

研究報告

人工林行列疏伐對地表及地下水文環境之影響

呂宗烜¹⁾ 梁偉立^{1,2)} 周坤宇¹⁾ 李勝倫¹⁾ 詹孟浚¹⁾

摘 要

臺灣就疏伐或皆伐對於水土資源的相關研究相當缺乏，本研究於新竹縣五峰鄉新竹林區管理處竹東事業區87、88林班之行列疏伐地（包含皆伐帶及下層疏伐帶）及未伐採地設置觀測樣區，對其環境基本特性及水文反應進行多項目調查，並探討皆伐帶、下層疏伐帶以及未伐採樣區間環境基本特性及水文反應差異。觀測結果可歸納為地表環境及深層地下環境之兩部分：就地表環境而言，皆伐帶及下層疏伐帶的地表植生覆蓋率皆很高且無明顯差異。皆伐帶、下層疏伐帶、未伐採樣區三者的土壤孔隙率平均值接近，但伐採作業等人為干擾程度會影響土壤孔隙率分布。皆伐帶的表層土壤呈現高含水率，其主要原因為雨水直接到達地表，進而產生較大的漫地流量。就較深層地下環境而言，伐採所造成的地表環境改變不足以影響較深層地中水流的分布，反而是地質分界、不連續介面等地質條件對地下水脈分布有較大的影響。藉由以上的結果可以得知，皆伐或疏伐的影響主要集中在近地表的水文環境，特別是皆伐帶為一水土反應變動較高的區域，在進行行列疏伐時，除了應避免於坡地凹處設置皆伐帶，同時需參考地質結構，避免地表環境的改變影響到深層水文反應的變化。

關鍵詞：地下水、行列疏伐、土壤孔隙率、土壤含水率、地表植生覆蓋率。

呂宗烜、梁偉立、周坤宇、李勝倫、詹孟浚。2015。人工林行列疏伐對地表及地下水文環境之影響。

台灣林業科學30(3):185-99。

¹⁾ 國立臺灣大學森林環境暨資源學系，10617台北市大安區羅斯福路四段1號 School of Forestry and Resource Conservation, National Taiwan Univ., 1 Roosevelt Rd., Sec. 4, Daan Dist., Taipei 10617, Taiwan.

²⁾ 通訊作者 Corresponding author, e-mail:liangwl@ntu.edu.tw

2015年1月送審 2015年6月通過 Received January 2015, Accepted June 2015.

Research paper

Effects of Row Thinning on the Surface and Underground Hydrological Environments

Tsung-Hsuan Lu,¹⁾ Wei-Li Liang,^{1,2)} Kun-Yu Chou,¹⁾
Sheng-Lun Li,¹⁾ Meng-Chun Chan¹⁾

【 Summary 】

Previous studies on the relationship between logging operations and soil and water conservation are rare in Taiwan. This study attempted to measure environmental characteristics and hydrological responses in a non-logged plot and row-thinned plots including clear-cut and low-thinned areas in forest compartments nos. 87 and 88 in the Zhudong working circle, Hsinchu Forest District. For observed results in the near-surface environment, coverage of the understory showed no differences between the clear-cut and low-thinned areas. Soil porosity in the near-surface layer was similar among the clear-cut, low-thinned, and non-logged areas. However, logging operations enlarged the variability of soil porosity. We found a higher surface soil water content in clear-cut areas than in low-thinning areas. This was due to the larger amount of rainwater reaching the surface in the clear-cut areas, where the amount of overland flow was greater than that in low-thinned areas. For the underground environment, the spatial distribution of groundwater was little related to logging operations, but was mainly controlled by geological conditions, such as a separation interface of bedrock. We concluded that clear-cut and low-thinned operations would greatly affect interactions of soil and water processes in the region near the surface but not in the region of the bedrock layer. To reduce potential influences of disturbances in the near-surface environment on the underground hydrological responses, it is unsuitable to set up clear-cut areas in valleys or geologically sensitive areas.

Key words: groundwater, row thinning, soil porosity, soil water content, understory coverage.

Lu TH, Liang WL, Chou KY, Li SL, Chan MC. 2015. Effects of row thinning on the surface and underground hydrological environments. *Taiwan J For Sci* 30(3):185-99.

緒言

傳統之人工林經營目的為木材生產，透過疏伐作業調整林木生育空間及木材收穫量，然而隨著森林的公益功能受到重視，造林之效益除了木材生產外，更強調其生物多樣性、棲地保育等生態環境效益。以林木生長量而言，疏伐後之林木胸徑及樹高皆具有較佳的生長趨勢，例如林齡達20年左右的柳杉林，雖其徑向生長已達趨緩，若經適度疏伐則可促進林木

生長(Weng et al. 2011, Lin et al. 2013)；其他的造林樹種如紅檜、臺灣杉等也有相同的趨勢(Li and Yen 2010)。疏伐亦可改變林內光環境，進而影響動植物族群數量或分布，例如在未疏伐的林分下雖可收集到較多的種子數(Sun et al. 2012)，但物種的增加或物種的存活率則以經疏伐的林分較高(Wang et al. 2009, Lin et al. 2010)。強度疏伐可重建下層植群或增加其複雜

性(Weng et al. 2011)；若是輕度疏伐，疏伐後4至5個月其林下植被可回復至接近疏伐前的狀態，鳥類分布密度雖在疏伐一個月後有明顯降低，約在疏伐4個月後即可回復至疏伐前的狀態(Tsai et al. 2010a, b)。因此疏伐對生物環境影響必須考慮到疏伐強度及時間尺度，例如Lin et al. (2009)及Huang et al. (2012)則指出疏伐初期對枯落物的產生並沒有顯著影響，最主要因子反倒是氣候因子，尤其以颱風對枯落物的生成影響最直接。

若探討疏伐對環境影響，水土資源為不可忽視的一環，然而相較於上述的研究面向，臺灣就疏伐或皆伐對於水土資源的相關研究相對缺乏，特別是疏伐的影響幾乎沒有前人研究，僅於林業試驗所蓮華池試驗林有數篇與皆伐相關的文獻可供參考，內容主要於蓮華池4號及5號集水區利用駢對集水區法探討皆伐對逕流量的影響。Hsia et al. (1982)指出，皆伐後的第一年和第二年的逕流增加量(比例)分別為450 (51%)和200 mm (58%)，主要是因為林木砍伐後，樹冠截留量與蒸發散量均降低，而土壤含水量增加所致。除了逕流量變化外，皆伐作業後也會提高集水區河溪中懸浮質濃度、泥砂輸出量(King et al. 1984)，但隨著下層植生或地表覆蓋的回復，伐採的影響可能隨之降低，例如Lu et al. (1987)藉由人工模擬降雨試驗結果發現，蓮華池裸露地區土壤沖蝕量甚大，但砍伐跡地則因地表覆蓋達80%以上，土壤沖蝕甚小。

相較於臺灣，歐美國家有大量的研究探討伐採對於水土資源的影響，其試驗空間尺度大，多以集水區為單位進行探討。Stednick (1996)彙整大量集水區資料，並分析伐採面積與逕流反應的關係，指出逕流量會隨伐採面積的上升而增加，但此趨勢僅限於伐採面積比例高於20%的集水區，當伐採面積為0~19%時，無論集水區的大小，伐採對逕流量的影響皆不明顯。Waterloo et al. (2007)於一集水區觀測皆伐前後的逕流反應，並指出皆伐後之基底流量、洪峰流量、土砂沖蝕量皆明顯上升。Guillemette et al. (2005)歸納50個駢對集水區的

觀測結果，指出伐採面積不應超過50%，如此可抑制伐採後洪峰流量的增加量。

反觀環境條件與臺灣較為相似的日本，因木材收益不高，加上林業工作者年齡結構逐漸偏向老齡化，修枝、疏伐等林木撫育作業因而大幅減少，使得林地呈現裸地的狀態，土壤剝離或沖蝕的狀況嚴重，雨水也無法入滲到土壤深處，促使漫地流或地表沖蝕的發生，這樣林地裸地化的狀態，在日本稱為「人工林荒廢」。日本多以坡地尺度探討此經營管理不佳的人工林之水土狀況，特別以「疏伐可改善林間的光環境、增加下層植生覆蓋，進而減少沖蝕量」的觀點探討疏伐對水土資源的效益。林地覆蓋(下層植生及枯枝落葉層)與土壤入滲能力有明顯的關係，林地覆蓋度越大，土壤入滲能也就越高，不但減少漫地流及地表沖蝕的發生，其森林水源涵養的效果也越大。若以水源涵養功能作為人工林經營管理的目標，可將入滲能作為一個參考指標(Hiraoka et al. 2010)，此乃根據現場下層植生的種類，配合適當的疏伐或撫育措施並設定目標入滲能值，透過疏伐來調節下層植生或是林地覆蓋度，以達到經營計畫目標(Fukata et al. 2006)，進而評估森林水源涵養功能的經濟效益(Nanko et al. 2010)。

相較於日本將人工林之水土保持議題視為國家型的戰略研究計畫，臺灣目前就人工林疏伐對水土資源影響之探討有限，「疏伐作業對人工林之水源涵養的影響為何？」或是「疏伐作業對人工林之土砂生產關係為何？」仍無法清楚說明。因應以上背景，本研究於新竹縣五峰鄉新竹林區管理處竹東事業區87、88林班之行列疏伐地及未疏伐地設置7處觀測樣區，對其環境基本特性及水文反應進行多項目調查，除一窺臺灣人工林中水土資源概況，並探討行列疏伐樣區中的皆伐帶、下層疏伐帶以及未伐採樣區之間的環境基本特性及水文反應差異。

材料與方法

一、研究地概述

本研究區域位於新竹縣五峰鄉新竹林區管

理處竹東事業區87、88林班地(圖1a)，海拔介於1250~1450 m之間。根據中央氣象局太閣南氣象站雨量資料(距研究地3.3 km)，2013及2014年平均雨量分別為3434及1633 mm，雨量集中在3~10月(月平均雨量分別為391及163 mm)，主要來自梅雨、颱風所帶來大量雨水；11~2月主要受冬季東北季風影響，雨量較少(月平均雨量分別為76及83 mm)。五峰鄉內高山林立，87、88林班地東臨油羅山，根據中央地質調查所的資料，觀測地位於漸新世巴陵層的「凝灰岩、安山岩質岩流」(圖1b深色區域，圖1c)、「硬頁岩、板岩夾砂岩」(圖1b淺色區域，圖1d)之

交界，交界橫切坡向，無論是觀測地邊坡裸露岩，或是林班地聯絡道路之羅山林道沿途零星的土石崩落，均可觀察到兩者的存在(圖1c、d)。87林班地植生主要為36年生香杉、柳杉人工林(12 ha)，88林班地為33年生臺灣杉、柳杉、臺灣肖楠人工林(7.5 ha)。兩林分於2011年進行行列式疏伐，包括皆伐帶及下層疏伐帶，縱向皆伐帶與坡向平行(垂直於等高線)、寬約8~10 m，其餘區域皆採取下層疏伐，以整體株數疏伐率30~35%為目標，調整下層疏伐強度。行列疏伐結束之同年10月於皆伐帶栽植烏心石苗木，栽植間距約2~3 m。88林班下坡處之皆

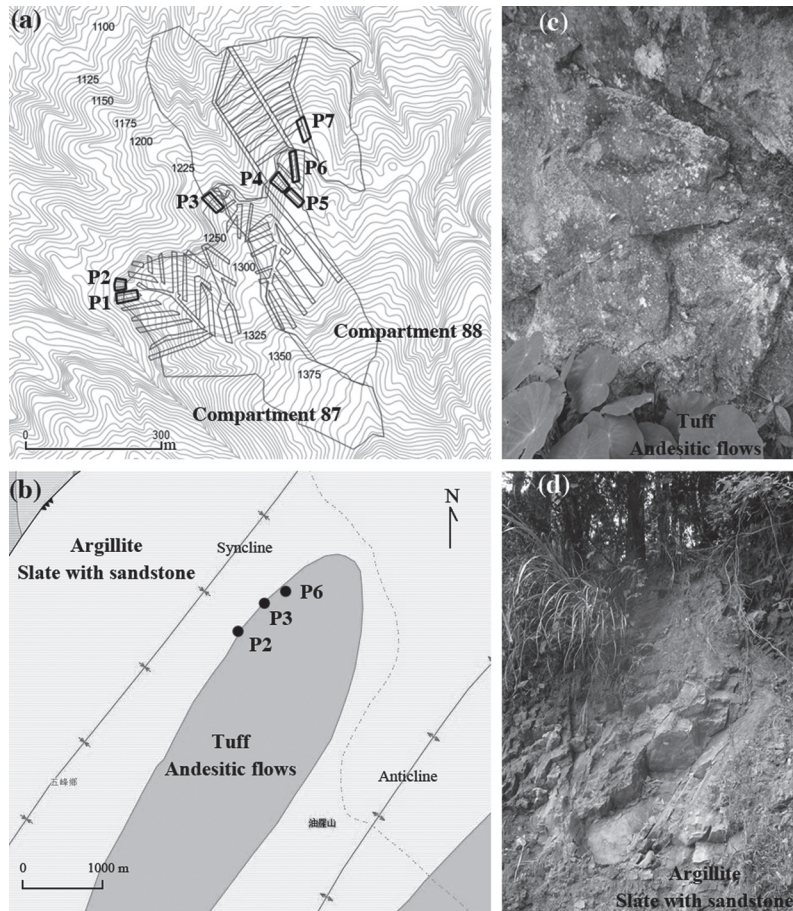


Fig. 1. (a) Contour map, row-thinned areas, 7 observation plots, and (b) geological map of the forest compartment nos. 87 and 88 at the Jhudong workstation. Photos of (c) tuff and andesitic flows and (d) argillite and slate with sandstone were taken around the observation plots. Information of the geological map was provided by Central Geological Survey.

伐帶分為縱向及橫向，分別垂直、平行於等高線，伐採作業於2014年5月陸續進行，目標之整體株數疏伐率亦為30~35%。

為了瞭解疏伐對淺層及深層水文反應之影響，本研究於2013年10月~2014年7月選擇6個行列疏伐地及1個未伐採地作為樣區(圖1a)，樣區1~6包括皆伐帶(clear-cut area)及下層疏伐帶(low-thinned area)，其調查資料代表伐採作業完成兩年後之環境特性。各樣區坡長介於22~66 m，坡度介於6.7~47.2°(表1)，均屬於平直坡面。皆伐帶地被密布蕨類、草類等下層植生以及伐倒木的部分枯枝殘材，下層疏伐帶地表面則覆蓋有較厚的枯枝落葉層，皆伐帶、下層疏伐帶地表均有化育良好之有機質層。樣區7所位於未伐採之人工林，林分鬱閉、下層植生亦茂密，該樣區於2014年6月底完成行列式疏伐作業，本文中樣區7的調查資料均為疏伐作業前完成收集，因此可代表未伐採地(non-logged area)之環境特性。

二、研究方法

為了瞭解皆伐帶、下層疏伐帶以及未伐採樣區間環境基本特性及水文反應間的差異，本研究進行多項調查(表2)，包括植生覆蓋度、土壤孔隙、水文地質狀況等環境基本特性，以及地表沖蝕、表層含水率分布、深層地中水流音等水文反應(圖2)。

(一) 地表植生覆蓋度調查

於各樣區進行柳杉、臺灣杉等林木位置調查，並於樣區1~6中選擇皆伐帶、下層疏伐帶中共28處進行地表植生覆蓋度調查。地表植生覆蓋度調查採用影像分析法，首先於地表擺設1×1 m之採樣框，以數位相機於固定高度(約1 m)垂直拍照，之後利用ImageJ軟體進行地表植生覆蓋率影像分析，其分析原理為選定目標物之色調範圍，接著計算其面積比例。本研究以照片中綠色之面積比例，推估下層植生覆蓋度。

(二) 林地土壤採集調查

於樣區4及樣區7之內選擇三個採樣區域，在每個採樣區域內以100 mL採土罐各採取12個不擾動土壤樣本，其中9個採取地表下深度5~10 cm之土樣，另外3個分別採取20~25、35~40、50~55 cm之土樣，以分析皆伐帶、下層疏伐帶、未伐採地之土壤孔隙率。各土樣之孔隙率以重量法推估，亦即藉由土樣之飽和與絕乾狀態的重量差值，及水之密度為1 g⁻¹mL推算土壤孔隙體積，並計算土壤孔隙體積百分比。

(三) 漫地流及地表沖蝕量調查

於樣區4的皆伐帶及下層疏伐帶分別設立一個沖蝕量觀測區域，觀測區域之坡度皆約30°，長3 m、寬1.5 m，上坡處及側邊皆用浪板阻

Table 1. Topographic characteristics of each observation plot

Plot	1	2	3	4	5	6	7
Slope gradient (°)	32.6	47.2	27.2	37.2	6.7	20.5	9.9
Logging length (m)	55	22	44	36	55	66	N/A
Slope aspect	W	W	NW	NW	NW	N	NW

Table 2. Investigation items and sample sizes of observation plots

Investigation item	Plots	Sample size
Understory vegetation coverage	1, 6	28
Soil porosity	4, 7	36
Overland flow and surface erosion	4	2
Surface soil water content	1~7	759 (105~116 for each plot)
Groundwater flow sounding	1~7	719 (90~109 for each plot)
Electrical resistivity tomography	3, 6	4 (2 for each plot)

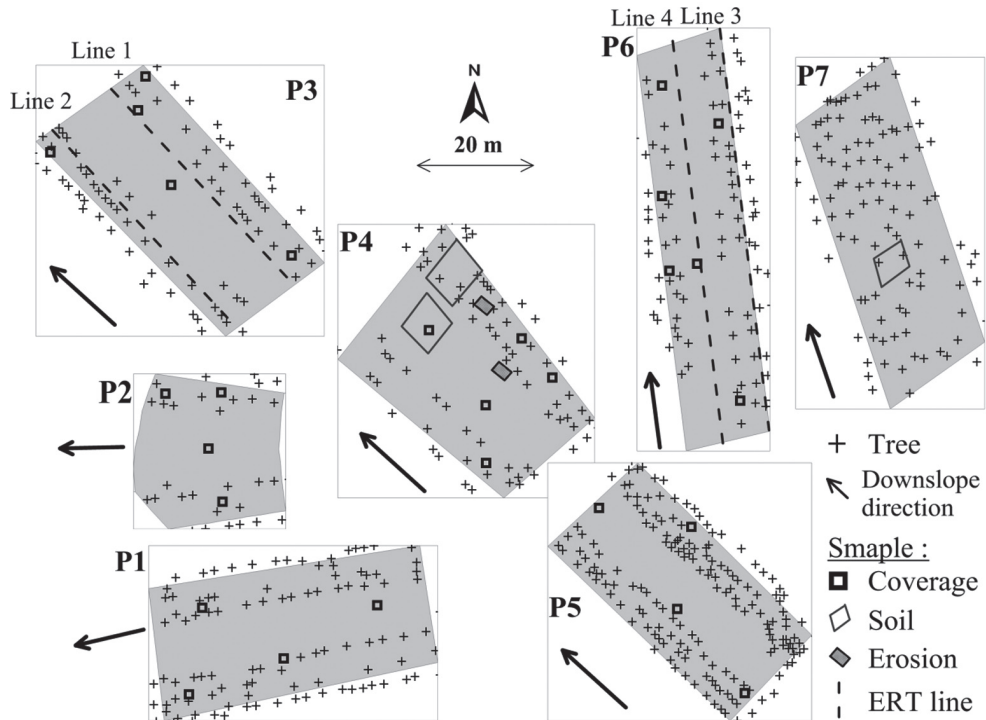


Fig. 2. Tree locations and measurement locations of coverage, soil samples, surface erosion, and electrical resistivity tomography (ERT) in the 7 observation plots.

隔，防止觀測區域外漫地流或地表沖蝕土砂、枯枝落葉進入。下坡處架設一集水管槽，收集漫地流及地表沖蝕物於收集袋中，定期將收集袋帶回室內烘乾秤重，主要分離水量、沖蝕之土砂及枯落物。

(四) 地表含水率調查

為評估表層土壤含水率的空間分布，本研究使用手持式時間領域反射儀(Hydrosense II, Campbell Scientific, USA)，測量表層土壤(深度0~12 cm)之平均體積含水率。樣點間隔約4~5 m，均勻分布於各樣區中且空間測量解析度高(表2)，因此可以掌握皆伐帶、下層疏伐帶、未伐採地之表層土壤含水率的空間分布。

(五) 地中水流音調查

地下水於通氣帶流動時，其所含氣泡、水膜的破裂會產生聲響及震動，因此可利用地中水流音探測來掌握地下水脈的位置(Tada et al.

2007)。為評估深層地下水脈空間分布，本研究採用地中水流音測量儀(GAS-03, TAKUWA, Japan)，其為一加速度感測器，利用不鏽鋼探針上方之感測器接收地中水流之音響震動。現階段此調查技術還難以率定加速度大小與深度之間的關係，換言之難以準確測量地下水脈流動速度、多寡、位置，因此僅能就量測位置之音響震動強度大小來研判該位置地下水流存在的可能性。同上述地表含水率調查，樣點勻分布於各樣區中且空間測量解析度高(表2)，因此可以掌握皆伐帶、下層疏伐帶、未伐採地之潛在地下水脈位置。

(六) 大地比電阻法調查

水文地質調查方法中，大地比電阻法為一常被應用之方法(Lu and Liang 2014)，其原理係利用直流電經由一對電流極將電通入地下，建立人為電場，藉由地層間介質不同、導電性之差異，並利用另一對電位極測量電場在電位

極之間造成的電位差，藉此求出地層之視電阻值，再經逆推反算分析，求得觀測地之比電阻值(Loke and Baker 1996)。本研究使用大地比電阻儀(POLARES, PASI, Italia)進行野外施測，於樣區3、6建立4條測線，設置16根電極，電極間距約1.5~3.5 m。大地比電阻法有數種電極排列方式，每種所探測的解析度與最大探測深度不同，本研究採Dipole-Dipole法及Wenner法，分別施測於4條測線，以推估皆伐帶及下層疏伐帶之水文地質特性。

結果

一、地表植生覆蓋率

圖3顯示皆伐帶及下層疏伐帶內地表植生覆蓋度分布，皆伐帶及下層疏伐帶之地表植生覆蓋率平均值為80.1及79.6%，雖然皆伐帶地表植生覆蓋率分布較下層疏伐帶集中，就平均值而言，皆伐帶及下層疏伐帶的地表植生覆蓋率皆很高且不具明顯差異，因此就地表植生可減緩雨滴衝擊進而抑制地表沖蝕而言，皆伐帶與下層疏伐帶均具有同等的能力。現場觀察發現，除了樣區7在執行行列疏伐後(2014年6月底)，因疏伐木之搬運干擾地表，使下層植生覆蓋明

顯減少外，其他樣區中無論是皆伐帶或下層疏伐帶其下層植生皆可稱茂密；換言之，就觀測地的環境特性而言，即便疏伐甚至皆伐工程干擾地表，在1~2年內下層植生即可回復。

二、土壤孔隙率

皆伐帶及下層疏伐帶地表下深度5~10 cm之土壤孔隙率平均值皆為81% (圖4a)，未伐採樣區為80%，三個採集樣區的土壤孔隙率平均值無明顯差異。但就各群組之土壤孔隙率分布範圍，皆伐帶之孔隙率變異較大，下層疏伐帶次之，未伐採樣區則較小，推估此結果反映出人為干擾的程度。皆伐帶之人為干擾程度最大，使得孔隙率的變異最大；下層疏伐帶之人為干擾及孔隙率變異屬於中程度；未伐採樣區之孔隙率變異最小。另外比較深度5~10 cm(圖4a)及深度20~25、35~40、50~55 cm之土壤孔隙率大小(圖4b)，下層疏伐帶及未伐採樣區深度5~10及20~25 cm孔隙率相似，但皆伐帶深度20~25 cm孔隙率明顯較5~10 cm低；至於深度35~40或50~55 cm處，三者之孔隙率急遽下降，分布在65~75%之間。由以上結果可知，皆伐帶、下層疏伐帶、未伐採地之地表到深度50~55 cm之孔隙率皆在65%以上，具有高水分涵養或

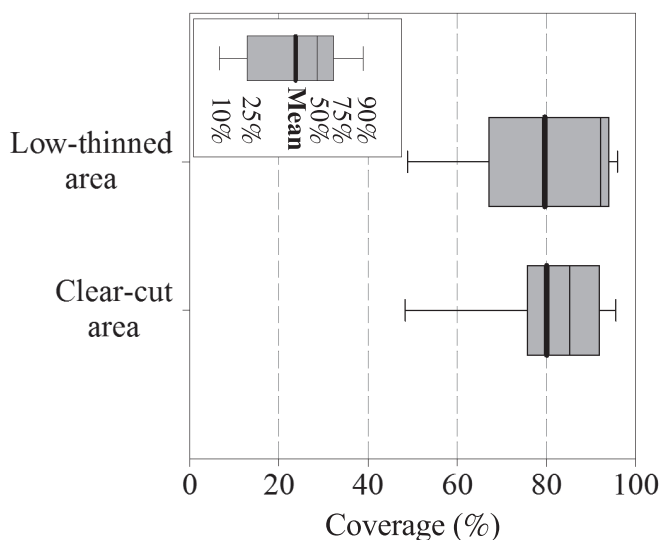


Fig. 3. Coverage of understory vegetation in the clear-cut and low-thinned areas shown by box plots.

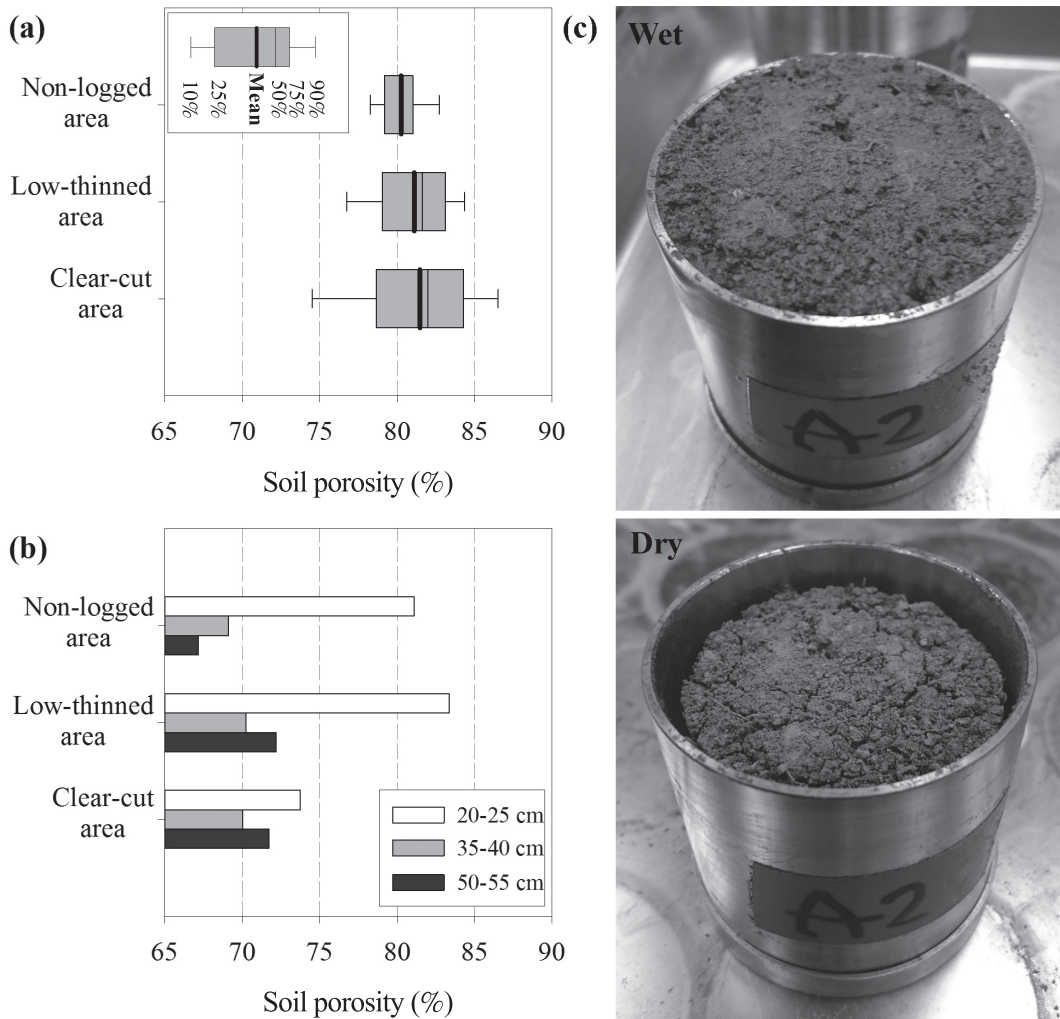


Fig. 4. Soil porosity at the (a) 5~10-cm depth, and (b) 20~25-, 35~40-, and 50~55-cm depths in the clear-cut, low-thinned, and non-logged areas, and (c) photos of undisturbed soil samples in a saturated condition and an absolute dry condition.

是滲透能力，且越接近地表其能力越高；但疏伐作業可造成部分地點之孔隙率偏高或偏低，影響孔隙率空間分布。

以上結果顯示樣區土壤整體具高孔隙率，為確認其正確性，於2015年4月於原採樣地點再次採取5個土樣進行孔隙率試驗，試驗結果顯示皆伐帶及下層疏伐帶地表下深度5~10 cm之土壤孔隙率平均值皆為80%，與上述結果無明顯差異，但原未伐樣地於此時已完成伐採，該地點所測得之孔隙率平均值為83%，略高於伐採前

之調查值，證明伐採作業對於地表土壤孔隙率有顯著影響。圖4c為飽和及絕乾之不擾動土樣狀態，若將絕乾土樣加以擾動並壓實後，總體體積明顯降低，此證明樣區土壤具高膨脹性及孔隙率。

三、漫地流及地表沖蝕量

本研究於2014/4/28、6/1、7/22收集三次漫地流及地表沖蝕量資料，根據中央氣象局太閤南氣象站的雨量資料，第一次收集前的累積

月雨量及之後兩次收集間隔的累積雨量分別為 140.5、376、223.5 mm，結果顯示皆伐帶的漫地流量大於下層疏伐帶(圖5)，主要原因是皆伐帶缺乏樹冠遮蔽，雨水到達地表的量較多，導致皆伐帶中的漫地流較下層疏伐帶多。然而土砂沖蝕量或枯落物沖蝕量則顯示相反的結果，具有較多漫地流的皆伐帶其土砂沖蝕量或枯落物沖蝕量均較下層疏伐帶少。調查時間點反映出伐採後兩年的環境狀況，雖然皆伐帶與下層疏伐帶之伐採方式、潛在對地表干擾程度不同，根據下層植生覆蓋率調查結果(圖3)，兩者之間並無明顯差異，顯示伐採方式差異的影響在兩年後並不明顯。根據現場觀察，皆伐帶地表面的枯枝落葉較下層疏伐帶少，因此皆伐帶中漫地流能沖蝕出的土砂或枯落物量較少；反之，下層疏伐帶雖然漫地流較少，但潛在的沖

蝕材料較多，因此導致皆伐帶與下層疏伐帶間漫地流與沖蝕量不同的反應。

四、表層土壤含水率分布

於2013/12/26~28、2014/1/2~4、2014/2/20分別測量樣區1~3、4~6、7之表層含水率空間分布，各施測日前一週內均有降雨發生，其一週之累積降雨量分別為47、8、53 mm，加上冬季蒸發散量理應較小，因此施測日之土壤應屬於較濕潤狀態。各樣區所有樣點之平均土壤含水率介於29.6~37.1%，其標準差介於7.7~9.6%之間。根據各樣區表層含水率之次數分布直方圖(圖6)，皆伐帶的表層含水率多集中在高含水率區間，下層疏伐帶則集中在低含水率區間，位於皆伐帶與下層疏伐帶之交界區域的含水率分布範圍則介於兩者之間，此結果顯示出各樣區中皆伐帶、下層疏伐帶、交界帶三者表層含水率結構上的差異。

表層含水率空間分布也可發現皆伐帶與下層疏伐帶間的差異(圖7)，樣區1~6皆伐帶之表層含水率較下層疏伐帶高，此乃皆伐帶雨水直接到達地表，而下層疏伐帶之林冠截留部分雨水、減少到達地面的雨水量，使得皆伐帶之含水率較下層疏伐帶為高。至於未伐採的樣區7，其含水率空間分布與林木位置並未顯示明顯趨勢。

五、地中水流音分布

圖8顯示各樣區的地中水流音分布，同上述表層含水率調查時間，自2013年底至2014年初分別對各樣區進行。各樣區之地下水流音響強度大小分布不均，除了樣區2下坡部位具有較高的地下水流音外，其他樣區較高地下水流音零散分布於坡地中。就植生分布而言，各樣區地下水流音響強度大小與林木位置無明顯關係，研判地表植生分布非地下水脈分布的影響因子。雖然對於平直坡面、陡坡環境中，地下水流易匯集於下坡處，這樣的情形只發現在坡度最大的樣區2(表1)，其餘樣區並無發現此現象，因此研判坡度或地表地形也並非地下水脈分布的主要因子。樣區位於火山岩及沈積岩之

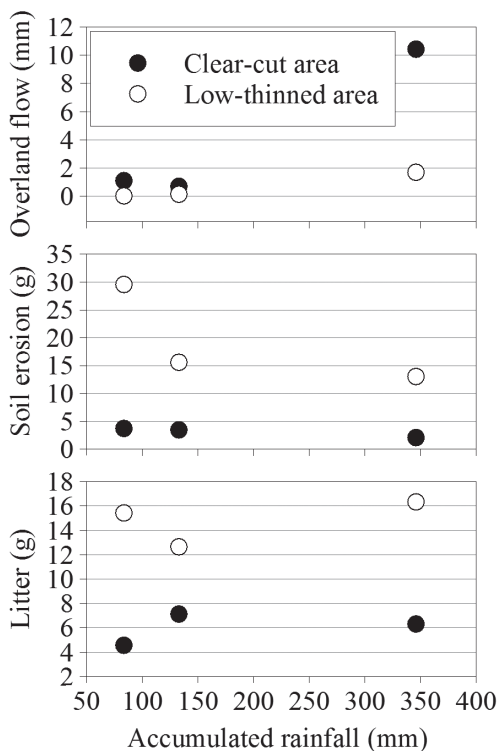


Fig. 5. Relationships between accumulated rainfall and amounts of overland flow, soil erosion, and litter in the clear-cut and low-thinned areas.

交界處(圖1b)，地質分界或不連續介面常為風化作用高或是水流匯集處，研判地質分布狀況對於地中水脈的分布的影響較高；再者，高地下

水流音分布雖然零散，但坡地橫向的連結性較縱向明顯(如樣區2、3、6)，反映出橫切於樣區坡向之地質交界背景。

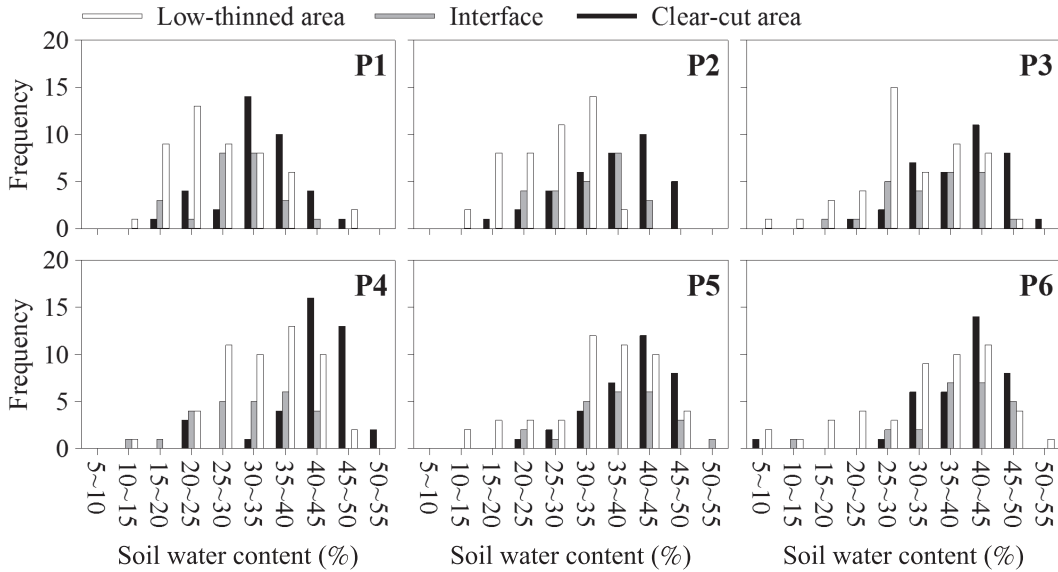


Fig. 6. Histograms of soil water contents in the clear-cut, low-thinned areas, and the interface area between the clear-cut and low-thinned areas.

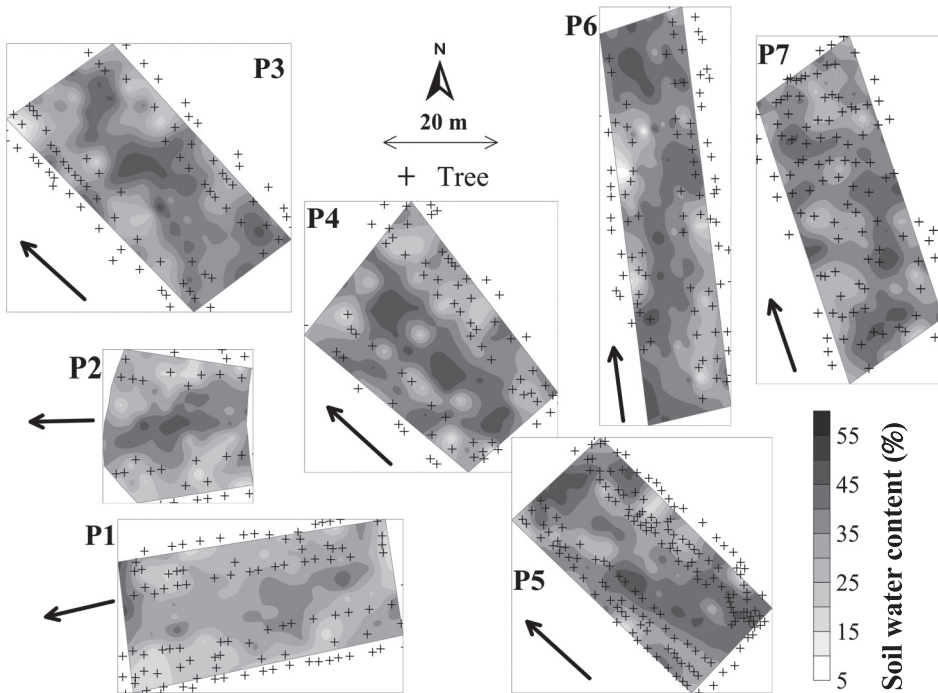


Fig. 7. Spatial distributions of the surface soil water content in each plot.

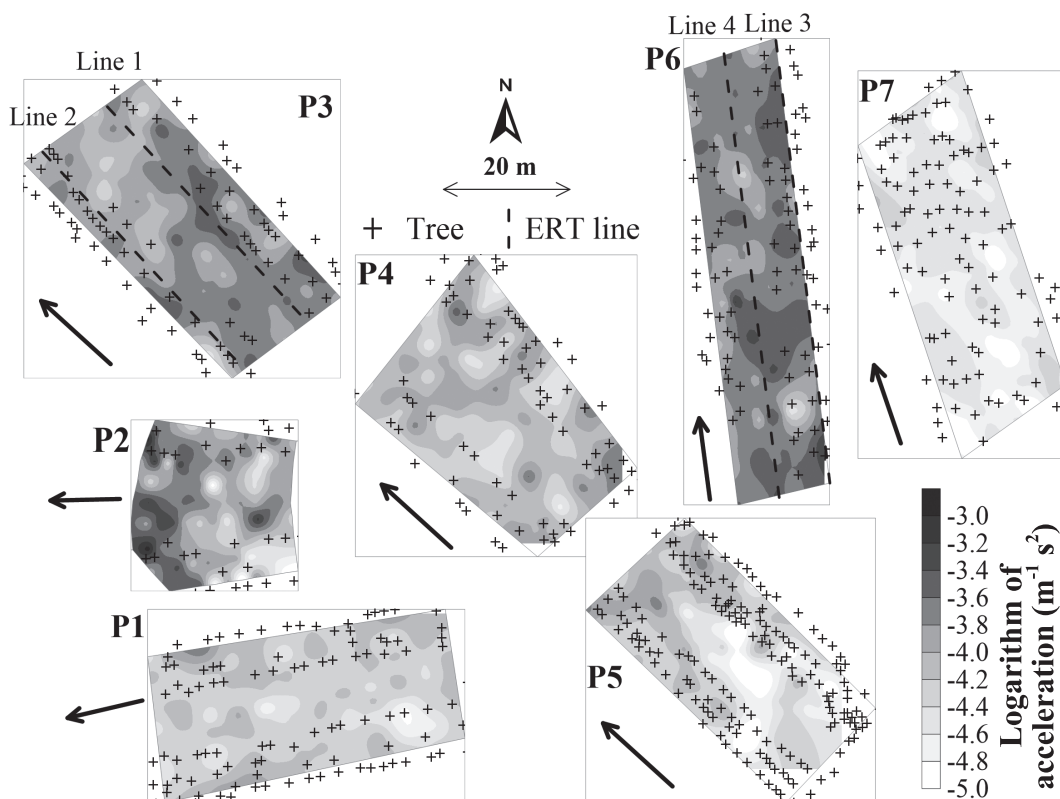


Fig. 8. Spatial distributions of groundwater flow sounding in each plot.

六、大地比電阻分布

於2014/6/21~23以Wenner法及Dipole-Dipole法兩種電極排列法，測量測線1、2（樣區3）和測線3、4（樣區6）之大地視電阻分布，並分析繪製各測線之大地比電阻成像圖（圖9）。一般而言，比電阻值大表示地質結構較疏鬆或水分狀態較乾燥，而比電阻值小則表示地質結構較緻密或水分狀態較濕潤，而四條測線均呈現比電阻值隨著深度而降低，符合學理上的認知。比較皆伐帶與下層疏伐帶表層比電阻值的差異，雖然皆伐帶含水率較高（圖7），預期皆伐帶測線1、4表層比電阻值應較下層疏伐帶測線2、3較低，然而這樣的推論並未顯示於比電阻分析結果上，研判大地比電阻法解析度還不足以反映出尺度較小的表層含水率變異，而是呈現出空間尺度較大的水文地質狀態。

就施測法特性而言，Wenner法對垂直方向的變化有較佳的解析度，適合探測水平地質

結構，而Dipole-Dipole法對水平方向的變化有較佳之解析度，適用於垂直地質的結構(Loke 2001, Feng et al. 2010)，因此可藉由兩方法分別研判垂直及水平方向的水文地質結構。就Wenner法施測結果，各測線比電阻值呈現層狀分布，圖中兩條垂直參考線之間為測量解析度較高之區域，若比較此區域之層狀分布，除了測線1各層次的厚度較均一外，其他測線中各層次的厚度依坡地位置而異，特別是測線2之變異較大。若以Dipole-Dipole法配合Wenner法施測結果加以判讀，以水文的觀點大致可以將地層粗分為二，較淺層的水平參考線約為土壤與基岩面的交界位置，各測線的土壤厚度約在2 m以內，降雨中飽和土壤水易集中於此交界。此外，比電阻探測雖然可探知潛在地下水之空間分布，但不易得知地下水流動動態，若配合各測線地下水流音空間分布（圖8），較深層的水平參考線呈現出比電阻較高處地下水流音也較

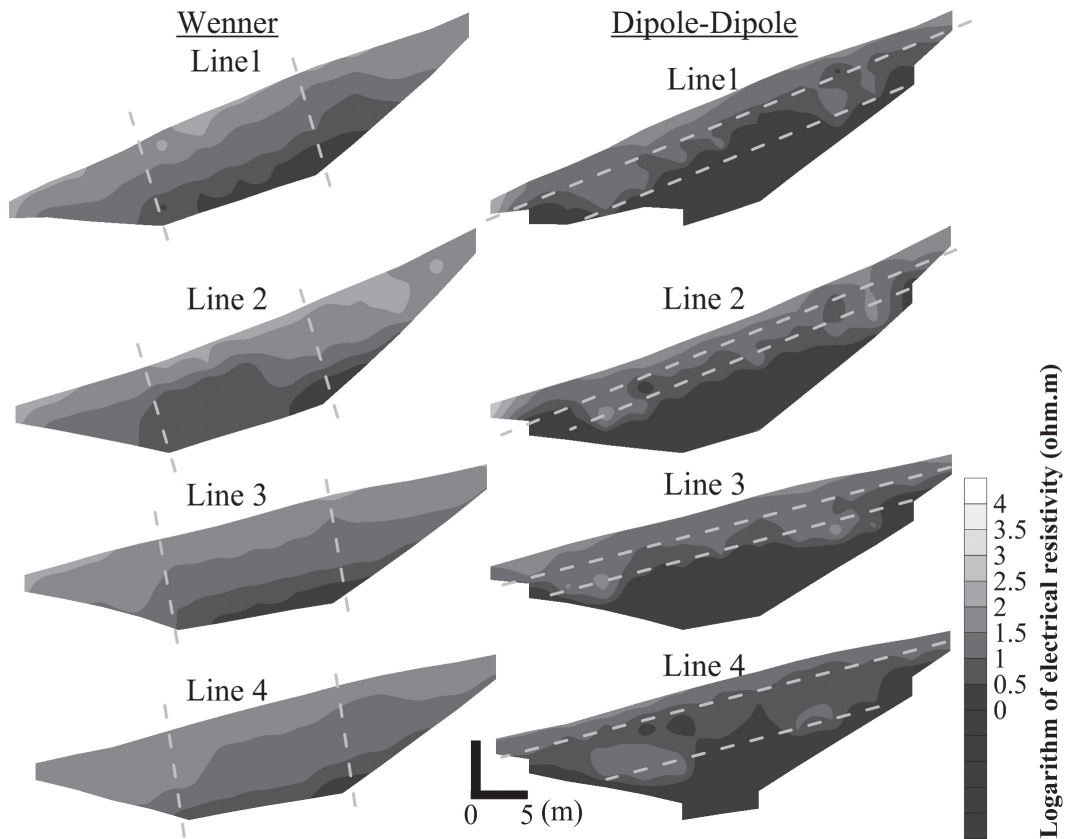


Fig. 9. Electrical resistivity tomography for each measurement line in plots 3 and 6. Dashed lines indicate vertical and horizontal reference lines.

大，研判較深層的水平參考線附近應為岩層中水流移動較為明顯之區域。以上的結果均顯示地下水分布或動態主要受地層結構之影響，表層植生的改變、伐採作業之異同，均不至於影響到地下水或地下水文地質的空間分布。

討論

歐美國家相關研究空間尺度較大，多以集水區為單位進行探討，皆伐或是一定強度以上的疏伐均會造成集水區逕流量的增加。臺灣雖然缺乏疏伐或皆伐對水土資源影響的相關研究，就蓮華池試驗林皆伐後的試驗結果，也顯示逕流量增加的現象。相對於集水區尺度的研究，日本多以坡地尺度探討疏伐對水土反應的效益，就地形、地質、氣候等環境條件來說，

相較於歐美國家，日本的疏伐作業及水土保持策略較能適用於臺灣，但需要考慮到臺灣的環境條件。

日本的研究建議若以水源涵養功能作為人工林經營管理的目標，經營管理計畫中可以將入滲能作為一個參考指標，設定目標入滲能值，並透過疏伐來調節下層植生或是林地覆蓋度(下層植生及枯枝落葉層)，以達到經營計畫目標。這樣的策略乃因日本經營管理不佳人工林呈現裸地的狀態、下層植生缺乏。然而以竹東事業區第87、88林班地的氣候及環境條件而言，無論有無疏伐或是疏伐的方式為何，其下層植生皆茂密，分析數據也顯示無論是皆伐帶還是下層疏伐帶，地表覆蓋率平均值為80%左右，且表層土壤孔隙率高達65%以上，研判土壤具有相當高的入滲能。再者，由於臺灣位於

亞熱帶，除了少數栽植過密的人工林或缺乏土壤的崩場地外，地表植生或下層植生可在短時間內覆蓋地表，少有日本荒廢人工林的狀態。因此日本以下層植生作為疏伐策略或水土資源指標的方式，於臺灣的適用性有待商榷。

基於臺灣就疏伐對水土資源的影響幾乎未有前人研究資料，本研究以坡地尺度評估疏伐對水土資源的影響，並採取多項目調查以一窺人工林中水土資源概況，並發現疏伐的影響主要集中在近地表的水土環境，對於較深層之影響不顯著。本研究僅於新竹林區管理處竹東事業區設置樣區及觀測，其觀測結果是否能代表臺灣人工林之環境特性可被質疑，也因此相關研究調查案例的累積有其必要性，以作為人工林經營管理策略中水土資源影響評估的依據。無論是空間尺度或是時間尺度的擴大，若要釐清育林撫育作業對人工林水土資源的影響，藉由永久樣區的建立或長期的監測體制會是未來不可或缺或的項目，特別是臺灣特殊的環境、氣候條件下，國外的研究結果未必適用，更顯現臺灣人工林環境調查資料累積、監測上的必要性。

結論

本研究以坡地尺度調查行列疏伐中皆伐帶、下層疏伐帶與未伐採地之水土資源狀態，針對環境基本特性及水文反應採取多項目調查，以瞭解疏伐對水土資源的影響。對於水文反應相關觀測項目，由於樣區間各項調查時間點並非一致，難以探討樣區間的差異，僅能就樣區內的差異來研判疏伐對水土資源反應的影響，其結果可歸納為地表環境及深層地下環境之兩部分。

就地表環境而言，皆伐帶及下層疏伐帶的地表植生覆蓋率皆很高且無明顯差異；皆伐帶、下層疏伐帶、未伐採樣區三者的表層土壤孔隙率平均值接近，但皆伐帶的土壤孔隙率變異最大，下層疏伐帶次之，未伐採樣區的土壤孔隙率變異最小，顯示人為干擾的程度可能會影響土壤孔隙率分布。皆伐帶的地表呈現高含水率，下層疏伐帶明顯較皆伐帶乾燥，其主要

原因為皆伐帶中雨水直接到達地表，而下層疏伐帶地區因林冠截留作用，使得到達地表的雨水量較少，也因此皆伐帶的漫地流量大於下層疏伐帶。然而下層疏伐帶中土砂或枯落物沖蝕量皆多於皆伐帶，其原因為下層疏伐帶枯枝落葉較多，因此即使少量的漫地流也可帶動枯枝落葉及表層土壤。就較深層地下環境而言，皆伐帶、下層疏伐帶等地表環境、植生條件的變化與地中水流無明顯相關，推測樣區因疏伐所造成的地表環境改變不足以影響較深層地中水流的分布，反而是地質分界、不連續介面等地質條件對地下水脈分布有較大的影響。

藉由以上的結果可以推論，疏伐的影響主要集中在近地表的水土環境，特別是皆伐帶無林冠截留效益，雨水可直接到達地表，使得皆伐帶成為一近地表土壤水分含量較高的區域。雖然地表環境改變不足以影響較深層地中水流的分布，在進行行列疏伐時，仍應注意地表山坳、凹溝等微地形起伏，應避免於坡地凹處設置皆伐帶，同時需參考地質結構，避免地表環境的改變影響到深層水文反應的變化；再者，地質分界、不連續介面常為一水文地質敏感區域，針對地形或地質敏感地帶，應避免於該處施行縱向行列疏伐。

致謝

本研究受行政院農業委員會林務局委託研究計畫(tfbp-1020503)支持。調查期間承蒙新竹林區管理處竹東事業區在調查上的協助以及樣區背景資料的提供。國立臺灣大學森林環境暨資源學系歐宛妮、簡子琦協助文獻蒐集及彙整，特此致謝。

引用文獻

Feng ZY, Chen YK, Jeng JH. 2010. Applying ERT to investigate a landslide area and the variation in water content. *J Chin Soil Water Conserv* 41(1):15-26. [in Chinese with English abstract].

- Fukata H, Watanabe N, Kajihara N, Tsukamoto J. 2006.** Dynamics of undergrowth and its application to vegetation control of planted *Chamaecyparis obtusa* Endl. forests with special reference to mitigation of surface soil loss. *J Jpn For Soc* 88(4):231-9. [in Japanese with English abstract].
- Guillemette F, Plamondon AP, Prévost M, Lévesque D. 2005.** Rainfall generated storm-flow response to clearcutting a boreal forest: peak flow comparison with 50 world-wide basin studies. *J Hydrol* 302(1-4):137-53.
- Hiraoka M, Onda Y, Kato H, Mizugaki S, Gomi T, Nanko K. 2010.** Effects of understory vegetation on infiltration capacity in Japanese cypress plantation. *J Jpn For Soc* 92(3):145-50. [in Japanese with English abstract].
- Hsia YJ, Yang BY, King HB, Chi SC. 1982.** Water yield resulting from clearcutting treatment on the Lien-Hua-Chi experimental watershed in central Taiwan. *Bull Taiwan For Res Inst* 381:1-17. [in Chinese with English summary].
- Huang CM, Duh CT, Lin KC. 2012.** Litterfall and its nutrient dynamics in *Cryptomeria Japonica* plantation during two years and seven months after thinning. *Q J Chin For* 45(3):327-40. [in Chinese with English abstract].
- King HB, Hsia YJ, Hwong JL, Chen CH, Yang BY. 1984.** The characteristics of summer storm hydrograph and its relation to the flow of sediments and nutrients on Lien-hua-chi experimental watersheds. *Bull Taiwan For Res Inst* 425:1-15. [in Chinese with English summary].
- Li LE, Yen TM. 2010.** Thinning effects on stand and tree levels of Taiwan red cypress (*Chamaecyparis formosensis* Matsum.) 4 years after thinned. *Q J Chin For* 43(2):249-60. [in Chinese with English abstract].
- Lin CL, Lin CJ, Lin CY, Lin CL, Wu CP, Chung CH. 2013.** Effects of row thinning on the residual stand tree-Ring growth of *Cryptomeria japonica* plantation. *Q J Chin For* 46(3):293-309. [in Chinese with English abstract].
- Lin CY, Chiu CM, Lin ST, Chung CH, Lin CL. 2010.** Regeneration development after row thinning in *Cryptomeria japonica* plantations at Chi-Lan-Shan area. *Q J Chin For* 43(2):233-47. [in Chinese with English abstract].
- Lin KC, Duh CT, Huang CM. 2009.** Thinning effects on litterfall and litter layer in *Cryptomeria japonica* plantation during the first year. *Q J Chin For* 42(4):595-607. [in Chinese with English abstract].
- Loke MH, Barker RD. 1996.** Rapid least squares inversion of apparent resistivity pseudosections. *Geophys Prospect* 44:499-523.
- Loke MH. 2001.** Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys. San Jose, CA: Geometrics. 122 p.
- Lu HS, Lin JP, Lu SY. 1987.** A study on runoff and soil erosion under different land uses of watershed. *J Chin Soil Water Conserv* 18(2):112-21. [in Chinese with English abstract].
- Lu TH, Liang WL. 2014.** Applying cone penetration testing and electrical resistivity tomography to estimate the soil-bedrock interface in colluvium. *J Chin Soil Water Conserv* 45(4):234-42. [in Chinese with English abstract].
- Nanko K, Onda Y, Fukada K, Nonoda T, Yamamoto K, Takenaka C, Hiraoka M. 2010.** Estimating the economic effect of heavy thinning on the water resource storage function of dense *Japanese cypress* plantations. *J Jpn Soc Hydrol Water Res* 23(6):437-43. [in Japanese with English abstract].
- Stednick JD. 1996.** Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *J Hydrol* 176(1-4):79-95.
- Sun IF, Hwong JL, Chen MC, Tsao TM, Huang CC, Fu JS, Huang TH. 2012.** The

effect of different thinning intensity on regeneration of native tree species in *Cryptomeria japonica* plantation forest. Q J Chin For 45(1):13-29. [in Chinese with English abstract].

Tada Y, Fujita M, Tsutsumi D, Koyama K, Kawai T, Okumura T, Honda N. 2007. Relation between collapse position and water path position in slopes. J Jpn Soc Erosion Control Engin 62(1):23-31. [in Japanese with English abstract].

Tsai JW, Yuan HW, Lee SY, Hong CH, Fan CY, Ding TS, Lu DJ. 2010a. Effects of thinning on understory vegetation in China-Fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations. Q J Chin For 43(4):581-92. [in Chinese with English abstract].

Tsai JW, Yuan HW, Tsai PY, Lee SY, Ding TS, Hong CH. 2010b. Effects of Thinning on bird community and spinous country-rat (*Niviventer coxingi*) population in China-Fir

(*Cunninghamia lanceolata*) plantations. Quart J Chin For 43(3):367-82. [in Chinese with English abstract].

Wang YN, Tsai MJ, Liou CF, Cheng CP. 2009. Influence of thinning on cutting grown tree and seedling grown tree of *Cryptomeria japonica*. J Exp For Natl Taiwan Univ. 23(4):267-83. [in Chinese with English abstract].

Waterloo MJ, Schellekens J, Bruijnzeel LA, Rawaqa TT. 2007. Changes in catchment runoff after harvesting and burning of a *Pinus caribaea* plantation in Viti Levu, Fiji. For Ecol Manage 251(1-2):31-44.

Weng SH, Shen CW, You CH, Lin CY, Chung NJ, Chen PY, Kuo SR. 2011. Effects of thinning on growth and structure of overstorey and understory woody plants of a Japanese fir plantation in northern Taiwan. Q J Chin For 44(2):157-181. [in Chinese with English abstract].

