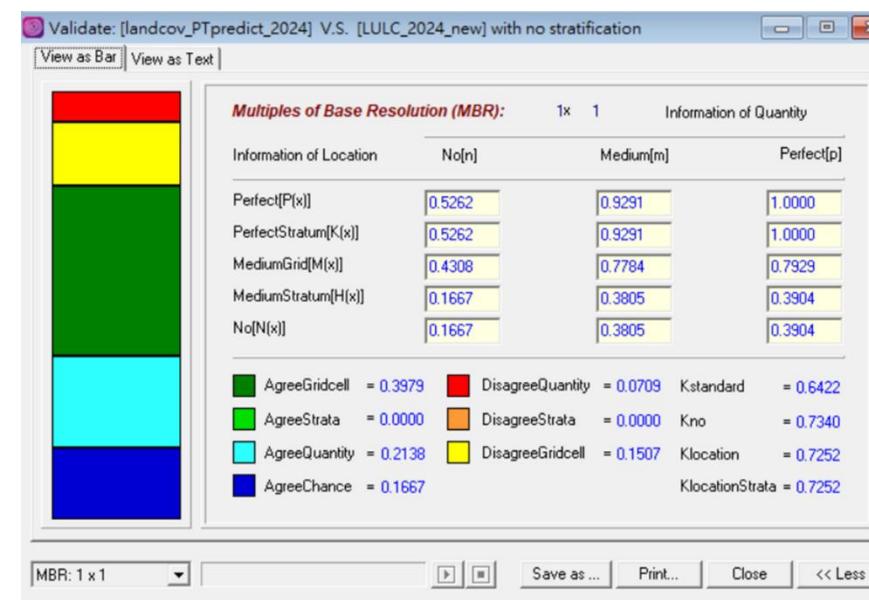
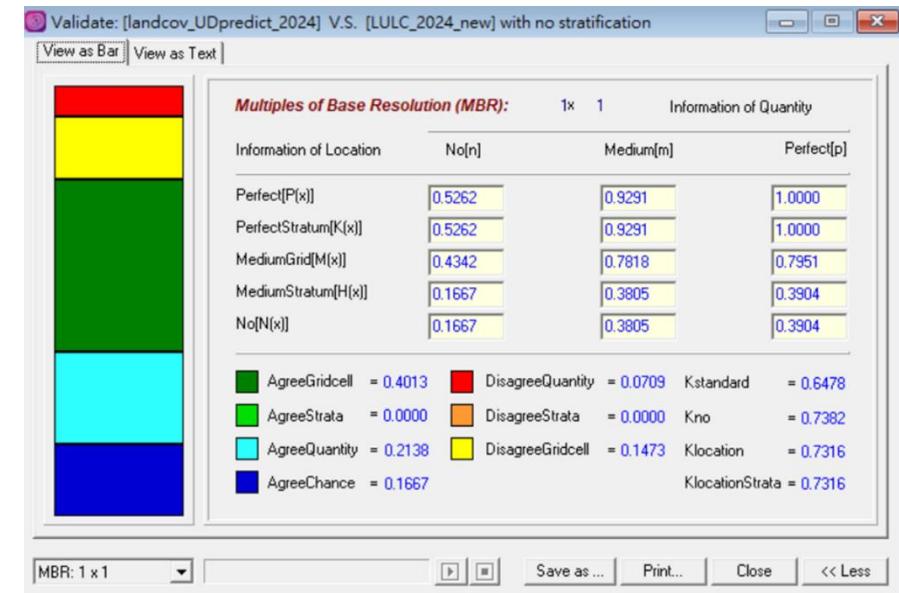
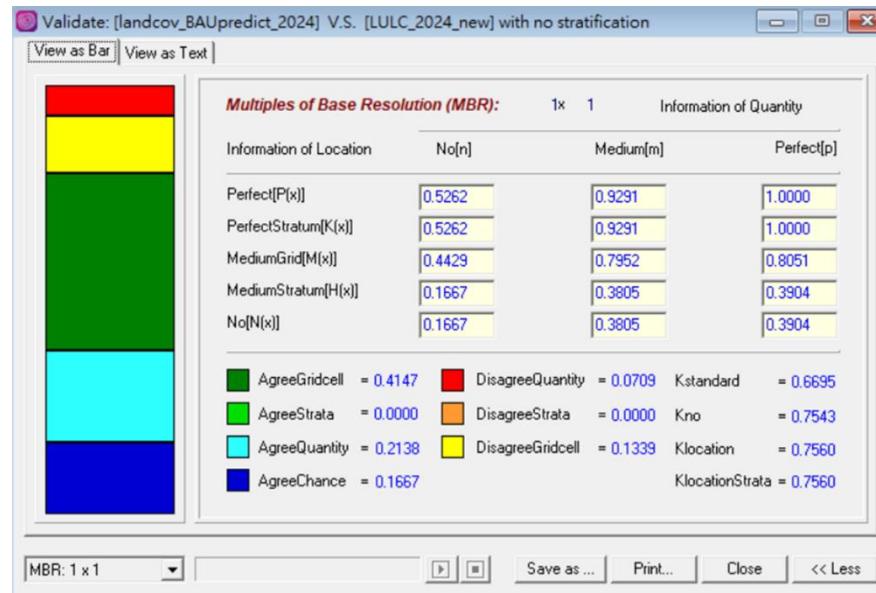
2. 2000-2008 年轉換到 2024 年的土地利用轉移子模型



3. 2008-2018 年轉換到 2024 年的土地利用轉移子模型



4. 2000-2008 年轉換到 2024 年的土地利用驗證



5. 2008-2018 年轉換到 2024 年的土地利用驗證

