



國立臺灣大學生物資源暨農學院森林環境暨資源學系

碩士論文

Department of Forestry and Resource Conservation

College of Bio-Resources and Agriculture

National Taiwan University

Master Thesis

臺灣農地廢耕造林對土壤有機碳儲存量

及形態劃分的影響

Effects of Afforestation/Abandonment of Arable Fields
on Soil Organic Carbon Stocks and Fractions in Taiwan

林苙涵

Yi-Han Lin

指導教授：鄭智馨 博士

Advisor: Chih-Hsin Cheng, Ph.D

中華民國 106 年 4 月

April, 2017

國立臺灣大學碩士學位論文
口試委員會審定書

臺灣農地廢耕造林對土壤有機碳儲存量
及形態劃分的影響

Effects of Afforestation/Abandonment of Arable Fields
on Soil Organic Carbon Stocks and Fractions in Taiwan

本論文係林苡涵君 (r03625003) 在國立臺灣大學森林環境暨資源學系、所完成之碩士學位論文，於民國 106 年 3 月 3 日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明

口試委員：

鄭智馨

(簽名)

(指導教授)

邱志郁

(簽名)

久米朋定

(簽名)

系主任、所長

柯淳涵

(簽名)




謝誌

碩論歷經不斷地修改、擴充與段落調動後，終於來到撰寫謝誌的這一刻。感謝指導教授鄭智馨老師在實驗內容與論文撰寫給予諸多的指點與建議；此外，鼓勵我參加 EGU 研討會發表部分研究成果，跟不同國家的學者進行交流，也謝謝當時久米老師邀請我參加 session dinner，體驗異國美食。感謝邱志郁博士與久米朋宣老師撥冗擔任論文口試委員，提供諸多寶貴的建議，使論文更臻完善。

感謝森林土壤暨生物地球化學實驗室夥伴們的幫忙與鼓勵。謝謝于軒，大四帶我做實驗時總是細心地跟我討論方法，並指導操作；當我要製作研討會海報時，也不吝於分享之前的海報檔與經驗供我參考，每次跟你聊天都超開心的！感謝俊佑，自我初入實驗室當小工時，就認真解答我各式各樣的疑問，仔細教導儀器的使用，訓練我思考實驗機制與操作的敏銳度；每當我抱怨著任何不愉快的事，都耐心傾聽並給予實際的建議，常傳好聽、好看的 MV 讓我轉換心情。謝謝志祐，在我擬定題目前，客觀跟我討論不同主題的可行性；出差時讓我練車（我上路次數明明屈指可數，竟然還敢讓我練高速公路 XD），在草嶺跟九份二山採樣時教我野外試驗的技巧與經驗，離職前協助規劃緊湊的行程，陪我採完清境、名間、新社樣品，祝你在加拿大博班生活一切順利。謝謝音蓁、佳怡、婷雅、泓儒，教你們做實驗的過程讓我不斷省思要怎麼講解比較清楚，喜歡中午大家一起出去買午餐，在實驗室時可以不用想太多地討論各種問題與八卦，也謝謝你們口試時幫忙準備許多東西。還要謝謝學長姐們——大方、紀芄、泓銘、聖哲、震菖，在聚餐或藉 FB 給予的關心。

除了實驗室的成員，還要感謝許多朋友及同學。感謝雅雅與學瑜，跟你們每週的聚餐、FB 共同對話框的短片、逛街，無所顧忌地談天說地，總能釋放碩班的壓力與焦慮。謝謝敬宏、怡文、亮竹、弼篆、楷勛、念念，大家忙碩論之餘，彼此抱怨煩心事，又或者討論 Pokemon GO、一起衝出系館抓怪（XD），為研究生活注入額外的活力。謝謝偶爾巧遇的朋友——虹巧、宗肯、聿蓁、庭維、石像、旗旗、岱岱、



哈哈、悌懿、翊璋、尊堡，雖然大家分屬不同實驗室，但短暫的閒聊、互相加油打氣總讓人更有動力堅持下去。謝謝亭君，每次跟你聊天後心情會變比較輕鬆，也謝謝你引薦薇云，讓我諸多統計問題獲得解答。謝謝薇云，釐清我不甚清楚的統計觀念，耐心說明統計疑問與 R 指令。謝謝室友佩穎，讓我尚未畢業就先略知職場甘苦，也謝謝你牽線，讓我認識黃蓉、旭杰等生工所的朋友，有伴一同參加 EGU、在奧地利闖闖，大大降低第一次出國參加研討會的緊張。

最後，感謝最重要也是最親愛的爸爸、媽媽和哥哥，不論我開心或難過時都支持著我。每次視訊時，你們都開心分享家裡的大小事，讓我能暫時拋開研究的煩惱；總是在我回家時準備一堆好吃的讓我開心大嚼，週末再一起爬爬山、開車兜風。當我想去維也納參加研討會時也很快給予心理及經費的支持鼓勵。謝謝表兄弟姊妹霈霈、靖驊、舒縵、斌斌，不時與我分享萌翻天的動物影片，療癒研究生苦悶脆弱的心靈(?)。

森林館 301 窗外的南洋杉，偶爾出現的五色鳥、赤腹松鼠與紅嘴黑鵯，窗邊的小魚缸，室內的分析儀器與瓶瓶罐罐，陪伴了我無數個做實驗、寫論文的日子。實驗室內時而嚴肅的討論，時而輕鬆的玩笑嬉鬧，這些屬於臺大的點點滴滴，終將告一段落。衷心謝謝在臺大一起學習、成長的朋友，謝謝一路幫忙的貴人們，我畢業啦！

林苡涵 謹誌於
臺大森林系森林土壤暨生物地球化學研究室
2017/3/31




摘要

農地廢耕 (abandonment) 與造林 (afforestation) 被視為可以增進陸域碳儲存量、抵消人為碳排放，進而減緩氣候變遷的方法之一。當農地廢耕造林時，不僅地上部的樹木可以儲存碳，土壤亦為重要的碳儲存庫。本研究選擇全臺 11 個具廢耕或造林 15 年以上的廢耕造林地樣區的地點 (梅峰、武陵、梨山、清境、西寶、新社、名間、瑞穗、關西、二水、臺南，海拔介於 14-2056 m)，並於相鄰或相近處選定農地樣區 (分為耕犁農地及無耕犁農地兩類)，分別採取深度 0-10 與 10-20 cm 的土壤進行分析，以推估當農地轉換為林地後，土壤有機碳 (soil organic carbon, SOC) 儲存量的變化。除了測定土壤有機碳總儲存量，土樣還進行有機物密度劃分實驗 (soil organic matter density fractionation)，探究土壤有機物形態劃分 (分為輕質部、團粒內有機物及重質部) 的碳含量分配，以了解 SOC 儲存的穩定度，並藉碳 13 核磁共振光譜輔助了解有機物劃分的成分差異。

結果顯示土壤有機碳濃度與土壤有機碳儲存量均會受到地點、土地利用型及深度的影響。表層 (0-10 cm) 土壤有機碳變化通常比下層 (10-20 cm) 劇烈。不論是耕犁農地 (tilled field, 如：菜園、鳳梨園) 或無耕犁農地 (no-till field, 如：茶園、果園)，廢耕造林都可顯著提高土壤有機碳濃度及土壤有機碳儲存量。低海拔 (低於 500 m) 的廢耕造林地，淺層 0-20 cm 的土壤有機碳儲存量比相鄰的耕犁農地多了 15.90-25.86 ton C ha^{-1} ；比無耕犁農地多 7.97-25.38 ton C ha^{-1} 。中海拔 (海拔介於 1015-2056 m) 的廢耕造林地，表層有機碳濃度比相鄰耕犁農地高了 $22.8 \pm 12.8 \text{ g C kg}^{-1}$ ，但土壤有機碳儲存量受到含石率及總體密度的干擾，導致廢耕造林地與農地間有機碳濃度高低趨勢，不一定同樣展現於有機碳儲存量。三種土地利用型的土壤有機濃度均會隨海拔提升而增加，且海拔可建立配適度高的線性迴歸模式，但土壤有機碳儲存量受含石率與總體密度的影響，未能隨海拔提升而顯著增加。


低海拔樣區的三種有機物劃分碳含量皆隨廢耕造林而顯著增加，中海拔樣區



廢耕造林則傾向增加輕質部與團粒內有機物碳含量、重質部無顯著變化，推測可能是受到氣候、有效性氮含量與土壤質地的綜合影響。比較耕犁農地與廢耕造林地的輕質部的 ^{13}C 核磁共振圖譜，暗示當耕犁農地廢耕造林時，其含氧/氮脂肪族碳 (O/N-alkyl-C) 會減少，脂肪族碳 (alkyl-C) 與羧基碳 (carboxyl-C) 比例則增加。此外，固態 ^{13}C 核磁共振圖譜驗證了團粒內有機物應比輕質部分解程度高而更難分解。不同的農業管理也會影響有機碳儲存量及成分，梅峰、武陵、清境及瑞穗樣區無耕犁農地因施加有機質肥料，所以 SOC 濃度、SOC 儲存量與輕質部碳含量較耕犁農地多，甚至多於廢耕造林地；輕質部也因此具較多的芳香基碳 (aromatic-C) 與含氧/氮脂肪族碳 (O/N-alkyl-C)。總而言之，農地的廢耕造林不僅改變土壤有機碳濃度及儲存量，影響也可展現於有機物劃分的碳含量與碳 13 核磁共振圖譜。

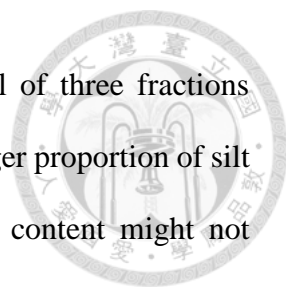
[關鍵字] 廢耕造林、土壤有機碳儲存量、土壤有機物密度劃分、固態碳 13 核磁共振光譜

ABSTRACT



Afforestation or abandonment of arable fields has been proposed as a way to increase terrestrial carbon storage, offset anthropogenic carbon emission, and mitigate climate change. When the arable fields are afforested or abandoned, the accumulation in soil organic carbon (SOC) is a key pool to sequester carbon. In this study, a total of eleven sites with afforested/abandoned age over 15 years and elevation ranging from 14 to 2,056 m were investigated. We examined the increments of SOC by comparing with the adjacent tilled (e.g. croplands) and no-till (e.g. tea plantations or orchards) fields in two sampling layers, 0 - 10 and 10 - 20 cm in depth. In addition to total SOC measurements, a density fractionation of soil organic matter was also conducted in order to differentiate SOC into light fraction (LF), intra-aggregate fraction (IAF), and heavy fraction (HF) to gain more information about the mechanism of SOC storage.

Our results indicated that SOC concentration and stock varied with elevation, land use management, and soil depth. According to the results of nested ANOVA, both SOC concentration and SOC stock in tilled and no-till fields would increase significantly after abandonment/afforestation. For the sites with elevation below 500 m, the SOC stock in the abandoned/afforested fields were 15.90-25.86 ton C ha⁻¹ higher than the adjacent tilled fields, and 7.97-25.38 ton C ha⁻¹ higher than the adjacent no-till fields for the 0-20 cm layer. For the sites with middle elevation (1,015-2,056 m), the SOC concentration in the abandoned/afforested arable fields were 22.8 ± 12.8 g C kg⁻¹ higher than the adjacent tilled fields, but the SOC stock might not be different due to high stone content in abandoned/afforested field. Moreover, the SOC concentration and stock in abandoned/afforested field were not different or even less than no-till fields where organic amendments were frequently applied. The change of SOC in three fractions varied from



site to site. For the sites with low elevation, carbon content of all of three fractions increased due to warmer climate, higher nitrogen availability and larger proportion of silt and clay; however, for the site with higher elevation, the carbon content might not increase in heavy fraction (the relative stable fraction).

The ^{13}C nuclear magnetic resonance spectroscopy (NMR) confirmed that the intra-aggregate fractions were more decomposed organic matter than the light fractions. Compared to the tilled fields, the LF of afforested/abandoned field presented stronger signal in carboxyl-C and alkyl-C region, but weaker signal in aromatic-C and O/N-alkyl-C. This might indicate that the organic matter in tilled fields could be decomposed easier. For those no-till fields with organic amendment application, the results would display stronger signal in aromatic-C and O/N-alkyl-C.

In conclusion, afforestation or abandonment on arable field could not only change the quantity of soil organic carbon stock and the soil organic matter fractions, but also the quality of soil organic carbon.

[Keyword] abandonment, afforestation, soil organic carbon stock, soil organic matter density fractionation, ^{13}C -CPMAS-NMR



目錄

謝誌	i
摘要	iii
ABSTRACT	v
圖目錄	ix
表目錄	xi
1.前言	1
2.材料與方法	5
2.1 採樣地點概況	5
2.2 採樣方法	6
2.3 實驗方法	8
2.3.1 土壤基本性質分析	8
2.3.1.1 土壤 pH 值	8
2.3.1.2 土壤質地	8
2.3.1.3 總體密度 (bulk density) 與土壤含石率 (stone content)	9
2.3.1.4 土壤有機碳濃度 (soil organic carbon concentration)	9
2.3.1.5 土壤有機碳儲存量 (soil organic carbon stock, SOC stock)	10
2.3.1.6 土地利用變遷之土壤有機碳相對變化率與年均變化量	11
2.3.2 土壤有機物劃分實驗 (soil organic matter fractionation, SOM fractionation)	12
2.3.3 固態碳 13 核磁共振光譜分析 (solid-state ¹³ C nuclear magnetic resonance spectroscopy, ¹³ C NMR spectroscopy)	14
2.4 統計分析	17
3.結果	19
3.1 土壤基本性質	19
3.1.1 土壤 pH 值	19
3.1.2 總體密度與土壤含石率	19
3.2 土壤有機碳濃度及儲存量	20
3.2.1 耕犁農地 (T) 與廢耕造林地 (F) 的比較	20
3.2.2 無耕犁農地 (NT) 與廢耕造林地 (F) 的比較	21
3.3 土壤有機碳濃度隨海拔的變化	23
3.4 土壤有機物劃分的碳濃度及碳含量	24
3.5 土壤有機物劃分的碳 13 固態核磁共振光譜分析	26

4.討論	28
4.1 農地廢耕造林對有機碳濃度及儲存量的影響	28
4.1.1 農地廢耕造林可提升土壤有機碳濃度及儲存量	28
4.1.2 農地施加有機質肥料提升土壤有機碳濃度與儲存量	30
4.2 廢耕造林造成的土壤有機儲存量相對變化率及年均變化量	32
4.2.1 土壤有機碳儲存量的相對變化率	32
4.2.2 年均變化量	33
4.3 土壤有機碳濃度隨海拔的變化	35
4.4 土壤有機物劃分	38
4.4.1 土壤有機物劃分的理論與劃分法差異	38
4.4.2 土地利用型對土壤有機物劃分的影響	39
4.5 土壤有機物劃分的碳 13 固態核磁共振光譜分析	43
5.結論	45
6.圖	47
7.表	61
8.引用文獻	72
9.附錄	82

圖目錄



- 圖 1 試驗樣區地點分布、英文代號及海拔 47
- 圖 2 實驗流程圖 48
- 圖 3 耕犁農地 (T) 與廢耕造林地 (F) 分別於表層 0-10 cm 及下層 10-20 cm 的土壤有機碳濃度 (SOC concentration)、土壤有機碳儲存量 (SOC stock)。 (a) 表層 0-10 cm SOC 濃度 (b) 下層 10-20 cm 的 SOC 濃度 (c) 0-10 cm SOC 儲存量 (d) 10-20 cm 的 SOC 儲存量。 49
- 圖 4 無耕犁農地 (NT) 與廢耕造林地 (F) 分別於表層與下層的土壤有機碳濃度 (SOC concentration)、土壤有機碳儲存量 (SOC stock)。 (a) 0-10 cm 有機碳濃度 (b) 10-20 cm 的土壤有機碳濃度 (c) 0-10 cm 有機碳儲存量 (d) 10-20 cm 的有機碳儲存量。 50
- 圖 5 海拔與樣區的 (a) 年均溫 (mean annual temperature, °C) (b) 年雨量 (mean annual precipitation, mm) 之線性迴歸圖。 51
- 圖 6 表層 (0-10 cm) 的土壤有機碳濃度 (SOC concentration) 分別與 (a) 海拔 (elevation)、(b) 年均溫 (MAT)、(c) 年雨量 (MAP) 的關係，以及土壤有機碳儲存量 (SOC stock) 分別與 (d) 海拔、(e) 年均溫、(f) 年雨量的關係。 52
- 圖 7 (a) 表層 0-10 cm 深 (b) 下層 10-20 cm 深的土壤有機碳濃度隨海拔的變化。(T：耕犁農地；NT：無耕犁農地；F：廢耕造林地)..... 53
- 圖 8 不同土地利用型的表層 (0-10 cm) 與下層 (10-20 cm) 土壤有機碳儲存量隨海拔之變化。六張圖分別代表表層 0-10 cm 深土壤於 (a) 耕犁農地 (T)、(b) 無耕犁農地 (NT) 與 (c) 廢耕造林地 (F) 與海拔的關係，以及下層土壤 (10-20 cm 深) 於 (d) 耕犁農地 (T)、(e) 無耕犁農地 (NT) 與 (f) 廢耕造林地 (F) 與海拔的關係。 54

圖 9 不同地點 (a) 梅峰 (MF) (b) 武陵 (WL) (c) 清境 (CJ) (d) 名間 (MJ) (e) 瑞穗 (RS) 的土壤有機物劃分碳含量占總碳含量的比例。三種有機物劃分分別為輕質部 (LF)、團粒內有機物 (IAF)、重質部 (HF)；土地利用型則分別為廢耕造林地 (F)、無耕犁農地 (NT)、耕犁農地 (T)。	55
圖 10 梅峰 (MF)、武陵 (WL)、清境 (CJ)、名間 (MJ) 與瑞穗 (RS) 的 (a) 輕質部 (LF) 碳含量 (b) 團粒內有機物 (IAF) 碳含量 (c) 重質部 (HF) 碳含量	56
圖 11 梅峰 (MF) 土壤有機物劃分的固態 ^{13}C 核磁共振圖譜。	57
圖 12 武陵 (WL) 土壤有機物劃分的固態 ^{13}C 核磁共振分析圖譜。	58
圖 13 清境 (CJ) 土壤有機物劃分的固態 ^{13}C 核磁共振分析圖譜。	59
圖 14 瑞穗 (RS) 及名間 (MJ) 的輕質部 (LF) 固態 ^{13}C 核磁共振分析圖譜。	60

表目錄



表 1 樣區概況	61
表 2 中海拔樣區的土壤基本性質	62
表 3 低海拔樣區的土壤基本性質	63
表 4 中海拔樣區之土壤含石率 (stone content)、土壤有機碳濃度 (SOC concentration) 及土壤有機碳儲存量 (SOC stock)	64
表 5 低海拔樣區之土壤有機碳濃度 (SOC concentration) 及土壤有機碳儲存量 (SOC stock)	65
表 6 農地廢耕造林的土壤有機碳儲存量變動量 (absolute SOC stock change)、土壤有機碳儲存量年均變化量 (annual SOC stock accumulation)、土壤有機碳濃度 (SOC concentration) 及土壤有機碳儲存量 (SOC stock) 的相對變化率 (relative change)	66
表 7 表層 (0-10 cm) 和下層 (10-20 cm) 土壤的土壤有機碳濃度 (SOC 濃度)、土壤有機碳儲存量 (SOC stock) 分別與海拔(elevation)、年均溫 (mean annual temperature, MAT) 及年雨量 (mean annual precipitation) 的相關係數表.....	67
表 8 土壤有機物劃分的碳濃度 (C concentration) 跟劃分碳含量 (fraction C content)	68
表 9 土壤有機物劃分實驗的原始土重、三種土壤有機物劃分的重量、總碎石重量及重量回收率	69
表 10 輕質部 (LF) 的碳 13 固態核磁共振光譜結果.....	70
表 11 團粒內有機物 (IAF) 的碳 13 固態核磁共振光譜結果	71




1. 前言

全球暖化引發極端氣候事件，威脅著人類的生活品質及安全，促使各國對氣候變遷的關注日益提升。造成全球暖化的溫室氣體以二氧化碳為最大宗，據調查資料顯示，二氧化碳排放最多來自化石燃料燃燒與水泥製造 (fossil fuel combustion and cement production)，其次源於土地利用變遷 (land use change)，此二途徑於 2000-2009 年的年均碳排放速率分別為 $7.8 \pm 0.6 \text{ Pg C yr}^{-1}$ 及 $1.1 \pm 0.8 \text{ Pg C yr}^{-1}$ ($1 \text{ Pg} = 10^{15} \text{ g}$) (Ciais et al, 2013)。若想要減緩全球暖化的問題，須從此二方面著手。

為了減緩全球暖化，早在 1997 年的《京都議定書》便呼籲締約國應減少化石燃料的碳排放，並鼓勵造林、減少毀林等能促進碳吸存 (carbon sequestration) 的行動，甚至主張造林及森林砍伐等土地經營造成的碳吸收及碳排放之淨變化 (net change) 可計入溫室氣體減量成果，讓部分國家投注心力於林業，以經營森林的碳吸存抵消 (offset) 工業碳排放。2015 年《巴黎協定》又重申各國應基於能力差異，負擔共同但不等的溫室氣體減量責任。臺灣雖沒有簽署上述的國際氣候協定，但若不因應國際情勢作溫室氣體減量計畫，未來他國如透過貿易限制或綠能商標強迫貿易國的溫室氣體減量，臺灣勢必會面臨相當大的衝擊 (李恒綺等，2009)。除了降低高耗能工業的化石燃料需求、尋覓再生能源，改變土地利用、發展林業等策略都有助溫室氣體減量。然而，2015 年環保署提出的〈國家溫室氣體清冊報告〉對土地利用及林業的篇幅著重於林木生長的碳吸存，忽略土地利用變遷造成的土壤碳儲存量變化。造林的碳儲存效果並不局限於地表之上的樹木，地下的土壤碳儲存量也會隨土地利用而變動，例如：農 (牧) 地的廢耕 (abandonment) 與造林 (afforestation) 會顯著增加土壤的碳儲存量，因此被視為可減緩氣候變遷的可行方法之一 (Post & Kwon, 2000; Guo & Gifford, 2002; Don et al., 2011)。


土壤所儲存的碳並非單純的元素，而是由無機碳 (來自礦物) 及有機碳 (來自生物體) 貢獻。由於土壤有機碳 (soil organic carbon, 簡稱 SOC) 易受生態環境變



化而增減，故土地利用變遷研究大多僅討論有機碳的變動。根據 Don *et al.* (2011) 的研究，熱帶的農地廢耕不到十年，光是淺層土壤 (0-20 cm 深) 就能增加 $32.2 \pm 16.1\%$ 有機碳儲存量；若是進一步造林，土壤有機碳儲存量增幅達 $50.3 \pm 11.9\%$ (造林約 30 年)。另一方面，在溫帶地區農地廢耕 14 年，任其自然演變成草地，約可增加 18% 的土壤有機碳儲存量，平均增幅為 $0.75 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Kämpf *et al.*, 2016)。臺灣西部平地造林的研究則表示農地廢耕後，0-20 cm 深的 SOC 儲存量平均可增加 $7.8 \text{ ton C ha}^{-1}$ ，SOC 儲存量增加率 $0.34 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (林映儒等，2011)。以上研究皆肯定了農地廢耕、造林可顯著提升土壤的有機碳儲存量。

Post and Kwon (2000) 甚至指出：由溫帶到亞熱帶地區，農地造林的 SOC 增加量有漸增之勢。此為緯度造就的氣候差異，影響土壤有機碳儲存量變化。跨緯度研究多半是整合多篇不同國家的研究成果作討論，無法避免不同研究於採樣及實驗方法些許差異。除了緯度會形塑不同氣候帶，海拔梯度也會展現氣候條件與植物相的差異。氣候與植物相的差異，改變土壤有機物的輸入與輸出 (例：分解作用) 速率，最終影響土壤有機碳儲存量 (Garten Jr & Hanson, 2006)。由於臺灣地勢垂直落差大，所以相對可在距離較近的範圍內找到氣候條件差異大的樣區。本研究利用此優勢，尋覓數個不同海拔的地點進行採樣與分析，可避免不同研究實驗方法不一致的問題，更適切地討論海拔對不同土地利用型的 SOC 濃度與儲存量的影響，或探討農地廢耕造林的土壤有機碳變化量是否會因海拔造成的氣候差異而具特定變化趨勢。


土壤有機碳的儲存量是源於多樣化有機物貢獻的碳總和，其內部不同種土壤有機物之間的分解轉化機制，則需藉土壤有機物劃分 (soil organic matter fraction) 深究。不同土壤有機物因與礦物的結合差異而具備不同儲存穩定度 (stability)，可更敏銳地展現受干擾後土壤有機碳的變化 (Leifeld & Kögel-Knabner, 2005)。Sohi *et al.* (2001) 提出的有機物劃分方式是利用密度差異 (有機物密度較低，礦物密度較高) 及超音波粉碎，分離與礦物結合程度不同的土壤有機物，依其結合程度推測有



機物分解難易度。輕質部 (light fraction) 因少與土壤礦物 (mineral) 結合，容易被土壤動物及微生物取食與利用，而被視為易分解、儲存時間較短的有機物；團粒內有機物 (intra-aggregate fraction) 則受礦質土包裹的保護，所以較輕質部難分解；重質部 (heavy fraction)，是與礦物結合最緊密，分解最慢、儲存時間也較長的土壤有機物形態。若能探討土地利用變遷對不同土壤有機物劃分的影響，將有助於了解土壤有機碳庫的儲存與轉化機制。

現有研究對於土壤有機物形態劃分 (soil organic matter fraction) 隨土地利用變遷的變化尚未有一致的結論。大部分研究指出輕質部的碳含量易隨土地利用變遷而顯著變化，重質部則為較穩定而不易變化的碳庫 (Leifeld & Kögel-Knabner, 2005; 李海波等, 2008; Poeplau & Don, 2013)，但也有研究呈現相反的結果——重質部碳含量顯著變化，輕質部碳含量卻未顯著變動 (Tong *et al.*, 2016)。若想了解碳儲存於土壤的時間長短，深入研究碳儲存的機制與儲存形態穩定度是必要的，如此才能推估廢耕、造林增加的碳能否長期儲存於地表之下。儘管臺灣已累積一些林地碳儲存量的研究，如張朝婷 (2005)、向韻如 (2006) 等的研究，但少有針對「土地利用變遷」所做的調查，細究土壤有機物儲存的形態劃分與穩定度的資料也較少。有鑑於此，本研究不只探究儲存量，也要探討土壤有機物劃分的碳含量，並用碳 13 固態核磁共振光譜評估成分差異，以期了解土壤碳儲存的可能機制。

臺灣如欲探討可增進碳儲存的土地利用變遷，值得研究的便是農地的廢耕與造林。若量化廢耕造林的土壤碳儲存量變化，未來也可作為碳固存的參考評估。通常土地利用變遷的研究是採取相鄰或相近的不同土地利用樣區的土壤，比擬作變遷前、後的狀況而推測變遷造成的影響，所以若要研究臺灣農地廢耕造林的影響，勢必要找幾組相鄰的農地與廢耕造林地調查分析。林務局過去曾因推行林業政策，分別於中高海拔與低海拔的地區廢耕造林。第一，收回中高海拔的集水區及土石潛勢區放租地，現地廢耕或規劃造林 (張彬等, 2007)，2004 年更因為七二水災，催化了 2005 年推動〈國土復育策略方案暨行動計畫〉，退輔會的四大山地農場——武



陵、福壽山、清境、西寶農場逐步退耕還林 (行政院經濟建設委員會, 2005)。第二, 低海拔地區曾推動〈平地景觀造林及綠美化計畫〉, 輔導收益過低或勞動力老化之農地造林 (林國慶與柳婉郁, 2007)。又或者是因全民造林與獎勵造林而形成的造林地。這些政策的推行, 讓本研究得以於全臺數個地點找到合適的研究樣區。藉由比較相鄰農地與廢耕造林地土壤性質, 本研究希望釐清: 一, 當農地廢耕或造林後, 土壤的有機碳儲存量與形態劃分碳含量的變化; 二, 不同海拔造就的氣候差異, 是否會讓土壤有機碳隨廢耕造林的變動量不同; 三, 以核磁共振圖譜辨別土壤有機物形態劃分的成分差異, 推測其分解難易度。




2. 材料與方法

2.1 採樣地點概況

一般土地利用變遷研究採用成對試區法 (paired-plot approach)，於同一地點找尋位置相鄰或相近的不同土地利用型樣區採樣，將參考試區 (reference plot) 與轉變試區 (conversion plot) 的實驗結果分別比作土地利用變遷前、後的狀況進行討論 (Don *et al.*, 2011)。本研究主要探討農地長期廢耕或造林後土壤有機碳的變化，故選擇廢耕或造林 15 年以上的樣區 (以 F 表示) 為轉變試區 (視為變遷後狀態)，並在林地附近尋覓農地樣區為參考試區 (視作變遷前狀態)，分別採取土壤樣品分析，用以推測於農地廢耕、造林對土壤有機碳的影響。由於耕犁 (tillage) 對土壤的擾動甚大，會破壞團粒構造、影響分解速率，進而影響有機碳儲存量 (Post & Kwon, 2000)，因此依耕犁與否將農地細分為兩種：若為果園或茶園等不翻耕的農地，以 NT 代稱 (no-till，代表無耕犁農地)；若為短期作物的農地 (例：菜園、鳳梨園)，土壤常受翻耕干擾，則以 T (tilled，代表耕犁農地) 表示。

本篇所說之「廢耕造林地」為統稱，因為各地點廢耕、造林狀況不太相同：西寶、新社、關西與臺南樣區是廢耕竹林、茶園或果園，並沒有砍除原農作另外造林，只是不管理、任其自然演替；武陵樣區是曾經以紅檜造林，但是造林效果不佳，導致紅檜未成林，乍看之下比較像未經管理的草地，草地中有幾棵紅檜，但樹的間距頗大；而梅峰、清境、梨山、名間與瑞穗樣區則都是以前曾農用 (梨山的廢耕造林地以前是果園，其餘四處的廢耕造林地以前是耕犁農地)，但後來清除農作，並改為造林地。以上地點之廢耕地、造林地差異，若僅用「廢耕」或「造林」可能會有偏頗之虞，所以最後決定以「廢耕造林地」稱之。

採樣地點按海拔高低依序為梅峰 (MF)、武陵 (WL)、梨山 (LS)、清境 (CJ)、西寶 (XB)、新社 (HS)、名間 (MJ)、瑞穗 (RS)、關西 (GX)、二水 (ES) 與臺南 (TN) 等 11 個地點 (圖 1)。其中，梅峰、武陵、清境、名間和瑞穗五地同時具有三



種類型的樣區，其餘六地點則只有一種農地樣區與廢耕造林地。以下稱海拔超過 500 m、但未達 2200 m 的地點（梅峰、武陵、梨山、清境、西寶）為中海拔樣區，其他六處則稱為低海拔樣區（海拔低於 500 m），地點分布請見圖 1。由於尋覓到各地點樣區的時間不同，故採樣時間分散於 2013 年至 2015 年。臺南樣區的數據則是引用林映儒 (2012) 臺南樣區（長期廢耕荔枝園與甘蔗田）的分析結果。

表 1 所列出的樣區年均溫與年雨量是取自科技部大氣水文研究資料庫 (Data Bank for Atmospheric & Hydrological Research)，找尋鄰近採樣地點的氣象自動測站，下載雨量與溫度的原始數據整理而得的；梅峰與武陵的氣象資料則分別取自梅峰山地農場辦公室及林務局東勢林管處網站。由於中、高海拔的自動測站常有儀器故障而資料不連續的問題，無法所有地點都採用同一時期的氣象資料，只能視各站狀況，盡量取 2–5 年的數據整理（詳見表 1 備註）。至於廢耕、造林時間的調查，則是訪問地主或參考相關紀錄了解廢耕、造林概略的年份，再到農林航空測量所調閱空照圖，由圖判別地貌變化，盡量確認廢耕、造林時間。

2.2 採樣方法

不同地點的不同土地利用型土壤，均以三重複小樣區的方式採樣，小樣區的位置至少離道路 5 公尺以上，每個小樣區範圍約 10 m × 10 m。在小樣區範圍內，先以容積 100 cm³（直徑與高皆 5 cm）的不鏽鋼土環 (soil core)，以不擾動土壤結構為前提，分別採取深度 0–10 cm、10–20 cm 之定量樣品，用於測定土壤的總體密度及含石率。小樣區內同時並再選取 2-3 個點（相距約 3–5 公尺），分別採集 0–10 cm、10–20 cm 深之土壤，將同深度的土壤混合為一包，代表該小樣區的土壤。因此，在調查的 11 地點中，所有不同土地利用型小樣區總計有 81 個 (MF、WL、CJ、MJ、RS 具三種土地利用型，其餘六地點則各具兩種土地利用型)，每一土地利用型均三重複採樣，故總計有 $(5 \times 3 + 6 \times 2) \times 3 = 81$ 個小樣區，加上採取

兩深度 (0–10 cm 及 10–20 cm 深的兩層) 的土壤樣品，共 162 個土壤樣品。

土壤樣品攜回實驗室後，置於無陽光直曬的通風處自然風乾。土樣風乾後，先人工挑除石頭碎塊，再隨機取部分土壤 (約 100-200 g)，用於土壤有機物劃分實驗 (soil organic matter fractionation) (此實驗需要使用未破壞團粒的土壤)，其餘土壤則經磨碎與過篩 (網目 2 mm) 後保存，用於後續的土壤基本性質分析。不鏽鋼土環採取之定量樣品，帶回實驗室後裝入紙袋，放進烘箱以 105°C 烘 24 小時，之後秤取絕乾重量，計算土壤總體密度。若土環採得的土壤樣品含碎石，則須將土塊磨碎並過篩 (網目 2 mm)，秤量碎石 (>2 mm) 之重量，用以計算土壤含石率。土壤總體密度及土壤含石率的詳細操作與計算請見 2.3.1.3。



2.3 實驗方法

2.3.1 土壤基本性質分析

2.3.1.1 土壤 pH 值

取 8 g 風乾土 (< 2 mm) 與 20 ml 超純水於塑膠罐 (土水比 w : v=1 : 2.5)，震盪 30 分鐘 (180 rpm)，開蓋靜置 30 分鐘，然後使用玻璃複合電極 (Orion 9107BN, Thermo, Massachusetts, USA) 測定上清液的 pH 值。

2.3.1.2 土壤質地

土壤質地以沉降筒比重計法測定。秤取 40.0 g 風乾土 (< 2 mm) 於不銹鋼杯，加入 100.0 mL 5 % 六偏磷酸鈉 (sodium hexametaphosphate) 與 250.0 mL 純水，攪拌機攪拌 5 分鐘後倒入沉降筒，用純水定量至 1 L 刻線。若沉降筒的土壤懸濁溶液液面有泡沫，滴加 1-2 滴戊醇消除泡沫。利用攪拌槳混勻土壤懸濁溶液後，自攪拌槳離開液面起開始計時，小心置入鮑氏比重計 (Bouyoucos scale soil hydrometer) 測定靜置 40 秒及 7 小時的土壤溶液比重，比重分別為 P_{40s} 及 P_{7h} ，扣除空白樣品 (blank) 的值後，再帶入以下三個公式算出砂粒 (sand)、粉粒 (silt)、黏粒 (clay) 的比例，而後以美國農部 (United States Department of Agriculture, USDA) 土壤質地三角分類圖判定判定土壤樣品的質地類別。

$$\text{sand (\%)} = 100 - \frac{P_{40s}}{40} \times 100 \quad (1-1)$$

$$\text{clay (\%)} = \frac{P_{7h}}{40} \times 100 \quad (1-2)$$

$$\text{silt (\%)} = 100 - (\text{sand} + \text{clay}) \quad (1-3)$$



2.3.1.3 總體密度 (bulk density) 與土壤含石率 (stone content)

將不鏽鋼土環採得之定量土壤轉移到紙袋，以 105°C 烘 24 小時，然後秤取紙袋內固體乾重，固體總乾重除以土環容積 (100 cm³)，即總體密度 (Blake & Hartge, 1986)。由於土壤大於 2 mm 碎石僅含極少有機碳，計算有機碳儲存量時應將此部分碎石扣除，以免高估 SOC 儲存量 (Throop *et al.*, 2012; Poeplau & Don, 2013)。本研究調查地點中，梅峰、梨山、武陵、清境、西寶等地 (即中海拔採樣地點) 的土壤具大量的碎石，故土環的土樣烘乾後，需進一步用玻璃瓶將土塊磨碎並過篩 (網目 2 mm)，秤量粒徑大於 2 mm 之碎石重量，計算碎石占全部土壤的重量比例，即為土壤含石率 (%)。

$$\text{總體密度 (g/cm}^3\text{)} = \frac{\text{土環內固體總乾重 (g)}}{\text{土環容積 (cm}^3\text{)}} \quad (2-1)$$

$$\text{土壤含石率 (\%)} = \frac{\text{土環內無法通過 2mm 篩網之碎石乾重 (g)}}{\text{土環內固體總乾重 (g)}} \times 100\% \quad (2-2)$$

2.3.1.4 土壤有機碳濃度 (soil organic carbon concentration)

將土壤樣品 (< 2 mm) 以球磨機 (MM 400, Retsch, Hann, Germany) 細磨成均質粉末，精秤 15-25 mg 細磨樣品包入錫囊 (5 × 8 mm tin capsule, Elemental Microanalysis, UK)，利用元素分析儀 (2400 Series II, Perkin Elmer, Norwalk, CT, USA) 測得全碳與全氮濃度。儀器所顯示的結果為重量百分比 (%)，再將單位換算成 g C kg⁻¹ soil。

當土壤 pH 較低時 (pH < 7.6)，碳酸鹽類 (carbonate) 並不會存在，可直接將元素分析儀測得的全碳濃度視為土壤有機碳濃度；但若土壤 pH 值高於 7.6 時，代表土壤中有碳酸鹽類存在 (Thomas, 2006)，此類土樣則必須先經 0.12 M 鹽酸去除碳酸鹽類後，再測定土壤有機碳濃度。由於武陵的菜園、廢耕林地 pH 高於 7.6，所以此部分土壤樣品先以鹽酸處理，再作元素分析測定。為避免錫囊因鹽酸作用變得脆弱易破，造成樣品外漏，

故使用雙層錫囊包裹土壤樣品。先小心疊合兩個錫囊，精秤 20-30 mg 的土，再用滴管少量多次地加入 0.12 M 鹽酸，直到不再有碳酸鹽反應後，放入烘箱以 50°C 烘乾，然後包裹錫囊，送入元素分析儀測定。



2.3.1.5 土壤有機碳儲存量 (soil organic carbon stock, SOC stock)

本研究的高低海拔樣區的土壤幾乎無石頭，故直接採總體密度計算有機碳儲存量；但中海拔樣區的含石率差異頗大，不同地點的含石率介於 22.3-64.7 % (表 4)，其值會嚴重影響到 SOC 儲存量的計算。若直接採總體密度估算這些樣區時，將會有高估土壤有機碳儲存量的問題 (Throop *et al.*, 2012; Poeplau & Don, 2013)，故在計算時，需將土壤含石率納入考量。各層的土壤有機碳儲存量 (ton C ha^{-1}) 計算公式如下：

$$\text{SOC stock}_i = C_i \times D_i \times \left(1 - \frac{S}{100}\right) \times d \times 100 \quad (3)$$

SOC stock_i 為第 i 層的土壤有機碳儲存量 (ton C ha^{-1})；C_i 為第 i 層的土壤有機碳濃度 (%)；D 為總體密度 (g cm^{-3})；S 是土壤含石率 (%)；d 為所評估土壤層的厚度，以公尺 (m) 為單位；式中的 100 為單位轉換係數，將 SOC 儲存量的單位調整成 ton C ha^{-1} 。



2.3.1.6 土地利用變遷之土壤有機碳相對變化率與年均變化量

為了方便與其他研究相互比較，本篇選了兩種量化土地利用變遷對土壤有機碳影響的計算法。第一種只牽涉土地利用變遷前後的 SOC 濃度或 SOC 儲存量，主要看農地廢耕造林後，SOC 濃度或 SOC 儲存量的相對變化幅度 (Don *et al.*, 2011)，稱作「相對變化率(δ)」。

SOC 濃度或 SOC 儲存量變化率的計算如下式所示：

$$\delta = \frac{(X_{after} - X_{before})}{X_{before}} \times 100 \% \quad (4)$$

δ 為 SOC 濃度或 SOC 儲存量的相對變化率 (%)， X_{before} 為土地利用變遷前的目標項目 (SOC 濃度或 SOC 儲存量) 平均值，因本研究是探討農地廢耕造林的影響，所以變遷前的為現有農地的 SOC 濃度或 SOC 儲存量， X_{after} 為土地利用變遷後 (現有廢耕造林地) 的結果。當變化率大於 100 % 時，代表農地廢耕造林的 SOC 濃度或 SOC 儲存量變動量 (即算式中的分子， $X_{after} - X_{before}$) 比原本農地的 SOC 濃度或 SOC 儲存量還多。

另一種評估土地利用變遷的方式，則考量到不同地點廢耕造林時間長短差異，將 SOC 儲存量的變化量除以廢耕造林時間，以「年均變化量」稱之。

$$A = \frac{(stock_{after} - stock_{before})}{t} \quad (5)$$

A 為年均變化量，單位為 $\text{ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ； $stock_{before}$ 是土地利用變遷前 (現有農地) 的 SOC 儲存量； $stock_{after}$ 是土地利用變遷後 (廢耕造林地) 的 SOC 儲存量； t 則為廢耕造林的時間，以年 (yr) 為單位。



2.3.2 土壤有機物劃分實驗 (soil organic matter fractionation, SOM fractionation)

由於土壤有機物劃分的顯著變化通常僅發生於表層土壤 (0-10 cm 深)，下層土壤 (深度 > 10 cm) 並不一定有差異 (Wagai *et al.*, 2008; Poeplau & Don, 2013)，故本研究只取表層土壤進行土壤有機物劃分實驗。土壤有機物劃分實驗採用 Sohi *et al.* (2001) 提出的密度劃分法 (density fractionation)，取 15.0 g 風乾未磨的土壤，加入 90.0 mL 密度為 1.8 g cm^{-3} 的碘化鈉溶液 (NaI)，每秒一次的速率上下翻轉離心管 30 秒，使溶液與土壤充分混合，之後離心 30 分鐘 (原文獻建議離心力為 8000xg，但本研究受限於實驗室離心機之離心上限而離心力改採 3700xg、4800 rpm)，再以玻璃過濾組 (microfiltration assemblies, 47mm, Millipore Filter Corp., Massachusetts, USA) 搭配玻璃纖維濾紙 (glass fiber filter GA-55, 47mm, Advantec, Japan) 抽氣過濾上層溶液，收集濾紙上的固體 (原混合液中的懸浮固體)，此部分為輕質部 (light fraction, 簡稱 LF)。將濾液倒回原本的離心管，與沉澱土壤再次混合後，倒入不鏽鋼杯，利用超音波粉碎儀 (UP-800, ChromTech, Taiwan) 輸入 1500 J/g 能量破壞土壤團粒結構，重複前述離心與抽氣過濾步驟，此時濾紙上的固體 (第二次混合液中的懸浮質) 為團粒內有機質 (intra-aggregate fraction, IAF)，殘留在離心管中的沉澱物則是重質部 (heavy fraction, HF)。

濾紙上的 LF 及 IAF 均以超純水少量多次地洗滌 (總水量約 500 mL)，以去除固體殘存的 NaI 溶液，之後再將濾紙及固體移到鋁箔秤量盤 (濾紙及鋁箔秤量盤均事先秤重)，送入烘箱。重質部則於離心管加入 90 mL 的超純水，先以藥匙盡量攪散固體後，再放到震盪器震盪 10 分鐘 (180 rpm)，然後離心 10 分鐘 (3700xg, 4800 rpm)，捨棄上清液，反復水洗步驟 3-4 回，使上清液的比電導度值小於 $50 \text{ }\mu\text{S/cm}$ ，再將重質部移轉至小燒杯，放入烘箱。輕質部、團粒內有機物與重質部皆使用 50°C 烘箱烘乾，一星期後取出秤重，樣品再經細磨，以元素分析儀 (2400 Series II, Perkin Elmer, Norwalk, CT, USA) 測定碳濃度。中海拔的 LF 與各樣區的 HF 的量足夠填滿

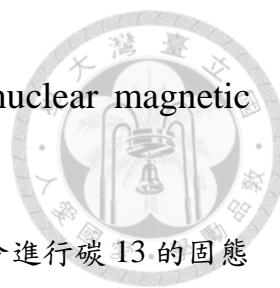
球磨罐 (容積 5 mL)，而可採用球磨的方式細磨；其他樣區的 LF 及 IAF，量體不足而用瑪瑙研鉢手工研磨。而後計算各土壤有機物劃分的碳含量，計算式如下：

$$\text{SOC content of the fraction} = C_f \times W_f \times 10 \div W_s \quad (6)$$

有機物劃分碳含量 (SOC content of the fraction) 是以重量為基準，計算不同形態劃分碳含量的方式，單位為 $\text{mg C g}^{-1} \text{ soil}$ ，此值代表平均每克土壤有多少毫克的碳由特定土壤有機物劃分儲存； C_f (C concentration of the fraction) 是土壤有機物劃分的碳濃度 (%)； W_f (the weight of the fraction)，即土壤有機物劃分的重量 (g)； W_s 為土壤有機物劃分實驗所用之原始土壤重量 (g)，若重質部有發現大於 2 mm 的碎石，則需挑出碎石，並扣除重量；10 為單位轉換係數。

除了水洗有機物劃分殘留碘化鈉 (NaI) 的溶液捨棄外，有機物劃分實驗的 NaI 溶液可回收並重複使用，但需確認密度是否保持在 1.8 g cm^{-3} ，再進行下一輪的實驗。本研究習慣於每做完一地點之所有樣品後，以活性碳淨化 $\text{NaI}_{(\text{aq})}$ ，調整密度至 1.8 g cm^{-3} ，再用於另一地點的土壤有機物劃分。此淨化步驟是參考 Sohi (2006) 的作法：燒杯盛裝 500 ml 回收的碘化鈉溶液，加入 25 g 活性碳粉末，磁性攪拌子充分攪拌 30 分鐘，之後分批重力過濾 (qualitative filter paper no.2, 330 mm, Advantec, Japan)。採用分批重力過濾是因為溶液密度大、過濾速度慢，若一次加很多到漏斗上，容易頭重腳輕而翻倒，或濾紙可能過濾一半就破損。重力過濾中途也可視情況更換濾紙，以加快過濾速度。經過重力過濾後，再用玻璃纖維濾紙 (GA-55, Advantec, Japan) 抽氣過濾一次。最後將溶液倒回燒杯，加入 $\text{NaI}_{(\text{s})}$ 並攪拌溶解，測定溶液密度，反覆調整至密度達 1.8 g cm^{-3} 為止。

本研究彙整了幾篇密度劃分法的參考文獻於附錄表 1，表列各篇採用的劃分溶液密度、土壤及溶液比 (w:v)、離心力、離心時間等實驗條件，可供參酌。

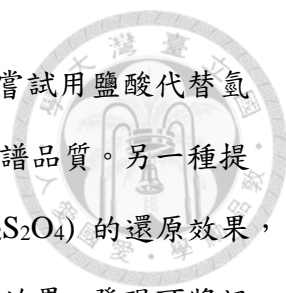


2.3.3 固態碳 13 核磁共振光譜分析 (solid-state ^{13}C nuclear magnetic resonance spectroscopy, ^{13}C NMR spectroscopy)

本研究將梅峰、武陵、清境、名間、瑞穗的土壤有機物劃分進行碳 13 的固態核磁共振光譜分析，配合交叉極化魔角旋轉 (cross-polarization magic-angle-spinning, CPMAS) 技術取得解析度較高的圖譜。每地點同一土地利用型有機物劃分的三重複秤取等重粉末，均勻混為一個樣品 (composite sample)，然後委託國立清華大學貴重儀器中心使用固態核磁共振光譜儀 (Avance III 400 NMR spectrometer, Bruker, Germany) 分析，掃描之全圖範圍為 -116.2208 到 297.8695 ppm 的化學位移 (chemical shift)。使用 4 mm 之探頭 (probe)，設定的實驗條件為：光譜頻率 (spectra frequency) 100.6313 MHz，交叉極化魔角旋轉自旋速度 (spinning rate) 10 MHz，接觸時間 (contact time) 1000 微秒 (μsec)，遲滯時間 (delay time, D1) 1 秒，掃描次數 (number of scan, NS) 10000 次，脈衝角度 (pulse angle, P3) 2.70 sec。

中海拔樣區 (梅峰、武陵、清境) 的輕質部 (LF) 與團粒內有機物 (IAF) 都是將樣品細磨後直接分析；然而瑞穗樣區的 IAF、名間的 LF 及 IAF 因具有鐵磁性，儀器無法分析，須做樣品前處理 (pretreatment)，才能再作測定。重質部因為是去除輕質部及團粒內有機物的殘餘土壤，包含了土壤礦物，所以是三種土壤有機物劃分中碳濃度最低的劃分，導致所得雜訊強、主要訊號較弱。本研究分析梅峰與清境樣區的重質部時，圖譜雜訊多，無法清楚分辨不同官能基的碳，故最後本研究決定不進行重質部的核磁共振分析。

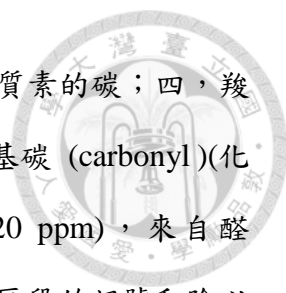
關於固態碳 13 核磁共振光譜分析的土壤樣品前處理方法，許多研究援引 Schmidt *et al.* (1997) 的氫氟酸處理法，藉氫氟酸破壞土壤的矽酸鹽類礦物，進而除去干擾光譜分析的氧化鐵、鋁等順磁性物質 (paramagnetic material) (Helfrich *et al.*, 2006; Mueller & Koegel-Knabner, 2009; Knicker, 2011; Rabbi *et al.*, 2014)。然而，有學者指出氫氟酸破壞礦物、提高樣品的碳濃度而能分析出訊號優良的圖譜實為爭議性的方法，因為氫氟酸不只破壞了礦物，也可能造成有機物變質或有機碳、氮的



損失 (Salati *et al.*, 2008; Knicker, 2011)。儘管 Salati *et al.* (2008) 嘗試用鹽酸代替氫氟酸，但發現還是氫氟酸處理才能提升 SOM 濃度較低樣品的圖譜品質。另一種提升圖譜品質的方法，是藉由連二亞硫酸鈉 (sodium dithionite, $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) 的還原效果，移除土壤的鐵 (Fe^{3+})，如：Wilson (1987) 以草地土壤測試其去鐵效果，發現可將訊號提升將近四倍。為降低氫氟酸對樣品的影響，並取得訊號較佳的圖譜，本研究參考 Boeni *et al.* (2014) 的方法，LF 以連二亞硫酸鈉 ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) 去除鐵；IAF 則用 10% 氫氟酸處理，但縮短氫氟酸溶液與樣品的反應時間及次數 (處理次數由 Boeni *et al.* (2014) 的 3 次改為 2 次，使樣品與氫氟酸反應的時間減少三小時)。

輕質部 (LF) 是少與礦物結合的有機物劃分，故用連二亞硫酸鈉 ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) 及超純水去除附著於有機物的鐵與殘存礦物即可 (Boeni *et al.*, 2014)。詳細步驟如下：稱取 0.50 g 的 LF (已經細磨)，加入 1.50 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 及 20 ml 的超純水，震盪 (180 rpm) 16 小時，而後離心 (3000xg, 10 min)、去除上清液；之後加入 20 ml 超純水、離心管震盪混勻 (vertex)，再離心 10 分鐘、捨棄上清液，如此反覆加水與離心步驟四次，再用磁性漏斗過濾組 (magnetic filter funnel PN4242, 47mm, Pall Corp., USA) 與 0.45 μm 孔徑濾膜 (GN-6 47mm, Pall Corp., Michigan, USA) 抽氣過濾，將處理後的 LF 以烘箱 50 $^{\circ}\text{C}$ 烘 3 小時，刮下濾膜上的產物，寄送到清大貴重儀器中心分析。瑞穗與名間的團粒內有機物劃分 (IAF) 經 10% 氫氟酸處理 (詳見附錄 2)，處理後樣品重量不到 0.15 g，無法做核磁共振光譜分析，故此二地點的 IAF 無光譜可供比較。

依據 Helfrich *et al.* (2006)、Mueller and Koegel-Knabner (2009)、Knicker (2011) 等的研究，將核磁共振光譜結果分成四段主要的區段，分別代表不同類型的碳：一，直鏈脂肪族的碳 (aliphatic alkyl C，化學位移 0-45 ppm)，此段訊號主要源於脂質、脂肪酸與植物的直鏈聚合物；二，含氧/氮脂肪族的碳 (O/N-alkyl C，化學位移 45-110 ppm)，此段訊號可能來自纖維素 (cellulose)、半纖維素 (hemicellulose)、蛋白質 (protein) 或木質素的側鏈 (side chain of lignin)；三，芳香族化合物的碳



(aromatic or aryl C，化學位移 110-160)，訊號應來自蛋白質與木質素的碳；四，羧基碳 (carboxyl)，化學位移介於 160-220 ppm，包含羧基碳與羰基碳 (carbonyl)(化學位移 160-190ppm) 與醯胺 (amide) 碳 (化學位移 190-220 ppm)，來自醛 (aldehyde)、酮 (ketone)、酯 (ester) 類化合物 (附錄 3)。將個別區段的訊號和除以全段訊號 (0-220 ppm) 之和，可得各種碳的訊號之百分比。



2.4 統計分析

本研究之統計分析均使用 R (3.1.1) 進行分析，以 SigmaPlot (version 10.0) 作圖。


農地與相鄰之廢耕造林地的比較

此部分的統計分析是將具無耕犁農地 (NT) 及耕犁農地 (T) 的地點分開，再逐步依不同探討項目進行分析。本研究欲探究農地廢耕造林的影響，若想排除地點差異的干擾，只比較農地與廢耕造林地之間的差異，需進行巢狀變異數分析 (nested ANOVA，或稱階層變異數分析 hierarchical ANOVA) (Kutner et al, 2005)。先做整體評估，將地點、土地利用型與深度均為固定因子 (fixed factor)，設定「土地利用型」與「深度」嵌於 (nested within) 「地點」之下，評估耕犁農地 (T) 或無耕犁農地 (NT) 與其對應之廢耕造林地的受地點、土地利用型與深度的影響 (附錄 4)。隨後再將兩深度層的結果分開，分別作巢狀變異數分析，藉由 SOC 濃度及 SOC 儲存量於兩種土地利用型有無顯著差異 ($p < 0.05$)，進而推估農地廢耕造林能否顯著改變 SOC 濃度及 SOC 儲存量 (附錄 4)。

評估完整體農地廢耕造林的效果後，再分別將不同地點的數據進行單因子變異數分析 (one way ANOVA)，比較 SOC 濃度、SOC 儲存量、土壤含石率於不同土地利用型 (耕犁農地或無耕犁農地，與相鄰的廢耕造林地) 是否有顯著差異 ($p < 0.05$)。梅峰、武陵、清境、名間與瑞穗樣區除了有耕犁農地及廢耕造林地外，同時具有無耕犁農地的樣區 (土地利用型為三種)，所以這五地點的分析，則是在單因子變異數分析具顯著差異 ($p < 0.05$) 後，以 TukeyHSD 進行事後檢定，確認三種土地利用型之間的差異。

三種土地利用型的有機碳濃度隨海拔的變化

為了解海拔與 SOC 濃度及 SOC 儲存量的關係，判斷可否用海拔進行 SOC 濃度及 SOC 儲存量的推估，將海拔分別對兩深度的三種土地利用型 SOC 濃度、SOC



儲存量做單因子線性迴歸模式分析 (linear regression model)。若海拔的影響顯著 ($p < 0.05$)，利用 Shapiro-Wilk normality test 確認殘差是否為常態分布 (若 $p > 0.05$ ，則不拒絕虛無假設，殘差為常態分布)，並以 plot.lm 指令做出線性模式診斷圖 (diagnostic plots)，確認線性模式可否成立。若模式不成立，則計算相關係數 (correlation coefficient, r)，看海拔與 SOC 濃度或 SOC 儲存量之間的相關性。以 t 檢定兩兩比較線性迴歸式的斜率有無顯著差異 ($\alpha=0.05$)。

年均溫與年雨量也分別與 SOC 濃度或 SOC 儲存量進行線性迴歸分析，但這些迴歸模式的診斷圖大多顯示殘差分布非隨機，所以不適合建立線性迴歸模式。因此，僅計算兩者的相關係數，探討氣候因子 (年均溫與年雨量) 與土壤有機碳的相關性。

不同土地利用型的有機物劃分碳含量差異

本研究對同時具備三種土地利用型的瑞穗、名間、清境、武陵與梅峰樣區土壤進行土壤有機物劃分實驗，將三種劃分 (LF、IAF、HF) 的結果分別進行統計分析。將各地點的結果分開，分別做單因子變異數分析 (one way ANOVA)，判定三種土壤有機物劃分在不同土地利用型 (T、NT、F) 的碳含量是否有顯著差異 ($p < 0.05$)。如有顯著差異，則進行 Tukey HSD 事後檢定 (Tukey HSD post-hoc test)。



3. 結果

3.1 土壤基本性質

3.1.1 土壤 pH 值


中海拔樣區的土壤 pH 大致介於 4.9-6.4，僅清境茶園 (NT) 的 pH 較低 (3.8 ± 0.1)；西寶樣區的 pH 略高，但未高於 7，約 6.1-6.8；武陵的廢耕造林地與耕犁農地可能因為過去或現在種植高麗菜，施加石灰而 pH 較高，pH 介於 7.1-7.6 (表 2)。低海拔樣區的土壤 pH 值在關西的茶園與廢耕造林地、名間的茶園與廢耕造林地較低，介於 3.7-3.9；二水樣區的 pH 值屬低海拔樣區中較高的，介於 6.0-7.3；其餘樣區的 pH 值約介於 4.1-6.0 (表 3)。

本研究各地點的土壤 pH 並未因土地利用型而具特定的高低趨勢，暗示廢耕造林不一定使 pH 提高或降低，可能是因不同農作物適宜之土壤 pH 不同 (如：茶樹偏好酸性土壤，高麗菜則適合中性偏鹼的土壤)，相對於廢耕造林地的 pH 不一定較高或較低，所以無法歸納出廢耕造林造成 pH 值的變化趨勢。

3.1.2 總體密度與土壤含石率

不論是中海拔或低海拔，各個地點幾乎都呈現農地總體密度較廢耕造林地大的趨勢。中海拔耕犁農地的總體密度介於 $0.79-1.31 \text{ g cm}^{-3}$ ，無耕犁農地的總體密度介於 $0.76-1.23 \text{ g cm}^{-3}$ ，廢耕造林地的則介於 $0.67-1.19 \text{ g cm}^{-3}$ (表 2)。低海拔除了二水樣區的兩種土地利用型總體密度都較其他樣區大以外 (二水耕犁農地表層總體密度平均 1.90 g cm^{-3} ，下層平均 1.97 g cm^{-3} ；廢耕造林地表層平均 1.65 g cm^{-3} ，下層平均 1.76 g cm^{-3})，其餘樣區的耕犁農地總體密度介於 $1.03-1.33 \text{ g cm}^{-3}$ ，無耕犁農地的總體密度介於 $0.89-1.35 \text{ g cm}^{-3}$ ，廢耕造林地總體密度介於 $0.92-1.25 \text{ g cm}^{-3}$ (表 3)。

本研究中海拔樣區普遍含有粒徑大小不一的碎石，低海拔樣區則少有石頭，故



以不鏽鋼土環採取的定量土壤後，低海拔只測定總體密度，而中海拔樣區的土壤樣品則多加過篩（網目 2 mm）步驟，以測定土壤含石率。中海拔樣區的土壤含石率變異甚大，廢耕造林地土壤含石率大致介於 41.4-65.5 %，僅清境 F 的下層含石率不到 40%；無耕犁農地的土壤含石率以梨山樣區的最大（64.3-67.3 %），其餘樣區的含石率介於 29.5-48.4 %；耕犁農地的土壤含石率在西寶樣區的較高（56.8-59.3%），其餘地點的介於 31.6-47.1 %（表 4）。


3.2 土壤有機碳濃度及儲存量

3.2.1 耕犁農地 (T) 與廢耕造林地 (F) 的比較

巢狀變異數分析結果顯示：地點、土地利用型與深度都會顯著影響 SOC 濃度及 SOC 儲存量（附錄 4）。廢耕造林地 (F) 不論表層土壤 (0-10 cm 深) 或下層土壤 (10-20 cm 深)，SOC 濃度及 SOC 儲存量都是顯著高於相鄰的耕犁農地 (T) ($p < 0.01$)（附錄 4）。由本研究八處地點的耕犁農地廢耕造林結果可推知，當耕犁農地廢耕造林，表層及下層土壤的 SOC 濃度與 SOC 儲存量都會顯著提升。

以單因子變異數分析分別檢驗各地點的土地利用差異，表層土壤 (0-10 cm) 僅西寶的耕犁農地與造林地的 SOC 濃度無顯著差異，其他地點的 T 與 F 皆有顯著差異 ($p < 0.05$)；二水、西寶、清境與梅峰樣區下層土壤 (10-20 cm 深) 的 SOC 濃度於 T 與 F 沒有顯著差異 ($p > 0.05$)（圖 3）。至於土壤有機碳儲存量，原本土壤有機碳濃度呈現出的顯著差異 ($F > T$)，可能因廢耕造林地的總體密度較低、含石率較高（表 4），導致計算後農地與林地的有機碳儲存量無顯著差異 ($p > 0.05$)，如梅峰與清境樣區的表層土壤（圖 3 與表 4）。

以兩種土地利用型的結果推估廢耕造林的影響，平均而言，低海拔耕犁農地 (T) 廢耕造林，其表層 (0-10 cm 深) 土壤有機碳濃度及儲存量分別提高了 13.3-15.1 g C kg^{-1} 與 11.29-20.93 ton C ha^{-1} ；下層 10-20 cm 深的則提高 2.6-8.2 g C kg^{-1} 與 2.44-



8.73 ton C ha⁻¹。中海拔的耕犁農地 (T) 廢耕造林，其表層土壤有機碳濃度及儲存量則分別提高了 8.9-41.1 g C kg⁻¹ 與 3.03-15.12 ton C ha⁻¹；而 10-20 cm 深的土壤，各地的變化趨勢不同。除了清境樣區以外，F 的有機碳濃度比相鄰 T 高了 6.6-24.1 g C kg⁻¹；在武陵及西寶樣區，F 的下層 (10-20 cm) 土壤有機碳儲存量比 T 多，但清境與梅峰樣區的土壤有機碳儲存量則是 F 與 T 無顯著差異 (圖 3)。

低海拔的表層 SOC 儲存量相對變化率介於 83.3-118.1 %，下層 (10-20 cm 深) 的則介於 12.4-80.7 %；中海拔表層土壤 (0-10 cm 深) 的 SOC 儲存量相對變化率介於 16.7-82.5 %，下層土壤 (10-20 cm 深) 在梅峰與清境呈現 SOC 減少 (相對變化率為負值)，在武陵與西寶樣區呈現增加 (相對變化率為正值) (表 6)。另一個評估土地利用變遷的指標——SOC 儲存量年均變化量，表層土壤 (0-10 cm 深) 年均變化率介於 0.16-1.00 ton C ha⁻¹ yr⁻¹；下層土壤 (10-20 cm 深) 的年均變化量則有正有負，負值出現於梅峰跟清境樣區，其他地點呈現正值，介於 0.12-0.46 ton C ha⁻¹ yr⁻¹ (表 6)。

3.2.2 無耕犁農地 (NT) 與廢耕造林地 (F) 的比較

將梨山、新社與關西樣區的數據進行巢狀變異數分析，結果指出地點、土地利用型與深度都會顯著影響 SOC 濃度及 SOC 儲存量，且兩深度層土壤的 SOC 濃度及 SOC 儲存量於 NT 與 F 之間都有顯著差異 ($p < 0.01$) (附錄 4)。由本研究的三個地點結果可推知，當無耕犁農地廢耕造林後，SOC 濃度及 SOC 儲存量均會增加。

以單因子變異數分析分別檢驗各地點的土地利用差異，由圖 4 可知，三個地點廢耕造林地的表層及下層的 SOC 濃度皆高於相鄰之無耕犁農地，僅梨山樣區表層土壤的未達顯著差異 ($p = 0.19$)。梨山樣區的兩深度 SOC 濃度都是 F 顯著高於 NT，但 SOC 儲存量於表層無顯著差異 ($p = 0.91$)，下層土壤則是 F 顯著多於 NT。低海拔新社樣區 F 的 SOC 濃度於兩深度層都是顯著高於 NT，SOC 儲存量雖然也

是 F 較 NT 多，但未達顯著水準（表層 $p=0.32$ ，下層 $p=0.09$ ）；關西樣區則是兩深度層的 SOC 濃度及 SOC 儲存量都是 F 多於 NT（圖 4）。

低海拔的無耕犁農地廢耕造林可增加表層土壤（0-10 cm 深）約 19.0 g C kg^{-3} （關西）與 9.0 g C kg^{-3} （新社）的有機碳濃度（表 5），增加 $13.86 \text{ ton C ha}^{-1}$ （關西）與 $4.19 \text{ ton C ha}^{-1}$ （新社）的土壤有機碳儲存量（表 6）；對下層（10-20 cm 深）的土壤，廢耕造林則增加 12.1 g C kg^{-3} （關西）與 4.7 g C kg^{-3} （新社）的有機碳濃度（表 5），增加 $11.53 \text{ ton C ha}^{-1}$ （關西）與 $3.78 \text{ ton C ha}^{-1}$ （新社）的 SOC 儲存量（表 6）。中海拔梨山的無耕犁農地廢耕造林，約增加表層 0-10 cm 土壤 8.8 g C kg^{-3} 的 SOC 濃度，但 SOC 儲存量卻因 NT 的密度較大，導致 NT 的 SOC 儲存量較多，所以 F 比 NT 的 SOC 儲存量平均略低 $1.57 \text{ ton C ha}^{-1}$ ；下層土壤（10-20 cm）的 SOC 濃度則因廢耕造林提升 22.4 g C kg^{-3} ，SOC 儲存量增加 $7.31 \text{ ton C ha}^{-1}$ （表 4）。

本研究於梅峰、武陵、清境、名間與瑞穗亦找到無耕犁農地的樣區，可惜相鄰之處並無過去為無耕犁農地之長期廢耕造林地可供成對比較，故此五地點的 NT 結果無法模擬 NT 廢耕造林後的 SOC 儲存量變化率及年均變化量。然而，由這些無耕犁農地的數據可看出不同農業管理下的 SOC 儲存量差異，農地的 SOC 儲存量不一定比廢耕造林地少。例如：本研究的中海拔樣區，武陵樣區 NT 的 SOC 濃度介於 F 與 T 之間，NT 表層土壤 SOC 濃度及 SOC 儲存量與 F 無顯著差異，且顯著多於 T；梅峰與清境樣區 NT 的 SOC 濃度及 SOC 儲存量甚至多於 F（表 4）。低海拔瑞穗樣區的狀況類似武陵樣區，NT 的 SOC 濃度及儲存量介於 F 與 T 之間，NT 與 F 無顯著差異，但兩者都顯著多於 T；名間的 NT 樣區則是前述樣區中，唯一沒有施加有機質肥料的樣區，其 SOC 濃度及 SOC 儲存量與 T 較為相近，SOC 濃度及 SOC 儲存量少於 F（表 5）。



3.3 土壤有機碳濃度隨海拔的變化

將所有地點的土壤有機碳濃度與海拔做單因子線性迴歸 (linear regression) 時，可發現 SOC 濃度會隨海拔升高而顯著增加，海拔約可解釋六成的變異 (圖 6 (a) (d))；如依土地利用型分組，再個別進行海拔與 SOC 濃度的迴歸分析，三種土地利用型的 SOC 濃度均隨海拔升高而顯著增加 ($p < 0.001$)，且增進了海拔解釋變異的能力 (圖 7)。對表層土壤 (0-10 cm 深) 而言，海拔對農地 (T)、無耕犁農地 (NT) 與廢耕造林地 (F) 土壤有機碳濃度可分別解釋 85 %、81 與 76 % 的變異 (圖 7 (a))；而對下層土壤 (10-20 cm 深) 而言，海拔則可分別解釋前述三種土地利用型 78 %、71 與 84 % 的變異 (圖 7 (b))。

如圖 7 所示，耕犁農地與廢耕造林地的迴歸線大致平行 (表層土壤的 F 與 T 斜率不具顯著差異，下層則有差異)，就本研究樣區海拔範圍內維持著廢耕造林地 SOC 濃度較耕犁農地高之趨勢；無耕犁農地的海拔低於 1400 m 時，SOC 濃度介於廢耕造林地及耕犁農地之間，但海拔高於 1400 m 後，推估之 SOC 濃度會比廢耕造林地及耕犁農地都高。無耕犁農地 (NT) 的 SOC 濃度會隨海拔有如此變化，可能是因為中高海拔的 NT 多半曾施加有機質肥料，提高了有機碳濃度，但低海拔卻少有機質的干擾 (僅瑞穗的茶園有施加有機質肥料)，所以 NT 的迴歸式斜率跟另兩條明顯不同 (顯著水準 $\alpha=0.05$)。

儘管 SOC 濃度隨海拔升高而顯著增加，但在土壤總體密度與含石率差異的影響下，SOC 儲存量於表層或下層土壤並未隨海拔提升而增加，即高海拔土壤雖有較高的 SOC 濃度，但在 SOC 儲存量卻未因此較低海拔土壤多。圖 8 亦顯示出 SOC 儲存量無法與海拔形成合適的線性迴歸模式，僅無耕犁農地 SOC 儲存量會隨海拔顯著提升 (圖 7 之 (b)(e))。耕犁農地的 SOC 儲存量、下層廢耕造林地 SOC 儲存量不會隨海拔提升而顯著增加 ($p > 0.05$)，海拔不能當作推估之自變數 (圖 7(a)(d)(f))，廢耕造林地表層的 SOC 儲存量甚至與海拔低度負相關 (圖 7(c))，但模式診斷圖判定線性模式不成立，所以海拔應該不適合用於推估 SOC 儲存量。總而言之，海拔

雖然可以當推估 SOC 濃度變化的自變數，能建立配適度佳的線性模型，但是卻不適用於推估 SOC 儲存量。

海拔差異會影響到地點的年均溫與年雨量。本研究的樣區資料顯示：年均溫會隨海拔上升而下降，線性迴歸模式的斜率也符合海拔每增加 100 m，溫度約下降 0.6 °C；年均溫則與海拔中度正相關 ($r=0.66$, $p=0.026$) (圖 5)。若將 SOC 濃度或 SOC 儲存量分別與上述兩種環境因子作線性迴歸分析，雖然可顯示出變化趨勢 (圖 6)，但多半未符合線性模式的要求——模式診斷圖多半在中海拔具極端值或殘差未符合常態分佈，故僅將年均溫、年雨量與 SOC 濃度及 SOC 儲存量進行相關分析。如表 7 所示，年均溫與 SOC 濃度呈高度負相關，相關係數約(-0.70)–(-0.95)，顯示年均溫較低的地點，其 SOC 濃度會比較低；年均溫與 SOC 儲存量的相關性就不一定顯著，僅無耕犁農地的 SOC 儲存量呈現中度負相關，年均溫與耕犁農地或廢耕造林地的 SOC 儲存量則無顯著的相關性 ($p>0.05$)。年雨量與 SOC 濃度、SOC 儲存量都顯著正相關 (F 的表層 SOC 儲存量除外)，且年雨量與 SOC 濃度的相關係數較大，介於 0.60–0.89；年雨量與 SOC 儲存量的相關係數則較小，介於 0.18–0.55 (表 7)。

3.4 土壤有機物劃分的碳濃度及碳含量

不論何種地點或何種土地利用型的土壤，土壤經有機物劃分實驗後，三種劃分重量都是重質部所佔比例最多，輕質部次之，團粒內有機物最少 (表 9)。土壤有機物劃分的碳濃度，輕質部 (LF) 約介於 14.30-29.04 %，團粒內有機物 (IAF) 介於 16.67-37.97 % (表 8)，LF 與 IAF 的 SOC 濃度較重質部 (HF) 高，但較新鮮的枯枝落葉低。重質部因為含大量礦物 (mineral)，所以測出的碳濃度較低，僅 0.78-5.77 % (表 8)，比全土 (bulk soil) 土壤有機碳濃度低，或近似全土的 SOC 濃度。在有機物劃分的碳濃度 (表 8) 及有機物劃分重量 (表 9) 的綜合影響下，不論地點或土地利用型，都呈現重質部的碳含量最多，其次是輕質部，碳含量最少的是團粒內有



機質 (圖 9)。

本研究的五個地點有機物劃分碳含量隨土地利用變遷的改變並不一致。以下分別敘述輕質部 (LF)、團粒內有機物 (IAF) 及重質部 (HF) 於不同地點與不同土地利用下的碳含量差異。以輕質部 (LF) 而言，梅峰、武陵及瑞穗樣區 NT 的有機物劃分碳含量顯著多於 T 與 F ($p < 0.05$)，清境樣區的 F 顯著多於 NT 與 T，名間樣區的三種土地利用型則無顯著差異 (圖 10(a))。低海拔的名間與瑞穗輕質部劃分碳含量僅介於 $1.29 - 3.58 \text{ mg C g}^{-1} \text{ soil}$ ，低於清境、武陵與梅峰的結果 (約介於 $4.75 - 33.48$) (表 8)。中高海拔 (梅峰、武陵、清境) 的耕犁農地輕質部碳含量差異不大，平均介於 $4.75 - 6.59 \text{ mg C g}^{-1} \text{ soil}$ ；但梅峰和武陵的 NT 輕質部碳含量頗高，分別達 24.23 ± 3.48 與 $33.48 \pm 5.9 \text{ mg C g}^{-1} \text{ soil}$ ，高於清境的 $8.71 \pm 0.90 \text{ mg C g}^{-1} \text{ soil}$ ，造成梅峰與武陵樣區的輕質部碳含量多寡依序是 NT 最多、F 次之、T 最少，但清境樣區是 F 的輕質部碳含量多於 NT 與 T (表 8)。

其次，比較三種土地利用型團粒內有機物 (IAF) 的碳含量，梅峰及瑞穗樣區是 NT 碳含量顯著最多，在梅峰的 IAF 碳含量多寡依序為 $\text{NT} > \text{T} > \text{F}$ ，但瑞穗是 $\text{NT} > \text{F} > \text{T}$ ；武陵和名間樣區則呈現 F 的 IAF 碳含量最多，但同地點的兩種農地無顯著差異 ($p > 0.05$)；清境則是三種土地利用型無顯著差異 (圖 10(b))。除了梅峰 NT 的團粒有機物碳含量高達 $12.34 \pm 1.62 \text{ mg C g}^{-1} \text{ soil}$ 外，其餘地點、土地利用型的 IAF 碳含量都不超過 $10 \text{ mg C g soil}^{-1}$ (表 8)。

關於重質部 (HF) 碳含量於不同土地型的差異，低海拔的名間、瑞穗都呈現 F 多於 NT 與 T (圖 10(c))，暗示低海拔農地廢耕造林可以顯著增加重質部碳含量；武陵樣區的 F 重質部碳含量乍看較 NT 與 T 多，但實際上無顯著差異 ($p > 0.05$)，清境樣區也是三種土地利用型無顯著差異；梅峰樣區重質部碳含量則是呈現顯著差異 ($p < 0.05$)，多寡依序為 $\text{NT} > \text{F} > \text{T}$ 。



3.5 土壤有機物劃分的碳 13 固態核磁共振光譜分析


土壤有機物劃分的比較 (LF 與 IAF 的比較)

由於梅峰、武陵與清境樣區同時具有輕質部 (LF) 及團粒內有機物劃分 (IAF) 的核磁共振光譜結果，所以可以比較兩種有機物劃分的差異。LF 的含氧/氮脂肪族碳 (O/N-alkyl-C) 訊號約介於 45.06-56.96 %，為四段訊號中比例最大的；脂肪族碳 (alkyl-C) 的訊號介於 10.9-29.4 %，芳香族碳 (aromatic-C) 訊號介於 14.3-26.8 %，訊號中比例最小的羧基碳 (carboxyl-C)，介於 5.0-12.2 % (表 10)。IAF 的 O/N-alkyl-C 訊號約介於 34.9-54.5 %，alkyl-C 的訊號約 13.1-34.7 %，aromatic-C 訊號介於 17.4-26.5 %，carboxyl-C 訊號介於 6.2-11.9% (表 10)。若比較同樣區、同土地利用方式下的兩種有機物劃分，可發現 LF 的 O/N-alkyl-C 及 alkyl-C 區段訊號比 IAF 的訊號強，aromatic-C 的訊號則比 IAF 弱 (表 10 與表 11)。

分解作用通常會導致含氧/氮脂肪族碳 (O/N-alkyl-C) 訊號減弱及脂肪族碳 (alkyl-C) 訊號增強，若用 alkyl-C 及 O/N-alkyl-C 的比值可更敏銳 (sensitive) 的展現兩種訊號之消長關係，此比值因而被當作一種分解程度的指標 (Baldock *et al.*, 1997)。比較表 10 與表 11，可發覺 IAF 的 alkyl-C 與 O/N-alkyl-C 比值較 LF 的大，暗示 IAF 與 LF 相比，IAF 是分解較後期的土壤有機物。

不同土地利用型的比較

梅峰、武陵、瑞穗樣區的無耕犁農地 LF 的芳香族碳 (aromatic-C)、含氧/氮脂肪族碳 (O/N-alkyl-C) 訊號較 F 與 T 強，可能是因為曾施加有機質肥料的影響。由於無耕犁農地的成分可能受有機質肥料的干擾，所以暫時將 NT 的結果排除，只比較 F 與 T。如表 10 顯示，可發現各樣區 F 的 O/N-alkyl-C 較 T 少，但是 alkyl-C 及 aromatic-C 都是 F 較 T 多，可能是因林地枯落物的木質素含量較多，所以 alkyl-C 及 aromatic-C 的訊號較強。carboxyl-C 則是除了名間的 F 較 T 少以外，其他地點的 carboxyl-C 都是 F 較 T 多。



比較三種土地利用型 LF 的 alkyl-C 與 O/N-alkyl-C 的訊號比值，除了名間農地 (T 與 NT) 的比值較林地大，其餘四地點的都是廢耕造林地 (F) 的比值較高，耕犁農地 (T) 的比值較小，但是無耕犁農地 (NT) 就不一定大或小於廢耕造林地——清境和名間樣區的 alkyl-C 與 O/N-alkyl-C 比值是 NT 高於 F，梅峰、武陵與瑞穗樣區的輕質部 alkyl-C 與 O/N-alkyl-C 比值卻呈現 NT 低於 F (表 10)。



4. 討論


4.1 農地廢耕造林對有機碳濃度及儲存量的影響

4.1.1 農地廢耕造林可提升土壤有機碳濃度及儲存量

農地與森林土壤相比，農地土壤因作物收穫或除草等管理，使得較少植物殘體(有機物)進入土壤，加上農地土壤受到耕犁的擾動，破壞團粒而促進有機碳分解，導致農地土壤的有機碳儲存量普遍較林地少 (Post & Kwon, 2000)。農地一旦廢耕，土壤少了人為大規模擾動，廢耕後草類生長快、生命週期短、根系替換率 (turnover rate) 快，可快速提升土壤有機碳量 (Woods *et al.*, 1992; Kuzyakov & Domanski, 2000)。若進一步整地造林，造林初期雖然可能會因整地的擾動而降低 SOC 儲存量 (Jandl *et al.*, 2007)，但隨著林木生長，大量枯枝落葉的累積與分解，表層土壤 SOC 量會逐漸增加 (Paul *et al.*, 2002; Morris *et al.*, 2007)。下層土壤有機碳則藉由林木地下部 (below-ground) 根系的生長而補充，或由土壤動物 (soil fauna) 垂直方向活動 (soil fauna activities) 與土壤水的流動將地表有機物帶到下層 (Post & Kwon, 2000; Shrestha *et al.*, 2004)。

以成對試區法探討土地利用變遷時，不同土地利用型之間往往是最上層 (uppermost layer) 土壤有機碳濃度易有顯著差異，隨著土壤深度增加而差異漸減 (Poeplau & Don, 2013; Bárcena *et al.*, 2014; Tong *et al.*, 2016)，有些研究指出農地廢耕造林造成的 SOC 變化影響深度僅在 0-10 cm 深的表層土壤，深度超過 10 cm 的土層 SOC 濃度則無顯著差異 (Brown & Lugo, 1990; Poeplau & Don, 2013; Bárcena *et al.*, 2014)，但也有影響 SOC 變化到較深層土壤 40-60 cm 的研究 (Tong *et al.*, 2016)。


巢狀變異數分析整體評估顯示表層 (0-10 cm 深) 和下層 (10-20 cm 深) 土壤的 SOC 濃度與 SOC 儲存量均會隨廢耕造林而顯著增加 (附錄 4)，若個別地點分開檢視時，結果顯示部分採樣地點的 SOC 濃度或 SOC 儲存量於兩種土地利用型之



間無顯著差異 (圖 3 與圖 4)。比較耕犁農地與廢耕造林地，除了西寶樣區以外，各地點的耕犁農地與廢耕造林地的 SOC 濃度於表層 (0-10 cm) 都具顯著差異；但下層土壤 (10-20 cm)，在梅峰、清境與二水樣區，其 SOC 濃度於 T 與 F 之間就無顯著差異 (圖 3)，這些結果支持農地廢耕造林顯著影響主要出現於 0-10 cm 深的表層土壤 (Poeplau & Don, 2013; Bárcena *et al.*, 2014)。

梨山、新社與關西樣區的 NT 與 F 的成對樣區，整體評估表層與下層土壤的 SOC 濃度及 SOC 儲存量都可顯示出 NT 與 F 的顯著差異 (附錄 4)，但個別樣區檢視時，新社樣區 NT 與 F 的 SOC 濃度具顯著差異，NT 與 F 的 SOC 儲存量卻無差異 (圖 4)，T 與 F 的樣區也有幾個地點呈現此現象。探究本研究某些地點 F 的 SOC 濃度顯著多於 T，SOC 儲存量卻無差異的原因，可能是土壤總體密度及土壤含石率干擾了 SOC 儲存量的估算 (Shrestha *et al.*, 2004)。如方法 2.3.1.5 算式 (3) 所示，計算 SOC 儲存量同時牽涉 SOC 濃度、土壤總體密度與含石率。儘管廢耕造林地具有較高的 SOC 濃度，但是通常總體密度及含石率也較農地低 (表 2、表 3、表 4、表 5)，因此廢耕造林地 SOC 濃度高的優勢不一定同樣顯示於 SOC 儲存量。

由前段可知，土壤含石率會影響土壤有機碳儲存量的估算，而不同評估含石率的方法各有優、缺點，研究者須視樣區狀況或人力多寡決定評估法。評估土壤含石率的兩種常用方法為土環法 (core method) 與土坑法 (pit method)。本研究採用的土環法優點是野外採樣方便、快速，節省人力與時間，但受限於土環的直徑與容積，若樣區的石塊大於土環直徑，則無法納入估算。現地調查時，土環也可能因石塊的阻礙而頻頻更換取樣位置，最終可取得的定量土樣可能為石頭較不密集或碎石粒徑較小之處，造成估算誤差。相較之下，挖掘土坑 (pit) 可估算較大體積的土壤含石率，就不會排除大粒徑之石塊，而能得到較貼近現實的土壤含石率 (Harrison *et al.*, 2003)，但是挖掘土坑通常需要較多人力與較長的野外採樣時間，挖掘過程要盡量避免擾動或壓實下層土壤，甚至得在現場即進行過篩秤重，以減少需搬運的土壤，所以此法較費時、費力、費工 (Vadeboncoeur *et al.*, 2012)。因此，研究者可能得考




量工具、人力、時間等成本，做出較有利的選擇。檢討本研究含石率的評估法，認為仍可使用土環，但應改用直徑較大的土環，並增加小樣區內採集的重複數，這樣應可降低變異度，取得較貼近現況的土壤含石率。

長期耕作的農地土壤受到頻繁的擾動與壓實作用，使表層土壤實為厚度更厚的土層所壓縮之結果，農地總體密度因而較林地大，通常是淺層土壤的差異較明顯，若忽略此影響，僅以固定採樣深度估算 SOC 儲存量，會低估林地 SOC 儲存量 (Ellert & Bettany, 1995)。Ellert & Bettany (1995) 提出「同等質量 (equivalent mass)」概念，比較同地點不同土地利用型的總體密度後，以密度最大的土地利用型為基準，密度較低的土地利用型應延伸估算深度，此概念亦獲得其他研究支持 (Carter *et al.*, 1998; Lee *et al.*, 2009; Don *et al.*, 2011; Hu *et al.*, 2016)。然而，同等質量計算法會造成估算深度的飄移 (depth shift)，導致這樣的結果不適合探討 SOC 儲存量於深度的垂直分布 (Poehlau & Don, 2013)。此外，若採同等質量的計算法，兩種土地利用型都需採樣至未受干擾的深度，依 Nieder and Richter (2000) 指出一般耕犁深度為 15-25 cm 而言，本研究 T 與 F 的 SOC 儲存量就需要深度超過 25 cm 的總體密度與 SOC 濃度才能作校正，但採樣時未調查深度超過 20 cm 的土壤。因此，本研究未用同等質量法校正 SOC 儲存量。如果採納此概念計算 SOC 儲存量，廢耕造林地的 SOC 儲存量應該會比本研究原本固定深度計算的大，進而增加廢耕造林地與農地的差距，使農地廢耕造林 SOC 儲存量的變動會更劇烈。

4.1.2 農地施加有機質肥料提升土壤有機碳濃度與儲存量

農地長期耕作後，因有機物的輸入較少，作物生產持續消耗土壤養分、促進有機質分解，而土壤有機碳儲存量逐漸降低，可能會產生肥力降低、土壤劣化而生產力下降的問題，但若施加有機質肥料，可提升土壤保水力、穩定土壤結構、提高 SOC 濃度，有助於維持農業生產力 (李海波等, 2008; Scotti *et al.*, 2016)，但施加有機質肥料的多寡，卻也造成對土壤有機碳儲存量影響估算的不確定性。



本研究梅峰、清境、武陵、瑞穗與名間樣區雖然沒有找到過去為無耕犁農地的長期廢耕造林地，無法估算無耕犁農地廢耕造林造成的 SOC 變動量，但這些地點的無耕犁農地樣區可供本研究比較不同農業經營下的 SOC 濃度及 SOC 儲存量差異。研究結果指出，並非農地的 SOC 儲存量就會比廢耕造林地少，梅峰、清境與武陵樣區 NT 的 SOC 濃度與儲存量顯著多於 T，NT 與 F 的 SOC 濃度則無顯著差異，甚至部分樣區（例：梅峰與清境樣區）NT 的 SOC 濃度與 SOC 儲存量會多於 F（表 4）。

在武陵的果園（NT）採樣時，發現樣區內多處都有類似培養土的物質，顏色深、質輕且結構鬆散，可能是為了促進果園產量而添加的有機質肥料。樣區內的有機質肥料亦呈現水平及垂直深度分布不規則的空間變異，某些點有機質肥僅出現在表層 0-10 cm 深，有些則到 20 或 30 cm 深仍有。造成空間變異可能原因包括：一，果園內有機質的添加並不是均勻分散的，有些位置可能累積較多年的有機肥，所以有機肥於土壤層的厚度較厚，部分位置則受有機質肥影響較少；二，據採樣時的觀察，果園內零星種著高麗菜或白蘿蔔，可能是因曾種植蔬菜，造成局部位置比較深的擾動，所以某些位置較深處仍有有機質肥，就如 Poeplau and Don (2013) 研究所指出，當農地施加有機質肥或保留作物殘體時，這些有機物可能隨耕犁或其他垂直擾動而混入下層土壤，提高了下層土壤有機碳濃度。相對地，F 的土層較無垂直方向的混合，所以表層的 SOC 濃度通常較下層的高，且下層的 SOC 濃度可能沒有比農地高。綜合以上，可能因有機質肥料或其他人為擾動，使梅峰 NT 的下層土壤（10-20 cm 深）SOC 濃度與 SOC 儲存量較相鄰 F 的高，而武陵與清境樣區 NT 的 SOC 濃度或 SOC 儲存量與 F 都無顯著差異（表 4）。



4.2 廢耕造林造成的土壤有機儲存量相對變化率及年均變化量

4.2.1 土壤有機碳儲存量的相對變化率

本研究的耕犁農地廢耕造林後，土壤表層會出現超過 100 % 的 SOC 儲存量相對變化率，代表 SOC 儲存量增加幅度 (F 與 T 的碳儲存量之差) 大於原本耕犁農地的碳儲存量。相較於前人文獻，熱帶地區農地造林 SOC 儲存量相對變化率約 $50.3 \pm 11.9\%$ (深度至 44 ± 6 cm，變遷前 SOC 儲存量為 70 ± 9 ton C ha⁻¹)，農地廢耕約 7 年的 SOC 儲存量變化率為 $32.2 \pm 16.1\%$ (深度 20 ± 2 cm，變遷前 SOC 儲存量為 43 ± 7 ton C ha⁻¹) (Don *et al.*, 2011)；溫帶地區廢耕農地 (荒廢成草地，未造林) SOC 儲存量約比農地多 18 % (廢耕時間 14 年，深度 0-30 cm) (Kämpf *et al.*, 2016)；另一篇溫帶地區的研究指出，農地轉為次生林 20 年，SOC 儲存量變化率約 $16.0 \pm 7.4\%$ (Poehlau *et al.*, 2011)。本研究的農地廢耕變化率比熱帶或溫帶劇烈，然而計算任何比例變化 (proportional change) 要注意分母與分子的關係，可能變化量差異不大，但分母較小者，算出的變化率會比較大 (Kämpf *et al.*, 2016)。以本研究而言，計算相對變化率時，要注意「廢耕造林前 (分母)」與「廢耕造林前、後的差值 (分子)」的 SOC 濃度及儲存量相對關係，可能不同地點廢耕造林造成的 SOC 變化量差異不大，但現有農地 (視為廢耕造林前) 的 SOC 濃度或 SOC 儲存量較小者，算出的相對變化率會比較大。

Kämpf *et al.* (2016) 研究指出，當樣區表層 0-30 cm 深的土壤起始 SOC 儲存量 (initial SOC stock，即成對試區法的農地 SOC 儲存量) 低於 50 ton C ha⁻¹，廢耕的 SOC 儲存量相對變化率較劇烈；若起始 SOC 儲存量大於 50 ton C ha⁻¹，則近乎無變化。亦即農地廢耕或造林增加的 SOC 儲存量可能受到耕作歷史或耕作強度的影響，長時間或高強度的農業耕作，會降低農地的 SOC 儲存量 (也就是相對變化率中的分母)，因而導致較高的 SOC 儲存量變化率。雖然本研究 SOC 儲存量的變動量 (表 6) 與熱帶研究 (Don *et al.*, 2011)、溫帶研究 (Kämpf *et al.*, 2016) 差異不大，但可能因為耕犁農地的 SOC 儲存量 (即土地利用變遷前 SOC 儲存量) 較低 (表 4、



表 5)，表層 0-20 cm 深的 SOC 儲存量普遍低於 50 ton C ha^{-1} ，所以相對變化率才會較大 (表 6)。

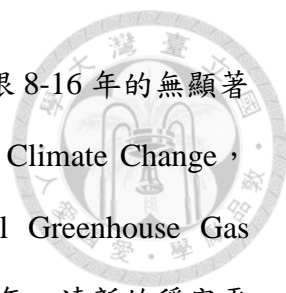
4.2.2 年均變化量

不同氣候帶的農地廢耕造林，平均 SOC 累積速率 (SOC accumulation rate) 為 $0.338 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，而且從溫帶到亞熱帶地區呈現 SOC 累積速率漸增的趨勢 (Post & Kwon, 2000)。若根據 Post and Kwon (2000) 研究，原本預期研究樣區海拔落差造成的氣候差異可能會讓年均變化量 (計算方式同平均 SOC 累積速率，只是用詞不同) 呈現海拔由高到低而 SOC 年均變化量漸增。然而，本篇的 SOC 年均變化量卻沒有隨海拔有變化趨勢 (表 6)，歸納出的可能原因有三：

第一，可能是討論 4.1.1 曾提及之總體密度與土壤含石率對 SOC 儲存量的干擾，擴大了不同地點之間的變異度，導致不一定每地點的農地耕造林的 SOC 儲存量年均變化量都是增加。

第二個可能原因是樹種造成的影響，Morris *et al.* (2007) 曾表示栽植闊葉樹的 SOC 儲存量年均增加量 ($0.35 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) 較針葉林 ($0.26 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) 大。對照到本研究，除了武陵的年均變化量較大 (達 $0.72 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) 以外，其他栽植針葉林的地點 (梅峰、梨山、清境) 年均變化量 (表層 $-0.01 - 0.16 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) 的確小於種植闊葉林的廢耕造林地 ($0.25 - 1.00 \text{ ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) (表 6)。然而，本研究針葉林與闊葉林栽植的地點同時受到氣候 (海拔造成的) 與樹種差異的影響，故難以分離氣候及樹種的影響力。樹種僅是造成 SOC 儲存量差異的潛在原因之一。如欲確認樹種的影響，需找尋氣候條件相近、栽植不同樹種之樣區研究才能知曉。

第三個可能原因則是廢耕時間的影響。土壤有機碳隨土地利用變遷時間的變化並非線性，而是初期的變化率較大，隨時間增長而變化率漸減，逐漸達 SOC 儲存量的穩定平衡 (steady state equilibrium) (Poeplau *et al.*, 2011; Poeplau & Don, 2013; Kämpf *et al.*, 2016)，Kämpf *et al.* (2016) 表示 SOC 儲存量變化量廢耕初期會隨時間



漸增，8-16 年時變化漸緩，超過 16 年的變化率可能已達穩定而跟 8-16 年的無顯著差異。政府間氣候變遷專門委員會 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 的溫室氣體調查指導手冊 (Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories) 同樣提出 SOC 儲存量可在土地利用變遷後大約 20 年，達新的穩定平衡 (Aalde *et al.*, 2006)。若依據上述文獻所示，本研究廢耕時間較長的名間樣區 (27 年) 與臺南樣區 (33 年)，可能早在採樣前就已經達 SOC 儲存量的穩定平衡，致使在過長的時間計算下，顯現較小的年均變化量。如果將此二地點的廢耕時間改成 20 年計算，則名間與臺南年均變化量會分別由原本的 0.42 與 0.36 $\text{ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，提升到 0.60 與 0.64 $\text{ton C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ，足見廢耕時間對於計算年均變化量的影響不小。

SOC 儲存量的相對變化率和年均變化量都是為了降低不同地點差異——如前者是針對變遷前 SOC 儲存量，後者是考量廢耕造林時間差異，而衍生出評估土地利用變遷的指標。使用這兩種指標比較容易跟不同背景的研究相互比較，但也要辨明影響計算的因子，才能更謹慎的理解此二指標、進行討論。




4.3 土壤有機碳濃度隨海拔的變化

海拔梯度會影響不同地點的氣溫差異與降水分布，使氣候隨海拔產生明顯的垂直變化。本研究樣區海拔介於 16-2056 m，年均溫、年雨量各異，經相關分析可知年均溫與海拔為負相關 ($r = -0.96$, $p < 0.01$)，線性迴歸模式的斜率也符合海拔每增加 100 m，溫度約下降 0.6°C ；年雨量則與海拔呈中度正相關 ($r = 0.66$, $p = 0.026$)，足見年均溫及年雨量隨海拔顯著變化的關係 (圖 5)。氣候是影響土壤有機碳多寡的眾多因子之一，因溫度與雨量都會影響到植物的生長、土壤的化育等作用，改變土壤有機物的輸入與輸出，最終結果呈現於土壤有機碳儲存量 (Brady and Weil, 2010)。已有研究指出高海拔的 SOC 濃度與 SOC 儲存量比低海拔 (Wagai *et al.*, 2008; Schindlbacher *et al.*, 2010; Zimmermann *et al.*, 2012)，但沒有表示 SOC 儲存量是否與海拔具線性關係。

Prietzl and Christophel (2014) 調查德國境內阿爾卑斯山不同區域共 150 個林地土壤剖面的調查資料 (海拔介於 800-1700 m)，分別將海拔、年均溫與年雨量對有機碳儲存量進行線性迴歸分析，發現總土壤有機碳儲存量 (含枯枝落葉層)、枯枝落葉層有機碳儲存量都會隨海拔上升而略增，隨年均溫略減，但統計上並不顯著 ($p > 0.05$)。此外，總土壤有機碳儲存量及礦質土層的有機碳儲存量會隨年雨量增加而顯著增加，只是年雨量對該線性模式的解釋力低 (僅解釋 7 % 及 2 % 的變異) (Prietzl & Christophel, 2014)。受 Prietzl and Christophel (2014) 研究的啟發，本研究決定檢測 SOC 濃度與 SOC 儲存量是否會隨海拔、年均溫與年雨量產生明顯的變化。

本研究的 SOC 濃度與年均溫高度負相關，與年雨量中度正相關；SOC 儲存量分別與年均溫、年雨量作相關分析時，則不一定有顯著相關，或是相關性較低 (表 7)。若以年均溫或年雨量作自變數建立環境因子與土壤有機碳的線性迴歸模式，模式診斷圖多半顯示出線性模式不理想，故年均溫與年雨量應不適合作為推估 SOC 濃度的自變數。其次，考量到本研究採用的年均溫與年雨量是盡量找鄰近樣區的自




動測站或氣象站資料，並非真正在樣區測定的結果，尤其是清境、西寶與名間採樣地與氣象測站距離較遠，可能年均溫或年雨量會與實際值有所出入。相對地，海拔是樣區實際定位而得的資料，能直接代表樣區，所以本文認為應避免使用年均溫與年雨量當自變數，僅以海拔作為推估 SOC 濃度迴歸模式的自變數。

三種土地利用型的 SOC 濃度均會隨著海拔提升而顯著增加 ($p < 0.001$)，且海拔對三種土地利用型的 SOC 濃度的解釋力高 (大於 70 %) (圖 6)，但 SOC 儲存量與海拔間卻無相同趨勢，可能是因 SOC 儲存量的計算牽涉到含石率與土壤總體密度，而不同地點土壤總體密度與含石率變異大，且此二性質並不隨海拔變化，使 SOC 儲存量不見得隨海拔提升而顯著增加。除了無耕犁農地的 SOC 儲存量隨海拔顯著增加外，耕犁農地及廢耕造林地的 SOC 儲存量隨海拔的變化並未達顯著水準 (圖 7)。然而，海拔對無耕犁農地 SOC 儲存量解釋變異的能力較低 (圖 7)，且無耕犁農地還受到有機肥料施加的干擾，所以無耕犁農地 SOC 儲存量隨海拔變化的線性模型可能不適合應用。

有別於本研究 SOC 儲存量與海拔的迴歸結果，Tsui *et al.* (2013) 的研究顯示 SOC 儲存量可隨海拔提升而增加，且海拔可作為評估陽明山國家公園內不同海拔火山灰土 (andisol) SOC 儲存量的簡單而有效之預測自變數 (predictor)。Tsui *et al.* (2013) 研究來自陽明山國家公園 60 個土壤剖面的資料 (海拔介於 329-950 m)，主要植被分為五節芒、臺灣箭竹、次生林三種，將所有樣區資料建立之海拔與 SOC 儲存量的線性模式解釋力佳 (解釋力 $> 83\%$)。此篇研究可建立良好的 SOC 儲存量推估模式，可能是因為所選擇樣區土壤受的人為干擾較少，且樣區集中於陽明山國家公園內，並不像本研究的樣區分散於臺中市、南投縣、花蓮縣等不同縣市，所以該研究線性推估模式配適度甚高。

若調查樣區的海拔範圍更廣，SOC 濃度或 SOC 儲存量隨海拔的變化可能不是線性。以 Singh *et al.* (2011) 的研究為例，調查樣區於喜馬拉雅山，海拔介於 500-3500 m，將海拔與 SOC 濃度或 SOC 儲存量做迴歸式後，發現兩者關係並非線性，



而是二次的曲線，SOC 濃度會先隨海拔升高而增加，到大約 2500 m 是 SOC 濃度高峰，之後 SOC 濃度漸減。本篇調查地點的海拔介於 14-2056 m，SOC 濃度隨海拔的變化呈現線性關係 (圖 7)，可能是調查的海拔範圍較窄，且落於 Singh *et al.* (2011) 海拔範圍的前半、SOC 濃度尚未開始隨海拔升高而減少的部分，所以若將調查海拔擴大，影響 SOC 濃度的因子將更多，也可能造成原本海拔與 SOC 濃度間的線性關係跟著改變。

綜合而言，雖然 SOC 濃度會隨海拔的提升而增加，但是三種土地利用型的 SOC 濃度都會增加，所以較高海拔樣區的農地廢耕造林，其 SOC 濃度的變動幅度並不會比低海拔的變幅大。當我們納入含石率及總體密度的考量，以農地及廢耕造林地的 SOC 儲存量差值推估廢耕造林地 SOC 變動量時，中海拔除了武陵樣區的 SOC 變動量超過 20 ton C ha⁻¹ (0-20 cm 深) 以外，梅峰、清境、梨山、西寶的農地廢耕造林 SOC 儲存量的增加量比低海拔樣區的少 (表 6)。再者，SOC 儲存量的變幅並沒有隨海拔梯度有明顯變化趨勢，故本篇研究沒法歸納出農地於高或低海拔的地區廢耕造林時，何處比較有增進土壤碳儲存量的優勢。



4.4 土壤有機物劃分

4.4.1 土壤有機物劃分的理論與劃分法差異

土壤有機物的本質差異與土壤礦物間複雜的交互關係，使不同種類的有機物儲存在土壤平均滯留時間 (mean residence time) 不盡相同 (von Lützow *et al.*, 2007)，換句話說，儲存於土壤的穩定度不同。迄今，已有多位學者提出不同的理論及實驗方法，分離不同穩定度的有機物，稱其為「有機物劃分 (soil organic matter fraction)」，再依劃分結果探討土壤儲存有機碳的機制 (von Lützow *et al.*, 2007)。

劃分方法依原理大致可分成化學性及物理性兩類。化學性萃取 (chemical extraction) 的有機物劃分 (例如：腐植質、黃酸等)，因萃取過程牽涉數種化學藥劑，使效果不僅是破壞礦物，也可能改變有機物成分，導致後來有學者質疑化學性萃取的有機物劃分與現地 (in situ) 土壤有機物原始狀態不同 (Kutsch *et al.*, 2009)，化學萃取而得的腐植質 (humic substances) 僅是依據特定實驗流程所萃出的物質，並非原本自然存在的有機物 (Lehmann & Kleber, 2015)。

相較之下，物理性的劃分法 (physical fractionation) 僅用震盪或超音波破壞有機物與礦質土的結合形態，再依據密度 (density) 或粒徑尺寸 (particle-size fractionation) 分離不同土壤有機物劃分，較不會造成「質」變化；再者，物理劃分隱含的原理比較貼近自然狀態。密度劃分法的概念是當有機物受礦物的保護及阻隔，微生物會較難分解利用，所以少與礦物結合的有機物劃分在土壤的穩定度較低、儲存時間較短，而與礦物緊密結合的有機物穩定度較高、儲存時間較長，所以只用超音波分散土壤，而後以密度區別不同劃分 (Golchin *et al.*, 1994; Kutsch *et al.*, 2009)。粒徑尺寸劃分法則基於不同礦物顆粒所提供的 SOM 吸附力及穩定機制 (stabilization mechanism) 不同，而以顆粒大小劃定不同有機物劃分 (von Lützow *et al.*, 2007)。砂粒對 SOM 親合力 (affinity) 較弱，而黏粒提供之表面積較大、與 SOM 配位基連結力 (ligand bonding) 較強，所以認定砂粒級的劃分 (sand-size fraction，

粒徑 $>63\ \mu\text{m}$) 屬活性較大、較容易分解的儲存形態，顆粒小的黏粒劃分 (clay-size fraction, 粒徑 $<2\ \mu\text{m}$) 是較為穩定的碳儲存劃分 (von Lützow *et al.*, 2007)。亦有發展出結合物理及化學性劃分原則的有機物劃分法 (Zimmermann *et al.*, 2007)。


本研究實際試做不同的物理性劃分實驗後，認為密度劃分的操作流程較簡便，且各劃分分離明確；粒徑尺寸劃分法可能會有顆粒卡於篩網、不易取下而易造成重量損失，濕篩的過程也可能使有機物更加細碎；若採用綜合的劃分法，過程相當繁複，需耗費大量時間。因此，最後決定採用密度劃分法。

由 Sohi *et al.* (2001) 發展可應用於模型的密度劃分實驗，利用有機物與礦物的密度差異 (有機物密度較低，礦物密度較高)，將特定密度溶液與土壤混合後，配合超音波粉碎技術，依序分離與土壤礦物不同結合程度的三種土壤有機物形態劃分。第一步分離的有機物是少與礦質土 (mineral soil) 結合的輕質部 (free light fraction, 簡稱 LF)，此劃分的有機物容易被微生物分解、利用，存於土中的時間較短；第二步分離出被團粒包裹住的有機物 (intra-aggregate fraction, 簡稱 IAF)，此劃分是藉由超音波粉碎破壞團粒構造而釋出，因受到團粒保護而儲存於土壤的時間居中；最後剩餘的有機物因為緊密結合於礦物表面、難以分離，則全歸為重質部 (heavy fraction 或 organ-mineral, 簡稱 HF)，被視為最穩定的碳儲存型。

4.4.2 土地利用型對土壤有機物劃分的影響

土壤有機物劃分的碳含量分配

整理前人土壤有機物劃分的研究，不論研究地點、土地利用型，都是重質部或礦物關聯部 (mineral-associated fraction) 的碳濃度最低，但由於所占重量最重，蘊含的碳含量為有機物劃分中最多 (Paul *et al.*, 2008; 李海波等, 2008; He *et al.*, 2009; Wagai *et al.*, 2009; Grüneberg *et al.*, 2013; Poeplau & Don, 2013)。本研究除了梅峰 NT (58.62%) 與武陵 NT (46.8 %) 的重質部碳含量比例低於六成以外，其他的重質部碳含量比例都超過六成 (圖 9)。



LF 跟 IAF 的碳濃度較 HF 高 (表 8)，但重量較輕 (表 9)，使得其碳含量相對較少 (圖 9)。本研究的結果同李海波等 (2008)、Grüneberg *et al.* (2013)、Poeplau & Don (2013) 等的研究，顯示輕質部碳含量多於團粒內有機物；但也有研究指出團粒有機物的碳含量多於輕質部 (Paul *et al.*, 2008; Wagai *et al.*, 2008)。推測不同研究的輕質部與團粒內有機物碳含量組成比例趨勢不同的原因，可能是受到分離流程差異 (例：有無震盪或超音波粉碎的能量差異) 的影響 (附錄表 1)。

輕質部 (LF)

少與礦物結合的輕質部 (LF) 碳含量是最容易受到土地利用變遷而改變的有機物劃分 (John *et al.*, 2005; Leifeld & Kögel-Knabner, 2005; Paul *et al.*, 2008; Poeplau & Don, 2013)。Paul *et al.* (2008) 及 Poeplau and Don (2013) 分別在熱帶及溫帶做出的有機物劃分，兩篇研究均顯示農 (牧) 地廢耕、造林後，因為植物殘體的輸入增加，碎屑有機物 (particulate organic matter，是經濕篩法再經密度劃分的土壤有機物，儲存穩定度類似本研究的 LF) 的碳含量會提升。本研究之實驗結果與前述研究大致相符，瑞穗和清境的廢耕造林地 LF 碳含量顯著多於耕犁農地 ($p < 0.05$)，梅峰、武陵與名間樣區是同趨勢 (F 多於 T)，但未達顯著水準 (Tukey HSD 事後檢定的 p 值分別為 0.57、0.07 與 0.26)，暗示耕犁農地廢耕造林可提升輕質部碳含量。

除了自然有機物輸入增加造成的輕質部碳含量提升，農地若有外加有機質肥料，則輕質部、團粒內有機物的碳含量也會增加 (李海波等, 2008)。圖 10(a) 瑞穗、武陵和梅峰樣區 NT 的 LF 碳含量多於 F 與 T，可能即為 NT 受到有機質肥料的影響。以現地採樣觀察的印象，瑞穗、武陵和梅峰樣區的無耕犁農地土壤，其土壤顏色較深，有機質質地鬆散，且外觀上未與土粒形成穩定的團粒構造，使得執行土壤有機物劃分實驗能分離出較多的 LF (表 9)，印證了樣區內有機質並沒有跟礦質土緊密結合，容易與礦物分離而懸浮於碘化鈉溶液中。梅峰、武陵與瑞穗樣區的輕質部碳濃度同時也比同地點的 T 與 F 高 (表 8)。因此，曾經施加有機質肥料的



無耕犁農地，輕質部的碳含量較多（表 9）。

團粒內有機物劃分 (IAF)

梅峰與瑞穗樣區的無耕犁農地同樣受前述有機質肥添加的影響，造成 NT 的團粒內有機物 (IAF) 碳含量最高。若只比較耕犁農地 (T) 及廢耕造林地 (F)，瑞穗、名間及武陵樣區都是 F 的 IAF 碳含量多於 T，清境樣區則是三種土地利用沒有顯著差異（圖 10 與表 8）。瑞穗、名間與武陵樣區的廢耕造林地 IAF 碳量能比耕犁農地的高，可能是因為此三地的廢耕造林地都有茂密的草本植物，而草的生命週期短、細根生產量大 (Woods *et al.*, 1992)、根系分泌物有助於團粒形成 (Traoré *et al.*, 2000)，使廢耕造林地較容易以團粒的方式儲存碳，團粒內有機物劃分碳含量因而較 T 高。Poehlau and Don (2013) 曾提及農地廢耕成草地可提升團粒內有機物，故筆者推測本研究此三地點樣區的 F 的 IAF 碳含量較 T 多，可能受到草的影響。至於另外兩個 F 與 T 的 IAF 碳含量沒有顯著差異的地點：梅峰樣區的水杉造林地地表覆蓋著枯枝落葉層，農場又考量園區觀光而定期除草，導致林下幾乎無草本植物；清境的肖楠造林地位於坡面、林蔭下僅少量蕨類植物。此兩處共通點是草本植物較武陵、名間與瑞穗樣區少，因而本研究推測可能是地被草本植物多寡影響到團粒內有機物的碳含量。

重質部 (HF)

Tong *et al.* (2016) 主張農地廢耕造林會顯著增加重質部的碳含量，卻也有溫帶地區的研究表示重質部因分解轉換率慢，所以碳含量不易隨土地利用變遷而顯著變化 (Poehlau & Don, 2013)，本研究中的不同地點結果各異，有的地點重質部碳含量顯著變化，有的則無。只有低海拔的名間、瑞穗 F 重質部碳含量顯著多於相鄰的 T 及 NT；梅峰呈現 F 多於 T，但是 NT 的 HF 碳含量比 F 更多；武陵及清境則是三種土地利用的 HF 碳含量無顯著差異（圖 10）。本文探究造成土壤重質部碳含量



能否顯著改變的可能原因有兩個：一是土壤有效性氮的含量與有機物分解作用，二是土壤質地。

有效性氮 (available nitrogen) 的充足與否可能會影響有機碳於不同劃分間移轉，如 Neff *et al.* (2002) 指出長期施加氮肥雖不會顯著影響全土 (bulk soil) 碳濃度，但是施肥會促進微生物作用而加快 SOM 分解轉換，使有機物從 LF 變成更穩定的 HF 儲存。類似的想法也出現於 Wagai *et al.* (2008) 在婆羅洲闊葉林的研究，海拔高的樣區枯落物氮含量較低，分解作用比較慢，所以礦化釋出的氮可能比低海拔的少且釋出緩慢，但不同海拔的微生物將一單位有機物由輕質部轉換為重質部所需的氮差不多，導致海拔較高處受限於有效性氮，土壤有機物較難由輕質部轉為重質部，而以輕質部或團粒有機物的形態儲存碳。由此推測，本研究的名間與瑞穗樣區 F 的 HF 碳含量會比 NT、T 高，可能是因為低海拔氣候較溫暖、闊葉樹枯落物相對容易分解，林地的微生物能較快將 SOM 由 LF 轉化為 HF，所以此二地點的農地廢耕造林後，林地與相鄰農地的重質部碳含量能有顯著差異。

第二個可能影響重質部碳含量的是土壤質地。如表 2 與表 3 所示，重質部碳含量沒有顯著變化的武陵及清境樣區，粉粒及黏粒的比例較低 (武陵 37.5-45.0%，清境 43.7-58.7%)，HF 碳含量顯著變化的梅峰、名間與瑞穗的粉粒及黏粒的比例較高，三地點粉粒及黏粒的比例分別為 56.3-66.3%、78.7-88.7% 與 76.3-80%。粉粒及黏粒有助於保存土壤有機碳，粉粒及黏粒的含量比 (silt and clay content %) 與其碳含量 (silt and clay associated C) 顯著正相關，砂粒則無此關係 (Hassink, 1997; Six *et al.*, 2002)。因此，推測可能是黏粒與粉粒比例較高的土壤，礦質土表面積較大，土壤有機碳儲存於土粒表面，所以梅峰、名間與瑞穗樣區廢耕造林後，有機碳可被細顆粒礦物穩定保存，重質部碳含量顯著提升；武陵與清境樣區的重質部碳含量雖然也有增加之勢，但未達顯著差異 (圖 10)。



4.5 土壤有機物劃分的碳 13 固態核磁共振光譜分析

土壤有機物以密度劃分的實驗與理論，是以土壤有機物與礦質土的結合形態，影響土壤動物及微生物對土壤有機物的可取得性 (accessibility)，推判三種有機物劃分的分解難易度，進而推測不同劃分於土壤的儲存時間長短 (Kutsch *et al.*, 2009)。若要討論土壤有機物劃分的成分差異，也就是「化學性差異」，則需要藉助其他儀器，如：固態碳 13 核磁共振圖譜。固態核磁共振圖譜 (solid-state nuclear magnetic resonance，以下簡稱 NMR) 可提供土壤有機物化學組成的線索，作為分解難易度與分解程度的佐證 (Wilson, 1987; Baldock *et al.*, 1997)。

同土地利用型、不同有機物劃分間的比較

據前人研究指出：枯落物或初步分解的有機物，O/N-alkyl-C 較多、alkyl-C 較少，使其 alkyl-C 及 O/N-alkyl-C 的訊號比值會較低，當分解過程持續進行，O/N-alkyl-C 會漸減、alkyl-C 漸增 (Baldock *et al.*, 1997; Kögel-Knabner, 1997)，使得分解較後期、與礦物結合較緊密之有機物的 alkyl-C 及 O/N-alkyl-C 訊號比值會比較大 (Mueller & Koegel-Knabner, 2009)，本研究的 LF 與 IAF 就呈現如此關係，IAF 的 alkyl-C 及 O/N-alkyl-C 比值較 LF 大 (表 10 與表 11)，代表 IAF 應為分解較後期的土壤有機物劃分。

此外，若有機物的 aromatic-C 訊號較強，代表芳香族的有機物較多，暗示該有機物可能較難分解 (Mueller & Koegel-Knabner, 2009)，本研究 IAF 的 aromatic-C 訊號也比相對應的 LF 強。結合以上所述，肯定了 IAF 與 LF 相比，LF 屬於分解初期、較容易分解的有機物，而 IAF 則是分解較後期且較難分解的有機物劃分，與其他研究的結果一致 (Helfrich *et al.*, 2006; Mueller & Koegel-Knabner, 2009; Boeni *et al.*, 2014)。



同種有機物劃分、不同土地利用型的比較

比較三種土地利用型輕質部的 alkyl-C 與 O/N-alkyl-C 訊號，除了名間農地 (T 及 NT) 是 alkyl-C 較林地多、O/N-alkyl-C 比林地少，其餘四個地點的都是 F 的 alkyl-C 較 T 多、O/N-alkyl-C 較 T 少，但是 NT 就不一定多或少於 F (表 10)。若照 Boeni *et al.* (2014) 研究所述，有機物輸入越多的地點，因為新鮮的植物殘體輸入豐富，O/N-alkyl-C 的訊號應該會比較強。然而，在名間樣區的 F 與 T 之間，F 有機物輸入應該較 T 多，但 O/N-alkyl-C 的訊號卻比較弱。此現象在 Helfrich *et al.* (2006) 也曾提及，因廢耕造林地的分解作用在枯枝落葉層就已開始，賦予 O/N-alkyl-C 訊號的多醣類 (polysaccharides) 可能在進入土壤前就已被微生物分解與消耗，造成廢耕造林地土壤所分離出的輕質部 O/N-alkyl-C 訊號會比農地弱。

清境與名間輕質部的 alkyl-C、O/N-alkyl-C 比值是 NT 高於 F，但梅峰、武陵與瑞穗樣區的 alkyl-C、O/N-alkyl-C 比值則呈現 NT 低於 F (表 10)，暗示了梅峰、武陵及瑞穗的 NT 輕質部可能多醣類較多，比較容易被分解。同時，梅峰、武陵與瑞穗樣區無耕犁農地 (NT) 的 LF 還有另一個特色——aromatic-C 及 O/N-alkyl-C 的訊號都比同地點的 T 與 F 強，可能因為此三地的 NT 都有添加有機質肥料 (炭化稻殼、豆粕或禽畜糞)，而有機質肥料可提升 aromatic-C 及 O/N-alkyl-C 的訊號 (Leifeld *et al.*, 2002)，所以梅峰、武陵與瑞穗樣區無耕犁農地的 aromatic-C 及 O/N-alkyl-C 的訊號較強。



5. 結論

農地廢耕造林可提升土壤有機碳濃度，但仍受地點的總體密度、含石率、人為經營（例：施加有機質肥）等因素的影響，導致不同土地利用間有機碳儲存量高低趨勢不一定與有機碳濃度的趨勢相同。本研究選取成對試區研究，經巢狀變異數分析可知：不論是耕犁農地與廢耕造林地，或是無耕犁農地與廢耕造林地，結果都顯示廢耕造林可顯著提升表層（0-10 cm）及下層（10-20 cm）的 SOC 濃度及儲存量。中海拔的無耕犁農地可能因施加有機質肥料而 SOC 濃度與 SOC 儲存量與廢耕造林地無顯著差異，甚至比廢耕造林地多，不僅展現有機肥對於 SOC 儲存量估算帶來的不確定性，也暗示了這種經營方式的農地可維持較多 SOC 儲存量。

不同土地利用型的土壤有機碳濃度均可隨海拔的提升而顯著增加，不論是表層（0-10 cm）或下層（10-20 cm）土壤，都可建立配適度佳的線性迴歸模式。然而，土壤有機碳儲存量受到總體密度及土壤含石率的干擾，沒法建立良好的線性推估模式。以本研究的結果推測，不同海拔農地廢耕造林的土壤有機碳儲存量變動量，並未能隨海拔提升而增加。也就是說，儘管較高海拔的 SOC 濃度較高，但細究各海拔樣區的廢耕造林，於中高海拔樣區所提升的碳儲存量卻不一定會比低海拔樣區大。

除了土壤有機碳儲存量總量受廢耕造林而改變，其有機物形態劃分的碳含量與組成也會受影響。植物殘體或有機物輸入較多的樣區，如本研究的廢耕造林地或有添加有機質肥的農地（梅峰、武陵、瑞穗的無耕犁農地），輕質部的碳含量較多。低海拔可能因氣候較溫暖，分解作用較快、有效性氮較充足，讓有機物能較快從輕質部轉換成更穩定的劃分（團粒內有機物或重質部），所以低海拔的農地廢耕造林後，重質部碳含量可顯著提升；中海拔則是有此趨勢，但武陵與清境樣區的增幅不顯著。由於草本植物細根生產量大、有助於團粒形成，廢耕造林地內的草本植物多寡可能也是影響團粒內有機物能否顯著增加的原因之一。碳 13 核磁共振圖譜結果

同前人文獻所述，肯定團粒內有機物應為分解較後期的有機物，比輕質部更難分解而穩定度較高。廢耕造林地的輕質部成分也顯示比耕犁農地難分解；無耕犁農地則可能因有機質肥料影響而芳香族 (aromatic-C)、含氧/氮脂肪族 (O/N-alkyl-C) 訊號較強。





6.圖

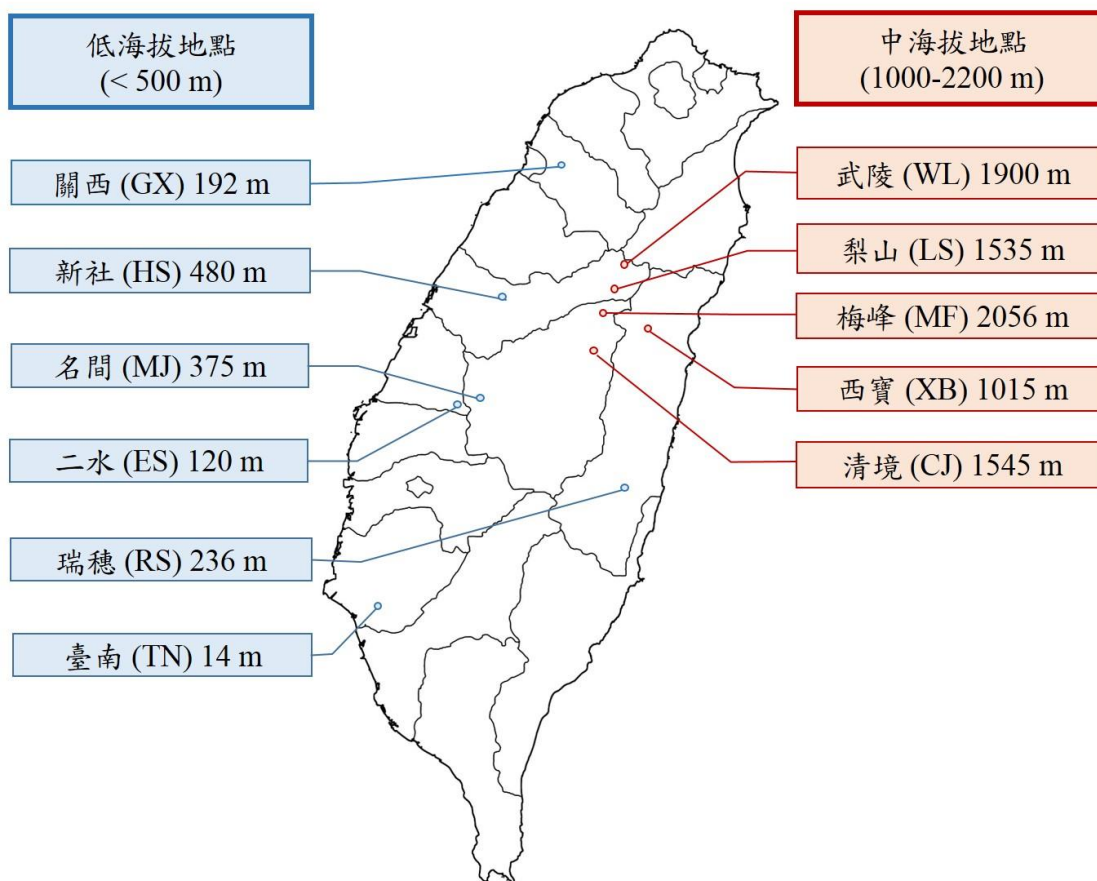


圖 1 試驗樣區地點分布、英文代號及海拔

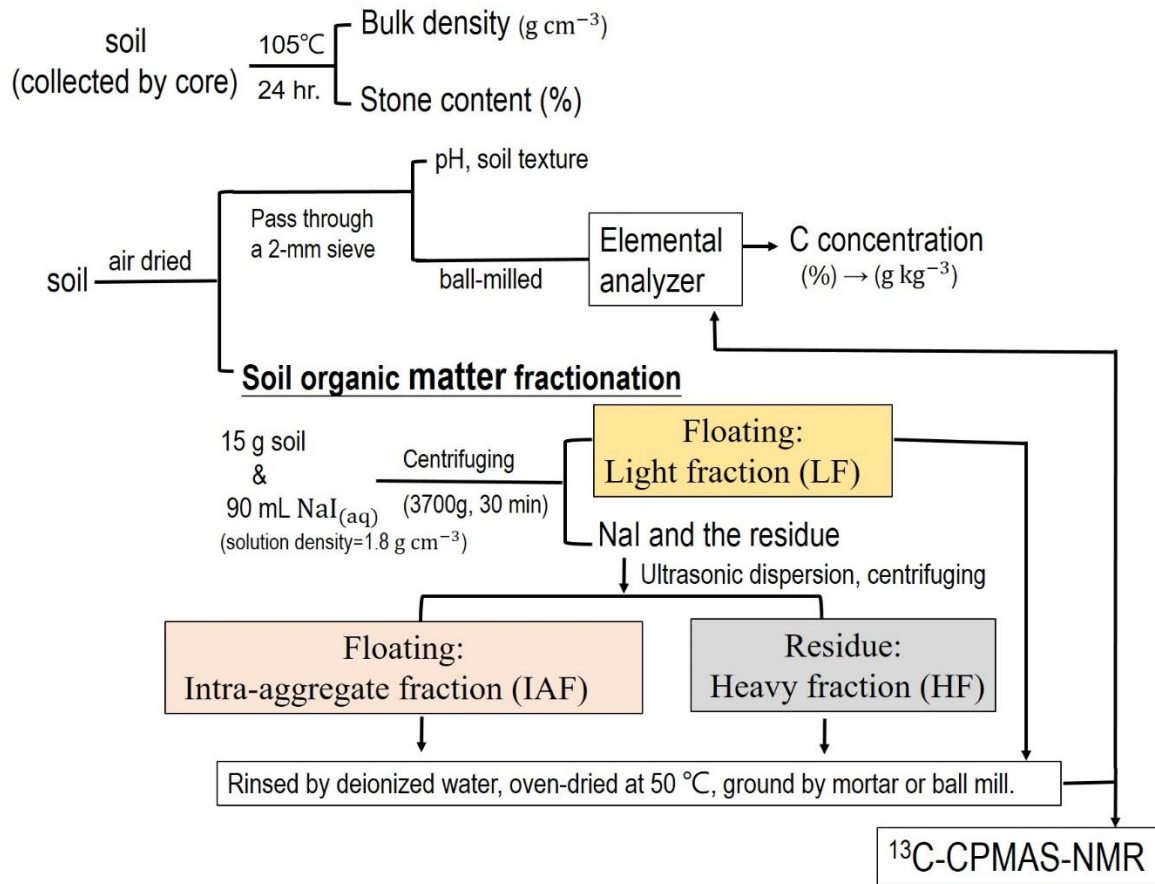


圖 2 實驗流程圖

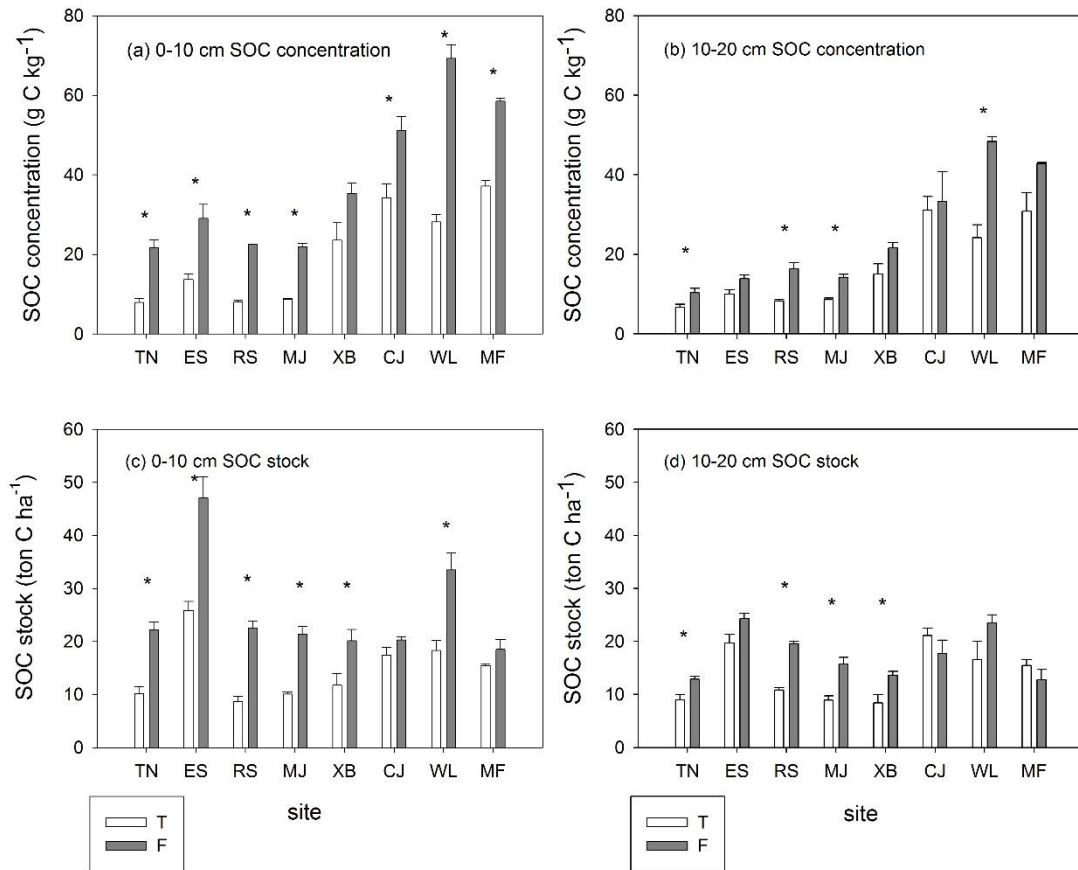


圖 3 耕犁農地 (T) 與廢耕造林地 (F) 分別於表層 0-10 cm 及下層 10-20 cm 的土壤有機碳濃度 (SOC concentration)、土壤有機碳儲存量 (SOC stock)。(a) 表層 0-10 cm SOC 濃度 (b) 下層 10-20 cm 的 SOC 濃度 (c) 0-10 cm SOC 儲存量 (d) 10-20 cm 的 SOC 儲存量。

資料呈現為平均±標準偏差 (mean ± SE)，若該地點的兩種土地利用型經 one way ANOVA 有顯著差異 (p < 0.05)，則在圖上以「*」標示。

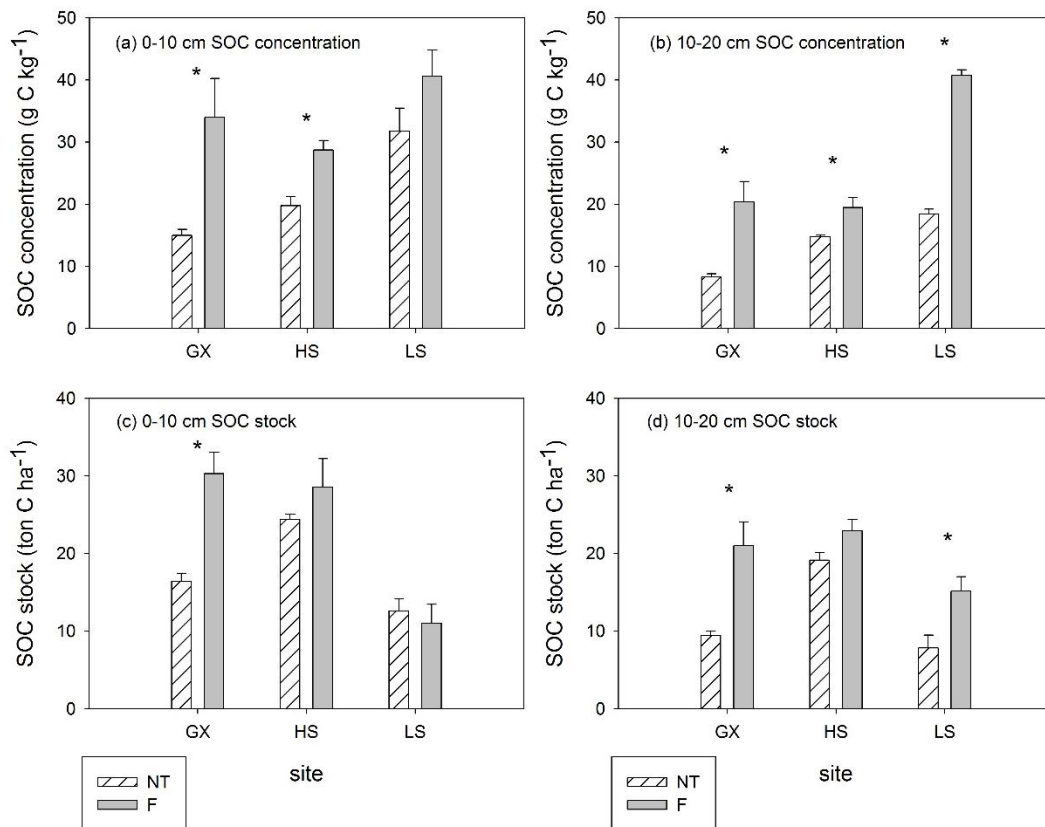
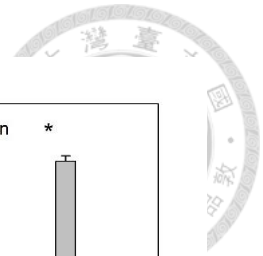


圖 4 無耕犁農地 (NT) 與廢耕造林地 (F) 分別於表層與下層的土壤有機碳濃度 (SOC concentration)、土壤有機碳儲存量 (SOC stock)。(a) 0-10 cm 有機碳濃度 (b) 10-20 cm 的土壤有機碳濃度 (c) 0-10 cm 有機碳儲存量 (d) 10-20 cm 的有機碳儲存量。

資料呈現為平均±標準偏差 (mean ± SE)，若該地點的兩種土地利用型經 one way ANOVA 有顯著差異(p < 0.05)，則在圖上以「*」標示。

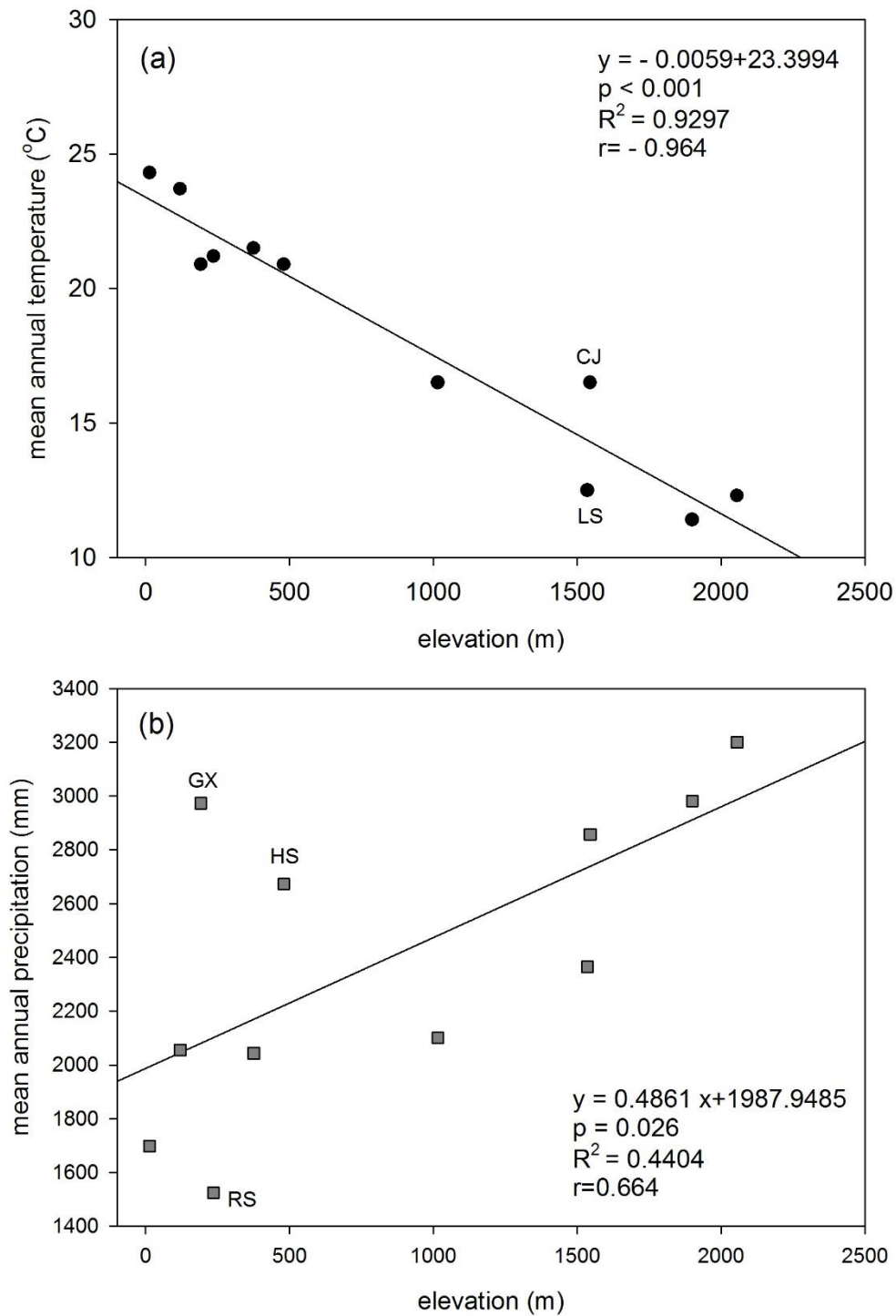


圖 5 海拔與樣區的 (a) 年均溫 (mean annual temperature, $^{\circ}\text{C}$) (b) 年雨量 (mean annual precipitation, mm) 之線性迴歸圖。

圖中標示地名的點，代表被 R 軟體判定為極端值。

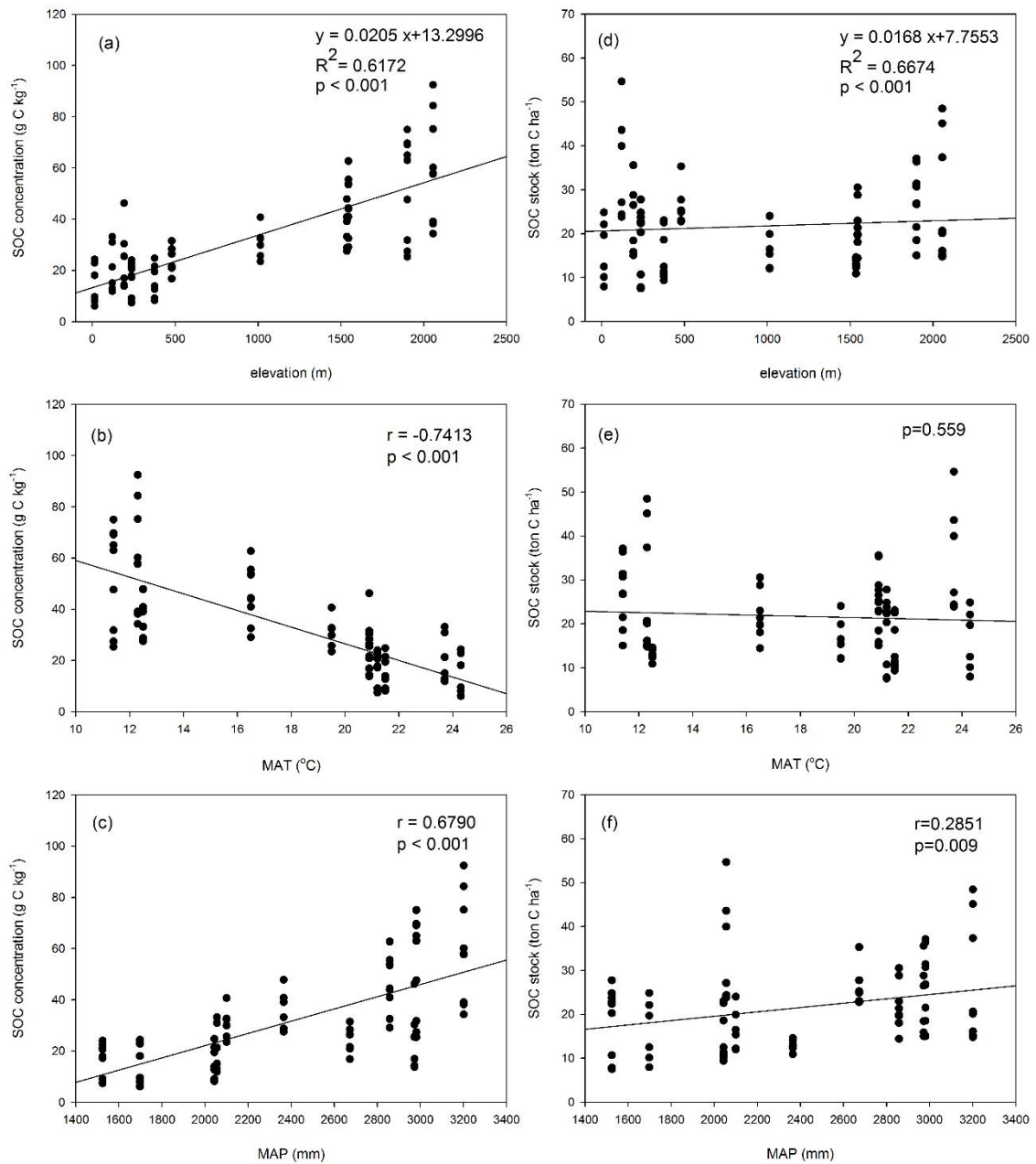


圖 6 表層 (0-10 cm) 的土壤有機碳濃度 (SOC concentration) 分別與 (a) 海拔 (elevation)、(b) 年均溫 (MAT)、(c) 年雨量 (MAP) 的關係，以及土壤有機碳儲存量 (SOC stock) 分別與 (d) 海拔、(e) 年均溫、(f) 年雨量的關係。

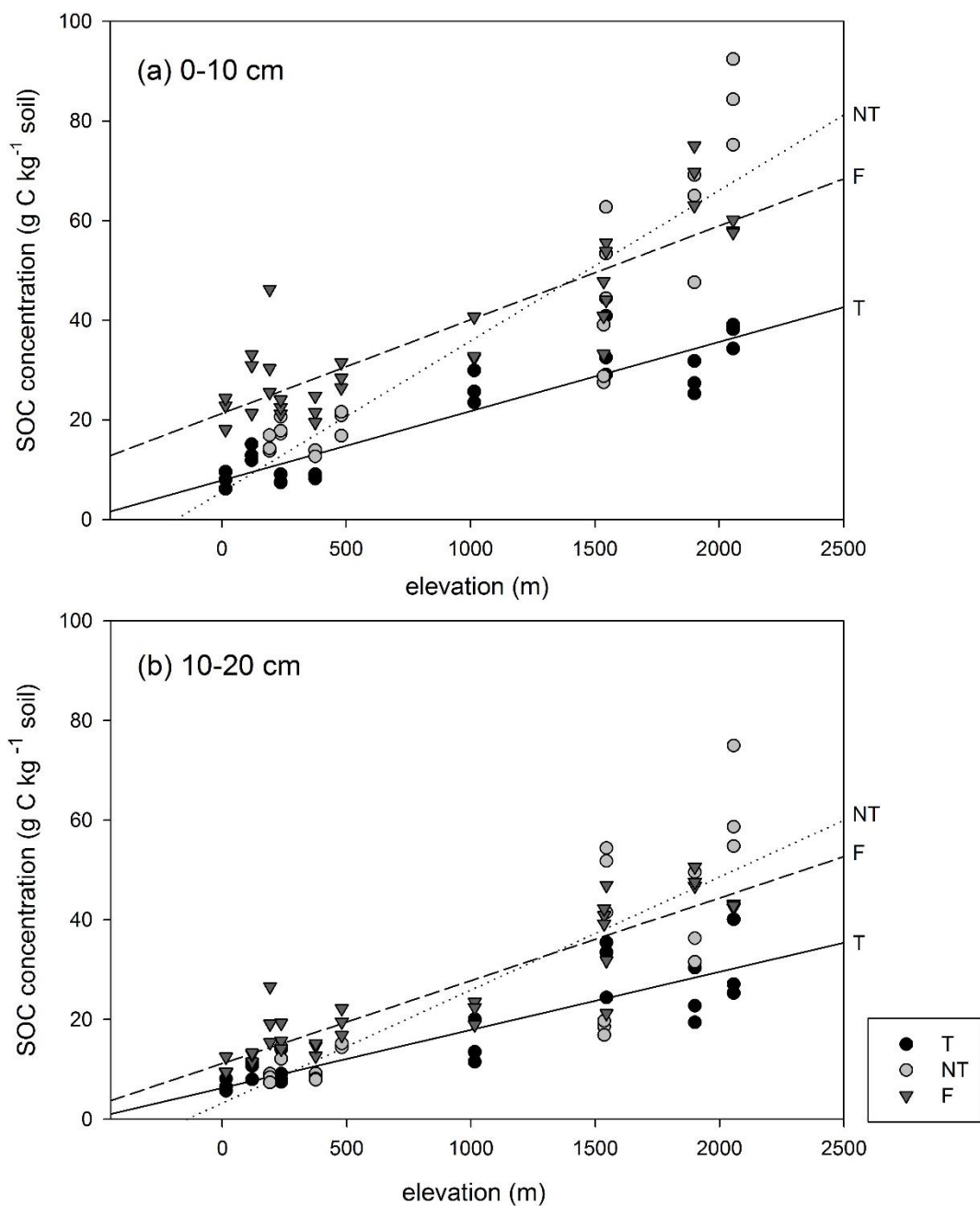


圖 7 (a) 表層 0-10 cm 深 (b) 下層 10-20 cm 深的土壤有機碳濃度隨海拔的變化。
(T：耕犁農地；NT：無耕犁農地；F：廢耕造林地)

圖中的每條迴歸線方程式及 R^2 值如下

(a) T : $y=0.0139x+7.861$, $R^2=0.8456$ ($p<0.001$)

NT : $y=0.0302x+5.598$, $R^2=0.8057$ ($p<0.001$)

F : $y=0.0188x+21.269$, $R^2=0.7632$ ($p<0.001$)

(b) T : $y=0.0117x+6.266$, $R^2=0.7769$ ($p<0.001$)

NT : $y=0.0227+3.2388$, $R^2=0.7084$ ($p<0.001$)

F : $y=0.0166x+11.183$, $R^2=0.8402$ ($p<0.001$)

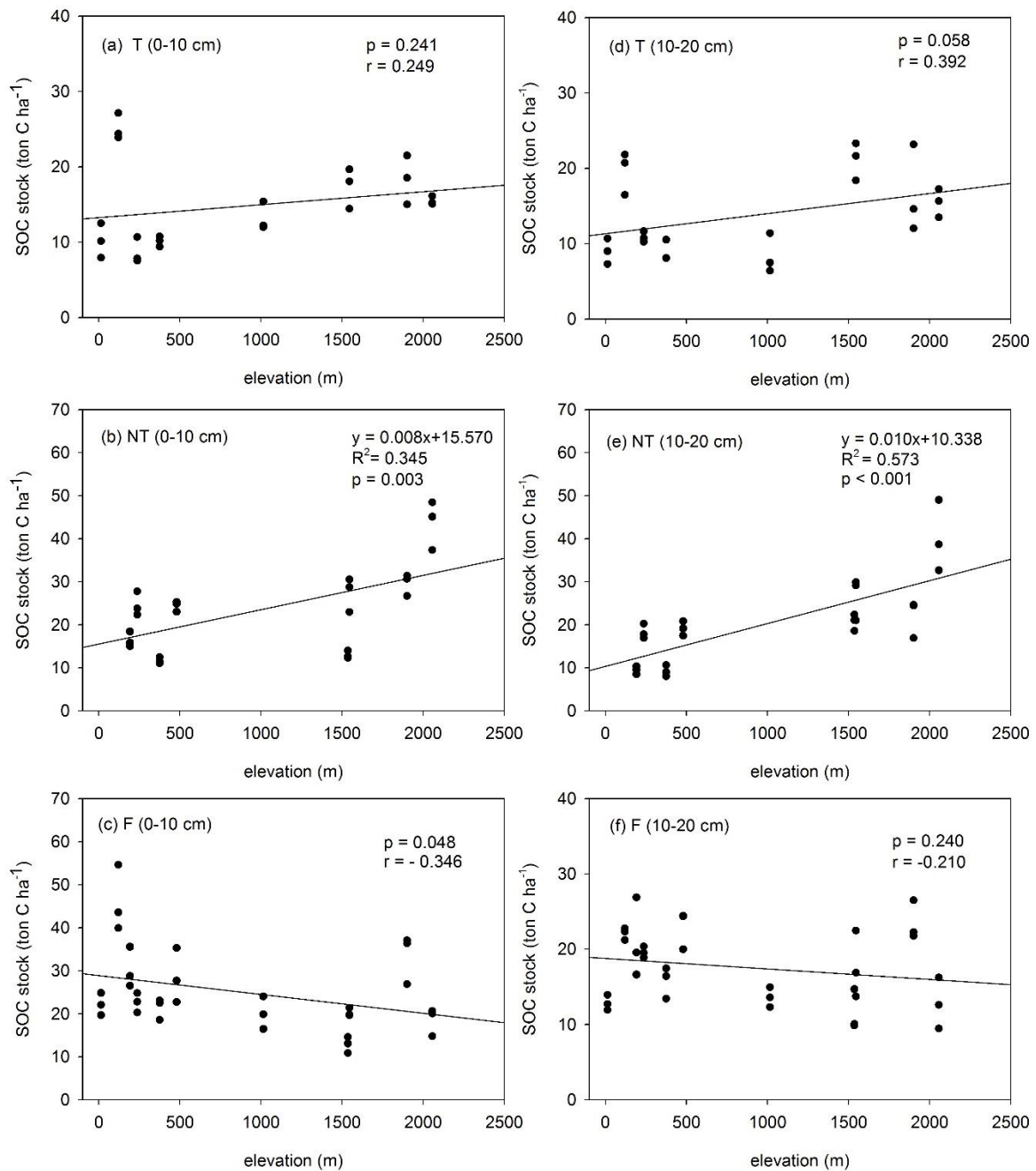


圖 8 不同土地利用型的表層 (0-10 cm) 與下層 (10-20 cm) 土壤有機碳儲存量隨海拔之變化。六張圖分別代表表層 0-10 cm 深土壤於 (a) 耕犁農地 (T)、(b) 無耕犁農地 (NT) 與 (c) 廢耕造林地 (F) 與海拔的關係，以及下層土壤 (10-20 cm 深) 於 (d) 耕犁農地 (T)、(e) 無耕犁農地 (NT) 與 (f) 廢耕造林地 (F) 與海拔的關係。

若線性迴歸模式的海拔影響不顯著 ($p > 0.05$) (上圖的 a, d, f)，或是數據無法滿足線性迴歸模式之要求 (上圖之 c)，就列出相關係數 (r) 輔助說明海拔與有機碳儲存量的關係。

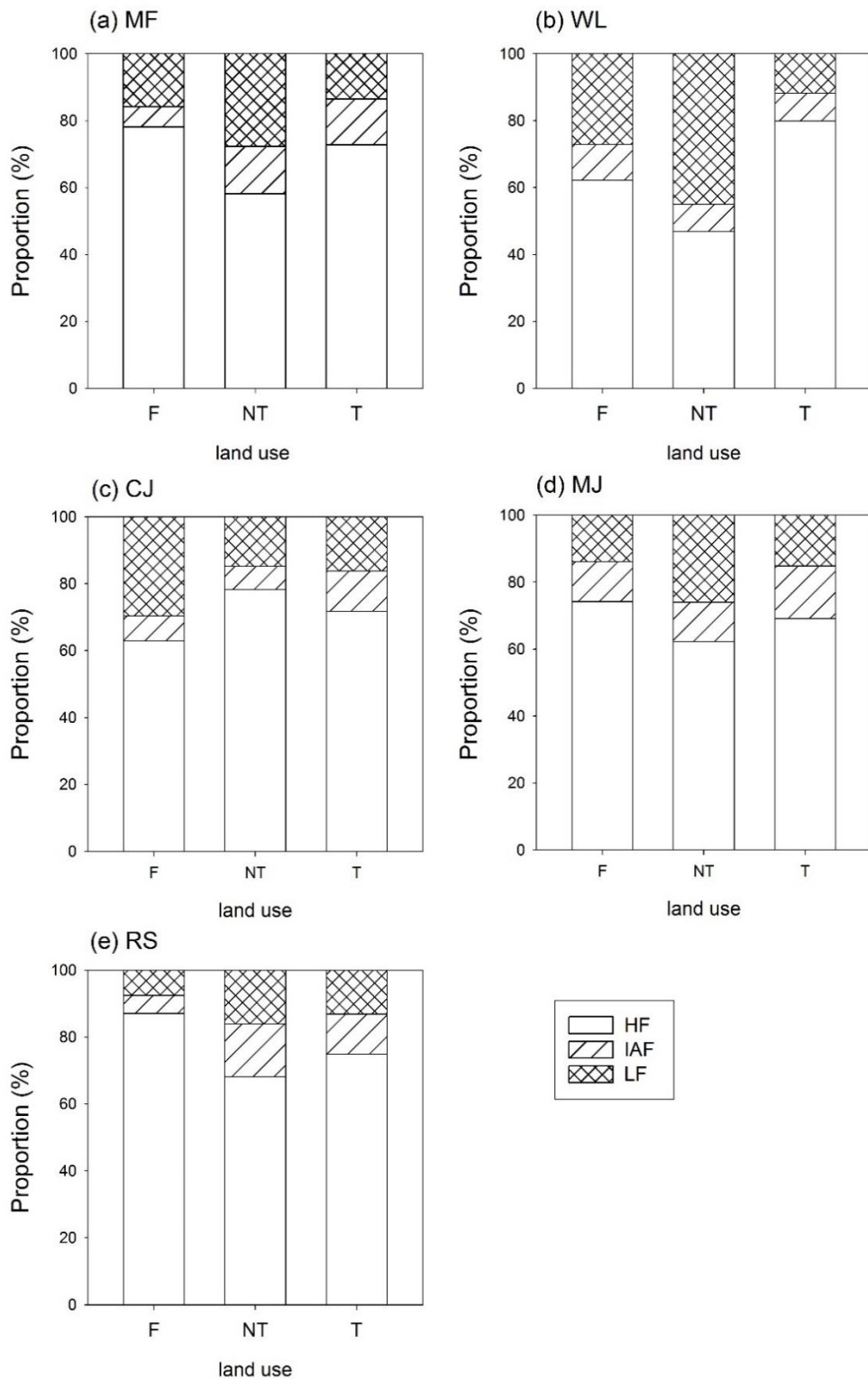


圖 9 不同地點 (a) 梅峰 (MF) (b) 武陵 (WL) (c) 清境 (CJ) (d) 名間 (MJ) (e) 瑞穗 (RS) 的土壤有機物劃分碳含量占總碳含量的比例。三種有機物劃分分別為輕質部 (LF)、團粒內有機物 (IAF)、重質部 (HF)；土地利用型則分別為廢耕造林地 (F)、無耕犁農地 (NT)、耕犁農地 (T)。

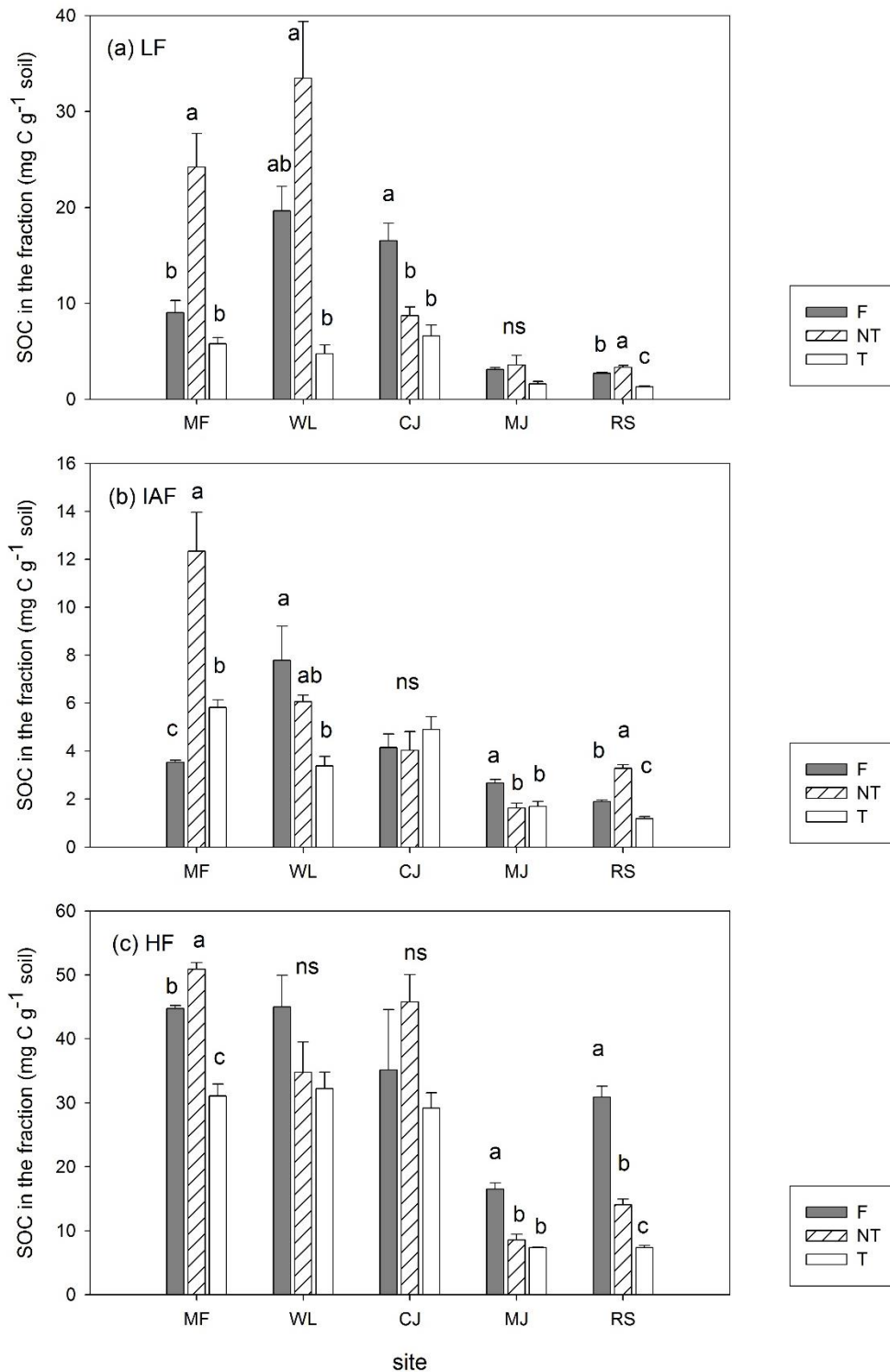


圖 10 梅峰 (MF)、武陵 (WL)、清境 (CJ)、名間 (MJ) 與瑞穗 (RS) 的 (a) 輕質部 (LF) 碳含量 (b) 團粒內有機物 (IAF) 碳含量 (c) 重質部 (HF) 碳含量 (T：耕犁農地；NT：無耕犁農地；F：廢耕造林地)

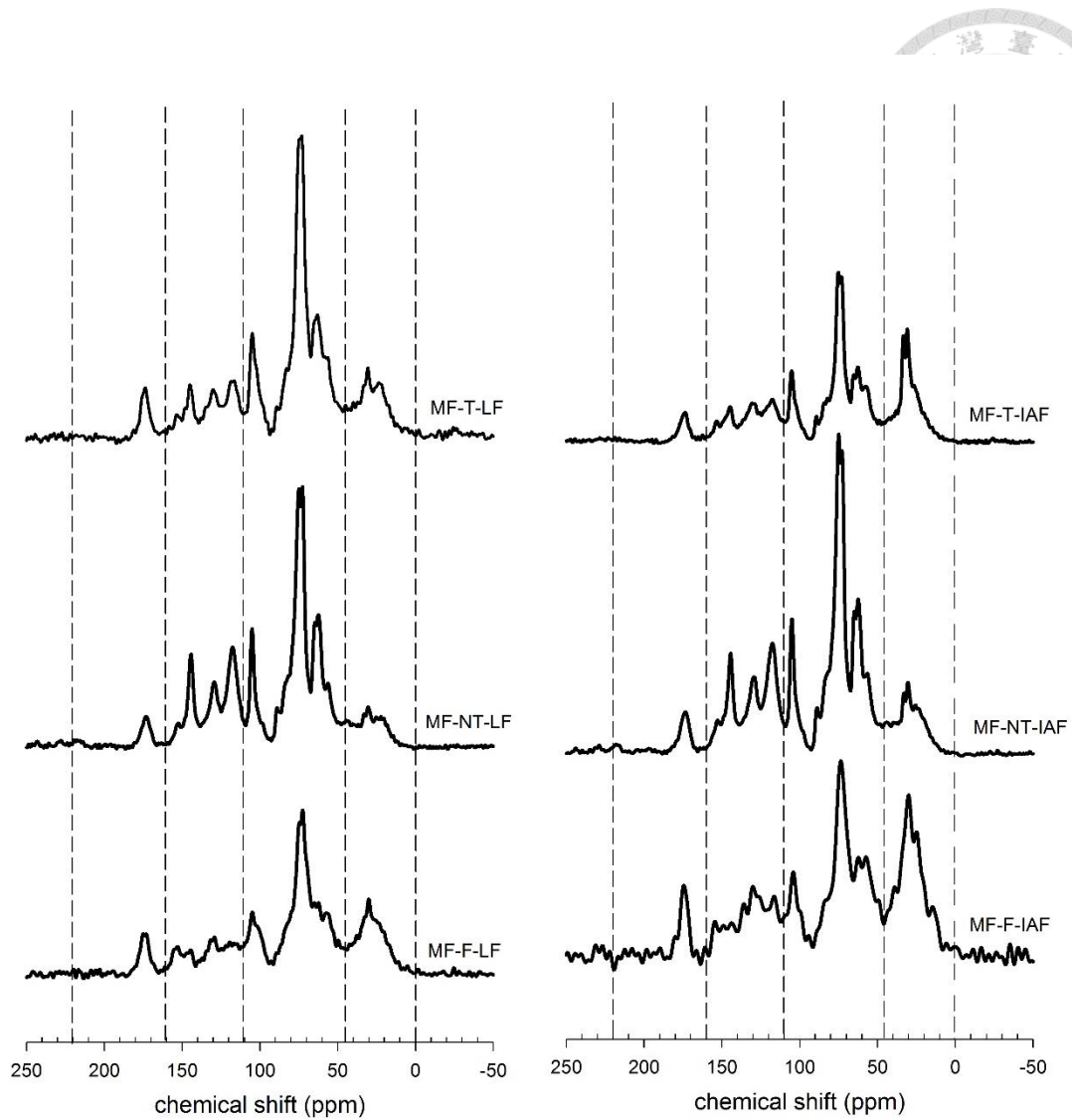


圖 11 梅峰 (MF) 土壤有機物劃分的固態 ^{13}C 核磁共振圖譜。
 左側為輕質部 (LF)，右側為團粒內有機物 (IAF)；土地利用型的安排則由上到下，分別為耕犁農地 (T)、無耕犁農地 (NT) 與廢耕造林地 (F)。

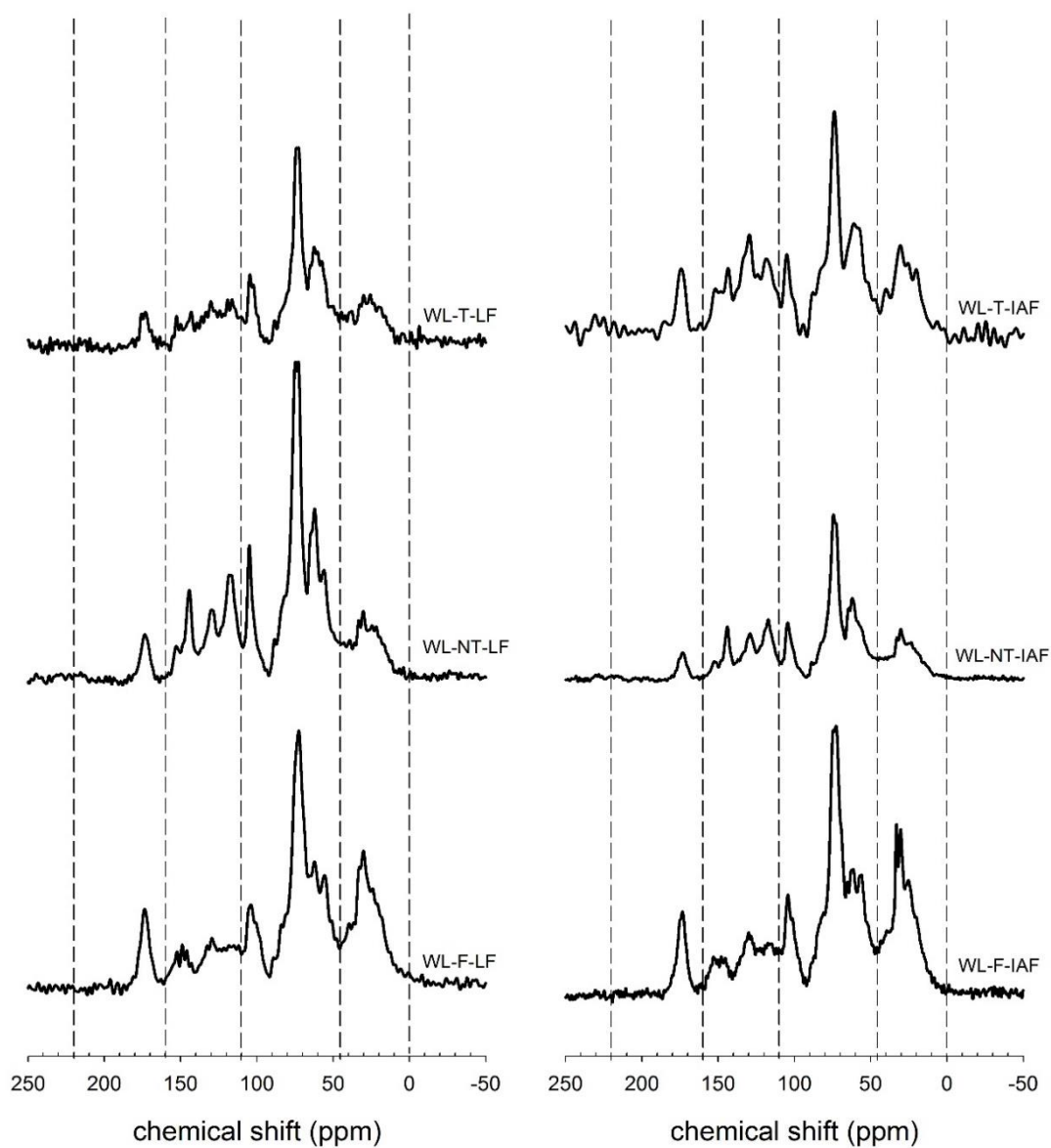


圖 12 武陵 (WL) 土壤有機物劃分的固態 ^{13}C 核磁共振分析圖譜。
左側為輕質部 (LF)，右側為團粒內有機物 (IAF)；土地利用型的安排則由上到下，分別為耕犁農地 (T)、無耕犁農地 (NT) 與廢耕造林地 (F)。

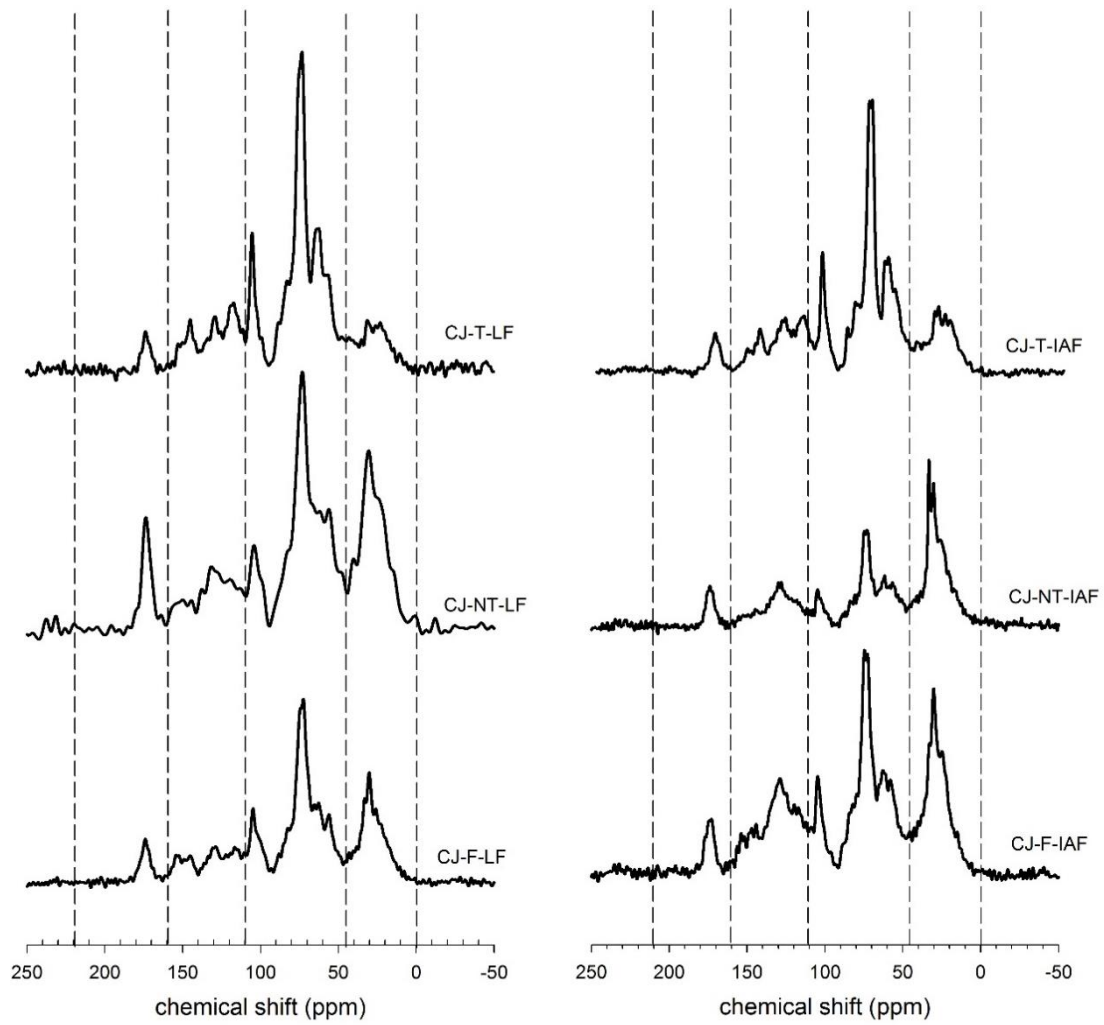


圖 13 清境 (CJ) 土壤有機物劃分的固態 ^{13}C 核磁共振分析圖譜。
左側為輕質部 (LF)，右側為團粒內有機物 (IAF)；土地利用型的安排則由上到下，分別為耕犁農地 (T)、無耕犁農地 (NT) 與廢耕造林地 (F)。

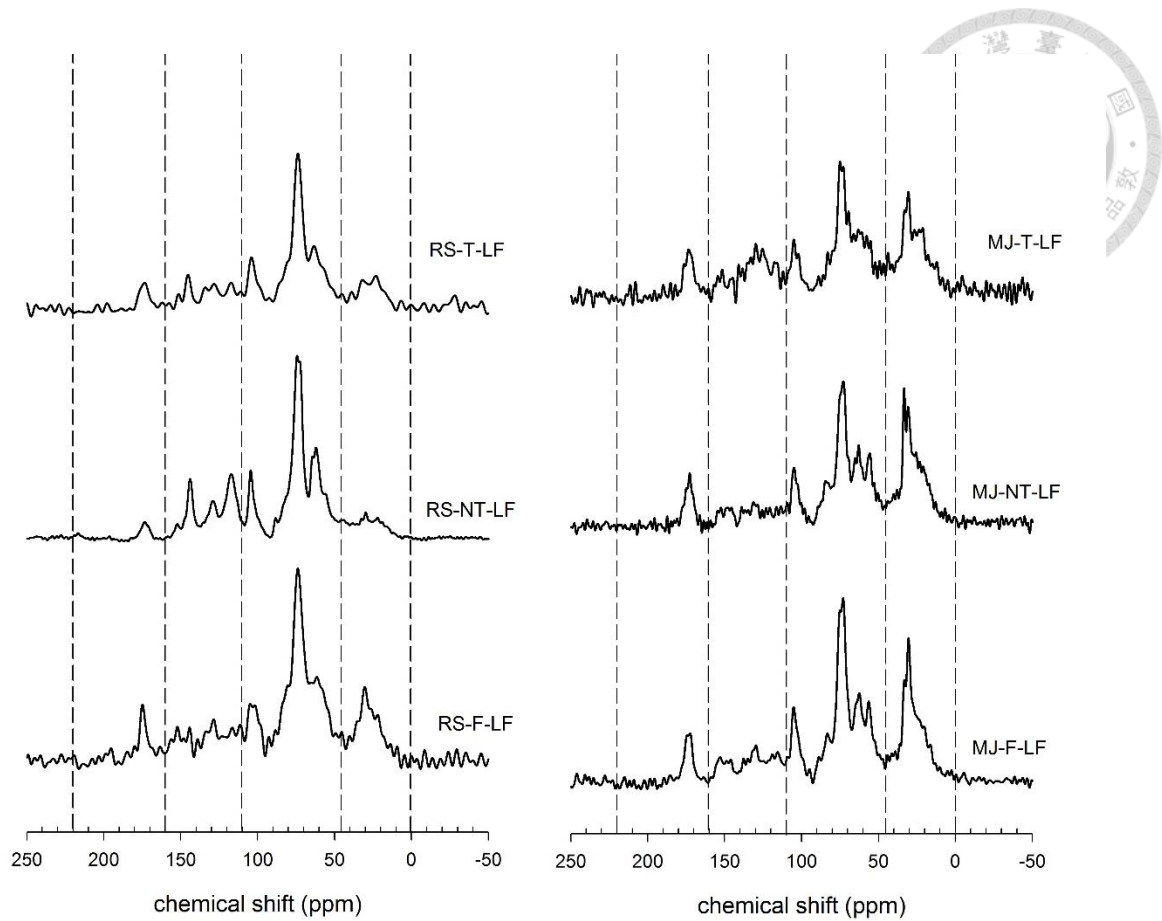


圖 14 瑞穗 (RS) 及名間 (MJ) 的輕質部 (LF) 固態 ^{13}C 核磁共振分析圖譜。左側為瑞穗樣品，右側為名間樣品；由上至下分別為為耕犁農地 (T)、無耕犁農地 (NT) 與廢耕造林地 (F)。

7.表

表 1 樣區概況

地點	海拔 (m)	年雨量 (mm)	年均溫 (°C)	造林 (廢耕) 時間	植被		
					廢耕/造林地 (F)	無耕犁農地 (NT)	耕犁農地 (T)
梅峰 (MF)	2056	3200.6 ^a	12.3 ^a	19	水杉	蘋果、水蜜桃	花卉
武陵 (WL)	1840	3271.3 ^b	13.1 ^b	20	紅檜、草地 ¹	蘋果	高麗菜
清境 (CJ)	1545	2857.9 ^c	16.5 ^c	19	臺灣肖楠	茶	高麗菜
梨山 (LS)	1535	2364.8 ^d	12.5 ^d	18	紅檜	柿子	n.a. ⁿ
西寶 (XB)	1015	2100.0 ^e	16.5 ^e	18	桂竹 (廢耕)	n.a.	高麗菜、青椒
新社 (HS)	480	2672.2 ^f	20.9 ^f	17	梨 (廢耕)	枇杷	n.a.
名間 (MJ)	375	2043.0 ^g	21.5 ^g	27	樟、楠、光臘樹	茶	鳳梨
瑞穗 (RS)	236	1524.5 ^h	21.2 ^h	19	樟樹	茶	鳳梨
關西 (GX)	192	2973.1 ⁱ	20.9 ⁱ	22	茶園 (廢耕) ^m	茶	n.a.
二水 (ES)	120	2055.0 ^j	23.7 ^j	21	銀葉樹、第倫桃	n.a.	茄子、香蕉
臺南 (TN)	14	1698.0 ^k	24.3 ^k	33	荔枝 (廢耕)	n.a.	甘蔗

年雨量及年均溫之資料來源：(自動測站數據均取自於科技部大氣研究資料庫)

^a梅峰氣象站 2006-2009 年資料平均而得。

^b林務局東勢林管處武陵森林水文氣象站(設於武陵山莊附近) 2004-2008 年資料平均而得。(網址：<http://conservation.forest.gov.tw/lp.asp?CtNode=1996&CtUnit=798&BaseDSD=7&mp=10&nowPage=1&pagesize=15>)

^c以相近之廬山自動測站 (C0I010) 2008-2010 年資料平均而得。

^d梨山自動測站 (C0F860) 2008-2010 年資料平均而得。

^e整理位置相近的天祥自動測站 (C0T820) 2011-2013 資料，又因為西寶農場的海拔比天祥測站高約 500 m，故將天祥的年均溫 (19.5°C) 扣 3°C 當作西寶農場的年均溫 (因溫度隨海拔之遞減率為每上升 100 m，溫度平均下降 0.6°C)，故為 16.5。

^f新社自動測站 (C0F9V0) 2012-2014 年資料平均而得

^g名間鄉的埔中自動測站(C1I280，海拔 439 m)有雨量數據，但無溫度數據。以 2008-2012 之雨量資料算出該地平均年雨量，年均溫則是以位置相近、但海拔較低之竹山自動測站 (C0I111，海拔 161 m) 2012、2013 年資料，年均溫扣 1.7°C 代替。(也是依海拔造成之溫度遞減率計算)

^h瑞穗鄉舞鶴自動測站 (C0Z070) 2003-2005 年數據平均而得

ⁱ年雨量由關西自動測站 (C0D390) 2004-2007 年的雨量數據平均而得；氣溫則是由附近的橫山自動測站 (C0D540) 2008-2010 年的氣溫數據平均而得

^j二水自動測站 (C0G880) 2012-2014 年資料平均而得。

^k中央氣象局臺南測站 1981-2010 之結果 (http://www.cwb.gov.tw/V7/climate/monthlyMean/Taiwan_precp.htm)。

^l武陵的造林地樣區是以前曾造林，但效果不彰，紅檜樹不多，樣區內充滿雜草，無人管理。

^m茶園廢耕地，除舊有的茶樹外，還有許多有相思樹、九節木、山黃麻等，呈現蠻完整的次生林樣貌。

ⁿ n.a.代表該地無此類樣區，所以沒資料。

表 2 中海拔樣區的土壤基本性質

site	Land use ¹	pH		Bulk density (g cm ⁻³)		Soil texture			
		0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	sand (%)	silt (%)	clay (%)	
梅峰	F	6.4 ± 0.1 ²	6.2 ± 0.1	0.75 ± 0.04	0.67 ± 0.01	43.8	31.2	25.0	loam
	NT	5.7 ± 0.1	5.7 ± 0.2	0.81 ± 0.07	0.90 ± 0.04	42.5	37.5	20.0	loam
	T	5.3 ± 0.1	5.2 ± 0.1	0.79 ± 0.04	0.90 ± 0.06	33.7	38.8	27.5	clay loam
武陵	F	7.1 ± 0.0	7.2 ± 0.1	0.85 ± 0.03	0.83 ± 0.02	56.3	31.2	12.5	sandy loam
	NT	6.0 ± 0.1	6.1 ± 0.2	0.94 ± 0.04	1.11 ± 0.11	62.5	27.5	10.0	sandy loam
	T	7.4 ± 0.1	7.6 ± 0.1	1.08 ± 0.09	1.13 ± 0.05	55.0	25.0	20.0	sandy loam
梨山	F	5.9 ± 0.7	5.1 ± 0.1	0.79 ± 0.13	0.92 ± 0.06	53.8	36.2	10.0	sandy loam
	NT	6.1 ± 0.6	5.7 ± 0.5	1.23 ± 0.05	1.20 ± 0.08	68.7	23.8	7.5	sandy loam
清境	F	5.3 ± 0.2	4.9 ± 0.1	0.92 ± 0.01	0.89 ± 0.03	56.3	30.0	13.7	sandy loam
	NT	3.8 ± 0.1	3.8 ± 0.1	0.76 ± 0.03	0.70 ± 0.02	40.0	37.5	22.5	loam
	T	5.3 ± 0.1	5.4 ± 0.2	0.92 ± 0.07	1.00 ± 0.05	41.3	36.2	22.5	loam
西寶	F	6.6 ± 0.1	6.1 ± 0.1	1.10 ± 0.03	1.19 ± 0.02	50.0	42.5	7.5	sandy loam
	T	6.8 ± 0.1	6.4 ± 0.2	1.24 ± 0.03	1.31 ± 0.07	57.5	35.0	7.5	sandy loam

註：

¹ 土地利用型 (land use)：長期廢耕地或造林地 (F)；無耕犁農地 (NT)，如茶園、果園；耕犁農地 (T)，如菜園、鳳梨園

² 表中數據以平均數 ± 標準偏差 (mean ± SE) 呈現，樣品重複數為 3。

表 3 低海拔樣區的土壤基本性質

site	land use ¹	pH		Bulk density (g cm ⁻³)		Soil texture			
		0-10 cm mean ± SE	10-20 cm mean ± SE	0-10 cm mean ± SE	10-20 cm mean ± SE	sand (%)	silt (%)	clay (%)	
新社	F	4.2 ± 0.1 ²	4.4 ± 0.1	1.05 ± 0.10	1.18 ± 0.04	35.0	45.0	20.0	loam
	NT	4.5 ± 0.1	4.3 ± 0.0	1.19 ± 0.06	1.29 ± 0.06	27.5	46.2	26.3	clay loam
名間	F	3.7 ± 0.1	3.8 ± 0.0	0.98 ± 0.05	1.11 ± 0.04	11.3	48.7	40.0	silty clay loam
	NT	3.8 ± 0.0	3.7 ± 0.1	0.89 ± 0.01	1.09 ± 0.05	21.3	38.7	40.0	clay loam
	T	5.6 ± 0.2	5.9 ± 0.3	1.17 ± 0.04	1.03 ± 0.08	18.7	38.8	42.5	clay
瑞穗	F	5.1 ± 0.3	4.8 ± 0.1	1.00 ± 0.02	1.21 ± 0.08	23.7	58.7	17.5	silty loam
	NT	6.5 ± 0.1	6.1 ± 0.1	1.33 ± 0.01	1.35 ± 0.04	22.5	55.0	22.5	silty loam
	T	4.2 ± 0.1	4.1 ± 0.0	1.08 ± 0.05	1.33 ± 0.03	20.0	56.2	23.8	silty loam
關西	F	3.8 ± 0.1	3.9 ± 0.1	0.92 ± 0.08	1.05 ± 0.12	42.5	35.0	22.5	loam
	NT	3.9 ± 0.1	3.7 ± 0.1	1.10 ± 0.03	1.14 ± 0.00	35.0	30.0	35.0	clay loam
二水	F	6.5 ± 0.3	7.3 ± 0.1	1.65 ± 0.13	1.76 ± 0.05	15.0	62.5	22.5	silt loam
	T	6.0 ± 0.6	6.7 ± 0.2	1.90 ± 0.08	1.97 ± 0.05	21.2	57.5	21.3	silt loam
臺南 ³	F	4.7 ± 0.1	4.8 ± 0.0	1.03 ± 0.04	1.25 ± 0.07	44.0	48.0	8.0	loam
	T	6.0 ± 0.1	6.1 ± 0.0	1.29 ± 0.01	1.33 ± 0.03	20.0	64.0	16.0	silt loam

註：

¹ 土地利用型 (land use)：長期廢耕地或造林地 (F)；無耕犁農地 (NT)，如茶園、果園；耕犁農地 (T)，如菜園、鳳梨園

² 表中數據以平均數 ± 標準偏差 (mean ± SE) 呈現，樣品重複數為 3。

³ 本研究的臺南樣區數據是引用林映儒 (2012) 之廢耕荔枝園與甘蔗田的原始數據。

表 4 中海拔樣區之土壤含石率 (stone content)、土壤有機碳濃度 (SOC concentration) 及土壤有機碳儲存量 (SOC stock)

site	land use ¹	stone content (%)		SOC concentration (g C kg ⁻¹ soil)		SOC stock (ton C ha ⁻¹)							
		0-10 cm		10-20 cm		0-10 cm		10-20 cm					
		mean	± SE	mean	± SE	mean	± SE	mean	± SE				
梅峰	F	58.1	± 2.1 ² a	55.9	± 6.4 a	58.5	± 0.8 b	42.8	± 0.2 b	18.50	± 1.87 b	12.77	± 1.96 b
	NT	35.3	± 4.7 b	29.5	± 3.0 b	84.0	± 5.0 a	62.8	± 6.2 a	43.62	± 3.29 a	40.10	± 4.78 a
	T	47.1	± 4.0 a	43.3	± 2.4 ab	37.2	± 1.5 c	30.8	± 4.7 b	15.47	± 0.33 b	15.45	± 1.09 b
武陵	F	43.0	± 4.5	41.4	± 1.3	69.2	± 3.5 a	48.3	± 1.2 a	33.46	± 3.30 a	23.51	± 1.50
	NT	47.2	± 5.0	48.4	± 4.2	60.6	± 6.6 a	39.2	± 5.4 ab	29.58	± 1.46 a	22.01	± 2.54
	T	38.6	± 7.1	39.7	± 5.8	28.2	± 1.9 b	24.2	± 3.3 b	18.33	± 1.87 b	16.59	± 3.37
梨山	F	65.5	± 5.1	59.9	± 2.9	40.6	± 4.2	40.8	± 0.9 a	11.03	± 2.45	15.15	± 1.88
	NT	67.3	± 4.5	64.3	± 7.3	31.8	± 3.7	18.4	± 0.8 b	12.60	± 1.54	7.84	± 1.67
清境	F	56.4	± 2.6 a	38.3	± 4.1 a	51.1	± 3.6 ab	33.3	± 7.5	20.28	± 0.53 b	17.70	± 2.56
	NT	32.4	± 3.6 b	22.3	± 4.3 b	53.5	± 5.3 a	49.2	± 3.9	27.41	± 2.29 a	26.68	± 2.83
	T	44.1	± 1.1 a	31.6	± 1.4 ab	34.2	± 3.5 b	31.1	± 3.4	17.38	± 1.55 b	21.10	± 1.45
西寶	F	47.8	± 2.2	46.4	± 1.8 b	35.3	± 2.7	21.6	± 1.4	20.13	± 2.17 a	13.62	± 0.75 a
	T	59.3	± 3.6	56.8	± 2.9 a	23.5	± 4.4	15.0	± 2.6	11.73	± 2.24 b	8.42	± 1.52 b

註：

¹ 土地利用型 (land use)：長期廢耕地或造林地 (F)；無耕犁農地 (NT)，如茶園、果園；耕犁農地 (T)，如菜園、鳳梨園。

² 表中數據以平均數 ± 標準偏差 (mean ± SE) 呈現，樣品重複數為 3。

同地點的不同土地利用型若以單因子變異數分析及 TukeyHSD 事後檢定有顯著差異 ($p < 0.05$)，則用不同小寫字母標示；若無顯著差異，就無標示。



表 5 低海拔樣區之土壤有機碳濃度 (SOC concentration) 及土壤有機碳儲存量 (SOC stock)

site	Land use ¹	SOC concentration (g C kg ⁻¹ soil)		SOC stock (ton C ha ⁻¹)	
		0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
		mean ± SE	mean ± SE	mean ± SE	mean ± SE
新社	F	28.8 ± 1.5 ² a	19.5 ± 1.6 a	28.57 ± 3.65	22.93 ± 1.47
	NT	19.8 ± 1.5 b	14.8 ± 0.2 b	24.39 ± 0.69	19.15 ± 0.97
名間	F	21.9 ± 1.5 a	14.2 ± 0.8 a	21.39 ± 1.41 a	15.78 ± 1.20 a
	NT	13.1 ± 0.4 b	8.4 ± 0.4 b	11.64 ± 0.43 b	9.22 ± 0.77 b
	T	8.7 ± 0.3 c	8.6 ± 0.4 b	10.10 ± 0.40 b	8.90 ± 0.81 b
瑞穗	F	22.6 ± 0.8 a	16.4 ± 1.5 a	22.61 ± 1.30 a	19.59 ± 0.43 a
	NT	18.5 ± 1.0 b	13.6 ± 0.07 a	24.62 ± 1.62 a	18.30 ± 1.00 a
	T	8.0 ± 0.6 c	8.2 ± 0.5 b	8.67 ± 1.00 b	10.86 ± 0.41 b
關西	F	34.0 ± 6.3 a	20.4 ± 3.3 a	30.29 ± 2.72 a	21.01 ± 3.05 a
	NT	15.0 ± 1.0 b	8.3 ± 0.5 b	16.44 ± 1.02 b	9.49 ± 0.54 b
二水	F	29.1 ± 3.5 a	13.9 ± 0.9	47.07 ± 3.93 a	24.30 ± 0.99 a
	T	13.7 ± 1.3 b	10.0 ± 1.0	25.84 ± 1.72 b	19.67 ± 1.63 b
臺南 ³	F	21.7 ± 1.9 a	10.4 ± 1.0 a	22.20 ± 1.49 a	12.86 ± 0.58 a
	T	7.9 ± 1.0 b	6.7 ± 0.7 b	10.18 ± 1.31 b	8.98 ± 0.97 b

註：

¹ 土地利用型 (land use)：長期廢耕地或造林地 (F)；無耕犁農地 (NT)，如茶園、果園；耕犁農地 (T)，如菜園、鳳梨園。

² 表中數據以平均數 ± 標準偏差 (mean ± SE) 呈現，樣品重複數為 3。

同地點的不同土地利用型若以單因子變異數分析及 TukeyHSD 事後檢定有顯著差異 ($p < 0.05$)，則用不同小寫字母標示；若無顯著差異，就無標示。

³ 本研究臺南樣區的數據引用自林映儒 (2012) 之廢耕荔枝園與甘蔗田的原始數據。

表 6 農地廢耕造林的土壤有機碳儲存量變動量 (absolute SOC stock change)、土壤有機碳儲存量年均變化量 (annual SOC stock accumulation)、土壤有機碳濃度 (SOC concentration) 及土壤有機碳儲存量 (SOC stock) 的相對變化率 (relative change)

Land use change	site ³	Abandoned/ afforested time (year)	Absolute SOC stock change (ton C ha ⁻¹)		Annual SOC stock accumulation (ton C ha ⁻¹ yr ⁻¹)		Relative SOC concentration change (%)		Relative SOC stock change (%)	
			0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
			T → F ¹	MF	19	3.03	-2.68	0.16	-0.14	57.3
	WL	20	15.12	6.92	0.76	0.35	145.8	99.7	82.5	41.7
	CJ	18	2.90	-11.07	0.16	-0.61	49.6	7.1	16.7	-52.5
	XB	18	6.95	5.21	0.39	0.29	33.8	43.9	52.8	61.9
	MJ	27	11.29	6.88	0.42	0.25	153.1	64.5	111.8	77.3
	RS	19	12.72	8.73	0.67	0.46	182.5	100.4	146.7	80.4
	ES	21	20.93	2.44	1.00	0.12	113.8	25.6	83.3	12.4
	TN	33	12.02	3.88	0.36	0.12	174.5	54.5	118.1	43.3
NT → F ²	LS	19	-1.57	7.31	-0.01	-0.23	27.7	121.6	-0.4	-21.2
	HS	17	4.19	3.78	0.25	0.22	45.5	31.8	21.2	19.8
	GX	22	13.86	11.53	0.63	0.52	126.7	145.4	92.4	121.5

註：

¹ 以耕犁農地 (T) 及相鄰之廢耕造林地 (F) 結果推估耕犁農地的廢耕造林

² 以無耕犁農地 (NT) 及相鄰之廢耕造林地 (F) 結果推估無耕犁農地的廢耕造林

³ 地點 (site)：此表的地點由上到下依序為梅峰 (MF)、武陵 (WL)、清境 (CJ)、西寶 (XB)、名間 (MJ)、瑞穗 (RS)、二水 (ES)、臺南 (TN)、梨山 (LS)、新社 (HS)、關西 (GX)。

表 7 表層 (0-10 cm) 和下層 (10-20 cm) 土壤的土壤有機碳濃度 (SOC 濃度)、土壤有機碳儲存量 (SOC stock) 分別與海拔(elevation)、年均溫 (mean annual temperature, MAT) 及年雨量 (mean annual precipitation) 的相關係數表

土地 利用型	項目	深度	elevation		MAT ²		MAP ³	
			相關係數	p 值	相關係數	p 值	相關係數	p 值
全部 ¹	SOC 濃度	0-10 cm	0.786	<0.001⁴	-0.741	<0.001	0.679	<0.001
		10-20 cm	0.817	<0.001	-0.773	<0.001	0.672	<0.001
	SOC stock	0-10 cm	0.090	0.423	-0.066	0.559	0.285	0.009
		10-20 cm	0.349	0.002	-0.328	0.003	0.403	<0.001
T	SOC 濃度	0-10 cm	0.920	<0.001	-0.825	<0.001	0.887	<0.001
		10-20 cm	0.881	<0.001	-0.817	<0.001	0.883	<0.001
	SOC stock	0-10 cm	0.249	0.241	-0.201	0.347	0.438	0.032
		10-20 cm	0.392	0.058	-0.357	0.087	0.547	0.005
NT	SOC 濃度	0-10 cm	0.898	<0.001	-0.803	<0.001	0.629	<0.001
		10-20 cm	0.842	<0.001	-0.697	<0.001	0.602	0.002
	SOC stock	0-10 cm	0.587	0.003	-0.463	0.023	0.490	0.015
		10-20 cm	0.757	<0.001	-0.647	<0.001	0.446	0.029
F	SOC 濃度	0-10 cm	0.874	<0.001	-0.849	<0.001	0.752	<0.001
		10-20 cm	0.917	<0.001	-0.951	<0.001	0.682	<0.001
	SOC stock	0-10 cm	-0.346	0.048	0.340	0.053	0.028	0.878
		10-20 cm	-0.210	0.240	0.156	0.388	0.178	0.029

註：

¹「全部」指的是不分土地利用型，所有的數據一起分析。其餘三種分別為耕犁農地 (T)、無耕犁農地 (NT) 與廢耕造林地 (F)。

²MAT：mean annual temperature，年均溫。

³MAP：mean annual precipitation，年雨量。

⁴粗體代表具統計的顯著差異 (p<0.05)。

表 8 土壤有機物劃分的碳濃度 (C concentration) 跟劃分碳含量 (fraction C content)

fraction ¹	site ²	C concentration (%)			fraction C content (mg fraction C/ g soil)		
		F ³	NT	T	F	NT	T
		mean ±SE	mean ±SE	mean ±SE	mean ±SE	mean ±SE	mean ±SE
LF	MF	24.45 ±1.19 ⁴	28.95 ±1.87	25.23 ±1.25	9.04 ±1.26b	24.23 ±3.48a	5.79 ±0.65b
	WL	20.67 ±0.17b	29.12 ±0.78a	18.86 ±1.54b	19.63 ±2.55ab	33.48 ±5.91a	4.75 ±0.91b
	CJ	29.04 ±1.73a	17.66 ±0.49b	17.13 ±1.92b	16.54 ±1.79a	8.71 ±0.90b	6.59 ±1.14b
	MJ	19.04 ±1.08	21.62 ±3.49	18.67 ±1.07	3.09 ±0.21	3.58 ±0.98	1.62 ±0.23
	RS	19.02 ±0.61ab	22.19 ±1.73b	14.30 ±1.14b	2.71 ±0.12b	3.33 ±0.18a	1.29 ±0.13c
IAF	MF	27.48 ±3.73	37.97 ±0.29	32.44 ±3.30	3.53 ±0.09c	12.34 ±1.62a	5.82 ±0.32b
	WL	32.24 ±5.20	31.97 ±2.16	24.80 ±2.30	7.79 ±1.42a	6.06 ±0.27ab	3.37 ±0.40c
	CJ	31.40 ±2.75	30.80 ±1.59	31.09 ±0.49	4.15 ±0.57	4.04 ±0.77	4.89 ±0.54
	MJ	23.72 ±1.12b	18.66 ±1.11c	26.00 ±1.25a	2.67 ±0.15a	1.61 ±0.21b	1.68 ±0.22b
	RS	22.46 ±1.01ab	29.02 ±2.22a	16.67 ±1.11b	1.90 ±0.06b	3.28 ±0.15a	1.18 ±0.09c
HF	MF	4.72 ±0.06b	5.77 ±0.15a	3.19 ±0.16c	44.77 ±0.47b	50.89 ±1.07a	31.06 ±1.88c
	WL	5.09 ±0.49	4.15 ±0.84	3.35 ±0.25	45.00 ±4.97	34.77 ±4.75	32.22 ±2.57
	CJ	3.80 ±1.04	4.89 ±0.47	3.08 ±0.25	35.14 ±9.45	45.78 ±4.27	29.15 ±2.45
	MJ	1.72 ±0.09a	0.90 ±0.09b	0.81 ±0.04b	16.53 ±0.95a	8.55 ±0.87b	7.38 ±0.07b
	RS	3.35 ±0.25a	1.53 ±0.10b	0.78 ±0.04c	30.91 ±1.67a	14.07 ±0.85b	7.34 ±0.37c

註：

¹ 土壤有機物劃分 (SOM fraction)：輕質部 (LF)、團粒內有機物 (IAF)、重質部 (HF)。

² 地點 (site)：梅峰 (MF)、武陵 (WL)、清境 (CJ)、名間 (MJ)、瑞穗 (RS)。

³ 土地利用型 (land use)：廢耕造林地 (F)、無耕犁農地 (NT)、耕犁農地 (T)。

⁴ 資料呈現為平均值±標準偏差 (mean±SE)，樣品重複數為3。如三種土地利用型之間有顯著差異，則用不同小寫字母標註。

表 9 土壤有機物劃分實驗的原始土重、三種土壤有機物劃分的重量、總碎石重量及重量回收率

site ¹	land use ²	原始土重 (g) ³		土壤有機物劃分的重量 (g) ³						總碎石重量(g) ³		重量回收率(%)	
				LF ⁴		IAF		HF					
				mean	SD	mean	SD	mean	SD				
MF	F	15.02	0.03	0.53469	0.18685	0.18844	0.04340	13.41959	0.14642	0.86735	0.15897	100.0	1.2
	NT	15.03	0.01	1.14127	0.24357	0.44256	0.09622	12.02572	0.16478	1.38780	0.01815	99.8	0.5
	T	15.01	0.01	0.29883	0.04176	0.24016	0.05012	12.71169	0.45353	1.92383	0.58462	101.1	0.9
WL	F	15.01	0.00	1.18322	0.21969	0.30264	0.11393	11.33109	0.44644	2.13374	0.19459	99.6	1.6
	NT	15.01	0.02	1.53959	0.34889	0.23877	0.01113	11.10454	0.47641	1.96150	0.12933	98.9	0.3
	T	15.02	0.02	0.32288	0.05684	0.17731	0.01630	12.56413	0.73610	1.94265	0.64256	99.9	0.7
CJ	F	15.04	0.02	0.72103	0.20420	0.16984	0.05659	11.59066	1.12373	2.56180	1.31116	NA ⁵	NA
	NT	15.01	0.01	0.69072	0.10776	0.18182	0.05033	13.15786	0.31763	0.97627	0.17598	NA	NA
	T	15.04	0.02	0.50779	0.15758	0.20414	0.01700	12.42711	1.27850	1.90096	1.37434	NA	NA
MJ	F	15.02	0.02	0.24218	0.01660	0.16822	0.00705	14.32608	0.50616	0.08717	0.12428	98.7	3.4
	NT	15.03	0.01	0.24222	0.08337	0.12891	0.02261	14.15778	0.37626	0.08063	0.12905	97.2	1.6
	T	15.01	0.01	0.13122	0.03680	0.09691	0.01994	13.76293	1.03921	0.03210	0.04399	93.4	7.1
RS	F	15.04	0.02	0.21354	0.01593	0.12690	0.00884	13.87016	0.50975	0.04200	0.01959	94.7	3.4
	NT	15.04	0.01	0.22511	0.00856	0.17083	0.02882	13.74934	0.20206	0.09693	0.05599	94.7	1.0
	T	15.04	0.02	0.13471	0.00796	0.10616	0.01656	14.14460	0.15540	0.08850	0.15329	96.3	0.9

註：

¹地點 (site)：梅峰 (MF)、武陵 (WL)、清境 (CJ)、名間 (MJ)、瑞穗 (RS)。

²土地利用型 (land use)：廢耕造林地 (F)、無耕犁農地 (NT)、耕犁農地 (T)。

³秤量原始土重的天平精度至小數點下 2 位。秤量土壤有機物劃分、碎石的分析天平精度至小數點下 5 位。

⁴土壤有機物劃分：輕質部 (LF)、團粒內有機物 (IAF)、重質部 (HF)。

⁵清境的土壤進行有機物劃分時是採用舊法，並未將離心管管壁上的 HF 全部洗下、烘乾，所以其重質部重量是用扣重法而得，沒法計算重量回收率。

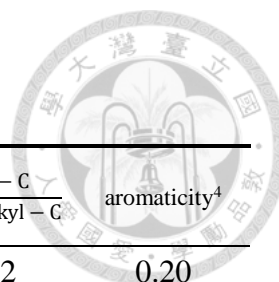


表 10 輕質部 (LF) 的碳 13 固態核磁共振光譜結果

site ¹	land use ²	carboxyl-C ³	aromatic-C	O/N-alkyl-C	alkyl-C	aromaticity ⁴	
						$\frac{\text{alkyl-C}}{\text{O/N-alkyl-C}}$	
MF	F	9.5	18.5	50.6	21.4	0.42	0.20
	NT	5.3	26.8	57.0	10.9	0.19	0.28
	T	7.4	18.8	57.0	16.8	0.30	0.20
WL	F	9.5	16.3	49.1	25.2	0.51	0.18
	NT	5.8	23.5	55.7	15.0	0.27	0.25
	T	8.8	20.5	51.5	19.3	0.37	0.22
CJ	F	8.5	17.6	50.1	23.8	0.47	0.19
	NT	10.9	16.9	45.1	27.2	0.60	0.19
	T	7.6	19.8	58.0	14.6	0.25	0.21
RS	F	12.2	19.1	50.6	18.1	0.36	0.22
	NT	5.0	25.4	57.6	11.9	0.21	0.27
	T	10.5	19.0	53.9	16.5	0.31	0.21
MJ	F	9.4	16.8	47.5	26.4	0.55	0.18
	NT	11.1	14.3	45.1	29.4	0.65	0.16
	T	12.4	20.1	40.8	26.7	0.65	0.23

註：

¹地點 (site)：梅峰 (MF)、武陵 (WL)、清境 (CJ)、名間 (MJ)、瑞穗 (RS)

²土地利用型 (land use)：廢耕造林地 (F)、無耕犁農地 (NT)、耕犁農地 (T)。

³Signal range:

Alkyl-C: 0-45 ppm

O/N-alkyl-C: 45-110 ppm

Aromatic-C (aryl-C): 110-160 ppm

Carboxyl-C: 160-220 ppm

$$^4 \text{ aromaticity} = \frac{\text{aryl-C}(110-160 \text{ ppm})}{\text{alkyl-C}(0-45 \text{ ppm}) + \text{O/N-alkyl-C}(45-110 \text{ ppm}) + \text{aryl-C}(110-160 \text{ ppm})}$$

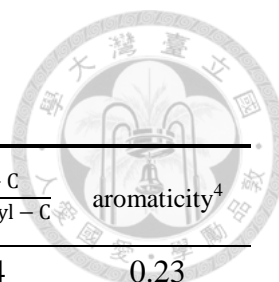


表 11 團粒內有機物 (IAF) 的碳 13 固態核磁共振光譜結果

site ¹	Land use ²	carboxyl-C ³ aromatic-C O/N-alkyl-C alkyl-C				aromaticity ⁴	
		(%)				$\frac{\text{alkyl-C}}{\text{O/N-alkyl-C}}$	
MF	F	11.1	20.6	41.5	26.7	0.64	0.23
	NT	6.2	26.3	54.5	13.1	0.24	0.28
	T	6.6	21.4	48.8	23.3	0.48	0.23
WL	F	9.0	17.3	49.1	24.5	0.50	0.19
	NT	6.2	24.9	50.9	17.9	0.35	0.27
	T	11.9	26.5	42.6	19.0	0.45	0.30
CJ	F	9.9	24.4	40.9	24.7	0.60	0.27
	NT	10.9	19.6	34.9	34.7	0.99	0.22
	T	7.6	21.2	54.5	16.7	0.31	0.23

註：

¹地點 (site)：梅峰 (MF)、武陵 (WL)、清境 (CJ)、名間 (MJ)、瑞穗 (RS)

²土地利用型 (land use)：廢耕造林地 (F)、無耕犁農地 (NT)、耕犁農地 (T)。

³Signal range:

Alkyl-C: 0-45 ppm

O/N-alkyl-C: 45-110 ppm

Aromatic-C (aryl-C): 110-160 ppm

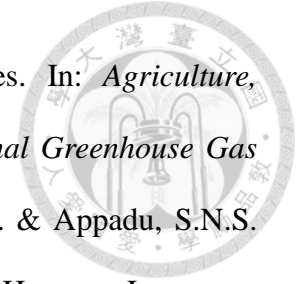
Carboxyl-C: 160-220 ppm

$$^4 \text{aromaticity} = \frac{\text{aryl-C}(110-160 \text{ ppm})}{\text{alkyl-C}(0-45\text{ppm}) + \text{O/N-alkyl-C}(45-110\text{ppm}) + \text{aryl-C}(110-160 \text{ ppm})}$$

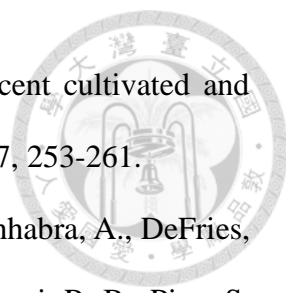


8. 引用文獻

- 向韻如 (2006) 以林地區塊法估算埔里及巒大事業區森林土壤有機碳庫。國立中興大學森林學系研究所碩士論文。
- 行政院經濟建設委員會 (2005) 國土復育策略方案暨行動計畫 (修正版)。行政院第 2924 次院會核定通過。行政院院臺經字第 0950080496 函核定修正。
- 行政院環境保護署 (2015) 中華民國國家溫室氣體清冊報告。臺北市，臺灣。檢自：
http://unfccc.saveoursky.org.tw/2015nir/tw_nir.php (2016.11.25 搜尋)
- 李恒綺、吳珮瑛、沈芝貝、劉哲良 (2009) 造林獎勵與碳吸存補貼對台灣農林部門社會福利之影響。農業經濟叢刊 14：65-109。
- 李海波、韓曉增、王風、喬雲發 (2008) 不同土地利用下黑土密度分組中碳、氮的分配變化。土壤學報 45：112-119。
- 林國慶、柳婉郁 (2007) 平地景觀造林政策之執行成果與實證分析。法制論叢 40：175-211。
- 林映儒、鄭智馨、曾聰堯、王尚禮、郭鴻裕 (2011) 平地長期造林之土壤性質與有機碳量蓄積。台灣農業化學與食品科學 49 (5)：260-274。
- 林映儒 (2012) 長期果園廢耕地與造林地之生態系統碳儲存量與土壤性質。國立臺灣大學森林環境暨資源學系研究所碩士論文。
- 張朝婷 (2005) 台灣地區不同海拔之森林土壤碳及養分庫存的研究。國立臺灣大學森林環境暨資源學系研究所碩士論文。
- 張彬、張偉顛、蕭棋暉 (2007) 新農業運動——林地護管與劣化地復育。農政與農情 181：48-51。
- Aalde, H., Gonzalez, P., Gytarsky, M., Krug, T., Kurz, W.A., Lasco, R.D., Martino, D.L., MaConkey, B.G., Ogle, S., Paustian, K., Raison, J., Ravindranath, N.H., Schoene, D., Smith, P., Somogyi, Z., Amstel, A.V. & Verchot, L. (2006) generic

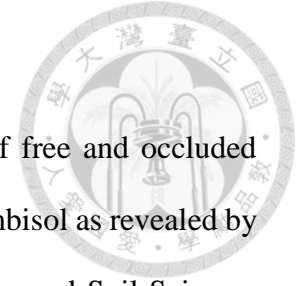


- methodologies applicable to multiple land use categories. In: *Agriculture, Forestry, and other Land Use. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Vol.4* [Apps, M., Plume, H., Schlamadinger, B. & Appadu, S.N.S. (eds.)] Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.
- [Retrieved from: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>]
- Bárcena, T.G., Kiær, L.P., Vesterdal, L., Stefánsdóttir, H.M., Gundersen, P. & Sigurdsson, B.D. (2014) Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 20, 2393-2405.
- Baldock, J.A., Oades, J.M., Nelson, P.N., Skene, T.M., Golchir, A. & Clarke, P. (1997) Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. *Australian Journal of Soil Research*, 35, 1061-1083.
- Blake, G.R. & Hartge, K.H. (1986) Bulk density. In: *Methods of Soil Analysis: Part 1—Physical and Mineralogical Methods* [Klute, A. (ed.)], pp. 363-375, Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, Madison, WI, USA.
- Boeni, M., Bayer, C., Dieckow, J., Conceição, P.C., Dick, D.P., Knicker, H., Salton, J.C. & Macedo, M.C.M. (2014) Organic matter composition in density fractions of Cerrado Ferralsols as revealed by CPMAS ^{13}C NMR: Influence of pastureland, cropland and integrated crop-livestock. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 190, 80-86.
- Brady, N. C., Weil, R.R. (2010) *Elements of the Nature and Properties of Soils*. 3rd edition. Pearson Education, New Jersey, USA.
- Brown, S. & Lugo, A.E. (1990) Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant and Soil*, 124, 53-64.
- Carter, M.R., Gregorich, E.G., Angers, D.A., Donald, R.G. & Bolinder, M.A. (1998)

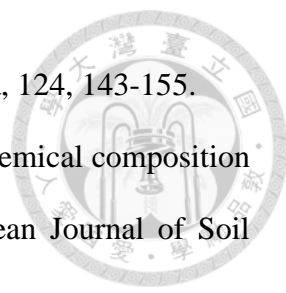
- 
- Organic C and N storage, and organic C fractions, in adjacent cultivated and forested soils of eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, 47, 253-261.
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, J., Heimann, M., Jones, C., Le Quéré, C., Myneni, R. B., Piao, S. & Thornton, P. (2013) Carbon and other biogeochemical cycles. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M., (eds.)] Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Don, A., Schumacher, J. & Freibauer, A. (2011) Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17, 1658-1670.
- Ellert, B.H. & Bettany, J.R. (1995) Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75, 529-538.
- Garten Jr, C.T. & Hanson, P.J. (2006) Measured forest soil C stocks and estimated turnover times along an elevation gradient. *Geoderma*, 136, 342-352.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O. & Clarke, P. (1994) Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state ^{13}C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. *Australian Journal of Soil Research*, 32, 285-309.
- Grüneberg, E., Schöning, I., Hessenmöller, D., Schulze, E.D. & Weisser, W.W. (2013) Organic layer and clay content control soil organic carbon stocks in density fractions of differently managed German beech forests. *Forest Ecology and*



- Management, 303, 1-10.
- Guo, L.B. & Gifford, R.M. (2002) Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Global Change Biology*, 8, 345-360.
- Harrison, R.B., Adams, A.B., Licata, C., Flaming, B., Wagoner, G.L., Carpenter, P. & Vance, E.D. (2003) Quantifying deep-soil and coarse-soil fractions: Avoiding sampling bias. *Soil Science Society of America Journal*, 67, 1602-1606.
- Hassink, J. (1997) The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191, 77-87.
- He, Y., Chen, C., Xu, Z., Williams, D. & Xu, J. (2009) Assessing management impacts on soil organic matter quality in subtropical Australian forests using physical and chemical fractionation as well as ^{13}C NMR spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 640-650.
- Helfrich, M., Ludwig, B., Buurman, P. & Flessa, H. (2006) Effect of land use on the composition of soil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. *Geoderma*, 136, 331-341.
- Hu, Y., Du, Z., Wang, Q. & Li, G. (2016) Combined deep sampling and mass-based approaches to assess soil carbon and nitrogen losses due to land-use changes in karst area of southwestern China. *Solid Earth*, 7, 1075-1084.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K. & Byrne, K.A. (2007) How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137, 253-268.
- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B. & Flessa, H. (2005) Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma*, 128, 63-79.
- Kögel-Knabner, I. (1997) ^{13}C and ^{15}N NMR spectroscopy as a tool in soil organic matter

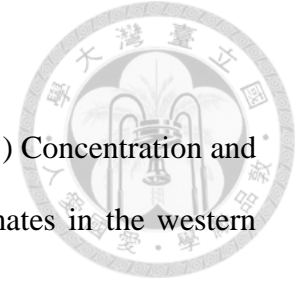


- studies. *Geoderma*, 80, 243-270.
- Kölbl, A. & Kögel-Knabner, I. (2004) Content and composition of free and occluded particulate organic matter in a differently textured arable Cambisol as revealed by solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167, 45-53.
- Kämpf, I., Hölzel, N., Störrle, M., Broll, G. & Kiehl, K. (2016) Potential of temperate agricultural soils for carbon sequestration: A meta-analysis of land-use effects. *Science of the Total Environment*, 566-567, 428-435.
- Knicker, H. (2011) Solid state CPMAS ^{13}C and ^{15}N NMR spectroscopy in organic geochemistry and how spin dynamics can either aggravate or improve spectra interpretation. *Organic Geochemistry*, 42, 867-890.
- Kutner, M. H., Nachtsheim, C. J., Neter, J., Li, W. (2005) Nested designs, subsampling, and partially nested design. In: *Applied Linear Statistical Models* (international 5th edition) (chapter 26, pp.1088-1104.) McGraw-Hill Education, New York, NY, USA. printed in Singapore.
- Kutsch, W., Bahn, M. & Heinemeyer, A. (2009) *Soil carbon dynamics : an integrated methodology*. Cambridge University Press, New York.
- Kuzyakov, Y. & Domanski, G. (2000) Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163, 421-431.
- Lee, J., Hopmans, J.W., Rolston, D.E., Baer, S.G. & Six, J. (2009) Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134, 251-256.
- Lehmann, J. & Kleber, M. (2015) The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528, 60-68.
- Leifeld, J. & Kögel-Knabner, I. (2005) Soil organic matter fractions as early indicators

- 
- for carbon stock changes under different land-use? *Geoderma*, 124, 143-155.
- Leifeld, J., Siebert, S. & Kögel-Knabner, I. (2002) Changes in the chemical composition of soil organic matter after application of compost. *European Journal of Soil Science*, 53, 299-309.
- Morris, S.J., Bohm, S., Haile-mariam, S. & Paul, E.A. (2007) Evaluation of carbon accrual in afforested agricultural soils. *Global Change Biology*, 13, 1145-1156.
- Mueller, C.W. & Koegel-Knabner, I. (2009) Soil organic carbon stocks, distribution, and composition affected by historic land use changes on adjacent sites. *Biology and Fertility of Soils*, 45, 347-359.
- Neff, J.C., Townsend, A.R., Gleixner, G., Lehman, S.J., Turnbull, J. & Bowman, W.D. (2002) Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. *Nature*, 419, 915-917.
- Nieder, R. & Richter, J. (2000) C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment - Developments 1970 to 1998. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163, 65-72.
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G. & Khanna, P.K. (2002) Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168, 241-257.
- Paul, S., Veldkamp, E. & Flessa, H. (2008) Soil organic carbon in density fractions of tropical soils under forest - pasture - secondary forest land use changes. *European Journal of Soil Science*, 59, 359-371.
- Poeplau, C. & Don, A. (2013) Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192, 189-201.
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., Schumacher, J. & Gensior, A. (2011) Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach.



- Global Change Biology, 17, 2415-2427.
- Post, W.M. & Kwon, K.C. (2000) Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Global Change Biology*, 6, 317-327.
- Prietzl, J. & Christophel, D. (2014) Organic carbon stocks in forest soils of the German alps. *Geoderma*, 221-222, 28-39.
- Rabbi, S.M.F., Linser, R., Hook, J.M., Wilson, B.R., Lockwood, P.V., Daniel, H. & Young, I.M. (2014) Characterization of Soil Organic Matter in Aggregates and Size-Density Fractions by Solid State ^{13}C CPMAS NMR Spectroscopy. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 45, 1523-1537.
- Salati, S., Adani, F., Cosentino, C. & Torri, G. (2008) Studying soil organic matter using ^{13}C CP-MAS NMR: The effect of soil chemical pre-treatments on spectra quality and representativity. *Chemosphere*, 70, 2092-2098.
- Schindlbacher, A., De Gonzalo, C., Díaz-Pinés, E., Górra, P., Matthews, B., Inclán, R., Zechmeister-Boltenstern, S., Rubio, A. & Jandl, R. (2010) Temperature sensitivity of forest soil organic matter decomposition along two elevation gradients. *Journal of Geophysical Research G: Biogeosciences*, 115
- Schmidt, M.W.I., Knicker, H., Hatcher, P.G. & Kögel-Knabner, I. (1997) Improvement of ^{13}C and ^{15}N CPMAS NMR spectra of bulk soils, particle size fractions and organic material by treatment with 10% hydrofluoric acid. *European Journal of Soil Science*, 48, 319-328.
- Scotti, R., Pane, C., Spaccini, R., Palese, A.M., Piccolo, A., Celano, G. & Zaccardelli, M. (2016) On-farm compost: A useful tool to improve soil quality under intensive farming systems. *Applied Soil Ecology*, 107, 13-23.
- Shrestha, B.M., Sitaula, B.K., Singh, B.R. & Bajracharya, R.M. (2004) Soil organic carbon stocks in soil aggregates under different land use systems in Nepal.



- Nutrient Cycling in Agroecosystems, 70, 201-213.
- Singh, S.K., Pandey, C.B., Sidhu, G.S., Sarkar, D. & Sagar, R. (2011) Concentration and stock of carbon in the soils affected by land uses and climates in the western Himalaya, India. *Catena*, 87, 78-89.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A. & Paustian, K. (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155-176.
- Sohi, S.P., Mahieu, N., Arah, J.R.M., Powlson, D.S., Madari, B. & Gaunt, J.L. (2001) A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 1121-1128.
- Sohi, S. (2006) Protocol for density size fractionation of small soil samples. In: *Laboratory Manual of the Soil Microbial Biomass Group* [Grace, C., Hart, M., Brooks, P.C. (eds.)], chap. 1.4, pp.11-13., Rothamsted Research, Harpenden, United Kingdom.
- Thomas, G.D. (2006) pH. In: *Encyclopedia of Soil Science* [Lal, R. (ed.)], pp. 1270-1274, Taylor & Francis Group, New York, USA.
- Throop, H.L., Archer, S.R., Monger, H.C. & Waltman, S. (2012) When bulk density methods matter: Implications for estimating soil organic carbon pools in rocky soils. *Journal of Arid Environments*, 77, 66-71.
- Tong, X., Han, X., Faqi, W., Zhao, F., Ren, C. & Li, J. (2016) Change in carbon storage in soil physical fractions after afforestation of former arable land. *Soil Science Society of America Journal*, 80, 1098-1106.
- Traoré, O., Groleau-Renaud, V., Plantureux, S., Tubeileh, A. & Boeuf-Tremblay, V. (2000) Effect of root mucilage and modelled root exudates on soil structure. *European Journal of Soil Science*, 51, 575-581.

Tsui, C.C., Tsai, C.C. & Chen, Z.S. (2013) Soil organic carbon stocks in relation to elevation gradients in volcanic ash soils of Taiwan. *Geoderma*, 209-210, 119-127.

United Nations Framework Convention on Climate Change (December 11, 1997) Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, FCCC/CP/1997/7/Add.1, adopted at COP 3 in Kyoto, Japan. [Retrieved from: http://unfccc.int/essential_background/kyoto_protocol/background/items/1351.php]

United Nations Framework Convention on Climate Change (December 12, 2015). Paris Agreement, FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1, adopted at COP 21 in Paris, French. [Retrieved from http://unfccc.int/paris_agreement/items/9485.php]

von Lütow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E. & Marschner, B. (2007) SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 2183-2207.

Vadeboncoeur, M.A., Hamburg, S.P., Blum, J.D., Pennino, M.J., Yanai, R.D. & Johnson, C.E. (2012) The quantitative soil pit method for measuring belowground carbon and nitrogen stocks. *Soil Science Society of America Journal*, 76, 2241-2255.

Wagai, R., Mayer, L.M. & Kitayama, K. (2009) Nature of the "occluded" low-density fraction in soil organic matter studies: A critical review. *Soil Science and Plant Nutrition*, 55, 13-25.

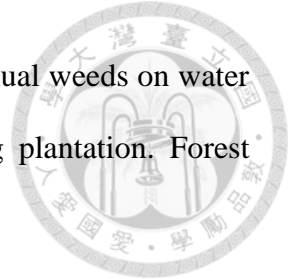
Wagai, R., Mayer, L.M., Kitayama, K. & Knicker, H. (2008) Climate and parent material controls on organic matter storage in surface soils: A three-pool, density-separation approach. *Geoderma*, 147, 23-33.

Wilson, M.A. (1987) Whole Soil N.M.R. In: *NMR Techniques & Applications in Geochemistry & Soil Chemistry*, pp. 161-181. Pergamon, Amsterdam.

Woods, P.V., Nambiar, E.K.S. & Smethurst, P.J. (1992) Effect of annual weeds on water and nitrogen availability to *Pinus radiata* trees in a young plantation. *Forest Ecology and Management*, 48, 145-163.

Zimmermann, M., Leifeld, J., Schmidt, M.W.I., Smith, P. & Fuhrer, J. (2007) Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*, 58, 658-667.

Zimmermann, M., Leifeld, J., Conen, F., Bird, M.I. & Meir, P. (2012) Can composition and physical protection of soil organic matter explain soil respiration temperature sensitivity? *Biogeochemistry*, 107, 423-436.



9.附錄

附錄表 1、以密度為劃分基準 (density-based fractionation) 的土壤有機物劃分實驗文獻比較表

作者 (文獻年分)	使用溶 液	溶液 密度	土壤：溶液 (w/v)	離心力及 時間	烘乾 溫度	破壞團粒的方法	SOM fractions	備註
Sohi <i>et al.</i> (2001)	NaI	1.6-1.8	15 g:90 ml	8000 xg, 30 min	50°C	Dispersion by sonication (energy inputs of 500, 1000, or 1500 J/g soil)	Free fraction, Intra-aggregate, organomineral	本篇比較了不同溶液密度及不 同超音波輸入的劃分結果。 Organomineral 用篩網作更詳細 的粒徑分析。
Golchin <i>et al.</i> (1994)	SPT ¹	1.6	20g (< 2mm): 200 ml	2000 xg, 30 min	60°C	Dispersion by sonication (200 W, 5 min)	light fraction, occluded-light fraction	(1) 未分析劃分殘餘的土 (2) 提供 NMR 的劃分區段
Paul <i>et al.</i> (2008)	SPT ¹	1.6	7.5 g (< 2mm): 40 ml	5100xg, 1 hr	40°C	Shaking with glass beads for 18 hr. (120 rpm)	free-LF, occluded I LF, occluded II fraction, HF ²	結合濕篩法跟密度分離的劃分 法
Wagai <i>et al.</i> (2008)	SPT ¹	1.6	10g (< 4mm): 30ml	35000 xg, 30 min	60°C	Dispersion by sonication (energy inputs of 656J/ml)	f-LF, m-LF, HF ²	作者表示是改良 Golchin et al (1994) 的方法
Grüneberg <i>et al.</i> (2013)	SPT ¹	1.6	7g (< 2mm) : 100 ml	2889 xg, 30 min	40°C	Dispersion by sonication (energy inputs of 450 J/ml)	f-LF, o-LF, MOM ³	

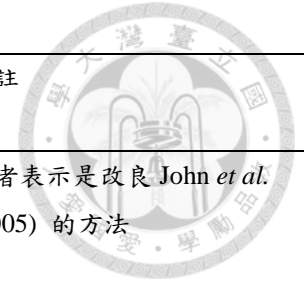
(接續下頁)

Note :

¹ SPT=sodium polytungstate 聚鎢化鈉

² HF=heavy fraction

³ MOM= mineral-associated organic matter



(續 附錄表 1)

作者 (文獻年分)	使用 溶液	溶液 密度	土壤：溶液 (w/v)	離心力及 時間	烘乾溫 度	破壞團粒的方法	SOM fractions	備註
Helfrich <i>et al.</i> (2006)	SPT ¹	1.6 & 2.0	10 g (< 2 mm):40 ml	5100 xg, 60 min	40°C	Shaking with glass beads for 16 hr. (60 rpm)	fPOM _{<1.6} , oPOM _{<1.6} , oPOM _{1.6-2.0} , minerl _{>2.0} ⁴	作者表示是改良 John <i>et al.</i> (2005) 的方法
李海波等 (2008)	NaI	1.8	10 g:50 ml	3500 rpm, 15 min	<60°C	Dispersion by sonication (100W, 15 min)	Free-LF, occluded-LF, HF ²	作者表示是改良 Golchin <i>et al.</i> (1994)的方法
Poeplau and Don (2013)	SPT ¹	1.8	30 g (< 2 mm):100 ml	1000 xg, 15 min	40°C	Dispersion by sonication (22 J ml ⁻¹)	POM, S+A, DOC, S+C, rSOC ⁵	改良 Zimmermann <i>et al.</i> (2007) 的方法，結合濕篩法與密度劃 分。先將 30 g 土跟 100 ml 純 水混合過篩，取出 > 63µm 的 顆粒做密度劃分，顆粒 < 63µm 者，繼續用不同篩網細分。
Boeni <i>et al.</i> (2014)	SPT ¹	2.0	10g : 80 ml	3630 xg, 90 min	50°C	Dispersion by sonication (energy inputs of 411, 536, and 809 J ml ⁻¹) ⁶	FLF, OLF, HF ⁷	

Note :

⁴ fPOM_{<1.6}=free particulate organic matter (density<1.6 g cm⁻³), oPOM_{<1.6}=occluded particulate organic matter (density<1.6 g cm⁻³), oPOM_{1.6-2.0}= occluded particulate organic matter (1.6<density<2.0 g cm⁻³), minerl_{>2.0}=mineral associated fraction (density>2.0 g cm⁻³)

⁵POM=particulate organic matter; S+A=sand and aggregate; DOC=dissolved organic carbon; S+C=silt and clay; rSOC=resistant soil organic carbon.

⁶ 作者於不同樣區的土壤使用不同的能量，表示所列的能量是經額外測試，可將 99 % 土粒分散的能量。

⁷ FLF=free light fraction, OLF=occluded light fraction, HF=heavy fraction

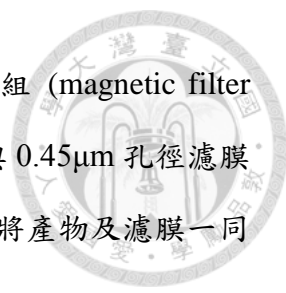


附錄 2、團粒內有機物的氫氟酸前處理步驟

自 Schmidt *et al.* (1997) 主張以 10 % 氫氟酸處理土壤樣品，可增進固體核磁共振光譜的品質後，許多學者都採納其法，但各研究可能會調整氫氟酸的濃度或反應時間 (Kölbl & Kögel-Knabner, 2004; Helfrich *et al.*, 2006; Mueller & Koegel-Knabner, 2009; Rabbi *et al.*, 2014)。使用氫氟酸做土壤前處理的原理是：氫氟酸可破壞土壤的矽酸鹽類礦物，進而除去干擾光譜分析的氧化鐵、鋁等順磁性物質 (paramagnetic material) (Schmidt *et al.*, 1997; Knicker, 2011)。然而，亦有學者指出氫氟酸破壞礦物、提高樣品的碳濃度而能分析出訊號優良的圖譜具爭議性，因為氫氟酸不只破壞了礦物，也可能造成有機物變質或碳、氮的損失 (Salati *et al.*, 2008; Knicker, 2011)。儘管 Salati *et al.* (2008) 嘗試用鹽酸代替氫氟酸，但發現對於碳濃度較低的樣品而言，還是氫氟酸處理才能提升圖譜品質。

雖然氫氟酸為弱酸，但會跟相當多種物質反應，舉凡實驗室常見的金屬與玻璃都會被它腐蝕，所以接觸容器都要改用聚丙烯 (PP) 或鐵氟龍的材質。不僅如此，氟離子可穿透人體組織、與鈣結合，進而干擾神經傳導，所以危險性高，操作相關實驗務必小心，做好所有必要的防護措施 (如：Neoprene 材質或其他可防氫氟酸材質的手套、防酸鹼防護衣)。

本研究只將有機物劃分中碳濃度較高的輕質部與團粒內有機物作核磁共振光譜分析。與輕質部 (LF) 相比，團粒內有機物 (IAF) 因曾被礦質顆粒包裹，雖經超音波破壞團粒而釋出，但有機物表面可能仍有殘存的干擾物質。尤其本研究的瑞穗、名間兩地，因黏粒比例高、風化程度高、土色偏紅，可能殘存於 IAF 的干擾物較多，致使樣品具鐵磁性無法分析，所以最終仍決定使用 10 % (v/v) 氫氟酸去除鐵及附著礦物。實驗詳細步驟如下：稱取約 0.3 g 的 IAF 放入 30 ml 離心管 (Oak Ridge PP centrifuge tube)，加入 20 ml 10 % 氫氟酸，水平震盪 3 小時 (180 rpm)，離心 (3000xg) 10 分鐘，去除上清液後，重複上述加氫氟酸、震盪、離心步驟一次。之後加入 20 ml 超純水，把離心管上下翻轉數次 (混勻)，離心 10 分鐘、捨棄上清液，



重複以上水洗的步驟五次(Boeni *et al.*, 2014)，最後以磁性漏斗組 (magnetic filter funnel PN4242, 47mm, Pall Corp., Ann Arbor, Michigan, USA) 與 0.45 μ m 孔徑濾膜 (GN-6 47mm, Pall Corp., Ann Arbor, Michigan, USA) 抽氣過濾，將產物及濾膜一同置於鋁箔盤，以烘箱 50 $^{\circ}$ C 烘 4 小時。

然而，氫氟酸處理使樣品重量損失甚多，瑞穗的鳳梨園、名間的茶園及鳳梨園的 IAF 處理前的重量本來就不多(約 0.3-0.4 g)，處理後的重量不到 0.15 g，不足以作 NMR 分析 (至少需 0.2 g)。考量到此三個樣區的土樣做有機物劃分的 IAF 產率極低，需要耗費大量土壤及時間才可能得到足量樣品，最終決定不做瑞穗、名間的 IAF 核磁共振圖譜分析。

雖然最終因產物重量過低而無法做核磁共振光譜分析，但是以上氫氟酸處理的詳細實驗流程可供他人參考。若需要使用氫氟酸處理全土 (bulk soil)，可考慮使用前述提及之器材與方法，或參考前人文獻，視實驗設備而調整實驗流程。

附錄 3、碳 13 核磁共振圖譜訊號與對應之碳官能基的對照表

Appendix table 2. Assignments of the chemical shift regions and the corresponding carbon groups in the ^{13}C -CPMAS-NMR spectra (Helfrich et al, 2006; Knicker, 2011; Mueller & Koegel-Knabner, 2009)

Chemical shift range (ppm)	Carbon groups	Sources of carbon groups
220-160	carboxyl C (including carbonyl C and amide C)	aliphatic ester
160-110	Aromatic-C or aryl-C	lignin protein
110-45	O/N-alkyl-C	polysaccharides (cellulose and hemicellulose) proteins side chains of lignin
45-0	alkyl-C or aliphatic-C	lipids fatty acids plant aliphatic polymers



附錄 4、巢狀變異數分析表

以下列出本研究以 R 執行出的巢狀變異數分析(nested ANOVA)報表，包括整體評估地點、土地利用型及深度的影響、「耕犁農地與廢耕造林地」及「無耕犁農地與廢耕造林地」於 0-10 cm、10-20 cm 兩深度層的土壤經巢狀變異數分析。

1. 耕犁農地與廢耕造林地

包含樣區：梅峰、武陵、清境、西寶、名間、瑞穗、二水、臺南。

(1) 整體評估：地點、土地利用型與深度的影響

(a) SOC 濃度

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	7	15336	2190.9	121.5	$<2 \times 10^{-16}***$
landuse (site)	8	5593	699.1	38.8	$<2 \times 10^{-16}***$
depth (site)	8	2085	260.7	14.5	$8.4 \times 10^{-12}***$
landuse*depth	8	719	89.9	4.9	$8.0 \times 10^{-5}***$
Residuals	64	1154	18.0		

(b) SOC 儲存量

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	7	2351	335.9	38.6	$<2 \times 10^{-16}***$
landuse (site)	8	1707.8	213.5	24.5	$<2 \times 10^{-16}***$
depth (site)	8	989.9	123.7	14.2	$1.12 \times 10^{-11}***$
landuse*depth	8	448.5	56.0	6.4	$4.0 \times 10^{-6}***$
Residuals	64	556.5	8.7		

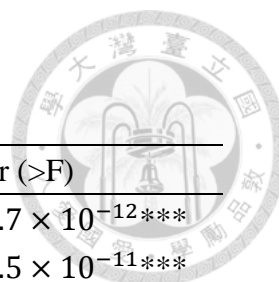
(2) 分別評估不同深度 SOC 濃度

(a) 0-10 cm

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	7	9443	1349.0	93.98	$<2 \times 10^{-16}***$
landuse(site)	8	4973	621.7	43.31	$5.2 \times 10^{-15}***$
Residuals	32	459	14.4		

(b) 10-20 cm

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	7	6190	884.3	40.720	$3.6 \times 10^{-14}***$
landuse(site)	8	1338	167.3	7.702	$1.1 \times 10^{-5}***$
Residuals	32	695	21.7		



(3) 分別評估不同深度的 SOC 儲存量

(a) 0-10 cm

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	7	2103.8	300.5	28.63	$4.7 \times 10^{-12}****$
landuse (site)	8	1798.6	224.8	21.42	$8.5 \times 10^{-11}****$
residuals	32	335.9	10.5		

(b) 10-20 cm

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	7	707.8	101.12	14.671	$2.2 \times 10^{-8}****$
landuse (site)	8	357.5	44.69	6.484	$5.2 \times 10^{-5}****$
residuals	32	220.6	6.89		

2. 無耕犁農地與廢耕造林地

包含樣區：梨山、新社、關西。

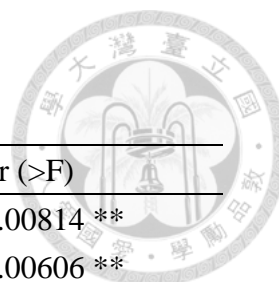
(1) 整體評估：地點、土地利用型與深度的影響

(a) SOC 濃度

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	2	1326.7	663.4	29.2	$3.7 \times 10^{-7}****$
landuse (site)	3	1593.1	531.0	23.4	$<2.6 \times 10^{-7}****$
depth (site)	3	593.4	197.8	8.7	$4.3 \times 10^{-4}****$
landuse*depth	3	188.0	62.7	2.8	0.064
residuals	24	544.4	22.7		

(b) SOC 儲存量

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	2	899.2	449.6	36.2	$5.6 \times 10^{-8}****$
landuse (site)	3	555.9	185.3	14.93	$1.1 \times 10^{-5}****$
depth (site)	3	286.6	95.5	7.7	$8.9 \times 10^{-4}****$
landuse*depth	3	63.3	21.1	1.7	0.193
residuals	24	297.8	12.4		



(2) 分別評估不同深度 SOC 濃度

(a) 0-10 cm

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Site	2	558.7	279.35	7.377	0.00814 **
landuse (site)	3	779.2	259.72	6.859	0.00606 **
residuals	12	454.4	37.87		

(b) 10-20 cm

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	2	790.2	395.1	52.68	1.14×10^{-6} ***
landuse (site)	3	1001.9	334.0	44.53	8.86×10^{-7} ***
residuals	12	90.0	7.5		

(3) 分別評估不同深度 SOC 儲存量

(a) 0-10 cm

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	2	716.3	358.1	23.357	7.29×10^{-5} ***
landuse (site)	3	318.0	106.0	6.913	0.00589 **
residuals	12	184.0	15.3		

(b) 10-20 cm

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
site	2	277.1	138.53	14.61	0.000609***
landuse (site)	3	301.1	100.37	10.59	0.001091 **
residuals	12	113.8	9.48		