

行政院農業委員會林務局委託研究計畫系列 98-00-5-04

人工林不同疏伐強度作業對土壤養份、枯枝落葉包分解及二氧化碳釋放動態之影響

Different thinning treatments affect soil nutrients, decomposition of litterfalls and carbon dioxides release dynamics in the artificial forests



委託機關：林務局

執行機關：台灣大學

計劃主持人：王明光 教授

中華民國 98 年 12 月

目錄

中文摘要.....	1
英文摘要.....	2
一、前言.....	3
二、材料與方法.....	4
三、結果與討論.....	7
四、結論.....	11
五、參考文獻.....	12
六、附錄.....	13
七、圖表.....	14
表一、疏伐前後三種疏伐強度處理樣區之 pH 值.....	15
表二、疏伐前後三種疏伐強度處理樣區之土壤質地分析.....	16
表三、疏伐前後三種疏伐強度處理樣區之可交換性陽離子含量.....	17
表四、三種疏伐強度處理樣區之枯枝落葉養分分析.....	18
圖一、人倫柳杉人工林樣區航照圖及採樣位置.....	19
圖二、疏伐前後三種疏伐強度處理樣區之 pH 值隨時間變化的關係.....	19
圖三、疏伐前後三種疏伐強度處理樣區可交換性陽離子隨時間變化關係.....	20
圖四、三種疏伐強度處理樣區之土壤銨態氮含量隨時間變化的關係.....	21
圖五、三種疏伐強度處理樣區之土壤硝酸態氮含量隨時間變化的關係.....	21
圖六、三種疏伐強度處理樣區之土壤總氮含量隨時間變化的關係.....	22
圖七、三種疏伐強度處理樣區之土壤氮礦化速率隨時間變化的關係.....	23
圖八、三種疏伐強度處理樣區之土壤氮硝化速率隨時間變化的關係.....	23
圖九、三種疏伐強度處理樣區之枯枝落葉殘留率隨時間變化的關係.....	24
圖十、在不同的實驗室條件下孵育六個月後柳杉枝葉的 CO ₂ 釋放量.....	25

摘要

人工林經營是提高林木生產及穩定森林生態系之重要措施。人工林疏伐及其後之經營措施對森林生態系之功能及結構有著重要影響，同時對土壤養分境況也會產生極大的影響。本研究探討人倫林道人工柳杉林不同程度疏伐處理對土壤養分動態之影響。將人倫林道的十二個試驗樣區依照疏伐程度分別設置對照組(0%)、25%疏伐及50%疏伐等三個處理，每個樣區選擇四個樣點採集土樣並放置埋藏袋，測定土壤質地、pH 值、可交換性陽離子，並以現地埋藏袋法測定土壤之氮礦化及硝化速率，枝葉袋法測定落葉之分解速率以及二氧化碳之釋放速率，以瞭解疏伐對土壤養分循環的影響。在土壤質地方面，不同疏伐強度處理的土壤質地皆屬於砂質壤土，疏伐處理對土壤質地並無明顯的影響。在土壤 pH 值方面，三種疏伐處理後之土壤 pH 值從 4.31~4.45 降低至 3.71~3.86，疏伐一年四個月後，則回升至 4.05~4.27。在可交換性陽離子量方面，經疏伐處理之後，土壤中所存在的可交換性陽離子含量從 0.86~1.06 cmolkg^{-1} 增加至 1.40~1.63 cmolkg^{-1} ，疏伐一年四個月後，土壤的可交換性陽離子含量則降低為 1.02~1.15 cmolkg^{-1} 。疏伐處理後初期，氮礦化及硝化速率皆明顯提高至 0.98~1.23 $\text{mgNkg}^{-1}\text{d}^{-1}$ ，接著反應速率隨時間慢慢回復到平穩階段(0.14~0.19 $\text{mgNkg}^{-1}\text{d}^{-1}$)。野外枝葉包法顯示柳杉枝葉一年後的重量殘留率為 54.45~55.92%，枝葉分解速率(k 值)為 0.67~0.70，且三種不同疏伐強度處理對枝葉分解並無明顯的影響。枝葉分解過程中，養分會隨著時間而流失，但是損失程度不同，其中 $\text{Mg} > \text{K} > \text{Ca} > \text{Na}$ 。實驗室孵育試驗顯示，12 個樣點的土壤對枝葉分解影響並無明顯的差別；15~35⁰C 的範圍內溫度越高，枝葉分解量越多；10~40%的水分含量範圍內以 25%的枝葉分解量最多。綜合上述結果可知在兩年的期間內，疏伐處理在短期內可增加土壤養分含量，並以 25%疏伐增加量最高，但是隨著時間養分含量則會逐漸降低此，此結果也顯示出土壤對環境變動具有緩衝的效能，而疏伐處理對森林土壤養分的變化仍需要再進行長期的追蹤。

關鍵詞：疏伐、氮、礦化作用、硝化作用

Abstract

Reasonable management of the artificial forests is one of the most important strategies to enhance timber productions and stabilize forest ecosystems. The forest thinning and Management can influence the functions and structure of forest ecosystems, as well as the status and dynamics of soil nutrients. This study aimed to investigate the degree of thinning intensity affected to the dynamics of soil nutrients in artificial *Cryptomeria japonica* forests of the Ren-Lun Forests. There are three thinning intensities included control (0%0, 25% thinning and 50% thinning treatments with four replications. Three zones in each thinning treatments were selected for soil samplings for determining soil textures, pH, exchangeable cations, total carbon and nitrogen contents. In order to study the thinning intensities affected to dynamics of soil nutrients, soil buried and litter bags were also performed *in situ* for determining the net mineralization and nitrification rates, and decomposition rates of fresh tissues. The carbon dioxides released from litterfalls can be carried in laboratory with KOH or NaOH adsorption method. Results showed that the soil texture did not change among these various treatments. The soil pH decreased from 4.31~4.44 to 3.71~3.86 after thinning treatment. Beside exchangeable K^+ , the exchangeable cations showed an increase after thinning treatment. Moreover, the net nitrogen mineralization and net nitrification rate showed an increase obviously in the initial period after thinning, and then the rate was going to the steady stage along with the time(0.14~0.19 $mgNkg^{-1}d^{-1}$). In situ litterbag decomposition experiments show that the litterbag decomposed quickly in the initial time and the K values of the first year ranged from 0.67 to 0.70. Laboratory incubation showed that high temperature and 25% of soil moisture had higher CO₂ released. Overall, the result indicated that the relationship between thinning intensity and soil nutrient dynamic was not clear in short-term, the forest soil nutrient's change still needed to trace on long-term.

Key words: thinning, soil nitrogen, mineralization, nitrification.

一、前言

森林為臺灣最重要的生態系。依第三次台灣森林資源及土地利用調查資料，台灣全島森林覆蓋度超過百分之五十八，而其中超過百分之六十九為國有林地。而在國有林地中，百分之十二為人工造林地。由此角度來看，人工林生態系實為全臺灣最大也是最重要的生態系。現今政府的林業政策已由早期的林木生產轉變為林業永續經營及維護生物多樣性。因此如何有效經營人工林生態系，使其符合上述目標，乃林業機構當前的重要課題。疏伐作業為人工林中後期撫育管理措施中的重要項目，疏伐作業為人工林中後期撫育管理措施中的重要項目，疏伐可改良樹形並促進林木生長、增加材積收穫、提高林木品質及營造健全林相；疏伐之林分發育成為樹冠均勻、樹幹圓滿而通直之林木，增強抵抗力，並且使根系發展健全，增強抗風力，適度進行疏伐，將不健全之生立木伐除，使留存木發育健全、生長健壯，抗害能力增強。人工的森林疏伐措施經由適當合理的規劃，可以增加太陽輻射、提高林內溫度、光合作用和枯枝落葉分解速率，加速林地內之燃料先移除，減少森林火災之危險度，同時因增加林間空隙地，可誘導陽性先驅植物入侵，其後耐陰植物演替跟進，將可增加物種和林分結構在歧異度及豐富度，有助生態系之穩定。另外，造林地透過集約經營規劃，亦可增加單位時間、單位面積可利用木材之生產，並增加二氧化碳之吸收與貯存、提高水土保持能力，維持或降低單位生產成本。

土壤是植物生長之根本所在，但土壤與植物之間互相作用，相互影響。當人工林進行疏伐後，將改變原有之各種環境條件，進而改變森林生態之相關結構與功能，在芬蘭的歐洲赤松不同強度疏伐研究表明，在疏伐區林木的自然死亡率要低於未疏伐區，並且林木的直徑隨疏伐強度提高而增加 (Makinen and Isomaki, 2004)。疏伐後的黑松林季節性光合作用速率由於葉片水合作用及光照的增強而比對照高 21% (Donner and Running, 1986)。森林砍伐可導致地被有機物急劇下降，20 年後有機碳才開始增加 (Aber et al., 1978)。疏伐作業同樣也將影響土壤養分境況及其動態。氮為林木生長主要之限制因子，因此了解土壤中氮循環過程以及疏伐對氮循環動態將有助於對人工林的經營與管理。在許多生態系統中，氮的礦化速率與土壤總氮量是土壤肥力的重要指標 (Nadelhoffer et al., 1983; Pastor et al., 1984; Vitousek and Matson, 1985)，氮的淨礦化速率可以反映氮的可能損

失，包括淋失或氣體揮發。疏伐（40%疏伐度）後，土壤溶液組成由於土壤礦化作用增強及植物吸收速率的下降而發生極大的改變（Baumler and Zech, 1998），然而因為土壤巨大的緩衝性，這種現象在疏伐一年後就回復到疏伐前的情況。通過土壤中淨氮礦化與硝化作用研究表明，在森林砍伐（100%砍伐）後總無機氮含量有明顯下降，意味著森林砍伐將導致土壤氮的損失，而其損失量則與砍伐後的時間及其後土壤中氮的礦化速率（Neill et al., 1997）。Fahey et al.（1985）指出與其他林木相比，氮是松樹林生長的最主要限制因數。黑松林疏伐後 KCl 萃取 N 最高且其氮的礦化速率也最高（Giardina and Rhoades, 2001）。

然而目前在臺灣，疏伐作業措施對土壤養分及環境影響評估的報導鮮為少見。林務局巒大事業區人倫分站位於臺灣中部低海拔山區，極具臺灣中、低海拔森林生態系的代表性，人倫林道柳杉人工林試驗樣區已經於 2007 年 7 月間開始進行不同強度的疏伐作業，並於 2007 年 10 月間完成全部的疏伐工作，因此本研究計劃目的是在於探討柳杉人工林不同疏伐強度作業對土壤養分境況及養分動態，及其落葉分解養份動態之變化，希望藉由長期監測所獲得的養分動態資訊，最終能成為人工林改造、林業永續經營、生物多樣性之提高提供基礎的依據。

二、材料與方法

1. 試驗樣區與採樣方法

本計劃在人倫地區柳杉人工林進行不同強度之疏伐作業，分別為控制組(不疏伐)，25%疏伐及 50%疏伐等三種不同的疏伐強度，每種處理進行 4 個重複，總共 12 個樣區(圖一)，其中樣區 3、6、10、12 為控制組；樣區 1、4、7、11 為 25%疏伐；樣區 2、5、8、9 為 50%疏伐，樣區大小為一公頃。每個樣區再等分成四個正方區塊，每個區塊隨機選擇一個樣點，每個樣點採集表層 10-20 cm 之土壤。所採集之土壤後去除枯枝落葉，磨碎並通過 2mm 篩網後，分別測定土壤 pH、土壤質地、可交換性陽離子量、總碳及總氮含量。並以現地埋藏袋法測定土壤中氮礦化與硝化速率。

2. 土壤 pH 值測定：

取 10 g 土壤樣品加入 10 ml 去離子水(水土比為 1:1)，攪拌均勻後靜置 30 鐘，再以 pH 玻璃電極 (Tim 865 titration manager)測定其 pH 值。

3. 土壤質地

秤取土壤樣品 40g 至 600 mL 燒杯中，加入 250 mL 蒸餾水充分攪拌後，再加入 100 mL 5% 偏磷酸鈉作為分散劑，將懸浮液全部洗入攪拌杯中，以電動攪拌器攪拌 10 分鐘使其充分反應。將懸浮液洗入 1000 mL 量筒內，加蒸餾水定量至 1000 mL 後，以攪拌槳上下攪動 20 次，以比重計來測定土壤質地。放入比重計後開始計時，分別在 20 秒及 2 小時紀錄比重計讀值。可得知砂粒及黏粒的含量百分比，然後以 100% 扣除砂粒及黏粒含量百分比，即可得到粉粒含量百分比(Gee and Bauder, 1986)。

4. 可交換性陽離子(Exchangeable cations)

秤取 5 g 土壤樣品至淋洗柱中 管柱底部需放置 Whatman No. 42 濾紙，加入 50 mL 1M 醋酸銨進行 12 小時的淋洗，收集淋洗液於 50 mL 塑膠瓶，利用誘導耦合電漿光譜儀(Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy ; ICP-AES, PerkinElmer Optima 2000DV)測定 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量。(Thomas, 1982)。

5. 硝酸態氮及銨態氮之測定

氮之測定方法則是將 5g 土壤樣品加入 50ml 2M KCl 溶液萃取(Hart et al., 1994)於室溫下持續震盪 2 小時後，以 Whatman42 號濾紙過濾，收集濾液分別以鎘柱還原比色法(APHA, 1998)測定及苯酚比色法(Dorich and Nelson, 1983)硝酸態氮與銨態氮的含量。

6. 現地埋藏袋法測定土壤中氮礦化與硝化速率：

目前野外現地測定土壤氮素礦化速率的方法主要有三種，即埋藏袋法、土鑽法及樹脂袋法，不同方法各有利弊，因為方法的實用性，本研究採用埋藏袋法，孵育時間間隔為兩個月。現地埋藏袋法(Eno, 1960; Nadelhoffer et al., 1983)是在野外採樣之同時，將所採集的土壤分裝至兩個 PE 袋中，一袋埋入土壤中進行孵育，另一袋帶回實驗室進行分析，間隔兩個月後，於下次採樣時再取回埋入的 PE 袋，帶回分析土壤中銨態氮及硝酸態氮，並與先前之結果比較來計算氮礦化與硝化速

率。野外礦化速率的計算式如下：

$$\text{氮礦化速率} = \frac{([\text{NO}_3^-]_F + [\text{NH}_4^+]_F) - ([\text{NO}_3^-]_I + [\text{NH}_4^+]_I)}{T \text{ days}}$$

$$\text{硝化速率} = \frac{[\text{NO}_3^-]_F - [\text{NO}_3^-]_I}{T \text{ days}}$$

F: 經 2 個月野外孵育後的濃度

I: 未經孵育的初始濃度

T: 孵育時間, 單位為 day

7. 枝葉包法測定野外枝葉分解速率：

採集樣區柳杉枝葉，秤取 50 g 之枝葉分裝於的尼龍網袋(20×20 cm²、網孔 1.3 mm) 中，製作成枝葉包。將製成之枝葉包置於 12 個樣點中，放置方式是以尼龍繩固定於埋藏袋附近的林木上，讓枝葉包平放於林地地表上，每樣點留取 1 包供初期含水率、及養分含量之測定。放置後每隔兩個月取樣一次，取回之枝葉袋清理後先進行烘乾，並依下列計算方法計算其重量留存率和分解速率：

$$\text{重量留存率(\%)} = (\text{當月餘乾重} / \text{原始乾重}) \times 100\%$$

$$\text{年分解常數}(k) = \ln (X_t / X_0) / -t$$

X₀: 原始重量

X_t: t 時重量

t: 時間(年)

8. 實驗室孵育測定枝葉的二氧化碳釋放量：

將 1g 柳杉枝葉剪成適當大小後與 10g 樣區之土壤混合置於 125 mL 錐形瓶中，然後加入一個裝有 10 mL 0.1M NaOH 的 pp 瓶用於吸收 CO₂，封好錐形瓶後置於生長箱中孵育，經過六個月後將以吸收 CO₂ 之 pp 瓶取出，並以 0.1M HCl 滴定，並用下列公式計算：

$$\text{CO}_2 \text{ 釋放量(mg C)} = (\text{樣品滴定量} - \text{空白量}) \times 1.2$$

三、結果與討論

1. 土壤 pH 值

土壤 pH 值表示土壤中氫離子濃度，當土壤中氫離子濃度較高時，其 pH 值較低，反之，當氫離子濃度較低時，其 pH 值則會較高。表一為十二個試驗樣區在三個不同時間採樣監測之土壤 pH 值，其中 2007/04/24、2007/10/02、2009/02/28 三個時期分別代表疏伐處理前、疏伐處理剛結束後以及疏伐處理經一年四個月後之結果，從表中可知，疏伐處理前十二個樣區的土壤 pH 值介於 3.70~5.64 之間，其平均值為 4.40，經過三種不同強度疏伐處理後的土壤 pH 值介於 3.20~5.14 之間，其平均值為 3.8，而疏伐處理完經過一年四個月後的土壤 pH 值介於 3.65~5.40 之間，其平均值為 4.19。從此結果可知，樣區的土壤屬於酸性土壤，疏伐剛完成時之土壤 pH 值有降低的趨勢，推測是因為疏伐處理後對土壤環境造成了影響，增加太陽輻射，提高了林內溫度，增加了土中微生物的活性，分解釋放出有機酸等產物至土壤中，使得土壤中的氫離子含量增加，因此發生了土壤 pH 值下降之現象，而疏伐處理經過一年四個月後土壤的 pH 值增加到與疏伐前相近的 pH 值，可能是由於土壤之養分鹽基釋出，使得 pH 值慢慢回升，而此結果也顯示出土壤對環境變動具有緩衝的效能。比較三種不同強度疏伐處理對土壤 pH 值變化的影響發現，三種強度的疏伐處理的土壤 pH 變化及趨勢皆相似，疏伐強度對土壤 pH 值的影響並無顯著的差異存在(圖一)。

2. 土壤質地

土壤質地將影響土壤對於養份的吸持並影響土壤礦化能力。土壤黏粒含量是土壤質地中影響吸持與礦化能力的主要因子，因此當黏粒含量高時，其土壤能吸持或礦化的能力也相對較高。表二為十二個試驗樣區在三個不同時間採樣監測之粒徑分佈結果，其中 2007/04/24、2007/10/02、2009/02/28 三個時期分別代表疏伐處理前、疏伐處理剛結束後以及疏伐處理經一年四個月後之結果，從表中結果可知，疏伐前十二個樣區的砂粒含量介於 68 ~ 82 %，粉粒含量介於 6 ~ 24 %，黏粒含量介於 6 ~ 14 %，土壤質地介於砂質壤土至壤質砂土間；疏伐處理後的砂粒含量介於 56 ~ 82 %，粉粒含量介於 10 ~ 28 %，黏粒含量介於 8 ~ 20 %，土壤質地介於砂質壤土至壤質砂土間；而疏伐處理經過一年四個月後的砂粒含量介於

70 ~ 80 %，粉粒含量介於 8 ~ 24%，黏粒含量介於 6 ~ 14 %，土壤質地介於砂質壤土至壤質砂土間。比較疏伐前後樣區土壤質地之變化發現，疏伐前後對土壤質地的改變並無明顯的影響，且三種疏伐強度疏伐處理對土壤粒徑分布的影響並沒有一致性的變化趨勢，推測造成粒徑分佈變化的主因是來自於採樣的空間變異性所產生的誤差。

3. 土壤可交換性陽離子含量

土壤可交換性陽離子是指可溶於土壤溶液而以離子狀態釋出的陽離子，而一般土壤溶液中又以鈣、鉀、鎂和鈉四個陽離子含量佔最多，因此本研究也以這四個可交換性陽離子的監測目標。表三為十二個試驗樣區在三個不同時期採樣監測之粒徑分佈結果，其中 2007/04/24、2007/10/02、2009/02/28 三個時間也同樣分別代表疏伐處理前、疏伐處理剛結束後以及疏伐處理經一年四個月後之結果，從表中結果可知，疏伐處理前可交換性鈣含量介於 0.09 ~ 0.71 cmol/kg，可交換性鉀含量介於 0.09 ~ 1.23 cmol/kg，可交換性鎂含量介於 0.02 ~ 0.34 cmol/kg，可交換性鈉含量介於 0.02 ~ 0.08 cmol/kg；疏伐後的可交換性鈣含量介於 0.19 ~ 1.16 cmol/kg，可交換性鉀含量介於 0.09 ~ 0.34 cmol/kg，可交換性鎂含量介於 0.16 ~ 1.85 cmol/kg，可交換性鈉含量介於 0.10 ~ 0.59 cmol/kg；疏伐處理經過一年四個月後的可交換性鈣含量介於 0.13 ~ 0.66 cmol/kg，可交換性鉀含量介於 0.09 ~ 0.99 cmol/kg，可交換性鎂含量介於 0.09 ~ 0.68 cmol/kg，可交換性鈉含量介於 0.04 ~ 0.21 cmol/kg。

比較三種不同疏伐強度處理前後之土壤可交換性陽離子含量可知(圖三)，疏伐前控制組土壤中可交換性鉀離子較 25 %疏伐及 50%疏伐高，而可交換性鎂、鈣及鈉離子之含量在三種疏伐強度處理中並沒有明顯的差異，而疏伐之後土壤之可交換性陽離子總量大幅增加，推測可能是因為疏伐後枯枝落葉殘體分解以及微生物活動釋放出養分進入土壤中所造成。其中土壤之可交換性鎂、鉀及鈉離子含量差異性不大，疏伐後除了鉀離子之外，各種可交換性離子皆有明顯的增加，可交換性鉀離子反而較疏伐前減少，推測是由於植物殘體所釋放出之大量養份陽離子進入土壤中，其中鈣和鎂離子與鉀離子競爭吸附位置，鉀離子由於競爭能力較弱，因此較不容易吸附於土壤之中，而容易隨著降雨被淋洗損失，此外鉀離子為植體中控制植體內離子強度之重要離子，植物殘體大量分解所造成之土壤中離子

濃度增加，亦可能促使植體吸收更多鉀離子所以造成鉀離子的減少。而疏伐處理經過一年四個月後，發現土壤的可交換性陽離子總量降低，且可交換性陽離子總量和疏伐前相近，推測這是由於土壤的養分儲存能力有其上限，雖然疏伐初期釋放出大量的養分元素，短期間大幅的增加了總可交換性陽離子含量，但是土壤的陽離子交換容量有限，無法將養分全部吸持，保存於土壤之中，因此隨著雨量和季節的變化，造成疏伐後初期的可交換陽離子總量增加，而之後又慢慢減少的結果。

4. 土壤無機態氮含量及氮礦化、硝化速率

圖四與圖五為三種疏伐強度處理樣區之土壤銨態氮及硝酸態氮含量隨時間變化的關係，從圖中結果可知，控制組的硝酸態氮含量略低於疏伐處理組，但各處理樣區之硝酸態氮含量相當相近，銨態氮含量方面大多為 25% 疏伐強度處理較高，比較不同疏伐強度處理對土壤銨態氮及硝酸態氮含量的影響發現並無顯著的相關性存在。整體而言，土壤無機態氮中的硝態氮略低於銨態氮，推測是因為硝態氮在土壤中吸力較弱，因此容易被淋洗流失，另一方面森林土壤一般有較厚的 O 層，導致 A 層土壤的通氣性較差，使得礦化出來的銨態氮不易被氧化成硝態氮，而以銨態氮的形態存在。圖六為三種疏伐強度處理之土壤總無機態氮含量，結果顯示三種處理之硝酸態及銨態氮的含量雖有不同，但總無機態氮含量幾乎相同。利用現地埋藏袋法實驗所得結果可知礦化速率及硝化速率(圖七及圖八)，從圖中發現，在 2007 年 7 月到 10 月間經過疏伐處理過後，氮的礦化及硝化速率皆明顯提高，接著反應速率隨時間慢慢回復到平穩階段，由研究數據可知土壤氮礦化和硝化速率會隨著季節變化，在疏伐後初期，25% 和 50% 疏伐樣區礦化和硝化速率有顯著的提升，其幅度遠高於對照組，而對照組的提升比較前一年數據可知是由於當月的礦化和硝化速率較高，是屬於季節的變化。由於疏伐作業可降低林木密度，增加地上部的光照、溫度及水分，且根據 Knoepp and Swank 在 2002 年提出的研究報告可知，對低溫的土壤而言，溫度的升高將大幅提高土壤氮的礦化作用，而對缺水的土壤而言，水分增加也會促進土壤氮的礦化作用。疏伐處理過後，因陽光入射量增加，致土壤平均溫度會高於未疏伐者，且疏伐時正值夏季，更加促進了礦化和硝化速率的提升因此產生疏伐前後的反應速率高峰期，而此促進反應速率提升的效果也會隨著時間的延長而逐漸減弱。

5. 野外柳杉枝葉分解速率

圖九是三種疏伐強度處理樣區之枯枝落葉殘留率隨時間變化的關係，從圖中可之，十二個樣區之枝葉包內植體的乾重隨著時間均呈現明顯降低的趨勢，枝葉包放置六個月後重量殘留率從 100% 降低至 59.1~65.9%，結果顯示初期植體乾量降低非常快速，而枝葉包放置一年後重量殘留率為 54.45~55.92%，結果顯示六個月之後重量降低程度漸緩。為了進一步了解枝葉植體隨著時間的變化，依照 Olson (1963) 提出之分解速率指數模式 $\ln(X_t / X_0) = -kt$ ，其中 X_0 為初期重量， X_t 代表時間值為 t 時的重量，可以求出年分解常數 k 值，而 k 值可作為分解快慢之指標， k 值越高表示分解速率越快， k 值越低表示分解速率越慢。將實驗結果帶入分解速率指數模式計算後得知，三種不同疏伐強度處理樣區之枝葉分解速率為 0.67~0.70，且三種不同疏伐強度處理對柳杉枝葉分解速率並無明顯的影響。枝葉分解過程中，養分會隨著時間而流失，但是損失程度不同，表四是柳杉枝葉植體養分含量的變化，從結果可知，經過一年的分解柳杉枝葉植體中養分陽離子的含量除了 Na 離子外，其餘養分陽離子皆有明顯的降低，其中降低程度依序為：Mg>K>Ca>Na。

6. 實驗室測定柳杉枝葉分解的二氧化碳釋放量

植體枝葉分解在自然條件下會受到許多環境因素的影響，為了瞭解土壤，溫度和土壤水分含量對柳杉植體枝葉分解的影響，因此藉由控制單一變因在實驗室條件下進行柳杉植體分解孵育，圖十為不同土壤、溫度以及土壤水分含量的實驗室條件下孵育六個月後柳杉枝葉的 CO₂ 釋放量，從實驗室孵育試驗的結果顯示，在不同土壤條件方面，12 個樣區的土壤對枝葉分解的二氧化碳釋放量並無明顯的差別；在溫度條件方面，15~35⁰C 的溫度範圍內，溫度越高，枝葉分解的二氧化碳釋放量越高；在土壤水分含量方面，10~40% 的土壤水分含量範圍內，以 25% 的土壤水分含量的枝葉分解二氧化碳釋放量最高，10% 和 40% 的二氧化碳釋放量則無明顯差異，綜合以上結果可知，環境因素對柳杉枝葉分解具有的不同程度的影響力，不同疏伐強度處理樣區的土壤對枝葉分解並無明顯的影響，而適當的溫

度和土壤水分含量有助於枝葉的分解，但枝葉分解速率受到多重因素影響，不同因素對枝葉分解速率影響的重要程度，則需更進一步的研究與討論。

四、結論

- (一) 不同疏伐強度處理對土壤 pH 值並沒有顯著的變化，但從疏伐處理前後的土壤 pH 值改變可知，經過疏伐處理後土壤的酸度增加，使得土壤 pH 值降低，而經過一年四個月後，土壤的 pH 值則增加，其值大約回升到疏伐前的測值。
- (二) 根據疏伐處理前後的土壤質地變化可知，不同疏伐強度處理對土壤質地影響並沒有一致的變化趨勢，且疏伐前後土壤質地並無明顯的改變。
- (三) 經過疏伐處理之後，土壤中所存在的可交換性陽離子含量明顯增加，有助於林內植物生長，而疏伐處理經過一年四個月後，土壤的可交換性陽離子含量則降低，其總量大約回復到疏伐前的測值。
- (四) 疏伐強度與土壤中硝態氮及銨態氮的轉變並無明顯的相關性，但疏伐處理影響明顯影響氮的礦化和硝化速率，疏伐過後初期，兩者速率皆明顯提高，接著反應速率隨時間慢慢回復到平穩階段。
- (五) 野外枝葉包法顯示柳杉枝葉一年後的重量殘留率為 54.45~55.92%，枝葉分解速率(k 值)為 0.67~0.70，且三種不同疏伐強度處理對枝葉分解並無明顯的影響。
- (六) 枝葉分解過程中，養分會隨著時間而流失，但是損失程度不同，其中 $Mg > K > Ca > Na$ 。
- (七) 實驗室孵育試驗顯示，12 個樣點的土壤對枝葉分解影響並無明顯的差別；15~35⁰C 的範圍內溫度越高，枝葉分解量越多；10~40%的水分含量範圍內以 25%的枝葉分解量最多。

五、参考文献

- Aber, J.D., Botkin, D.B. and Melillo, J.M., 1978, Predicting the effects of different harvesting regimes on forest floor dynamics in northern hardwoods. *Canadian Journal of Forest Research*. 9: 10-14.
- APHA, 1998, Cadmium reduction method, In: Franson, M.A.H.(Ed.), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, Dc, pp. 4-118.
- Baeumler, R. and Zech, W., 1998, Soil solution chemistry and impact of forest thinning in mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*. 108: 231-238.
- Donner, S.L. and Running, S.W., 1986, Water stress response after thinning *Pinus contorta* stands in Montana. *Forest Science*. 32: 614-625.
- Dorich, R.A. and Nelson, D.W., 1983, Direct colorimetric measurement of ammonium in potassium chloride extracts of soils. *Soil Sci.Soc. Am. J.*, 47,833-836
- Eno, C.F., 1960, Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* 24:277-279.
- Fahey, T.J., Yavitt, J.B., Pearson, J.A. and Knight, D.H., 1985, The nitrogen cycle in lodgepole pine forests, southeastern Wyoming. *Biogeochemistry*. 1: 257-275.
- Gee, G.W. and Bauder, J.W., 1986, Particle-size analysis, In: A Klute (eds.) *Method of soil analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*, 2 nd ed. *Soil Sci Soc. Am.*, Madison, WI, pp. 404-408.
- Giardina, C.P. and Rhoades, C.C., 2001, Clear cutting and burning affect nitrogen supply, phosphorus fractions and seedling growth in soils from a Wyoming lodgepole pine forest. *Forest Ecology and Management*. 140: 19-28.
- Hart, S.C., Stark, J.M., Davidson, E.A. and Firestone, M.K., 1994, Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification, In: (eds.) *Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties*, Vol. 5. *Soil Sci Soc. Am.*, Madison, WI, pp. 985-1018.
- Knoepp JD, Swank WT. 2002. Using soil temperature and moisture to predict forest

- soil nitrogen mineralization. *Biol Fertil Soils* 36: 177-82.
- Krom, M.D., 1980, Spectrophotometric determination of ammonia - a study of a modified berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *The ANALYST* 105:305-316.
- Makinen, H. and Isomaki, A., 2004, Thinning intensity and long-term changes in increment and stem form of Scots pine trees. *Forest Ecology and Management*. 203: 21-24.
- Nadelhoffer, K.J., Aber, J.D. and Melillo, J.M., 1983, Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin. *Canadian Journal of Forest Research*. 13: 12-21.
- Neill, C., Piccolo, M.C., Cerri, C.C., Steudler, P.A., Melillo, J.M. and Brito, M., 1997, Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape *Oecologia*. 110: 243-252.
- Pastor, J., Aber, J.D., McClaugherty, C.A. and Melillo, J.M., 1984, Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology*. 65: 256-268.
- Rhoades, J.D., 1982, Cation exchangeable capacity, In: A.L. Page et al. (eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, 2nd ed. Soil Sci Soc. Am., Madison, WI., pp. 149-157.
- Thomas, G.W., 1982, Exchangeable cation, In: A.L. Page et al. (eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 2 Chemical and Microbiological Properties*, 2nd ed. Soil Sci Soc. Am., Madison, WI, pp. 149-157.
- Vitousek, P.M. and Matson, P.A., 1985, Disturbance, nitrogen availability and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology*. 66: 1360-1376.

六、附錄

期末簡報委員意見回覆表

審查委員	審查意見	意見回覆
行政院林業試驗所 邱研究員志明	1. 已達預定目標。	感謝指教。
	2. 疏伐初期，氮礦化及硝化速率明顯提升，且隨著時間增加明顯回復到平穩，請問不同疏伐處理回復時間。	從實驗結果可知，25%和 50%疏伐處理在疏伐初期氮礦化及硝化速率明顯提升，而經過大約一年二個月後回歸平穩階段，未疏伐區域之氮礦化及硝化速率並無明顯的變化，僅隨著季節有些許增減。該討論已增加於內文中，感謝指教。
	3. 建議將成果推廣應用時，盡量將專業之術語轉化為通俗易懂之文字。	成果推廣應用時，將會盡量使用通俗易懂之文字，方便於理解，感謝指教。
宜蘭大學 林教授世宗	1. 研究疏伐度對枯落物分解及土壤養分動態之效應，由疏伐後二年的監測結果已有具體的表現，在疏伐初期對養分分解釋出較快，但至二年已回復。	感謝指教。
	2. 由季節及微地形的動態較疏伐為明顯，表現疏伐對土壤之衝擊小。	感謝指教。

七、圖表

表一、疏伐前後三種疏伐強度處理樣區之 pH 值

Treatment	Plot	2007/04/24	2007/10/02	2009/02/28
		pH	pH	pH
Control	3	5.64	5.14	5.40
	6	3.78	3.27	3.80
	10	3.98	3.20	3.65
	12	4.40	3.84	4.21
25% thinning	1	4.45	3.41	3.70
	4	5.12	4.72	4.82
	7	3.70	3.32	3.91
	11	3.97	3.38	3.77
50% thinning	2	4.49	3.71	4.18
	5	5.10	4.52	5.01
	8	4.15	3.64	3.98
	9	4.03	3.39	3.80

表二、疏伐前後三種疏伐強度處理樣區之土壤質地分析

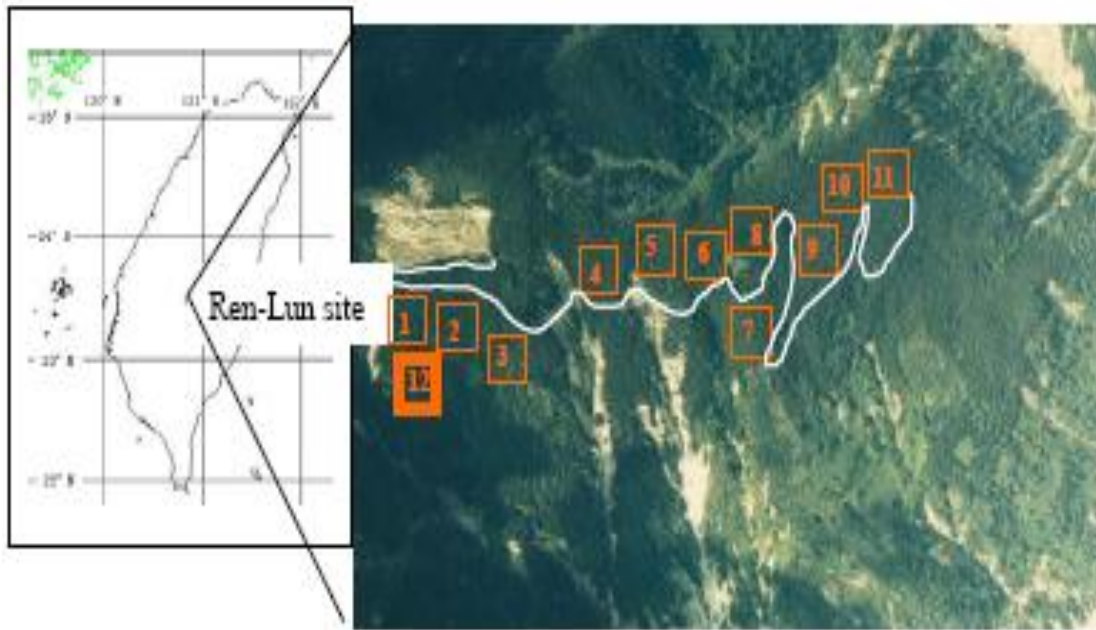
Treatment	Plots	2007/04/24(before thinning)				2007/10/02(after thinning)				2009/02/28(after thinning)			
		Sand	Silt	Clay	Texture	Sand	Silt	Clay	Texture	Sand	Silt	Clay	Texture
		-----%-----				-----%-----				-----%-----			
Control	3	80	6	14	SL	56	28	16	SL	74	14	12	SL
	6	78	16	6	LS	60	26	14	SL	76	10	14	SL
	10	80	10	10	LS	58	22	20	SL	72	16	12	SL
	12	78	8	14	SL	64	20	16	SL	78	10	12	SL
25% thinning	1	82	8	10	LS	68	22	10	SL	76	14	10	SL
	4	80	12	8	LS	70	20	10	SL	70	24	6	SL
	7	88	6	6	LS	70	10	20	SL	76	14	10	SL
	11	78	10	12	SL	62	22	16	SL	74	12	14	SL
50% thinning	2	78	8	14	SL	82	10	8	LS	78	16	6	LS
	5	70	24	6	SL	68	24	8	SL	72	20	8	SL
	8	74	18	8	SL	70	20	10	SL	80	8	12	SL
	9	68	24	8	SL	76	12	12	SL	78	12	10	SL

表三、疏伐前後三種疏伐強度處理樣區之可交換性陽離子含量

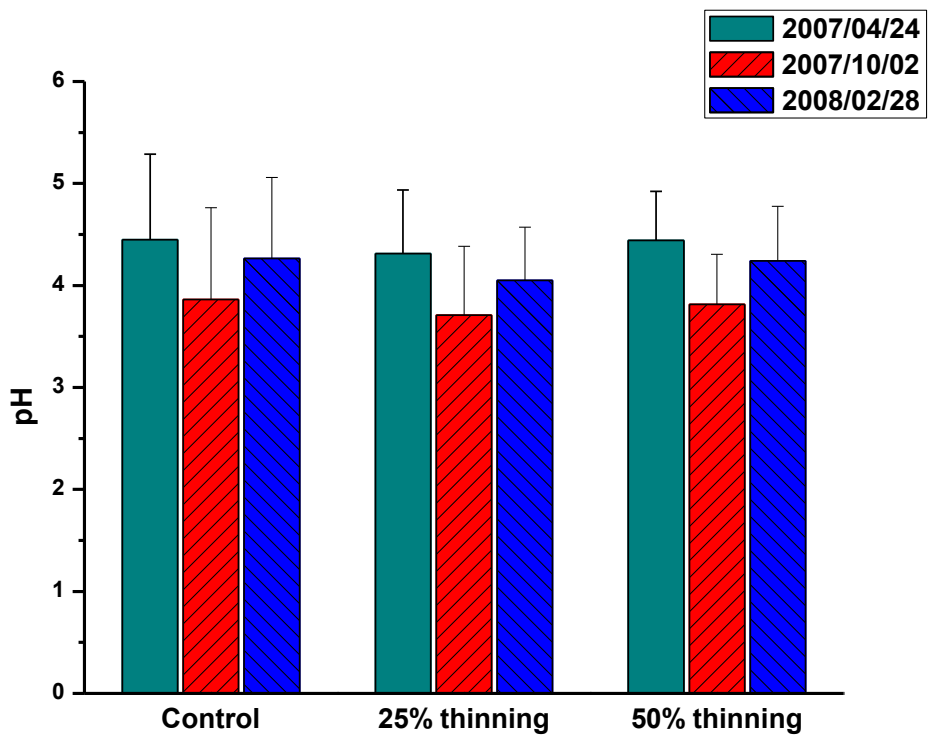
Treatment	Plot	2007/04/24				2007/10/02				2009/02/28			
		Ca	K	Mg	Na	Ca	K	Mg	Na	Ca	K	Mg	Na
		-----cmol/kg-----				-----cmol/kg-----				-----cmol/kg-----			
Control	3	0.71	0.09	0.27	0.08	0.49	0.21	0.57	0.43	0.66	0.12	0.35	0.16
	6	0.21	0.08	0.09	0.06	0.13	0.11	0.16	0.10	0.21	0.09	0.11	0.07
	10	0.14	1.00	0.07	0.02	0.24	0.11	1.13	0.43	0.16	0.78	0.34	0.12
	12	0.12	1.23	0.02	0.03	0.56	0.28	0.31	0.32	0.23	0.99	0.09	0.10
25% thinning	1	0.29	0.11	0.13	0.07	0.39	0.28	0.23	0.30	0.31	0.15	0.16	0.13
	4	0.48	0.15	0.29	0.08	1.16	0.34	1.85	0.59	0.65	0.20	0.68	0.21
	7	0.42	0.09	0.13	0.06	0.21	0.09	0.28	0.23	0.37	0.09	0.17	0.10
	11	0.09	0.98	0.04	0.02	0.24	0.10	0.13	0.10	0.13	0.76	0.07	0.04
50% thinning	2	0.44	0.09	0.13	0.05	0.39	0.21	0.22	0.27	0.43	0.12	0.15	0.10
	5	0.34	0.13	0.34	0.07	0.42	0.29	1.48	0.50	0.36	0.17	0.63	0.18
	8	0.37	0.12	0.15	0.07	0.74	0.24	0.28	0.26	0.46	0.15	0.18	0.12
	9	0.19	0.86	0.07	0.03	0.19	0.09	0.19	0.28	0.19	0.67	0.10	0.09

表四、三種疏伐強度處理樣區之枯枝落葉養分分析

Treatment	Plot	Ca	K	Mg	Na
		g/kg			
Initial content		11.87	4.58	2.30	2.54
Final content					
Control	3	8.52	2.25	0.39	2.39
	6	4.90	2.19	0.18	2.42
	10	7.68	2.23	0.41	2.39
	12	6.53	2.21	0.21	2.42
25% thinning	1	10.55	2.39	0.39	2.53
	4	6.31	2.23	0.60	2.45
	7	6.50	2.23	0.18	2.48
	11	9.25	2.25	1.01	2.52
50% thinning	2	8.45	2.56	0.93	2.48
	5	6.88	2.16	0.27	2.42
	8	7.85	2.20	0.53	2.54
	9	9.81	2.24	0.57	2.54

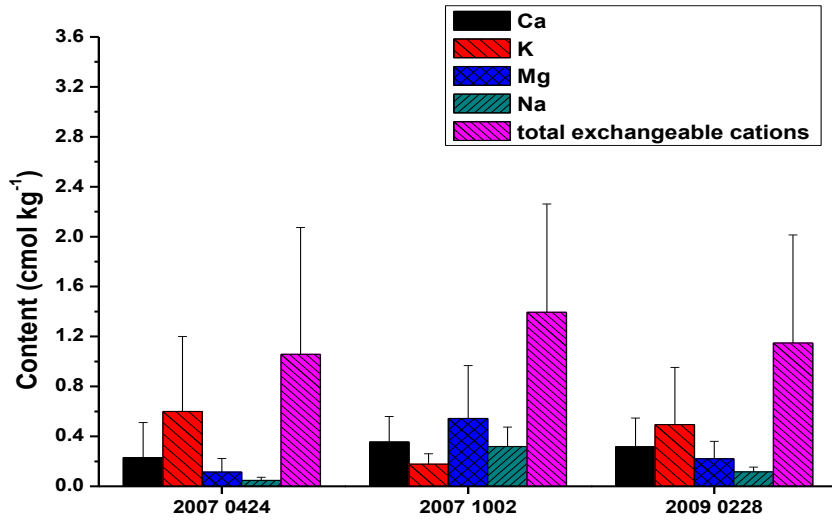


圖一、人倫柳杉人工林樣區航照圖及採樣位置

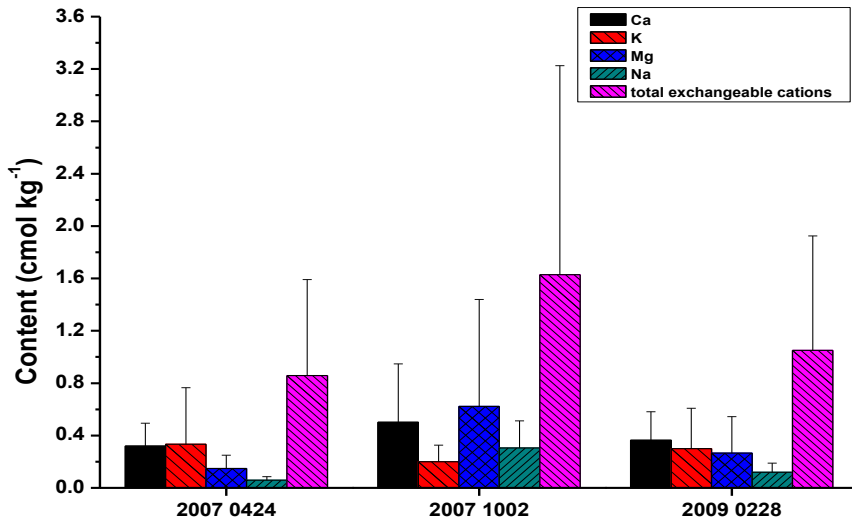


圖二、疏伐前後三種疏伐強度處理樣區之 pH 值隨時間變化的關係

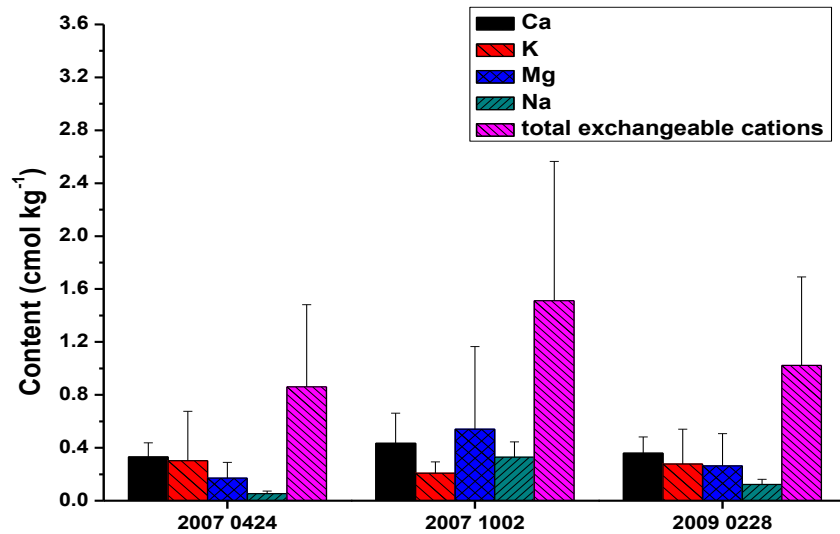
(a) Control



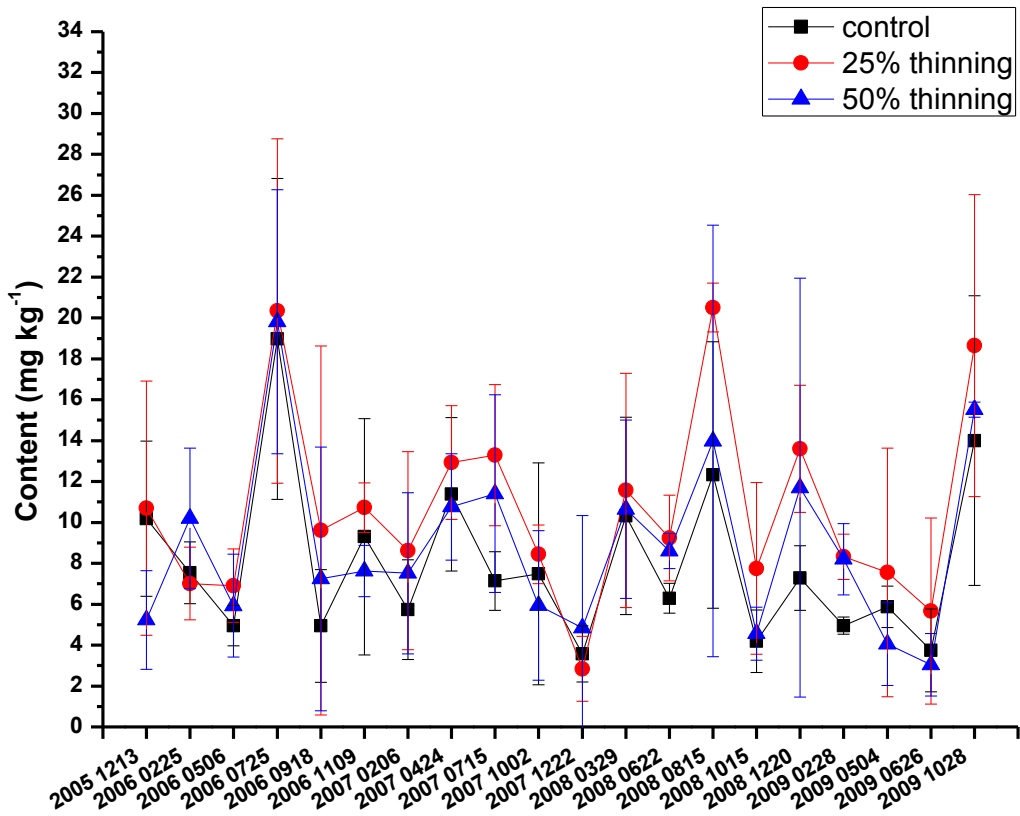
(b) 25% thinning



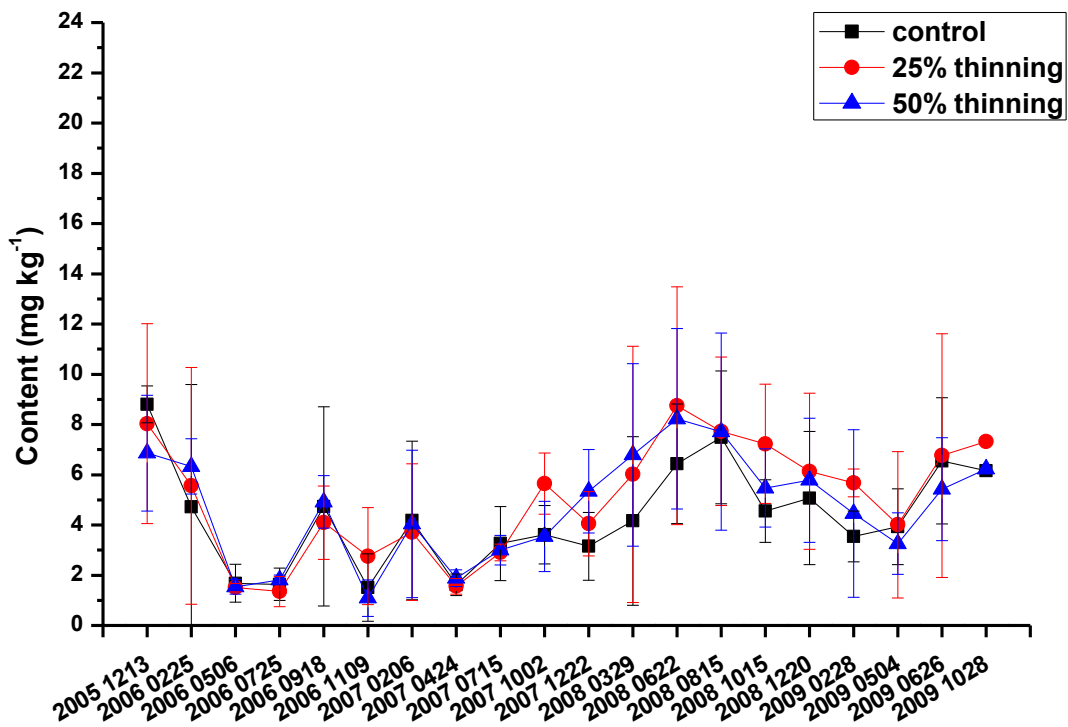
(c) 50% thinning



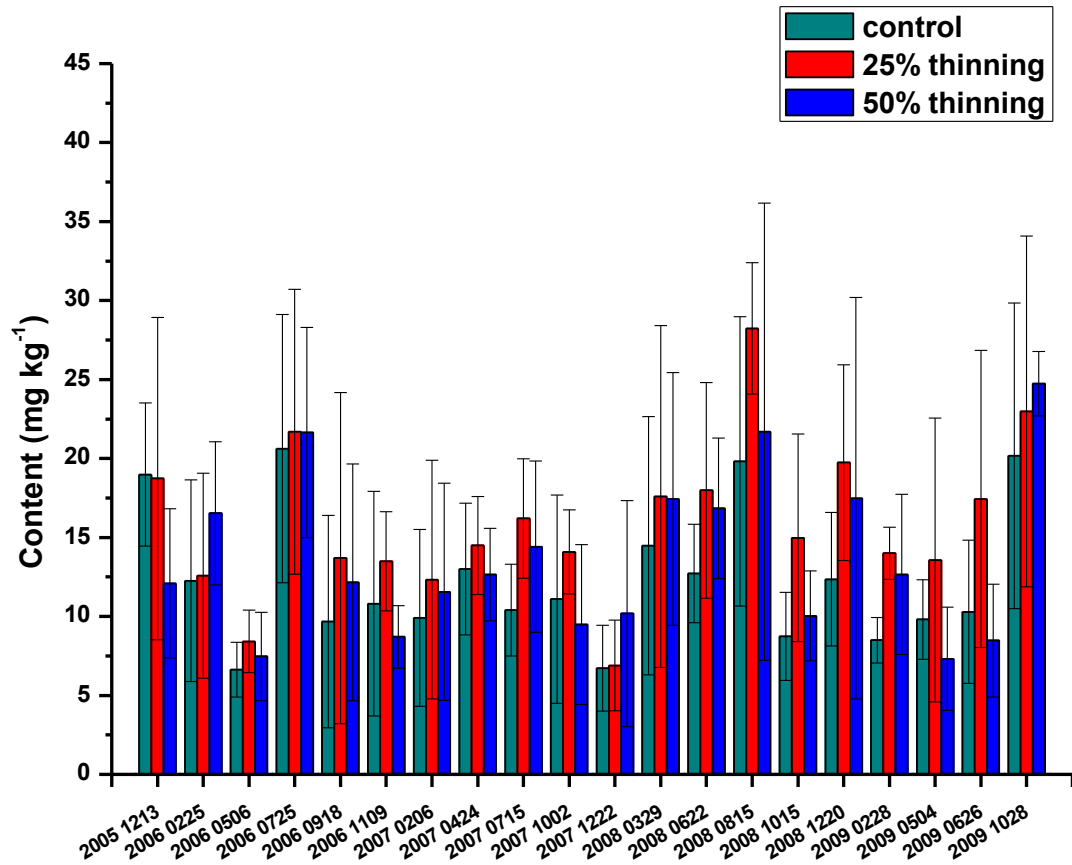
圖三、疏伐前後三種疏伐強度處理樣區之可交換性陽離子含量隨時間變化的關係



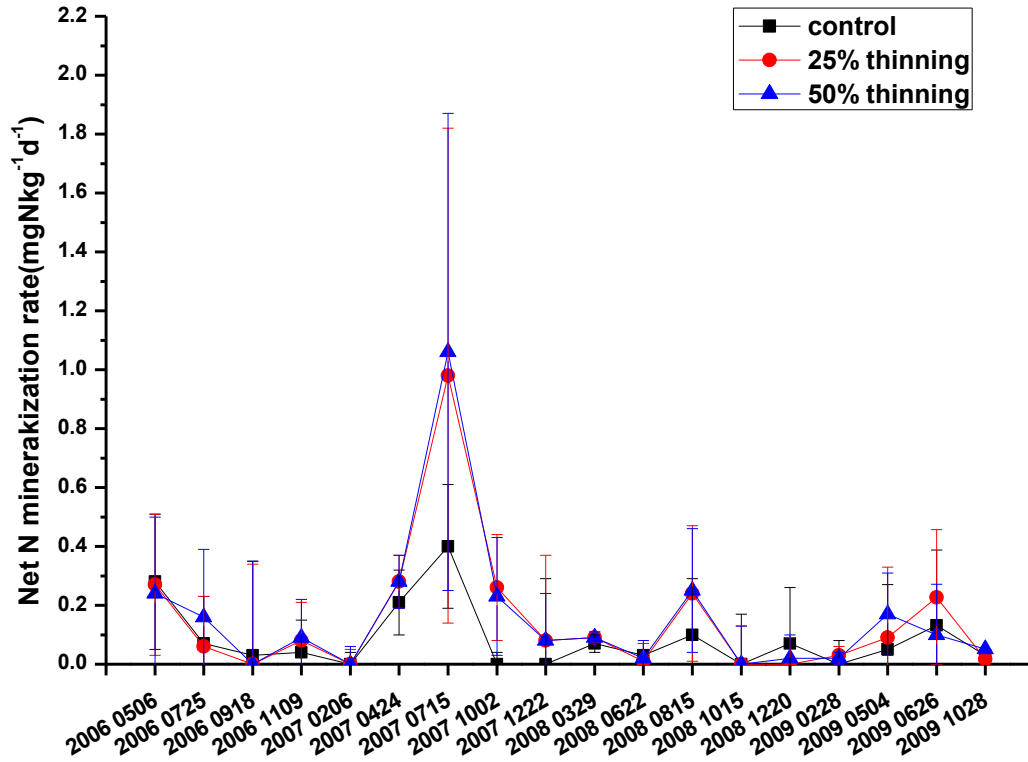
圖四、三種疏伐強度處理樣區之土壤銨態氮含量隨時間變化的關係



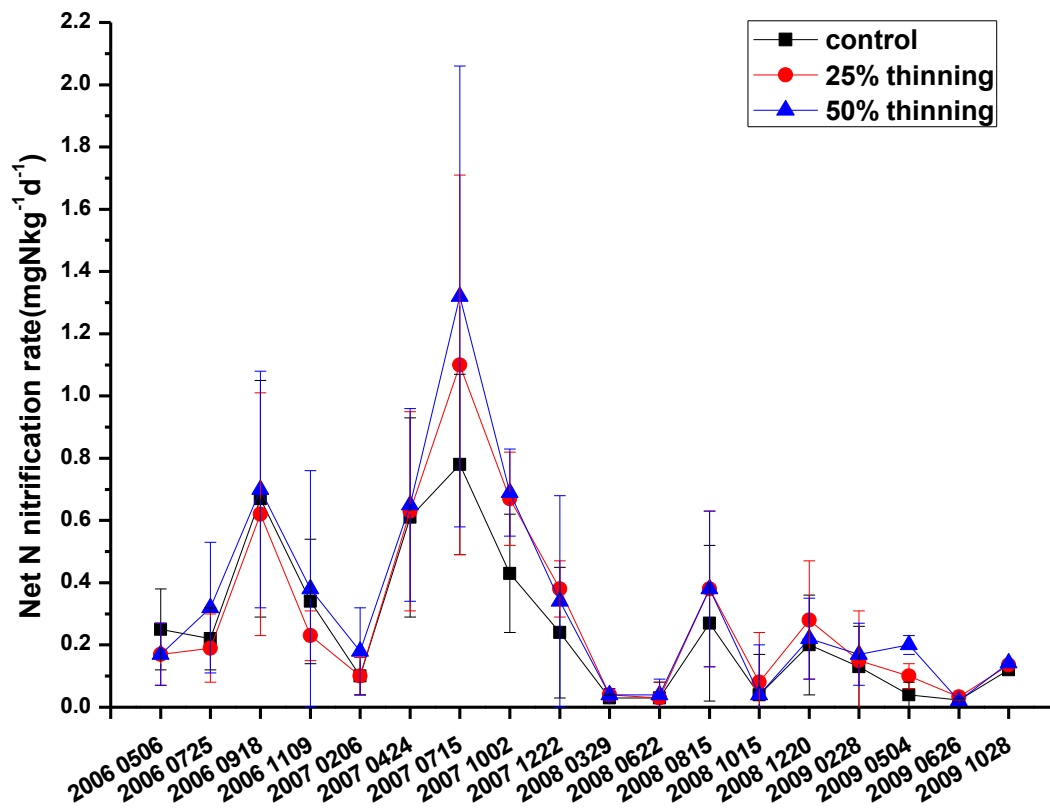
圖五、三種疏伐強度處理樣區之土壤硝酸態氮含量隨時間變化的關係



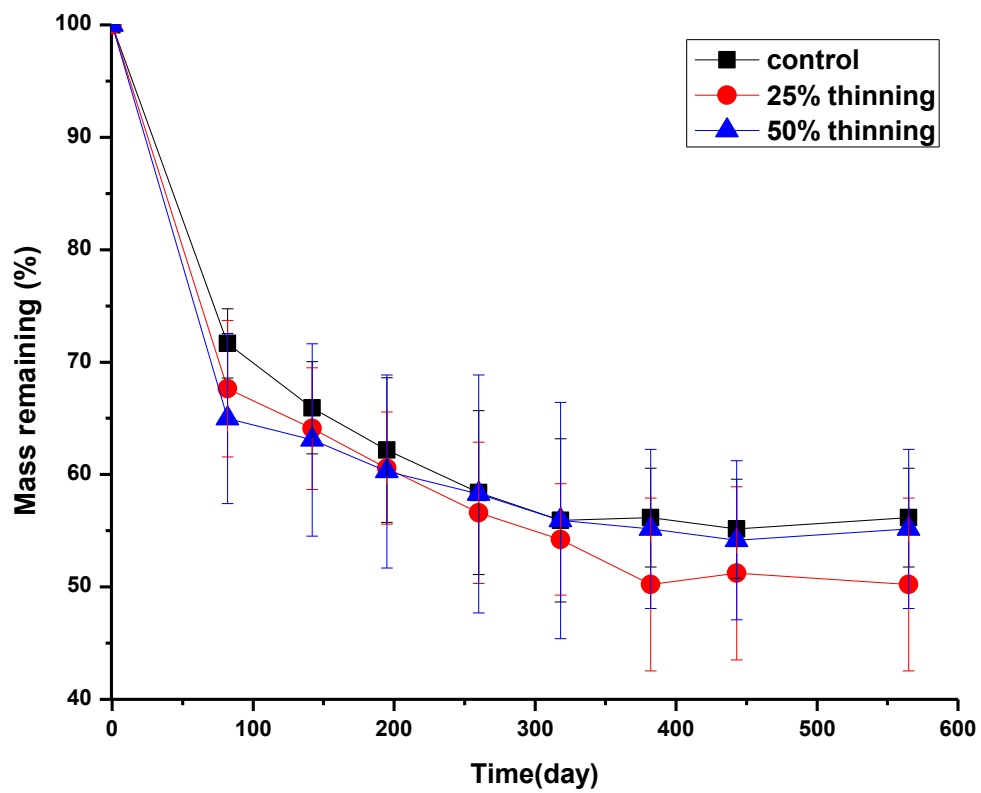
圖六、三種疏伐強度處理樣區之土壤總氮含量隨時間變化的關係



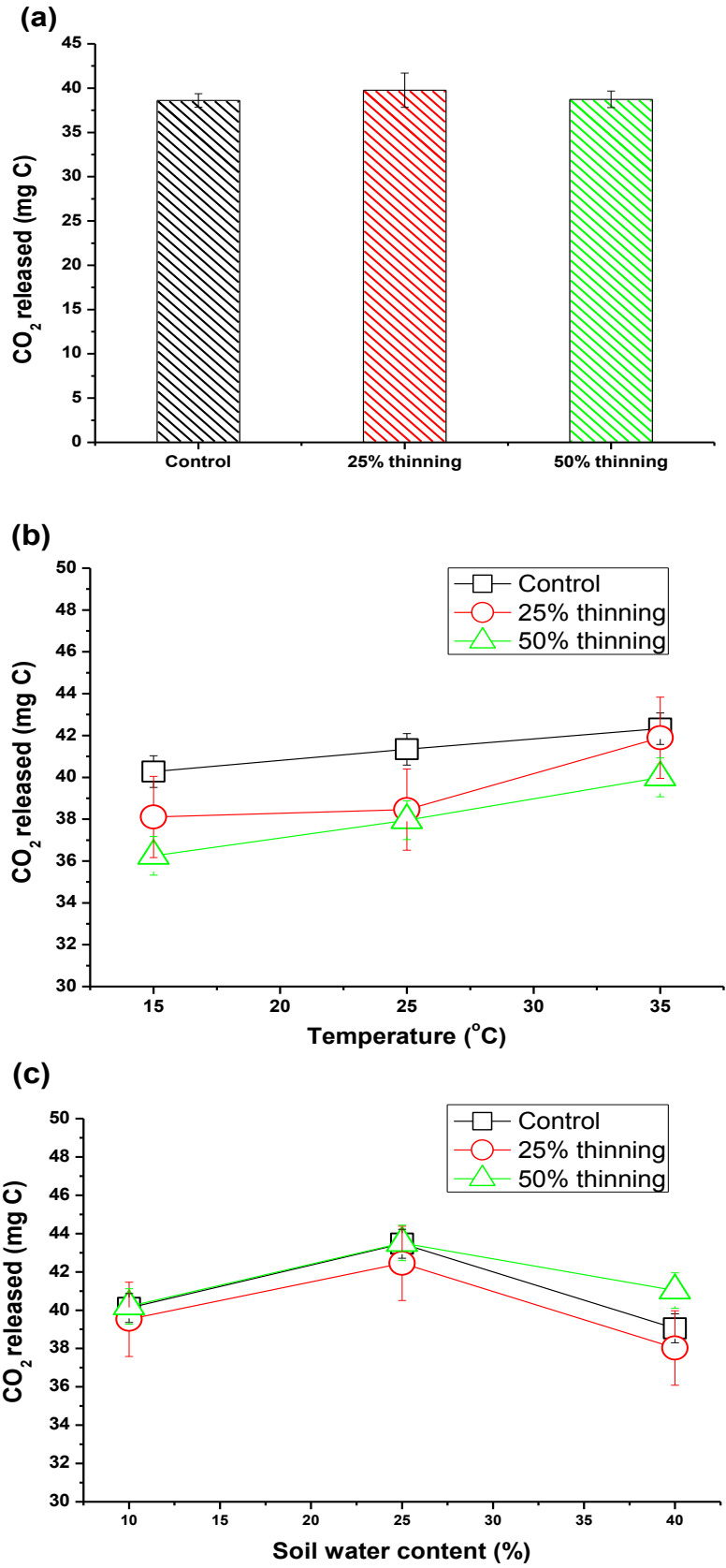
圖七、三種疏伐強度處理樣區之土壤氮礦化速率隨時間變化的關係



圖八、三種疏伐強度處理樣區之土壤氮硝化速率隨時間變化的關係



圖九、三種疏伐強度處理樣區之枯枝落葉殘留率隨時間變化的關係



圖十、在不同的實驗室條件下孵育六個月後柳杉枝葉的 CO₂ 釋放量:(a)不同土壤;(b)不同溫度;(c)不同土壤水分含量