

銅山地區山毛櫸林植物資源調查（二）

A survey on plant resources of Beech forest in
Tungshan area (2/2)

主辦機關：行政院農業委員會林務局羅東林區管理處

執行機關：國立宜蘭大學自然資源學系

中華民國九十四年六月

銅山地區山毛櫸林植物資源調查（二）

A survey on plant resources of Beech forest in
Tungshan area (2/2)

計劃主持人：陳子英

協調整體計劃、野外調查、室內分析及報告撰寫

研究助理：葉人瑋、宋梧魁、程宗德、吳欣玲、劉雯玲

野外調查、室內資料處理、繪圖處理、部份文稿撰寫、名錄製作

摘 要

本研究為去年”銅山地區山毛櫸林植物資源調查(1/2)計劃”的延續，主要在調查水青岡林附近人工林，在早期干擾後林下物種的恢復情形及觀察是否有台灣水青岡之幼苗進入，並針對台灣水青岡之成熟林，劃設一永久樣區，觀察森林內之徑級結構並依空間分布及徑級分布整理出不同更新狀況；結果顯示台灣水青岡樹木徑級分布呈扭轉的S型，在空間的分布小徑木呈聚集分布，這可能是大徑級之老木移除速率過低，幼苗的補充呈階段性，其可能原因為本型的樹種受干擾影響，幼苗必須在孔隙中才能完成更新，因此幼苗之增補型成階段性。

至於人工林與天然林的植群分析與多樣性，可分為五種林型、二種亞型。生育地多樣性之結果，顯示台灣水青岡老齡林有高的物種數及 α 多樣性， β 多樣性指出造林地中木本植物的恢復較草本植物慢，且只有臺灣水青岡林與人工林的邊緣或老齡林中才有少量的幼株出現，未來仍應進行深入的監測。

文中並針對幾處臺灣水青岡的森林進行評估，並提議將銅山一帶劃入保護區系統中，其內並有建議核心區及緩衝區。至於未來的監測項目也有簡單的建議。

【關鍵詞】 永久樣區、多樣性、徑級分布、卡方分析

Summary

This study is a successive plan for “A survey on plant resources of Beech forest in Tungshan area (1/2)” of last year. The major objective was to investigate restoration of understory species after disturbance and the recruitment of beech seedlings into artificial forest near the oldgrowth forest of beech. We established a two-hectare permanent plot in the oldgrowth forest of beech to investigate size class structure and spatial pattern to elucidate regeneration situation.

The distribution of beech size class was a rotated S shape, suggesting the clumping spatial pattern of small size trees. It was probably due to the slow removal rate of oldgrowth trees and the recruitment of young seedlings occurring in different stages. Taiwan beech regeneration might have been influenced by various natural disturbances, with seedling regeneration only possible in the canopy gaps.

The vegetation classification and diversity analysis divided the beech forest into five forest types and two subtypes. The analysis of habitat diversity shows that oldgrowth forest of beech has high species number and α diversity value. The comparison of β diversity suggests the woody plants recruit more slowly than herbaceous plant in artificial forest. Small amount of Taiwan Beech seedlings were found at the edges joining the oldgrowth forest and artificial forest or within the gaps of oldgrowth forest of Taiwan Beech. It is essential to continuously monitor the occurrence and change of Taiwan beech seedlings.

The study evaluated the different sites of Taiwan beech forests, and suggested the inclusion of the Tungshan area into protection system. The protection area should be divided into core zone and buffer zone. We also gave several simple suggestions for monitoring beech forest of Tungshan area in the future.

Key word: permanent plot, diversity, size class, distribution, chi-square analysis

目 次

中文摘要	
英文摘要	
目次	
表目次	
圖目次	
一、前言.....	1
二、前人研究.....	2
(一)有關台灣水青岡更新之研究.....	2
(二)演替與成熟林的動態更新.....	3
(三)有關多樣性之研究.....	4
三、研究方法.....	5
(一)演替階段之研究.....	5
(二)台灣水青岡成熟林動態之調查.....	8
四、調查結果.....	9
(一)台灣水青岡成熟林動態之調查.....	9
(二)人工林與天然林的植群分析與多樣性探討.....	21
(三)生育地多樣性之結果.....	23
(四)造林地植群恢復與老齡林之物種更新.....	31
五、結論與建議.....	32
(一)植群分型.....	32
(二)生育地多樣性.....	32
(三)整體更新之探討.....	34
(四)台灣地區水青岡未來保育的建議.....	34
(五)未來研究的重點方向.....	35
六、誌謝.....	38
七、參考文獻.....	40
附錄一、翠峰湖附近 2ha 永久樣區的木本植物名錄.....	48
附錄二、翠峰湖附近台灣水青岡林主要優勢種之計算值一覽表....	51
附錄三、翠峰湖附近台灣水青岡林 2ha 永久樣區之倒木位置圖....	52

表 目 次

表 1、翠峰湖附近台灣水青岡永久樣區主要樹種之 IV 值一覽表....	11
表 2、翠峰湖附近台灣水青岡永久樣區上下層主要木本植物徑級 一覽表.....	13
表 3、翠峰湖附近永久樣區主要樹種徑級結構類型一覽表.....	16
表 4、翠峰湖附近 2ha 永久樣區之台灣水青岡不同徑級卡方分析 一覽表.....	18
表 5、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡森林樣區之木本及草本物 種數及多樣性.....	24
表 6、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡森林樣區之木本 βt 指數...	30
表 7、翠峰附近人工林與台灣水青岡森林樣區之木本 Sørensen 指 數.....	30
表 8、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡森林樣區之草本 βt 指數...	30
表 9、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡森林之草本 Sørensen 指數.	30
表 10、台灣地區台灣水青岡之保育類目評估一覽表.....	36
表 11、台灣水青岡監測項目及時間一覽表.....	38

圖 目 次

圖 1、翠峰湖附近台灣水青岡永久樣區及人工林和台灣水青岡天然林樣區位置圖.....	6
圖 2、永久樣區內各科之種類統計圖.....	10
圖 3、銅山地區山毛櫸永久樣區上層優勢木之胸徑與株數結構分布圖.	14
圖 4、翠峰湖附近台灣水青岡永久樣區下層優勢木之胸徑與株數結構分布圖.....	15
圖 5、翠峰湖附近 2ha 永久樣區台灣水青岡直徑 5cm 以下之分布位置圖.....	19
圖 6、翠峰湖附近 2ha 永久樣區台灣水青岡直徑 5cm 至 50cm 之分布位置圖.....	19
圖 7、翠峰湖附近 2ha 永久樣區台灣水青岡直徑 50cm 以上之分布位置圖.....	20
圖 8、翠峰湖附近 2ha 永久樣區所有台灣水青岡分布位置圖.....	20
圖 9、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡森林樣區在降趨對應分析第一及第二軸之分布圖.....	25
圖 10、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡林樣區在降趨對應分析第一及第三軸之分布圖.....	25
圖 11、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡林樣區-木本多樣性曲線圖.....	26
圖 12、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡林樣區-木本物種曲線圖.....	26
圖 13、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡林樣區-草本多樣性曲線圖.....	27
圖 14、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡林樣區-草本物種數曲線圖.....	27
圖 15、翠峰湖附近人工林及台灣水青岡老齡林樣區木本多樣性一覽圖	33
圖 16、翠峰湖附近人工林及台灣水青岡老齡林樣區草本多樣性一覽圖	33
圖 17、建議設立之銅山台灣水青岡保護區之區域與永久樣區設置地點	39

一、前言

本研究為去年”銅山地區山毛櫸林植物資源調查（1/2）”計劃的延續；去年主要是針對銅山地區及鄰近之海拔由 900m 至 1918m 的區域進行植物社會調查，主要由南澳溪的鹿皮山一帶，沿銅山、下銅山分布至翠峰湖的望洋山附近，經初步調查有 112 科 650 種，其中包括有 26 種稀有植物，植物社會經降趨對應分析及雙向指標種分析，大致可區分成 20 個植群型；其中可分成：

櫟林帶上層的：

- (1) 人工林的柳杉人工林、台灣杉—紅檜人工林及紅檜人工林。
- (2) 台灣水青岡群團的：山酢漿草—台灣水青岡型、台灣扁柏—台灣水青岡型
- (3) 其他稜線的：台灣扁柏—毬子櫟型、三斗石櫟—白花八角型、台灣扁柏型。

櫟林帶下層的：

- (1) 溪谷植群，可分成演替早期的茵陳蒿—水雞油型、長梗紫麻—台灣赤楊型及中後期的無患子—假長葉楠型。
- (2) 下坡及上坡的大葉石櫟—假長葉楠型、紅檜—假長葉楠型、五掌楠—豬腳楠型。
- (3) 稜線的狹葉貫眾蕨—豬腳楠型、大明橘—台灣扁柏型。
- (4) 低海拔稜線台灣水青岡群團的月桂葉灰木—台灣水青岡型及尾葉灰木—台灣水青岡型。

楠櫛林帶上層的：

- (1) 溪谷的大葉楠—九芎型及中坡或 (2) 稜線的黃杞—長尾尖葉櫛型。

至於整個影響植群分型的環境因子，主要為海拔、地形、含石率、全天光空域及直射光空域。經與北插天山之台灣水青岡林比較，並無出現台灣吊鐘花等稀有植物。其中台灣水青岡林面積最多者為櫟林帶上層的山酢漿草—台灣水青岡型（陳子英 2004）。

台灣水青岡在早期都有更新不良之報告（Hsieh 1989；劉崇瑞、蘇鴻傑 1972；黃立彥 2000；歐辰雄、呂金誠 1999），在拉拉山附近的台灣水青岡族群也有相似的情形發生，而日本的二種山毛櫸（*Fagus spp.*）也與台灣水青岡相同狀況，在日本已進行山毛櫸的研究多年，並針對山

毛櫟建立一系列的更新及生理研究，其作法即在山毛櫟森林中設置永久樣區，觀察物候、自然更新、生態生理的實驗與動物之相關性之研究，這些研究已持續多年，並在網路上有詳細之資料（Tanaka 2000）。

本年度的研究（銅山地區山毛櫟林植物資源調查（2/2）），則在補充調查水青岡林附近的人工林，在早期干擾後林下物種的恢復及觀察是否有台灣水青岡之幼苗進入，並針對台灣水青岡之成熟林，劃設一永久樣區，觀察森林內之徑級結構並依空間分布及徑級分布整理出不同更新狀況；此二種調查可做為台灣水青岡持續研究之參考。

二、前人研究

（一）有關台灣水青岡更新之研究

早期台灣水青岡林的調查指出林中只有中大徑木，小苗的植株較少，甚至有次代更新的現象（劉崇瑞、蘇鴻傑 1972；Hsieh 1989）；黃立彥（2000）調查拉拉山地區的台灣水青岡林植群生態與天然更新之研究，從中了解台灣水青岡天然更新之實際情形，指出地被植物的玉山箭竹和台灣瘤足蕨生長迅速，容易覆蓋住剛萌發出來之台灣水青岡小苗，造成當年生之台灣水青岡小苗大量死亡；建議除了適當的疏伐修枝外，還必須配合林床的整理，尤其是地被竹類的去除，才能達到有效的更新目標。由於台灣水青岡森林冠層孔隙的形成，使林地的受光量、溫度、土壤水分及養分短期內大量增加，影響到台灣水青岡之更新，其中又以土壤 pH 值與孔隙的分布大小最為影響小苗的成長。

由上述結果可推測，台灣水青岡在天然林中更新不易，相較之下在人工林中將更難自行更新，除了距離母樹群體的距離遠近之外，台灣水青岡小苗生長速度緩慢，競爭力敵不過其他植物，終至死亡。這也使得台灣水青岡的數量將逐漸減少（歐辰雄等 1999）。

由於台灣水青岡屬於文化資產保存法所明列之珍稀植物，且為長壽之木本植物，無法在一年之研究中了解其族群動態之變化，因此特仿照日本山毛櫟森林之研究先設立一大型之永久樣區，於今年進行初步的植群結構與族群結構的分析，完成初步之植物資源調查，俟未來再建議做更進一步之研究。

(二) 演替與成熟林的動態更新

森林植群之動態變化過程 (dynamic process)，包含兩種過程，即由裸地、草本植物侵入、木本植物更替，最後達到以耐陰性樹種為主的極盛相森林之一系列演替 (succession) 變化；然而當形成極盛相森林後，因外力或內力干擾，使得部份或單株冠層樹倒伏或枯立，樹冠上層形成破洞，此種狀態稱為樹冠孔隙 (canopy gap) 或簡稱孔隙 (gap)；孔隙經由其內或外來樹種的成長，漸漸填充整個樹冠層，此種小塊集在成熟森林中成鑲嵌式的小面積存在，並在該地循環更新，這種過程稱為小演替 (microsere) (Daubenmire 1968；劉崇瑞、蘇鴻傑 1983)，而近代學者則稱之為塊集動態 (patch dynamics) (Pickett and White 1985)。然而以上兩種動態之變化過程，莫不先由區分或判別植群型開始；即先區分出各個環境梯度上的不同植物社會，分析各植物社會在不同時間上的演替序列，再針對其中之極盛相 (climax) 或演替序列加以分析 (Bormann and Likens 1979；Tanaka 1985；蘇鴻傑 1992)，以了解森林內的動態變化及極盛相森林優勢種更新之過程 (彭少麟 1996)。

Oliver 將森林的演替分成 4 個時期，(1) 林分出始期 (stand initiation stage)：大干擾後空間及資源釋出，新的樹木入侵；(2) 林木排除期 (stem exclusion)：由於早期侵入的樹木持續向上生長，隨著林冠的閉合，林下新的樹木不再出現，林冠層產生垂直層次的分化，以建立的林木因競爭作用，產生天然疏伐的現象；(3) 下層再現期 (understory reinitiation)：上層林木成熟死亡後，導致許多孔隙出現，下層出現耐陰種之前生苗或其他灌木及草本，此時直徑級構造為反 J 形，林分形成多代林 (multiple cohort forest)；(4) 老林階段 (old growth stage)：上層木到達老朽或森林中有恆常的外力干擾，如颱風、季風等，使得部份之植株有不規則的死亡，由下層在出現之幼苗或側枝生長來補充，形成典型之多代林，由於每次干擾的形成不同，強度及頻度也不同，使得整個森林各階段在空間上成鑲嵌狀 (Oliver 1981；蘇鴻傑 1992)。

Watt 指出在英國的石楠原成熟灌叢可分成四個時期的變化，由先驅期 (pioneer phase)、建立期 (building phase)、成熟期 (mature phase) 及衰退期 (degenerate phase) 所組成，此可由老年的杜鵑科之石楠 (*Calluna vulgaris*) 死亡後形成一片裸露地，經由新的 *Calluna vulgaris* 入侵之先驅期、漸漸填充的建立期，成長後的成熟期，以至植株老熟後

的衰退期，形成週期性的循環。當該地區沒有火災的干擾，則此種穩定的極盛相石楠原社會，各時期形成鑲嵌狀共同存在；同時該篇精典報告也指出歐洲山毛櫸 (*Fagus sylvatic*) 也是循此種方式更新，此謂之為更新複合體 (regeneration complex)，其在空間上是由許多不同時期鑲嵌形成的植物社會，各期 (phase) 不斷的做短時間的循環，並在極盛相森林的穩定態 (steady state) 中形成動態的平衡 (dynamic equilibrium) (Watt 1947)，此種與演替序列中各種樹種的替換截然不同的變化，有人稱為森林的小演替 (microsera) (劉棠瑞、蘇鴻傑 1983) 或林分循環 (stand cycle) (Kimmins 1987)。

由以上可看出 Oliver 的林分發育為演替階段，在前面的三期是屬於演替，最後的老林階段相當於 Watt 石楠原成熟灌叢及歐洲山毛櫸的老熟林，Oliver 林分發育的前面三階段植物組成上有所差異，至於後面的老林階段的塊集動態則只有年齡與徑級的改變，屬於成熟森林更新 (Oliver and Larsen 1990)。

(三) 有關多樣性之研究

植群多樣性是生物多樣性的個層次研究中最早的層次 (錢迎倩、馬克平 1994)。在多樣性的量測有三個層級，即植物社會內的多樣性 (α 多樣性)、植物社會間的多樣性 (β 多樣性) 及區域間之多樣性 (γ 多樣性)。

α 多樣性乃指一群落中物種的多寡及均勻度；在 α 多樣性的測度可分為四類：1. 物種豐富度指數 (Species richness index)；2. 物種相對多度模型；3. 物種豐富度與相對多度綜合形成的指數，即物種多樣性指數及生態多樣性指數；4. 物種豐富度指數 (錢迎倩、馬克平 1994)。一般種數因受調查取樣之面積、樣區大小及數目影響頗大，以各種多樣性指數計算，以減少取樣誤差 (陳益明 2003)。

β 多樣性乃指沿環境梯度的物種替代關係，物種組成轉換數量，如共同種愈少， β 多樣性則愈高。因此多樣性具有以下重要意義：1. 顯示棲地被物種分割的程度，2. 供做比較不同的棲地多樣性，3. β 多樣性與 α 多樣性顯示了一定地段的異質性 (biotic heterogeneity) 或構成了整體多樣性 (overall diversity) (錢迎倩、馬克平 1994)。

使用 α 多樣性可以看出植物群落的組成，而 β 多樣性則能顯示出物

種間的轉換程度，兩者共同應用可以顯示出一地區之群落之演替狀況，及在人工林中天然林樹種的恢復程度；在日本水青岡 (*Fagus japonica*) 的演替研究中，其利用 α 多樣性測定天然林之水青岡，在皆伐後十年比較天然林及人工林中水青岡的恢復程度，發現其間並無差異，水青岡也並未恢復至人工林中 (Nagaike *et al.* 1999)。

三、研究方法

本研究分成成熟林的永久樣區調查與演替階段之研究，在調查上使用兩種分析方法：

(一) 演替階段之研究

1. 室內作業與野外調查

蒐集本研究地區之相關資料與地圖，其中含二萬五千分之一地形圖、翠峰湖周邊之林班圖等，以及向羅東林館處取得相關地區之造林台帳及造林圖籍，以利了解其造林年度、林班、造林面積、撫育方式等做一整理。

藉由台灣水青岡之植群分布在翠峰湖至銅山一段設立數個台灣水青岡之天然林樣區；在人工林部分依其造林年代之不同、造林地之遠近，來代表不同演替時間及物種庫 (species pool) 來源之差異，在附近尋找不同造林時間的人工林和距離台灣水青岡林不同距離的造林地設置樣區 (圖 1)。

樣區之選擇以地形與植物組成較為均質之林分，每一個樣區以 0.05ha 為主，由 20 個 5m x 5m 之小區所組成，人工林及天然林皆以均質的方式選取，樣區內胸高直徑達 1cm 以上或高度達 1m 以上之植物皆記錄其樹種名稱及胸高直徑，若胸高直徑小於 1cm 及高度未達 1m 之植物僅記錄其覆蓋度。樣區內之草本植物則記錄植物名稱及覆蓋度。

各樣區皆記錄其坡向、坡度、海拔高、地形位置、全天光空域及直射光空域等環境因子；並由羅東林區管理處提供造林地的作業時間和由地圖量出與台灣水青岡老齡林之距離。

2. 植群分析

調查所用之樣區，包括木本層及草本層，木本層即指胸高直徑達 1cm 以上或高度達 1m 以上之植物，草本層為胸高直徑小於 1cm 及高度未達

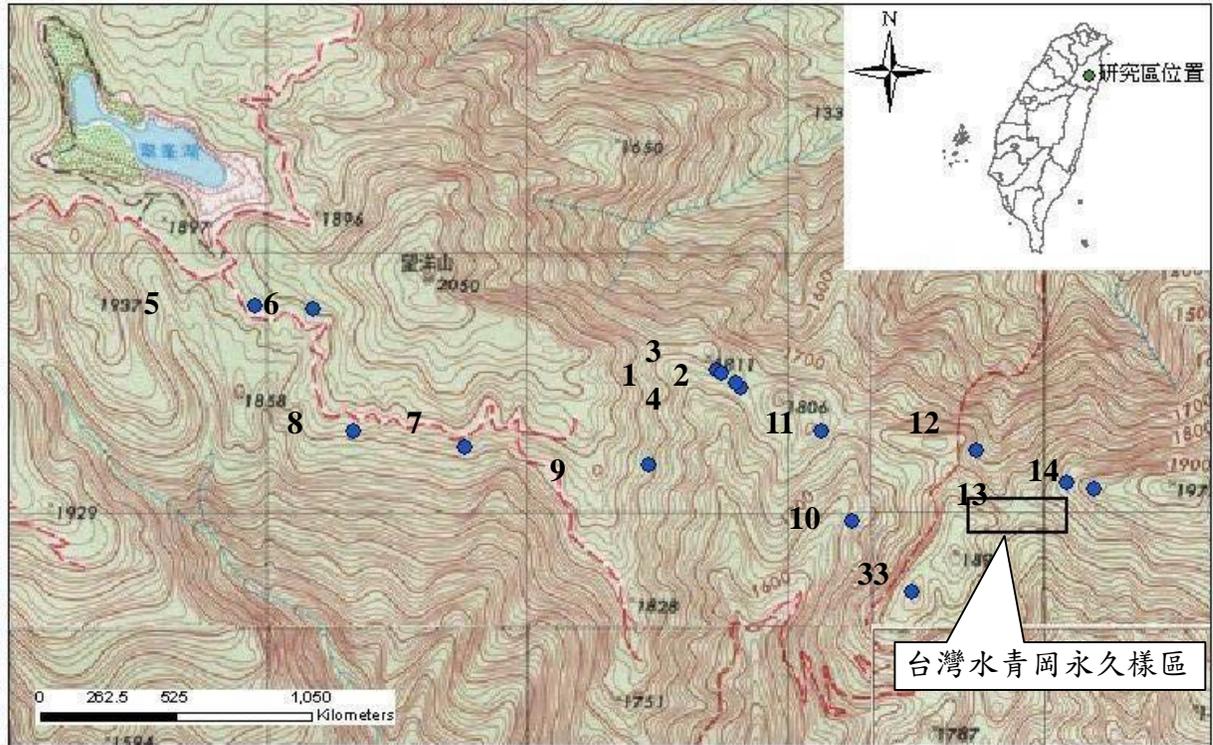


圖 1、翠峰湖附近台灣水青岡永久樣區及人工林和台灣水青岡天然林樣區位置圖

1m 之植物及草本植物，資料分析時以兩層分別計算。原始資料由 Excel 整理成原始矩陣，再以雙向指標種分析 (TWINSpan) 及降趨對應分析 (DCA) 進行分析。

利用雙向指標種分析之結果表，配合降趨對應分析主要樹種於第一軸上之分布，可將原始矩陣中之樹種，依其生態幅度劃分出生態種群。

3.IV 值

IV 值是當木本植物之胸高直徑超過 1 cm 以上，將所測量之密度和優勢度的值轉化成百分比後，再將二項總和便為 IV 值。

由於該值最高為 200%，以 100% 之基礎值換算後，而後再經八分音級之 1-9 級的轉換，以簡化數據即變異，而草本植物則是以覆蓋度的百分比，而得到之值最高為 100%，轉換成八分音級之值，表示該數量，若在同一區內同時出現喬木層和草本層，再將兩組的數據和為一起分析。

4. 多樣性分析

為了解不同人工林和台灣水青岡天然林的組成變化，特於不同森林中抽出其內的組成來比較物種恢復的情形，並由多樣性指數觀察植物社會內之變化與植物社會間的改變與恢復情形，前者以 α 多樣性量測，後者則以 β 多樣性量測（馬克平 2000）。

(1) α 多樣性

a. Shannon – Wiener 指數

$$S-W = - \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i$$

S：種數， P_i ：相對介量

$$P_i = \frac{n_i}{N}$$

N：全部之介量 n_i ：某一物種之介量

b. 均勻度指數

均勻度可以定義為群落中不同的物種的生物量、覆蓋度或其他指標分布的均勻程度。

$$e = H / \ln S$$

H：shannon 指數之值，S：種數

(2) β 多樣性

a. Wilson-Schmidia (β_T 指數)

為測度物種多樣性在環境梯度上的變化或轉換的方法，可以用來定義植物社會間的轉換情形。

$$\beta_T = \left\{ g(H) + l(H) \right\} / ma$$

$g(H)$ ：沿著環境梯度軸 H 所增加的物種種數； $l(H)$ ：沿著環境梯度軸 H 所失去的物種種數； ma 兩樣區間之平均種數。

b. Sørensen 指數

$$Sørensen = \left[1 - (2j / a + b) \right] * 100$$

a 為樣區 A 之種數； b 為樣區 B 之種數； j 為 A、B 兩樣區之共有種數。

(二) 台灣水青岡成熟林動態之調查

台灣水青岡成熟林的調查是檢驗不同階段台灣水青岡的聚集程度，以觀察它的更新方式，並做為未來監測之用。在做法上是以下列步驟進行：

1、標定樣區

樣區面積為 2ha，呈長方形。南北長 200m，東西寬 100m。共分為 200 個 $10 \times 10 \text{m}^2$ 樣方。

樣方標訂之步驟上，首先將經緯儀以南北向為基準線，每隔 20m 處標定一個基點，並插上長 50cm 之鋁桿作標記，全長 100m。再以各個基點向東或西標定，同樣每隔 5m、10m 作上標記。如此即可將 2ha 之樣區切分為 200 個 $10 \times 10 \text{m}^2$ 之樣方。同時配合 XY 座標軸系統將每個基點加以命名，每一樣方以其西南端基點命名之。再標定過程中紀錄兩相鄰基點的傾斜角度，即可換算出相對高度，用繪製等高線地形圖。同時針對地面的大型枯立木及超過 20cm 以上的倒木進行標定。

2、植物調查

將每個 $10 \times 10 \text{m}^2$ 樣方再區分成四個 $5 \times 5 \text{m}^2$ 小樣方 (subquadrat)，亦以座標系統命名為 (1.1)、(1.2)、(2.2)、(2.1)。對於每一小樣方內每一株木本植物，胸高直徑 (dbh) 大於 1cm 者，均附上不銹鋼製號碼牌加以編號，紀錄其樹種名稱、編號、樣區位置、胸高直徑、高度及生長狀況。

3、資料分析

就木本植物的部分做下列的分析：

(1) 優勢度：優勢度以各種在樣區內之重要值表示：

重要值 (IV) 顯示該種植物於當地植群所佔有的重要程度，其值越大則重要程度愈高，通常以優勢度最大及僅存於該區域之特徵種類，來決定該地區之植群類型。

(a) 重要值 = (相對密度 + 相對底面積) * 100/2

其中相對密度由某一種每 ha 所含的株數求得：

(b) 相對密度 = (某一種的密度 / 樣區總密度) * 100%

相對底面積則由 dbh 求出樹種的底面積換算而得：

(c) 相對底面積 = (某一種的底面積/樣區總底面積) * 100%

(2) 族群結構

分析各個植物種類在不同徑級下的植株分布。徑級數以下列公式決定之：

$$M=6 \times \log N$$

N 為某種植物之株數

M 為切分之徑級數

徑級幅度為 (最大 dbh-最小 dbh) / M

(3) 空間分布類型

a. 將 2ha 樣區切分為 50 個 20x20 m² 的小樣方，計算各樹種在每個樣方的株數。再配合地形圖，則可觀察各種樹種在地形空間上的分布。

b. 株數空間分佈之分析

各個樹種在各型植物社會的株數分佈差異，以卡方分析 (chi-square test, 及 Duncan's multiple test) 加以檢定，

Chi-square 的公式如下：

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^k \frac{(O_i - E_i)^2}{E_i}$$

K：植物社會個體數

E_i：第 i 型植物社會的期望株數

O_i：第 i 型植物社會的實際株數

卡方分佈在 Excel 中計算，Duncan's multiple test 在 SPSS 中執行。

四、調查結果

(一) 台灣水青岡成熟林動態之調查

永久樣區 2ha，共設置 200 個 10 x 10m² 樣區，記錄 42 種木本植物 (附錄 1)。整個樣區於 2004 年 7 月調查至 2005 年 4 月。木本植物之株數與胸徑斷面積和 (樹木的胸徑斷面積和，以平均每 ha 之斷面積表示)，其相對胸徑斷面積以百分比表示，列於表 2。

至於林分中的主要木本植物的科屬組成，仍以殼斗科、茶科、薔薇科、槭樹科和樟科為主，下層則有虎耳草科和忍冬科小喬木或灌木；至

於其他的科出現次數少於 2 種 (圖 2)，主要優勢科的組成與溫帶地區相似。

1、植群永久樣區之結構

永久樣區優勢種的認定是以優勢度 (d 值) 公式計算 (Tanaka 1985) 及取前面 10 種優勢種兩種方式，優勢度算出的前幾種優勢種在文中並進行更新之描述；經公式換算可看出在整個永久樣區中主要的優勢種共有 2 種 (附錄二)，其中主要的優勢種仍以殼斗科的台灣水青岡為主，至於其次的前 10 種分別為昆欄樹 (*Trochodendron aralioides*)、白花八角 (*Illicium anisatum*)、短柱山茶 (*Camellia brevistyla*)、阿里山灰木 (*Symplocos arisanensis*)、三斗石櫟 (*Pasania hancei* var. *ternaticupula*)、高山新木薑子 (*Neolitsea acuminatissima*)、霧社木薑子 (*Litsea elongate*)、烏皮九芎 (*Styrax formosana*) 及假柃木 (*Eurya crenatifolia*)，其胸徑斷面積和已佔有所有樹種的 94.2%，其中台灣水青岡、昆欄樹、白花八角、三斗石櫟、霧社木薑子 5 種植物屬於上層的優勢樹種，而短柱山茶、阿里山灰木、高山新木薑子、烏皮九芎及假柃木 5 種則屬於下層的灌木或小喬木。

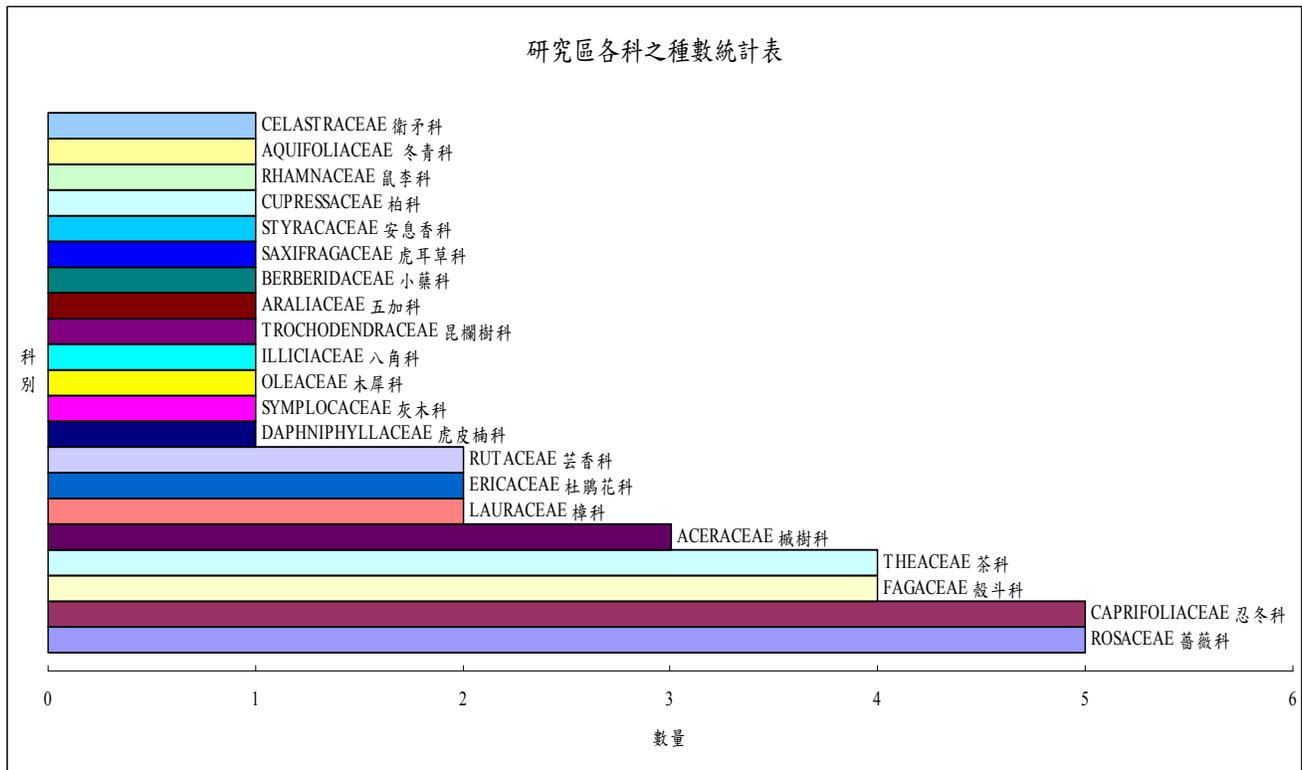


圖 2、永久樣區內各科之種類統計圖

表 1、翠峰湖附近台灣水青岡永久樣區主要樹種之 IV 值一覽表

植物名稱	相對密度		相對斷面積		IV 值 (%)
	株數	(%)	斷面積和	(%)	
<i>Fagus hayatae</i> 台灣水青岡	383	3.800	624325.881	62.427	33.113
<i>Symplocos arisanensis</i> 阿里山灰木	2203	21.855	47427.951	4.742	13.299
<i>Camellia brevistyla</i> 短柱山茶	1823	18.085	47824.870	4.782	11.434
<i>Eurya crenatifolia</i> 假柃木	1606	15.933	11507.552	1.151	8.542
<i>Neolitsea acuminatissima</i> 高山新木薑子	1190	11.806	17123.882	1.712	6.759
<i>Illicium anisatum</i> 白花八角	553	5.486	71646.712	7.164	6.325
<i>Pasania hancei</i> var. <i>ternaticupula</i> 三斗石櫟	631	6.260	33309.576	3.331	4.795
<i>Trochodendron aralioides</i> 昆欄樹	57	0.565	72699.250	7.269	3.917
<i>Litsea elongata</i> var. <i>mushaensis</i> 霧社木薑子	295	2.927	12827.382	1.283	2.105
<i>Pourthiaea villosa</i> var. <i>parvifolia</i> 小葉石楠	257	2.550	2689.023	0.269	1.409
<i>Ligustrum liukiense</i> 日本女貞	233	2.312	3518.647	0.352	1.332
<i>Styrax formosana</i> 烏皮九芎	110	1.091	11645.405	1.164	1.128
<i>Lyonia ovalifolia</i> 南燭	129	1.280	4374.094	0.437	0.859
<i>Eurya glaberrima</i> 厚葉柃木	99	0.982	3483.178	0.348	0.665
<i>Viburnum erosum</i> 松田氏英蒨	118	1.171	249.552	0.025	0.598
<i>Viburnum sympodiale</i> 假繡球	103	1.022	1262.233	0.126	0.574
<i>Daphniphyllum himalaense</i> 薄葉虎皮楠	36	0.357	6916.420	0.692	0.524
<i>Cyclobalanopsis sessilifolia</i> 毬子櫟	47	0.466	3885.522	0.389	0.427
<i>Acer serrulatum</i> 青楓	11	0.109	5787.670	0.579	0.344
<i>Cyclobalanopsis morii</i> 赤柯 (森氏櫟)	33	0.327	3111.779	0.311	0.319
<i>Tetradium glabrifolium</i> 臭辣樹	24	0.238	1637.940	0.164	0.201
<i>Acer palmatum</i> var. <i>pubescens</i> 掌葉槭	23	0.228	1567.223	0.157	0.192
<i>Chamaecyparis obtusa</i> var. <i>formosana</i> 台灣扁柏	1	0.010	3318.307	0.332	0.171
<i>Zanthoxylum ailanthoides</i> 食茱萸	1	0.010	2375.829	0.238	0.124
<i>Callicarpa randaiensis</i> 巒大紫珠	17	0.169	74.809	0.007	0.088
<i>Microtropis fokienensis</i> 福建賽衛矛	16	0.159	65.062	0.007	0.083
<i>Prunus phaeosticta</i> 墨點櫻桃	8	0.079	583.347	0.058	0.069
<i>Rhododendron pseudochrysanthum</i> 玉山杜鵑	9	0.089	358.864	0.036	0.063
<i>Viburnum foetidum</i> var. <i>rectangulatum</i> 卵葉英蒨	10	0.099	130.722	0.013	0.056
<i>Pourthiaea beauverdiana</i> var. <i>notabilis</i> 台灣老葉兒樹	7	0.069	347.711	0.035	0.052
<i>Prunus buergeriana</i> 布氏稠李	3	0.030	297.273	0.030	0.030
<i>Hydrangea paniculata</i> 水亞木	5	0.050	68.235	0.007	0.028
<i>Eurya loquaiana</i> 細枝柃木	5	0.050	26.067	0.003	0.026
<i>Dendropanax dentiger</i> 昆欄樹	3	0.030	178.474	0.018	0.024
<i>Berberis kawakamii</i> 台灣小檗	4	0.040	5.105	0.001	0.020
<i>Machilus japonica</i> 假長葉楠	3	0.030	43.111	0.004	0.017
<i>Ilex goshiensis</i> 圓葉冬青	1	0.010	151.747	0.015	0.013
<i>Viburnum integrifolium</i> 玉山英蒨	2	0.020	28.408	0.003	0.011
<i>Acer morrisonense</i> 台灣紅榨槭	2	0.020	21.245	0.002	0.011
<i>Stachyurus himalaicus</i> 通條樹	1	0.010	31.172	0.003	0.007
<i>Rhamnus crenata</i> 鈍齒鼠李	1	0.010	22.902	0.002	0.006
<i>Viburnum foetidum</i> var. <i>rectangulatum</i> 卵葉英蒨	1	0.010	0.785	0.000	0.005
落葉樹種	16	0.159	3144.530	0.314	0.237
總和	10080	100.000	1000095.45	100.000	100.000

若將上層木本植物及下層大灌木或小喬木各取 10 種，以徑級 0-5、5-10、10-20、20-30、30-40、40-50 及 50cm 以上做區分（表 3），在上層的台灣水青岡佔了近 62.4% 的胸徑斷面積和，而各樹種都是以 0-5cm 的株數最多，但最例外的是台灣水青岡在 50cm 以上的徑級足足有 120 株，這與台灣其它地區的台灣水青岡相比，所占的比例是多出了好幾倍，同時若換算成每公頃的斷面積和，其值為 $50.0\text{m}^2/\text{ha}$ ，也比台灣其他永久樣區大，此應為老齡林（oldgrowth forest）結構（表 3）。

至於下層的短柱山茶、阿里山灰木、高山新木薑子、烏皮九芎、假柃木、南燭、日本女貞、假繡球、松田氏莢蒾、小葉石楠等，趨勢上與上層相似，0-5cm 等級的植株最多，其中又以短柱山茶、阿里山灰木、高山新木薑子及假柃木的株數最多（表 5）。

2、樹木徑級分布

整個林分的株數與胸徑呈反 J 型，在判別整個林分是否為成熟林，並不能單靠全部林木的株數與胸徑是否呈反 J 型，而是必須由林分中主要優勢種的徑級來判斷，因此將主要樹種以 $M=6 \times \log N$ 所計算出的級數，除以最大與最小的胸徑差值，算出各個樹種的基本徑級進行區分，並繪出胸徑分布圖，研判各屬於那一類的分布，以便與林分發育階段之集落分析結果做對照（圖 2；3；表 3；4）。

由上層及下層前面 10 種優勢種的斷面積和來看，上層物種多集中在台灣水青岡一種上，至於下層則較分散，但也集中在前三種植物間；而上層的株數最多者，反而是三斗石櫟、白花八角、台灣水青岡及霧社木薑子；至於下層則是阿里山灰木、短柱山茶、高山新木薑子及假柃木，株數較多之原因是部份樹木，如阿里山灰木、短柱山茶、高山新木薑子、假柃木及三斗石櫟有較多之萌蘖。

整個林分主要樹種的徑級分布，大致可分為四類，各型簡要說明如下：

第一型：此型之圖形曲線近乎反 J 型，對一個未受干擾的林分而言，具反 J 型曲線可顯示其小徑木具高密度而且有較多數量，如林分為一鬱閉之極盛相，則可略知其為一耐陰樹種，但如果在常有遭遇干擾的林分，對大徑級樹木大量的伐採，常常會造成相似的結果。由於本極盛相森林中並無人為的砍伐，同時大孔隙並不多，因此在樣區中出現反 J 型

表 2、翠峰湖附近台灣水青岡永久樣區上下層主要木本植物徑級一覽表

徑級 (cm)	0~5	5~10	10~20	20~30	30~40	40~50	>50	斷面積和	相對優 勢度(%)	百分比累 計 (%)
樹種 (上層)										
<i>Fagus hayatae</i> var. <i>hayatae</i> 台灣水青岡	61	25	33	47	50	47	120	624325.881	74.640	74.640
<i>Trochodendron aralioides</i> 昆欄樹	8	4	15	12	4	5	9	72699.250	8.691	83.331
<i>Illicium anisatum</i> 白花八角	315	60	105	52	19	1	1	71646.712	8.566	91.897
<i>Pasania hancei</i> var. <i>ternaticupula</i> 三斗石櫟	483	83	37	20	7	1	1	33309.576	3.982	95.879
<i>Litsea elongata</i> var. <i>mushaensis</i> 霧社木薑子	206	45	38	7	1	0	0	12827.382	1.534	97.413
<i>Daphniphyllum himalaense</i> 薄葉虎皮楠	15	5	9	5	2	0	0	6916.420	0.827	98.240
<i>Acer serrulatum</i> 青楓	8	4	0	0	0	0	1	5787.670	0.692	98.932
<i>Cyclobalanopsis sessilifolia</i> 毬子櫟	57	8	8	4	2	1	0	3885.522	0.465	99.396
<i>Eurya glaberrima</i> 厚葉柃木	59	29	9	2	0	0	0	3483.178	0.416	99.813
<i>Acer palmatum</i> var. <i>pubescens</i> 掌葉槭	8	9	5	1	0	0	0	1567.223	0.187	100.000
樹種 (下層)										
<i>Camellia brevistyla</i> 短柱山茶	1334	340	136	10	1	0	0	47824.870	32.397	32.397
<i>Symplocos arisanensis</i> 阿里山灰木	1841	237	99	22	3	0	0	47427.951	32.128	64.524
<i>Neolitsea acuminatissima</i> 高山新木薑子	1044	101	44	4	0	0	0	17123.882	11.600	76.124
<i>Styrax formosana</i> 烏皮九芎	63	5	31	10	1	0	0	11645.405	7.889	84.013
<i>Eurya crenatifolia</i> 假柃木	1511	88	5	0	0	0	0	11507.552	7.795	91.808
<i>Lyonia ovalifolia</i> 南燭	56	64	8	1	0	0	0	4374.094	2.963	94.771
<i>Ligustrum liukiense</i> 日本女貞	188	38	7	0	0	0	0	3518.647	2.384	97.154
<i>Pourthiaea villosa</i> var. <i>parvifolia</i> 小葉石楠	223	33	1	0	0	0	0	2689.023	1.822	98.976
<i>Viburnum sympodiale</i> 假繡球	86	16	1	0	0	0	0	1262.233	0.855	99.831
<i>Viburnum erosum</i> 松田氏英蓀	118	0	0	0	0	0	0	249.552	0.169	100.000

註：本表之計算，上層樹種及下層樹種各以 100% 累計之

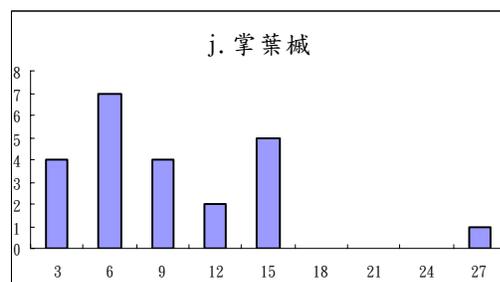
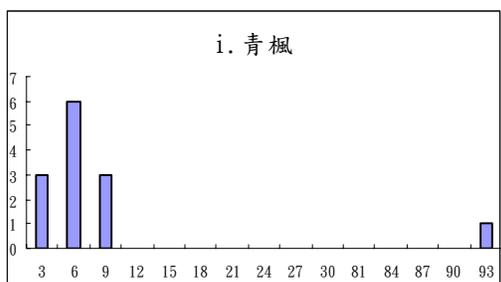
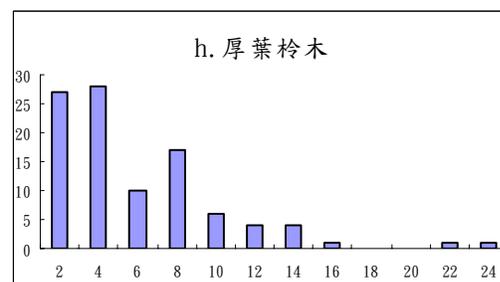
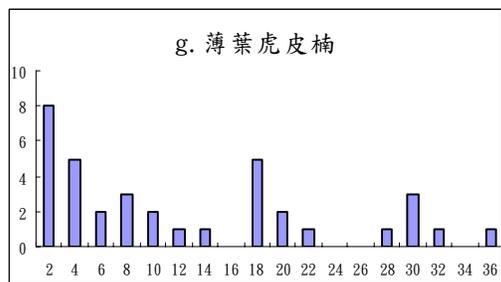
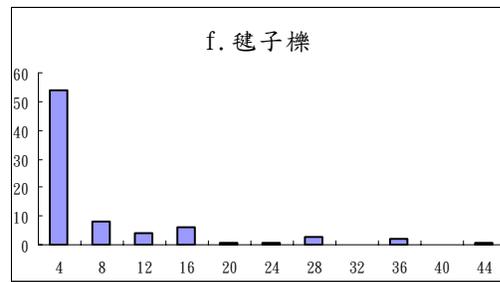
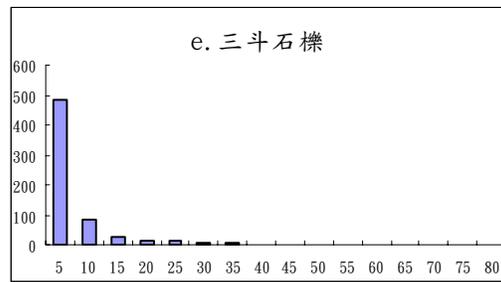
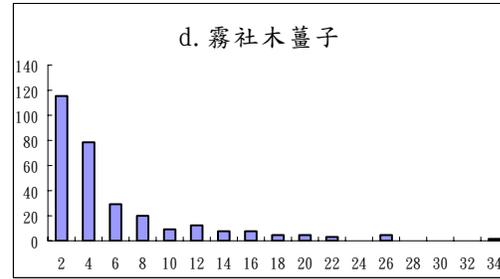
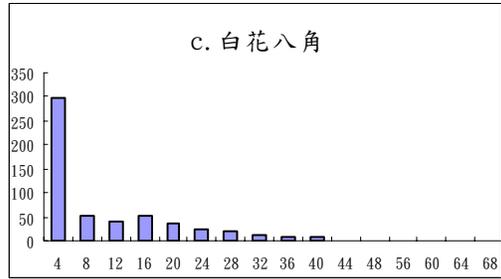
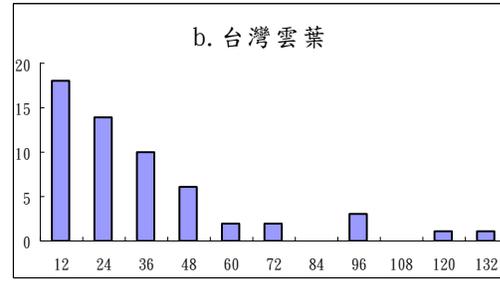
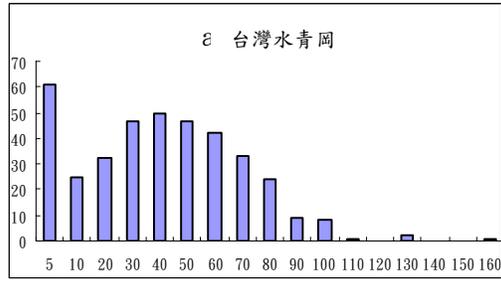


圖 3、銅山地區山毛櫟永久樣區上層優勢木之胸徑與株數結構分布圖 (a: 台灣水青岡; b: 昆欄樹; c: 白花八角; d: 霧社木蓋子; e: 三斗石櫟; f: 毬子櫟; g: 薄葉虎皮楠; h: 厚葉柃木; i: 青楓; j: 掌葉槭)

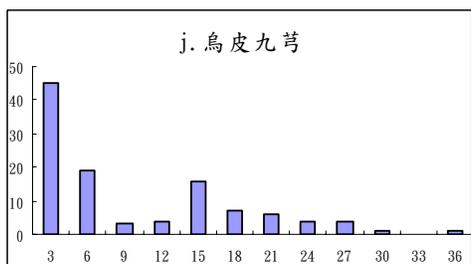
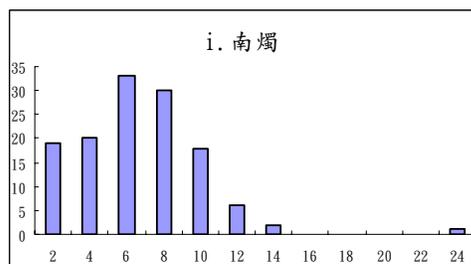
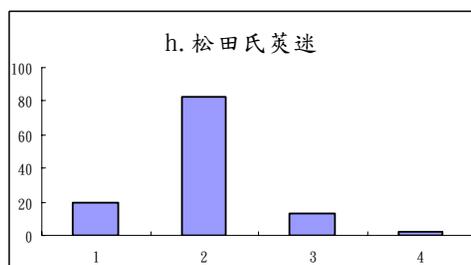
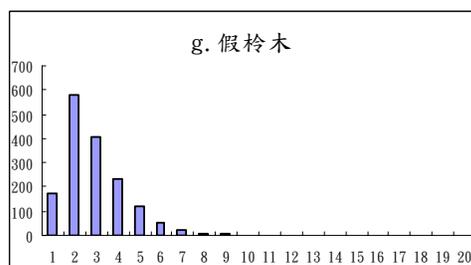
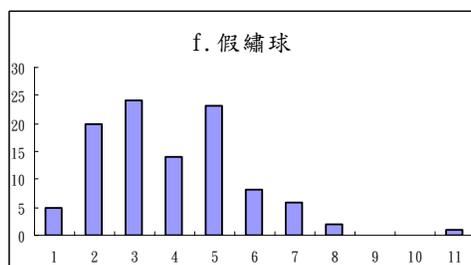
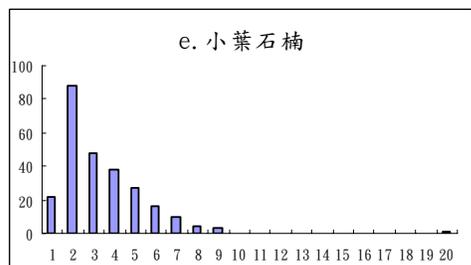
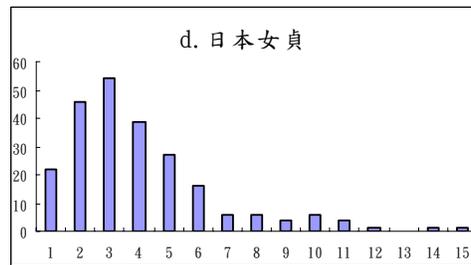
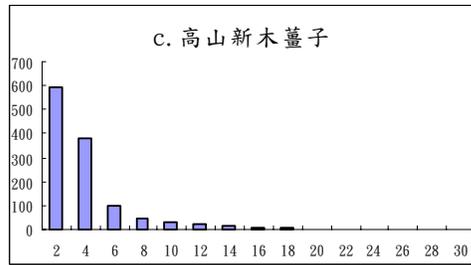
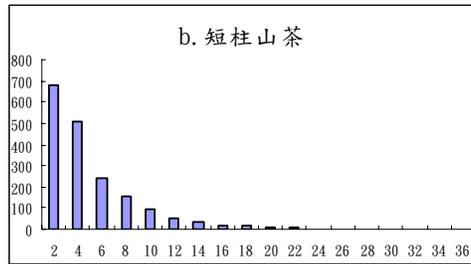
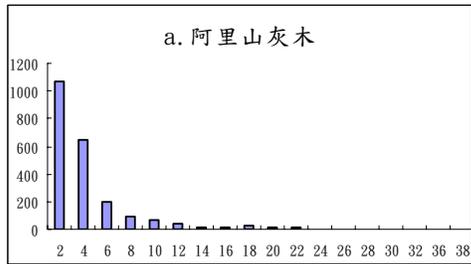


圖 4、翠峰湖附近台灣水青岡永久樣區下層優勢木之胸徑與株數結構分布圖 (a: 阿里山灰木; b: 短柱山茶; c: 高山新木薑子; d: 日本女貞; e: 小葉石楠; f: 假繡球; g: 假柃木; h: 松田氏英迷; i: 南燭; j: 烏皮九芎)

表 3、翠峰湖附近永久樣區主要樹種徑級結構類型一覽表

樹種	迴歸式	R ²
喬木		
台灣水青岡	$y = 0.0007x^6 - 0.0419x^5 + 0.9812x^4 - 11.141x^3 + 61.825x^2 - 151.05x + 158.85$	0.9871
昆欄樹	$y = 0.0006x^6 - 0.0193x^5 + 0.2188x^4 - 1.0453x^3 + 2.1254x^2 - 5.5907x + 22.273$	0.2078
白花八角	$y = 19814x^{-5.5657}$	0.4489
霧社木薑子	$y = 1058.4e^{-0.879x}$	0.5215
三斗石櫟	$y = 19666x^{-6.6619}$	0.5533
毬子櫟	$y = 198.7x^{-4.0107}$	0.3200
薄葉虎皮楠	$y = -1E-05x^6 + 0.0004x^5 - 0.0045x^4 - 0.0341x^3 + 0.9186x^2 - 5.6556x + 12.78$	0.6837
厚葉柃木	$y = -0.0013x^6 + 0.0516x^5 - 0.8111x^4 + 6.2493x^3 - 23.827x^2 + 35.388x + 10.576$	0.9114
青楓	$y = -0.0005x^4 + 0.0137x^3 - 0.0416x^2 - 1.0092x + 5.4982$	0.6946
掌葉槭	$y = -0.0038x^4 + 0.1406x^3 - 1.4533x^2 + 4.4024x + 1.3889$	0.7101
灌木		
阿里山灰木	$y = 619.34e^{-0.391x}$	0.9470
短柱山茶	$y = 15727e^{-1.0828x}$	0.6542
高山新木薑子	$y = 1730.9e^{-0.8392x}$	0.4923
日本女貞	$y = -0.0287x^4 + 0.9933x^3 - 11.25x^2 + 42.303x - 5.0486$	0.9243
小葉石楠	$y = 221.2e^{-0.9389x}$	0.5790
假繡球	$y = -0.0233x^4 + 0.7619x^3 - 8.3881x^2 + 32.978x - 19.636$	0.8786
假柃木	$y = 2953.9e^{-0.8467x}$	0.5706
松田氏莢蒾	$y = 128.84e^{-0.8762x}$	0.5419
南燭	$y = 0.1656x^3 - 3.1496x^2 + 13.575x + 9.1414$	0.8640
烏皮九芎	$y = 0.05x^4 - 1.445x^3 + 14.462x^2 - 59.187x + 90.104$	0.9174

者，可能是耐陰種 (Rao *et al.* 1990)，出現這一型的樹種包含有上層的花八角、三斗石櫟及毬子櫟等。

第二型：呈扭轉的 S 型 (Rotated sigmoid curve)，這可能是大徑級之老木移除速率過低，幼苗的補充呈階段性，導致圖形右端上升的結果 (Saxena *et al.* 1984；West *et al.* 1981)，這與樂培山的第三型類似 (徐月美 1991)，其可能之原因為本型的樹種受干擾影響，幼苗必須在孔隙中才能完成更新，因此幼苗之增補型成階段性。在樣區上層的台灣水青岡、昆欄樹、薄葉虎皮楠、青楓、掌葉槭；下層的日本女貞、假繡球、厚葉柃木、南燭和烏皮九芎都屬於此型。

第三型：L 型，此型類似反 J 型，幼苗的數量較多，但枯死量較大，成熟木的移除較少，此型類似徐月美在樂培山分出之第四型 (徐月美 1991)，此型的樹種大致上以下層的樹種居多，如霧社木薑子、阿里山灰木、短柱山茶、高山新木薑子、小葉石楠、假柃木和松田氏莢蒾。

第四型：至於多型量型 (multimodal form)，或稱為二型量型 (bimodal form) 之一般化，此是兩個以上徑級的株數較相鄰的徑級高 (Parker 1988)，其可能的原因為幼苗之增補呈階段性，在樣區中並無屬於此型木本植物。

3. 主要樹種在空間的分布

永久樣區的主要優勢種，以圖示方法及以空間的卡方分析來統計分布的類型，另由於本文主要為檢測台灣水青岡的空間分佈，進而了解其在林分中之更新方式，以作為未來永久樣區觀測之參考，在結果的敘述上，分成二項來討論。

(1) 台灣水青岡不同徑級的分布類型

台灣水青岡依不同徑級分成 5cm 以下、5cm 至 50cm、50cm 以上三種徑級及全部的植株依 2ha 中在 $10 \times 10\text{m}^2$ 方格的出現位置標示之，若由台灣水青岡全部植株出現位置來看，應屬於逢機分布。至於區分的三種不同徑級來看，5cm 以下則屬於聚集分布，而 5cm 至 50cm 或 50cm 以上都屬於逢機分布 (表 4；圖 4；5；6；7)。此種結果顯示台灣水青岡是屬於次代的分布，由於本次調查並沒有使用生長錐或砍伐台灣水青岡做樹幹解析以了解其生長是否有解放的現象，以斷定台灣水青岡是屬於孔隙種 (gap species) 或冠層耐陰種，然目前已有設置永久樣區，未來

可針對小苗之變化進行小規模的樹冠孔隙監測。

至於空間的分析上，卡方分析以台灣水青岡 4 種不同徑級進行分析。顯示台灣水青岡在 2-5cm、2cm 及 5cm 以下為聚集分布，而在 50cm 以上屬於逢機分布（表 4）。

由徑級結構及空間的分布來看台灣水青岡是屬於老齡木死亡速率較低，幼苗的補充呈階段性；而比較本次的調查在上方較多台灣水青岡幼苗之處，鄰近附近有樹冠孔隙，而玉山箭竹在林下也比北插天山稀疏，然因本研究只有一年的時間尚無法觀察此種變化；或許可待未來在永久樣區內繼續觀察或在永久樣區內設置幾個人為的上層孔隙及林床孔隙的搭配進行觀察。

表 4、翠峰湖附近 2ha 永久樣區之台灣水青岡不同徑級卡方分析一覽表

胸徑級	DBH <2cm	DBH 2-5cm	DBH <5cm	DBH 5-50cm	DBH >50cm	all
期望值	10	10	7.1	3.8	7.1	3.3
卡方	83.60	129.20	113.80	41.52	10.48	19.60
自由度	4	4	6	12	6	14
漸進式顯著值	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*	0.106	0.143

*：表示差異顯著，不符合波瓦松分布的假設，所以其空間分部為非隨機分布

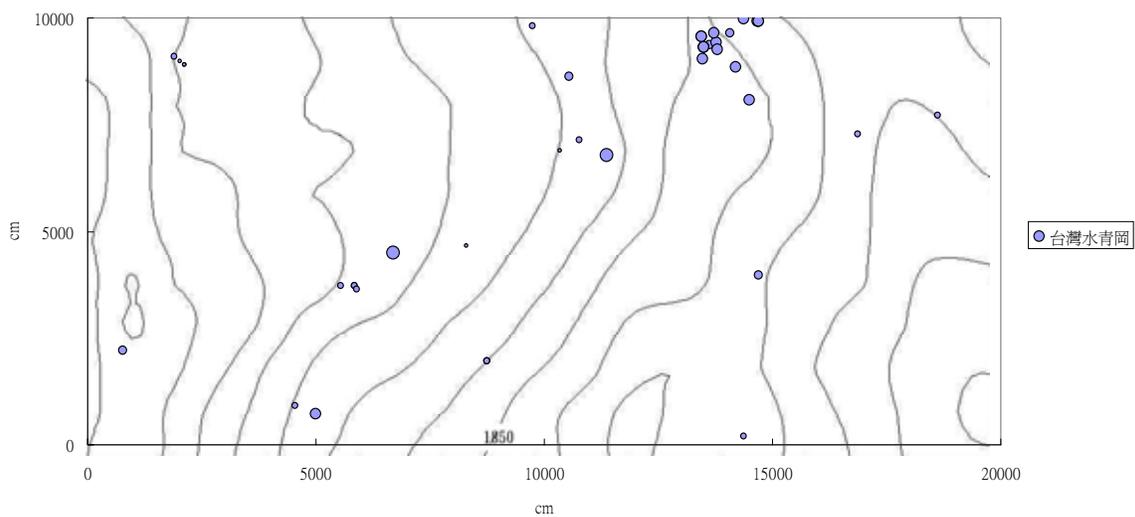


圖 5、翠峰湖附近 2ha 永久樣區台灣水青岡直徑 5cm 以下之分布位置圖

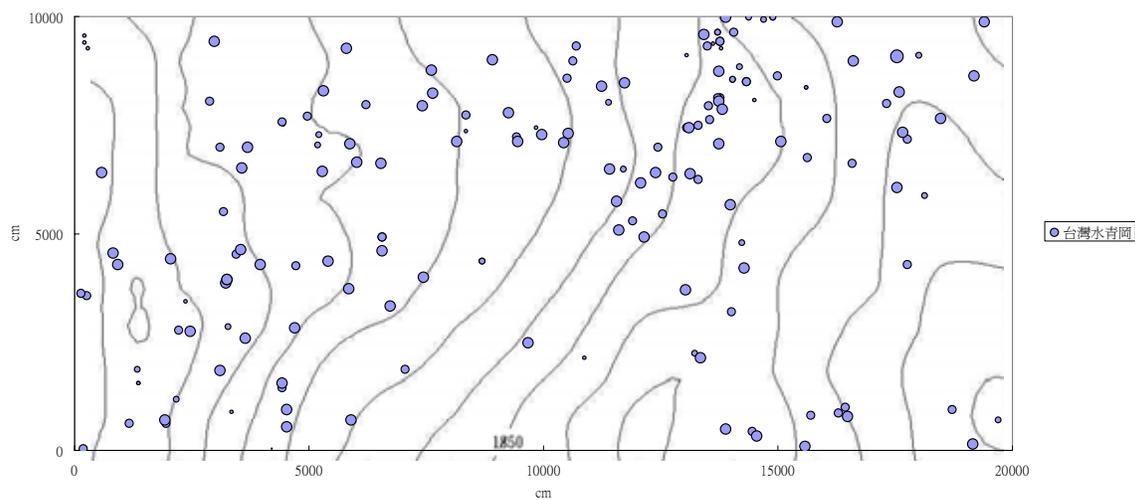


圖 6、翠峰湖附近 2ha 永久樣區台灣水青岡直徑 5cm 至 50cm 之分布位置圖

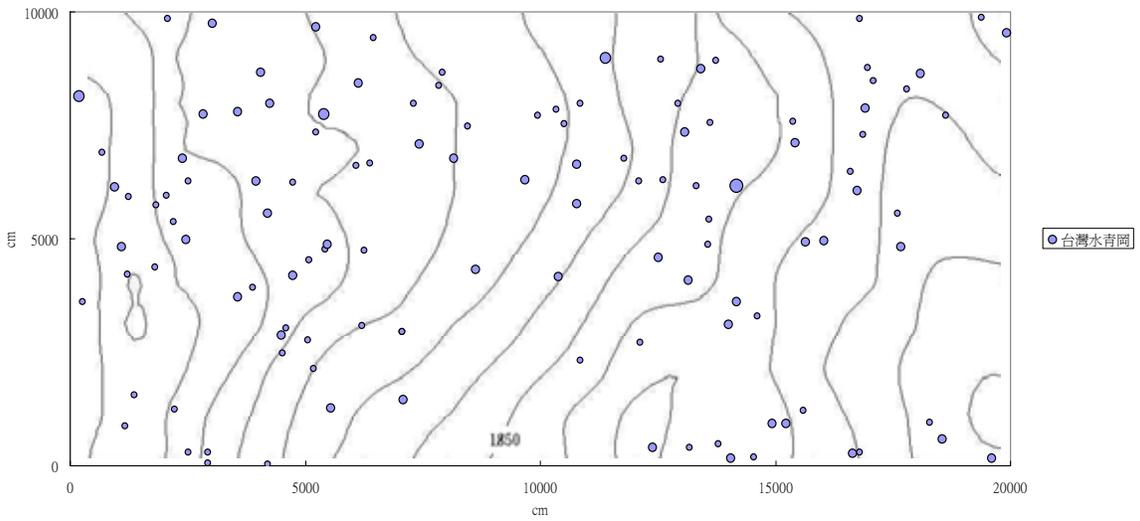


圖 7、翠峰湖附近 2ha 永久樣區台灣水青岡直徑 50cm 以上之分布位置圖

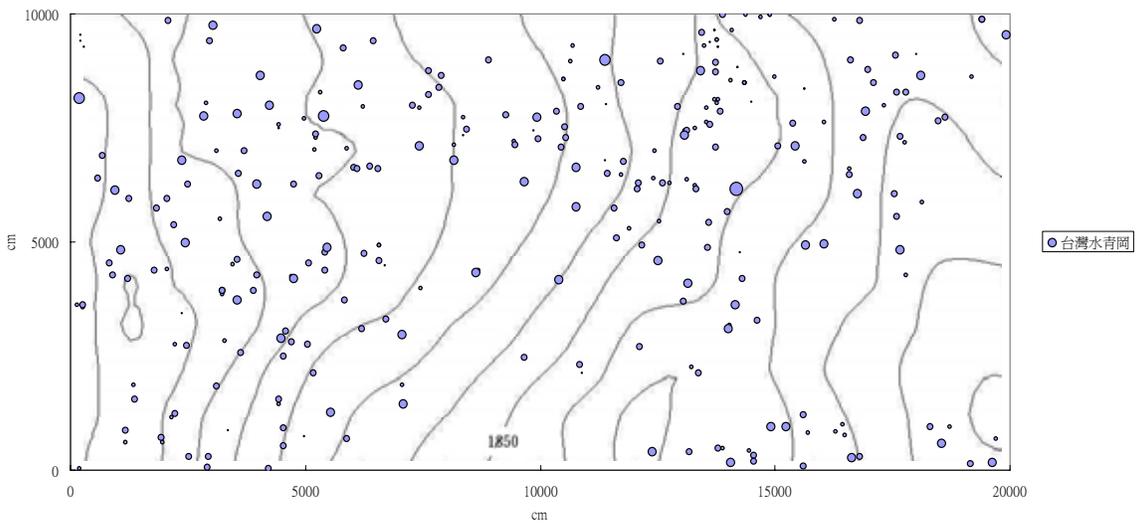


圖 8、翠峰湖附近 2ha 永久樣區所有台灣水青岡分布位置圖

(二) 人工林與天然林的植群分析與多樣性之探討

本研究共調查了 15 個樣區，其中有人工林 10 個樣區，天然林 5 個樣區，利用雙向指標分析法（附錄 3、附錄 4）配合降趨對應分析（圖 3、圖 4）加以分析整理，採木本特徵種及優勢種方式命名生態群種，可分為下列五種林型二種亞型；並藉由植群分析的結果，進行多樣性之討論。

1. 阿里山灰木—台灣水青岡型 (*Symplocos arisanensis*—*Fagus hayatae* type)

樣區主要位於稜線之迎風坡上，海拔高度介於 1726-1856m 之間，坡度 10-18°，樣區編號為 11、12、13、14 及 33，樣區位於 DCA 第一軸之左方。本型的特徵種及優勢種為台灣水青岡，伴隨有阿里山灰木、高山新木薑子、假柃木及白花八角。草本層優勢植物為玉山箭竹 (*Yushania niitakayamensis*)，伴隨有魚鱗蕨 (*Acrophorus stipellatus*)、裂葉樓梯草 (*Elatostema trilobulatum*)、台灣瘤足蕨 (*Plagiogyria formosana*)、華中瘤足蕨 (*Plagiogyria euphlebica*)、石月 (*Stauntonia obovatifoliola*)、台灣小膜蓋蕨 (*Araiostegia parvipinnata*)、大葉玉山蕨 (*Crypsinus echinosporus*) 及肉穗野牡丹 (*Sarcopyramis nepalensis* var. *bodinieri*) 等。

2. 烏皮九芎—紅檜型 (*Styrax formosana*—*Chamaecyparis formosensis* type)

此型皆為 65 年的造林樹種，海拔高度介於 1728-1754 m，坡度為 10-17°，位於第一軸之中央向第二軸延伸為狹長形，本型依地形及組成之差異可再分出二個亞型。

a. 賊仔樹—烏皮九芎亞型 (*Euodia meliaefolia*—*Styrax formosana* subtype)

本型在地形上屬於稜線，樣區位置位於稜線道路旁，樣區編號為 1、4，為民國 65 年的紅檜造林地，較接近台灣水青岡天然林，海拔高度介於 1728-1734m，坡度為 10-12°。本區特徵種為賊仔樹 (*Euodia meliaefolia*) 及紅檜，另有優勢樹種阿里山灰木、烏皮九芎、高山新木薑子、假柃木、三斗石櫟、霧社木薑子、白花八角、小葉石楠 (*Photinia parvifolia*) 及薄葉虎皮楠。下層地被覆蓋度最高的優勢植物為玉山箭竹 (*Yushania niitakayamensis*)，其他優勢種尚有芒 (*Miscanthus*

sinensis)、紅鞘薹 (*Carex filicina*)、魚鱗蕨 (*Acrophorus stipellatus*)、華中瘤足蕨、宜蘭菝葜 (*Smilax discotis*)、肉穗野牡丹 (*Sarcopyramis nepalensis* var. *bodinieri*)、台灣羊桃 (*Actinidia chinensis* var. *setosa*) 及川上氏雙蓋蕨 (*Diplazium kawakamii*) 等。

b. 日本女貞—烏皮九芎亞型 (*Ligustrum liukiense*—*Styrax formosana* subtype)

本亞型在地形上屬於溪谷凹地，其中樣區 9 的含石率達 70%，為民國 65 年的紅檜、巒大杉造林地，樣區編號為 9、10，海拔高度介於 1738-1754 m，坡度 14-17°，其特徵種為日本女貞 (*Ligustrum liukiense*) 另有紅檜及巒大杉 (*Cunninghamia konishii*)，尚有優勢種烏皮九芎 (*Styrax formosana*)、白花八角、高山新木薑子、假柃木、阿里山灰木、霧社木薑子及三斗石櫟等。下層草本優勢植物為玉山箭竹 (*Yushania niitakayamensis*)，伴隨有芒 (*Miscanthus sinensis*)、稀子蕨 (*Monachosorum henryi*)、台灣瘤足蕨 (*Plagiogyria formosana*)、魚鱗蕨、華中瘤足蕨、裂葉樓梯草 (*Elatostema trilobulatum*)、石葦 (*Pyrrosia lingua*)、疏葉卷柏 (*Selaginella remotifolia*) 及波氏星蕨 (*Microsorium buergerianum*) 等。

3. 烏皮九芎—巒大杉型 (*Styrax formosana*—*Cunninghamia konishii* type)

本區為 65 年生的紅檜、台灣杉混植造林，分布海拔高度介於 1728-1734 m，坡度為 10 -14°，樣區編號為 2、3，樣區位於 DCA 第一軸之中央，第二軸之下方。上層特徵種為巒大杉，另有紅檜、人工造林之台灣杉 (*Taiwania cryptomerioides*)、賊仔樹及台灣樹參 (*Dendropanax dentiger*)。其優勢種為烏皮九芎、阿里山灰木、高山新木薑子、三斗石櫟、假柃木、厚葉柃木及假繡球等。下層地被特徵種有千層塔 (*Lycopodium serratum*) 及阿里山蹄蓋蕨 (*Athyrium arisanense*)；優勢種為玉山箭竹尚有芒、華中瘤足蕨、魚鱗蕨 (*Acrophorus stipellatus*)、宜蘭菝葜 (*Smilax discotis*)、肉穗野牡丹 (*Sarcopyramis nepalensis* var. *bodinieri*)、變葉懸鉤子 (*Rubus corchorifolius*)、擬芩瓦葦 (*Lepisorus monilisorus*) 及斜方複葉耳蕨 (*Arachniodes rhomboides*)。

4. 阿里山灰木—台灣杉型 (*Symplocos arisanensis*—*Taiwania cryptomerioides* type)

分布海拔高度介於 1919-1927 m，地形屬於稜線，樣區編號為 5、6，為民國 65 年的台灣杉造林地，位於第一軸之右方。特徵種跟優勢種為人工造林之台灣杉，另有特徵種為紅淡比 (*Cleyera japonica*)、藤花椒 (*Zanthoxylum scandens*) 及日本女貞，優勢種尚有烏皮九芎、高山新木薑子、白花八角、霧社木薑子、三斗石櫟、厚葉柃木及阿里山灰木等。下層覆蓋度最高的為芒，伴隨有白花瑞香 (*Daphne kiusiana*. var. *atrocaulis*)、台灣瘤足蕨、魚鱗蕨、假柃木、紅鞘薹 (*Carex filicina*)、台灣鱗毛蕨 (*Dryopteris formosana*)、瓦葦、阿里山忍冬 (*Lonicera acuminata.*)、台灣小蘗 (*Berberis kawakamii*) 及玉山箭竹等。

5. 高山新木薑子—紅檜型 (*Neolitsea acuminatissima*—*Chamaecyparis formosensis* type)

為 75 年生的紅檜造林地，樣區編號為 7、8，海拔高度介於 1867-1887 m，坡度為 17°，位於 DCA 樣區 5、6 左方。之本區之特徵種及優勢種為紅檜，其他優勢種尚有高山新木薑子、假柃木、白花八角、厚葉柃木及台灣樹參 (*Dendropanax dentiger*) 等。下層地被植物有玉山箭竹、芒、瓦葦、魚鱗蕨、華中瘤足蕨、台灣鱗毛蕨、珠砂根 (*Ardisia crenata*)、尖葉耳蕨 (*Polystichum parvipinnulum*) 及紅鞘薹 (*Carex filicina*) 等。

(三) 生育地多樣性之結果

1. α 多樣性 (α -diversity)

利用野外的植群資料加以分析計算每一樣區之 Shannon – wiener 指數、Simpson 指數及均勻度指數，配合植群分型，區別出每一林型之多樣性，並將木本層及草本層分開計算，由於樣區數不足因此無法使用 t-test 而使用平均值之方式界定不同林型之多樣性，各個林型依據其距離、地形、造林年代分為：(1) 阿里山灰木—台灣水青岡型，其為台灣水青岡天然林，以下簡稱水青岡林；(2) 烏皮九芎—巒大杉型，此區為紅檜與台灣杉混植而成，以下簡稱為混植造林；(3) 烏皮九芎—賊仔樹亞型，因其紅檜造林地與台灣水青岡母群距離較近，因此以下簡稱為檜造林近；(4) 高山新木薑子—紅檜型，此區距離台灣水青岡母群較遠，以下稱為紅檜造林遠；(5) 阿里山灰木—台灣杉型，此區為台灣杉造林

地，以下稱為台灣杉造林；(6) 烏皮九芎—日本女貞亞型，此區為巒大杉與紅檜造林，以下簡稱巒大杉造林（表 4）。

α 多樣性乃指一群落中物種的多寡，就演替之觀點來看，植群由多樣性低至中期多樣性增加，最後老齡期時多樣性略下降。

以台灣水青岡天然林來說，其木本層多樣性及種數皆較高，而草本層之種數高但多樣性卻低，這是由於其下層之優勢以玉山箭竹為主，佔樣區面積的 85%，因此影響其多樣性。在木本多樣性中最低的為紅檜造林地的林分，其距離台灣水青岡森林較近但種數卻為最低，造林木採密植，因此空間多為造林樹種佔據，造成樹冠孔隙降低，樹冠之孔隙降低使周圍種源入侵較難，如果有孔隙大多數為先驅樹種所佔，如烏皮九芎、阿里山灰木及高山新木薑子等。在木本層多樣性大多數皆為造林樹種所影響，台灣杉造林地為民國 75 年造林，因此是屬於較為早期之階段，所以能夠顯現出早期演替階段木本植物入侵的情形；從草本層來看，物種數目漸漸趨向於成熟林階段，但其多樣性也受到玉山箭竹的影響，除了台灣杉造林地是較為早期之林分，其下層優勢為芒草外，其他人工林分下層皆以玉山箭竹為優勢。由於造林期已達 30 年左右，許多的林分皆已進入下層再現階段，在此階段中多樣性曲線在事實上仍有許多的波動，不論是從物種數或是多樣性指數來看，在下層再現階段是受到時間、距離及地形因子所影響。

表 5、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡森林樣區之木本及草本物種數及多樣性

	木本					
	水青岡林	混植造林	紅檜造林近	紅檜造林遠	台灣杉造林	巒大杉造林
物種數	34	30	27	26	33	24
Shannon-wiener	2.05	1.54	1.03	1.41	1.35	1.28
Simpson	0.81	0.61	0.41	0.56	0.53	0.51
均勻度指數	0.76	0.57	0.38	0.52	0.50	0.47
草本						
物種數	72	59	56	38	47	46
Shannon-wiener	0.42	1.19	1.12	0.99	1.53	1.12
Simpson	0.12	0.54	0.45	0.53	0.56	0.50
均勻度指數	0.12	0.32	0.30	0.29	0.42	0.32

註：Sp：物種 s-w：Shannon – Wiener 指數 s：Simpson 指數 e：均勻度指數

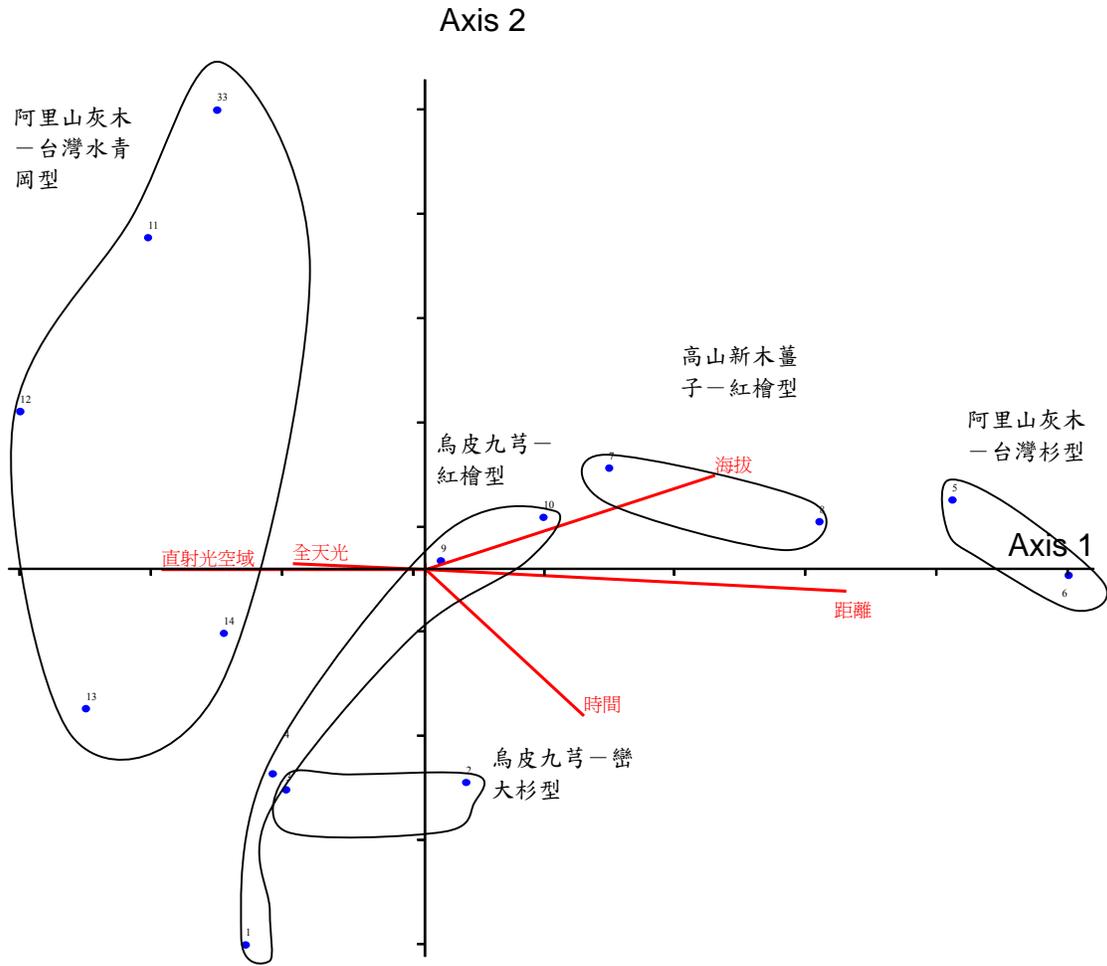


圖 9、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡森林樣區在降趨對應分析第一及第二軸之分布圖

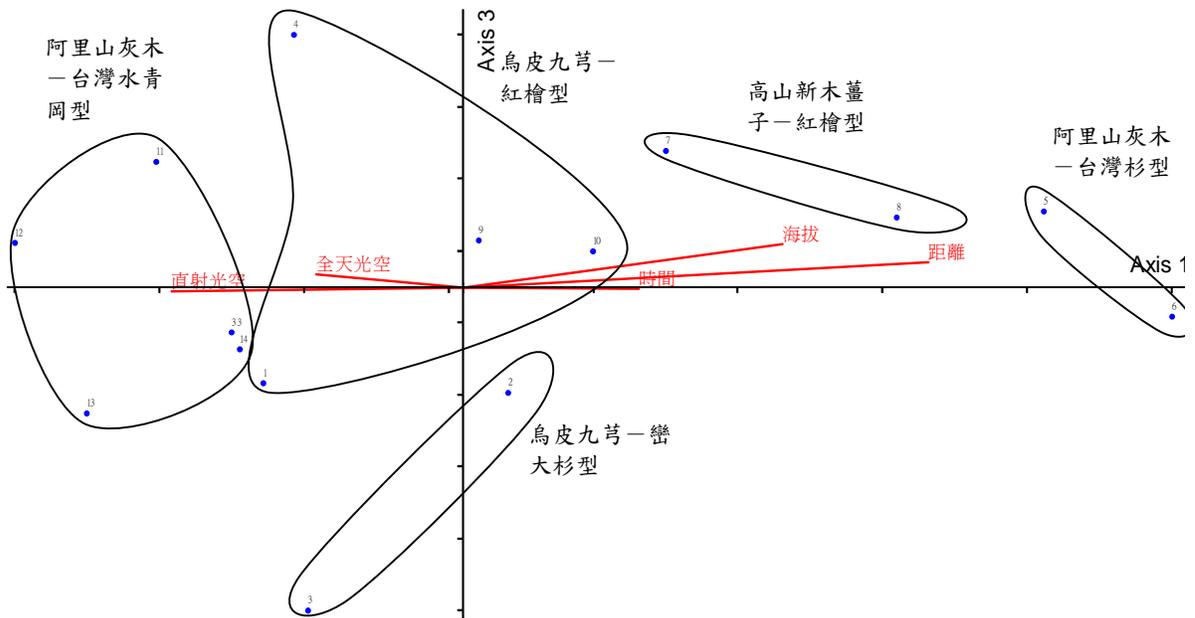


圖 10、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡森林樣區在降趨對應分析第一及第三軸之分布圖

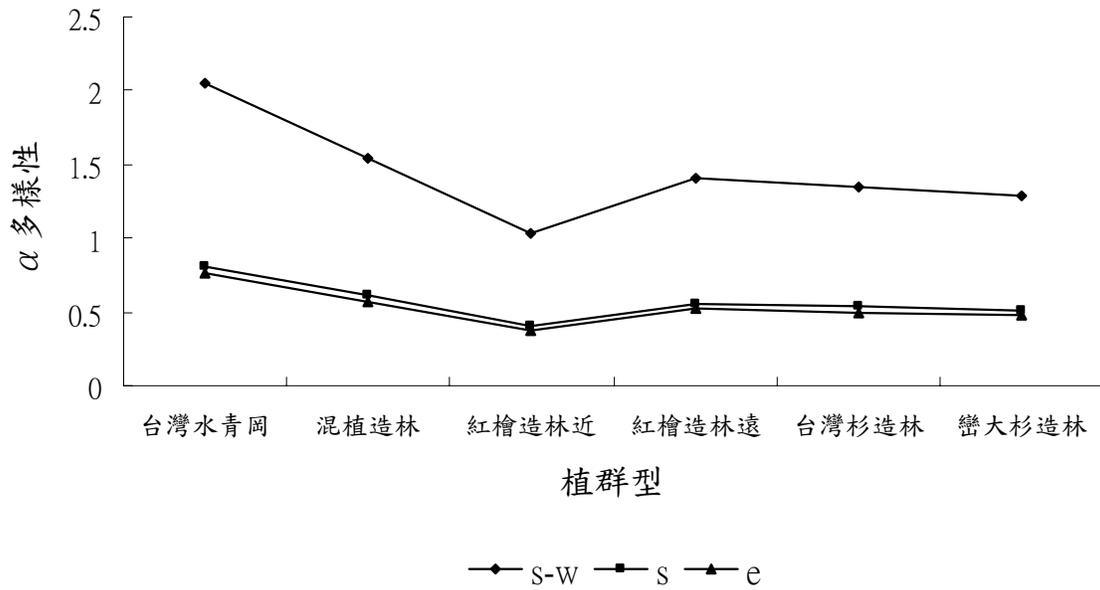


圖 11、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡林樣區之木本多樣性曲線圖
 註：s-w：Shannon - Wiener 指數 s：Simpson 指數 e：均勻度指數

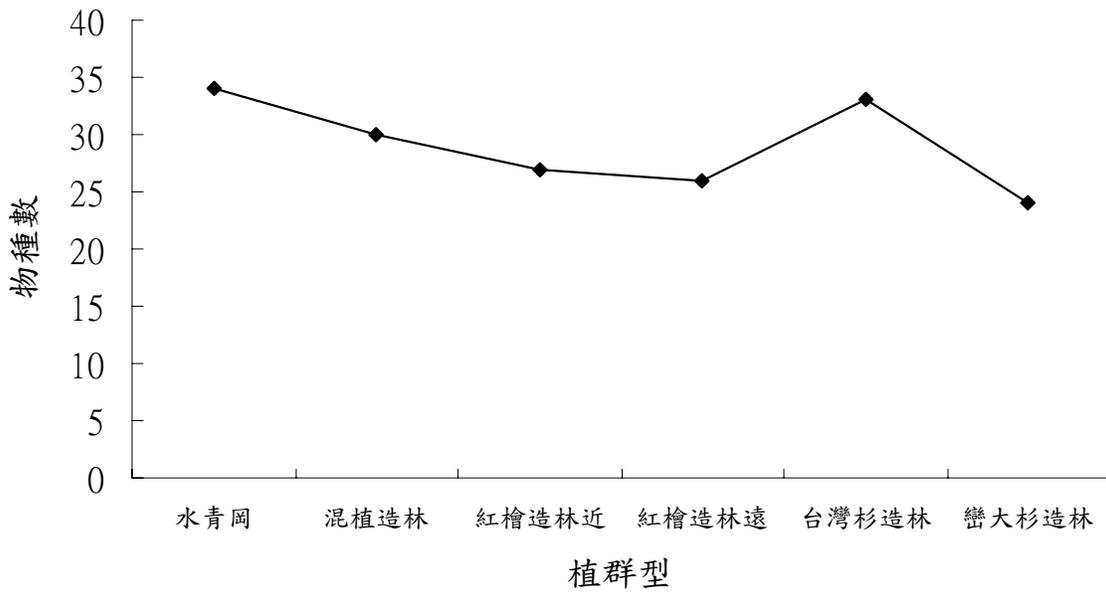


圖 12、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡林樣區之木本物種曲線圖

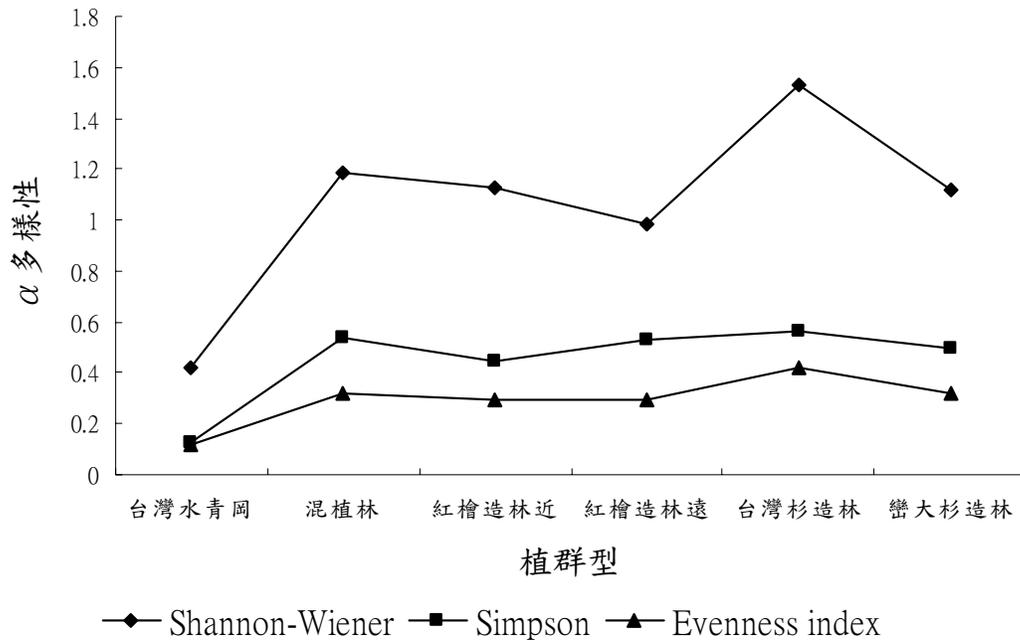


圖 13、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡林樣區之草本多樣性曲線圖
 註：s-w：Shannon - Wiener 指數 s：Simpson 指數 e：均勻度指數

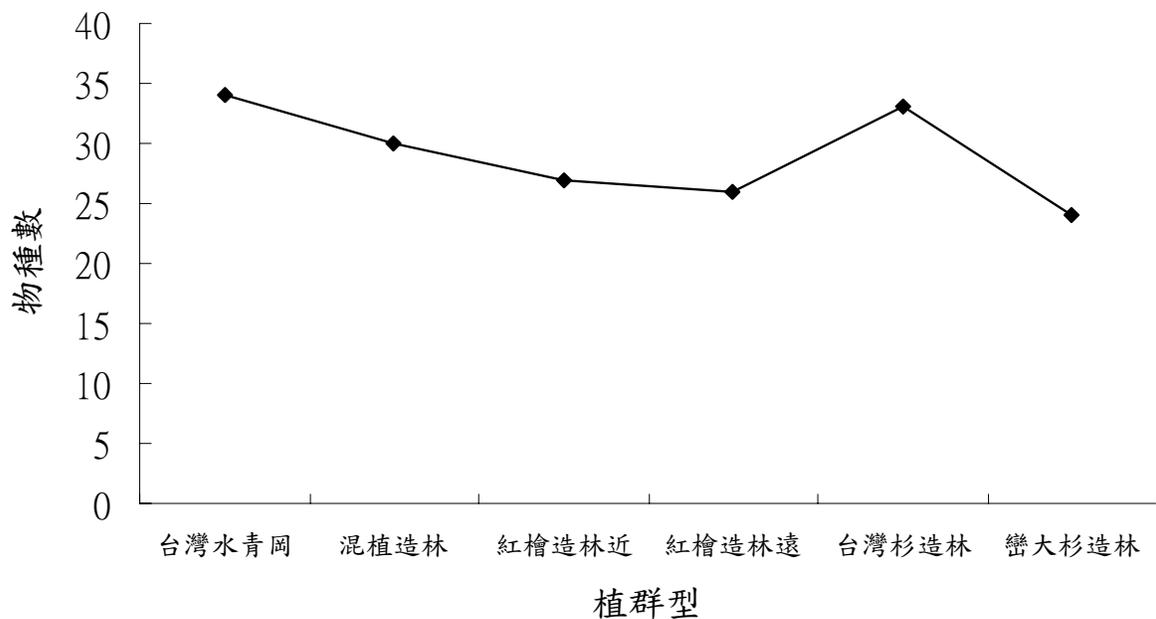


圖 14、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡林樣區之草本物種數曲線圖

2. β 多樣性 (β -diversity)

β 多樣性乃指沿環境梯度的物種的轉換程度，由於植群的轉換往往受限於距離、時間、種子庫 (seed pool) 及種子傳播方式 (Wiegleb and Felinks 2001)，將數據資料分為草本層及木本層分開分析，分析方式以 βt 指數及 Sørensen 指數來比較分析。在 βt 指數方面其值愈小表示相似度愈高，而 Sørensen 指數其值愈高表示其相似度愈高，在計算上，前者以物種出現的數量來計算，屬於定性，而後者則由覆蓋度的百分比計算，屬於定量。

(1) 木本

a. βt 指數

以台灣水青岡老齡林相比較其相似度大小為紅檜造林遠 (0.79) > 紅檜造林近 (0.81) > 巒大杉造林 (0.81) > 混植造林 (0.93) > 台灣杉造林 (0.98)。其他較為相近的有紅檜造林近與混植造林相似性達 0.6，紅檜造林近與巒大杉造林相似性達 0.75，紅檜造林近與紅檜造林遠相似性達 0.79，混植造林與紅檜造林遠相似性達 0.80 (表 6)。

b. Sørensen 指數

以台灣水青岡老齡林相比較其相似度大小為紅檜造林近 (11.91%) > 巒大杉造林 (11.31%) > 混植造林 (9.22%) > 台灣杉造林 (8.51%) > 紅檜造林遠 (6.55%)。其他較為相似的有紅檜造林近與混植造林相似性達 75.24%，紅檜造林近與巒大杉造林相似性達 61.08，紅檜造林近與紅檜造林遠相似性達 95.89% (表 7)。

在 βt 指數及 Sørensen 指數相較之下 Sørensen 指數較為符合自然植群演替序列之模式。因影響相似性的主要關鍵因子在於造林樹種，在紅檜造林近、巒大杉造林、混植造林及紅檜造林遠，其造林地內可以看到有較高的紅檜斷面積和，因此在木本中，主要造林木會成為影響演替之關鍵因子。

(2) 草本：

a. βt 指數：

與台灣水青岡老齡林相比較其相似度大小為紅檜造林近 (0.60)

>混植造林 (0.76) > 巒大杉造林 (0.79) > 台灣杉造林 (0.84) > 紅檜造林遠 (0.89)，其他較為相似的有紅檜造林近與混植造林其相似性達 0.51，混植造林與台灣杉造林相似性達 0.77，巒大杉造林與紅檜造林遠相似性達 0.59 (表 7)。

b. Sørensen 指數

以台灣水青岡老齡林相比較其相似度大小為紅檜造林近 (79.56%) > 混植造林 (69.68%) > 巒大杉造林 (66.16%) > 紅檜造林遠 (55.89%) > 台灣杉造林 (8.72%)。其他較為相似的有紅檜造林近與巒大杉造林 82.19%，混植造林與巒大杉造林 89.94%，紅檜造林遠與台灣杉造林 83.44%，混植造林與紅檜遠 80.40% (表 8)。

台灣水青岡林與紅檜造林近的 βt 指數 (0.60) 及 Sørensen 指數 (79.56%)，皆指出水青岡林與紅檜造林近的下層草本較為相似，其原因可能是因為水青岡林與紅檜造林地距離較近，台灣水青岡林中下層草本之散殖體容易進入造林地中。從 Sørensen 指數來看，其它造林地與水青岡老齡林相似性達 55 至 80%，因為草本植物一般恢復的比較快，所以在天然林與人工林之間的相似性會比較高，也會比木本植物的值來的高。在水青岡林與台灣杉造林地相似性僅 8.72%，水青岡林與台灣杉造林地的下層草本層相異較大，台灣水青岡林與其它造林地下層優勢皆為玉山箭竹，而台灣杉造林地的下層優勢則為芒草，除了距離遠近的因素外，可能也與造林樹種的不同而有差異。在造林地方面，混植造林與巒大杉造林的相似性更高達 89.94%，除了海拔高度相近外，下層組成的植物也大多相同，多為玉山箭竹及芒。若依照水青岡林及各造林地的距離遠近來比較相似性，Sørensen 指數較 βt 指數來的較為符合。

在 β 多樣性中， βt 指數及 Sørensen 指數相互比較下 Sørensen 指數比 βt 指數更能顯示出自然演替序列模式，而草本層較木本層更能顯示出與水青岡老齡林之相似性。

表 6、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡森林樣區之木本 βt 指數

βt	水青岡老齡林	紅檜造林近	混植造林	巒大杉造林	台灣杉造林	紅檜造林遠
水青岡老齡林	1.00	0.81	0.93	0.81	0.98	0.79
紅檜造林近	0.19	1.00	0.60	0.75	1.07	0.79
混植造林	0.07	0.40	1.00	0.89	1.05	0.93
巒大杉造林	0.19	0.25	0.11	1.00	0.95	0.80
台灣杉造林	0.02	-0.07	-0.05	0.05	1.00	0.78
紅檜造林遠	0.21	0.21	0.07	0.20	0.22	1.00

註：1.0 右上方為相似性，左下方為相異性

表 7、翠峰湖周邊樣區-木本 Sørensen 指數

Sørensen	水青岡老齡林	紅檜造林近	混植造林	巒大杉造林	台灣杉造林	紅檜造林遠
水青岡老齡林	100.00	11.91	9.22	11.31	8.51	6.55
紅檜造林近	88.09	100.00	75.24	61.08	28.90	95.89
混植造林	90.78	24.76	100.00	59.41	31.70	34.73
巒大杉造林	88.69	38.92	40.59	100.00	45.50	54.11
台灣杉造林	91.49	71.10	68.30	54.50	100.00	49.59
紅檜造林遠	93.45	4.11	65.27	45.89	50.41	100.00

註：1.0 右上方為相似性，左下方為相異性

表 8、翠峰湖附近人工林與台灣水青岡森林樣區之草本 βt 指數

βt	水青岡老齡林	紅檜造林近	混植造林	巒大杉造林	台灣杉造林	紅檜造林遠
水青岡老齡林	1.00	0.60	0.76	0.79	0.84	0.89
紅檜造林近	0.40	1.00	0.51	0.80	0.81	0.87
混植造林	0.24	0.49	1.00	0.83	0.77	1.06
巒大杉造林	0.21	0.20	0.17	1.00	0.81	0.59
台灣杉造林	0.16	0.19	0.23	0.19	1.00	0.94
紅檜造林遠	0.11	0.13	-0.06	0.41	0.06	1.00

註：1.0 右上方為相似性，左下方為相異性

表 9、翠峰湖周邊樣區-草本 Sørensen 指數

Sørensen	水青岡老齡林	紅檜造林近	混植造林	巒大杉造林	台灣杉造林	紅檜造林遠
水青岡老齡林	100.00	79.56	69.68	66.16	8.72	55.89
紅檜造林近	20.44	100.00	20.34	82.19	30.01	70.26
混植造林	30.32	79.66	100.00	89.94	43.81	80.40
巒大杉造林	33.84	17.81	10.06	100.00	11.99	83.44
台灣杉造林	91.28	69.99	56.19	88.01	100.00	56.70
紅檜造林遠	44.11	29.74	19.60	16.56	43.30	100.00

註：1.0 右上方為相似性，左下方為相異性

(四) 造林地植群恢復與老齡林之物種更新

本次調查在人工林演替部份主要探討物種多樣性恢復情形及台灣水青岡在人工林的回復(演替早期)是否會出現於人工林中,同時在老齡林部份則探討台灣水青岡的更新方式。

由物種在人工林恢復情形而言, α 多樣性影響其值的高低為人工林形成時間,離台灣水青岡距離及地形因子,在 β 多樣性中主要為人造林物種斷面積和,和人工林的形成時間。

圖 14 木本多樣性看出在人工造林地中 α 多樣性之變異並不大,其值介於 1-1.55 間,而台灣水青岡老齡林為 2.05,由多樣性可看出造林地仍屬於演替之早期,尚未達到中期,可能尚存在一個較高多樣性值之時期,然此仍待以後之觀察;在 β 多樣性方面,可以看出,這可能是由於過去的林地管理、種子庫及種子的傳播方式所影響;而 α 多樣性及 β 多樣性在木本方面並不受到人工林形成時間及離水青岡老齡林距離的影響,這造成的可能原因為過去的造林法、林地管理、種子庫及種子的傳播方式所影響。

從圖 15 草本多樣性, α 多樣性以 Shannon-wiener 為代表,圖中 β 多樣性以 Sørensen 指數為代表,其中天然林之 α 多樣性最低,其值達 0.42,台灣杉造林 α 多樣性最高,其值達 1.53,在造林地中 α 多樣性最低的為 75 年生之紅檜造林遠,其值為 0.99;而其他的造林地紅檜造林近、混植造林近及巒大杉造林,其值界於 1.10-1.20 間,差異性並不大;由 α 多樣性可知離水青岡老齡林距離及人工林形成時間會影響 α 多樣性之高低。再由 β 多樣性來看,轉換度最低為台灣杉造林地,其值為 8.72,轉換度最高者為紅檜造林近其值為 79.56;從 β 多樣性來看主要影響轉換度的是離水青岡老齡林距離因子;綜合上述可知主要影響 α 多樣性及 β 多樣性之因子為離水青岡老齡林距離,其次為人工林形成時間。

從 Sørensen 指數來看,與台灣水青岡老齡林相較其相似性值並不大,其值介於 6 至 12 之間,這也許是由於林分處於下層再現期階段之初期,因此許多老熟林階段之林木尚未進入,甚至台灣水青岡之幼苗在造林地中也沒有出現,由造林地而言,雖然已有 30 年以上但樹高皆未達 10cm,若台灣水青岡老齡林以 10m 以下的空隙,始為冠層孔隙來看,這些造林地的高度皆屬於大面積之孔隙,甚至屬於演替中期,若以此而台灣水青岡也許是在於老熟林階段才能出現之物種,若要探討此種狀況

則需連續觀察造林地之變化之部分，才能夠得以確定台灣水青岡之恢復時間。由老齡林分析，台灣水青岡屬於扭轉的 S 型 (Rotated sigmoid curve)，這是屬於大徑級之老木移除速率過低，幼苗的補充呈階段性，其可能之原因為本型的樹種受干擾影響，幼苗必須在孔隙中才能完成更新，因此幼苗之增補形成階段型。至於由所區分的三種不同徑級來看，5cm 以下則屬於聚集分布，而 5cm 至 50cm 或 50cm 以上都屬於逢機分布 5cm 以下由位置也可看出台灣水青岡呈現聚集分布。此種結果顯示台灣水青岡是屬於次代的分布，由於本次結果並沒有使用樹幹解析或使用生長錐以了解其生長是否有解放的現象，以斷定台灣水青岡是屬於孔隙種 (gap species) 或冠層耐陰種，然目前已有設置樣區，未來可針對小苗之變化進行小規模的樹冠孔隙監測。

另日本的水青岡屬植物的恢復主要受下層箭竹之影響，當箭竹產生孔隙才能使得水青岡得以更新 (Nagaike *et al.* 1999)。台灣水青岡天然更新之實際情形，地被植物玉山箭竹和台灣瘤足蕨生長迅速，容易覆蓋住剛萌發出來之台灣水青岡小苗，造成當年生之台灣水青岡小苗大量死亡，因此除了適當的疏伐修枝外，還必須配合林床的整理，尤其是竹類的去除，才能達到有效的更新目標 (黃立彥 2000)。

五、結論與建議

(一) 植群分型

本研究共調查了 15 個樣區，其中有人工林 10 個樣區，天然林 5 個樣區，大致可區分成五種林型二種亞型：

1. 天然林的阿里山灰木—台灣水青岡型。
2. 人工林的烏皮九芎—紅檜型、賊仔樹—烏皮九芎亞型、日本女貞—烏皮九芎亞型、烏皮九芎—巒大杉型、阿里山灰木—台灣杉型及山新木薑子—紅檜型。

(二) 生育地多樣性

α 多樣性乃指一群落中物種的多寡，就演替之觀點來看，植群由多樣性低至中期多樣性增加，最後老齡期時多樣性略下降。

在木本層多樣性大多數皆為造林樹種所影響，以台灣水青岡天然林的木本層多樣性及種數皆較高，草本層之種數高但多樣性卻低，是因為其下層之優勢以玉山箭竹為主，而影響其多樣性；以紅檜造林地在木本

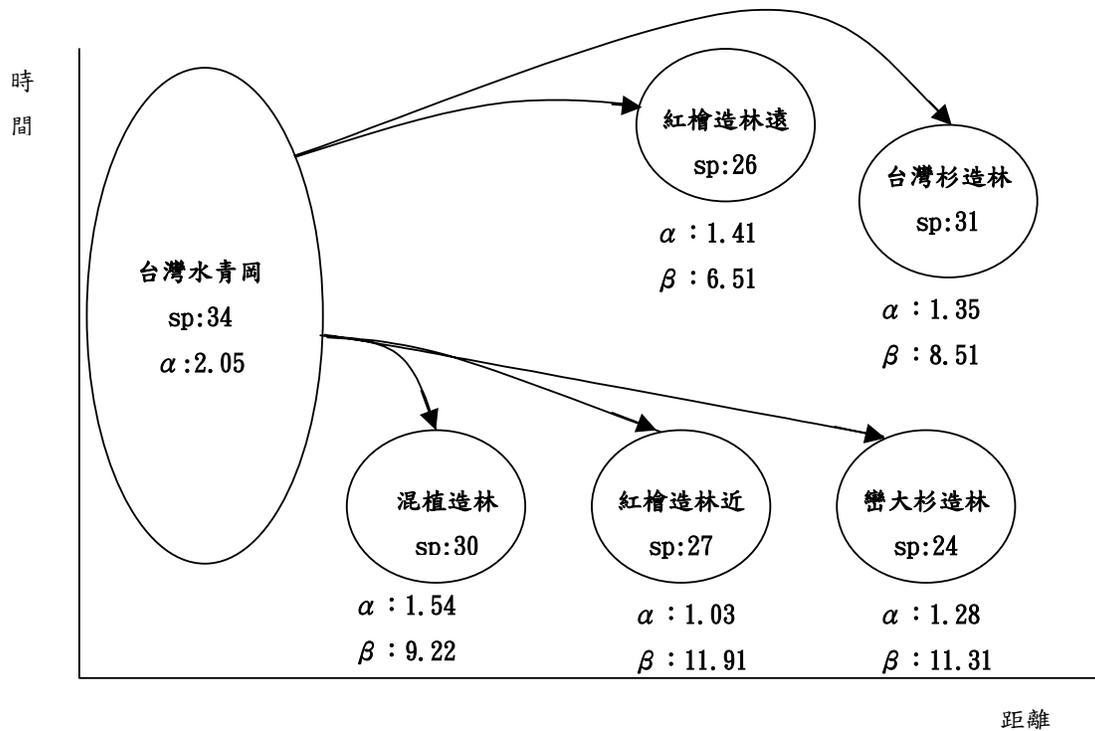


圖 15、翠峰湖附近人工林及台灣水青岡老齡林樣區木本多樣性一覽圖

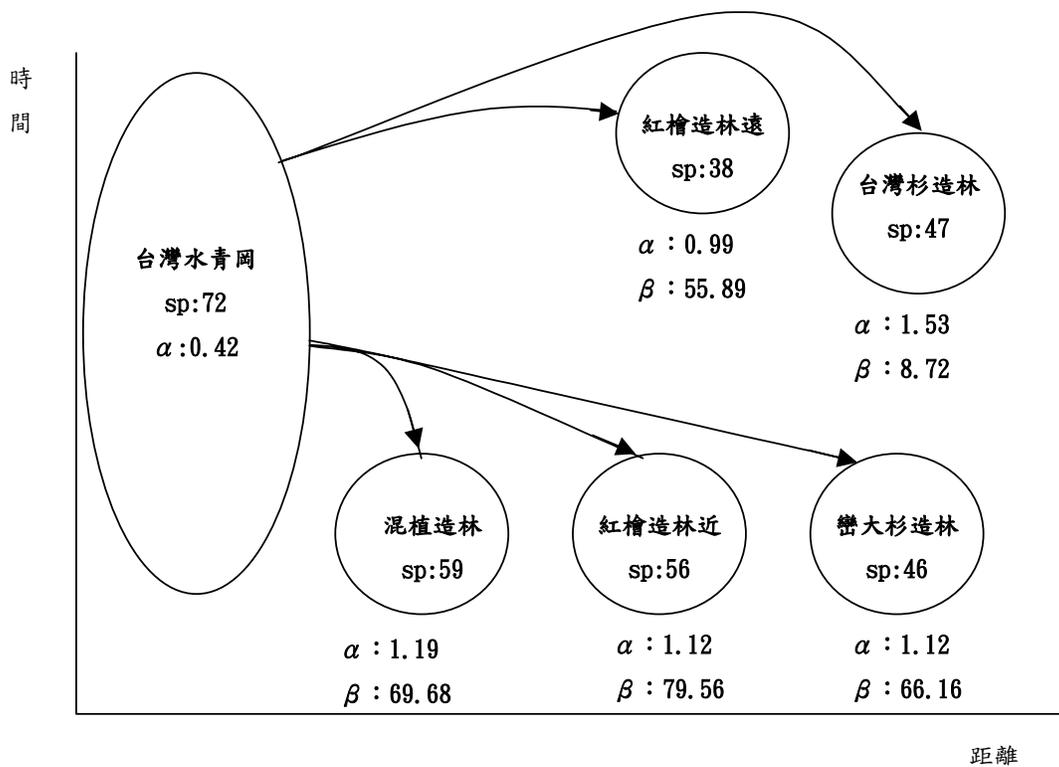


圖 16、翠峰湖附近人工林及台灣水青岡老齡林樣區草本多樣性一覽圖

註： α 為 α 多樣性中 Shannon-wiener 指數， β 為 β 多樣性中 Sørensen 指數。

多樣性中最低，為其距離台灣水青岡森林較近但種數卻為最低，造林木採密植，因此空間多為造林樹種佔據，造成樹冠孔隙降低，樹冠之孔隙降低使周圍種源入侵較難。

從草本層來看，物種數目漸漸趨向於成熟林階段，但其多樣性也受到玉山箭竹的影響，除了台灣杉造林地是較為早期之林分，其下層優勢為芒草外，其他人工林分下層皆以玉山箭竹為優勢。

(三) 整體更新之探討

由附近早期的草地及演替中期之赤楊林（陳子英 2004）和本次由附近造林地所調查之整個台灣水青岡森林之更新方式，對照美國的森林演替（Oliver 1990）或台灣地區的森林更新（歐辰雄等 1999；歐辰雄等 1996；Hsieh 1989；陳子英 1994），在演替早期的赤楊林、草生地內並未出現台灣水青岡之小苗及幼樹，由本次的研究來看，在老熟台灣水青岡森林旁邊的人工林，雖然已有闊葉樹入侵，其物種數與老熟台灣水青岡森林已有相近之物種，但其內並沒有出現台灣水青岡之幼苗；台灣水青岡之幼株只出現在台灣水青岡森林與人工林的小徑邊緣及森林中有冠層空隙的小崩塌地內或兩側，因此台灣水青岡應屬於老熟森林中，上層有中小型冠層空隙，且地被有干擾之森林中。

這種結果與過去之報告（歐辰雄等 1999；歐辰雄等 1996；Hsieh 1989）相類似，然而由於空隙中出現之小苗多在隔年之夏季大量死亡（黃立彥 2000），因此由幼苗至幼樹階段至成樹的存活應是未來監測的重點。

(四) 台灣地區水青岡未來保育的建議

台灣水青岡最大的族群，目前主要分布於插天山一帶及銅山附近，銅山地區台灣水青岡的面積與族群數量跟北插天山相當（邱清安 1996；呂金誠、邱清安、歐辰雄 1998；呂金誠、歐辰雄、邱清安 1998、陳子英 2004；劉瑞棠、蘇鴻傑 1972）；野生動物之數量也相當豐富（王穎 2004），同時經由 DNA 的研究指出二地族群的遺傳變異在族群內與族群間有明顯的變異存在（王亞男、林建良 2002），由目前幾個台灣水青岡分布地點之植群調查約略可看出，台灣水青岡在北插天山一帶多屬於瘦稜。而在銅山至翠峰湖一帶則屬於寬稜組成上不盡相同（陳子英 2004；陳子英 2005），在族群的遺傳變異上，兩地略有差異，至於動物的調查上，銅山地區雖然目前沒有發現台灣黑熊，但是也擁有大族群的

夸父綠小灰蝶等稀有動物。

此外在科學研究的規劃上，銅山地區的可及性也比北插天山高，目前雖然研究的報告數量並未如插天山一帶的科學研究多，但若以長期研究的潛力，及生態評估而言（ecological evaluation）（表 10）（陳凱俐、陳子英 1996；李載鳴 1999），銅山地區台灣水青岡林的面積並不亞於插天山自然保留區，出現水青岡植群型有山酢醬草—台灣水青岡型、台灣扁柏—台灣水青岡型、及鹿皮山低海拔的月桂葉灰木—台灣水青岡型；在徑級上銅山至下銅山一帶是屬於中大徑級為主，但在鹿皮山一帶則屬於中小徑級；此種現象類似包含阿玉山與插天山自然保留區，至於稀有植物的物種數量與插天山自然保留區相近，因此建議將銅山地區的台灣水青岡也應納入與插天山自然保留區相當的保護區系統；然而台灣水青岡目前是幼苗更新的問題，並無生育地的破壞與減少及大量的採取（黃玉彥 2000；劉崇瑞、蘇鴻傑 1972；歐辰雄、呂金誠 1999；歐辰雄等 1996）；但在銅山地區，部分區域早期有過林業經營，近來則有部分地區劃成低密度的自然解說的生態步道（陳子英 2004），因此為求整體的規劃及保護，建議宜劃為特定的保護區系統，其範圍宜包含目前台灣水青岡在銅山地區有出現之地區，這些區域包含和平事業區 72、74、75、76 及 77 林班的部分，及南澳事業區 44、45、46、47、48、49、50、51、52、57、58、59、60、61、65、66、71、72、73、74、75、76、77 林班的部分區域；這些區域主要為和平溪與南澳北溪分水嶺之稜線與側出之支稜，及南澳南溪及南澳北溪分水嶺之稜線與側出之支稜；範圍包含望洋山以東經銅山、下銅山至鹿皮山一帶及由其間側出至雅音山一線的稜線與山頂。至於劃設的區域，靠近翠峰湖的望洋山一線可做為緩衝區，有限度的提供給民眾進入森林中體驗台灣水青岡的季節變化與生態景觀，至於銅山至鹿皮山一帶，則可劃成核心區，作為台灣水青岡森林之保存與研究使用（陳子英 2004）（圖 17）。

（五）未來研究的重點方向

水青岡屬的植物都屬於闊葉樹中較長壽的樹木，一些生態的現象都需要長時間的觀測；國外有關水青岡屬的研究，諸如北美的 *Fagus grandifolia*；歐洲的 *F. sylvatica*；日本的 *F. japonica* 與 *F. crenata* 都有進行詳實的研究調查，甚至目前都有許多的地區正劃設為永久樣區（permanent plot）進行研究（Nakashizuka and Numata 1982；

表 10、台灣地區台灣水青岡之保育類目評估一覽表

地點 類目	插天山自然保留區	銅山地區 (含鹿皮山)	阿玉山	烏嘴山
面積	7759ha, 台灣水青岡小於 1000ha	建議保護面積 2116ha, 台灣水青岡約 900ha	台灣水青岡約 10ha	台灣水青岡約 6-8ha
海拔	300-2130m	1420-1993m(建議劃入之範圍)	1420m	1710-1918m
區域	蘭陽溪以北	蘭陽溪以南	蘭陽溪以北	蘭陽溪以北
相關台灣水青岡出現狀態比較	中小徑級之樹木	中大徑級之樹木	中小徑級之樹木	中小徑級之樹木
植群型及組成	I.長梗紫苧麻型 II.木荷-日本槲楠型 III.台灣山香圓型的IV-A.卡氏槲亞型、IV-B.肖楠-台灣山香圓亞型、IV-C.大葉楠亞型、IV-D.牛樟-台灣山龍眼亞型、IV-E.竹葉楠亞型 V.厚葉柃木型 VI.水絲梨型 VII.高山新木薑子型的VII-A.紅檜亞型、VII-B.毬子櫟亞型、VII-C.台灣山毛櫟-高山新木薑子亞型、VII-D.森氏櫟亞型、VII-E.台灣杜鵑亞型、VII-F.台灣扁柏亞型	A.大明橘-台灣扁柏型、B.台灣杜鵑-台灣扁柏型、B1.福建賽衛毛矛-台灣扁柏型、B2.毬子櫟-台灣扁柏亞型、C.三斗石櫟-白花八角型、D.山酢醬草-台灣水青岡型、E.台灣扁柏-台灣水青岡型、F.月桂葉灰木-台灣水青岡型、G.狹葉貫眾蕨-豬腳楠型、H.紅檜-假長葉楠型、I.大葉石櫟-假長葉楠型、J.五掌楠-豬腳楠型、K.黃杞-長尾尖葉槲型、L.大葉楠-九芎型、M.無患子-假長葉楠型	尾葉灰木-台灣水青岡型	銳葉新木薑子-台灣水青岡型
植物種數	750 種	650 種	36 種	42 種
稀有植物	薄葉大陰地蕨、柳杉葉蔓石松、長柄千層塔、威氏粗榧、柳氏懸鉤子、台灣蝴蝶戲珠花、台灣青莢葉、台灣水青岡、台灣吊鐘花、紅星杜鵑、著生杜鵑、楠葉海桐、源一木、玉玲花、島田氏蓬萊葛、麥氏紫金牛、八角蓮、掌葉黃蓮、台灣金線蓮、台灣柯麗白蘭、金石斛、紅花羊耳蒜	松葉蕨、千層塔、毛蕨、日本卷柏、紅檜、台灣扁柏、台灣水青岡、胡氏肉桂、鐵釘樹、著生杜鵑、大葉越橘、南五味子、狗骨仔、八角蓮、太平山櫻花、雪山冬青、宜蘭菝契、雙心皮草、台灣金線蓮、阿里山豆蘭、石斛、溪頭羊耳蒜、綬草、金陵邊、掌葉槭、姚氏蘭	台灣水青岡、台灣掌葉槭、鐵釘樹	台灣水青岡、台灣掌葉槭

Nakashizuka 1983 ; Ohkubo *et al.* 1988 ; Kawano and Iwasa 1993 ; Hara 1985;1987 ; Yamamoto 1989);同時在許多地點都有設置永久樣區進行天然更新 (Natural regeneration) 的研究，如種子雨 (seed rain)、種子庫 (seed pool)、萌蘗 (sprouting)、老齡林不同的更新期 (regeneration phase) 等 (Tanaka *et al.* 2000)；以了解水青岡屬植物 (*Fagus spp.*) 的更新機制及天然恢復的情形。

至於南美的南方山毛櫸 (*Nothofagus spp.*)，也有許多探討孔隙更新、下層伴生物種、結構變化及箭竹 (*Chusquea*) 對南方山毛櫸更新的影響 (Veblen 1979; 1982; 1989 ; Veblen *et al.* 1979)。

台灣水青岡林應考慮其為何形成稀有的原因及分布，並由時間尺度了解稀有的變化，並由目前的變化來預測或監測未來的變化情形，以提供稀有物種保育經營上的參考。在稀有物種的保育上，並非成立保護區即完成物種的保存，相反的保護區系統的成立僅是代表該物種完成初步調查的開始，伴隨的第二步驟的監測 (monitoring)，才是稀有物種保育的開始。

稀有生物保育的研究大致可分成地景層級、社會或生態系層級、物種或族群層級及基因層級，這些層級各有其影響因素與評估準則，在空間及時間上各有評估與研究之方法 (Noss 1990 ; Noss and Cooperrider 1994)。

就景觀尺度在過去歷史之狀況及崩塌地之動態變化與植群的面積變化，所需之中尺度的基本照片圖，及大尺度冠層孔隙變化的樹冠孔隙圖，應能定期拍攝，這或許可透過小型飛機做不同季節之航拍圖之拍攝，或以直昇機或小型之氣船進行定期之拍攝，以了解臺灣水青岡林面積之變化與冠層孔隙的改變。

至於群聚尺度的研究上，可以透過兩公頃永久樣區進行台灣水青岡萌蘗更新子雨、種子庫、幼苗更新、林下地被層玉山箭竹移除的實驗、動物對花果之影響、老齡林不同的更新期的冠幅動態、及颱風之干擾等對族群動態之影響監測。

以上幾種監測之時間 (表 11)，建議植物社會的動態變化，氣候或地形干擾所形成之崩塌變化、植群演替之變化及族群數量之動態變化，由於調查的人力較多，可 3 年觀測一次，而幼苗之生長變化較快，需每年進行詳細的觀察。至於開花、結果等物候學的變化，則建議每月至少一次。

表 11、台灣水青岡監測項目及時間一覽表

觀測項目 尺度	項目	間隔時間
景觀尺度航照	植物社會面積之變化	5 年
	氣候或地形干擾所形成之崩塌面積	3 年或視干擾的程度而定
社會生態	植物社會之歧異度變化	3 年
	人工林回復之變化	3 年
	幼苗之更新	1 年
族群尺度	族群數量之動態變化	3 年
	突發氣候（暴雨或颱風）	不定期，視突發氣候對植群的干擾影響
	物候學之觀察	每月

整體的更新研究而言，可將附近台灣水青岡森林邊緣之下層疏開一些孔隙或在附近常綠闊葉林下疏開林冠及玉山箭竹進行栽植實驗。至於台灣地區目前已有台灣水青岡植群型的初步分型（陳子英等 2005），可依據分型的特徵及航空照片上層的判釋與地面樣區的比對，以繪製出初步的台灣水青岡植群圖。

六、誌謝

本研究報告執行期間承林務局羅東林區管理處提供經費及陳在雄先生、江玲怡小姐在行政上及後勤之協助，林務局管立豪課長、夏榮生技正、太平山工作站黃群修主任、台北工作站洪西洲主任、陳美惠小姐、作業課苗華絃課長；台灣大學森林學研究所于幼新、屏東科技大學葉清旺、宜蘭大學自然資源系戴炎明、邱宗儀、何正輝、許峰巖、陳幼玫等相關同學之野外調查鼎力相助使本報告得以順利完成，謹此一併致謝。

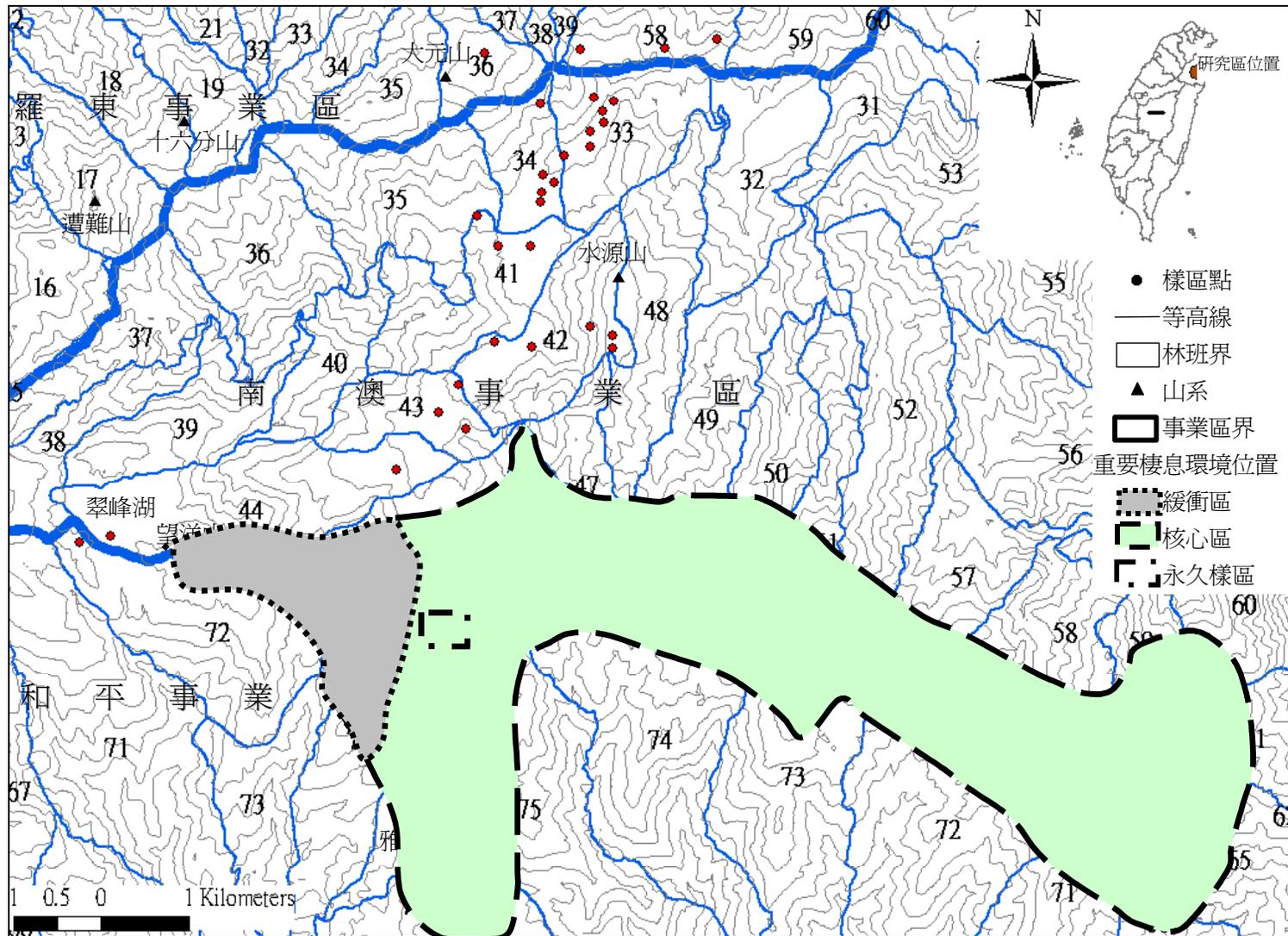


圖 17、建議設立之銅山台灣水青岡保護區之區域與永久樣區設置地點

七、參考文獻

- 中國科學院植物研究所 1996 新編拉漢英植物名稱 航空工業出版社
- 王亞男、林建良 2002 利用 RAPD 分子標誌研究台灣山毛櫸之族群變異 中華林學季刊 35 (3): 265-272
- 行政院農業委員會 1997 自然保留區經營管理手冊 行政院農業委員會 p115-124
- 彭少麟 1996 南亞熱帶森林群落動態學 科學出版社 北京
- 呂金誠、邱清安、歐辰雄 1998 插天山自然保留區植群之研究 中興大學實驗林研究彙刊 20 (1): 57-80
- 呂金誠、歐辰雄、邱清安 1998 插天山自然保留區植群研究(二)台灣水青岡之族群組成 國立中興大學實驗林研究彙刊 20(2): 79-92
- 李建強 1996 山毛櫸科植物的起源和地理分布 植物分類學報 34 (4): 376~396
- 李戴鳴 1999 台灣地區自然保護區劃設準則之研究 中華林學季刊 32 (3): 409-424
- 孟慶繁、胡隱月、王慶貴、張風斌 1999 黑龍江省東部森林群落 β 多樣性研究 應用生態學報 10 (2): 140-142
- 邱清安 1996 插天山自然保留區植相與植群之研究 國立中興大學森林學研究所碩士論文 162pp.
- 邱清安、呂金誠、歐辰雄 1998 插天山自然保留區植群之研究 中興大學實驗林研究彙刊 20 (1): 57-80
- 柳檣 1968 台灣產殼斗科植物地理之研究 台灣省林業試驗所報告 第 165 號

- 徐月美 1991 臺灣北部樂培山區暖溫帶與林之植群結構與組成 國立臺灣大學植物研究所碩士論文 82pp.
- 馬克平 1994 生物群落多樣性的測度方法 引自錢迎倩、馬克平編「生物多樣性研究的原理與方法」 p.141-165 中國科學出版社
- 馬克明、葉萬輝、桑衛國、馬克平、關文彬 1997 北京東靈山地區植物群落多樣性研究X.不同尺度下群落樣帶的 β 多樣性及分形分析 生態學報 17(6): 626-634
- 陳子英 1994 臺灣北部楠櫨林帶櫨木林型主要樹種天然更新方式之研究 國立臺灣大學森林學研究所博士論文 135pp.
- 陳子英 2004 銅山地區山毛櫸林植物資源調查(1/2) 行政院農業委員會林務局保育研究系列第92-7號 80pp.
- 陳子英、王震哲、廖啟政、宋梧魁、謝長富 2005 台灣水青岡林的植群分類 第三屆台灣植群多樣性研討會論文集 p.230-249 台灣生物多樣性保育學會 291pp.
- 陳益明 2003 台灣北部楠櫨林帶柳杉林下層植群恢復之研究 台灣植群多樣性研討會 p.133-154
- 陳凱俐、陳子英 1996 自然保護區之生態及經濟評估—以宜蘭縣蘭陽溪口為例 行政院國科會專題研究計畫報告 p.15-25
- 黃立彥 2000 拉拉山臺灣山毛櫸林植群生態與天然更新之研究 國立中興大學森林學系碩士論文
- 劉崇瑞、蘇鴻傑 1972 北插天山夏綠林群落之研究 省立博物館科學年刊 15: 1-14
- 劉崇瑞、蘇鴻傑 1983 森林植物生態學 臺灣商務印書館發行 462pp.

- 歐辰雄、呂金誠 1999 插天山自然保留區台灣水青岡天然更新與繁殖之可行性研究 農委會林務局保育研究系列第 88-1 號
- 歐辰雄、呂金誠、邱清安、王志強、張美瓊 1996 插天山自然保留區植被調查研究(II) 臺灣省林務局保育研究系列 85-08 號
- 錢迎倩、馬克平 1994 生物多樣性研究的原理與方法 中國技術出版社 237pp.
- 謝長富、湯惟新、林義方、林雲珍、陳尊賢、林光清、張仲民 1987 自然保護區生態基準之資料庫建立(二) 行政院農委會 76 年生態研究報告第 26 號
- 簡焯坡、應俊生、馬成功、李雅茹、張志松、閔天祿 1975 貴州梵淨山水青岡林在地理分布上的意義 植物分類學報 13 (1): 5-17
- 蘇鴻傑 1987 森林生育地因子及其定量評估 中華林學季刊 20 (1): 1-14
- 蘇鴻傑 1987 植群生態多變數分析法之研究(2):直接梯度分析 中華林學季刊 20 (2): 29-46
- 蘇鴻傑 1987 植群生態多變數分析法之研究(3):降趨對應分析及相關分布序列法 中華林學季刊 20 (3): 45-68
- 蘇鴻傑、陳子英 1992 台灣根節蘭及鶴頂蘭之地理分布及氣候環境 台大農學院研究報告 31 (4): 40-50
- Bormann, F. H. and G. E. Likens. 1979. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York. 253 pp.
- Daubenmire, R.F. 1968. Plant communities : A textbook of plant synecology. Harper & Row. , New York. 300pp.
- Fang, W and Peng, S. L. 1997 Development of species diversity in the restoration process of establishing a tropical man-made forest

ecosystem in china. *Forestry ecology and Management* 99:185-196.

Gauch, H.G. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*, Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press.

Goldsmith, B. 1991 *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman and Hall Press.

Grossman, D.H., Faber-Langendon, D., Weakley, A.S., Andersm, M., Bourgerom, P., Crawford, R., Goodin, K., Landaal, S., Metzler, K., Patterson, K. Pyne, M., Reid, M. and Sneddon, L. 1998 *International classification of Ecological Communities: Terrestrial vegetation of the United states. Vol.1 The National Vegetation classification System: Development, Status, and Applications*, Nature Conservancy.

Hara, M. 1985 Forest response to gap formation in a climax beech forest. *Jap. J. Ecol.* 35: 337-343.

Hara, M. 1987 Analysis of seedling banks of a climax beech forest : ecological importance of seedling sprouts. *Vegetatio* 71:67-74.

Hsieh, C. F. 1989. Structure and floristic composition of the beech forest in Taiwan. *Taiwania* 34(1) : 28~44.

Hsieh, C. F., Chao W. C., Liao C. C., Yang, K. C, Hsieh, T. H. 1997. Floristic Composition of the Evergreen Broad-leaved forests of Taiwan. *Nat. Hist. Res.*, special Issue . 4:1-16.

Kawano, K. and Iwasa, Y. 1993 A lattice-structured model for beech forest dynamics: the effect of understory dwarf bamboo. *Ecological Modelling*. 66:264-275.

Kent, M. and Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. Belhaven press, London.

Kimmins, J. P. 1987. *Forest Ecology*. Macmillan Publishing Company,

New York. 531 pp.

- Kuchler, A. W. 1988 The Classification of vegetation. p.67-80, in Kuchler, A.W. and Zonneveld, I.S. 1988 Vegetation mapping. Kluwer Academic Pub. London 635pp.
- Kuchler, A.W. 1988 The nature of the environment. p.89-96, in Kuchler, A.W. and Zonneveld, I.S. 1988 Vegetation mapping. Kluwer Academic Pub. London 635pp.
- Kuchler, A.W. and Zonneveld, I.S. 1988 Floristic analysis of vegetation. p.51-66, in Kuchler, A.W. and Zonneveld, I.S. 1988 Vegetation mapping. Kluwer Academic Pub. London 635pp.
- Liew, P. M. , Shen C. F. and Huang S. Y. 1994 Middle pleistocene distribution of the genus *Fagus* tourn. ex L. (*Fagaceae*) in Taiwan. Journal of the geological society of Chain . 37(4):549~560.
- McCune, B. and Mefford, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. MjM Software Design. Oregon USA. 237pp.
- Mueller-Dombois and Ellenberg 1974 Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons 547p.
- Nagaike, T., T Kamitani, and T. Nakashizuka. 1999. The effect of shelterwood logging on the diversity of plant species in a beech (*Fagus crenata*) forest in Japan. For. Eco. Manag. 118: 161-171.
- Nakamura, T. 1992 Succession and differentiation of forest communities in the Subalpine region of Mt. Fuji. Bull. Tokyo Univ. 87:159-173.
- Nakamura, T. 1985 Forest succession in the subalpine region of M.Fuji,japan. Vegetatio 64:15-27.
- Nakashizuka, T. 1983 Regeneration process of Climax beech (*Fagus crenata* Blume) forest III. Structure and development processes of

- sapling populations in different aged gaps. Jap. J. Ecol. 33:409-418.
- Nakashizuka, T. and Numata, M. 1982 Regeneration process of Climax beech forests I. Structure of a beech forest with the undergrowth of *Sasa*. Jap. J. Ecol 32:57-67.
- Noss, R. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation Biology 4: 355-364.
- Noss, R.F. and Cooperrider, A.Y. 1994. Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity. Island Press.
- Ohkubo, T., Kaji, M. and Hamaya, T. 1988 structure of Primary Japanese Beech (*Fagus japonica* Maxim) Forests in the Chichibu Mountains, Central Japan, with Special Reference to Regeneration Processes. Ecological research. 3:101-116.
- Oliver, C, D, 1981 Forest development in North America following major disturbances, For. Eco. Manag. 3:153-168
- Oliver, C. D. and B. C. Larsen. 1990 Forest stand dynamics. McGraw Hill Inc., New York. 467pp.
- Parker, A.J. 1988 Stand structure in subalpine forest of Yosimete National Park, California. For. Sci. 34(4):1047-1058
- Pickett, S. T. A. and P. S. White.(eds.) 1985 The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic press, London 472pp.
- Rao, P., S. K.Barik, H. N. Pandey and R. S. Tripathi. 1990 Community composition and tree population structure in a sub-tropical broad-leaved forest along a disturbance gradient. Vegetaio 88:151-162
- Saxena, A. K., S.P. Singh and J.S.Singh. 1984 Population structure of forests of Kumaun Himalaya : implication for management. J. Environ. Manage. 19:307-324

- Scott, J. M., Tear, T. H and Davis, F. W. ed. 1996. Gap analysis: a landscape approach to Biodiversity planning. American Society for photogrammetry and Remote Sensing.
- Silvertown, J.W. and Doust, J.L. 1993 introduction to plant population Biology. Blackwill Scientific publication.
- Spellerberg, I. F. 1991 Monitoring ecological change. University of Southampton.
- Su, H. J. 1984a. Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan. (I) Analysis of the variations in climatic factors. Quart. J. Chin. For. 17(3):1-14.
- Su, H. J. 1984b. Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan. (II) Altitudinal vegetation zones in relation to temperature gradient. Quart. J. Chin. For. 17(4):57-73.
- Su, H. J. 1985. Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan. (III) A scheme of geographical climatic regions. Quart. J. Chin. For.
- Su, H. J. 1994. Species diversity of forest plants in Taiwan. Biodiversity and Terrestrial Ecosystems. No.14 , p.87-98.
- Tanaka, N. 1985 Pachy structure of a temperate mixed forest and topogsply in the chichibu mountains, Japan. Jap. J. Ecol. 35:153-167
- Tanaka, H., Shibata, M., Iida, S., Niiyama, K., Masaki, T., Abe, S., Kominami, Y. and Nakashizuka, T. 2000 Ogawa Forest Reserve-The permanent plot for a long-term ecological study in temperate deciduous forest, Japan. <http://ss.ffpri.affrc.go.jp/labs/femnet/ogawa/ogawa.htm>
- Veblen, T. T. 1989 *Nothofagus* regeneration in treefall in northern

- Patagonia. Can. J. For. 19: 365-371.
- Veblen, T.T. 1979 Structure and dynamics of *Nothofagus* forest near timberline in south-central Chile. Ecology. 60(5): 937-945.
- Veblen, T.T. 1982 Growth patterns of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean *Nothofagus* forest and their influences in forest dynamics. Bulletin of the Torrey Botanical Club. 109(4): 474-487.
- Veblen, T.T. Veblen, A.T. and Schlegel, F.M. 1979 Understorey patterns in mixed evergreen-deciduous *Nothofagus* forest in Chile. Journal of Ecology. 67: 809-823.
- Watt, A. S. 1947 Pattern and process in the plant community. J. of Ecology 35(1-2):1-22
- West, D. C., H. H. Shugart and J. W. Ranney. 1981 Population structure of forests over a large area. For. Sci. 27(4):701-710
- Wiegand, G. and Felinks, B. 2001 Predictability of early stages of primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia, Germany. App. Veg. Sci. 4:5-18.
- Yamamoto, S. I. 1989 Gap dynamics in climax *Fagus crenata* forests. Bot. Mag. Tokyo. 102: 93-114.
- Zonneveld, I.S. 1988 Establishing a floristic classification. p.81-88, in Kuchler, A.W. and Zonneveld, I.S. 1988 Vegetation mapping. Kluwer Academic Pub. London 635pp.
- Zonneveld, I.S. 1988 Composition and Structure of vegetation. p.25-36, in Kuchler, A.W. and Zonneveld, I.S. 1988 Vegetation mapping. Kluwer Academic Pub. London 635pp.

附錄一、翠峰湖附近 2ha 永久樣區的木本植物名錄

CUPRESSACEAE 柏科

Chamaecyparis obtusa Sieb. & Zucc. var. *formosana* (Hayata) Rehder 台灣扁柏

ACERACEAE 槭樹科

Acer morrisonense Hayata 台灣紅榨槭

Acer palmatum Thunb. var. *pubescens* Li 台灣掌葉槭

Acer serrulatum Hayata 青楓

AQUIFOLIACEAE 冬青科

Ilex goshiensis Hayata 圓葉冬青

ARALIACEAE 五加科

Dendropanax dentiger (Harms ex Diels) Merr. 台灣樹參

BERBERIDACEAE 小蘗科

Berberis kawakamii Hayata 台灣小蘗

CAPRIFOLIACEAE 忍冬科

Viburnum erosum Batal. 松田氏莢蒾

Viburnum foetidum Wall. var. *rectangulatum* (Graebner) Rehder 狹葉莢蒾

Viburnum integrifolium Hayata 玉山莢蒾

Viburnum sympodiale Graebner 假繡球

CELASTRACEAE 衛矛科

Rhamnus crenata Sieb. & Zucc. 鈍齒鼠李

Microtropis fokienensis Dunn 福建賽衛矛

DAPHNIPHYLLACEAE 虎皮楠科

Daphniphyllum himalaense (Benth.) Muell.-Arg. subsp. *macropodum* (Miq.) Huang 薄葉虎皮楠

ERICACEAE 杜鵑花科

Lyonia ovalifolia (Wall.) Drude var. *ovalifolia* 南燭

Rhododendron pseudochrysanthum Hayata 玉山杜鵑

FAGACEAE 殼斗科

Cyclobalanopsis morii (Hayata) Schottky 赤柯(森氏櫟)

Cyclobalanopsis sessilifolia (Bl.) Schottky 毬子櫟

Fagus hayatae Palib. ex Hayat 台灣水青岡

Pasania hancei (Benth.) Schottky var. *ternaticupula* (Hayata) Liao 三斗石櫟

ILLICIAEAE 八角科

Illicium anisatum L. 白花八角

LAURACEAE 樟科

Litsea elongata (Wall. ex Nees) Benth. & Hook. f. var. *mushaensis* (Hayata) J. C. Liao 霧社木薑子

Machilus japonica Sieb. & Zucc. 假長葉楠

Neolitsea acuminatissima (Hayata) Kanehira & Sasaki 高山新木薑子

OLEACEAE 木犀科

Ligustrum japonicum Thunb. 日本女貞

ROSACEAE 薔薇科

Pourthiaea beauverdiana (Schneider) Hatusima var. *notabilis* (Rehder & Wilson) Hatusima 台灣老葉兒樹

Pourthiaea villosa (Thunb. ex Murray) Decne. var. *parvifolia* (Pritz.) Iketani & Ohashi 小葉石楠

Prunus buergeriana Miq. 布氏稠李

Prunus phaeosticta (Hance) Maxim. 墨點櫻桃

RUTACEAE 芸香科

Tetradium glabrifolium (Champ. ex Benth.) T. Hartley 臭辣樹

SAXIFRAGACEAE 虎耳草科

Deutzia pulchra Vidal 大葉溲疏

Hydrangea integrifolia Hayata ex Matsum. & Hayata 大枝掛繡球

Hydrangea paniculata Sieb. 水亞木

STACHYURACEAE 旌節花科

Stachyurus himalaicus Hook. f. & Thomson ex Benth. 通條樹

STYRACACEAE 安息香科

Styrax formosana Matsum. 烏皮九芎

Symlocaceae 灰木科

Symplocos arisanensis Hayata 阿里山灰木

THEACEAE 茶科

Camellia tenuifolia (Hayata) Coh-Stuart 短柱山茶

Eurya crenatifolia (Yamamoto) Kobuski 假柃木

Eurya glaberrima Hayata var. *taitungensis* (C.-E Chang) Yuen -P Yang
and S. -Z Yang 厚葉柃木

Eurya loquaiana Dunn 細枝柃木

TROCHODENDRACEAE 昆欄樹科

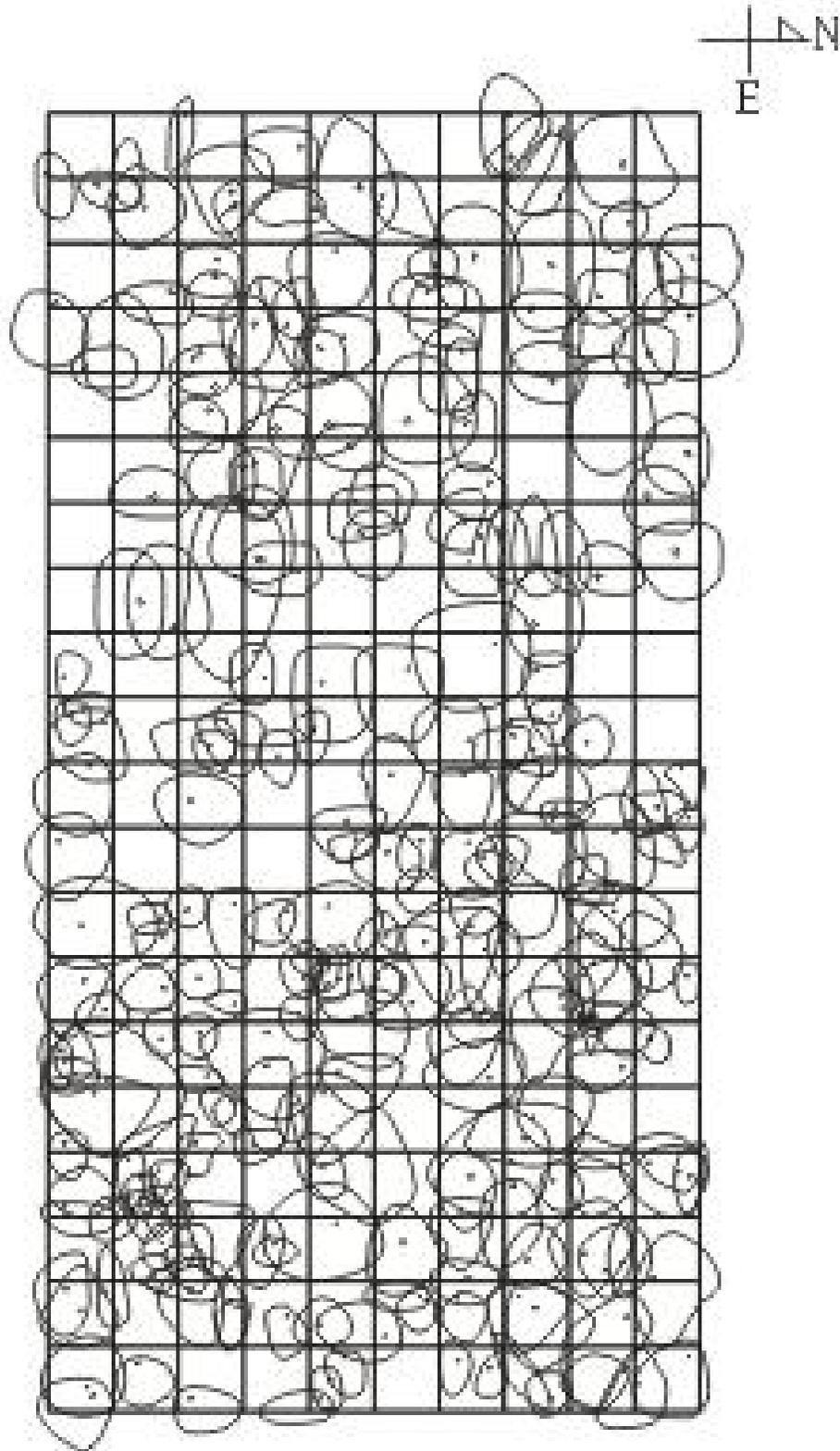
Trochodendron aralioides Sieb. & Zucc. 昆欄樹

VERBENACEAE 馬鞭草科

Callicarpa randaiensis Hayata 巒大紫珠

附錄二、翠峰湖附近台灣水青岡林主要優勢種之計算值一覽表

植物名稱	斷面積和		平均	$\Sigma(X_i-X)^2$	ΣX_j	d
1 台灣水青岡	624325.9	624325.9	624325.9	0	4.07E+11	9920839374
2 昆欄樹	72699.25	697025.1	348512.6	1.52146E+11	1.7E+10	4124818997
3 白花八角	71646.71	768671.8	256223.9	2.03249E+11	1.17E+10	5242330038
4 短柱山茶	47824.87	816496.7	204124.2	2.28943E+11	6.55E+09	5743797976
5 阿里山灰木	47427.95	863924.7	172784.9	2.55465E+11	4.27E+09	6334894140
6 三斗石櫟	33309.58	897234.2	149539	2.71676E+11	2.02E+09	6675424271
7 高山新木薑子	17123.88	914358.1	130622.6	2.86705E+11	9.07E+08	7014922353
8 霧社木薑子	12827.38	927185.5	115898.2	2.98846E+11	6.14E+08	7303898441
9 烏皮九芎	11645.4	938830.9	104314.5	3.08507E+11	4.49E+08	7535519760
10 假柃木	11507.55	950338.5	95033.85	3.16259E+11	3.14E+08	7721280951
11 薄葉虎皮楠	6916.42	957254.9	87023.17	3.23318E+11	1.81E+08	7890216973
12 青楓	5787.67	963042.6	80253.55	3.29367E+11	1.33E+08	8036593458
13 南燭	4374.094	967416.6	74416.67	3.34682E+11	99877793	8165405525
14 毬子櫟	3885.522	971302.2	69378.73	3.39301E+11	80745091	8277604985
15 日本女貞	3518.647	974820.8	64988.05	3.43349E+11	65647810	8375977736
16 厚葉柃木	3483.178	978304	61144	3.46896E+11	53266936	8462173854
17 台灣扁柏	3318.307	981622.3	57742.49	3.50043E+11	41134406	8538636864
18 森氏櫟	3111.779	984734.1	54707.45	3.52862E+11	30123244	8607117275
19 小葉石楠	2689.023	987423.1	51969.64	3.55425E+11	20440075	8669405491
20 食茱萸	2375.829	989798.9	49489.95	3.57762E+11	13209232	8726218603
21 臭辣樹	1637.94	991436.9	47211.28	3.59943E+11	7564667	8779270583
22 掌葉槭	1567.223	993004.1	45136.55	3.61931E+11	4881819	8827709558
23 假繡球	1262.233	994266.3	43228.97	3.63772E+11	2425632	8872558479
24 墨點櫻桃	583.3466	994849.7	41452.07	3.65515E+11	832400.2	8915028698
25 森氏杜鵑	358.8641	995208.5	39808.34	3.67136E+11	492106.9	8954559556
26 台灣老葉兒樹	347.7115	995556.2	38290.62	3.68634E+11	363323.5	8991074739
27 布氏稠李	297.2732	995853.5	36883.46	3.70024E+11	242420.2	9024975010
28 松田氏莢蒾	249.5524	996103.1	35575.11	3.71318E+11	154048.8	9056536594
29 台灣樹參	178.4739	996281.5	34354.54	3.72528E+11	91772.44	9086040383
30 圓葉冬青	151.7468	996433.3	33214.44	3.73658E+11	59919.51	9113620983
31 卵葉莢蒾	130.7217	996564	32147.23	3.74718E+11	36892.43	9139455181
32 巒大紫珠	74.80918	996638.8	31144.96	3.75714E+11	19804.27	9163759519
33 水亞木	68.23539	996707.1	30203.24	3.76651E+11	14207.86	9186600784
34 福建賽衛矛	65.06238	996772.1	29316.83	3.77532E+11	9551.789	9208102988



附錄三、翠峰湖附近台灣水青岡林 2ha 永久樣區之冠幅位置圖
註：冠幅為 15m 以上之樹木；每一方格為 10×10m