

枯立木與資源保育研討會 論文集



陳信雄教授編輯

主辦單位：國立台灣大學森林學系

協辦單位：中華水土保持學會

枯立木與資源保育研討會

序

近年來澇旱之災頻仍，森林經營與山坡地保育利用，無論在觀念上與理論上，實有深加檢討，並配合時代環境改弦易轍之必要。尤其身負國土保安水資源涵養的森林集水區，更應集思廣益，審慎評估，如何妥善經營，達到永續經營之目的，實有賴專家學者，憑其一生精髓，貢獻心力，始竟其功。棲蘭山紅檜林枯立木之去留，成為森林經營與生態保育爭論之焦點，實有其歷史淵源，但站在自然生態保育上，雙方應有其共同的立足點，唯在經營方式上，以及在其學術背景，及研究方向上產生歧異，就其學術研究的精神而言，未嘗不是一件可喜的現象，因此召開一次學術研討會，由深切瞭解其堂奧的專家學者，各抒己見共同討論，我們絕不敢奢言凝聚共識。然希望藉此增進相互間的認識，讓廣大的參與者體會森林生態保育的重要性，充分尊重各個專業領域的學術研究，各取所需，是為舉辦此次研討會的重要目的。

很不幸在二十世紀末期的九月二十一日凌晨一點四十七分台灣中部蒙受空前的地震浩劫，犧牲了兩千以上寶貴的生命，在全體國民療傷止痛之中，舉辦此次研討會，難免有時空倒置之憾。在地質構造脆弱與複雜的自然環境下，從事森林生態保育與水土保持的專家學者，也確實有著莫名的無力感，但面臨二十一世紀繼往開來的環境重建，我們還是負有不可推卻的責任，期望藉此次的研討會，能拋磚引玉，帶動更蓬勃的長期生態研究。非常感謝農委會、林務局、林試所的指導與支持，更感激李國忠教授、吳俊賢技正、林聖崇先生、洪富文主任、陳玉峰教授、姜保真教授、楊秋霖技正、林世宗教授、關秉宗教授、黃進和總工程師以及賴明洲所長等提供畢生的經驗，共襄盛舉，使此次之研討會倍受矚目，坐無虛席的空前盛況，足見講題之貼切與問題之重要性確實符合時事之需要，謹藉此專刊向參與者再三致謝。

國立台灣大學森林學系主任
中華水土保持學會理事長

陳信雄

謹識

1999年10月28日

日程表

一、日期：一九九九年十月二十八日（星期四）

時間	題 目	主講人	主持人
8:30~9:00	報到		
9:00~9:20	長官致詞	陳溪洲	
9:20~10:00	天然林保育經營之資源面與社會面意識	李國忠	鄭欽龍
10:00~10:40	由枯立倒木整理看自然保育與森林經營	吳俊賢	鄭欽龍
10:40~11:00	休息		
11:00~11:40	從環保運動觀點看棲蘭山枯立倒木爭議	林聖崇	鄭欽龍
11:40~12:20	由棲蘭山檜木林結構看枯立倒木之整理	關秉宗 林世宗	鄭欽龍
12:20~13:00	午餐		
13:00~13:40	檜木林的更新與枯立倒木處理議題	陳玉峰	郭幸榮
13:40~14:20	走在自然保育與經濟開發的鋼索上	姜保真	郭幸榮
14:20~14:40	休息		
14:40~15:20	從森林生態系經營的觀點論枯立倒木的整理	楊秋霖	郭幸榮
15:20~16:00	台灣檜木林保育的科學基礎	洪富文	郭幸榮
16:00~17:00	綜合討論（以姓氏筆畫為序） 主持人：何偉真、李九先、李惠鈞、林聖崇、陳溪洲、 陳信雄、黃永桀、楊政川		

二、地點：國立台灣大學思量館國際會議廳（台北市羅斯福路四段一號）

三、主辦單位：國立台灣大學森林學系

四、協辦單位：中華水土保持學會

目 錄

序		I
日程表		II
天然林保育經營之資源面與社會面	李國忠	1
由枯立倒木整理看自然保育與森林經營	吳俊賢	22
從環保運動觀點看棲蘭山枯立倒木爭議	林聖崇	37
由棲蘭山檜木林結構看枯立倒木之整理	關秉宗 林世宗	46
檜木林的更新與枯立倒木處理議題	陳玉峰	54
走在自然保育與經濟開發的鋼索上	姜保真	104
從森林生態系經營的觀點論枯立倒木的整理	楊秋霖	112
台灣檜木林保育的科學基礎	洪富文	125
森林開發處之檜木林分布與經營	黃進和	165
棲蘭檜木林枯立倒木的作業與森林生態保育 真的是重大衝突嗎？	賴明洲	186

森林生態系保育經營之資源面與社會面意義

李國忠*

壹、緒言

在「1999 年生物多樣性研討會論文集」之序一中，即開宗明義記述：「生物資源是人類賴以生存的基礎，然而人類對環境的破壞與資源的濫用，已促使世界物種快速滅絕，這對現代人的福祉以及未來人類的生存，造成嚴重的威脅。傳統的物種保育主要關注於瀕危生物的復育，對其他千百萬種物種、基因以及生態系的維護卻少予以關心，致使整體的保育成效不彰，因而引發世界各國生物多樣性保育的興起與蓬勃發展，而使它成為目前最熱門的環境議題之一」(林曜松，1999)。由上文可見生物多樣性保育是以所有的物種為對象，並特別重視棲息地之維護、復育與生物資源之永續利用。亦即，生物多樣性為社會與經濟發展的先決條件，也是永續發展的策略。生物多樣性觀念的落實為當前世界各國對生物資源保育與利用的熱門議題，因而有生物多樣性公約的擬定，包括序言、42 條正文和 2 個附件。其公約目標為：生物多樣性保育，永續利用其組成部份，公平公正分享由基因資源所產生的利益。(The conservation of biological diversity, the sustainable use of its components and the fair and equitable sharing of the benefits arising out of the utilization of genetic resources) (UN conference on Environment and Development, 1992)。

* 國立台灣大學森林學系教授

生物多樣性一再強調是人類賴以生存的環境基礎，它對人類的貢獻有三（林耀松、趙榮台，1998）：

- 一、維生體系的基礎：生物物種與自然環境間之互動，提供了人類賴以維生的生命維持系統，其功能如保護土壤、促進元素循環、穩定水文、調節氣候、以及維持生態系統的演化過程等。
- 二、健康與經濟：生物之多樣性為人類提供了食物、醫藥、生物科技與工業原料等健康與經濟資源。
- 三、啟智與育樂：在人類歷史上，生物之多樣性也在人類的科學、教育、美學、社會文化、休閒娛樂、心靈創意等各方面扮演著重要的角色。

生物多樣性特別強調保育的觀念與落實，將生物多樣性公約目標落實在森林資源，內容亦是在保育、永續利用與基因資源利益的分享。「保育」一詞有許多說法，但都以人類與土地資源間達到融洽為主體。Schwarz等認為，保育乃對一種自然資源加以規劃經營，以防止其過度開發、破壞與忽略（Schwarz，1976）。由此可見，保育不僅是一種觀念而已，而是落實應用在資源規劃、經營與管理過程中的一種實務。因此，保育亦可解釋為「對自然資源作合理的保護、改進與利用，以確保人類生存發展與環境安定永續的最高社會利益」（吳俊賢，1987）。

在生物多樣性公約的指導下，只要符合生物多樣性公約目標（保育、永續利用、基因資源利益分享），森林資源是可以被經營的，但由於森林資源分佈地域的不同，其與當地環境形成錯綜複雜的森林生態系，可經營程度亦因地域不同而異。世界上大部份高山區域的天然林及野地尚保留原始狀態，台灣亦有相當大的高山區森林並未受到干擾，是保持原生林狀態，目前國有林天然林面積 1,131,800 公頃，人工林面積 295,500 公頃，竹林 29,600 公頃；1954-1991 年合計造林面積 309,400 公頃）（林

務局，1995)；此外，亦有部份森林，因某些目的需要予以保存原始林狀態；部份森林分佈地域可施行人工作業、生產木材或發展遊憩，則列為可經營森林。森林地域分佈的不同將形成不同的生態特性，而可經營程度及經營重點亦不同，在生物多樣區保育原則下，經營可提供人類文明發展的材料利用與利益分享。

貳、天然林的可經營性

一、天然林之定義

天然林 (Natural forest) 一詞在植群上的解釋為：自身生長、自我播種或成林者，非經人工之誘導所形成。(growing of itself, self-sown or planted; not introduced artificially)。在林業應用上解釋為：無人工更新形跡之林分，包括天然處子林 (virgin forest) 及曾經砍伐之次生林 (secondary forest)。由此可知，天然林形成的意義在於天然成林的特性，是自然形成或人工造成而異。

目前有部份關心大自然的人士，認為天然林是大自然的產物，不應該進行人為干擾，更不同意經營。以此觀念，此天然林應以「原生林」(primeval forest) 定義之。原生林可解釋為天然林未受人類干擾、天然狀態的森林 (中村賢太郎，1950)；而據 Natural Resources Defense Council 之定義則為：Forest that is never logged。此外，相關對天然林、原生林、處子林、人工林等名詞解釋很多，此不另述。

依以上的解釋，天然林所定義範圍較廣，原生林或處子林可視為天然之林分，但天然林並非一定是原生林。天然林強調者為天然成林的特性，而原生林或處子林所強調，除天然成林特性外，尚強調無人為干擾情況下形成的森林。

二、天然林經營必要性

人類生存與文明發展莫不依賴自然資源供給，人文地理變遷說明了人口的聚集除了因人禍災難而有短期間的移動外，主要是傾向資源分佈的地域。在早期人口少，採擷之資源僅及生活所需，對資源的干擾破壞不甚顯著，但隨著人口增加以及經濟發展，消費力急速上升，當資源的再生與恢復力低於消耗力時，資源結構逐漸惡化，環境災害發生頻度與規模亦逐漸提高。在人類 學習-認知-因應 的特性模式下，環保意識興起，資源管理與利用方式開始調整，林業作業方式亦因而作相當大的調整。

天然林之除原生林與野地或因特殊目的而保留者外，一般是可經營的，但經營應遵循保育原則，即在保育實務應用下，不同目的的天然林經營，必須經適當的規劃，經營過程需按規劃設計實際執行，即執行保育工作。日本為林業先進的國家，他們不但經營一般天然林，甚至水源涵養林、保安林等亦經妥善規劃而經營之，其經營觀念為「經營的林分將更能發揮原林分設置的目的」，同時可得到森林資源的多功能效益。目前我國林業主管單位正積極推廣森林生態系經營觀念，雖然森林生態系的繁雜度與認知尚有待進一步定義，森林生態系經營技術方法的應用並無明確的執行步驟，但就對森林生態系的理想憧憬，及早開始設定示範區試驗地，經營目的強調生物多樣性保育原則與目標，希望由試驗中找出各不同地域特性的森林生態系經營準則與干擾強度。Barnes et.al (1998) 指出，森林生態系內生物多樣性的經營，在適中的干擾頻度下，可維持生態系內最高的生物多樣性。以樹種多樣性為例，熱帶雨林在適當之干擾頻度、干擾強度與干擾持續時間作用下，演替中期階級的林分可保有最大的樹種多樣性(見圖1)。所以天然林的經營，應視經營目的，以適當的干擾因子調整森林結構，以發揮森林功能。森林資源為陸域上

最主要的再生性資源，自我維持能力強，輕度干擾後在副熱帶多雨的自然條件下能很快恢復，這是林業經營較粗放的原因。

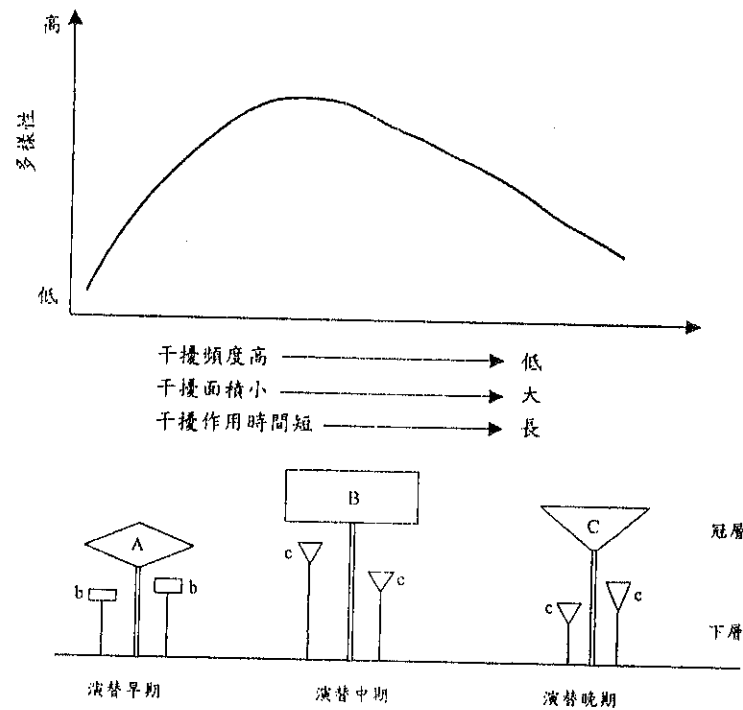


圖 1、熱帶雨林不同演替階段樹種多樣性 (tree species diversity) 與干擾因子發生頻度、發生面積大小及作用時間長短之關係 (Connell, 1978)。圖示為 "intermediate disturbance hypothesis" 的示意，表示演替中期的林分混合有演替早、晚期的樹種，因而具有最大的樹種多樣性。

天然林更新，意為利用林木自身的繁殖力或再生力，即利用自然力量完成次代林之建造。在林學上，天然更新為傳統的育林技術，但天然林更新過程或因天然條件與立地條件之不完整，必要時可配合人工補強，整理著床地表土壤，增加林木種子之著土與發芽機會，達到更新效果，實具有濃厚的生態意識，而且天然更新有原地植群復舊與傳承的含意。圖 2 說明天然更新的三角原則。

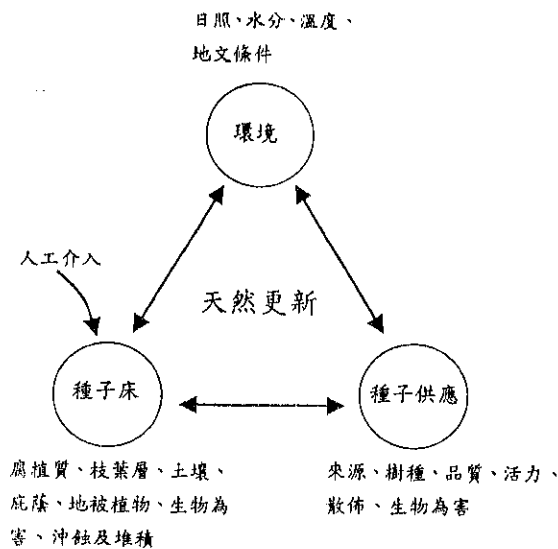


圖 2、天然更新之三角原則 (改自 Daniel *et al.*, 1979)。

天然更新方式最具代表性者為擇伐作業方式，亦為最被認同與應用之作業。有效的天然更新可建造歧異度高的健康天然林分，且對野生動物棲息地的干擾最小，可創造較活潑與安定的棲息地環境。擇伐作業可提供多層次空間，此種林業作業方式常被用作改善野生動物棲息地的作業 (Harris, 1984; 袁孝維, 1994)。唯在生物多樣性保育要求，擇伐作業的強度與作業方式應視天然林立地環境條件作周詳規畫與作業設計。一般擇伐作業方式有二：一為單株擇伐作業模式，另一為群狀擇伐作業模式。擇伐作業以建造多空間層次的異齡林，如 Smith *et al.* (1997) 的單株擇伐模式 (見圖 3)，將林分內最老的林木以 90 年生為擇伐對象，其餘林木各齡級的分佈相差 15 年，表示每隔 15 年進行一次擇伐作業。圖 4 則為群狀擇伐作業，其伐採方式是以群狀取代單株，而於森林內製造出一定大小的伐株孔隙，某些野生動物習性生活於局部開闊孔隙間 (動物的空間習性：袁孝維, 1994)。群狀擇伐與單株擇伐作業之比較則見圖 5。

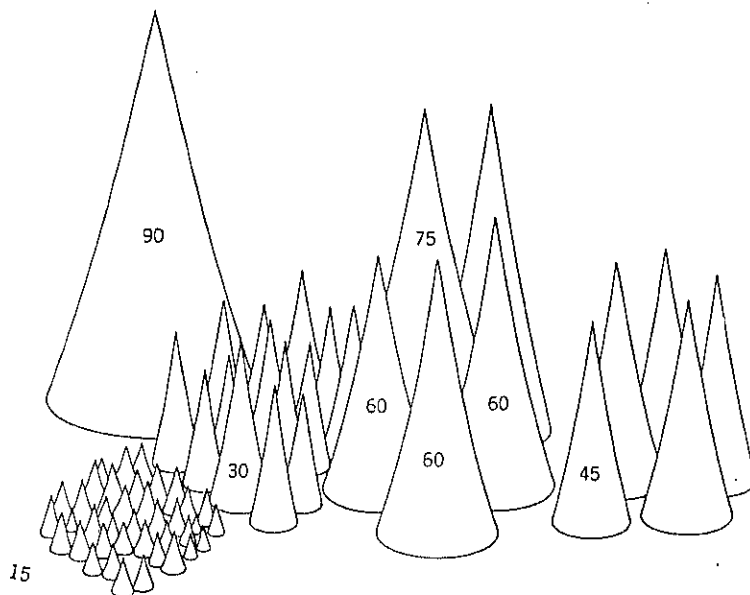


圖 3、平衡異齡林 (balanced uneven-aged stand) 之單株擇伐作業模式 (Smith *et al.*, 1997)。每一林木於圖中以圓錐體表示，其上之數字表示樹木年齡。林分之輪伐期 (rotation) 為 90 年，回歸年 (cutting cycle) 為 15 年。圖中樹齡為 90 年生之林木為預定擇伐的林木，擇伐後將由大量的後代苗木 (advanced seedlings) 取代林地上所釋放出的空間。疏伐作業將用以調整中間齡級的林木密度。

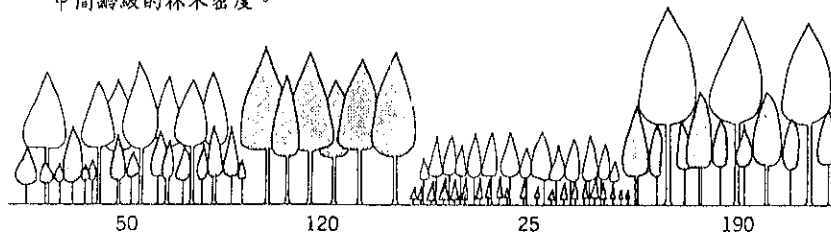


圖 4、異齡林 (uneven-aged stand) 之群狀擇伐作業模式，各同齡群 (even-aged groups) 內混合有兩種樹種 (Smith *et al.*, 1997)。圖中橫軸座標數字表示各群之年齡。樹冠顏色空白者，表示非耐陰樹種，樹冠顏色灰色者，表示耐陰樹種。

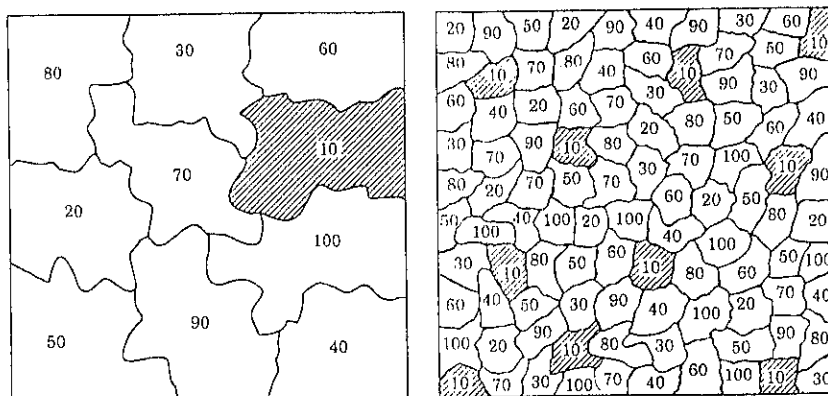


圖 5、群狀擇伐作業與單株擇伐作業之比較，兩種作業方式之輪伐期與回歸年均各為 100 年與 10 年 (Smith *et al.*, 1997)。不同作業方式將產生長短互異的林緣帶長度 (edge length)，創造出不同的林緣棲地 (edge habitat)。圖中灰色區域表示其林緣棲地環境明顯不同於周圍之森林環境。

台灣天然檜木純林面積達 48,500 公頃，再加上曾經處分後，再新成林者共約 73,400 公頃（林務局，1994）。現今天然檜木純林多已呈老化，生長緩慢，枯損率高，又因天然生檜木之淺根特性，致使老齡木容易風倒。台灣現有天然檜木林相常可見白化枯立木，林下倒木多，根據農委會委託所進行的森林生態系經營研究調查資料初步結果顯示，調查區內可目視的枯立木及倒木佔林分之百分之二十以上，且尚未計入早期埋於地下者。一般老齡檜木體積大，樹冠幅下植群受光低，生長力弱，根據作者早年之調查，棲蘭山檜木林區除上層的針一級檜木林外，尚有次層的闊葉樹雜木林、灌叢、箭竹、雜草、枯枝落葉層、腐植層等，其下才是土壤表層。依調查結果統計枯枝落葉層厚度約 15~25 公分，腐植層厚度約 10~15 公分，這些豐富的植生、枯枝落葉及腐植層將妨礙種子的著床及萌芽，不利檜木林天然更新，調查發現天然檜木林的天然更新大都出現在新的崩塌地或經攪動的林下土壤裸露地。而如圖 3 說明，一棵巨大老樹的移除，其立地可生長相當多的幼樹，經過時間的生長競爭，慢慢會形成多層次空間的林分，比單一老樹佔有該空間更具多樣性，況且老樹的移除及新幼林的成長尚有相當高的多目標功能。

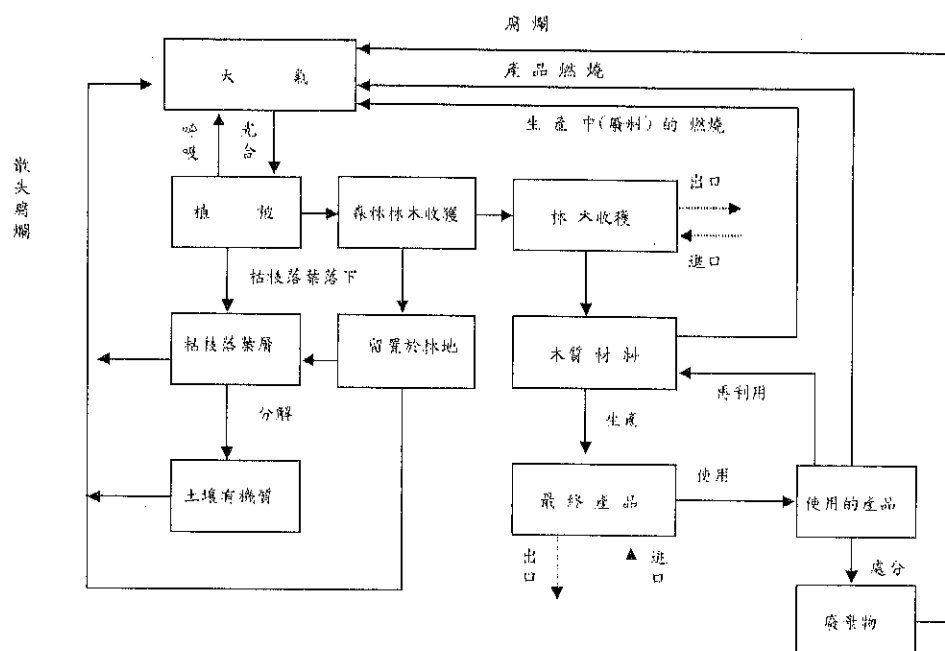
棲蘭山枯立倒木整理作業也許有其原先經營目的考量，但目前顯現出來的是台灣國寶級天然檜木林分之天然更新成功，此象徵著林業生氣蓬勃的一面。對野生動物的棲息地來看，也許會對整理區局部棲息地造成干擾，但周邊尚有廣大面積的天然檜木林區，對野生動物並不致於造成生長繁殖或滅絕的危害，況且多層次新生林應會創造新的棲息地環境。對水土保持的問題上，森林作業必會攪動土壤表層之枯枝落葉層及腐植層（此亦是有助於種子著床與萌芽、天然更新），可能會有局部的土壤沖刷，但以目前整理區周邊廣大的原始天然林及地被覆蓋緩衝區，對水源及水土保持的影響應可預估。

棲蘭山天然檜木林枯立倒木整理作業較值得討論的是此作業並未作

妥善的規畫，事前並未充分考量資源保育經營作業步驟，且未能讓關心環境與資源保育人士瞭解枯立倒木整理的目的與意義。

參、森林資源與大氣碳吸存、釋放

森林資源的生長對碳吸收與貯存具重要的貢獻，直接間接影響森林生態系和大氣間碳的循環，主要為植被（林木）、腐植質（枯枝落葉）、森林土壤、林產品的吸存與釋放（圖 6）。將這四類加總求得森林部門



的碳吸存量。

圖6. 森林資源與大氣碳吸存、釋放之流向

一、植被（林木）

林木主要藉光合作用將大氣中的二氧化碳轉化為有機碳的形式而成為生物量的一部分。森林生物量為森林社會或森林植群在一定期間所生產之乾物（dry matter）累積量，因此碳的貯存，主要形成林木的生物量，根據統計，植物體生物量增加一公噸，需 1.6 公噸的二氧化碳，同時釋出 1.2 公噸的氧，碳的固定量約為 0.4 公噸（箕輪光博，1991）。就單位面積之林地而言，林木的淨生長量為林木的毛生長加上晉級生長量扣除枯死之部分（式 1）。碳的吸存主要為林木的淨生長量乘上轉換係數得之（式 2）。在林木年碳吸存量的變化，則以年淨生長量乘上轉換係數得之（式 3），就整體森林林木而言，則將各林木（林型）面積乘上各林木單位面積的碳吸存量即可算出（式 4）。

$$NP = GG + R - NW \quad (1)$$

$$C_{\text{plant}} = NP \times V_{\text{stem/whole}} \times VW \times C_{\text{cm}} \quad (2)$$

$$C_{\text{plant-yr}} = GR \times V_{\text{stem/whole}} \times VW \times C_{\text{cm}} \quad (3)$$

$$TC_{\text{plant}} = \sum PA \times C_{\text{plant}} \quad (4)$$

NP：林木淨生長量，GG：毛生長量，R：晉級生長量，NW：枯死量， C_{plant} ：林木的淨碳量平衡， $V_{\text{stem/whole}}$ ：原木全株材積轉換係數（地上部材積與全株材積之轉換係數），VW：容重（材積與重量轉換係數）， C_{cm} ：碳含量百分比， $C_{\text{plant-yr}}$ ：林木的年淨碳量， TC_{plant} 林木總吸存碳量，PA 各林木（林型）面積

二、枯枝落葉及地表枝葉層碳量

枯枝落葉層的淨流動，其來源為由植株變成之枯枝落葉殘留於林地部分，扣除直接排放於大氣中及轉變成為土壤有機質的部分。

$$C_{\text{litter}} = LF + FR - LFEA - CHSOM \quad (5)$$

C_{litter} ：枯枝落葉層的碳淨流動平衡量，LF：植株變成枯枝落葉的碳量，FR：砍伐後殘留於林地成為枯枝落葉的碳量，LFEA：枯枝落葉及地表枝葉層排放至大氣中之碳量，CHSOM：枯枝落葉及地表枝葉層分解成為土壤有機質中之碳量

三、森林土壤碳量

土壤有機質碳量來源，由枯枝落葉層轉變之土壤有機質扣除排放至大氣的量，即為淨平衡量。

$$C_{\text{SOM}} = CHSOM - SOMEA \quad (6)$$

C_{SOM} ：土壤有機質碳淨平衡量，CHSOM：由枯枝落葉層轉變之土壤有機質之碳量，SOMEA：森林土壤排放至大氣碳量

四、林產品碳量

森林資源林木收穫與林產品使用時之碳流動與貯存量來源，包括原木消費（生產用材、薪炭材）、林木收穫後留置在林地及正在使用之林產品等部分（如圖 7）：

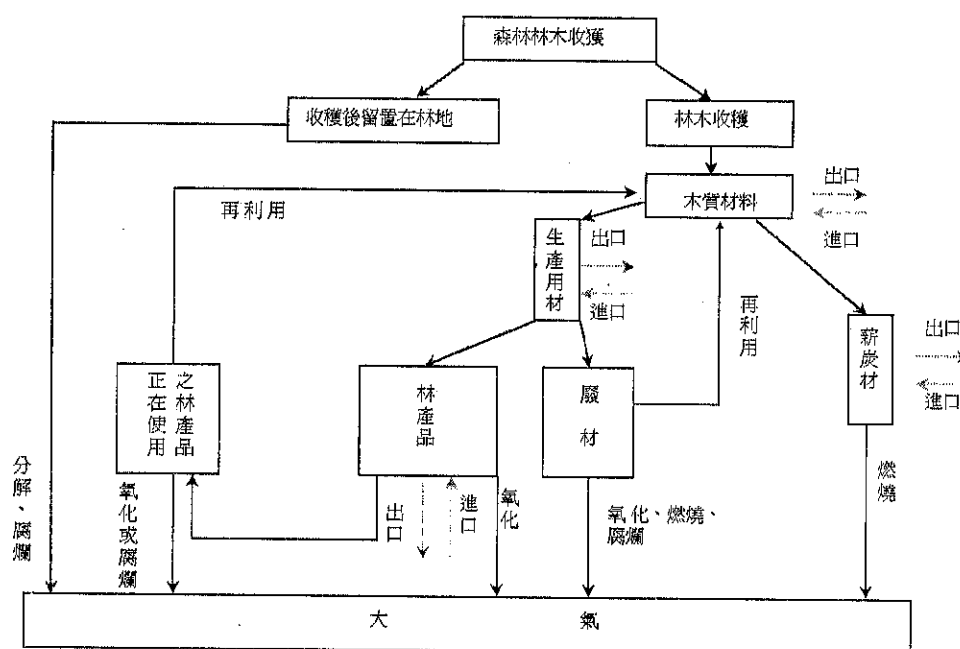


圖 7 森林資源林木收穫與林產品之碳量變化

$$FWH=FR+TH \quad (7)$$

$$RM=TH+WRC+(I-E)=PW+FC \quad (8)$$

$$WP=RM-WASTE-FC+(WPI-WPE) \quad (9)$$

$$WPL=WP-WPS \quad (10)$$

$$WRC=WATSE+TUS+TUL \quad (11)$$

RM：國內木質材料碳含量，TH：國內林木收穫時之碳含量，WRC：再循環利用之木材及木製品所含碳量，I：進口原木之碳含量，E：出口原木之碳含量，WP：林產品之碳含量，WATSE：生產過程所消耗（殘留物、廢材等）之碳含量，FC：薪炭材之碳含量，WPI：進口林產品之碳含量，WPE：出口林產品之碳含量，WPL：林產品長期使用時之碳含量，WPS 林產品短期使用時之碳含量，TUL：林產品長期使用後再回收之碳含量

林木為二氧化碳主要吸收者，藉由本身生理特性進行光合作用吸收大氣中二氧化碳，並釋放出氧氣，所貯存的二氧化碳轉化為有機碳形式儲存於植物體內。植物體所貯存的碳量，會隨林齡的增加而增加，不同植物有不同的生長量，增加量依植物體之生長率、晉級生長率及枯死率而異。在植物體已屆伐期之前，植物體有部分成為枯枝落葉而將碳貯存於林地地表表面，有部分直接分解、腐爛、散失而將碳回歸於大氣中，有部分分解成為土壤有機質。土壤有機質所貯存的碳量有部分直接分解、腐爛、散失而將碳回歸於大氣中。當林木已屆輪伐期，將森林中的林木加以伐除，森林林木收穫，大部分成為林木收穫所得材積，有部分留置於林地成為殘材而慢慢分解將碳回歸回大氣，林木收穫所得材積，加上進口減去出口的部分，便成為木質材料供國內林產工業加工使用。在加工過程中，有部分成為廢料，經棄置，燃燒，而釋放碳回大氣，大部分成為最終產品而供人們使用，在市場上的最終產品的使用，尚包括進口扣除出口的部分。最終產品在使用時，有各種不同的形式，如製材、合板、其他木製品、紙及紙製品等，有其不同的使用壽命，使用的產品當屆使用壽命時，有部分可再循環利用，即為木質材料，再生產為其他林產品，而無法再循環利用的部分，則成為廢棄物，腐損或燃燒後會將所貯存的碳釋放到大氣，當然在使用產品時，也有碳的釋放產生。

因此森林之碳的吸收與釋放量，依植被的淨生長率與吸收碳的能力，及枯枝落葉層、森林土壤、林產品碳的固定與釋放量而異，其碳貯存與流向的關係，可將圖6簡化為圖8，在此一系統中，碳的貯存池（pools）為大氣、植被、枯枝落葉及土壤有機質、林產品等部分。

由植被的光合作用，將大氣中的二氧化碳轉化為有機碳的形式貯存於植被中即 F_{ab} ；由植被流向枯枝落葉與土壤有機質即 F_{bh} ，為植被成為枯枝落葉層的部分；枯枝落葉與土壤有機質流向大氣中即 F_{ha} ，為在枯枝落葉及腐植層中的異營生物（動物、微生物）呼吸作用將碳釋放回大氣；

由植被經林木收穫而成為林產品時，碳的流向為 F_{lw} ，林產品流向大氣的碳量為 F_{wa} 。在未經伐採的天然林系統中，由於林產品的產出為零，因此 $F_{lw}=F_{wa}$ ；則釋放回大氣中的二氧化碳量，依植被的淨光合作用效果而異。如在天然林或人工林中進行林木收穫（ $F_{harvest}$ ），則 $F_{lw}=F_{harvest}$ ：即植被所貯存的碳量而將碳貯存於林產品中，但林產品及木材會隨時間而氣化、腐爛、燃燒（ F_{decay} ），則 $F_{wa}=F_{decay}$ 。因此，當 $F_{ab}=F_{ha}+F_{wa}$ 時，則為穩定狀態，表示大氣中的碳量與植被的碳量相等，即植被自大氣中所吸存的量與釋放的量相同。當 $F_{ab}<F_{ha}+F_{wa}$ 時，則為釋放狀態，即植被自大氣中所吸存的量少於釋放自大氣的量。當 $F_{ab}>F_{ha}+F_{wa}$ 時，則為吸存狀態，即植被自大氣中所吸存的量大於釋放自大氣的量。

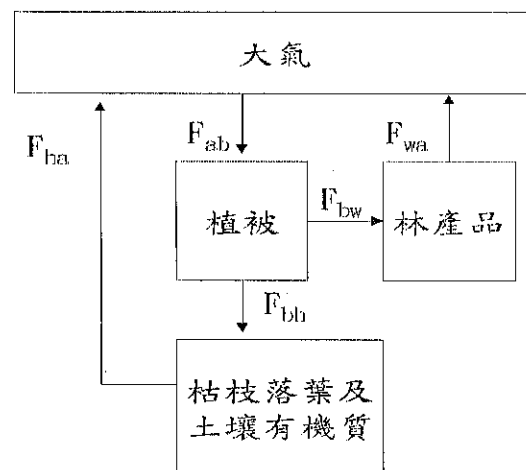


圖8 森林資源之碳吸存、釋放流向系統 (Heath et al. 1993)

由於森林之二氧化碳吸收量的多寡依森林淨生長量而定。人工林及未成熟林木吸收二氧化碳能力較高，老齡林木則因光合作用與呼吸作用平衡而其淨生長量或碳吸收量近乎為零 (Kimmins, 1987、王立志，

1996)。因此處於幼齡階段的森林，生物量積累速率較大，隨著森林年齡增長，累積速率下降。天然林吸收二氧化碳量很大，但群落中植物、動物和微生物呼吸量大，枯枝落葉量大，分解消耗有機質釋放出的二氧化碳量也很大，在碳吸收與釋放二氧化碳量基本上是趨於平衡狀態， $F_{ab} \approx F_{ha}$ ， $F_{bw} \approx 0$ ；因此天然林在碳貯存量雖然保有高蓄積，其蓄積量雖高，但其碳吸存增加量與釋放量略維持平衡，故淨碳貯存量大致為零。

但如森林經妥善的經營，則雜異度高，因生長力旺盛的林分，對大氣中二氧化碳吸存能力最強，因此如為天然更新林和經營管理得好的森林生態系統，由於淨生產量高，則固定大氣中的二氧化碳量就更多，對於低生產力的森林，碳的貯存力也低，如以人工促進天然更新的經營管理，可以改善林況，調整林木生長空間，促進天然更新及幼樹生長，使擇伐後森林的多層次年齡結構的林分能延續更替，基本保留了原始林的結構和功能，建造更健康的多層次狀年天然林分結構，可提高林分質量，增強保持水土效果。

提高人工林的經營效率，增加林地的生產力，在增加生長量之餘，也相對提高碳吸存量，在做法上，可以林地輪伐期的延長，以增加森林林地的總碳量的蓄積。用施肥、選擇適當樹種種植，在適地適木的原則下、林木育種技術、林下栽植等來達成最適生產力和碳的密度的增加。另育林處理技術的使用與改進(如疏伐、修枝、森林齡級和空間結構的調整)，以增加林木收穫為高價值、長生活期的生產。由於高價值木材大部分為長伐期，因此可增加碳的累積在林產品碳的固定。針對林分蓄積量低及低生產力的林地一再造林或經營森林使之再生，高生產力一經營森林來收穫，使其收穫最大化，因碳量的吸存與生產力有顯著的關係。

就整體的二氧化碳排放而言，林產品不僅可固定碳，同時在製程

上所排放的二氧化碳與能源消耗，與其他材料相較為少，如用木材原料替代其他原料，不僅在能源消耗上節省，木質材料的利用可延遲碳釋於大氣中，提高 $F_{ab} > F_{ha} + F_{wa}$ 效益，木質材料可以替代金屬、鋁、混凝土和其他材料。木質材料經常被稱為生態材料，其對環境改善的貢獻除了木質材料外，生態能源的利用亦為目前許多先進國家所重視。

肆、森林木材生產功能

森林資源在生物多樣性保育的指導下，是可以經營的。同時，森林的規畫經營除了是森林保育工作的落實外，對大氣中碳的沈積亦有正面效果，而森林多目標經營中的木材材料生產，對社會具有一定的貢獻，這些貢獻可歸納如下：

- 一、 材料之供給：舉凡建築、木材加工、紙漿造紙、藝品雕刻等產業原料之供給，民生材料之供給。
- 二、 產業附加價值之創造：林木伐運、加工、行銷等各階段附加價值的提昇。資源的經營、伐採、運輸，各層次加工，行銷均為經濟活動，這些不同階段的經濟活動都會創造附加價值，為計算國民生產值的依據。各加工階段附加價值總和佔國民生產額比率之高低，可衡量該產業對國民經濟貢獻強度，政府在輔導各產業的投資經常是供依據此標準分配的。
- 三、 提供就業機會：林業經營各階段，包括伐木、集材、運材、製材、加工、產品製作、運銷等各階段，均提供就業機會，這些就業機會，是林業從業人員與家庭的生計來源。目前台灣林業從業人口不多，但如將林業有關的產業活動全數計算，包括各林產加工業、建築業等，則相關生命共同體人口必不少。

四、 滿足擁有、保存，以及藝品欣賞與信仰的價值。

五、 技術的傳承、學術的延續。

對於木材材料的生產，部份人士認為為了小小的經濟利益而破壞天然檜木林的天然狀態，而持反對態度。實際上，生長與收穫是再生性自然資源調整資源最適結構的手段，同時木材工業為國計民生基礎產業，目前台灣大部份木材來源均依賴進口(約 99.5%)，但在地球村的觀念上，未來木材材料部份自給自籌是必需。倘如對未來中長期木材之自給無法逐步提昇，一旦木材原料供應國在為保護國內資源與扶植本國的木材產業發展而限制出口時，我們將面臨木材原料短缺的困境，那個時候就不是小小的經濟利益而已，而是直接衝擊國內林產工業及相關產業的發展，影響國民生計。木材自給是長期的工作，由於林木生長期長，擬籌謀部份木材的自給，必須及早規畫經營。台灣除了需加強現有人工林的撫育經營外，森林生態系的經營應及早落實。

森林經營不一定就是破壞，林學上的保護經營(sustainable management)是一種規劃式的木材生產永續經營的觀念。雖然當時之時代背景的資料狀態是以木材供給的保續為主，但這個觀念應可應用在今天，只要我們考慮保續對象包括整個森林生態系的功能，這個觀念就是永續林業發展之森林生物多樣性保育內容。

伍、台灣天然檜木林之永續發展

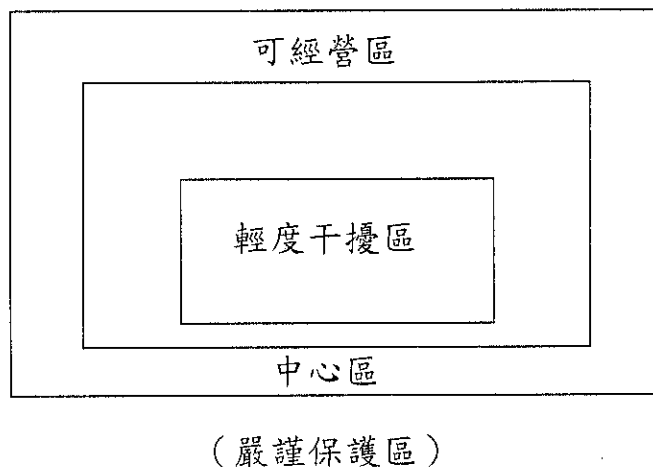
天然檜木的永續，必須有生生不息的天然更新進行。台灣檜木林多老化及更新困難已是不爭的事實。多年來林業學者及從業人員均努力進行試驗研究，謀求改善天然檜木林之天然更新方法。唯就台灣檜木林分立地條件的不同，部份林下植被為箭竹之檜木林有其困難，但對於林下

植被為非箭竹之林分，則可透過不同強度的立地處理，達到天然檜木林分天然更新的目的。唯此種林學專業的技術方案，對堅決反對人為干擾的保育人士並不得到認同。保育台灣天然檜木林，達到永續發展的目的是大家共同的目標，保育是實務的工作，亦有學者說保育是一種利用。保育的目的是希望台灣天然檜木林能夠達到資源永續發展的目的，亦是生物多樣性公約的目的。

世界上許多資源管理先進國家早就提出可為大家接受的方案，由於保育是實務工作，重點在於如何去執行。在永續林業之森林生物多樣性保育方案中，森林生態保育區之規畫與經營，是一組可以在實地經營中同時觀察多目標的保育經營方案，為一符合理論與應用的天然林長期生態系保育經營，歐美、日本、乃至中國大陸均已因應設置，其設置原則為對大面積的森林資源，考慮大自然森林資源結構、地質、地形、土壤、水文氣象、野生動物，以及人文及區域性經濟發展等特徵規畫之。

森林生態保育區可依干擾程度分為三層：分別為中心區、輕度干擾區及可經營區，茲說明如次(參下圖)：

- 一、 中心區為森林生態保育區之嚴謹保護區，為森林生態系保育區之中心層。此層屬於不可干擾區，為天然演替長期觀察區，是長期生態監測區域。
- 二、 輕度干擾區，為維持天然森林之天然更新與永續發展，可作輕度的人為干擾，唯其目的為促成目標天然植群之更新，保存物種。
- 三、 可經營區，此區為接近人文生活圈周邊，在維持天然林之經營及人文社區需求而規畫的區域，唯此區域為維持天然林之大自然完整，經營強度設計需審慎規劃。



台灣目前雖有保護區、保留區設置，但設置過程並未作整體規劃，其目的不明確，未來達成的可行性與效率亦無明確評估，經營管理方法亦缺理論依據。再者，台灣天然林目前多處於無經營狀態，且天然更新困難，以生態資源的功能來看，貢獻太低，實有改進之必要。因此，如何透過保育經營手段促進天然林之生長活力，提高天然林之生長蓄積與天然更新能力，保存完整的野生動物棲息地，實為森林生物多樣性保育之重要經營課題。

陸、結論

森林資源在生物多樣性公約目標：「保育、永續利用、基因資源利益分享」的指導下，是可以經營的。但經營方式應有妥善的規畫與執行，以符合保育原則。森林生態系的經營是永續林業發展的森林資源經營策略之一，此策略應是早期森林保續經營觀念的擴大與延伸，整體資源保續對象係涵蓋整個生態系。

擇伐作業是日本天然林天然更新方式，此種天然更新方式適於森林生態系的經營，亦為棲息地建造的方法，唯擇伐作業的強度因生態系環境與人文影響而不同，妥善規畫、擬定執行步驟、進行經營亦可符合森

林生態系經營的要求，達到生態系生物多樣性、永續利用、遺傳基因分享的效果。此外，森林生態系經營的天然更新效果，可以改善林相結構，提高量質的生長，創造更健康的多層次空間，對大氣中碳的沈積有一定的功能。而木質材料的利用可進一步延遲碳的釋出，亦具有生態材料功能。

台灣檜木公認為台灣國寶級的材料，民間莫不希望擁有這類材料，在傳統家具、建築、藝品雕刻、奇木造景等作品均具有相當高的保存價值，且保存期限長，檜木材料為日本神殿、廟宇重要的建財，價值相當高，這種材料如因不當的經營管理而消失，將是莫大的損失。欲台灣檜木能長期有效的提供民間需求，則必有完善的檜木林分結構與妥善的經營，台灣檜木林生態系經營是乎是可應用的策略。

以棲蘭山天然檜木林的情況，應可以天然檜木林生態保育區設置之，此種方法論的應用不但可保持原始的檜木林相，長期觀察其變動（中心區），更可透過人工補助天然更新方式經營，或採不同強度擇伐經營，建造健康多層次林相（輕度干擾區及可經營區），達到資源的永續發展。天然檜木林保育經營，加速天然更新效果、改善林分結構，適當檜木產出，在資源面、環境面與人文需求面均有正面效益，為一實務觀念。

柒、引用文獻

- Barnes, B. V., D. R. Zak, S. R. Denton, & S. H. Spurr (1998) *Forest Ecology*, John Wiley & Sons, New York.
- Daniel, T. W. J. A. Helms, & F. S. Baker (1979) *Principle of silviculture*. 2ed, McGraw-Hill Book Company, N. Y. p. 402.
- Harris, L. D. (1984) *The Fragmented Forest, Island Biogeography theory and the Preservation of Boitic Diversity*. Univ. of

Chicago Press, Chicago.

- Heath, L. S., Kauppi, P. E., Burschel, P., Gregor, Heinz-Detlev., Guderian, R., Kohlmaier, G. H., Lorenz, S., Overdieck, D., Scholz, F., Thomasius, H., Weber, M. (1993) Contribution of temperate forests to the world's carbon budget. *Water, Air, and Soil Pollution*. 70:55-69.
- Kimmins, J. P. (1987) *Forest ecology*. Macmillan Publishing. New York.
- Schwarz C.F., E.C. Thor & G.H. Elsner (1976) *Wildland planning glossary*. USDA. General Tech. Rep. PSW-13. p. 252.
- Smith, D.M., B.C. Larson, M.J. Kelty, & P.M.S. Ashton (1997) *The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology*, John Wiley & Sons.
- 中村賢太郎 (1950) *育林學原論*，地球出版社，東京。
- 王立志 (1996) 氣候變遷對台灣林業的衝擊與適應，氣候變遷衝擊評估與因應策略建議研討會論文集，p. 215-230。
- 吳俊賢 (1987) 台灣綠色資源，*農業週刊* 13 (39): 29-30。
- 林務局 (1994) *第三次森林資源調查報告*。
- 林曜松 (1999) *生物多樣性研討會論文集*。
- 林曜松、趙榮台 (1998) 維護生物多樣性與促進資源永續利用生物多樣性研討會論文集：14-23。
- 袁孝維 (1994) 野生動物與森林生態系經營，*台灣天然林生態系經營研討會論文集*，p. 165-176。

由枯立倒木整理看自然保育與森林經營

吳俊賢*

去年年底，棲蘭山檜木枯立倒木整理吸引了大眾之焦點，也點燃了保育與森林經營利用之論戰。一向沉默的森林人一改過去挨打之角色，群起奮戰，也為台灣之林業史寫下光輝之一頁。檜木枯立倒木是自然保育的一個試金石與指標物，考驗林業人員的智慧與勇氣，若此役敗北，則爾後林業將無伸展之空間。

壹、封存天然林是否就是保育

保育(conservation)之定義為「對某事物之一種小心保存(preservation)與保護(protection)，尤其是對自然資源有計畫的經營，以防止濫用、破壞、或忽視」。環境保育(environmental conservation)之定義為「對環境之利用，以永續最大可能的眾生多樣性，同時確保人類供長久福祉之自然基礎。」(Dasmann 1984)。因此，保育可說是對自然資源之保護、培育、與明智之利用。

談到天然林之保護，就必須先談自然界之演替。生物演替(biotic succession)為隨時間之推移，一特定區域內，生物社會為另一生物社會所取代之一系列過程。生物演替之起點是先驅社會(pioneer community)，終點為極盛相社會(climax community)。演替包括初級演替(primary succession)與次級演替(secondary succession)。初

*中國文化大學森林系兼任副教授

級演替發生在先前沒有生命存在之處，次級演替則發生在原有植群已遭受破壞或干擾，而土壤尚未流失之處。例如在進行更新伐採之林地上，若林地所受之干擾不大，且種子來源無缺時，將很快發芽長成幼苗完成更新。生物資源之開發利用，即自極盛相生物社會中移除或消耗一部分至全部的組成分子。因此成功之保育工作與土地經營，係為對生物演替之合理的整治，以使極盛相社會能於短期內自我復舊。

以美國加州長葉世界爺或歐亞大陸之雲杉林而言，其極盛相的森林有最高之商業價值，其林業經營即探索何種作業系統能使其極盛相於最短的時間內完成復舊與更新。然而並非所有高價位森林都是極盛相，例如大部分之松林都是在火災或其他干擾下所產生之亞極盛相，其後不論是被針葉樹或闊葉樹所取代而進入極盛相之階段，其商業價值均會降低。由演替研究結果顯示，使用控制焚燒之技術，去除極盛相樹種之幼樹，製造適合松樹天然更新之環境的作業方式，最有助於松林之保存。在美國東南部之長葉松林地，控制焚燒已成為制式經營技術與作業方式，否則松林將隨即為其他闊葉樹所取代。

天然林(natural forest)依Simon Rietbergen(1993)定義，包括原生林(primary forest)及次生林(secondary forest)。原生林包括完全未經人類活動干擾之原始林(virgin forest)，以及曾受原住民打獵及採集活動而影響其組成與結構之森林。次生林包括曾經遊耕或放棄耕作而後原生樹種完全覆蓋之森林，以及曾遭受不同程度與頻率砍伐但仍保持原生樹種或灌木之森林（此又包含新樹苗生長完全來自天然更新或是由人工栽植補充之）。因此，天然林內之枯立木可予以適度移除，而不違反天然林之定義。而台灣一般所謂的天然林，以次生林居多。

天然林果真需要全面封鎖才能保存嗎？根據 Science (Aug. 28, 1998)之一篇關於熱帶林之生態報導，人類過去從未離開熱帶林，將來也不會離開熱帶林。由全球各地潮濕的熱帶林中之碳渣顯示，人

類焚燒熱帶林已有數千年的歷史。然而即使經歷這些不斷的干擾，潮濕的熱帶林顯現驚人的韌性，在適當的條件下，這些森林能從颶風、地滑、皆伐、以及轉變為草原等狀況下更新而逐漸復舊。又根據最新的研究顯示，婆羅洲熱帶林的許多樹種可從破壞性的商業性伐採作業中復舊，且稀有之樹種在破壞後仍存活，還可從優勢競爭樹種之去除而獲益。砍伐8年後，林地的樹木密度較未砍伐地為低，但個別樣本中之樹種數目則相當。馬來半島實施伐採作業以伐除50%林木，經12年後，原來未伐採林中所有脊椎動物都仍存在或再度棲身該區。

天然林封鎖後，是否能永存世間？根據日本林業技術協會發行之「林業技術」(1998年9月)有光一登之文章，日本高知縣有一座林木茂密之柳杉天然林，是學術參考保護林，可稱為「千本山」(意為樹木繁多，千株以上)，樹齡200~300年，樹高40~50公尺，胸高直徑超過100公分，高知大學之造林學研究室自1965年即承受高知營林局之委託做此千本山保護林之林分調查，近年來之調查結果顯示，柳杉之株數與材積為每公頃160株、1,455立方公尺至每公頃264株、2,550立方公尺，蓄積量可說相當高，柳杉上層木雖都無枯死，但中層都被其他耐陰性強之常綠樹所占優勢，林床亦多密生其他植物。林床由於光線不足，柳杉小苗之株數很少，柳杉後代木之更新幾乎不可能，將來若因風倒木產生大空隙，柳杉之天然更新雖也有可能，然經相當長期後「千本山」可能每況愈下變為「百本山」，甚至「十本山」。

天然林若原本林相優良，自然無需多做干擾，然而台灣許多天然林蓄積量低、生長量差、又林相不良，這些低生產力的森林仍然有改善的空間與潛力。根據第三次台灣森林資源調查，天然林有1,527,500公頃，佔全部森林之72.7%，其中天然闊葉林有1,157,900公頃，分布遍及熱帶、亞熱帶及暖溫帶等中低海拔地區。此等闊葉林之樹種繁多，材質低劣，大都是砍伐後經由萌蘖或天然下種更新

形成之次生林，蓄積量每公頃 50 立方公尺以下者達 814,000 公頃。要厚植台灣森林資源及提高森林之生產潛力，這些中低海拔且交通易到達之廣大天然次生闊葉林，也是我們應努力之重點之一。

台灣位於中高海拔暖溫帶地區之天然針葉樹林面積達 304,000 公頃以上，多屬成熟或過熟林相，已逐漸衰老，其森林機能諸如國土保安、水源涵養等亦隨之降低。森林生態系是一種動態的生態系，若任其自由發展，其演替方向不是優生性變化(eugenic changes)，就是劣生性變化(dysgenic changes)，因此存在著滅種的危機，可能造成基因資源之永久損失。目前有些極端保育人士，都屬樂觀主義者，確信土地公比人類會種樹，亦即假設其演替方向一定是優生性變化，發生優生性變化的機率為百分之百。但是如果一旦發生劣生性變化的話，誰要來負擔此責任與風險？可預期的結果當然是林業機構負擔責任，社會大眾負擔風險，極端保育人士則置身事外且又有了攻擊林業之話題。因此我們的積極做法應該是要調查與研究天然針葉樹林生態系結構與機能之演替機制，然後採取適當的育林作業，誘導森林植生重現旺盛的生機與生命，促進其更新、發育，使得森林生態系能保持極盛相或前極盛相，具備多樣性與生產性以達成森林之永續發展。

天然林固然重要，人工造林也不一定一無可取。適當之作業模式及造林樹種選擇，原生樹種可在造林木之庇蔭下天然更新，造林木可催化原生樹種之更新及林分演替速度。其原因包括造林木能在短期內增加枯枝落葉量及改善土壤化學性質與林地微氣候環境；造林木可吸引鳥類、野生動物之停駐與棲息，增加原生植物種子傳播機會；禾草、蔓藤類等妨礙原生植物種子發芽和幼苗建立之植物，會因造林木遮蔽而減少其密度。以巴西十年生大葉由加利造林地為例，其植物組成與天然林幾乎完全相同，原生植物更新及社會演替進行順利。大葉由加利在原生樹種更新上扮演保護樹之角色，其功能與天然演替序列中先驅樹種(pioneer species)相似（王相華

1998)。若以混合多種樹種之生態綠化方法所造林之苗木，栽植 3 年後樹高可達 3 公尺，5 年後達 5 公尺，在短期間內可以急速生長成林，也容易達到極相。一般而言，植物社會之自然演替非常緩慢，若自原本無生物的不毛之地演替至極相森林，約需 1,000 年；若自廢棄農耕地演替至極相森林，約需 150 年；而採用生態綠化方法所建造的森林，達到極相森林僅需 25 年（林文鎮 1985）。

自然保育與環境保護都是世界潮流，但是凡事過猶不及，如果走過頭很可能有反效果，此在國外不乏例證。例如日本雲仙國家公園的天然杜鵑及南非的國花 Protea，若嚴格保護而不干擾，則此等原生的植群將因自然演替而消失，因此其政府當局實施適度的砍伐或控制焚燒，才得以維持美麗的植物景觀。

自然保育不能忽視人為之努力，亦應尊重傳統文化與習俗，對人類才有真正的價值。例如，奈良原為平城京，自 710 年開始變成日本之首都，成為政治、經濟、文化中心之繁榮城市，一直維持到 784 年。1998 年，8 處奈良時代之歷史記念處被登錄為「古都奈良之文化財」之世界遺產，即東大寺、興福寺、春日大社、春日山原始林、元興寺、藥師寺、唐招提寺、平城宮跡。世界遺產是由聯合國教育、科學、文化機構(United Nations Education, Scientific and Cultural Organization; UNESCO)下的世界遺產委員會(World Heritage Committee)依據世界遺產條約去確認，以保護人類有價值的文化與自然遺產。春日山早在 841 年（平安初期）於御蓋山山麓設置神殿祭祀時，就確立春日社之神山地位。自那時後就積極實施保護措施，以保存其原始性。春日山原始林海拔高 500 公尺，面積 300 公頃，包括有暖帶、溫帶與寒帶之植物計 805 種。由於其在都市近郊具有原始性與特異林相，學術價值高，大正 13 年被指定為天然記念物，昭和 31 年就被指定為特別天然記念物，予以保護。春日杉自古就受保護，一般以為春日杉是天然杉，但根據福興寺之古記錄，16 世紀曾有豐臣秀吉補植 10,000 株杉苗之記載，因此也不

盡然全為天然林。春日山原始林樹種有 207 種，有直徑 1.0 公尺以上 250~400 年生巨木，更有直徑 2.8 公尺之 1,000 年生大杉。依據最近之調查資料顯示，胸徑超過 1.0 公尺之春日杉約 900 株。昭和 34 年以前之調查約為 1,700 株。此 25 年間由於颱風天災、樹木衰老等因素而減少株數。在春日山原始林旁有「若草山」，標高 342 公尺，面積 33 公頃草生地。從山頂展望大和盆地即 1,280 年前昔日繁榮平城之都。其政府每年 1 月 15 日晚上 6 時放火燒若草山，為重要之火之祭典，熊熊烈火在夜空中形成壯觀奇景。

擁有「社會生物學之父」及「生物多樣性之父」之稱的美國威爾森(Edward O. Wilson)在其 1992 年「繽紛的生命」(The Diversity of Life)(金恆標譯)書中談到：要大面積與有利可圖地採收亞馬遜流域的產物，及雨林內的木材，而只少許喪失生物多樣性是辦得到的。最好的方法早由哈茨霍宏(Gary Hartshorn)於 1979 年提出，後為其他林務人員擴大引用，亦即是帶狀伐採法(strip logging)，以人為方式，沿等高線，造成有如森林自然傾倒後產生的帶狀的空隙。國外保育大師尚且肯定林業之經營，不知台灣之某些保育人士為何獨薄林業。

貳、都是檜木惹的禍

檜木是柏木科扁柏屬的樹木，全世界有七種，其中北美州有三種，日本有二種，台灣有二種。而其中只有五種在市場上有顯著商業交易，即羅生扁柏(*Chamaecyparis lawsoniana*)、拿加遜扁柏(*Chamaecyparis nootkatensis*)、日本扁柏(*Chamaecyparis obtusa*)、紅檜(*Chamaecyparis formosensis*)及台灣扁柏(*Chamaecyparis taiwanensis*)。檜木之壽命很長，其木材耐用年數亦長。砍下的檜木還是有生命的延續，其耐用期間與其樹齡成正比，如果砍下樹齡

三百年之檜木，以其製成的木材用於建築，可耐用三百年；如樹齡有一千年者，則其木材耐用年數亦有一千年之久。台灣的二種檜木，即俗稱的紅檜與扁柏，木材有精油香味，因此不易腐爛。紅檜分佈在台灣海拔 900~2,700 公尺的山腰或山谷地區，每居於台灣扁柏下部，與鐵杉、華山松、紅豆杉、台灣杉等混生，亦有與闊葉樹混生或成塊狀純林。台灣扁柏分佈在台灣海拔 1,300~2,900 公尺山地，其上方常與鐵杉混生，下方常與紅檜混生，亦有成純林分佈者。一般在同一地區，扁柏分佈海拔高度較紅檜高約 200~500 公尺。就木材品質而言，台灣檜木較美國檜木為佳，較日本檜木亦不遜色。據林務局（1995）「第三次台灣森林資源及土地利用調查」資料顯示，檜木第三次調查（1980 年~1993 年）蓄積量為 62,770,000 立方公尺、面積為 73,400 公頃。台灣林業經濟之發展，最早期是靠鹿皮輸出，清末以至日據時期靠樟腦輸出，台灣光復以後靠檜木輸出。檜木對台灣之林業經濟有很重要之貢獻，在本世紀 1912 年開始伐採檜木起至 1992 年止，台灣檜木砍伐量估計為 1,282 萬立方公尺，其中品質最佳之 236 萬立方公尺銷往日本，而其餘大部分還是留在台灣供自己使用。依 1980 年資料顯示，台灣檜木原木輸入日本之單價為美國檜木之 3.5 倍，為加拿大檜木原木的 6.3 倍，而台灣檜木製品為美國檜木製品價格的 4.7 倍，為加拿大檜木製品價格的 5.7 倍，可見台灣檜木身價不凡。根據史料記載，1926 年台灣已有檜木外銷日本。光復後，1962 年由政府輔導，正式向日本推銷檜木，在 1962~1971 年之十年間，平均每年台檜銷日約為 10 萬立方公尺（任憶安 1981）。爾後由於 1973 年台檜限制出口，日本市場被北美檜木取代，再加上台檜價格較北美檜木高出甚多及日本對檜木之需求量減少，以致台檜銷日一落千丈而最後終止。

台灣檜木林多屬過熟相，過熟林即其林木已超過伐期齡，其生長及價值均急速下降，林木易枯死、風折。過去根據林務局航測隊之調查，檜木林之生長率僅為 0.73%，與一般林型平均生長率為 3.4

%則低甚多。因為檜木林之枯死率很高，較高海拔檜木林之演替趨向於極群之鐵杉林，較低海拔之檜木林之演替趨向於極群之闊葉樹林，若不予以適當伐採以促其更新，將慢慢為其他樹種所取代，因此檜木之伐採更新是有必要的(任憶安 1981)。就森林之粗殘留材(簡稱 CWD)而言，檜木之枯立倒木因為含有檜木精油，其 CWD 分解速率緩慢，歷經百千年不爛，在林地上占據相當大的空間，若不適當整理搬出，則有礙檜木苗之天然更新。森林生態系是一巨大複雜的有機體，有承受干擾與自然復原之能力，然其恢復的時間及程度則視干擾之強度、空間大小、與持續時間而定。干擾包括人為干擾與天然干擾，干擾並不一定全是負面影響，如森林火災雖然對森林造成傷害，但在森林更新與物種演替上亦有其正面意義。此等檜木林歷經長期演替至今尚未滅絕，很可能遭受天然干擾如火災、地震、崩塌，以致林床受干擾或清理使檜木小苗得以生長，促進其更新。在台灣即有檜木巨木遭雷擊而燃燒(拉拉山)及巨木被擊碎(棲蘭山林區)之實例。在搬運枯立倒木之過程中，難免對生立木造成某種程度之傷害，但此種相對輕度、小型、短期的干擾一旦停止後便可迅速恢復更新，再經百千年之自然演替後依然可形成天然檜木林。根據過去試驗結果，台灣檜木人工林 44~45 年生每公頃立木材積可達 308~535 立方公尺，而在天然林中其蓄積差異很大，優良者每公頃可達 700~1,000 立方公尺，中等者 300~600 立方公尺，下等者在 300 立方公尺以下。由試驗資料證明台灣檜木人工林生長不差，且擇伐天然更新在技術面是可行(任憶安 1995)。退輔會森林保育處執行枯立倒木整理之棲蘭山區大溪事業區丁作業級面積計 1 萬 5 千多公頃，其中檜木蓄積量為 3,060,790 立方公尺，僅占台灣全島檜木蓄積量不到百分之五。

就檜木枯立木而言，檜木與任何生物一樣，都有生老病死，這是一種自然之現象，生命之流轉，眾生不論有情或無情，均有其生存之美與死亡之嚴肅。檜木之枯立木並非毫無利用價值或無市場，

其搬出後依然有其市場價值，可為人類所利用。有人強調檜木林（尤其是白木林）之美學價值，反對任何的搬出利用，但所謂美學價值有其主觀性，當然也有其產生效用與給人快樂、滿足之客觀性，其價值是相對的，並非絕對價值。再者，白木林之形成，不論是因為病蟲害、雷擊、或火災，就林業經營上而言，都不是常態，而是病態。白木林之美，亦非永恆之美，蓋其縱經百千年後終將腐朽，空留回憶。檜木之枯立木之美，不容否認，但檜木之生立木更美，尤其是生機盎然之檜木林，奈何有些人總是見樹不見林，見枯不見生，見死不見活，見殘缺美不見健全美，見病態美不見常態美。

參、現代森林經營之理論與發展

為解決環境問題，聯合國在1983年組成「世界環境與發展委員會」(World Commission on Environment and Development)研擬對策，1987年出版「我們共同的未來」(Our Common Future)，提出全球環境問題及永續發展的理念及策略。此後永續發展便成為全球重視之課題，亦為最高指導原則。1991年第十屆世界林業大會在法國巴黎舉行，會後發表巴黎宣言之重點為：基於對發展與環境問題之嚴重性、迫切性與全面性之認知，我們強調森林資源之可再生特性，並深信全世界森林之永續經營能提供正確合理的解決之道。1995年國際林業研究機構聯盟(IUFRO)第20屆世界大會在芬蘭舉行，將森林永續經營定義為：用某一處理來利用林地及經營森林，使森林之生物多樣性、生產力、更新力、活力以及潛力得以維持，藉以發揮生態、經濟及社會機能。1997年第11屆世界林業大會在土耳其Antalya舉行，強調森林經營應基於生產、保護、環境以及社會等功能之平衡，並認為永續經營之對象應涵蓋人工林與天然林(楊政川 1999)。由此可知國際社會都在努力探討如何以永續發展為基礎來經營森林資源，經營之對象不只是人工林，也包括天然林。

永續林業經營傳統以林木生產為永續為目的，然而自1960年世界森林會議以後，永續林業則強調水、野生動物、遊樂、飼料、林木等資源之多目標永續利用，而近年來美國提倡的新林業(New Forestry)、新展望(New Perspectives)、生態林業(Ecological Forestry)、或生態系經營(Ecosystem Management)，則強調永續性森林生態系經營的革新理念，就是特定的經營活動必須和資源的多樣性、環境、與地主的目標互相和諧。此種永續林業，兼顧森林之經濟價值與環境價值，使林業經營不僅永續造福人類，更能永續裨益森林生態系。換言之，生態系經營就是用生態方法，融合了人民的需求與環境的價值，以達成國家森林的多目標利用經營，在這方法之下，使得國家森林呈現出多樣的、健康的、生產的以及永續的生態系。

美國的生態系經營並不主張封存森林以保持森林生態系的完整，而是主張以集水區或地景為整體經營單位，避免分散的小面積皆伐而造成破碎的森林，且應以不破壞生態系結構為前提去獲取自然資源。生態系經營重視生物多樣性，提倡在伐木時保留若干無用的樹種，留存部分枯立倒木，以供野生動物棲息之用。生態系經營反對單一樹種之造林，而主張以混合樹種造林，以育成更自然的人工林。生態系經營更主張延遲冠層鬱閉的程序，因為「前冠層鬱閉期」(pre-canopy closure period)在生態上是很重要的階段，在這個階段裏存在著豐富的植物與動物種類，許多對人類是很有價值的。例如在這個時期，固氮維管束植物是最為普遍的。當冠層鬱閉時，森林的組成和功能會迅速且顯著地變化，林間光度減少，甚至光線無法照射到林地，以致林下寸草不生，不但生物多樣性減小，水土保持功能也減低。如果要維持森林演替的前冠層鬱閉階段，則要保持較寬的林木距離，例如減少栽植密度，實施強度前商業性疏伐、修枝等。生態系經營考慮整體的自然系統如何運作，人類活動如何影響系統及受系統影響。生態系經營即是設法滿足各方面需求的經

營管理方式，然而要完全滿足所有人的需求幾乎是不可能的事，尤其是意見相左的兩方，因此更需要由各個層面的深思熟慮，透過公眾參與及專家學者的評估、整合，決策過程的修正，而形成政策並據以實行。美國西北地區在面對斑點鴉保育問題及伐木業者與工人的生存權之爭時，即組織了一個評估小組，以生態系經營的理念，在不斷評估討論及修正下，作出明智決策。

資源的利用與保育、資源的經濟價值與環境價值之平衡點在那裡？以七家灣溪國寶魚與高冷蔬菜為例，如果國寶魚很重要，一定要保護，但是，如果高冷蔬菜也很重要，老百姓非種非吃不可，那麼解決之道可能就是在溪流兩側建立起相當寬度的「河岸經營帶」(Streamside Management Zone)了。所謂河岸經營帶，就是一條緊鄰河流或湖泊的非砍伐或局部砍伐的林地緩衝帶，其可以當做天然過濾器，在土壤粒子及潛在污染物進入河流之前，就將它捕捉住。河岸經營帶即相當於俗稱的「河岸保護帶」，但一般河岸保護帶經劃定後就不動，而河岸經營帶經劃定後還要適度經營，包括栽植、疏伐、修枝等，具有更積極的意義。此等河岸森林是非常重要且複雜的生態系，有助於提供食物和棲息地給河流動植物，且可用於減輕或控制非點源污染(nonpoint source pollution)。河岸森林可以有效從地面逕流和淺的地下水中，消除過量的營養物和沖積物，且能遮蔭河川，以提供水生植物與動物最適當的陽光和溫度。例如，在美國南方魚尊魚活躍的河流，建立河岸經營帶可以消除因皆伐而使河流溫度升高到魚尊魚致死的程度。河岸經營帶是一項本小利多的作業，其野生動物利用程度非常高，如果林地有 7% 是河岸經營帶，則約有 80% 的野生動物利用是在河岸經營帶內，因此，河岸經營帶對野生動物經營確實非常重要。至於河岸經營帶的寬度則見仁見智，大致上應視植生類型、土壤沖蝕性、坡度、與河川類型等因子而定。據美國學者 Brinker (1991) 之建議，河岸坡度 10% 以下的河流，採用每邊 15 公尺的最小河岸經營帶寬度，坡度每增加 10%，則增

加 6 公尺寬的河岸經營帶。若依據美國阿拉巴馬州林業委員會 (1993) 之建議，河岸經營帶之寬度至少約 10 公尺，如果野生動物是主要的經營目標，則最小的河岸經營帶寬度約 15 公尺，如果再考慮其他因素，則需更寬的河岸經營帶。台灣全島共有 151 條河川，由於地形陡峭，河川落差大且短促，因此應該需要較寬的河岸經營帶，才能發揮其功能。根據現行「台灣森林經營管理方案」規定，主要溪流兩岸，應設置不少於 50 公尺寬之保護林帶。

模式森林(Model Forest)為一國際性森林經營之組織，1991 年起源自加拿大，目前已有加拿大、美國、墨西哥、俄羅斯等國之森林區加入，另有阿根廷、智利、中國、日本、馬來西亞、越南等在籌備參加中，有興趣加入之區域國家有澳洲、厄瓜多、印尼、波蘭、南非、英國等國。國際模式森林網路秘書處(IMFNS, International Model Forest Network Secretariat)為加拿大 IDRC (International Development Research Center) 之下之一單位，出版 IMFN 簡訊 (International Model Forest Network Newsletter) 以連繫各加入會員，並已多次召開國際性之研討會，討論模式森林之定位，並檢討國際模式森林網路組織之機能。依據國際模式森林網路秘書處 (1997) 有關模式森林指導原則包括：高水平之經營效率及財政無缺；重視各面角度集團 (Partnership) 之價值；對參與的模式森林的獨立性及對參與的主權之尊重；基於平等與互相尊重之下，提供公開討論會以做討論與決策；對地方社區及原住民知識價值之尊重；注重研究結果之品質，研究結果與網路 (Network) 之會員與夥伴 (partners) 共享；關於永續森林經營之資訊、溝通及全球共識之重要性之認知；對網路存在之主要理由之認知，即森林經營之貢獻在於滿足現代人類之需求，也同時尊重後代子孫之權利。

肆、台灣林業之使命與責任

森林資源包括林木、水、野生動物、遊樂等資源，台灣林業即對森林妥善經營及保育，以發揮國土保安、水源涵養等效益功能，產生各種財貨及服務，貢獻國家與社會。對於棲蘭山檜木林有人主張成立「檜木林國家公園」或「檜木國家森林公園」，筆者認為不論是成立國家公園或國家森林公園，都會額外增加人事、行政支出，徒然浪費納稅人血汗錢。台灣檜木林何其多，難道每處檜木林都要成立國家公園或國家森林公園？台灣貴重針葉五木包括檜木、台灣杉、香杉、台灣肖楠、及紅豆杉，是否每個樹種都要成立國家公園或國家森林公園？以國家公園過去成立之歷史來看，雖然其經費龐大，對於自然教育宣導方面不遺餘力，但是缺乏林業經營之專家與專業知識卻是事實，每當面臨林政、森林火災等問題時還是要靠林業人員冒死奔波現場，因此國家公園對於檜木林之真正保育並不一定有實質利益。不論是國家公園或國家森林公園，公園者公家設置供公眾遊覽之園地也，人人得自由進出。既要保育檜木林，為何又要成立國家森林公園讓大量遊客湧入，製造污染髒亂且對高山生態產生不良衝擊。良好之森林經營，自然就具有保育之功能，何需畫蛇添足。

森林是陸地生態系之主體，自然保育是森林多目標利用經營之重要工作項目之一，現在國家公園範圍內 98%以上均屬國有林地，目前正逢政府再造，為統一事權及林政一元化，在中央應成立「森林署」，將國家公園、退輔會森林保育處等林業單位納入。森林署內亦應增設研究發展單位，以加強林業應用科技之試驗研究，並將研究成果真正落實與推廣，而非只是為研究而研究，如此才能突破林業經營困境及解決實際問題，走出森林之象牙塔。

由世界環境保護潮流來看，天然林禁伐是無法抵擋之趨勢，但是天然林禁伐並不表示就要天然林禁止經營，此為兩回事不可混為一談。現行「台灣森林經營管理方案」第八條對於年伐量不超過 20 萬立方公尺、皆伐面積不得超過 5 公頃、及全面禁伐天然林之規定，

是林業自廢武功之爛法，對自然保育有害無益，應予以廢止。在永續發展之原則下，應加強品種改良與集約經營，提高人工林生產力，使人工林成為未來木材生產重心，如此可紓解天然林砍伐之壓力。以紐西蘭放射松人工林之經營與木材產銷而言，即為一成功範例。台灣之人工林蓄積量低，每公頃平均蓄積 113 立方公尺，生產潛力尚待提昇，改善之空間甚大。對於台灣人工林今後應發展多元化育林作業系統，視立地條件而採用多種疏伐、擇伐、及林下栽植，建造永續生態結構之複層林或混合林，即擬似老林分結構(old-growth-like structure)，使其呈現旺盛生長，既能提供野生動物之理想棲地，又能長期提供木材收穫與固存碳素。

良善之森林經營可以產生多重效益與功能，其中森林遊樂即重要之機能之一。過去一般人以為森林遊樂是沒有污染且會生金雞蛋之母雞，然由近幾年來森林遊樂區之發展來看並不盡然，遊樂區之污染與遊樂品質之降低問題值得我們重視。森林遊樂應以減少環境衝擊為主要導向之經營模式，在規劃上應凸顯其生態系之重要，即應走向兼具自然保育及展現人文氣息之生態旅遊(eco-tourism)為目標，才得以永續發展。目前國有林森林遊樂區推動民營化措施(BOT)頗有可議之處，蓋以國家之資源從事純營利活動，有圖利公庫之嫌。依目前公權力不彰之情形來看，將來要長期規範介入之民間財團恐甚困難。其次，森林遊樂區大部分在偏遠山區，其住宿或餐飲具有獨占或寡占之性質，若 BOT 則商人唯利是圖，遊客來此消費必然要付出較高之價格，就福利經濟而言，其「消費者剩餘」減少，總社會效益亦因此降低。再者，某些熱門森林遊樂區之遊客已人滿為患，超過其容納量，其對森林遊樂區自然資源及環境之衝擊與影響應詳加考量。另一方面，某些具生態旅遊潛力之地卻又過度限制遊客進入，有浪費國家資源之嫌。例如福山植物園，雖名為植物園，但卻與台北植物園一樣具有公園之實，現在自然保育之理由下限制每日 300 人，九人座車輛進入，且須事先提出申請，造成許多民眾之不

便。福山植物園每日 300 人之容納量是如何判定？為何不是 301 人？或 3,000 人？如果每日容納量是 3,000 人，那麼目前之 300 人限制豈非浪費國家資源？其對於總社會效益之貢獻而言亦減低。九人座車輛之限制又有何依據？十四人座車輛或中型遊覽車進入又有何妨？對生態、自然資源之衝擊又多大？有何具體之資料與數據可證實？

自然保育並不是免費的午餐，而可能是昂貴的午餐，其產生之機會成本有可能非常大，我們是否要不計成本去做保育呢？今後的台灣林業，應朝向永續林業之生態系經營，發展森林多目標利用，積極改善台灣森林的體質，以促進國土保安，增加生物多樣性，提高森林蓄積量與木材自給潛力，使森林的環境價值與經濟價值提升且達平衡。套用經濟學上之說法，就是要使林業產生的經濟價值之邊際效益等於環境價值之邊際效益。如果過度強調林業的環境價值，則其環境價值之邊際效益將漸減，使其機會成本增大，就社會整體經濟而言是一種損失。

伍、結論

楞嚴經云：末法時期，邪師說法，如恆河沙。今天有少數「賈寶玉」（假保育），意圖踐踏林業以成就其功名，誤導社會大眾。林業過去好像沒有聲音，以致任人攻擊與糟蹋。此等賈寶玉之行徑如不具醫學專業知識之蒙古大夫，既胡亂開藥，且甚至大言不慚評論現代外科手術之不當。當全世界都致力於森林永續發展之際，台灣卻仍然有人主張封存森林。

林業是大自然的工程師，大地的守護神，捍衛山河，彩繪國土。最後謹以「如法經營，節約利用，滿足有情，利益眾生」，表達筆者對森林經營之理念與期望。

從社會運動觀點看棲蘭山枯立倒木爭議

林聖崇*

壹、緒言

本文先從個人所認知的社會運動做定義，再談搶救棲蘭檜木林行動的歷程，進而以社會運動觀點看正反二方及相關參與者的表現與角色，雖然目前政策決定停止退輔會森保處的棲蘭山枯立倒木整理作業計畫，但主張伐木有理者仍力圖尋求翻案機會，因此正本清源、永絕後患之道即為成立棲蘭檜木國家公園，讓棲蘭天然林在法令的保護下，僅能供作學術研究與休憩觀光之用，而無法再假試驗保育之名，行營林採伐之實。最後籲請政府與學界應真正符合時代保育潮流，並對台灣林業政策提出若干建議。

- 一、社會運動的定義
- 二、搶救棲蘭檜木林行動的歷程
- 三、從社會運動觀點看各方參與者表現
- 四、論搶救棲蘭檜木林行動
- 五、對政府與學界的建議
- 六、期待與結語、

貳、社會運動的定義

參與社會運動十餘年來，根據觀察瞭解與經驗歸納個人所認知的社會運動係為自發性、追求公義，雖也可能夾雜一些私利，但私利愈多就不是社會運動。再者，社會運動絕非為了單一事件或為了一時，一定會有一個大方向要求改變，如要求社會方向改變、要求

* 全國搶救棲蘭山檜木林聯盟發言人之一，現任台灣綠色和平組織會長兼生態保育聯盟總召集人

人心改變、或從根本上要求法律改變或立新法，譬如過去要求廢除刑法 100 條、美麗島事件以及要求總統直選，都是社會運動，但這些比較屬於政治性的社會運動，環保性的如反杜邦、反五輕、1989 年的森林運動以及反高爾夫球等，其他如農民的 520 運動以及女權運動等。但特定團體為了自身利益的抗爭就不是社會運動，如省府員工的抗爭或是醫師與藥劑師、會計師與記帳業者的抗爭。

社會運動早期比較偏行動性，現在則少一點，但多少夾雜著要求改變的因子。早期的環境運動是政治人物藉由環保運動遂其政治目的，甚至是作為踏腳石，現在的環境運動已經脫離政治化，要求社會公平正義，多由民間團體自行發展運作。

參、棲蘭運動的歷程

1998 年底的搶救棲蘭檜木林運動可說是當時環保界的盛事，其特殊點在於與 1989 年的搶救森林運動的引爆人物為同一人——賴春標。二次均由他在山林間勘察攝影記錄，發現問題後尋求社運團體共同關心，要求改變錯誤政策。

此次社會運動係起因於賴春標發現退輔會森保處長期以來在棲蘭山區以整理枯立倒木之名，移除檜木天然林中的珍貴扁柏、紅檜，作業過程中多所疏失影響其他生立木，甚至為了培育紅檜幼苗而剷除中下層林間闊葉樹，嚴重影響天然森林生態。當此事實經由環保團體披露之後，引起頗大回響，社會大多站在環保團體這邊。

而引發運動的是一群有經驗的專業者為突破現狀之不公不義而一步一步向前推。若要問棲蘭運動的推動有無任何計畫，只能說是採取邊走邊打的策略，因為不知對方會如何出招，也不知情勢會如何發展。一方面由賴春標、陳玉峰上山勘察瞭解實地狀況，而隨著時間進展所發現的證據就愈多，另一方面為使行動讓社會大眾瞭解與支持，分別採取拜會官員、民代，召開記者會，至官署抗議、陳情等動作，引起媒體與民眾的注意，同時根據相關單位的回應與表現，

適時提出聯盟的看法。

此次運動一開始很難推出來，後來之所以推動可說是有人出招，即賴春標與陳玉峰出招，然後有人回應，回應有正面也有反面，再來就有人接招，所以運動才會愈吵溫度愈加升高。

事實上，這項搶救行動在1998年12月初的選舉前已有計畫，但因恐遭選戰新聞淹沒，無法獲得較大的社會共鳴，且會將社運資源消耗掉，而選舉過後應無大新聞干擾，因而延至選後出招。所以陳玉峰12月在媒體刊載的文章係早已完成，而在選後投稿發表。

救林聯盟在12月21日召開記者會公開揭露棲蘭伐木真相後，經由媒體的披露引起社會的注意，而12月23日農委會邀民代、記者上山爆發林豐喜發現活檜木被砍事件更將事件炒熱，雖然事後宜蘭地檢署聲稱為枯木，但無論其所發現之檜木是否為枯立倒木還是活檜木，總歸一句，我們就是反對森保處的整理作業，而且更顯出執行不當的事實，更加名不正、言不順。

個人在歷次與主伐派的言詞對抗中，採取隨時準備論戰的態度，無論是否為孤軍奮戰，仍以一擋十勇於應戰對付。

1999年4月行政院劉兆玄副院長信誓旦旦不會再有第三期計畫，森保處伐木預算亦遭大幅刪減，枯立倒木計畫至6月底劃下句點，棲蘭案到此暫告一段落，對所有支持保護棲蘭山天然林生態的人而言，稍可安慰數月來的努力，但此結果並非社運者或主伐論者所謂陰謀者的功勞，而是代表這個時代整個地球與台灣社會的保育思潮已走至此，人心思變才有目前的成果，這是世紀末全球保育必然的方向。

肆、從社運觀點看各方參與角色

從得知棲蘭伐木弊案以來，個人在長達一年多的深度參與搶救棲蘭檜木行動中接觸相關機關人員、民意代表、學者、民間團體以及媒體記者等，對於這些不同角色的參與者有不同的評價與看法，特

將個人觀察與瞭解公開陳述，以使各界明瞭。

一、學界表現

有一群學者死守著林學專業的權威，堅持己見，不肯接受新思潮，以現今保育潮流來看，只能說這些人「只是夕陽紅」，注定即將日暮西山！只能說其林學權威在此地不宜，或許在美國奧勒岡州、華盛頓州，或是加拿大、瑞典等，可以儘量砍人工林沒問題，但在山陡人稠的台灣絕對無法全然適用。根據觀察與瞭解，這些森林學者多是採「唯用論」，其理論係屬大陸型可大量生產木材的，甚至有些類似軍閥型或殖民地型，如日本來到台灣不用白不用的作法。

學者中自我反省者少，或許有但不敢勇於說出，大多不知學習新的森林保育觀念，而且不夠瞭解台灣森林的實際情況，亦無宏觀思考，即使因應當今保育風潮，亦口稱保育，但其理念與作法仍與生態保育者的保育大有出入，仍是以人為出發點，以利用為目標的「永續」經營式保育。而接受保育思潮的年輕學者，在此老舊體系內不敢勇於發出符合公義的聲音。

根據個人在台大森林系館、羅東林管處、棲蘭山莊等場合與森林系教授論戰的經驗，發現學者與森保處雙方均在推卸責任，只講對自己有利的部分。如森保處提到枯死率，被質疑數據或理論有問題就把責任推給學者；學者的檜木更新理論被質疑，或是森保處作業傷到生立木，就推卸為森保處執行上的問題，執著其理論無誤。套用賴春標的話，「如果理論無法實地實施，這個理論可以丟到垃圾桶！」所以這種理論是沒有用的。有的學者言論更令人難以接受，甚至將過去林業界「雜木無用論」種植柳杉遭批評的錯誤，反過來質疑環保團體三十年前不出來講話！怎可把責任怪到環保團體身上。此外，亦有學者以瑞典的森林木材可出口為例，但台灣地小人稠的情況可與這些地廣人稀的國家相比較嗎？更何況氣候、土地坡度等也都大不相同，偏有一些學者盡講一些不符台灣狀況的話來辯論，甚至模糊議題焦點。

二、森保處

凡明事理者均能瞭解森保處輔導榮民的階段性任務已達成，過去以林養人的政策計畫有其時代背景，現今時空、思潮已大不相同，引句吳念真談榮民經營福壽山農場時表示「當年退輔會的功業今天看來卻是環保之害」，套用在棲蘭案上則是「保育之害」！森林事業開發處雖更名為森林事業保育處，所作所為並無改變，其保育之名令人認為僅是為將近年看來刺眼的「開發」兩字去掉，改為跟隨潮流的名字，事實上換湯不換藥，心態作法不改變的話，再怎麼改名也是徒惹掩耳盜鈴、自欺欺人之譏而已！

相信每一批上棲蘭山的人都會發現，總有一堆訓練有素、堅信「伐木有理」、理念執著的森保處跟班隨身遊說，強調其「卓越」的育林保林措施，其中以黃總技師為最。面對這群人堅定的錯誤信仰，只能說雙方價值觀差異太大，很難溝通拉近差距。

在此擬強調的是，今日改變不代表否定過去，但如果能勇於否定過去則更加令人敬佩！從1998年5月接觸森保處以來，其態度與表現並無太大改變，基本上其為「固本」，如同被精省的省府，其奮戰精神值得敬佩，其表現與作為雖引人非議，但非森保處的對錯，而是政策錯了。

三、政界

在政黨與政治人物的參與部分，綠黨有較多的行動配合，民進黨亦在連署與遊行中參與，立法委員則不分黨派參與，民進黨、新黨全力支持，國民黨國改會亦為支持的力量之一，承蒙這些委員支持，方能順利刪減森保處三億多伐木歲入預算。

在預算審查期間感受到軍系立委之勢力與能耐，感覺這群仰賴軍方鐵票的委員似乎平時不太管事，主要任務就是只管維護軍方利益。森保處預算三天審查期間，數個軍系委員全日坐鎮在國防委員會，不敢稍微離開，唯恐臨時表決不在場，無法為票倉護航把關，與一些忙碌於穿梭在不同委員會發言質詢的委員大不相同。

四、民間

由保育團體發起，獲得全國各地教育、文史、社區、社福、宗

教等民間團體、學校與個人的支持，組成「全國搶救棲蘭檜木林聯盟」，而宜蘭在地團體亦組成「棲蘭檜木國家公園催生聯盟」。行動策略主要由保育團體討論研擬，並採取全方位的分工與行動。其中賴春標負責現場調查、陳玉峰從學術論點筆戰、長期培訓環境佈道師，筆者負責串聯發砲。後勤作業則包括生態保育聯盟秘書處、台北鳥會、關懷生命協會、自然生態攝影學會、主婦聯盟等，義美環保基金會甚至購買報紙版面刊登支持廣告，還有一群投書寫稿的回應者支持，最為特殊的是連宜蘭木材商業同業公會也出來反對整理枯立倒木，而各地團體更扮演傳播協助連署作業進行的角色。

社運團體要求的事全方位的教育、全方位的影響，在棲蘭運動中，救林聯盟發砲的對象包括農委會、林務局、森保處、監察院等，期間並召開多次記者會揭露真相說明，先後拜會省議員、北部六縣市首長，以及尋求立委協助拜會行政院副院長劉兆玄，並展開全國連署，可說是全方位的運動，且是跨團體、跨縣市、跨黨派的社會運動，而對方陣營僅有農委會林業處森林科、退輔會森保處以及一些森林學者，主張整理棲蘭山枯立倒木基本上是名不正、言不順，不過這群人倒是理不直，氣卻很壯！與凝聚廣大社會力的救林聯盟相比，就顯然未受到社會大眾的支持。相關參與者的角色、立場態度參見附圖，不一一詳述。

伍、論搶救棲蘭檜木林行動

此次二方對陣，我方看似多人，但欲與對方抗衡實為苦戰，尤其面對軍系立委，而且對方學者較多，所以真正可起身與之奮戰者實為少數，期望有學者勇於站在保育的一方。

社運團體為爭取支持，以及教育社會大眾，很多力量花在文宣上，森保處則死抓著對自己有利的學者理論基礎作為護身符，這是二邊在爭取民意支持上的競爭。

森保處將棲蘭視為退輔會的財產，這是錯誤的，事實上是全民

的資產，僅能算是軍方代管而已，欲經營管理方式均應接受民意考驗，若為學術研究或觀光則可永續，沒有人要看人工林，人工林沒什麼好看的！

陸、對政府與學界的建議

一、對政府的建議

1. 對森林經營、育林保林護林有功者應適當措施鼓勵獎賞，而非以錯誤的金利誘。對原住民、原墾民或一些保育山林巡山的單位，應給予獎勵。
2. 森林經營應轉型，朝向保育、休閒，甚至朝向生物多樣性的保護以及水土保持層面去做，這類作法的成本與附加價值一定比現在砍樹來得高，應精算成本，不過此處的保育與森保處所言大不相同。
3. 看待棲蘭檜木林應視為台灣的驕傲、全人類的資產，用這種態度來保護這片美林，甚至可說是國寶級的天然林，應朝設置國家公園方向規劃。

伐林為低產業，長久以來一直未做總成本的評估，而生物多樣性的保育已為世界潮流，甚至保存基因庫以及台灣林業的永續，一直未見林業界提出永續利用的計畫。事實上，台灣森林已經無經營價值，因「砍造集裝運」成本事實上比國外高很多，包括種苗、整地、除草，甚至存活率或是200年輪伐期，疏伐、整枝工錢，還有水土流失、安全、林道養護等開支的成本，無法達到繼續經營之規模經濟。

二、因此，從永續台灣森林的角度來看，建議未來台灣林業的方向：

1. 減量使用 全民減少木材使用量，降低木材需求與進口量，以保護台灣與他國的森林生態。
2. 台糖土地造林 利用台糖5,800公頃土地廣造平原林，因為高山

針葉樹吸收二氧化碳的能力絕對不會比闊葉樹好。

3. 海外造林 台灣造林成本高昂，且無法自給自足，木材絕大多數來自國外進口，高山造林經費何不轉往海外進行境外造林。近日加拿大與宏都拉斯簽訂森林保育協定，資助宏都拉斯保育熱帶雨林，而林木所吸收的 CO₂ 量，則做為抵減加拿大所排放的 CO₂ 的例子，可資借鏡。

三、對學界的建議

台灣大專院校的森林系所課程應轉型，以符合世界潮流與台灣現狀，課程應做大幅度修改，不應再以伐木為目的。目前學界對保育界提出的疑問，有一個一直未回答的是主伐派認為不處理枯立倒木，檜木族群會逐漸滅絕，但「為何歷經千萬年，棲蘭檜木林迄今仍存有數十萬株？」希望林學界儘快有人可以予以回應。

大自然的機制與變化向來以時間證明一切，尤其在 921 震災之後，原本被譽為人定勝天的中橫公路等人為建設，無法抵擋大自然的變動，不是柔腸寸斷就是化為瓦礫，我們相信過度開發利用的結果終將引起大地反撲，目前聲稱整理復育情況良好的樣版區也是一樣，奉勸伐木派切勿洋洋得意，不是不報，只是時候未到！

人想貪心跟天爭，恐怕是連門都沒有！籲請有良心的學者勿隱瞞對森林經營的新觀念。

柒、期待與結語

保育團體之所以積極行動訴求以自然回歸自然的方式保護棲蘭檜木林的原因，在於我們的保育工作應符合當代人的意願，更要保留後代子孫的機會。民間團體對政府施政提出質疑，大聲講出理想性，事實上並無提解決之道的義務，政府官員原本就應提出各種計畫與辦法。

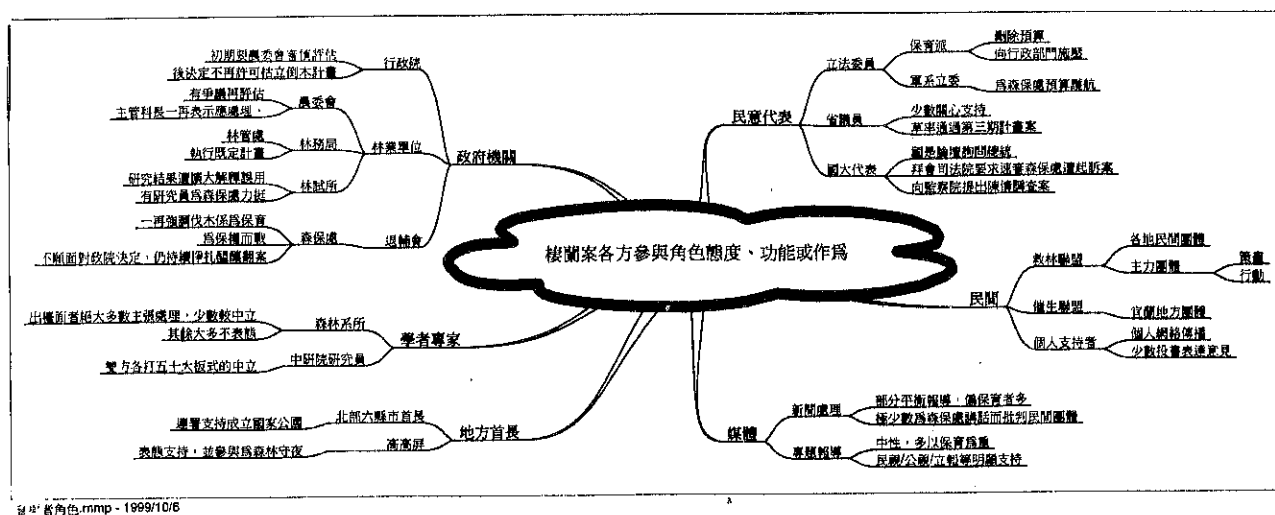
1998 年底召開的國土與水資源會議通過中央山脈保育軸的劃定，應維持森林生態系整個保護規劃，從林地分級，甚至整個組織

再造重新建討，而土地規劃屬於公共政策，人民本就有權參與。

或許有人會問，難道社會運動者要一直站在與政府抗爭的角色嗎？事實上，環保團體曾嘗試與官方合作，提出「1999 森林文化年」的概念與農委會林處處長陳溪洲談，但最後觸礁，因林業處有人認為不應該出錢讓環保團體罵政府！這次官民無法合作，基本上是錯在官方，雖然林業官僚保育觀念與作為仍有待加強，環保團體仍不排除與各級政府共同努力，一起保護我們的土地。

社會運動走至現今，係由過去每次運動所獲得的經驗與挫折累積修正而成，但不認為此次搶救棲蘭檜木林運動為最佳、最正確的模式，但大體上來說應有八十分。不同的社會運動有其不同的時空背景、參與者、對立者以及策略行動。參與環保運動不是為己，所以保育人士理直氣可更壯。

最後重申保育團體的目標是期盼在 2000 年元旦，政府能宣佈成立「棲蘭檜木國家公園籌備處」，作為千禧年的天然紀念物。而保護棲蘭自然生態已有十萬以上人民的支持，社運團體受此廣大託付，對於最後目標達成的努力將是「不達目的，絕不中止」，我們相信真理亦將愈辯愈明。～End



由棲蘭山森林生態系經營調查資料 看枯立倒木之整理

關秉宗 林世宗¹

【摘要】本文利用「棲蘭山森林生態系經營計畫」調查所得之資料，經由統計上重複取樣方法估算林分枯立木材積量與其所佔之比例，以瞭解該地區現有之枯倒木資源。本文同時利用逢機多重檢測方法比較經枯倒木整理之林分在植物種類數，歧異度及均勻度與未經整理林分之數目是否相同。結果顯示，資料調查之集水區內，檜木總材積每公頃平均約為 800 立方公尺，而其中枯倒木約佔 10%，每公頃約為 80 立方公尺。然因材積估算值之信賴區間頗寬，推論枯倒木資源在該區空間分佈上頗不均勻。以逢機多重比較法檢測得知，經枯倒木整理之林分在植物種類總數較未經整理之林分少，此種差異主要為整理過之林分其草本植物種類數較少。就歧異度而言，經整理之林分在草本層之歧異度亦較低，但在均勻度上則無區別。然因兩種林分之組成不同，是以經枯倒木整理作業之林分可能形成不同於未整理林分之植物社會，而有可能增加整體生態系之歧異度。

壹、前言

近期以來，棲蘭山枯立倒木整理作業備受社會各界關切。然無論

¹ 作者分別為台灣大學森林系副教授與宜蘭技術學院森林系教授。本文所用之資料由退輔會森林保育處及宜蘭技術學院陳子英教授提供，謹此致謝。

贊成或反對該項作業者，探討該問題時所持立論以觀念層面者居多，是以形成各說各話之局面。為求能對該項作業之利弊得失有更進一步之瞭解，本文擬以在規劃「棲蘭山森林生態系經營計畫」時調查所得之資料，進行初步之分析，並將其結果用以探討棲蘭山地區枯倒木資源究竟有多少及枯立倒木整理作業是否會減少生態之歧異度等兩項一般論者較有疑問的問題。

貳、 資料來源

本文之資料來源主要有二：一為在森保處所屬棲蘭山區第 94 林班（即 160 線）與 95 林班（170 線）所構成之集水區規劃「棲蘭山森林生態系經營計畫」時，資源調查所得之資料，另一則為執行該規劃計畫時，在 95 林班進行生態調查所得之資料。94 林班曾在 76 至 79 年度間進行枯倒木整理作業及檜木天然及人工更新與撫育作業，而 95 林班則在 75 與 79 兩年度進行該兩項作業。其中資源調查採系統取樣，每一林班有 12 個樣區，每個樣區為 0.1 公頃（ $40 \times 25 \text{ m}^2$ ），由森保處執行調查。調查對象包括樣區內胸徑在 20 公分以上之立木與枯倒木（倒木僅含林地表層倒木）；樹種則分成檜木類，其他針葉樹類（含針一與針二級樹種）與闊葉樹類等三大類。調查項目包括各類之株數，單木胸徑與材積。每一林班之樣區均包含經過枯立倒木整理與未經過整理的樣區。94 林班之調查於 87 年度執行，包含 7 個非整理樣區，而 95 林班之調查於 88 年度執行，整理與未整理樣區各半。生態調查則位在 95 林班，由宜蘭技術學院陳子英教授於 88 年度執行調查。生態調查亦採系統取樣，每一樣區為 0.1 公頃，共 16 個樣區。每一樣區又分成 10 個 $10 \times 10 \text{ m}^2$ 的小樣區。樣區內木本植物胸徑在 1 公分者均記錄其胸徑與樹種；草本植物（含地生與附生）則登記其種類並以小區為單位估算其覆蓋度。該項調查中，經整理與非整理之樣區亦各半。

本文將利用資源調查之資料估算該兩林班內，現有之檜木與其枯倒木量與比例，而用生態調查所得之各樣區植物種類數（species number），歧異度及均勻度初步探討枯倒木作業對林分歧異度之影響。

參、 分析方法

因兩項調查之樣區數目均屬有限，本文乃利用統計上重複取樣（Bootstrapping）與逢機檢測（Randomization test）等兩種方法進行估算與檢測，該兩種方法均為利用有限之樣本求取大樣本特性的方法。本文所用之重複取樣為平衡重複取樣（balanced bootstrap; Efron and Tibshirani, 1993, p. 348），並以偏差校正及加速（bias-corrected and accelerated, BC_a ; Efron and Tibshirani, 1993, p. 184）法，求取各項材積估算值之 95%信賴區間。本文將估算下列各項每公頃材積值及其 95%信賴區間：總林木材積（含檜木枯倒木）；檜木總材積（含枯倒木）及其在總材積中所佔之比例；枯倒木材積與其佔檜木材積之比例。上述之材積值將分成兩林班合計；各林班別；整理區；非整理區；各林班整理區與非整理區等六類別估算。各類別估算時為獨立估算，而類別內則使用相同之樣本估算各材積值與其信賴區間。每一類別內估算之重複取樣其樣本數為 10,000 個樣本。

逢機檢測則用以比較生態調查中兩類樣區在植物種類數，歧異度上與均勻度上是否有差異。其中植物種類數將分成總種類數，草本種類數及木本種類數等 3 類進行比較，而歧異度（Shannon-Wiener 指數）與均勻度則分成草本層與木本層等兩層探討。所用之檢測法包括逢機排列（Random permutation）與重複取樣等兩種多重均數比較法（Multiple mean test; Manly, 1997）。所用之樣本重複數為 20,000，而所用之軟體為 SAS PROC MULTTEST (SAS, 1997)。

肆、 結果與討論

表 1 為利用重複取樣估算林分各種材積與其估算值信賴區間之結果。由表 1 可知，該兩林班內之檜木資源相當豐富，以現有的資料推估，每公頃平均檜木蓄積量（含枯倒木材積）當在 800 立方公尺左右，而在 95 林班部分林地，平均每公頃檜木蓄積量應高達 1,100 立方公尺。整體而言，該兩林班檜木所佔之比例平均約在 70%，若依第三次台灣森林資源調查之林型定義，該集水區應屬檜木林型。

表 2 為估算之檜木枯倒木材積及其比例。推估結果顯示，每公頃枯倒木材積平均約在 80 立方公尺，而所佔之比例約在 10%。在未經枯倒木整理之林分內，枯倒木平均每公頃材積約在 100 立方公尺，所佔之比例約為 12%。在部分地區，枯倒木材積平均可達 200 立方公尺，所佔之比例達 20% 以上。整體而言，經整理林分之枯倒木材積比約在 7%。而調查資料顯示，就株數比例而言，枯倒木所佔之比例甚低，然其材積比例卻相當高，由此可得知，枯倒木以大徑木居多。值得注意的是在 95 林班整理區中，仍有相當之枯倒木材積，而其所佔之比例亦不低。然因調查項目並未包含枯倒木材積年增率之調查，是以無法得知該地點偏高之枯倒木材積是否與整理作業有關，或是與該林班之立地環境有關。未來在評估枯倒木作業之時，應設法調查與估算整理區與非整理區在枯倒木年增率上是否不同。

由所推估出之各項材積估算與所佔比例之信賴區間看來，該集水區內林分變異頗大，特別是各項枯倒木材積估算之信賴區間其上下限相差達 3 至 5 倍，更有高達數十倍者（94 林班）。此種估算上之變異固然與小樣本有關，而更有可能是枯倒木在集水區內之空間分佈相當地不均勻。是以未來在評估該項整理作業之時，調查應採分層取樣之方式進行，方有可能得到較佳之資料。另一可行之取樣方法，則為逐步取樣法（Sequential Sampling）。美國西北部在調查棲息地枯立木資源時，便採此一方法（Bate et al. 1999）。

表1 重複取樣所得之林分各類別材積估算及其95%信賴區間，重複取樣樣本數為10,000，
檜木總材積包含枯倒木材積

估 算 樣 區 來 源	材 積 類 別	均 數	信賴區間	信賴區間
		(m ³ /ha)	下界 (m ³ /ha)	上界 (m ³ /ha)
全部樣區 (n = 24)	檜 木 總 材 積	836.98	620.88	1180.98
	林 分 總 材 積	1106.62	885.62	1420.96
	檜 木 材 積 比	69.12%	57.20%	78.00%
非整理 樣區 (n = 13)	檜 木 總 材 積	801.82	519.00	1333.79
	林 分 總 材 積	1089.75	821.30	1612.83
	檜 木 材 積 比	62.97%	47.10%	76.00%
整理樣區 (n = 11)	檜 木 總 材 積	878.54	577.15	1384.95
	林 分 總 材 積	1126.55	798.42	1520.01
	檜 木 材 積 比	71.25%	52.60%	83%
94 林班 樣區 (n = 12)	檜 木 總 材 積	739.88	447.69	1261.96
	林 分 總 材 積	924.48	636.22	1387.49
	檜 木 材 積 比	71.25%	52.60%	83.00%
95 林班 樣區 (n = 12)	檜 木 總 材 積	934.08	642.78	1460.93
	林 分 總 材 積	1288.76	1048.20	1804.53
	檜 木 材 積 比	66.99%	51.00%	78.00%
94 林班非 整理樣區 (n = 7)	檜 木 總 材 積	544.66	311.44	795.77
	林 分 總 材 積	827.66	522.69	1023.31
	檜 木 材 積 比	58.06	34.70	74.00
94 林班 整理樣區 (n = 5)	檜 木 總 材 積	1013.20	357.26	1953.36
	林 分 總 材 積	1060.02	440.54	1986.62
	檜 木 材 積 比	89.73%	81.60%	98.00%
95 林班非 整理樣區 (n = 6)	檜 木 總 材 積	1101.85	539.62	2005.48
	林 分 總 材 積	1395.52	899.78	2278.20
	檜 木 材 積 比	68.71%	46.10%	86.00%
95 林班 整理樣區 (n = 6)	檜 木 總 材 積	766.32	472.00	945.68
	林 分 總 材 積	1182.00	1019.47	1283.25
	檜 木 材 積 比	65.27%	38.00%	78.00%

表3 為利用兩種逢機多重檢測比較整理區與非整理區植物種類數目是否相同所得之結果。基本上，經枯倒木整理過之樣區在總植物種類數上較未經整理過之樣區其種類數少，且在統計上該項差異顯著。

此種差異主要乃因經枯倒木整理之林分，其草本種類數較少，但在統計上兩種林分在草本種類數之差異並不顯著。表4 為比較該兩種林分在歧異度與均勻度之結果。經整理過之林分除在草本層之歧異度顯著地較低外，其餘與未經整理之林分，並無顯著之不同。兩種林分在草

表 2 重複取樣所估算之各類別枯倒木材積與其 95%信賴區間，重複取樣樣本數為 10,000

估算樣區 來源	材 積 類 別	均 數 (m ³ /ha)	信賴區間 下界 (m ³ /ha)	信賴區間 上界 (m ³ /ha)
全部樣區 (n = 24)	枯 倒 木 材 積	77.07	42.19	143.23
	檜 木 總 材 積	836.98	620.88	1180.98
	枯 倒 木 材 積 比	9.99%	5.30%	18.00%
非整理 樣區 (n = 13)	枯 倒 木 材 積	106.68	46.55	213.17
	檜 木 總 材 積	801.82	519.00	1333.79
	枯 倒 木 材 積 比	12.43%	5.19%	24.43%
整理樣區 (n = 11)	枯 倒 木 材 積	42.07	16.41	78.45
	檜 木 總 材 積	878.54	577.15	1384.95
	枯 倒 木 材 積 比	7.12%	2.32%	19.04%
94 林班 樣區 (n = 12)	枯 倒 木 材 積	17.53	5.23	38.63
	檜 木 總 材 積	739.88	447.69	1261.96
	枯 倒 木 材 積 比	2.12%	0.70%	6.00%
95 林班 樣區 (n = 12)	枯 倒 木 材 積	136.61	72.83	233.85
	檜 木 總 材 積	934.08	642.78	1460.93
	枯 倒 木 材 積 比	17.87%	9.10%	29.00%
94 林班非 整理樣區 (n = 7)	枯 倒 木 材 積	21.09	1.47	50.01
	檜 木 總 材 積	544.66	311.44	795.77
	枯 倒 木 材 積 比	3.27%	0.80%	8.50%
94 林班 整理樣區 (n = 5)	枯 倒 木 材 積	12.54	0.00	50.16
	檜 木 總 材 積	1013.20	357.26	1953.36
	枯 倒 木 材 積 比	0.50%	0.00%	1.99%
95 林班非 整理樣區 (n = 6)	枯 倒 木 材 積	206.53	87.20	341.43
	檜 木 總 材 積	1101.85	539.62	2005.48
	枯 倒 木 材 積 比	23.11%	8.53%	38.73%
95 林班 整理樣區 (n = 6)	枯 倒 木 材 積	66.68	25.50	113.73
	檜 木 總 材 積	766.32	472.00	945.68
	枯 倒 木 材 積 比	12.63%	4.59%	27.60%

本層之差異固然與枯倒木整理作業可能有關，但亦有可能與整理作業後之更新撫育作業（特別是除草）有關。

值得注意的是兩種林分在植物組成上亦有不同。陳子英教授依樣區植物組成與各種植物之重要值（Importance Value）將 16 個樣區分

成兩大類型（各含 8 個樣區），即未經干擾之天然林與經過枯倒木作業之林分，亦即經枯倒木整理之林地為一種不同於未干擾林地之植物社會。究其因乃因該項作業改變了立地之微環境（如光亮度的改變），而倒木之移除亦使植物有萌芽之機會（如台灣 樹）。是以該項作業有可能增加整體生態系之歧異度。

表 3 逢機多重比較檢測整理區與非整理區植物種類數目之結果，逢機排列與重複取樣之樣本數均為 20,000

	非整理區 均數 (n = 8)	整理區 均數 (n = 8)	逢機排列 檢測 p 值	重複取樣 檢測 p 值
總植物種類	78.9	64.5	0.037	0.044
草本植物 種類	41.6	34.4	0.214	0.206
木本植物 種類	34.3	30.1	0.576	0.534

表 4 逢機多重比較檢測整理區與非整理區植物歧異度與均勻度之結果，逢機排列與重複取樣之樣本數均為 20,000

		非整理區 均數 (n = 8)	整理區 均數 (n = 8)	逢機排列 檢測 p 值	重複取樣 檢測 p 值
Shannon- Wiener 歧異度	木本層	1.409	1.323	0.663	0.668
	草本層	1.641	1.433	0.003	0.003
均勻度	木本層	0.932	0.898	0.935	0.934
	草本層	1.020	0.940	0.121	0.129

伍、 結論

本文以在規劃「棲蘭山森林生態系經營計畫」時所得之資源調查資料為主，估算在該區內枯倒木之材積量及其所佔之比例。結果顯示，平均而言該區枯倒木之比例約為 10%，然於某些林分中，有可能達到 20% 或更高。枯倒木材積與其所佔比例在空間上之變異頗大，有可能與立地條件之差異有關（如衝風或背風處）。是以在未來進行枯倒木移除作業評估之時，該種空間變異應與特別之考量。

由植物種類數之比較發現，經枯倒木整理作業之林地，其草本植物種類較少，歧異度亦較低，可能為其後之更新撫育作業所導致。然因整理區與未經整理區之植物組成不盡相同，是以枯倒木移除作業有可能增加整體生態系之歧異度。

陸、 參考文獻

- Bate, L. J., E. O. Garton, and M. J. Wisdom. 1999. Estimating snags and large tree densities and distributions on a landscape for wildlife management. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-425. USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. 76 p.
- Efron, B. and R. J. Tibshirani. 1993. *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman & Hall, New York, NY. 436 p.
- Manly, B. F. J. 1997. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. Chapman & Hall, New York, NY. 399 pp.
- SAS Institute Inc. 1997. *SAS/STAT® Software: Changes and Enhancements through Release 6.12*. Cary, NC. 1167 p.

檜木林天然更新與枯立倒木處理議題

陳玉峰*

壹、引言

枯立倒木該不該處理可以是森林經營管理的議題，也可以是生態保育的議題，棲蘭山區檜木林的枯立倒木要否處理，又牽涉台灣到底還剩下多少檜木林，該不該將全國、全球殘存唯一最大片的扁柏林，以枯立倒木名義，處理為人工林、生產林等，則另涉及全國林地分類的問題。

棲蘭檜木林的枯立倒木處理，在學理上最主要的依據即：檜木林無法天然更新，若不加以人工處理，檜木林會滅絕；第二大理由即棲蘭檜木林枯死、不健全木比率高達 39%。

本文駁斥此兩大依據，提出檜木林天然更新的實證理論，另討論農委會的台灣林業政策，最後說明天然林的意義、檜木天然林的價值與意義，同時揭發自然平權宣言。

貳、檜木林天然更新回溯

百年檜木研究史關於檜木林天然更新議題，在 1961~1963 年間出現「檜木林更新困難、趨向滅絕，必須予以人為經營」、「檜木林皆為過熟林、老齡林，必須砍伐且人為更新」的迷思，且在 1989 年以迄於今再度興起，為伐木有理背書，其可能性大誤謬的根源出在極相理論與伐木派的偽科學相結合，同時，故意將紅檜與扁柏混為一談的模糊化策略所導致。在此特以歷史發展脈絡剖析之（陳玉峰，1999b）。

台灣植物生態或植群的早期研究，大抵為植物種鑑定、登錄、植物地理分析，以及植被帶的分類等等，較少涉及演替與更新，但附帶記錄或一時感想亦可零星見及。最早且唯一提及台灣檜木枯倒木掉入溪谷、阻礙水流的人係 1896 年底，本多靜六在陳有蘭溪的記錄（陳玉峰，1997b）；敘述倒木妨礙檜木更新者，或為英人 Price，於 1912 年的描述：「雖然我們小心尋覓，但從未發現幼苗，可能係多倒木阻礙天然更新」，然而，Price 亦說明倒木上長出二、三百歲的二代木（陳玉峰，1995；130 頁），整體而言，似乎沒有日本學者提出檜木滅絕說，此一問題很可能係由西方單一極相理論（monoclimax）的偏見，所導引出的盲點。

隨著林業經營遂有伐採跡地的育林或更新問題，而日本人在 1940 年代之前皆採取皆伐及人工造林，直到松浦作治郎（1942）首開精密的天然更新研究，探討扁柏及紅檜的幼苗或稚樹，之與環境因子之相關。包括松浦氏之前的日本學者大抵皆認為檜木的更新並無問題，例如金平亮三（1936）等。而松浦氏研究的結論指出，

*靜宜大學教授；台灣生態研究中心負責人

裸露地上之紅檜與扁柏的苗木存活量，與坡向、坡度、上層植物無關，也就是說，可萌發且渡過第一年的檜木苗大抵皆得成長；森林內若有林下草阿里山赤車使者，很可能不利於苗木，但砍伐檜木地區，若存有阿里山赤車使者反而對檜木苗有利，由是而吾人可推論，在光度足夠處，阿里山赤車使者之保濕有利苗木。松浦氏歸結環境因子中有利於扁柏苗者，特別是土壤中 K_2O 的含量要大，最低氣溫要高，伐木跡地仍以 K_2O 為多者佳；對紅檜苗木有利者，以最低氣溫、日射量高為顯著。其餘細論詳見陳玉峰（1998）。

林渭訪、薛承健（1950）之整理日治時代資料後，敘述紅檜種子在林緣或裸露地易於發芽及天然更新，但在扁柏及紅檜混生的林分中，若遇破空，則紅檜比扁柏易於更新，因而說扁柏正被紅檜排擠，但筆者認為此敘述尚待進一步檢驗；而林渭訪、林維治、呂枝爐（1958）雖係以紅檜人為發芽後苗木為觀察試驗，顯示其幼苗以 64% 光度為佳，夥同其他因子之討論，仍可推論紅檜的自然更新並無問題。

1960 年代初期開始出現「檜木林天然更新困難」的弔詭。柳樞、葛錦昭、楊炳炎（1961）敘述「扁柏林下常見幼苗發生，多生於倒木或土壤暴露之處」，而紅檜「林下罕見幼苗發生」，但又說紅檜林型可能由針葉樹混交林或針闊葉混交林演變而來，而此「紅檜林已達極群社會」，至於扁柏林屬於「安定集團植生」，已達其植生之「極群社會」，其後卻說「宜屬次生林」，筆者前此評述為概念混淆不清。

章樂民（1961）依據大元山每木調查的數據及觀察，認為紅檜、扁柏及鐵杉的苗木多發生於崩塌地、路邊、溪畔、向陽地、枯倒木上，母樹林下少見，推論此等針葉樹苗需要高光照，而林內日照不足且玉山箭竹妨礙種子著土，故針葉樹天然更新情況不佳，從而提出檜木林「恐將自行消滅」、「終將為闊葉林所取代」，且章樂民（1963）立論如出一轍。

事實上依據其樣區胸徑數據，28 株扁柏從 20 公分至 140 公分胸徑大抵呈現均勻出現，除了 80 公分級 5 株為最多之外，每格 10 公分徑級通通存有，也就是說，老、中、青、少全面存在；紅檜 17 株亦略似，除了 80 公分徑級 8 株為例外之外，從 30 公分至 140 公分凡存在的徑級都是一株。奇怪的是，章氏之推論更新不佳，且說成恐將消滅，或許係因為受了極相族群年齡結構反 J 型的誤導所致。此文似乎是往後全面性誤判的始作俑者？！

柳樞、章樂民（1962）對鹿場大山檜木林更新或穩定性問題，仍然處於混淆狀態，但說紅檜幼樹甚多且生長良好。

同一年則由李順卿（Lee, 1962）發表了武斷的宣判，直接「確定」「台灣檜木正在消滅中」，且「研究」重點之一說是要探討「為何台灣檜木正在消滅中？」，其推論因素大致同於章樂民（1961），但李氏則全面宣稱由全台針葉樹的年齡結構比例分布，「證實此一滅絕趨勢」，因而主張「人工造林才能確保檜木免於滅絕」，檜木林為「過熟林」，應予「代除之」，於是，國府治台之後，有史以來，總結終結檜木林的「伐木有理」論正式掛牌運作。

章樂民（1963）再度申述檜木林不能保持，林相終將變遷，且紅檜因受闊葉樹與扁柏排擠，「首遭淘汰」，扁柏最後仍將遭淘汰。與林渭訪、薛承健（1950）的「紅檜排擠扁柏」正好對沖。

1960 年代 10 年間，平均年伐原木 100 萬立方公尺以上（陳龍馨，1975），且及至 1980 年代末，國家伐木收入的七成以上仍然仰賴檜木（任憶安，1981a；b），而 1977 年航測認定檜木林面積存有 76,565 公頃，1990 年代（林務局，1995）的報告則剩下 48,000 公頃，然而，此等面積估算存有諸多疑問。基本上，我們可宣稱，台灣檜木林大肆砍伐的 30 年間，在政策及學理的依據方面，正是這套「老齡林，過熟林正在消滅，應予代除，且人工造林才能確保檜木免於滅絕」的偽論，而陳玉峰（1998）評其為：「忽略長期演化背景的思考，觀察有限、研究不足、引證錯誤、偏頗推論、武斷結論、抹殺日治時代以降的研究成果，加上唯用主義、政經掛帥等，所創造出的假學理、真伐木迷思」，奇怪的是為何始終無人質疑？也就是說，將近 40 年來的植物學、生態學界近乎無人懷疑？事實不然，例如言及「天然更新並不困難」的洪良斌（1971a），但洪文係指東台灣木瓜山的代木跡地；更如同年代的柳樞，只不過不直指謬論的錯誤罷了。

柳樞（1971a）認為扁柏單叢（consociation）可由松林演替而來，亦可由陰坡的玉山箭竹直接形成，更可由林下更新而來，因其肯定老林中常見幼樹發生，且第二層樹冠中亦常有扁柏存在；關於紅檜單叢，柳氏則謂裸地「亦可直接形成紅檜林，且紅檜老林之內，常有大小不等幼樹，亦即仍然肯定紅檜林可進行更新。隨後，柳樞（1975）進一步指稱扁柏林的灌木型之更新數量，為玉山箭竹型的 3~5 倍，幼樹多見於林冠破空處，24 個樣區的幼樹 219 株，其 20% 出現在破空正下方，54% 出現在正破空投影以外 3 公尺範圍內，23% 出現於 3~6 公尺以內，5% 出現於 7 公尺以外的地區；至於紅檜林之更新傾向開闊裸地，林內更新集中於破空正下方 1 公尺以內範圍。總結檜木林更新，亦即檜木「之所以保存與延續，無疑乃由於過去之火災及崩山所致」。

林則桐、邱文良（1990）則針對鴛鴦湖扁柏林的年齡結構，下違反 J 型的數據，顯示天然更新良好，可長期適存，為極相社會。陳玉峰（1995;1998）則直接肯定紅檜林之更新，與台灣河川向源侵蝕息息相關。

然而，「檜木林一定要經營，否則會滅絕」的偽論何以在 1990 年代再度借屍還魂？這必須從退輔會轄下棲蘭山區枯立倒木作業追溯起。

在劇烈砍伐檜木的 1970 年代，舉國林業界一片皆伐作業，對保安林的處理必須較為審慎，因而洪良斌（1975）以石門水庫上游的檜木保安林作經營的試驗。其緒言強調集水區森林以水土保持為主功能，木材收穫為次要，但自林業觀點，所謂逾齡木不運出利用殊為可惜，在魚與熊掌都欲兼得的期待下，認為以 30~40% 斷面積的中度擇伐為佳。以當年情勢，吾人可推測洪氏立意用心良苦。

洪氏在林況介紹中敘述該扁柏純林老齡木約達 2,000 年，幼木則不及 5 年生，林地上常有枯立木、倒木，但「老熟林在枯立及風倒後，其空隙地常有幼小檜木繼起生長。故其胸徑之組成，可分為小徑木、中徑木、大徑木及老齡木等四級，形成鬱閉良好的多階式之林冠層。惟因林下遍生箭竹及灌木，濃密覆蓋林地，此對於保持土壤，涵養水源非常有功效，但每年由母樹落下之種子，大部分因下方接不到土壤層，上方見不到陽光，致無法獲得發芽生長之機會，致使母樹時常結實天然下種，但林地上檜木類之小苗出現之株樹不夠多。因其在自生自滅狀態下生長，故所呈現者係屬一典型之原始森林林相」。這段話當然表示更新健全、層次完整、生生不息

的扁柏林。

洪氏試驗的太平山事業區 193 及 7 林班，其註明為今之大溪事業區 94 林班 1 小班（170 林道 0.5K 處）及 52 林班 4 小班（120 林道）；其於 1972 年進行測量、清除玉山箭竹及地被，讓檜木苗可以生長。其每木調查係針對所有胸徑 10 公分以上之檜木，94 林班取約 4 公頃，52 林班亦然。94 林班共約 4.08 公頃的樣區內，扣除倒木、枯缺木以後，計有 13~166 公分的檜木 945 株，560 株樹高的範圍介於 6~35 公尺之間，945 株的材積從最小株之 0.05 立方公尺，至最大的 33 立方公尺；52 林班共約 3.6 公頃的樣區內，胸徑從 10~136 公分的立木共 705 株，材積則從 0.5~22 立方公尺。量樹高的 376 株介於 6~36 公尺之間。其做砍伐的 4 區分別為中度擇伐、弱度擇伐、強擇伐及對照區，分別列出擇伐前之健全木、不健全木、倒木、全木各不同株數的平均胸徑，並據之而做出胸徑組級分布圖，顯示該兩林班的胸徑（反映年齡）結構約在 45 公分及 35 公分呈現最高峰，往大樹略呈反 J 型的恆存結構。

由試區表得知健全木占最大部分，胸徑平均在 42.9~66.8 公分，大多數在 55~60 公分之間。而不健全木的株數較少，胸徑平均值在 56.2~77.3 公分之間，也就是自然老化林木，最少的是倒木。倒木包括大徑老木及被壓倒的健全木。

依據洪文等 10 及 11 表，94 林班 8 個樣區中擇伐前合計健全木 1,311 株、不健全及枯立木 309 株、倒木 247 株，總計 1,867 株，則不健全木、枯立木及倒木合計佔全林之 29.8%；52 林班之 8 樣區合計健全木 816 株、不健全及枯立木 304 株、倒木 450 株，總計 1,570 株，則不健全木、枯立木及倒木合計佔全林之 48.0%。洪氏推測 52 林班倒木較多的原因為立地坡度大、土層淺薄，遇暴風易傾倒。

洪氏舉大雪山、八仙山、太平山、大元山、棲蘭山、鹿場大山、巒大山、木瓜山、林田山等等大面積皆伐區，人工造林難以成林，漸變為荒山，長此以往，不但原本良好之檜木林生育地無法生產，且水土沖刷及崩山將日益加劇。因而洪氏倡導擇伐用以替代皆伐，對退輔會之皆伐建議避免；洪氏研究重點擺在擇伐總體利益大於皆伐的一時木材利益；洪文最後結論第一項即明確指出該檜木林最大多數檜木係屬幼、壯兩徑級林林，夥同全文敘述，從未說出該檜木已居老齡狀態且繼續衰退，或林相將日趨劣化。

洪氏在本研究各表格所列出的擇伐前、擇伐後的數據，事實上只是預定砍伐而非真正砍伐，因為這篇報告在 1975 年 7 月 13 日送達「中華農學會報」編輯部，而 1974 年製成擇伐明細表，報給退輔會森林開發處編入年度伐木預定案，1975 年夏開始伐採 52 林班，1976 年春運搬完畢。但洪氏前往調查現場作業卻發現比前預定擇伐的數量被多砍掉了 99 株，「致林冠層過量破壞，林地暴露，該處坡度甚大，且近衝風地帶，恐所留存立木遭風害，仍依計畫開始實施擇伐跡地天然更新之整地實驗。至 64 年（1975）初夏，天然更新之幼苗如期開始發生，當年 8 月初旬遭遇畢莉颱風襲擊時，留存立木果然大多被風吹倒，以致此地區之擇伐實驗林，遭受破壞，遂予放棄」（洪良斌，1984）。

洪良斌（1984）發表在中華林學季刊 17 卷 4 期的文章，才是上述 1975 年的結果，（承上述）而 94 林班擇伐木，則於 1976 年秋砍伐，1977 年 4 月運完，「因監督嚴格」留存木始得保留，「由此兩次擇伐作業經驗，可知擇伐時之現場伐木、集

材等工作，監督工作必須嚴格，伐木技術要優良，對於各試區之留存木，絕不可任意多伐或損害，否則因擇伐過多，留存木之林冠層過度稀疏，如遇颱風季節中暴風雨襲擊即發生傾倒，試驗工作常遭失敗」。

試問當年比報准砍伐量多砍了 99 株，且留存立木大部分被颱風吹倒的不幸事件，退輔會、林務局、農委會做了何等處理或檢討？但退輔會的黃進和（1997，第 3 頁第 4~5 行）卻宣稱「本處林區經營概係依據.....規定施行，一切作業遵照各林業相關法令辦理，從無例外」，更且在隨後之引述洪文，完全略掉此等弊病，更諷刺的是，民國 85 年陳仁智檢察官（87.12.14 中時）敘述其盜砍生立木，且 1,314 株砍下的檜木，竟然 94%未蓋每木調查印，跡地檢查林班中，亦高達 76%未蓋印。又如挖根株、看樣板區、球員兼裁判等林林總總的弊端，都是退輔會口中的「保育、從無砍生立木、農委會及學術界肯定、公開透明、絕無例外.....」。

洪氏（1984）比較研究後之結論與建議如下：（完全照錄）

1. 本省北部高山林區之石門水庫上游之天然生檜木保安林，其在自生自滅之狀態下，林中各徑級立木生長均其緩慢，但經過林相改良式擇伐後 5 年之生長成果觀之，發現確較對照區為優良。
2. 根據在此天然生檜木林中所設之對照區（兼作為永久樣區），就其最近 5 年來之調查資料觀察，知並無發現新增加之枯立木及風倒木等株數。再測定其原有之少數風倒木及枯立木之腐損情形，因其材質緻密堅實關係，表示無若何變化。因此可知天然生檜木林中，其生長量雖甚緩慢，但其有瑕疵的老齡木之枯損亦甚緩慢。故若無其他因子如火災所破壞，則其優美檜木林景觀，永久不會劣變毀滅。
3. 欲在天然生檜木林實施擇伐作業，必須注意兩項：即擇伐數量與擇伐對象。經試驗結果，知其容許擇伐數量，依林分蓄積量之高低而有區別。一般言之，在上等、中等及下等之林分，其可容許之斷面積擇伐量，分別為 30%~40%、25%~30%及 20%~25%。其次，擇伐對象：限於老齡木、瑕疵木、枯立木及風倒木，及少數被擁擠之健全木等。至於林相健全之幼、壯檜木，應絕對保留，否則擇伐過強，留存木容易風倒與枯死。
4. 在進行選出擇伐木之前，應先在作業區內勘定數條地位最適當之集材線路，然後就集材線路上調查其所有之立木，並作伐木“*”記號。其不足之數，再在伐採區內就不健全之老齡木、瑕疵木、枯立木、風倒木及立木間之互相擁擠的健木選補，至達所需要之數量為止。
5. 擇伐木之砍伐、造材及集材等工作應儘量趁在冬季，最遲延至次年早春搬出完畢。因為伐木跡地上阻礙天然更新之地被植物受到打傷及踐踏後，傷亡過半。此時實施水平帶狀之集約整地工作，可收事半功倍之效。
6. 採用擇伐作業費用，經本研究之分析結果，知比用皆伐作業約多費 1 倍強之伐木、集材之工資。然因擇伐作業僅將林中之老齡木、瑕疵木、枯立木、風倒木以及少數過度擁擠之健全林木，施以擇伐搬出標售。而留存所有優良健全之幼齡壯齡林木，使其在更適當的空間，獲得更優良之生長。其伐採跡地亦由所留存之母樹獲得天然更新幼林。並可配合實施林下造林（用紅檜苗木），在集約之撫育管理下，其生長量必較為快速良好。故因實施擇

伐作業所增加之費用，可以由以後之水土保持、檜木增產、及節省造林和撫育等費用及間接受益之抵補而有餘。

7. 總之，如將本保安林區現存之天然生檜木林，依地形劃分為數個作業區，再將每個作業區，規劃為四十個擇伐區（每伐區面積約 6.0ha.），並規定其輪伐期為 160 年，擇伐回歸年為 40 年，每年有計畫施以林相改良式的擇伐作業經營。即每個作業區每年擇伐其一區，經過 40 年之擇伐回歸年，可再回到原先之擇伐林區再進行擇伐改良。周而復始，則整個檜木林可生生不息。倘能如此保育與利用，則本區之檜木林即為恆續作業之經營。擴而充之，本省所有高山林區現存之檜木林，如能均用此法集約經營，亦可經常保持良好之鬱閉。是則高山陡坡永不暴露，從而全省達到國土保安、檜木木材增產、水源涵養、森林遊樂、野生動物保護等多目標利用之經營效果。

在洪文發表之前，1983 及 1984 年度退輔會森開處依據「台灣區國有林產物處分規則」第 31 條第 1 項第 7 款規定，以「災害木」為由，開始整理枯倒木，且 1986 年度起，繼續執行第一期 7 年整理計畫，每年處理立木材積 5,500 立方公尺。而 1987 年開始，民間森林運動始漸萌芽，1989 年走上街頭，揭開台灣保育史上第一波森林運動，該年七月，林務局由事業機構改制為公務預算，一掃伐木營林的開發舊慣。

是以洪氏前後研究、主張或建議時期，正處於保育呼聲完全闕如的大開發末期，今人可以理解洪氏的正面立意，可謂伐木時代的良心檢討，力主以擇伐代替皆伐，其報告中從未提及檜木林會消滅，相反的，肯定檜木天然更新健全，只不過林下苗木不多見，在 1984 年這篇報告更直接強調天然檜木林生長量及枯損雖緩慢，若無火災等大災變，優美檜木林景觀永久不會劣變毀滅，且其觀察的 94 林班，不施人工干擾的永久樣區，5 年來沒有任何新增枯立木或風倒木（結論第二點）。台灣林業史上，筆者在此肯定洪氏不愧為良知風範。

令人不解的是，洪氏研究的後繼者卻出現蛻變，「檜木林無法更新的毀滅說」借屍還魂，枯立倒木整理的「依據」卻移花接木，以洪氏報告為源頭。

羅卓振南、鍾旭和、邱志明、周朝富、羅新興(1989)發表「天然檜木林擇伐更新之研究」，依據洪氏的樣區，對整地處理 12 年的探討，顯示集約中耕整地、掘除雜草根節者，稚樹的產生量最多，但擇伐度之強弱與下種稚樹之多寡無關。其強調單株擇伐作業必須具備豐富經驗與熟練技術；為避免保留木發生嚴重風倒或枯死，應避免極強度擇伐，集材作業必須採架空線集材，陡峻地形則避免實施。

羅卓氏等在其文緒言中敘述：「據洪良斌(1975)調查結果，其風倒、枯死、及不健全之缺頂或腔腐木約佔蓄積量之 39%。林冠多呈破裂，致灌木及雜草等地表植物繁茂，妨礙下種更新。因此，此檜木林相已居於老齡狀態且繼續呈衰退及林地未能有效下種更新之趨勢。如繼續任其自然發育，優良的檜木林相，勢將日趨劣化。為促進林相的更新以恢復健壯，保安林內之檜木林，確實需要實施擇伐更新及撫育，以達到經濟效益及國土保安之雙層經營目的」。

這段話先引據洪良斌(1975)一文，說蓄積量 39%的檜木是枯立倒木、不健全木，但筆者審視洪文並未直說 39%數據，因而多番計算與電詢有關人員之後，認定其可能係由洪文(1975)表 10 及 11，前述 94 班 1,867 株中，不健全木、枯立木及倒木所佔 29.8%比例，以及被多砍掉 99 株(筆者懷疑這 99 數字是否有弔詭)之 52 林班

之超高比例 48%，兩者相加除以 2 而得出者，若要在小細節上挑剔，則除以 2 也是有毛病的。

羅卓氏等這段話，在郭寶章(1991)第 40 頁倒數第 13 行至倒數第 4 行重抄了一次，也說是「據洪良斌(1975)」；黃進和(1997)說是依據林試所調查，枯死木及風倒木佔林區林木蓄積量之 24%，連同缺頂木則高達 39 %；退輔會森林保育處與宜蘭農工專校(1998)「棲蘭山林區天然檜木林生態系經營示範計畫八十七年度執行進度報告」開宗明義也說：「棲蘭山大溪事業區乙作業級面積約一萬二千公頃，其中針一級蓄積量過 3 百萬立方公尺，據林試所調查風倒、枯死及不健全之缺頂或腔腐林木約蓄積量 39%，林冠多呈破裂，林下雜草、灌木及箭竹叢生，幾無次生林發生，此一地區之檜木林逐漸衰退老化。因此為恢復健壯林相，適度之人為干擾以促進更新，並進而厚植森林資源和發揮其生態保育功能勢所必需」。

從文獻及多方口頭查訪，似乎自從羅卓氏等(1989)這段緒言以降，39%枯立倒木、不健全木比率，以及老齡林正衰退、劣化，必須施以人工干預(擇伐等)之「學理」遂不斷被渲染。然而，洪良斌(1975；1984)明明認定檜木林可長存，卻被後來者栽指至此，實乃學界不幸。而 94 與 52 林班的數據被過度泛指成棲蘭檜木林的枯死率，如此的結局容或只是若干研究者的無心之失？有誤導？我們不得而知，但主事單位的強力宣傳難辭其咎！然而，假設主事單位及研究者沒有其他調查數據足以支持「39%」的普遍性與準確性，且這「39%」的數字僅來自 94 及 52 衝風地林班，則此等「學術水準與倫理」也未免太不負責任，而伐木單位則難逃造假之嫌！

由是，1990 年代，在政府頒布天然林禁伐令之後，林業學界的人工干預天然林之說甚囂塵上。

李國忠(1992)在論述「中高海拔地區森林作業之影響與經濟效益評估枯立倒木整理保育作業」一文中，劈頭即針對台灣 438,674 公頃的保安林動腦筋，試圖人力介入經營之。其次則引三篇國外林業文獻，說是林木死亡後的 3~5 年內，根系作用衰退，易造成山崩，影響更新，易引起火災，且木材任其腐朽實乃浪費，且風倒木若隨颱風豪雨，引發土砂流失、磨損河渠、損毀水庫堤壩云云；復述「枯立倒木久置林地不予搬出利用，將會形成國家資源的浪費，且易引起盜伐、盜運等不法情事。因此即使編訂為保安林，仍需在較嚴格之施業方式下作合理的保育作業，使能充分發揮森林多邊效益……」，因而為「探討枯立倒木整理的必要性及更新的效益，並分析整理作業對環境所帶來的衝擊效果」，李氏遂進行該研究。

從研究動機及行文邏輯不難看出其強烈的目的論，也就是森林唯木材利用伐木意識，即令連保安林也不放過的開發成見。然而，李氏一文的重點之一係在經濟利益的評估，其結論 10 項，在黃進和(1997)中亦完全引用，對整理作業下達「對植生並無顯著影響」，同時要將此等「實證資料」「給外界人士一個再教育機會」！

李氏完全站在林業經營角度，其植群調查資訊，夥同全文研究內涵等，待筆者有機會前往重新調查之後，才予深入討論。

邱志明、羅卓振南、鍾旭和(1993)對棲蘭山區原檜木林皆伐跡地之保留若干母樹地域，調查其天然下種更新狀況，大約 20 年後，以演替為扁柏幼齡社會為例，其重要值較大的物種依序為扁柏、白花八角、台灣杞李、霧社木薑子、楊桐、假

桫欏木、紅檜、細葉虎刺、厚葉桫欏木、早田氏桫欏木(?)、柏拉木(深山野牡丹?)、江某(?)、薯豆、厚皮香等等。檜木類(扁柏為主)之能否更新，存有複雜影響條件。而扁柏幼苗生長極為緩慢，8年生始達胸高位置，胸徑(D)與樹高(H)的迴歸方程式為 $H=e^{0.87247+8441 \log D}$ 。此報告可歸屬純學術研究，無關上述偽論。

至於非調查研究型報告，或僅止於文宣類、精神鼓勵型的文章，從事肯定退輔會森開處的枯立倒木作業，可以郭寶章(1991；1994)為代表。

郭寶章(1991)摘要說：「扁柏類之天然林含有大量之過熟與老林木，由於野火及颱風影響，樹的枯死之現象相當嚴重」，加上淺根及土壤貧瘠而使受害情況「日漸加深」，而「更新期間，因受闊葉樹木及灌叢類之競爭，扁柏類幼苗常不易成活」，因而整地、除草屬必要，且「森林開發處之成功經驗證實此點」，緊接著突然挑戰「環保人士要求保留天然林不施伐採」，林業立場則持相反看法。

基本上郭文並非調查報告，僅止於延引少數幾篇文章，站在林木生產利用或經營管理立場，為森林開發處作支持的假設性言論，卻處處流露人本霸道、人定勝天的偏見，其主要論點及筆者的見解如下。

其一，該文表面上雖然使用了「保育」一辭，其實相當於「保持生產利用」或「永續利用」，其宣稱台灣的檜木林多屬過熟(over-mature)林分，該文定義「過熟」為「所謂過熟林其林木已超逾伐期齡，其生長及價值均急速下降，木材陷於腐朽者，林木之迅速枯死情形，已成為資源保育上，特別是森林永續經營上之嚴重問題，此問題已發生在全省各檜木分布林區，正迅速的增加中……」，換言之，其所謂「保育」與自然生態之保育大相逕庭，準此觀點，台灣的檜木林早該全部砍伐，因其認定：「檜木之輪伐期約為100年左右，應視為最佳之生理成熟期，但過去被伐採者多在200-500年之間，天然生之檜木老木概可視為過熟木，而呈生理上不同程度之衰弱現象自可想像……實際上，台灣高山冷溫帶與亞寒帶地區所分布之冷杉、雲杉、鐵杉與檜木類應列為較高齡及長壽性之針葉樹種，並多已達到過熟之階段，均亦有不同程度之枯死現象」。

試問該作者歷來調查研究了多少台灣針葉林樣區而下此判斷？將所有台灣天然針葉林視同伐木戰場的見解是否偏頗？據此偏見，則台灣的檜木林是否早應在清朝、明朝、元朝時代予以砍伐？依此類推，則台灣檜木林超越百萬年以上的存在史上，何時存有「不過熟」而不「需」砍伐者？再者，如冷杉、鐵杉的族群或個體，其生立木多在400-500年以下，其與檜木生幅顯然存有甚大差距，該作者是否真正瞭解？此等是否完全沒有自然認知、過度人本霸道的觀念？或即承繼自60年代伐木主流的傳統，導致崩山壞水的開發政策背後的價值觀？

其二，該文再度援引歷來砍伐檜木林的開山圖騰及神話理論，也就是：「檜木林並非極相(climax)社會，終將為闊葉樹所取代，且因其林下欠缺種苗或僅局部集中，設若不將這些過熟林施以人工處理，檜木終將滅絕，何況林木必將老死，不砍白不砍，砍除且施以更新，森林才會更健康」。此論述仍然源自上述1960年代，伐木派壓倒保育派的法寶，「砍伐有理」論的神主牌。

然而，無庸談到科學上是否有誤，光是常理及即可駁斥此謬論，理由很簡單，台灣島浮出水面以降約莫二百五十萬年自然史，檜木林在台灣殆已存在百萬年以

上，一個世紀以前從來沒有任何人為經營，準該謬論，檜木林早就死光，難不成直到最近五十年恰恰好步入死亡期？設若不是檜木林存有其自然更新機制，又如何讓歷來伐木政策蹉跎迄今？

伐木派忽略長期演化背景的思考，但憑有限觀察、偏頗推論、武斷結論，以偽科學之名，在唯用主義、短視膚淺的假設下，屈服於政經掛帥的淫威，加上夕陽行業、苟延依戀的護短，及至新近，則蛻變為既得利益之護盤，以及錯誤觀念頑冥大反撲，造就二十世紀末保育的大反動，更且，完全忽略日本人在台研究五十年，對檜木林更新的重要成果。

其三，該文傾全力為退輔會找尋如何利用所謂「枯立倒木」之名，行伐取檜木之實之歪理。其列舉枯立倒木的「罪狀」包括：妨礙種子著土；枯幹倒塌會壓死幼苗稚樹；容易引發火災；增加鼠害；即令倒木上的苔蘚層可以長出檜木苗，苗根亦無法入土而不能成林；非綠色林相，造成景觀缺陷；颱風豪雨之後，溪水洪流所沖失的枯立倒木阻塞溪流、損毀堤壩、影響水利安全；迫令生態系發生劣生性變化，導致滅種現象，造成基因資源損失；浪費資源等等。一路數落下來，似乎與枯立倒木具有「不共戴天」的「血海深仇」，誓欲去之而後快？

試問伐木派做了何等調查研究的數據與推算，證明枯立倒木妨礙種苗發芽，成長，全台多少所謂二伐木、三代木，不正是種子落枯倒木上長成的巨木，阿里山範圍俯拾即是，還做成解說牌示範教育；檜木林位居霧林帶，係全國雨量最豐沛、溼度最高的生態帶，可憐的枯立倒木惹來多少火災災次？歷來那幾篇齧齒類的動物研究，指出枯立倒木引發族群波動且增加森林危害？多少堤壩溪流的水利安全係因自然枯立倒木引致危害？今之土石流、攔砂壩潰決，不都是人為濫墾破壞區？干天然枯立倒木何事？論及景觀，一片森林自有其生、老、病、死的林木，進行小更新、小演替，藉諸菌類、微生物等分解者，將元素、能源或質回收，時時進行物質循環網而造就莊嚴圓滿生態系，景觀上原本自自然然、本地風光，何來礙著人眼？何況，枯立倒木所創造的多樣棲地，增加動物生育地的選擇與生命樣相的複雜與均衡，人類憑何剝奪分解生界的生存權？再者，檜木林中多少混生有落葉樹，紅檜綠葉至冬乾季轉褐紅，又如何維持永不變遷的「綠色林相」？筆者二十餘年研究森林生態，還未聞、未見有枯立倒木導致物種滅絕、造成基因消失的怪論或事實，這等反自然、反土地、反事實、反良知，一味為伐木捏造理由居心何在？

郭氏文章或說辭當然為伐木單位所樂見，且轉引為自吹自擂的文宣或伐木有理的主臬，例如黃進和(1997)。

像這樣一魚(39%)多吃，輾轉引用，彷彿套托邏輯的相互引證，從錯誤解讀洪良斌(1975；1984)，到1960年代的檜木毀滅論的陰魂不散，1998年遂引發環保團體直接質疑若干林業的學術倫理，而農委會森林科長李遠欽更是此枯立倒木伐除論的代表官僚（口頭訪問錄音記錄），因而導致1998年12月9日李總統登輝先生在陽明山國是建言中，照本宣科的答覆國代樓蘭案的事件。

總結百年來台灣檜木的更新議題可知，從日治時代以降，宣稱檜木林正趨滅絕，必須人力干預始得更新的謬論，出現於1961~1963年，以及1989年迄今，由是誤導一國元首口述此等「偽論」。此間直接撰文駁斥者，似乎僅有楊秋霖(1997)與陳

玉峰(1998)。

然而，積極解決此一檜木林天然更新懸疑，仍須提出更進一步的機制或模式，分別詮釋紅檜與扁柏的生態地位及更新差異。

參、檜木林天然更新回溯

檜木林之經營管理的關鍵，乃在於天然更新的機制及其應用，百年台灣營林史一直釐不清檜木林的更新議題，其中最大的誤謬有四，其一，1960年代迄今斷續出現的「檜木林無法更新、必將滅絕」說；其二，檜木林都屬過熟林、老齡林，林下難見苗木，必須人為更新；其三，誤將極相論、先鋒物種、反J型年齡結構之必要性套在檜木林之上；其四，將扁柏與紅檜混為一談，事實上前三項完全為同一問題，這些誤謬皆為學界所提供。本研究的重點即植群演替或天然更新，藉由長年調查、觀察之歸納及演繹，試圖提出檜木林更新機制。

陳玉峰(1995; 1998; 1999a)基於歸納紅檜在各地溪谷地存在事實，提出其與151條河川於中海拔向源侵蝕、崩塌扇面相關，且將立論以時空考量，亦即超過百萬年以降，檜木如何在台灣適存，是以本報告擬先由整體族群剖析。

一、全台各事業區檜木直徑級的討論

雖則全台檜木林主體已被伐盡，但1960~1970年代的伐木普查仍可提供原始植群族群之大概。

依據台灣農林航空測量隊(1959)，台灣省林產管理局、台灣農林航空測量隊(1959a; b; c)；台灣省林務局、台灣省農林航空測量隊(1960a; b; c)；台灣省農林航空測量隊(1962; 1963a; b; 1964a; b; c; d; e; 1965a; b; 1966a; b; 1967a; b; c; 1968a; b; 1969a; b; 1970; 1971a; b; 1972a; b; 1973a; b)等，將檜木各徑級數據提出，換算百分率，得出表一。

此等數據的疑義或可能性疑義有六：1. 直徑級5或10公分以下者，由於不受調查者重視，很可能數量偏低；2. 直徑級不見得精確反映年齡級，因檜木的生長受到氣候、微環境、個體變異等嚴重影響，生長速率歧異非常；3. 調查的人為偏差；4. 有些區域不分紅檜與扁柏；5. 樹種鑑定疑義；6. 此等數據是否為實測不無疑義，不盡然為實體。由此直徑組級結構之百分率，作出組級結構圖1-1~38。

表一、台灣紅檜、扁柏（檜木）在各事業區直徑級及株數統計

(台灣省農林航測隊，1960a~1973b)

事業區	文山		大溪		竹東		南庄	
樹種或分區								
株數及百分比	株數	%	株數	%	株數	%	株數	%
直徑級(cm)								
5	38,277	8.52	123,584	23.91	11,282	24.1		0
10	39,026	8.68	19,718	3.82	2,416	5.2		0
15	18,568	4.13	28,920	5.6	7,157	15.3		0
20	38,047	8.46	38,896	7.53	4,648	9.9		0
25	52,226	11.62	36,892	7.14	5,236	11.2		0
30	15,201	3.38	26,525	5.13	464	1.0		0
35	29,619	6.59	15,902	3.08	966	2.0		0
40	21,750	4.84	22,524	4.36	0	0.0		0
45	35,894	7.98	15,699	3.04	0	0.0		0
50	23,250	5.17	10,466	2.03	564	1.2		0
55	21,365	4.75	4,521	0.88	0	0.0		0
60	19,065	4.24	16,102	3.12	564	1.2		0
65	11,816	2.63	8,838	1.71	3,384	7.3	303	100
70	24,206	5.38	19,521	3.78	1,047	2.2		0
80	22,025	4.9	20,009	3.87	1,692	3.6		0
90	4,399	0.98	17,669	3.42	1,128	2.4		0
100	7,214	1.6	19,251	3.73	1,692	3.7		0
110	7,357	1.64	17,247	3.34	564	1.2		0
120	10,701	2.38	9,963	1.93	0	0.0		0
130	1,415	0.31	8,546	1.65	0	0.0		0
140	2,138	0.48	5,399	1.04	0	0.0		0
150	3,939	0.88	3,378	0.65	564	1.2		0
160	2,066	0.46	4,328	0.84	1,739	3.7		0
170			2,219	0.43	1,128	2.4		0
180			5,718	1.11				0
190			2,429	0.47				0
200			1,810	0.35				0
210			3,065	0.59				0
220			950	0.18				0
230			1,690	0.33				0
240			2,460	0.48				0
250			740	0.14				0
260			740	0.14				0
270			950	0.18				0
280								0
合計	449,564		516,669		46,235		303	

表一 (續)、台灣紅檜、扁柏 (檜木) 在各事業區直徑級及株數統計

(台灣省農林航測隊, 1960a~1973b)

事業區	大湖		八仙山		大雪山		大雪山	
樹種或分區					扁柏		紅檜	
株數及百分比	株數	%	株數	%	株數	%	株數	%
直徑級(cm)								
5	32	1.68	5,509	1.93	140,739	17.6	24,288	8.51
10	240	12.57	23,046	8.09	70,261	8.79	22,336	7.83
15	84	4.4	10,975	3.85	79,567	9.95	32,410	11.36
20	129	6.75	14,029	4.92	59,043	7.38	33,957	11.9
25	28	1.47	17,106	6	60,701	7.59	32,682	11.46
30	9	0.47	18,362	6.44	27,953	3.5	14,771	5.19
35	115	6.02	16,843	5.91	30,783	3.85	7,625	2.67
40	27	1.41	13,372	4.69	31,084	3.89	8,333	2.92
45	32	1.68	9,594	3.37	20,121	2.52	5,953	2.09
50	23	1.2	15,457	5.43	28,348	3.55	10,152	3.56
55	9	0.47	15,139	5.31	20,141	2.52	9,668	3.39
60	9	0.47	14,993	5.26	32,936	4.12	9,909	3.47
65	5	0.26	10,291	3.61	18,760	2.35	5,634	1.98
70	9	0.47	23,499	8.25	36,102	4.52	8,834	3.1
80	5	0.26	29,308	10.29	38,897	4.86	16,452	5.77
90	14	0.73	13,954	4.9	30,852	3.86	5,157	1.81
100	5	0.26	13,230	4.64	19,812	2.48	10,478	3.67
110	154	8.06	7,787	2.73	13,565	1.7	4,718	1.65
120	75	3.93	4,319	1.52	14,910	1.86	7,373	2.58
130	14	0.73	2,784	0.98	6,188	0.77	4,118	1.44
140	88	4.61	2,802	0.98	5,501	0.69	1,464	0.51
150	149	7.8	601	0.21	4,236	0.53	1,574	0.55
160	5	0.26	982	0.35	3,057	0.38	3,011	1.06
170	75	3.93	981	0.34	607	0.08	1,083	0.38
180	5	0.26			1,684	0.21	1,083	0.38
190	145	7.59			663	0.08	2,188	0.77
200	0	0			523	0.07		
210	70	3.67			1,338	0.17		
220	140	7.33			1,214	0.15		
230	70	3.67						
240	5	0.26						
250	0	0						
260	70	3.66						
270	70	3.66						
280								
合計	1,910		284,963		799,586		285,251	

表一 (續)、台灣紅檜、扁柏 (檜木) 在各事業區直徑級及株數統計

(台灣省農林航測隊, 1960a~1973b)

事業區	大甲溪		大甲溪		埔里		竹山	
樹種或分區	扁柏		紅檜					
株數及百分比	株數	%	株數		株數	%	株數	%
直徑級(cm)								
5	26,092	21.01	0	0	665	21.43	1,308	7.95
10	9,759	7.86	8,293	9.96	443	14.28	7,997	48.61
15	6,514	5.24	13,047	15.67	443	14.28	523	3.18
20	6,521	5.25	2,279	2.74	0	0	785	4.77
25	3,262	2.63	6,521	7.83	443	14.28	2,878	17.49
30	4,564	3.67	3,468	4.17	222	7.15	1,652	10.04
35	5,524	4.48	4,368	5.25	222	7.15	1,047	6.36
40	9,043	7.28	3,374	4.05	0	0	0	0
45	3,259	2.62	5,100	6.13	0	0	0	0
50	4,565	3.68	1,614	1.94	443	14.28	262	1.6
55	2,411	1.94	2,588	3.11	222	7.15	0	0
60	8,479	6.83	651	0.78	0	0		
65	651	0.52	4,545	5.46				
70	5,218	4.2	5,837	7.01				
80	7,174	5.78	6,147	7.38				
90	6,832	5.5	3,895	4.68				
100	1,955	1.57	1,303	1.57				
110	3,913	3.15	1,957	2.35				
120	2,608	2.1	3,092	3.71				
130	2,608	2.1	0	0.00				
140	652	0.52	1,922	2.31				
150	1,955	1.57	1,947	2.34				
160			1,304	1.57				
170								
180								
190								
200								
210								
220								
230								
240								
250								
260								
270								
280								
合計	123,559		83,252		3,103		16,452	

表一 (續)、台灣紅檜、扁柏 (檜木) 在各事業區直徑級及株數統計

(台灣省農林航測隊, 1960a~1973b)

事業區	丹大		丹大		巒大		阿里山	
樹種或分區	扁柏		紅檜					
株數及百分比	株數	%	株數	%	株數	%	株數	%
直徑級(cm)								
5	219,822	20.96	64,293	15.97	103,461	20.2	12,184	11.41
10	123,777	11.8	41,022	10.19	70,071	13.68	26,888	25.17
15	70,547	6.73	35,488	8.82	44,615	8.71	15,985	14.96
20	59,437	5.67	33,921	8.43	26,394	5.15	6,689	6.26
25	60,569	5.78	41,368	10.28	29,181	5.7	12,052	11.28
30	38,664	3.69	16,524	4.10	27,555	5.38	10,435	9.77
35	29,704	2.83	11,028	2.74	13,469	2.63	6,262	5.86
40	31,957	3.05	13,056	3.24	11,495	2.25	6,594	6.17
45	27,513	2.62	6,311	1.57	23,061	4.5	3,326	3.11
50	22,113	2.11	11,406	2.83	17,501	3.42	845	0.79
55	19,715	1.88	9,231	2.29	22,742	4.44	580	0.54
60	24,096	2.3	9,615	2.39	17,570	3.43	148	0.14
65	20,980	2	15,654	3.89	9,593	1.87	763	0.71
70	50,996	4.86	15,522	3.85	22,199	4.33	1,168	1.09
80	37,338	3.56	19,716	4.90	18,306	3.58	1,168	1.09
90	41,300	3.94	13,830	3.43	16,397	3.2	295	0.28
100	34,001	3.24	14,161	3.52	13,306	2.6	548	0.51
110	28,353	2.7	5,947	1.48	9,948	1.94	620	0.58
120	26,767	2.55	7,449	1.85	2,366	0.46	148	0.14
130	18,402	1.76	3,524	0.87	5,789	1.13	0	0
140	13,817	1.32	2,927	0.73	1,761	0.34	148	0.14
150	13,430	1.28	1,762	0.44	756	0.15		
160	7,962	0.76	634	0.16	2,014	0.91		
170	5,818	0.55	1,128	0.28	1,761	0.34		
180	2,713	0.26	317	0.08	671	0.13		
190	3,524	0.34	1,128	0.28	0	0		
200	3,734	0.36	2,219	0.55	0	0		
210	2,536	0.24	1,128	0.28	169	0.03		
220	3,664	0.35	634	0.16	84	0.02		
230	317	0.03	634	0.16				
240	1,128	0.11	0	0.00				
250	1,305	0.12	317	0.08				
260	811	0.08	0	0.00				
270	494	0.05	317	0.08				
280	1,268	0.12	317	0.08				
合計	1,048,572		402,528		512,235		106,846	

表一 (續)、台灣紅檜、扁柏 (檜木) 在各事業區直徑級及株數統計

(台灣省農林航測隊, 1960a~1973b)

事業區	楠梓仙溪		六龜		荖濃事業區		荖濃事業區	
樹種或分區								
株數及百分比	株數	%	株數	%	株數	%	株數	%
直徑級(cm)								
5	6,640	13.68	1,013	5.23	4,435	5.09	8,210	5.23
10	3,756	7.74	760	3.93	4,372	5.02	12,575	8.01
15	3,326	9.85	1,013	5.23	7,426	8.52	6,428	4.09
20	5,528	11.39	253	1.31	7,900	9.07	5,630	3.58
25	3,482	7.17	2,240	11.57	11,835	13.58	18,370	11.69
30	1,594	3.28	760	3.93	2,157	2.47	7,801	4.97
35	2,266	4.67	510	2.64	2,189	2.52	7,390	4.7
40	2,074	4.27	0	0	2,053	2.36	5,594	3.56
45	2,692	5.55	1,020	5.27	1,715	1.97	3,416	2.17
50	719	1.48	108	0.56	2,799	3.21	1,964	1.25
55	894	1.84	426	2.2	2,012	2.31	1,802	1.15
60	2,026	4.17	831	4.29	3,035	3.48	5,784	3.68
65	1,620	3.34	831	4.29	2,353	2.7	1,349	0.86
70	2,158	4.45	0	0	3,238	3.73	5,778	3.68
80	1,344	2.77	1,233	6.37	3,487	4	9,958	6.34
90	1,716	3.54	507	2.62	4,384	5.03	10,029	6.38
100	894	1.84	1,017	5.25	4,997	5.73	4,498	2.86
110	2,151	4.43	763	3.94	3,270	3.75	4,221	2.69
120	1,700	3.5	1,273	6.58	4,233	4.86	7,762	4.94
130	356	0.73	510	2.64	663	0.76	4,219	2.69
140	0	0	723	3.74	2,701	3.1	6,962	4.43
150	625	1.29	510	2.64	2,175	2.5	5,086	3.24
160	87	0.18	0	0	1,378	1.58	5,372	3.42
170	0	0	253	1.31	2,306	2.66	900	0.57
180	625	1.29	253	1.31			2,257	1
190	0	0	0	0			3,725	2
200	269	0.55	253	1.31				
210			350	1.81				
220			125	0.65				
230			125	0.65				
240			0	0				
250			923	4.77				
260			385	1.98				
270			385	1.98				
280								
290								
300								
320								
合計	48,542		19,353		87,113		157,080	

表一（續）、台灣紅檜、扁柏（檜木）在各事業區直徑級及株數統計

（台灣省農林航測隊，1960a~1973b）

事業區	潮州		屏東		里壠		宜蘭	
樹種或分區					紅檜			
株數及百分比	株數	%	株數	%	株數	%	株數	%
直徑級(cm)								
5	1,721	7.15	0	0	2,549	17.07	0	0
10	3,021	12.56	0	0	3,372	22.58	102	1.04
15	1,056	4.38	5,024	17.9	1,113	7.46	2,566	26.13
20	118	0.49	1,005	3.58	1,403	9.4	0	0
25	481	2	1,424	5.07	1,148	7.69	0	0
30	47	0.2	2,112	7.53	1,199	8.03	1,100	11.2
35	387	1.61	922	3.29	985	6.6	262	2.66
40	47	0.2	1,843	6.57	290	1.94	422	4.3
45	94	0.39	1,005	3.58	468	3.13	1,729	17.61
50	94	0.39	502	1.79	808	5.41	835	8.5
55	165	0.69	502	1.79	73	0.49	262	2.67
60	283	1.18	2,010	7.16	268	1.79	469	4.78
65	47	0.2	3,014	10.74	591	3.96	469	4.78
70	3,032	12.62	2,195	7.82	396	2.65	582	5.93
80	1,465	6.1	3,117	11.11	195	1.31	204	2.08
90	1,267	5.27	1,879	6.7	0	0	408	4.16
100	3,795	15.79	502	1.79	0	0	102	1.04
110	810	3.37	0	0	0	0	0	0
120	1,394	5.8	502	1.79	0	0	0	0
130	1,752	7.29	0	0	0	0	0	0
140	363	1.51	0	0	73	0.49	102	1.04
150	528	2.2	502	1.79			0	0
160	245	1.02					0	0
170	47	0.2					0	0
180	245	1.02					0	0
190	165	0.69					204	2.08
200	118	0.49					0	0
210	47	0.2						
220	151	0.63						
230	0	0						
240	212	0.88						
250	0	0						
260	0	0						
270	283	1.18						
280	0	0						
290	47	0.2						
300	0	0						
320	236	0.98						
340	33	0.14						
360	0	0						
380	118	0.49						
400	118	0.49						
合計	24,032		28,060		14,931		9,818	

表一（續）、台灣紅檜、扁柏（檜木）在各事業區直徑級及株數統計

（台灣省農林航測隊，1960a~1973b）

事業區	羅東		南澳		太平山		太平山	
樹種或分區					扁柏		紅檜	
株數及百分比	株數	%	株數	%	株數	%	株數	%
直徑級(cm)								
5	7,416	6.56	48,434	15.64	478,347	17.16	100,684	18.85
10	11,176	9.89	76,336	24.65	256,237	9.19	83,206	15.58
15	17,917	15.85	41,430	13.38	428,983	15.39	46,818	8.77
20	9,641	8.53	26,209	8.46	338,185	12.13	60,569	11.34
25	9,644	8.53	10,558	3.41	307,980	11.05	15,645	2.93
30	4,240	3.75	9,030	2.92	86,310	3.1	18,856	3.53
35	4,427	3.92	7,088	2.29	91,325	3.28	21,904	4.1
40	2,590	2.29	6,176	1.99	86,292	3.1	14,788	2.77
45	3,781	3.35	5,073	1.64	68,532	2.46	10,588	1.98
50	4,448	3.94	4,857	1.57	83,217	2.98	15,009	2.81
55	5,639	4.99	5,146	1.66	64,276	2.31	14,311	2.68
60	1,912	1.69	6,613	2.14	93,469	3.35	12,050	2.26
65	4,334	3.84	4,797	1.59	33,332	1.2	8,064	1.51
70	6,142	5.44	10,543	3.4	81,562	2.93	21,147	3.96
80	5,321	4.71	10,964	3.54	89,211	3.2	16,760	3.14
90	3,711	3.28	6,284	2.03	73,237	2.63	20,282	3.8
100	2,820	2.5	7,790	2.51	55,650	2	10,107	1.89
110	3,558	3.15	5,727	1.85	17,323	0.62	6,033	1.13
120	1,246	1.1	2,737	0.88	34,834	1.25	12,523	2.35
130	1,645	1.46	2,872	0.93	5,852	0.21	6,453	1.21
140	623	0.55	6,565	2.12	7,247	0.26	9,834	1.84
150	208	0.18	2,233	0.72	2,166	0.08	3,499	0.66
160	208	0.18	717	0.23	1,885	0.07	1,726	0.32
170	0	0	296	0.09	1,149	0.04	966	0.18
180	361	0.32	1,184	0.36	543	0.02	238	0.04
190					540	0.02	1,320	0.25
200					107	0.004	0	0
210					289	0.01	238	0.04
220							101	0.02
230							289	0.05
240								
250								
260								
270								
280								
合計	113,008		309,659		2,788,080		534,008	

表一 (續)、台灣紅檜、扁柏 (檜木) 在各事業區直徑級及株數統計

(台灣省農林航測隊, 1960a~1973b)

事業區	大濁水溪右岸		木瓜山		木瓜山		林田山		太巴塢	
樹種或分區	扁柏		扁柏		紅檜					
株數及百分比	株數	%	株數	%	株數	%	株數	%	株數	%
直徑級(cm)										
5	25,878	12.02	77,624	12.58	57,644	11.89	44,361	7.04	5,635	5.51
10	12,558	5.84	62,810	10.18	57,162	11.79	33,392	5.3	23,229	22.71
15	6,226	2.89	61,321	9.94	43,126	8.9	38,222	6.07	14,422	14.1
20	19,753	9.18	33,378	5.41	39,018	8.05	34,932	5.54	12,036	11.77
25	26,655	12.38	45,477	7.37	23,683	4.88	44,943	7.13	8,775	8.58
30	11,004	5.11	24,682	4	18,479	3.81	32,318	5.13	2,734	2.67
35	12,811	5.95	18,973	3.08	17,553	3.62	30,812	4.89	3,900	3.81
40	7,073	3.29	23,960	3.88	11,291	2.33	33,516	5.32	2,963	2.9
45	7,517	3.49	23,871	3.87	17,246	3.56	29,901	4.75	2,642	2.58
50	2,938	1.37	16,413	2.66	19,778	4.08	26,358	4.18	1,761	1.72
55	6,811	3.17	29,614	4.8	10,562	2.18	30,847	4.9	1,166	1.14
60	8,145	3.78	30,528	4.95	16,659	3.44	26,788	4.25	1,740	1.7
65	7,786	3.62	18,725	3.03	7,382	1.52	24,456	3.88	482	0.47
70	8,426	3.92	24,340	3.95	24,442	5.04	34,452	5.47	2,154	2.11
80	7,490	3.48	22,183	3.59	20,402	4.21	34,318	5.45	3,514	3.44
90	7,987	3.71	23,651	3.83	20,184	4.16	26,522	4.21	4,863	4.75
100	5,735	2.66	20,576	3.33	13,061	2.69	25,959	4.12	2,288	2.24
110	7,840	3.64	13,865	2.25	10,336	2.13	12,415	1.97	1,511	1.48
120	4,349	2.02	16,790	2.72	16,664	3.44	17,265	2.74	1,899	1.86
130	1,504	0.7	8,073	1.31	8,559	1.77	10,360	1.64	960	0.94
140	4,940	2.3	4,607	0.75	6,750	1.39	8,166	1.3	320	0.31
150	5,255	2.44	1,628	0.26	6,625	1.37	9,617	1.53	881	0.86
160	913	0.42	5,711	0.92	4,507	0.93	6,662	1.06	722	0.71
170	1,611	0.75	1,553	0.25	2,134	0.44	2,749	0.44	0	0
180	806	0.37	6,714	1.09	11,529	2.38	3,030	0.48	0	0
190	913	0.42					1,303	0.21	241	0.24
200	806	0.37					1,223	0.19	241	0.24
210	1,504	0.7					918	0.14	241	0.24
220							440	0.07	0	0
230							391	0.06	640	0.63
240							1,358	0.21	320	0.31
250							1,226	0.19		
260							880	0.14		
270										
280										
合計	215,234		617,067		484,776		630,100		102,280	

表一（續）、台灣紅檜、扁柏（檜木）在各事業區直徑級及株數統計

（台灣省農林航測隊，1960a~1973b）

事業區	秀姑巒		五里	關山		台東		大武	
樹種或分區						紅檜			
株數及百分比	株數	%	%	株數	%	株數	%	株數	%
直徑級(cm)									
5	153,059	9.48	0.00	89,171	7.39	86,291	18.39	5,273	4.67
10	153,521	9.51	8.80	170,338	14.13	69,185	14.74	8,842	7.83
15	221,649	13.73	12.50	207,733	17.23	71,758	15.29	7,136	6.32
20	116,977	7.25	20.50	142,586	11.82	51,267	10.92	16,398	14.53
25	92,387	5.72	13.20	91,977	7.63	33,739	7.19	17,933	15.89
30	74,106	4.59	3.50	77,581	6.43	41,920	8.93	11,969	10.61
35	80,753	5.00	3.80	37,278	3.09	32,620	6.95	5,635	4.99
40	41,106	2.55	6.20	19,207	1.59	18,578	3.96	2,336	2.07
45	61,201	3.79	2.60	58,539	4.85	12,678	2.7	5,847	5.18
50	59,844	3.71	4.30	22,676	1.88	12,277	2.61	6,873	6.09
55	51,306	3.18	2.90	23,539	1.95	7,142	1.52	2,683	2.38
60	44,080	2.73	2.60	32,528	2.70	6,295	1.34	5,979	5.3
65	45,275	2.81	2.20	60,145	4.99	4,955	1.05	2,235	1.98
70	76,388	4.73	2.40	41,283	3.42	5,195	1.11	4,112	3.64
80	66,015	4.09	2.90	31,148	2.58	5,267	1.12	2,617	2.32
90	55,072	3.41	2.40	33,907	2.81	2,946	0.63	1,423	1.26
100	37,720	2.34	1.70	9,596	0.80	1,562	0.33	1,247	1.1
110	54,479	3.38	1.90	13,013	1.08	714	0.15	1,129	1
120	37,731	2.34	2.60	5,958	0.49	1,741	0.37	1,363	1.21
130	24,532	1.52	0.10	12,664	1.05	267	0.06	470	0.42
140	15,213	0.94	0.80	5,097	0.42	446	0.1	557	0.49
150	13,911	0.86	0.60	7,389	0.61	848	0.18	203	0.18
160	5,788	0.36	0.60	2,995	0.25	267	0.06	0	0
170	6,288	0.39	0.2	3,533	0.29	357	0.08	203	0.18
180	12,292	0.76	0.7	1,415	0.12	357	0.08	0	0
190	3,591	0.22		4,542	0.38	89	0.02	0	0
200	2,402	0.15				357	0.08	406	0.36
210	1,502	0.09				178	0.04		
220	5,606	0.35							
230									
240									
250									
260									
270									
280									
合計	1,613,794			1,205,838		469,296		112,869	

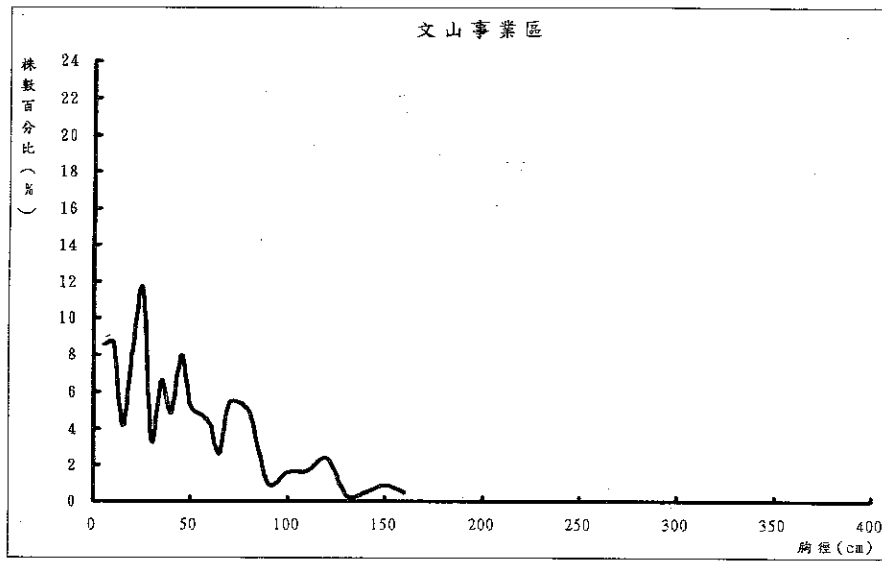


圖 1-1、文山事業區檜木組級結構圖

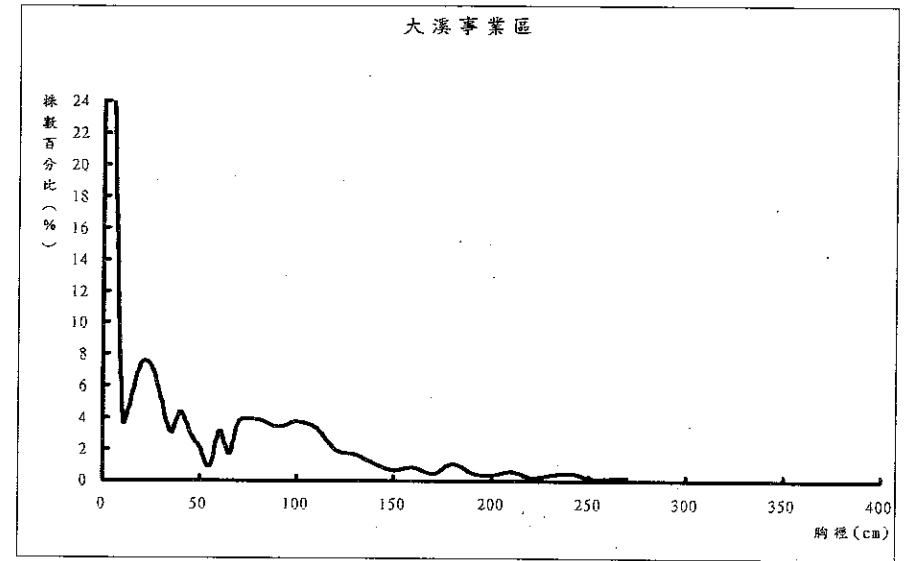


圖 1-2、大溪事業區檜木組級結構圖

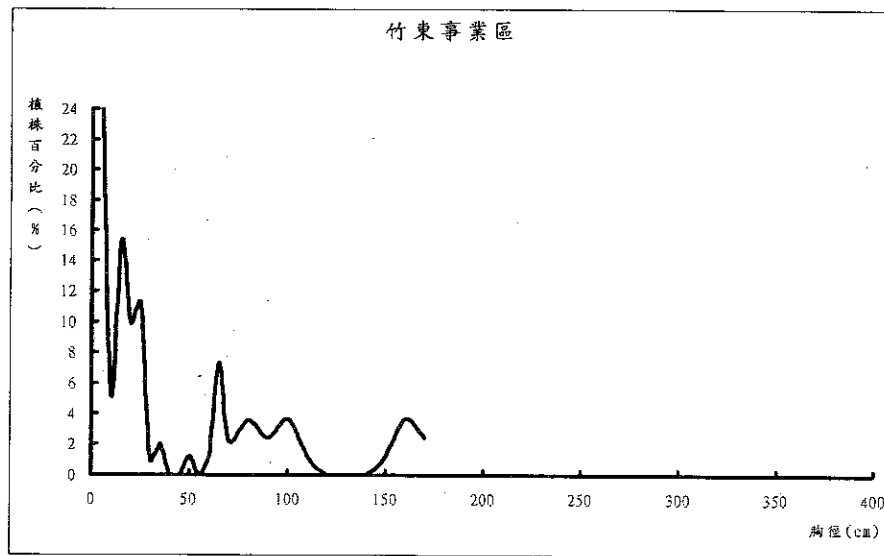


圖 1-3、竹東事業區檜木組級結構圖

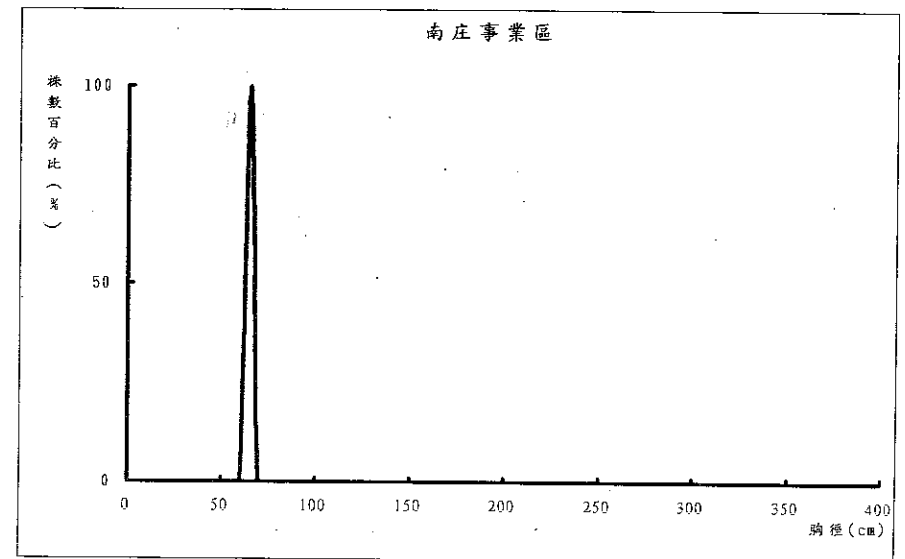


圖 1-4、南庄事業區檜木組級結構圖

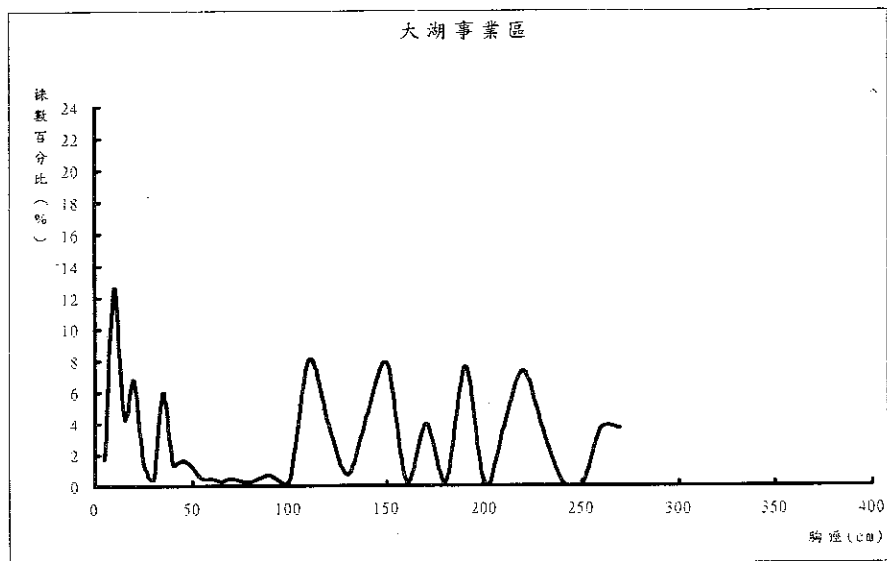


圖 1-5、大湖事業區檜木組級結構圖

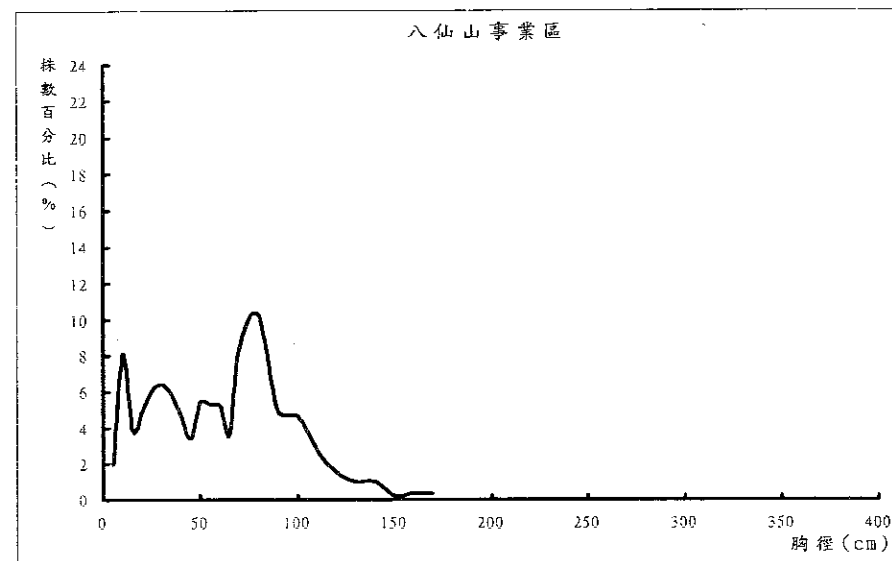


圖 1-6、八仙山事業區檜木組級結構圖

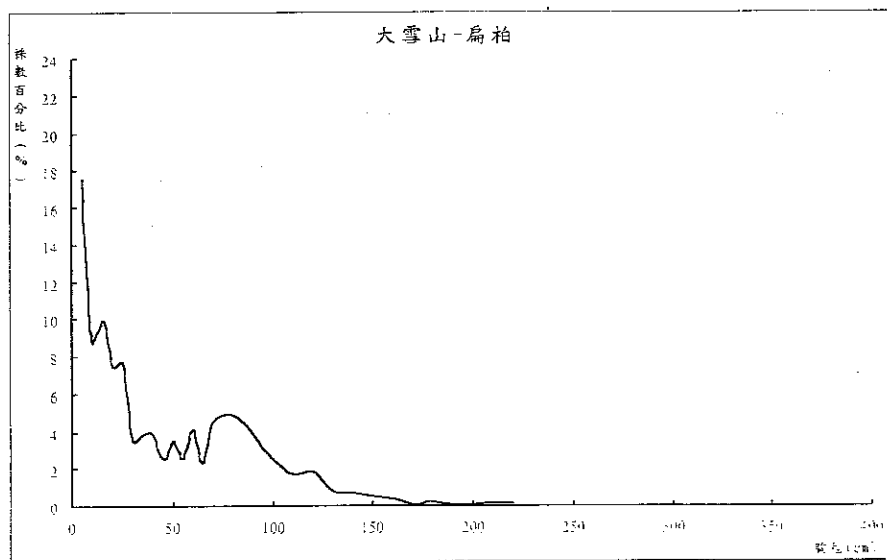


圖 1-7、大雪山事業區扁柏組級結構圖

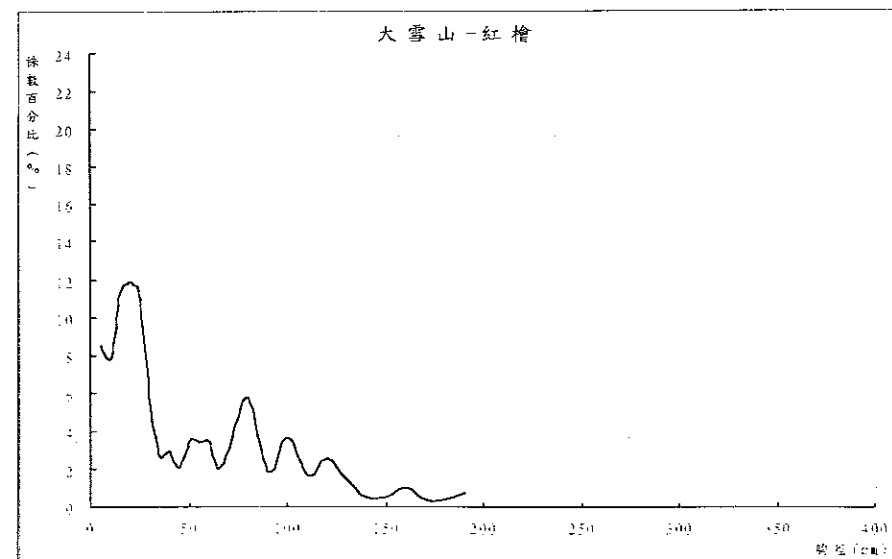


圖 1-8、大雪山事業區紅檜組級結構圖

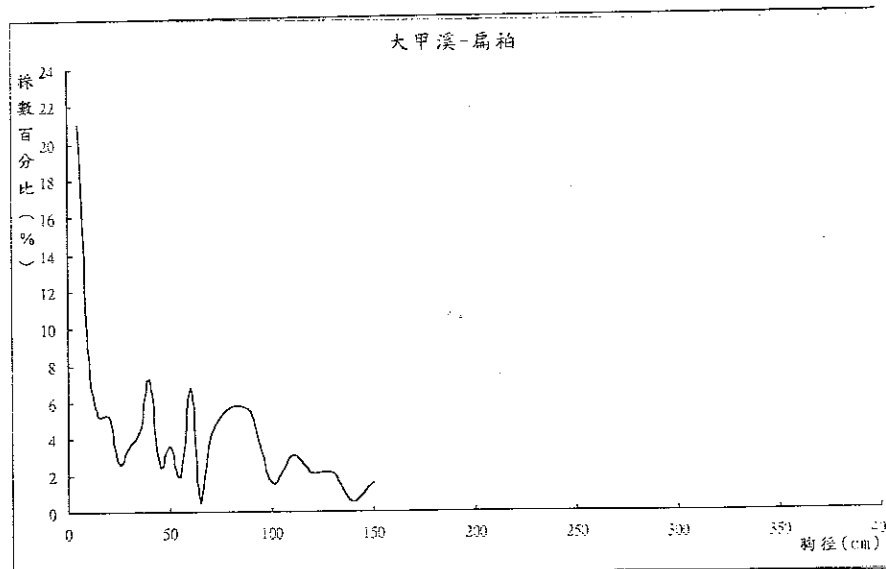


圖 1-9、大甲溪事業區扁柏組級結構圖

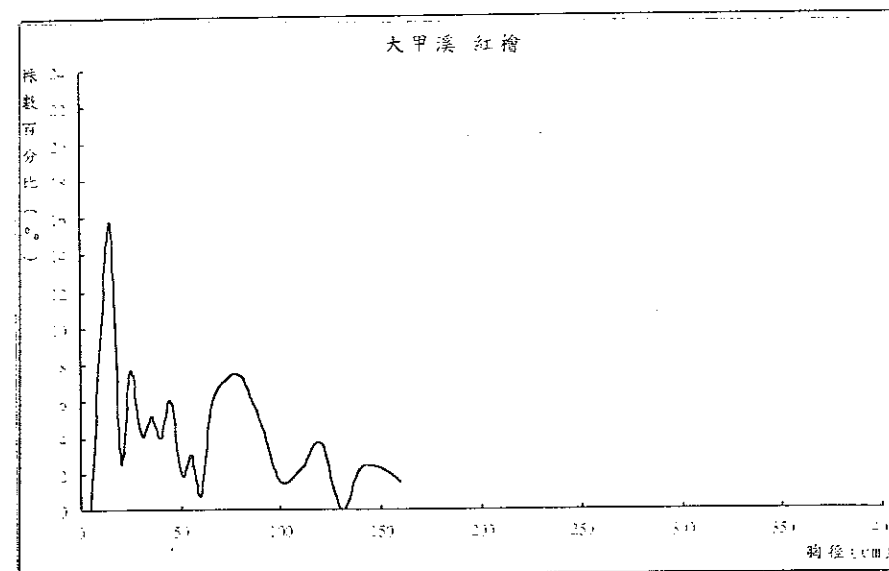


圖 1-10、大甲溪事業區紅檜組級結構圖

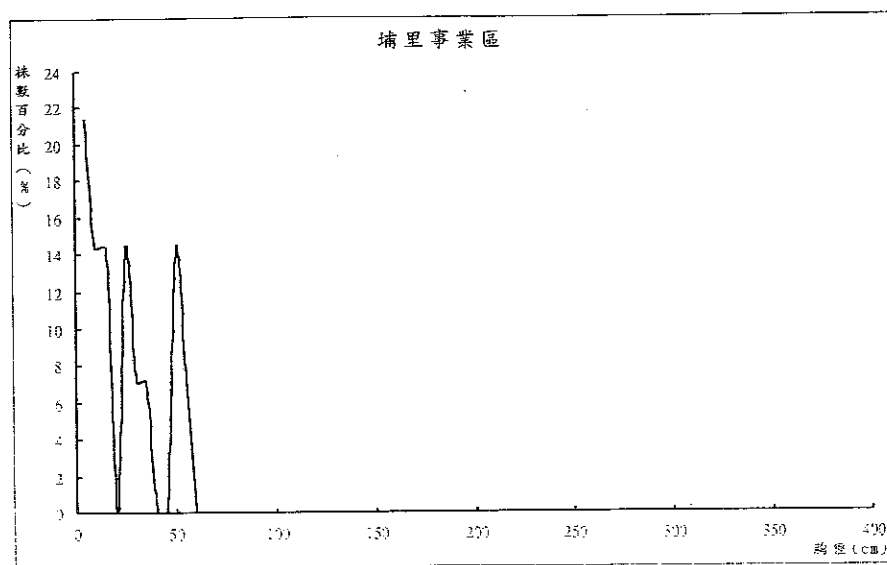


圖 1-11、埔里事業區檜木組級結構圖

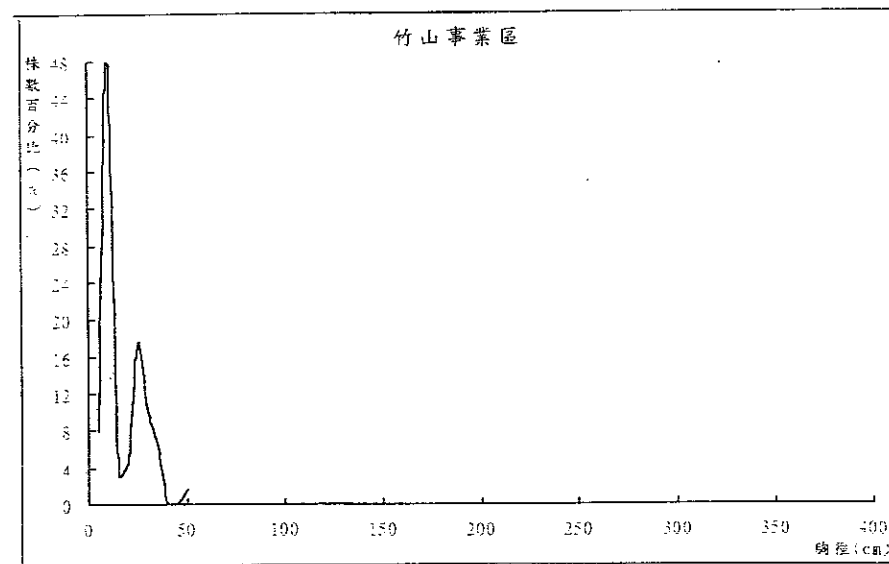


圖 1-12、竹山事業區檜木組級結構圖

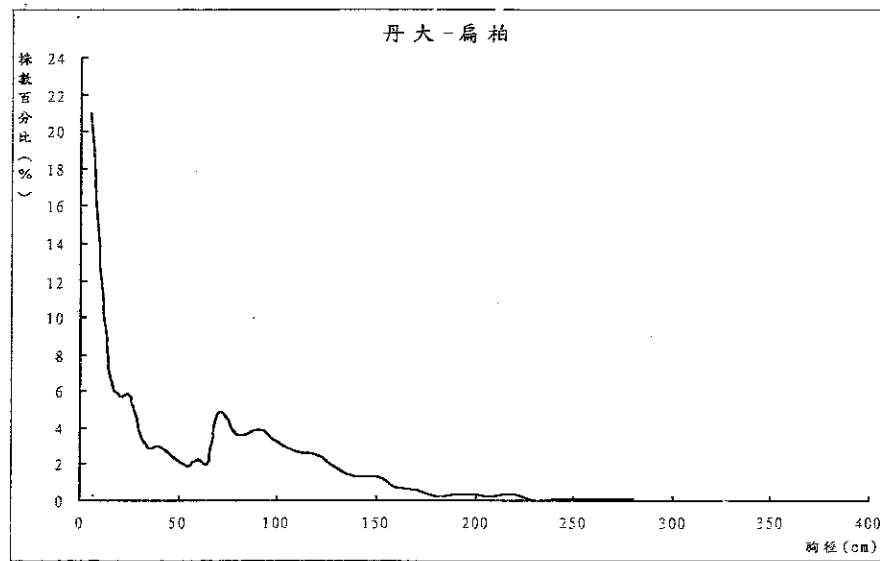


圖 1-13、丹大事業區扁柏組級結構圖

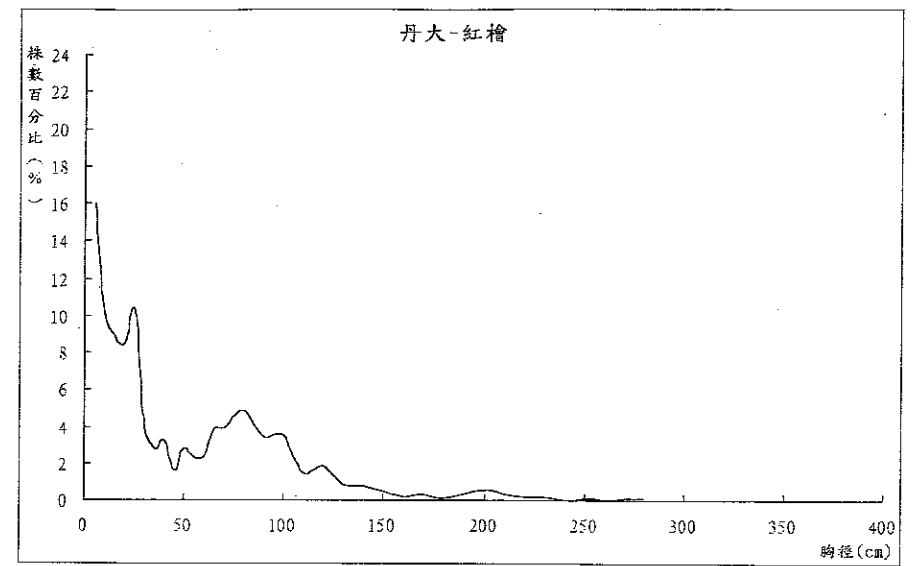


圖 1-14、丹大事業區紅檜組級結構圖

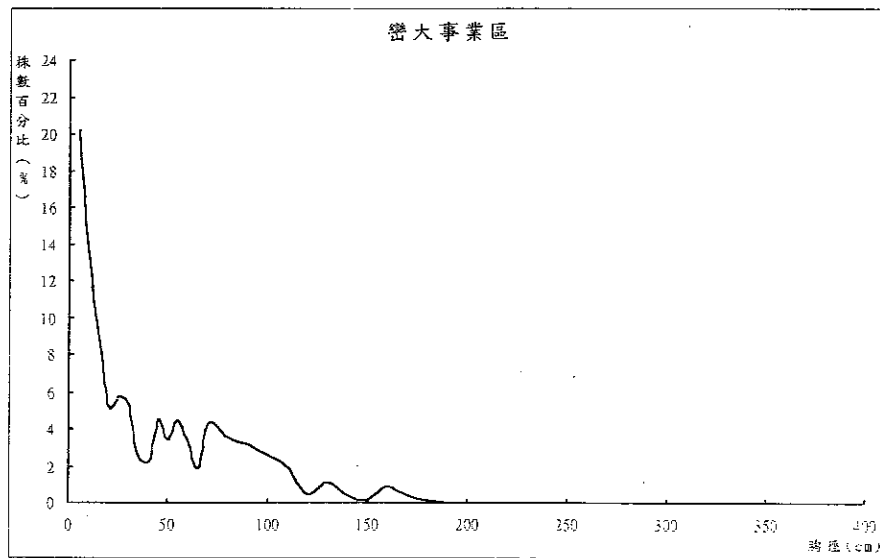


圖 1-15、丹大事業區檜木組級結構圖

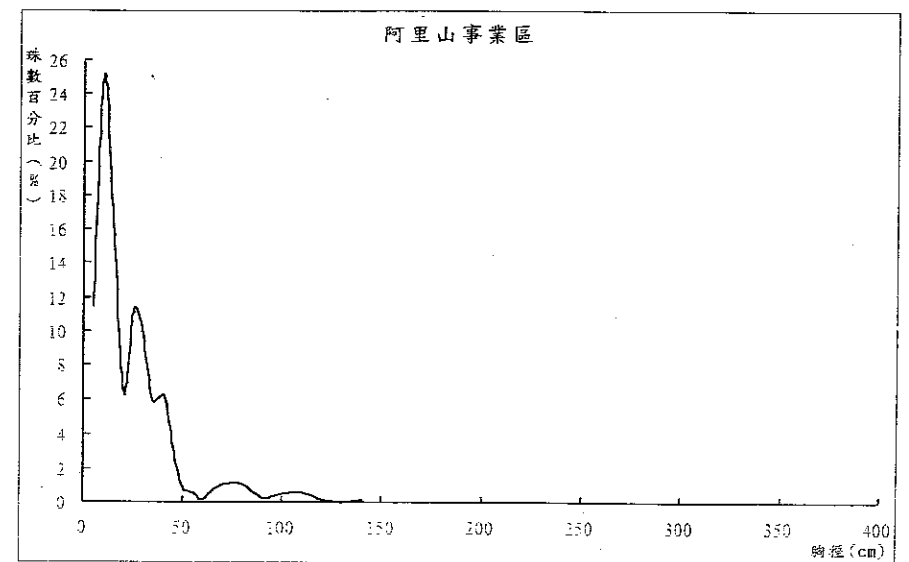


圖 1-16、阿里山事業區檜木組級結構圖

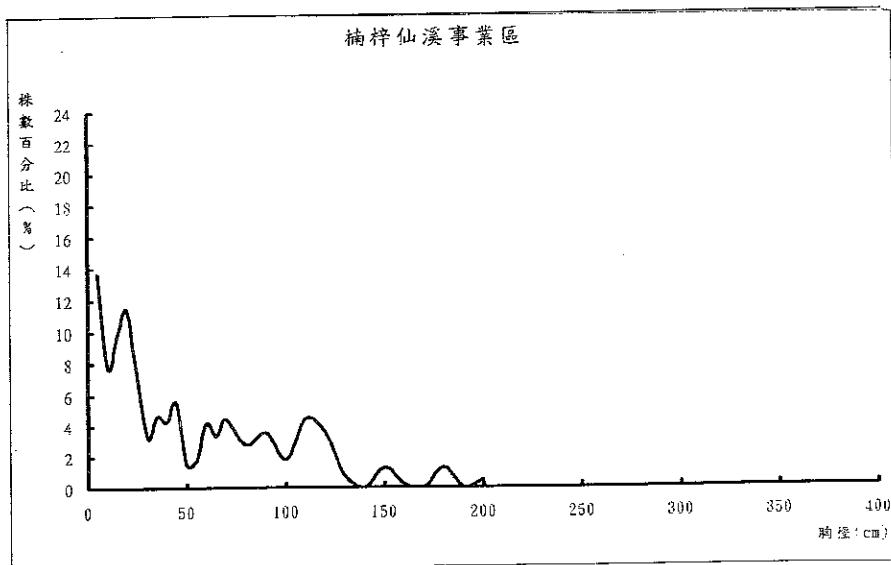


圖 1-17、楠梓仙溪事業區檜木組級結構圖

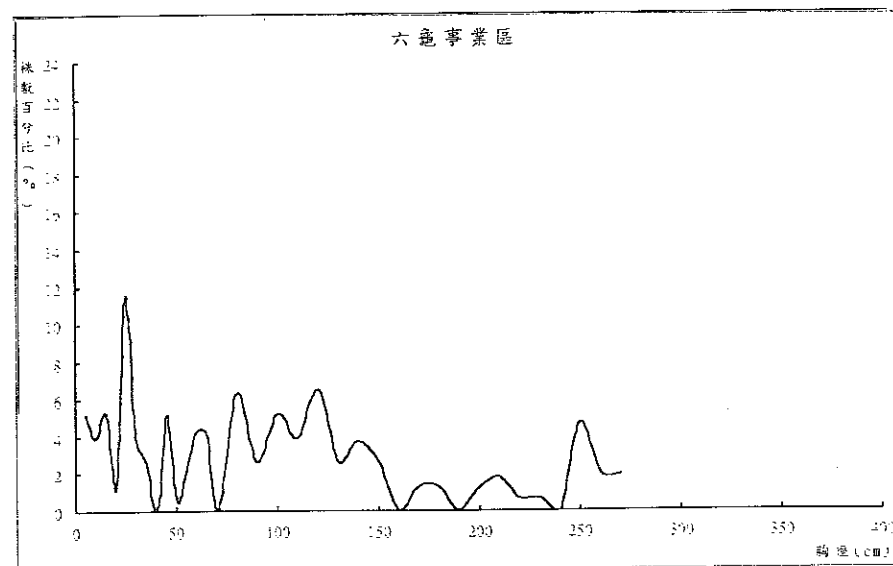


圖 1-18、六龜事業區檜木組級結構圖

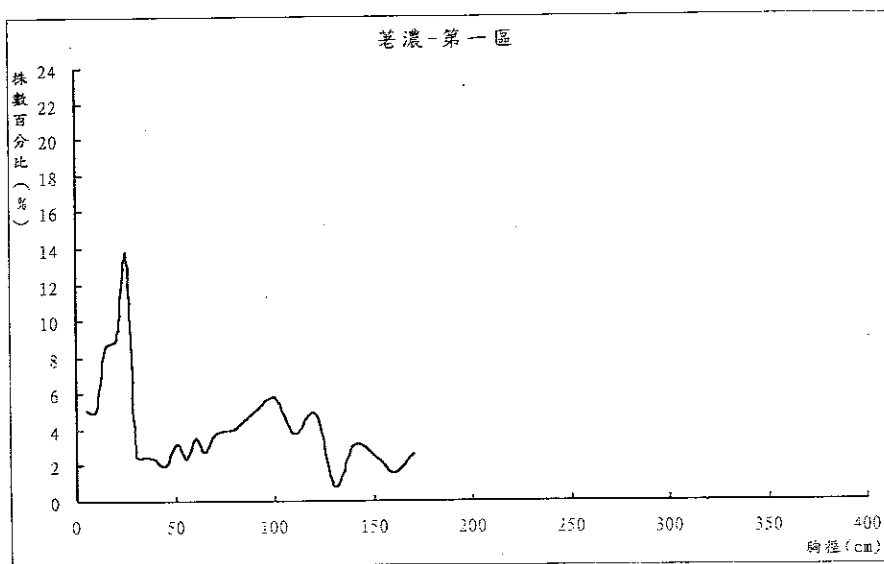


圖 1-19、荖濃事業區（第一區）檜木組級結構圖

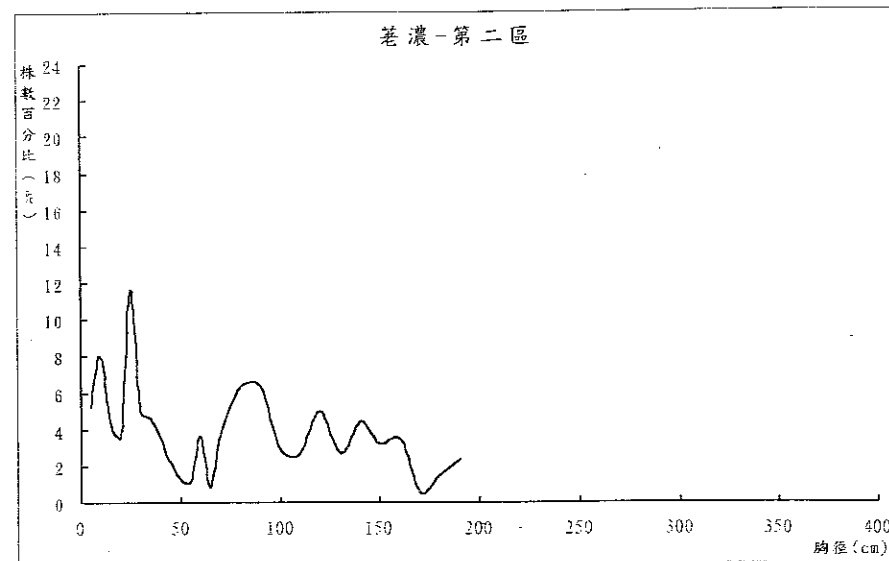


圖 1-20、荖濃事業區（第二區）檜木組級結構圖

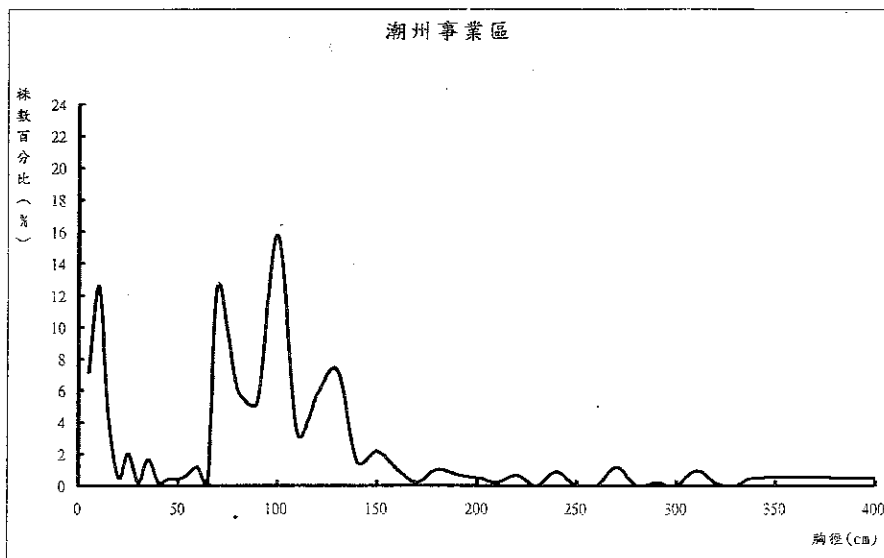


圖 1-21、潮州事業區檜木組級結構圖

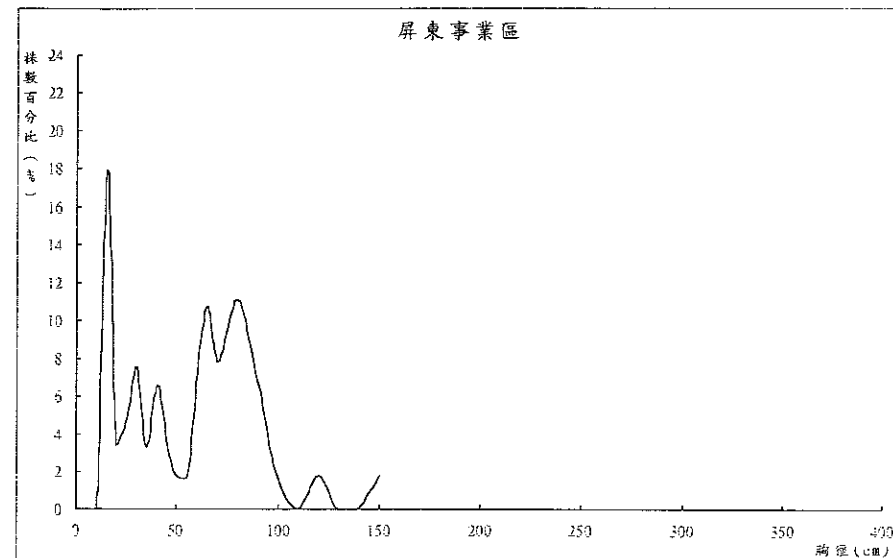


圖 1-22、屏東事業區檜木組級結構圖

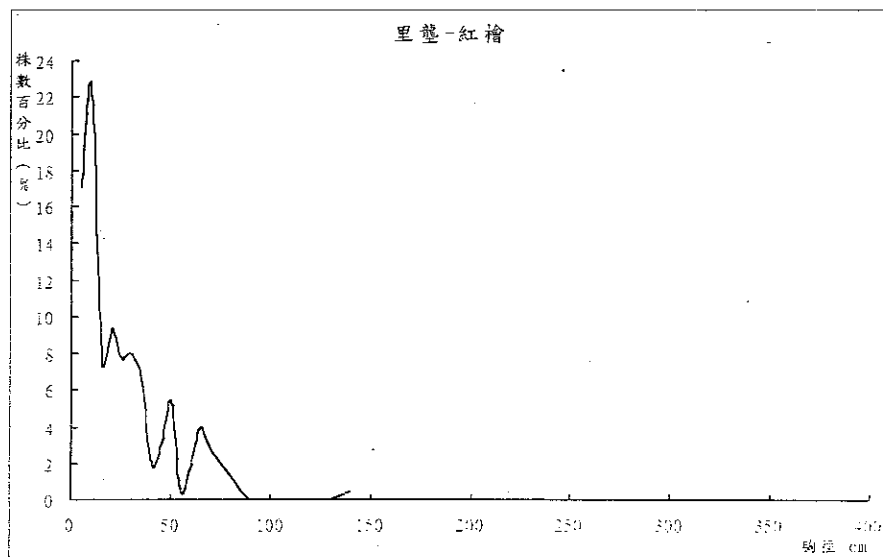


圖 1-23、里壠事業區紅檜組級結構圖

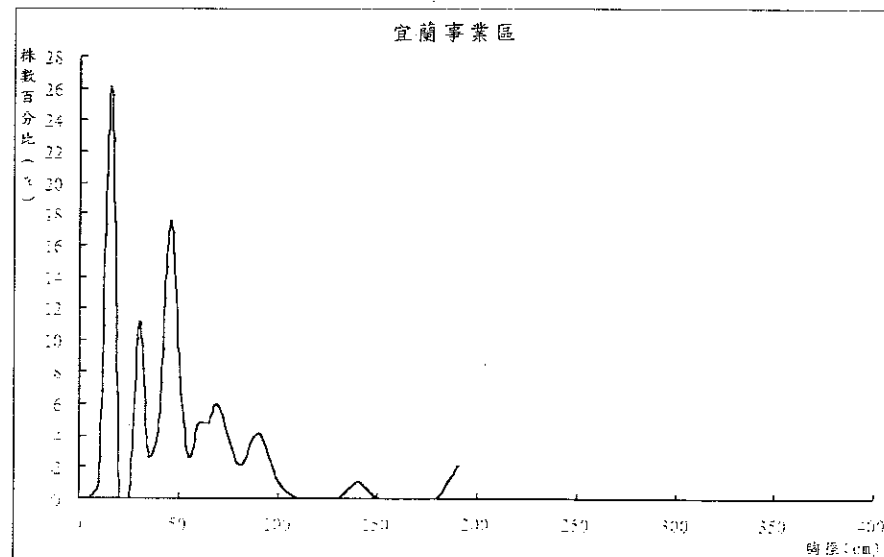


圖 1-24、宜蘭事業區檜木組級結構圖

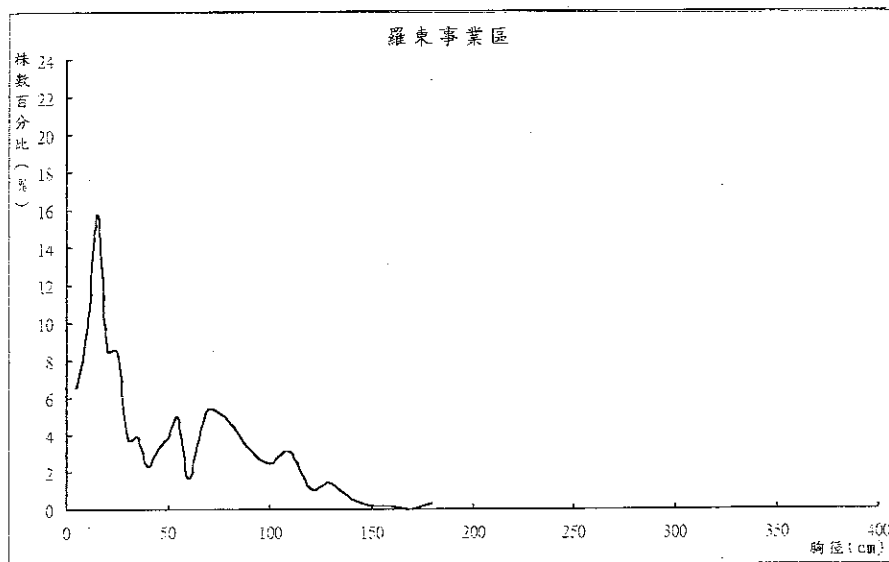


圖 1-25、羅東溪事業區檜木組級結構圖

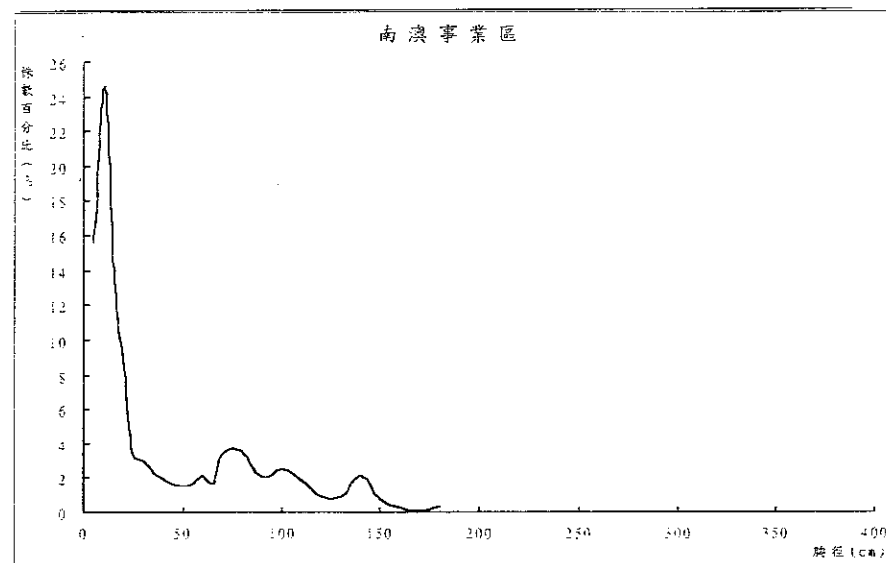


圖 1-26、南澳事業區檜木組級結構圖

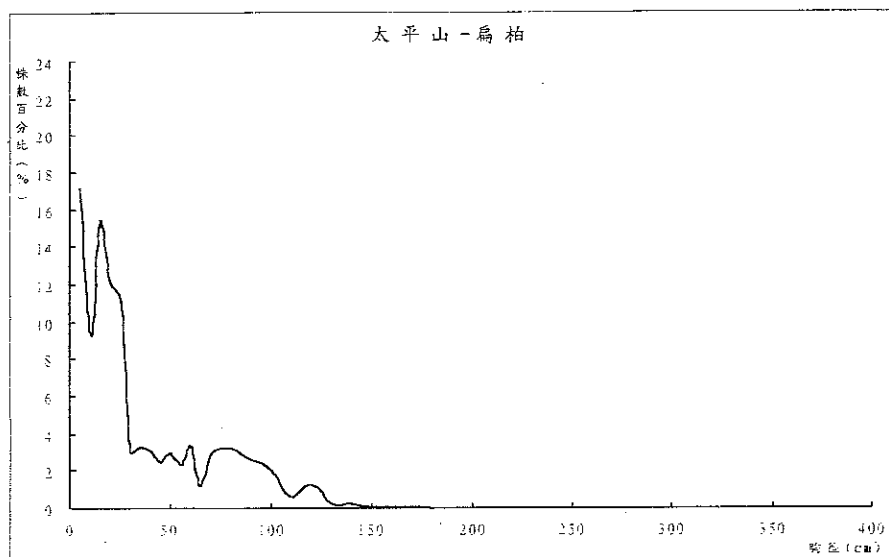


圖 1-27、太平山事業區扁柏組級結構圖

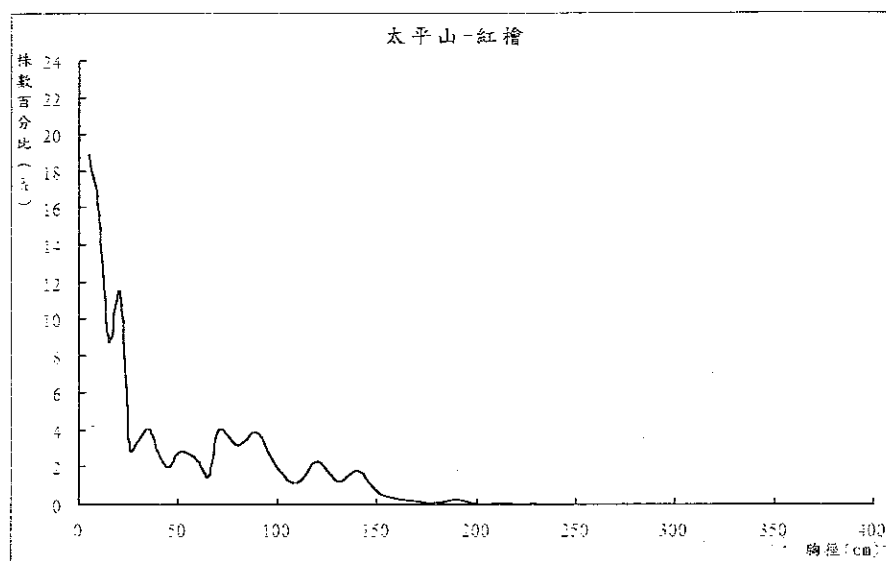


圖 1-28、太平山事業區紅檜檜組級結構圖

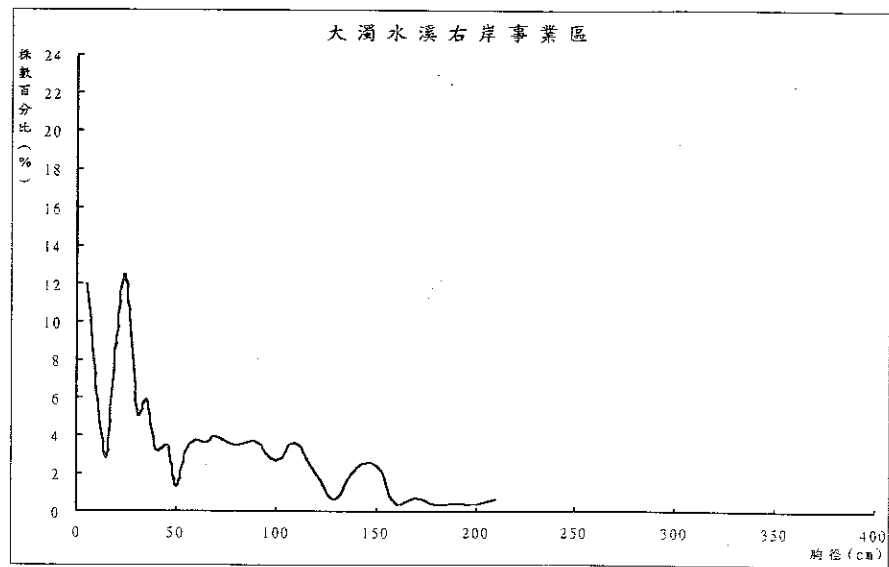


圖 1-29、大濁水溪右岸事業區扁柏組級結構圖

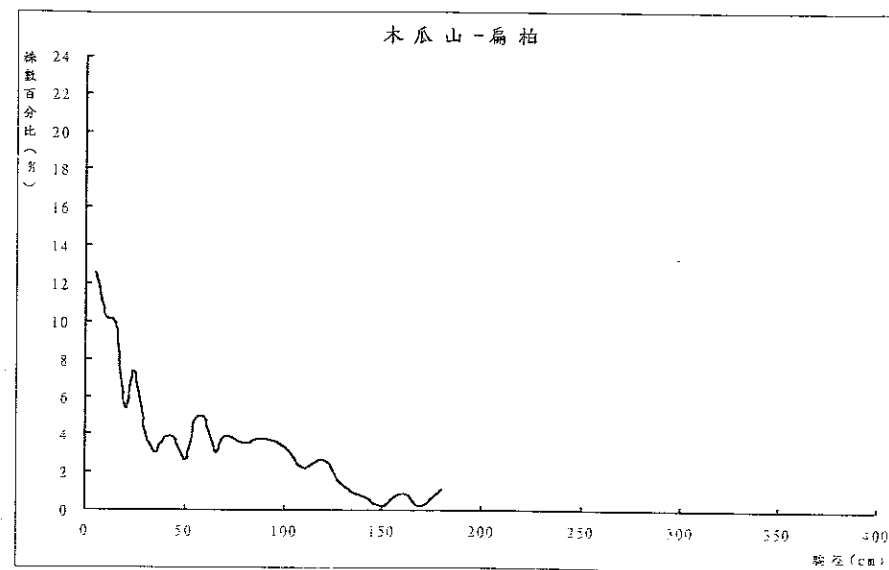


圖 1-30、木瓜山事業區扁柏組級結構圖

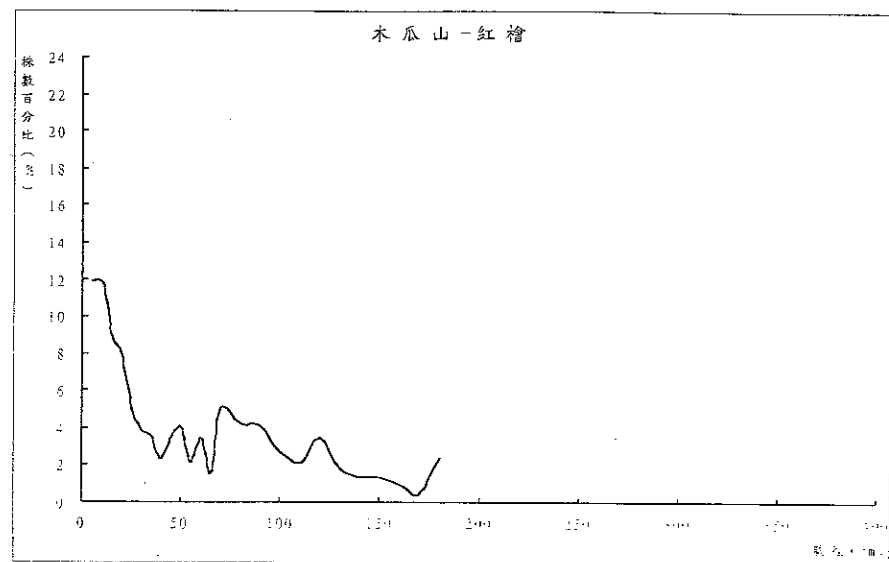


圖 1-31、木瓜山事業區紅檜組級結構圖

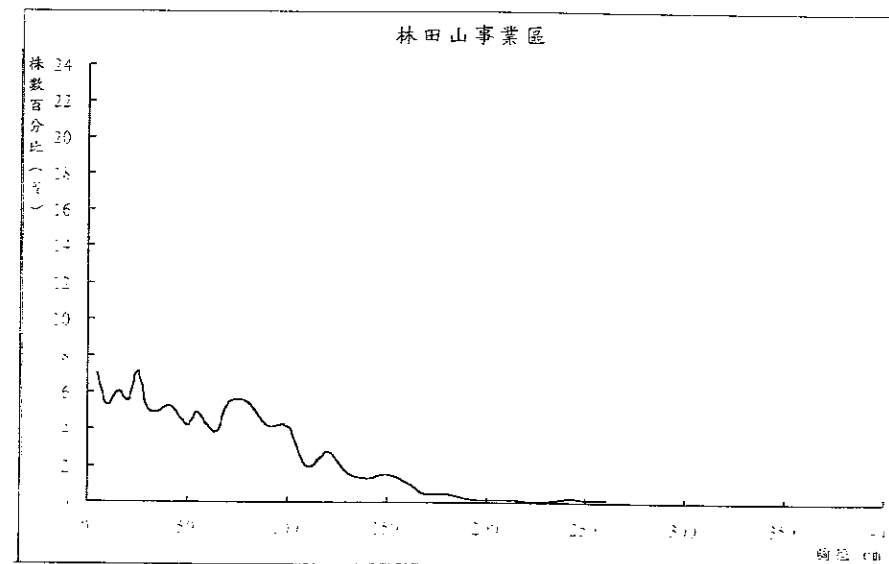


圖 1-32、林田山事業區檜木組級結構圖

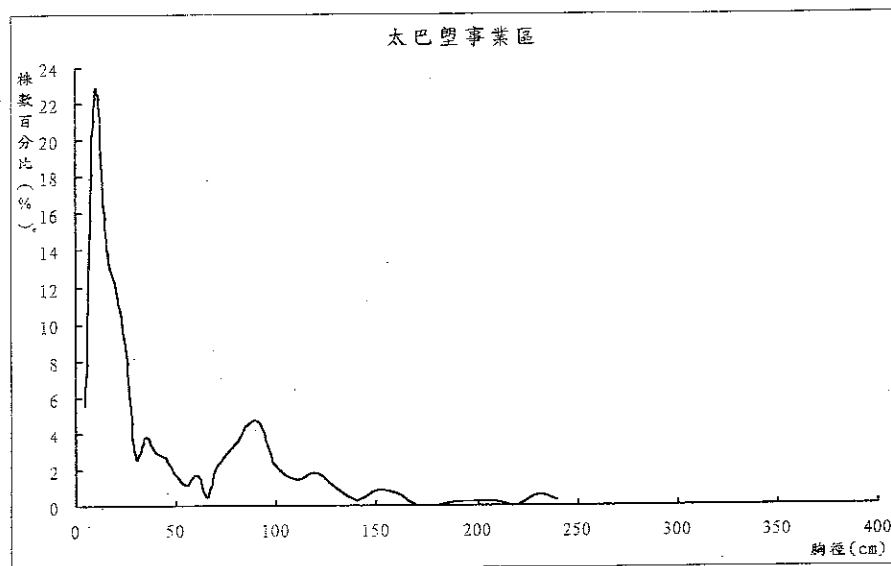


圖 1-33、太巴塢事業區檜木組級結構圖

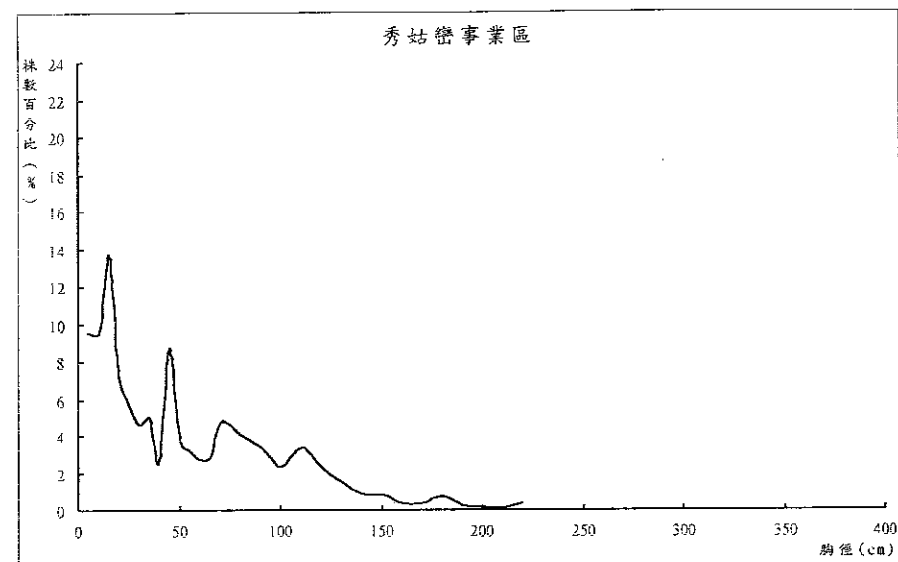


圖 1-34、秀姑巒事業區檜木組級結構圖

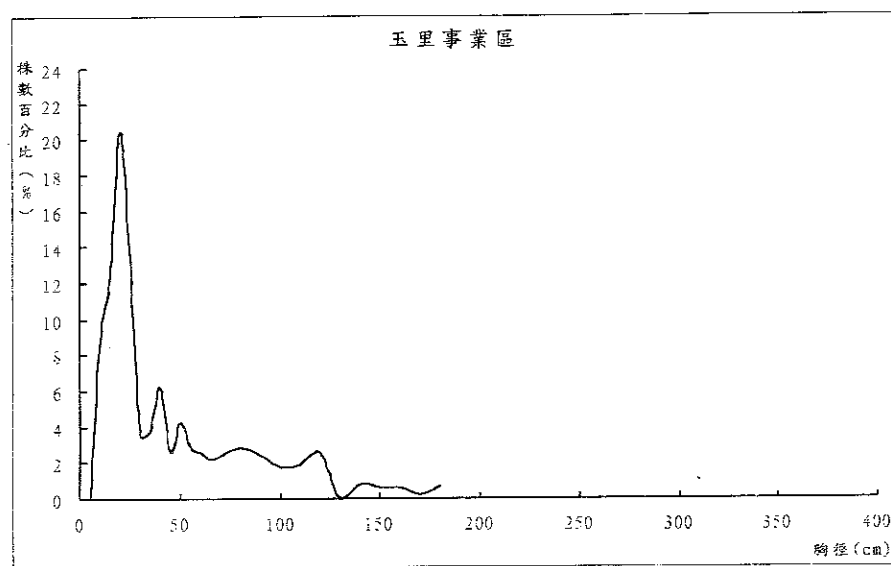


圖 1-35、玉里事業區紅檜組級結構圖

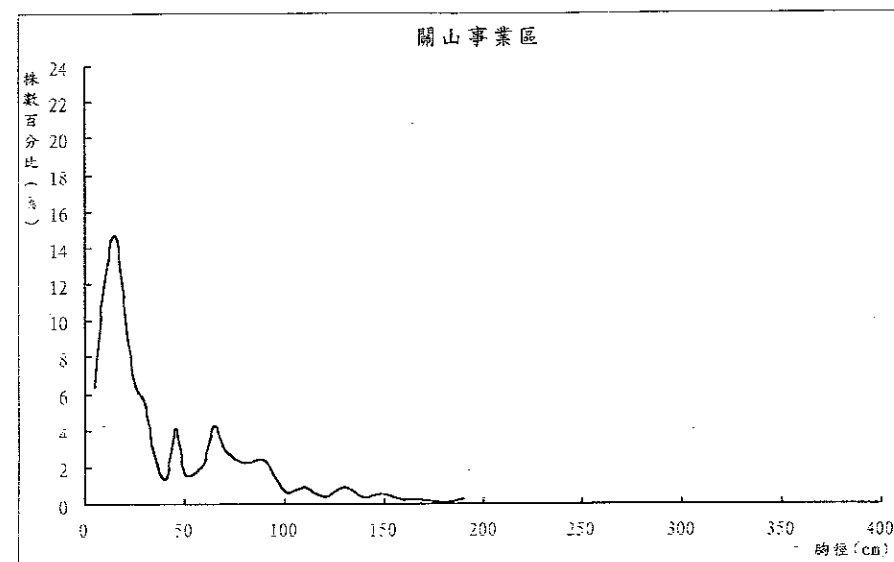


圖 1-36、關山事業區檜木組級結構圖

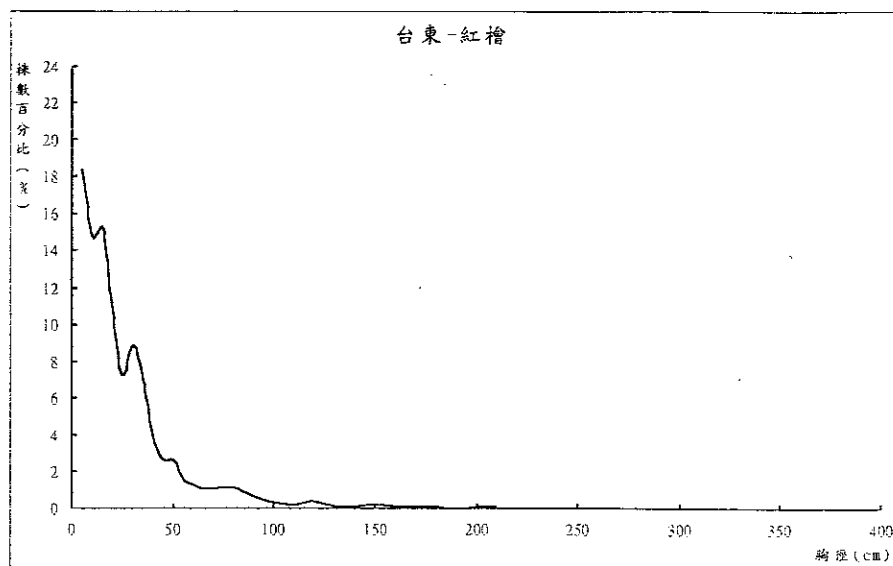


圖 1-37、台東事業區紅檜組級結構圖

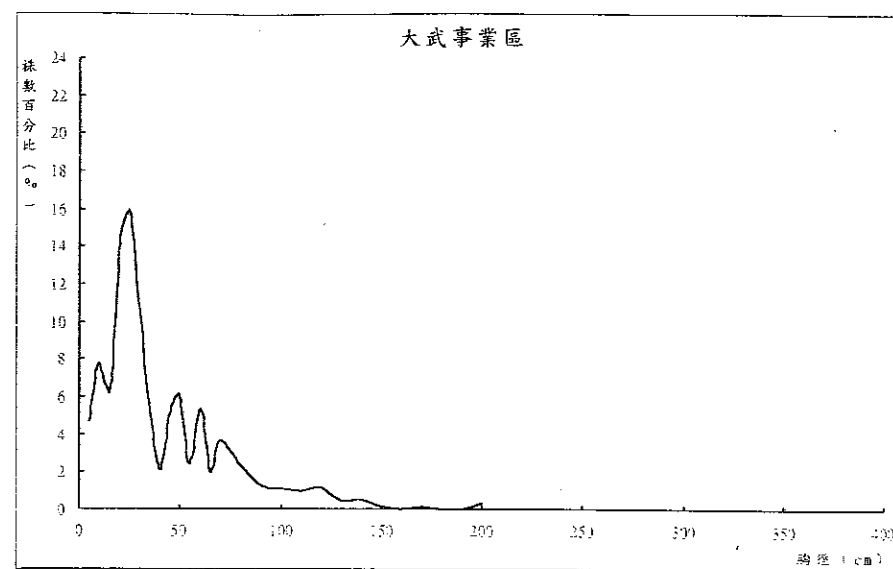


圖 1-38、大武事業區檜木組級結構圖

以下依條例式解讀圖與表，用以表示筆者推演假說的思考方式或若干判釋。

1. 由 1958 年以迄 1973 年的調查顯示，1960 年代全台大約存有 1,611 萬株檜木，其中有 12% 直徑小於 5 公分，但筆者認為此數據可能存有嚴重少算現象。最高的比例在 10~15 公分的小徑木，達 22%，而 15~20 公分者有 8%，20~25 公分者 7%，此後 25~50 公分間的各組皆為 3%，50~55 公分 2%，55~60 公分者 3%，60~65 公分降為 2%，但 65~70 公分又升為 4%，此後依序漸降，但 230~240 公分徑級略升，及至最大徑木 4 公尺組級又比 310~320 公分及 280~300 公分組級為多。假設吾人依據典型反 J 型曲線判斷，10 公分以下小徑木偏低，65~70 公分組偏高，230~240 公分組級及最大徑木亦偏高，但總體趨勢大抵吻合「愈大徑木量愈少」的常態分布，則武斷下達「台灣檜木正趨向滅絕」之說，完全不可置信，或說，台灣檜木族群若不經伐木必可長期續存，但無法下達「在地續存」的判斷。
2. 絕大部分地區，無論紅檜、扁柏或檜木族群的直徑組級比例曲線，都呈現上下波次起伏，其可能性因素包括地體變動或崩塌所引發的演替或更新、人為伐木所引發的演替或更新，以及族群本身演替特性。其他干擾因素如族群個體生長速率之變異、火災、颱風……未確定因子。
3. 先前林業界指稱檜木林大多為老齡林、過熟林等，完全視檜木林地為經濟生產的人為觀念，與事實大有出入，今後宜全面消除此等營林觀。
4. 形成直徑組級結構曲線的波峰、波谷現象，波峰代表該時段更新苗木數量龐大，由於成林地被苗木量少，故自然狀態下可解讀為地體變動劇烈時期，換言之，原始林地區的曲線或可推估環境變動。
5. 較單純反映環境基質或地體變動者如文山（圖 1-1）、大雪山（圖 1-7、8）、丹大（圖 1-13、14）、楠梓仙溪（圖 1-17）、羅東（圖 1-25）、木瓜山（圖 1-30、31）、林田山（圖 1-32）、秀姑巒（圖 1-34）、玉里（圖 1-35）、關山（圖 1-36）、台東（圖 1-37）的紅檜；典型伐木影響曲線如埔里（圖 1-11）、竹山（圖 1-12）、阿里山（圖 1-16）、宜蘭（圖 1-24）；屬局部族群與向源侵蝕或有相關者如大湖（圖 1-5）、六龜（圖 1-18）、潮洲（圖 1-21）、里壠（圖 1-23）、大濁水溪（圖 1-29）、太巴塢（圖 1-33）、台東（圖 1-37）、大武（圖 1-38）；地體變動且經伐木者或如大溪（圖 1-2）、竹東（圖 1-3）、大甲溪（圖 1-9、10）、巒大（圖 1-15）、荖濃（圖 1-19、20）、南澳（圖 1-26）、太平山（圖 1-27、28）。事實上這些判釋存有太多不確定性，並非嚴謹。
6. 全台未經伐木前或約存有檜木二千餘萬株。

二、檜木天然更新模式

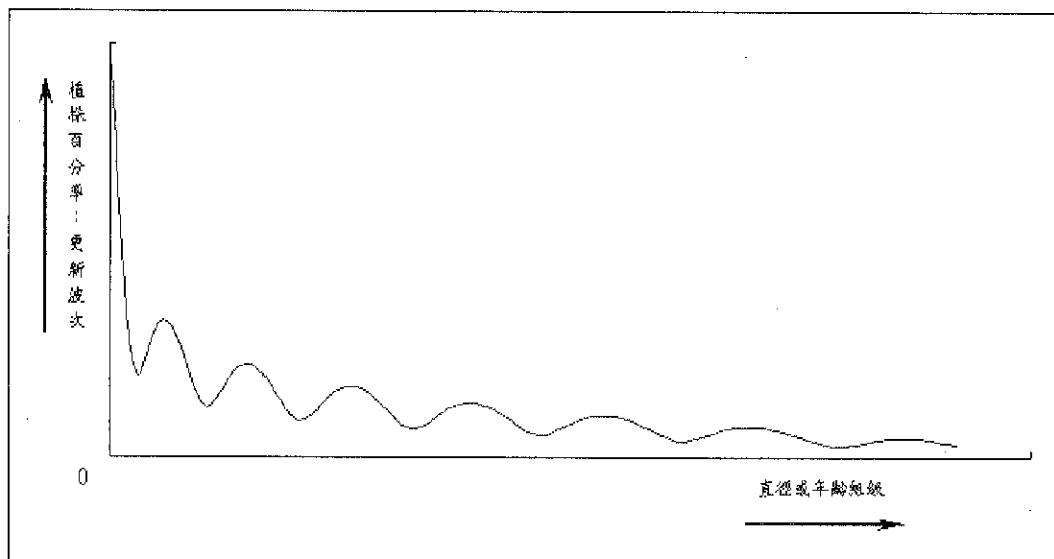
除了上述數據、事實、片斷推演之外，下列殆為建構檜木更新模式的若干原則、觀察與演繹。

1. 從全島檜木族群分布，推測「北扁柏、南紅檜」起因於扁柏較適合於終年高潤溼的北台，此所以太平山區扁柏比紅檜為 7 比 1，阿里山為 1 比 1，秀姑巒以南扁柏近乎匿跡的主因。
2. 同一山坡面扁柏族群往往在山稜以迄中坡，紅檜則多見於中下坡及溪澗，係分布第二梯度，也就是土壤及地體變動因素。

3. 單就扁柏與紅檜分布言之，北部山系雲霧較多日照較低，尤以稜線中、上部為甚，南部山系遠較北部山系不穩定。生物與環境互為指標，反之亦然。
4. 紅檜比扁柏不耐蔭，故與河川向源侵蝕、崩塌之初生演替相關度較高；扁柏林分大抵可在地更新，最可能採取孔隙方式(gap phase)，而紅檜之孔隙更新常以「三代木」現象呈現。
5. 紅檜可沿溪谷兩岸作來回全林更新，亦即陳玉峰(1995; 1998a)所提及現象，可作為保育規劃依據。
6. 扁柏族群可形成反J型年齡結構，如鴛鴦湖區域；或許多已伐木伐盡地區，但基本上位在北台地域；非反J型地區亦可不斷更新，係採取孔隙方式，亦即「遇缺則補」模式。
7. 檜木相對漫長的生幅(life span)是其更新與演替甚為重要的生物因素，相對於其他樹種，檜木的生殖期遠長於生長期，可以產生多波次後代，因此不必先建立苗木等待成長，以備斷層之用，只要在生幅內能有效拓殖，生活史即可以接替，因此甚至不必反J形，可以有斷代產生，台灣地體快速變動恰好足以符合更新需求，此即台灣檜木表象上屬於先鋒族群，面對闊葉樹強勢競爭，卻能保持優勢林型於不墜的原因。

總結檜木天然更新的化約模式如圖 2-1、2-2，且可延伸台灣針葉林的相關詮釋。本圖係以反J型乘上 sin 函數曲線而得，亦即 sin 函數曲線代表因山地崩塌等初生、次生演替所形成的種苗拓殖為高峰，波谷為成熟林相，合成仍形成整體反J但波動上下起伏之現象，一旦崩塌非恆定，則可造成如台灣各事業區族群年齡結構的高歧異度。

圖 2-1. 檜木（紅檜）天然更新模式



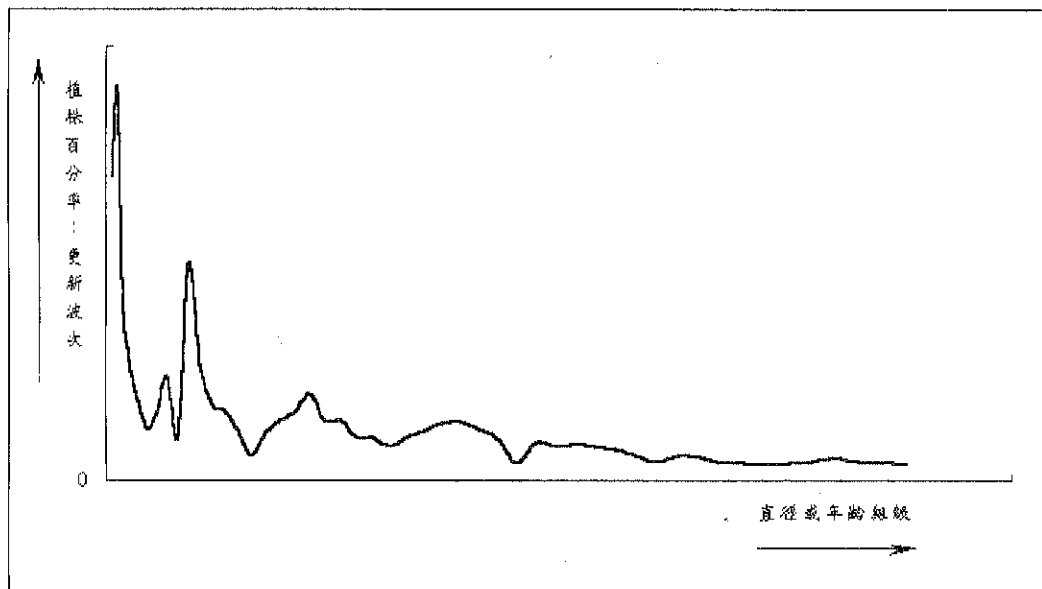


圖 2-2. 以圖 2-1 為基礎，於 sin 函數內加入一小於波峰-谷高差的隨機值而衍生的模式。

其意涵及演繹如下：

1. 台灣地體受到板塊擠壓累聚能量，由地震不定時、不定地域瞬間釋放，導致不等規模崩塌；非地震之長時期間則由各河川向源侵蝕，且全面形成地表不等程度蝕溝，亦造就大小崩塌，兩者或單獨或結合，構成台灣中、高海拔植物生育、演替、演化最主要的基質變異因素，或說森林演化的最重要在地天擇因子。
2. 愈高海拔的地變效應愈直接，夥同氣溫等因素作用，由冷杉—鐵杉—檜木林帶代表海拔變異(3,500~3,000 公尺，3,000~2,500 公尺，以及 2,500~1,800 公尺)，可以對映在生幅(life span)的長短，檜木的壽命最長，平均可逾千年(阿里山先前林分平均年齡在 6,00~3,000 年)，鐵杉其次，僅約 400~600 年，冷杉最短，約 300~500 年。
3. 台灣的高山帶(alpine zone)為最不穩定的地域，故如玉山圓柏由岩壁隙至較穩定山谷，在生幅、形相上亦對映變化，由數百年的灌叢可遞變為 4,000 年以上之大喬木林(例如秀姑坪未遭受火災之前；陳玉峰，1997b)。
4. 地變形成全林或全面更新的主因，圖 7 係以紅檜為範例的化約模式。就總體而言，大規模或大數量的崩塌導致紅檜苗木大量拓殖，且多半位於溪谷地或地滑區，但過度頻繁的崩塌地如金門峒大斷崖則無機會生長。形成紅檜大面積成林者很可能拜大面積或累聚崩塌之賜，此時，年齡結構形成一高峰期。伴隨崩塌竭歇止，紅檜族群緩慢成長且發揮定土功能，而苗木成長空間降低，經數百、千年以上的自我疏薄(self-thinning)作用，漸成所謂「老齡林」，而幼木、苗木降至最低，此即天然更新模式圖中的波谷與遞降趨勢。俟新地變造成新拓殖而再度引發新波峰。雖則相對於生物繁殖周期，

地變速率不盡然夠快，但因檜木生幅長達三、四千年，且各局部小崩塌可以累聚，確保紅檜在百萬年來欣欣向榮。

5. 紅檜族群隨相對累聚或大崩塌形成純林之後，接著進行在地更新。在地更新可源於存在地本身的不穩定或小崩塌，沿侵蝕溝發生苗木，關鍵點即在陽光相對量，另一方面，老木死後倒塌則可形成破空，破空下即發生苗木拓殖地，且因檜木耐腐，往往造成所謂「二代木」、「三代木」現象，此亦即「孔隙更新」，無論孔隙或蝕溝更新，其機制皆相同，因崩塌地土石裸露與倒樹樹幹上雜草與次生樹苗數量較少，陽光遮蔽量較少，檜木苗木得以成長。若林分長處穩定基質，土壤化育愈佳，耐陰性闊葉樹入侵且量眾，且成長迅速，即令孔隙更新，紅檜苗木承受過度壓力，往往無能成長，此所以海拔較低處，紅檜終究僅以散生巨木存在的成因，且易讓研究者下達紅檜正滅絕的判斷，而僅賴溪澗、谷地新崩塌，形成小叢或少數更新木，零散覓地而居，但巨木壽命往往長達千年乃至數千年，原先小蝕溝或谷地將因雨水、乾溝下切而位移，故巨木存在處，多離凹澗、谷地一段距離。
6. 紅檜可能性天然更新尚有火災之後的方式，扁柏亦然。
7. 紅檜巨木若位於溪澗、谷地或崩塌地旁，其幹基膨大有若板根現象。筆者認為與立地基質之流失的刺激有關，也就是說，筆者假設紅檜基因中具有某些條件，因應在生長過程中，立地基質流失之際，樹幹基部及根系會有自我調整的機能，此所以紅檜巨木的幹基特別膨大的主因，此一適應機制可解釋紅檜配合台灣河流及崩塌的更新模式，達成長期演化的結果。此一假說，另可進行細部調查、統計及驗證。
8. 扁柏的耐陰性較紅檜為強，天然林更新方式較之紅檜容易，其所形成的直徑或年齡組級結構圖，理論上波峰、波谷的幅度較低，但因處較高海拔或生育立地位於中、上坡段，地變效應較大且火災頻度較高，總體曲線仍然出現顯著波峰、波谷現象。而扁柏成林後的在地更新，百年來的研究報告，凡提及者大多予以肯定陳述（如前回溯或陳玉峰，1999），此現象在棲蘭山區更是明顯，故而扁柏林可歸屬古典極相論的極相(climax)族群。然而，扁柏族群於特定小範圍（例如 1 公頃~10 公頃）內，其年齡結構未必為反 J 型，且苗木並不見得最多，甚或較少，此現象起因於其耐陰度仍嫌不足，惟在老死木倒塌後的孔隙更新活躍，平時並不須過多子代等候，是筆者所稱「遇缺則補」現象。歷來關於檜木生長的調查報告，出現甚大歧異，除了個體遺傳變異之外，筆者認為與孔隙更新有關。當老死木倒塌而破空時段，破空四周的植株得享相對大量陽光，光合作用量大而生長加速，俟林冠合閉則又趨緩，不定時、不定點的孔隙產生，必然加大個體生長之差異。

肆、檜木林與台灣林業政策之探討

一、台灣林業政策總討論—以1990年「實施林業計畫落實水土保持計畫書」為例

依據百年營林經驗，台灣地形險峻、山地瘠薄、地質脆弱、地震頻繁、豪雨暴雨直逼世界極致、面積有限，就森林資源之木材直接經濟利益而言，營林對台灣久遠基業有百害而僅有區區一時毛利，建請當局依據1980年代之後，每年治山防洪、造林綠化、災難救治、經營管理等等經費與施業，其實際作業之地區，分別計算所得之利與付出之害，或可總體估算站在久遠國土利用、資源總帳的角度，探討合理使用與保存而不利用，兩者之相權。

以行政院農委會(1990)之「實施林業計畫落實水土保持」計畫書為例，其期程為1991年7月~1997年6月，預算總經費列有622億3千1百餘萬元，平均一年約104億元，但無料及1996年賀伯災變的鉅變，以8月1日至8月7日16時為止的損失言之，水土保持損失為11億6千4百餘萬，林業損失為5億5千餘萬，加上漁業損失、農田損失及農漁牧產物損失，7天合計損失192億1千4百餘萬元，約略相當於該年全年預算的2倍。復建工程更是天文數字，光是新中橫沿線，約為年度總預算的2倍，而上述僅僅為1990年的預算及賀伯的實質損失，試問國家從1991年迄今，實際花在傳統土地利用的代價若干，如何而可以精確計算與評估歷來此一政策之利弊？

即以此一計畫書為例，其林業政策說是要「重視森林保育資源功能，加強造林及水土保持工作」，此政策前半段正確，後半段卻是因循傳統頭痛醫頭、養災救災的迂腐之見，往下將申論之。

農委會強調：「林業政策已由傳統之木材生產，轉型為以保育為重之多重目標林業經營；山坡地之保育利用，亦將由農牧生產轉變為以環境保育為導向。故林業建設與水土保持計畫之實施，將成為確保未來台灣經濟及文化持續發展之決定性條件。其投資效益不在追求短期之生產，而在於提供安全及高品質之生產及居住環境以謀求國土保安之長遠利益為政策目標」，雖然距離「生態中心(ecocentrism)」理念還有遙遠差距，但就過往唯用主義、短暫近利的貧窮文化言之，這段話可謂可圈可點，深具水準。然而，問題出在實質計畫與現實作業若加以檢驗，或可發現其嚴重背離政策精義之嫌。

(一) 林產工業的政策迷思，台灣有無伐木營林的條件？

依據任憶安(1999)，台灣在1970年代自產木材每年皆在100萬立方公尺，1973年超過110萬立方公尺，此後則逐年下降，1983年略上揚，1989年之後低於20萬立方公尺，1997年僅剩3萬餘立方公尺；相對的，台灣使用木材自1950年起一路上升，到1979年達一高峰，達792萬立方公尺，係建築材料所需之所致，而漿材消耗尚低，此後以迄1991年間，年耗材在600~800萬立方公尺之間，1991年木材總消費為797萬立方公尺，但用材的消費量只有625萬，比1979年的699萬還低，此乃因台灣合板出口自1979年的124萬餘立方公尺逐年下降，至1991年合板出口僅20餘萬（合板生產是台灣消耗原木的主要部分，1979年原木進口了629萬立方公尺，1991年原木進口僅397萬立方公尺，減少36%，反之，製材進口卻顯著增加，至1993年，製材進口量首度超過原木）。1992年是台灣建築的高峰，該年

木材總消耗達 836 萬立方公尺（用材消費量為 703 萬、漿材消費量為 171 萬），之後，木材工業萎縮，工廠外移，建築業不景氣，致令木材消費逐年降低。

換句話說，即令以台灣伐木最頂盛的年代，自產木材不及今之年耗木材量之 13%，奇怪的是，新近農委會卻計畫設置「木材專業生產區」，希望在 2,000 年，將國內木材自給率，由目前的不及百分之一，提升為百分之二十以上，還讓某些官僚、學者趁機抹黑環保團體，說是環保團體反對，而農委會的生產區是優先由 40 個人造林區選出者（傅鼎龍，1998），甚至於將木材進口 99.5% 怪罪給搶救棲蘭檜木林運動，要環保人士「不用衛生紙、不看書報，才有資格反對伐木」（陳玉峰，1999a），事實上環保團體十餘年來只搶救殘存天然林，更主張在 42 萬公頃人造林上，真正實施永續營林、生態營林，這些扭曲環運主張的言論不是蓄意無知，就有可能只是傳統伐木派處心積慮要終結天然林的企圖（陳玉峰，1992；1994；1996；1997c；1999a）。

更精確的說，國內木材自給率多寡，實繫於政策、國際木材市場、自由貿易、國內工資、台灣土地及環境條件、木材性質等等複雜因素，斷非空洞的百分率所能彰顯意義。農委會(1990)強調：「以民國 77 年為例，進口原料木材共 682 萬餘立方公尺，價值 10 億 6,500 萬美元，成品出口則為 22 億 2,350 萬美元，佔國家出口總額之 4.77%」，另說明木材來源日漸困難，故在未來除對北美木材依賴性加重之外，尚須「為維持木材工業之生存，並儲備國內民生必需資材」，然而，任憶安(1999)指出台灣合板工業從 1979 年之後的衰退，由木製家具取而代之，但 1987 年之後，出口亦日漸萎縮，且板類進口增加，對台灣未來木材供需，認為有如下趨勢：1. 由實木消費轉移為林產品消費，原木等進口減少，合板等進口續增；2. 木製家具出口減少，進口增加；3. 省產木材在市場上供給比例仍然很小；4. 木漿進口減少，紙類進口增加；5. 木材及林產品呈淨進口現象。

以 1999 年 1 月份木材價格而言，一立方公尺台產扁柏三等材 61,020 元，為進口材最高價的美檜二等材 9,080 元的 6.72 倍；台產紅檜三等材則為美檜的 5.45 倍；台產牛樟為美檜的 3.29 倍；台產櫟木為美檜的 2.62 倍。相對的，台產非貴重木則價格皆低於進口材，闊葉樹如樟、殼及所謂雜木價格僅 2,698~3,627 元之間，中海拔造林木最大宗的柳杉則為 3,594 元，而進口木材由白松之 3,475 元，以迄最貴的美檜，價格變異度低，足以說明今之台灣自產伐木意願低落的成因之一，只覬覦檜木或其他貴重木。

筆者長期進行林業人員口述歷史的訪調中，徵詢台灣有無伐木營林的條件，上至林務局副局長，下至巡山員，大抵持低調見解，其主要原因在於台灣環境歧異非常，林木生長緩慢且除了少數樹種之外，材質不佳，假設有大量訂單，台灣根本不足以應付，遑論治山防洪、安邦定土。另一方面，以農林培養工商的拓荒時期，替林務單位賺進大量外匯者，即令在外銷不振的 1980 年代，林務局的收入仍然超過 70% 仰賴檜木（任憶安，1981a；b），且在該等年代，台灣木製家具依然仰賴進口木材，自產檜木原木之用於家具者僅佔 7.2%，製材則只 1.23%，也就是說，歷來台灣所謂林業興盛時期，實乃由檜木獨挑大樑，捨檜木難以言營林。

再由農委會的自我檢討(1990)：「自民國 35 年迄 77 年底，台灣地區人工造林地面積已達 57 萬 5,460 公頃，若以每公頃林木年生長量 5 立方公尺估算，每年全部造林地生長量約 288 萬立方公尺，可供砍伐利用而仍維持森林蓄積量並健全更新

老林。惟目前人工林可供砍伐者遠不及此數，究其原因係人工造林地所生產之木材，不能符合國內林產工業之需要，除了樹種過雜，且林種與工業界原料需求脫節外，以往造林只重成活，不重材質培育，亦為無法培育高貴家具用材之原因」。

40~50 年來台灣林學界的研究報告暨相關經費不可不謂龐大，人材更可謂濟濟多士，筆者在此不擬探討研究與發展為何脫節，惟可向農委會質疑，今後台灣的林地所謂「樹種選擇、集約經營、培育貴重針葉樹林、優良針闊葉林、速生樹種」的「對策」下，就真能發展符合經濟效益的「永續營林」乎？抑或生態環境總體條件不足？人謀不臧？較之日治時代若何？一些大陸性地區的營林觀念與施業真能施行於小島台灣？全面且價值或思惟哲學背景有無必要作根本性變革？

綜合上述，容或可得下列現象、反思或事實：1. 台灣主管當局從未放棄木材加工出口，以賺取外匯的經貿政策；2. 台灣歷來木材工業主要仰賴進口原木，加工出口賺取附加價值；3. 自由貿易市場下，台灣的木材工業日益萎縮；4. 百年來台灣自產材從來都是木材消耗的微小比例；5. 台灣符合經濟利益的營林端賴檜木及少數貴重木，但如今檜木林幾已耗竭；6. 以進口木材 99% 以上，要求砍伐殘存檜木林的立論，很可能是無知、蓄意無知、不客觀、假國際道義、不公平甚或不道德的偏頗；7. 20 世紀人造林無能承擔永續營林或台灣林產工業之所需，且過往台灣所謂林業，建立在對演化二百五十萬年來的原始森林作耗竭利用，而原始天然林砍伐後無能復原為原林生態系；8. 下世紀台灣林業政策必須作根本變革，捨棄經貿性營林模式為宜。

積極性建議如下：

1. 三年內徹底依據環境條件、森林類型與生態特徵、立地風險等等因素，做好林地分類之調查規劃，奠定下世紀林業、林政之基盤。
2. 檢討民生用材之真正數量，由目前全國 42 萬公頃人造林地規劃民生用材「危機應變生產區」，包括世界經貿危機處理、戰備應變處理、生態或災變處理等，用以替代所謂經貿取向的「木材專業生產區」。
3. 以工商回饋農林政策亟待規劃，扭轉 50 年以農林培養工商的長遠影響，包括隨水費徵收、原住民保留地、國有林地內外保安林地等等，總體建構世紀回饋制度。
4. 籌謀規劃民間造林（經濟或生產林）之保價收購制度或辦法，用以替代倉促成軍的「全民造林」。
5. 輔導木材工業作世紀轉型。
6. 調整研究與林務單位之間的互補互動關係，今後農業部組織結構應整合研究與實務，使之得以相互配合。

（二）台灣林業計畫目標、內容或主要工作項目之省思

農委會的計畫全程目標在於建造 40 萬公頃永續生產的經濟林、20 處高品質森林遊樂區及 36 處自然保護區或保留區；水土保持方面則辦理治山防洪工程及山坡地水土保持處理與維護，推動山坡地農村地區綜合發展及利用，涵蓋全島山坡地約 97 萬公頃。

表面上這些目標並無不妥，然而就其七項內容，前三後四即上述全程目標的林業計畫與水土保持，工作項目亦同，第一項為加強造林與森林撫育，也就是辦理森

林的新植造林、補植、撫育及育苗，也要辦理天然林及人工林相的改良，筆者看不出這些工作有何檢討過往問題與對策，尤其令人無法接受的是，針對 5,373 公頃天然林作「林相改良」。天然林係自然界經由悠遠漫長時間，與環境、天擇作用下最佳平衡的生態系，任何人力改造只會摧毀殘存生物基因池。以台灣生界而言，任何保育的終極目標，正是原始天然林生態系，何況台灣林地尚未分類，動及殘存自然生態系的施業都是風險與破壞，何苦以國家之力，傷殘生界根本？！此乃過往觀念，試圖改造自然為人工林的餘毒，造就的有可能只是少數研究者的偏見或利益，新世紀在即，政府該有智能區辨是非！真正要落實者，即針對 42 萬公頃人造林地，做全面檢討與改良，去符合先前檢討的，如何達成永續營林。

例如 1965~1976 年間實施林相變更，完成 38,723.09 公頃的造林，其中 26,038 公頃原始森林，正是台灣終極圓滿的生態系，1987 年曾調查評估此等變更區，大抵被改造為柳杉、相思樹、光臘樹、二葉松等等的人造林（路統信、孫正春，1999），依筆者觀點，這些林分不但沒有達成符合經濟效益的永續營林，更是焚琴煮鶴、暴殄天物，摧毀演化悠遠的自然基因庫，花上十、百年時光與無窮金錢也無法追回的悲劇！不幸的是，如今仍然持續進行！

第二項係發展森林遊樂，原則上此乃森林經營轉型多元的良好方向，以 1996 年為例，全台森林遊樂區營業總收入為 319,391,945 元，服務了 3,129,250 人，就台灣現今發展而言，此面向潛在產值絕對遠大於目前，只可惜每開發一處毀滅一處，硬體為主，外來文化為尚，直將土地文化最深沈的自然消滅，伴隨管理不當，或有朝部分民營化之趨勢。然而，例如大雪山森林遊樂區保有近 30 公頃扁柏天然林，優秀的林道，以及諸多殘存闊葉林分，千萬不必隨流俗而民營化，問題只在經營面向，尤其對自然理念的欠缺，反映在興革措施的誤導殊為可惜。多年來筆者進行林業人員的經驗訪調中，每每感嘆於土地智慧之快速流失，因而十餘年前即向當局建議，儘可能建立全國各林道開拓史、原始生態系最後記憶之登錄，將動、植物、地理、地文、人文、軼事等等，完整記載，以便做為土地復育、環境教育解說的基本素材，奈何老成凋謝，地靈山精逐日滅絕，一大堆規劃報告聽由坐在冷氣室內、四體不勤的所謂學者專家空中畫大餅，不切實際而所用非人。林務局久遠以來的老兵智慧之未能保存、發揚，已是台灣后土的重大遺憾，加上拜金潮流、唯用至上，新的自然情操與自然哲學不能加進改造本質，徒以經濟近利概念，持續迫害殘存自然，所謂「森林遊樂」若不能扭轉為真正自然文化與本土本質之展現，此一趨勢有可能形成另類傷害。

第三項的「加強森林經營管理」皆為傳統林業基礎工作，新項目但為文資法下的保護（留）區。就 50 年來林業施業相較之下，我們不忍苛責保護區的經管，然而，檢視較接近都會區的保護區，例如三義火炎山等，解說教育步道新闢，木柵大門深鎖，巡山監測人員及山林經驗不足，就保育精義而言未必達其效益；就全國保育系統之位階或定位則朦朧曖昧，事關林區管理處、地方政府、人民濫墾、管理績效等等，更根本的，國家保育體制結構、法規等，為其根本缺陷，未來宜成立「自然資源保育總署」，統籌全國非生產性保育事務，讓生產與保育有個明確的責權劃分，屆時森林警察、替代役、義工制度等，應一併規劃。

第四項的「加強山坡地保育利用」大抵由水土保持局、縣市政府、學界等主事，做的是農地水保維護、排水、農路、灌溉設施、蝕溝控制、植生綠美化、造林、農

經輔導及營農環境改善、水土保持技術改進示範...等，依據我們各地區查訪工程所在，不無酬庸分贓、人際關係至上之嫌，最為嚴重的問題，一方面放縱違法、違規的開發無遠弗屆拓展，另方面就地合法、官商勾結、民代關說、公權不張，簡直是無政府的現象，且歷來從未獲致有效改善。夥同五、六、七項的西部地區治山防洪、東部及蘭陽地區治山防洪，以及山坡地重大災害緊急處理、治理與復建，基本上皆為消極因應，其特徵為：1. 以科技治理科技無能解決的事務；2. 以硬體工程覆蓋在本質鬆動的地層；3. 以一時替代久遠的思惟與做為；4. 積小善、行大惡；5. 以工程創造永續工程的迷思。

傳統治山防洪係因不當人為開發之後，以人為工程施業，試圖將災害降為最低，可歸屬於頭痛醫頭、腳痛醫腳的治標措施。由於長期營造與災難之反覆，近年來已具備若干反思與改革的嘗試，何偉真(1998)說明林務局試圖改變傳統混凝土構造的工程，逐步結合自然環境與生態保育概念，施行自然生態工法，亦即植生技術的補進，或相當於筆者歷來倡導的生態綠化，事實上，遠在日治時代治理如阿里山鐵路兩側的地滑與山崩，早已大量援引如台灣赤楊的復建，可惜一整套符合台灣環境的歷史智慧與經驗，並無傳承、累積與進步。

值得深究的關鍵如下：1. 山坡地的不當墾植之後，在土石流竄處蓋攔砂壩，穩定小區域，在平時或小雨則累聚土沙，卻在暴雨時段壩毀土石流形成，此之謂「零存整付」的成災作用（陳玉峰，1992）；2. 不治理災難源，也就是違法、違規的不當施業，卻為這些開發做短暫或一時的工程救濟，如同鋸箭療傷，不僅無法根治，必然擴大潰爛，此乃本末倒置的做法；3. 歷來植生綠美化不僅沒有考量本土生態法則，大量外來植草、植栽更是違反演替、阻礙本地次生演替，好似人體上植犀牛皮，無法癒合且延遲土地的自我療傷或自然復建；4. 歷來所謂保育、水土保持的主導人及觀念，大多傾向開發或經建至上，嚴重欠缺生態學整體論(holism)或綠色哲學觀。保育政策由開發派衍生，本質與表象難能一致。

積極或具體建議如下。

1. 行政院部會組織結構應嚴正考慮設置「自然資源保育總署」，位階同於環保署，夥同農業部鼎足而立。舉凡非生產型保育事務、國家公園、林地分類後的全國殘存天然林、任何保護區、遊憩區及公園系統等等，統籌在本總署之下，讓永續營林與農業生產等，歸於生產性的農業部，一舉釐清本質迥異的業務，正本清源。
2. 確保全國殘存天然林，立法保障之；林業研究全面在人造林地落實。
3. 以台灣自然生態系為依歸，建立本土文化真本源，建立保育總指標為自然生態系的復育速率。
4. 逐年、逐步、分區，將每年龐大治山防洪工程經費，依特定比例回收放租林地、山坡地、區外保安林等等。
5. 發展真正生態綠化或技術，以自然法則為依據，從行道樹、邊坡、護坡，採行當地次生演替系列物種為植栽。
6. 中央及各級政府政策必須長期且一貫，將國土安危落實到優先行列，扭轉過往口號或浮誇文宣。

20 世紀是台灣自然史 250 萬年來最劇烈的開發時期，大約 7 成的自然生態系遭受毀滅，以自然演替速率粗估，若能斧底抽薪改革觀念與施業，21 世紀或可恢

復至5成的自然度，一個國家施政的終極評價，不僅在於人類民主、自由、安危與健康，更應反映在總體生界的完整與續存，最大的善，有待土地倫理的形成來驗證。

二、檜木林經營管理今後方向、原則與建議

檜木林隸屬全國森林政策下之最重環節，本研究先由國家林業政策總討論切入，其次進入本議題，而全國林政主關鍵之一，在於自然概念、價值哲學的偏差，以及過往國家經建包袱的壓力，如今，森林之經建、經濟壓力隨台灣之邁入已開發國家，而漸轉進為非林木直接利益，更肩負起土地環境保全的根本，是以經營管理首重自然情操與土地倫理的培育，尤其天然林的價值意義必先強調，其次再求技術層面的建言。

(一) 天然林的價值與意義 (陳玉峰，1998)

1. 天然林最重要的價值是無價，無法以人的價值觀去量化定價，它超越了狹隘的人本中心，是上天才能賦予的評價。包括生存此間千千萬萬生物的生與死的裁量權，眾生各自依據其因緣面的宇宙價值觀，人造林絕對無法取代其獨一無二的生命本質。雖然我們目前的文化內涵不具備此面向的瞭解力，但神、佛是不需藉由科學驗證才存在的信仰議題，人種是無權施加其他生命意義的判決權。所有人類之外的生命，並非因人欲目的而有價、有意義。
2. 天然林一旦蒙塵，基因庫一旦殞滅，則永不能彌補，無法恢復。即令循演替修復，也永遠不是循自然法則完成的原型，這是每條生命在宇宙間的唯一性問題。在台灣人仍然無法尊重原住民的文化尊嚴情況下，遑論動植物的靈與肉，而失去的永不可再的遺憾，正與人死不能復生同理，況且此等消逝，損失的不只是台灣，更是全球性生命網的問題。
3. 天然林正是台灣地體史形成過程，配合百多萬年來四次冰河期、間冰期，導引東喜馬拉雅山系，自恐龍滅絕年代，包括裸子植物、高山植物等最古老物種的子嗣，引渡來台，生生滅滅，歷經悠遠年代的天擇演化，終得發展出最適合台灣土地環境的生命，他們與台灣的性格或命運息息相關，沒有天然林就不是台灣！
4. 天然林是台灣本土文化的終極泉源，舉凡世界各地區的土地文化與文明特徵，大抵取決於其無機與有機的環境，最極端的主張便是「環境決定論」，也就是有什麼環境發展出什麼文化。環境即資源特性，天然林則為有機環境體系的代表，台灣原住民的文化正是山林文化，筆者曾歸結台灣環境破壞的終極根源，即華人無能銜接源自原住民及土地經驗文化的結局。沒有天然林就沒有活水源頭的台灣本土健全文化。
5. 天然林生態系是台灣所有保育措施的總目的、總指標，絕對不是先前砍盡檜木林，從其內找一種一葉蘭做復育的方式之謂保育；保育也並非保育稀有物種而已，保育更不是復育那早就滅種的梅花鹿，那些都是「保育明星」、「政治秀」；保育不是僅止於設置幾個國家公園、自然保留區，取締幾根犀牛角避免國際制裁等等被動式措施。時下台灣的保育往往見樹不見林，搞幾種明星樣版亮相，甚至於伐盡最珍貴的數千年天然林無人在乎，搶救幾株數十年外來種的芒果樹卻如火如荼；變動性最大的海岸濕地雖有人群起捍衛，水源涵養之鄉被世代盜殘卻乏人正視。凡此保育荒謬的泡沫劇，我們必須予以改頭換面、由根革新；保

育保護區誠然重要，區外保育往往才是保育網路的死角，而全面原生生物歧異度才是所有保育的終極目的。可嘆的是，十多年保育運動似乎存有走向窄胡同的危機，因果倒置、捨大取小，如今，我們必須揭櫫天然林才是保育最終依歸的精義。

6. 台灣迄今為止自然生態系保育的最重大盲點，即低海拔山區、丘陵台地天然林的全面棄守。就全台保育網系中，佔盡最大面積，反映台灣地理位置最具全球代表性的樟、殼、桑科闊葉林，從來都是國人眼中「無用的雜木」，前後歷經全面皆伐、林相變更、林相改良、開礦闢路、農業上山，夥同種種變相伐木、工商遊憩、神壇墓地，搗毀闊葉林相幾至無所不用其極，除了塊斑狀惡地「劣林」或難以逼近的少數殘遺，海拔 2,500 公尺以下，原本為福爾摩莎精髓所在的綠色海洋，已屈全盤潰爛。如今，我們必須加速救亡圖存，力保土地遺孤，全力捍衛此等低地基因庫。
7. 台灣為世界生物於東亞南北遷移的要津，地史演化的諸多胎記薈萃此地，多少珍異物種在日治時代的發現震驚全球生物學界，更且數十、百萬年來島嶼演化的軌跡，塑造台灣天然林生態系佔盡學術研究的「戰略地位」，設非因為政治因素及本土人才不長進，台灣的多數天然林足以列管為地球保育的世界性珍異自然遺產區，三、四百年文明史的後階段，東、西方來台研究者，莫不為台灣的生界發出禮讚、呼籲保護且搖頭扼腕，痛殤其凋零！舉世來台名家皆知台灣天然林的珍寶異數，我們這一代有必要扭轉過往的偏見，創建真正自然情操與倫理價值觀。
8. 就經濟效益而論，天然林提供水文涵養、地力調節、淨化大氣、穩定地體、公共安全、動物棲所、河川水庫的根本保障，是台灣島維生體系的中樞。先前筆者曾就阿里山公路茶園、檳榔、芥菜、小木屋等傷天害理的事件，援以經濟評估指出，「高山茶」農每賺得一塊錢新台幣，當代社會要付出三十七至四十四塊錢的社會成本。時下搗毀天然林改以農業、遊憩業的經營方式，嚴重違反台灣總體經濟之利益，且為反社會公義、反公平、反道德與反世代的得不償失行為，因為它擁有三大惡質，即少數人得利、多數人受害；這代人得利、世代人受害；當代不賺穩賠的倒行逆施。

以上即台灣天然林在自然價值、生命唯一且不可逆、台灣土地基本特質、土地文化活水源頭、保育終極目標、基因庫保存、學術價值及經濟效益等八大項目的根本意義。

（二）檜木天然林的價值與意義（陳玉峰；1999a）

1. 孑遺於海洋性潤濕高山島的檜木群，代表古地史殘存珍稀林相，今僅存在於東亞及北美，允稱全球水準的自然遺產，遑論台灣。近五十餘年來由於伐木政策、植物地理及生態研究不足，以及國際政治局勢之故，台灣檜木林本該列位世界自然遺產公約指定的全球遺產，奈何長年淪於滄海遺珠；更且，在國內保育地位一直沉冤未白，素為保育界最嚴重的疏忽之一。
2. 台產檜木兩種且有雜交跡象，兩者及其生態系允稱全球獨一無二，此生態系的研究成果，堪稱台灣向世界學術界提供貢獻最具潛力的植群，其價值無以倫比、

無可替代。

3. 檜木林的研究，可提供地球生物在冰河時期大遷徙的解謎關鍵。過往台灣植物或生物地理探討，常陷入與中國親緣關係的盲點，近年筆者的研究顯示，從日本、琉球島弧，以及從菲律賓南方系統，有可能是另外兩條來台路線，而檜木林即可能由日本經琉球來到台灣的證據，此係由如昆欄樹及檜木的東亞分布型來推演者。
4. 台灣檜木林之空間分布係介於溫帶與亞熱帶之間，正是針葉林與闊葉林的交會帶，曾有人認為檜木林為台灣最古老的「原型」，或說從檜木林來台後，再分化為各種植被帶，無論其是否為真，檜木林皆為台灣植群或生界演化史不可或缺的環節，只可惜這方面的研究，台灣殆已中斷二十餘年。
5. 就全國自然保育而論，歷來僅止偏重在人為價值、欠缺研究或無知判斷的所謂珍稀物種，但卻遺漏檜木林帶內諸多活化石曠世物種，例如台灣杉、台灣檫樹、台灣華參、檜木本身……，更且一般論及物種歧異度，卻忽略生態系及棲地歧異度；農委會主掌全國保育事務龍頭，但其自然知識、判斷能力，卻處處流露原本伐木營林經濟型從業人員，轉接生手的保育事務之窘境，且長年以降並無顯著改善之跡象，此所以國家無法提昇保育水平，而檜木林世界級珍稀生態系始終成為伐木派覬覦對象的根本原因。
6. 檜木林為全國最高大巨聳、最高齡的古木群，光從形相即足以確立其不朽的生態地位，此等結構、歲月及景觀特徵，亦屬地球生態系的瑰寶，過往欠缺自然情操、土地倫理的唯用價值觀，僅止將其商品化，今後宜培育國人從認知、感悟等內涵，漸次品味其無可替代的價值與意義。
7. 依據本研究，認為檜木（尤其紅檜）之天然更新機制，相關於台灣地體上升、河川向源侵蝕及廣泛崩塌扇面，也就是說，檜木以其長壽，配合台灣土地變遷而適存，實乃反映至少百萬年來台灣環境或土地的最佳指標，允稱真正的台灣特徵生態系，亦即國家土地代表性林型。
8. 檜木林為台灣百年來林業之最主要對象，山林開拓史亦以之為主臬，如今中海拔巨木林主體全毀，僅存之北扁柏以棲蘭為翹楚；南紅檜以秀姑巒為馬首，納入保育系統之後，宜以之建立林業文化史的活見證，留予春秋萬世，紀錄 20 世紀滄桑，此為台灣史不可或缺的自然遺產。
9. 伐木後剩遺天然檜木林及其活絡更新的環境條件，反映台灣諸多河川溪谷上溯台灣雲霧帶，代表演化史上的終極完滿群落之一，也是台灣最大降雨帶的活水源頭，涵蓋全台維生系統的中樞，沒有任何人造系統可以取代，且此檜木林為庇蔭全台最重要的穩定基盤，此帶一旦瓦解，台灣永無寧日。
10. 全國尚存原始檜木林之自然度第一級，其為台灣土地或該地域最佳狀態，也是今後世代該林型最完整基因庫，提供自然生界演替、復育大本營，確保永世生機之源頭。

(三) 檜木林經營管理今後方向、原則與建議

1. 經由一世紀伐採後剩留的檜木天然林應建檔列管，國家本土生態研究應以之為最重要對象，以 10~20 年為期限，建立台灣檜木生態學，爭取列入世界自然遺產保護公約下的保護區。
2. 在全國林地分類之後，若有檜木天然林可資經營，則僅能以擇伐方式行之。目前為止，棲蘭之所謂保留若干立木，造成成片苗木的作法，尚未超過 30 年，以檜木成長生幅，無法保證營林成功，亦有違生物歧異度自然演替，不過是將天然林改變為人造幼林，今後宜長期監測，列入試驗型（先前已處理之林地）永久樣區。未來林務局在組織結構重新調整後，全國林地管理必須爭取一元化，屆時將棲蘭處理後林地，劃歸檜木營林長期研究區。
3. 依據棲蘭山區現地調查，其檜木林天然下種的更新方式為全台灣最佳地段，建議此台灣扁柏純林應予保存，任由天然更新即可，不必人工干預，枯立倒木處理應停止。夥同類似環境之太平山區已伐木地段應於評估，如種子來源無匱乏之虞，則經由整地任由天然下種後再人工疏伐、經營撫育，無法天然更新地段再予人工造林。
4. 天然更新之苗木數量極其龐大，遺傳變異相當可觀，天擇作用之淘汰率甚為嚴苛，而一般育苗母樹來源有限，以人為方式助苗成活，喪失初期拓殖的天擇考驗，對苗木長期發展必有限制，故建議人工育苗移植之際，可採多株並種一穴，初期讓其自然競爭，後期再人工疏伐、經營撫育。
5. 為求 21 世紀檜木量產之可能性，數萬公頃先前檜木伐採跡地，及其造林失敗經驗，應立即進行全面登錄，針對所有從業人員，依每步驟或過程，採訪其全記錄，匯集為檢討總誌。畢竟，依據更新研究顯示，伐木跡地之更新，沒有理由不能成林，天然下種亦不乏成功例證，然而，所謂輪伐期，先前可能作了過分樂觀的估計。
6. 紅檜之苗木及育林生長較扁柏迅速，但為求表功而急欲成林，遂在扁柏林地種植紅檜的作法不無可議，同時，移除枯立倒木、樹頭等做法，不讓林地有機會吸收檜木緩慢分解後再循環的物質，亦有可能違反在地更新之所需，是以殘材處理或當禁止。
7. 檜木之經營管理非徒技術層面，今後尤應首重自然生態系循環、演替與演化觀念，總體檜木天然林組成或基因池之得續絕存亡，切勿再以人定勝天盲點，假借試驗研究而輕啟破壞之實。

三、自然平權宣言

基於土地文化、自然倫理以及世界宗教的終極關懷，為復育台灣自然生態體系、保育天然基因庫、防治環境及生物性災變、深沈反省文明與文化，並揭發生界萬物平權觀，在此世紀交替之際，奉人類時代的良知，我們宣示「自然平權宣言」。

我們認知：

1. 任何生命體皆為宇宙的唯一且無可替代，此為自然平權的根本原則。

2. 生命歧異度本身即為善，任何生命個體及其族群擁有維持及增進其自然歧異度的天賦生存權。
3. 生命與生命、生命與環境之間皆為密不可分的關係網，更且，整體永遠大於部分的總和，人類對此全知識仍屬無知，有待謙虛的向自然學習。
4. 任何生命過程皆為不可逆，小至個體發生、發育，大至地球變遷，無有任何生命過程可資重覆，更且，此一流變的道理即生命的終極道理，生命演化的趨勢即在於探究此一本質性的究竟之道。
5. 人類天性中存有與任何地球上其他生命之遠、近、親、疏的關係，此等時空網的依存關係，正是人類價值之所在，它存在於深邃的心靈記憶，有待內省而開發。

我們主張：

1. 除了自然律食物鏈的運作原則之外，任何生命不得對其他生命擁有宰制、奴役、虐待、操控生死的權力；萬物各有自主性，依演化複雜洪流，各自選行其生存策略。
2. 承認任何生物對地球資源的使用及保育權。人類必須在國土規劃中制訂特定比例的下限，保留給後代生命，圓滿「後代生命資源使用的選擇權」，不僅在國內制訂於法規，更須推展國際結盟與執行。
3. 台灣亟須依據自然維生生態系健全運作的下限，制訂人口及資源使用的適度承載量，且為任何自然生命設立保育區。
4. 關於已經遭受開發、破壞的台灣原生生態系，必須規劃天然復育之措施，復育則遵循自然演替法則而進行，成就莊嚴國土及美麗家園。
5. 深入學習自然善知，培育本命土的文化意識，結合並推動全球生命共同體的長程目標。

今後我們將以出世的超然、入世的精進，從認知土地生界到社會人文關懷，從科學知識、生活藝術到覺知教育，從人性、人道到眾生平權，奠定環境守望、山林監測、土地倫理與自然情操的基本涵養，並且以此善根，為台灣土地、全球生靈，傳播「生態中心」的理念與實踐。無論何時、何地、何事、何物之境遇，期待得以具備高度的內觀智能，看得見這社會尚未存在的善與是，且竭盡心力促成美夢成真；慈眼透視這社會既存的惡與非，且以善巧方便如法力挽狂瀾。

伍、參考文獻

1. 于景讓，1951。台灣之土地，台灣研究叢刊第10種，台銀經濟研究室印行，共212頁。
2. 中華林學會編，1967。台灣主要木材圖誌，中華林學會叢書之四，共106頁。
3. 王子定、李承輝，1957。林木種子來源對於造林之影響，台灣大學農學院實驗林林業叢刊第20號，共28頁。
4. 王松永，1990。台灣主要經濟樹種材質之基礎研究（IX）扁柏、紅檜及鐵杉之誘電率誘電體力率及電阻係數之變異性，中華林學季刊，23（4）：35-56。
5. 王松永、邱志明、陳瑞青，1980。木材劣化性質之研究（第二報）十八種省產木材之人工促進耐腐性試驗，中華林學刊，13（1）：55-94。
6. 王振瀾，1990。台灣扁柏造林木之精油收率及成分分析，中華林學季刊，23（2）：35-41。
7. 王鑫、楊遠波、陳擎霞、石磊、王穎、呂光洋、趙榮台，1988。大武山自然資源之初步調查（二），行政院農委會77年生態研究第20號，共93頁。

8. 石正男, 1976。巒大林區天然生針一級木產銷狀況, 台灣林業, 2 (9): 36-38。
9. 甘偉松編, 1970。台灣藥用植物誌 (第一卷), 國立中國醫藥研究所版, 共 223 頁。
10. 玉山林區管理處, 1966。阿里山事業區經營計畫, 共 189 頁。
11. 方榮坤、廖天賜、邱陸揚、林鴻忠, 1991。不同光度對於三種針葉樹苗木生長之影響, 中興大學實驗森林系所研就報告, 13 (2): 29-56。
12. 方榮坤、廖天賜、邱陸陽、林鴻忠, 1992。不同光度對台灣原產三種柏科林木生長量之影響, 中興大學實驗林研究報告, 14 (2): 39-54。
13. 方榮坤、林鴻忠、廖天賜, 1988。不良天然林之林下栽植試驗, 中興大學實驗林研究報告, 9: 17-22。
14. 台灣省林產管理局、台灣省農林航空測量隊, 1959a。玉井事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 1 號。
15. 台灣省林產管理局、台灣省農林航空測量隊, 1959b。恆春事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 2 號。
16. 台灣省林產管理局、台灣省農林航空測量隊, 1959c。荖濃溪事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 3 號。
17. 台灣省農林航空測量隊, 1959。大雪山林區森林資源調查報告, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 4 號。
18. 台灣省林務局、台灣省農林航空測量隊, 1960a。太平山事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 6 號。
19. 台灣省林務局、台灣省農林航空測量隊, 1960b。大甲溪事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 7 號。
20. 台灣省林務局、台灣省農林航空測量隊, 1960c。玉里事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 8 號。
21. 台灣省農林航空測量隊, 1960a。竹東事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 9 號。
22. 台灣省農林航空測量隊, 1960b。丹大事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 10 號。
23. 台灣省農林航空測量隊, 1960c。研海事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 11 號。
24. 台灣省農林航空測量隊, 1962。里瓏事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 13 號。
25. 台灣省農林航空測量隊, 1963a。木瓜山事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 14 號。
26. 台灣省農林航空測量隊, 1963b。台東事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 15 號。
27. 台灣省農林航空測量隊, 1964a。關山事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 17 號。
28. 台灣省農林航空測量隊, 1964b。文山事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 18 號。
29. 台灣省農林航空測量隊, 1964c。台灣省立中興大學實驗林能高林場土地利用及森林資源調查報告, 台灣省農林航空測量隊調查報告第 19 號。
30. 台灣省農林航空測量隊, 1964d。秀姑巒事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 20 號。
31. 台灣省農林航空測量隊, 1964e。大濁水右岸事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 21 號。
32. 台灣省農林航空測量隊, 1965a。楠梓仙溪事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 22 號。
33. 台灣省農林航空測量隊, 1965b。濁水溪事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 23 號。
34. 台灣省農林航空測量隊, 1966a。林田山事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 24 號。
35. 台灣省農林航空測量隊, 1966b。阿里山事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第 25 號。

36. 台灣省農林航空測量隊, 1967a。大武事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第26號。
37. 台灣省農林航空測量隊, 1967b。大溪事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第27號。
38. 台灣省農林航空測量隊, 1967c。大湖事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第28號。
39. 台灣省農林航空測量隊, 1968a。南澳事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第29號。
40. 台灣省農林航空測量隊, 1968b。巒大事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第30號。
41. 台灣省農林航空測量隊, 1969a。台灣省林業試驗所六龜試驗林森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第31號。
42. 台灣省農林航空測量隊, 1969b。潮洲事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第33號。
43. 台灣省農林航空測量隊, 1970。太巴塢事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第36號。
44. 台灣省農林航空測量隊, 1971a。羅東事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第41號。
45. 台灣省農林航空測量隊, 1971b。宜蘭事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第42號。
46. 台灣省農林航空測量隊, 1972a。旗山事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第44號。
47. 台灣省農林航空測量隊, 1972b。竹山事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第45號。
48. 台灣省農林航空測量隊, 1973a。屏東事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第46號。
49. 台灣省農林航空測量隊, 1973b。八仙山事業區森林資源, 台灣省農林航空測量隊森林調查報告第47號。
50. 台大實驗林農學院實驗林管理處, 1963。國立台灣大學農學院實驗林概況, 共50頁。
51. 台灣省林務局, 1975。母樹林與自然保護區, 共39頁。
52. 台灣省林務局, 1987。森林保育論述選輯, 共459頁。
53. 台灣省林務局, 1991。國有林自然保護區, 共79頁。
54. 台灣省林務局, 1995。第三次台灣森林資源及土地利用調查, 共258頁。
55. 台灣省林試所森林施業系, 1951。台灣重要針葉樹種單木材積總生長及生長率調查表, 臺灣省林試所通訊, 69: 513-515。
56. 台灣銀行金融研究室編, 1957。台灣之經濟昆蟲, 台灣研究叢刊第12種, 共184頁。
57. 行政院農委會, 1990。「實施林業計畫落實水土保持」計畫說明書。
58. 行政院農委會、台灣省林試所(編), 1991。主要造林樹種育林技術研討會論文集, 共167頁。
59. 任憶安, 1981a。台灣木製傢具及裝設品製造業經營之研究, 台灣銀行季刊, 32(3): 244-255。
60. 任憶安, 1981b。台灣地區檜木銷日之研究, 臺灣省林試所報告第348號, 共17頁。
61. 任憶安, 1999。台灣未來木材及林產品供需變化之淺見, 台灣林業, 25(2): 29-32。
62. 李守藩、王仁禮, 1964。台灣主要芳香油原料之植物, 臺灣省林試所所訊, 190: 1667-1678。
63. 李惠林、耿愷, 1954。台灣裸子植物圖譜, *Taiwania*, 5: 25-84。
64. 李惠林, 1953。(耿愷譯, 1956)松柏類植物的地理分布, 台灣森林, 2(4): 21-25。
65. 李學勇, 1988。扁柏屬(*Chamaecyparis*)之雄性生殖器官, 現代育林, 3(2): 3-14。
66. 李國忠, 1992。中高海拔地區森林作業之影響與經濟效益評估枯立倒木整理保育作業, 在「中海拔針闊葉林之育林研究—八十年度研究成果報告彙編」87-116頁, 農委會暨林試所印行。
67. 李久先, 1985。紅檜人工林疏伐之研究(第三年總報告), 中興大學森林系研究報告第202

- 號, 50 頁。
68. 李久先、陳朝圳, 1988。大雪山地區紅檜人工幼齡林單木生長模式之研究, 中華林學季刊, 21 (2): 25-24。
69. 李久先、顏添明, 1996。三種生長模式在紅檜人工林生長適用性之探討, 中華林學季刊, 29 (2): 83-94。
70. 何麒芳, 1988。紅檜林之培育, 現代育林, 3(2): 24-28。
71. 何偉真, 1998。台灣省林務局的集水區治理及生態保育工作, 台灣林業, 24 (4): 2-6。
72. 汪淮, 1965。台灣經濟樹材解剖性質之研究(I), 臺灣省立博物館刊 學年刊, 8: 17-35。
73. 沈慈安、陳岫女, 1992。苗床密度對紅檜 1-0 幼苗在穴植管中生長之影響, 中華林學季刊, 25 (1): 3-15。
74. 林子玉, 1956。能高林場黃檜紅檜胸高形樹表及材積表, 台灣森林, 2 (2): 1-10。
75. 林作炬, 1988。台灣扁柏之人工育林, 現代育林, 3 (2): 29-32。
76. 林則桐、邱文良, 1990。公告自然保留區之植被調查 (II), 行政院農委會 79 年生態研究第 5 號, 共 57 頁。
77. 林景風、許博行、劉思謙, 1989。台灣中部及東部地區幾處母樹林之生態調查, 台灣省林試所林業叢刊第 31 號, 177-195 頁。
78. 林景風、顧懿仁、許博行、馮豐隆、呂金誠、劉思謙、林朝欽, 1986。自然保護區母樹林地設置之調查評估, 行政院農委會 75 年生態研究第 10 號, 共 37 頁。
79. 林渭訪 (編), 1957。台灣森林帶及重要樹種之分布, 臺灣省林試所林業推廣專刊第 14 號, 共 21 頁。
80. 林渭訪、薛承健, 1950。台灣之木材, 台灣特產叢刊第 7 種, 台銀金融研究室印行, 共 186 頁。
81. 林渭訪、林維治、呂枝爐, 1958。紅檜幼苗生長需光度試驗, 臺灣省林試所報告第 55 號, 共 26 頁。
82. 林渭訪、章樂民、柳楷, 1968。台灣之森林植物, 中華林學季刊, 1 (2): 1-78。
83. 林鴻忠, 1999。生態育林, 台灣林業, 25 (2): 16-28。
84. 林旭宏、賴國祥, 1999。瑞岩溪紅檜林型組成及其徑級分佈, 特有生物研究, 1 (1): 49-60。
85. 邱欽堂, 1956。本省擇伐施業之研究, 台灣森林, 2 (1): 2-15。
86. 邱志明、羅卓振南、鍾旭和, 1993。棲蘭山檜木天然更新林地林分構造之研究, 林業試驗所研究報告季刊 8 (4): 389-402。
87. 邱志明、羅卓振南、鍾旭和, 1995。棲蘭山檜木天然更新地台灣扁柏幹形與樹冠構造之研究, 林試所研究報告季刊, 10 (1): 121-130。
88. 周楨, 1981。台灣林業革新以來之發展, 台灣銀行季刊, 32 (3) 256-270。
89. 柳楷, 1961。大雪山示範林區森林植物生態之調查 (南坑流域), 大雪山林業公司及林試所報告 81。
90. 柳楷, 1963。小雪山高山草原生態之研究, 台灣省林業試驗所報告第 92 號, 共 16 頁。
91. 柳楷, 1966。台灣產松柏類植物地理之研究, 台灣省林試所報告第 122 號, 共 33 頁。
92. 柳楷, 1968。台灣植物群落分類之研究 (I), 台灣植物群系之分類, 台灣省林試所報告第 166 號。
93. 柳楷, 1970。台灣植物群落分類之研究 (III), 台灣闊葉樹林諸群系及熱帶疏林群系之研究, 國科會報告第 4 號 1-36 頁。
94. 柳楷, 1971a。台灣高山寒原及針葉樹林群系, 台灣省林試所報告第 203 號, 共 24 頁。
95. 柳楷, 1971b。台灣植物群落分類之研究 IV 台灣植物群落之起源發育及地域性之分化, 中華農學會報, 新 76: 39-62。
96. 柳楷, 1975。台灣檜木之生態, 台灣林業, 1(13): 24-27。
97. 柳楷, 1982。台北水源集水區自然資源與環境之生態分析, 國立台灣大學地理學系研究報告, 10: 32-62。
98. 柳楷, 1987。鴛鴦湖自然保留區之植物生態, 周昌弘、彭鏡毅、趙淑妙編, 台灣植物資源與保育論文集, 中華民國自然生態保育協會印行。

99. 柳櫨、章樂民, 1962。鹿場大山森林植物生態之調查, 臺灣省林業試驗所報告第 85 號, 共 52 頁。
100. 柳櫨、徐國士, 1973。鴛鴦湖自然保護區之生態研究, 臺灣省林試所報告第 237 號, 共 32 頁。
101. 柳櫨、呂錦明、胡大維, 1975。扁柏屬種間變異及種源試驗, 臺灣省林試所報告第 279 號, 共 37 頁。
102. 柳櫨、葛錦昭、楊炳炎, 1961。台灣主要林型生態之調查, 臺灣省林試所報告第 72 號, 共 65 頁。
103. 胡弘道, 1981。台灣高海拔重要針葉樹種內生菌根之研究, 國立台灣大學農學院研究報告, 21 (2): 113-133。
104. 胡大維, 1988。紅檜的種內變異極其觀賞價值, 現代育林, 3 (2): 33-35。
105. 胡大維, 1975。紅檜及扁柏種源後裔試驗初步結果及期間天然雜交之可能性, 台灣林業, 1 (13): 28-30。
106. 胡大維、林讚標、鍾永立、楊武俊, 1978。紅檜種子發芽研究, 臺灣省林試所報告第 315 號, 共 11 頁。
107. 胡弘道, 1981。台灣高海拔重要針葉樹種內生菌根之研究, 國立台灣大學農學院研究報告, 21(2): 113-133。
108. 洪良斌, 1971a。台灣高山地區天然生檜木林經營方法之初步研究, 臺灣省林試所報告第 209 號, 共 37 頁。
109. 洪良斌, 1971b。不同度之修枝撫育影響紅檜木林分生長之研究, 科學發展月刊, 3 (5): 26-44。
110. 洪良斌, 1975。石門水庫上游天然生檜木保安林經營方法之初步研究, 中華農學會報新 92: 87-111。
111. 洪良斌、羅卓振南, 1979。紅檜需光度之研究, 省林試所試驗報告第 321 號, 15 頁。
112. 洪良斌、周朝富, 1980。修枝度影響紅檜幼木林分生長之研究, 林試所試驗報告第 336 號, 12 頁。
113. 洪良斌, 1984。台灣高山地區天然生檜木林擇伐改良之效果, 中華林學季刊, 17 (4): 47-56。
114. 施佩君、關秉宗, 1998。施肥效應之統計分析與探討—以扁柏苗木施肥為例, 中華林學季刊, 31 (4): 349-359。
115. 徐仁賢, 1978。林木無性繁殖—嫁接, 臺灣省政府農林廳林務局印行, 共 55 頁。
116. 馬子斌、陳政靜、熊如珍、黃清吟、陳欣欣、翟思湧, 1979。重要商用木材之一般性質, 臺灣省林業試驗所試驗報告第 1 號, 共 204 頁。
117. 夏之驊、康瀚譯, 1953。(Gil T. 著) 台灣之林業政策及其方案, 中國農村復興聯合委員會特刊第 2、4 號合訂本, 共 17 頁。
118. 退輔會森林保育處、宜蘭農工專校, 1998。棲蘭山林區天然檜木林生態系經營示範計畫八十七年度執行進度報告, 6 頁。
119. 陳玉峰、黃增泉, 1986。南仁山之植被分析。台灣省立博物館年刊 29: 189-258。
120. 陳玉峰, 1989。玉山國家公園楠溪林道永久樣區植被調查報告(一), 內政部營建署玉山國家公園管理處印行。
121. 陳玉峰, 1992。人與自然的對決, 晨星出版社, 共 237 頁。
122. 陳玉峰, 1993。合歡高地的植群演替, 東海大學生物學研究所博士論文, 共 173 頁。
123. 陳玉峰, 1994。土地的苦戀, 晨星出版社, 共 271 頁。
124. 陳玉峰, 1995。台灣自然史①台灣植被誌(第一卷): 總論及植被帶概論, 玉山社出版, 台北市, 共 303 頁。
125. 陳玉峰, 1996。生態台灣, 晨星出版社, 共 267 頁。
126. 陳玉峰, 1997a。高雄縣自然生態, 高雄縣文獻叢書系列 4, 共 206 頁。
127. 陳玉峰, 1997b。台灣自然史②、③台灣植被誌(第二卷): 高山植被帶與高山植物(上)、(下), 晨星出版社, 台中市, 共 621 頁。
128. 陳玉峰, 1997c。台灣生態悲歌, 前衛出版社, 共 189 頁。
129. 陳玉峰, 1998a。台灣檜木林之生態研究及經營管理建議(高屏地區), 臺灣省林務局保育研究系列 86-04 號。
130. 陳玉峰, 1998b。全國搶救棲蘭檜木林文輯, 台

- 灣生態研究中心印行。
131. 陳玉峰, 1998c。嚴土熟生, 興隆精舍暨台灣生態研究中心印行, 共 77 頁。
 132. 陳玉峰, 1999a。全國搶救棲蘭檜木林運動誌(上), 高雄市愛智圖書公司出版, 共 206 頁。
 133. 陳玉峰, 1999b。台灣檜木林天然更新議題之回溯檢討(發表中)。
 134. 陳明達譯, 1956。林木種子之休眠與促進發芽, 台灣森林, 2 (1): 44-52。
 135. 陳啟源, 1992。台灣扁柏育苗及育林技術之改良, 在農委會及林試所編(1992)中海拔針闊葉林之育林研究—八十年研究成果報告彙編, 84-86 頁。
 136. 陳振東, 1968。台灣造林樹種之選擇, 台灣林學季刊, 1 (2): 79-86。
 137. 陳振東, 1975。紅檜與柳杉育林之比較, 台灣林業, 1 (10): 14-16。
 138. 陳振東、張峻德, 1979。紅檜在庇陰樹下之栽植造林試驗, 中興大學森林系所研究報告, 共 157 頁。
 139. 陳振威, 1966a。紅檜種子採集期及貯藏影響發芽率之研究, 台灣省林試所報告第 120 號, 共 23 頁。
 140. 陳振威, 1966b。台灣扁柏種子採集期及貯藏影響發芽率之研究, 台灣省林試所報告第 132 號, 共 28 頁。
 141. 陳龍馨, 1975。檜木市場之回顧與展望, 台灣林業, 1 (6): 13-16。
 142. 陳明義、呂金誠、林昭遠, 1987。武陵台灣二葉松林火燒後植群之初期演替, 中興大學實驗林研究報告 8: 1-10。
 143. 陳明義、蔡進來、陳信佑、簡益章, 1992。瑞岩溪自然保護區植群生態調查(第一年), 省林務局南投林區管理處印行。
 144. 陳明義、蔡進來、陳信佑、簡益章, 1993。瑞岩溪自然保護區植群生態調查(第二年), 省林務局南投林區管理處印行。
 145. 張至善, 1992。北大武山針闊葉樹自然保護區鐵杉林分組與塊集構造之研究, 國立台灣大學森林學研究所資源保育組碩士論文, 共 68 頁。
 146. 張哲彰, 1993。北大武山針闊葉樹自然保護區鐵杉林森林動態之研究, 國立台灣大學森林學研究所資源保育組碩士論文, 共 63 頁。
 147. 張慶恩, 1975。扁柏屬, 台灣林業, 1 (13): 17。
 148. 章樂民, 1961。大元山植物生態之研究, 台灣省林業試驗所報告第 70 號, 共 59 頁。
 149. 章樂民, 1963。紅檜台灣扁柏混交林生態之研究, 台灣省林試所報告第 91 號, 共 23 頁。
 150. 鹿兒陽, 1991。北大武山針闊葉樹自然保護區植群生態之研究, 國立台灣大學森林學研究所碩士論文, 共 108 頁。
 151. 郭耀綸、楊勝任, 1990。霧頭山自然保護區植群生態之研究, 台灣省農林廳林務局印行。
 152. 郭寶章, 1991。從天然檜木過熟林之枯死談更新之芻議, 中華林學季刊 24 (3) 35-44。
 153. 郭寶章, 1994。森林開發處之育林成果與技術傳承, 現代育林 9 (2): 41-44。
 154. 黃守先, 1958。台北縣植物, 師大學報, 3: 153-184。
 155. 黃松根、康佐榮、蔡達全, 1979。六龜試驗林松鼠為害之調查及防治研究, 台灣省林業試驗所試驗報告第 318 號, 共 17 頁。
 156. 黃進和, 1997。森林開發處之檜木林分布與經營, 退輔會森林開發處印行。
 157. 黃淑珍、王亞男、姜家華, 1992。台灣扁柏胚培養之植株再生, 中華林學季刊, 25 (2): 11-31。
 158. 黃崑崗, 1977。紅檜人工林生長之調查研究, 中華林學季刊, 10 (2): 95-109。
 159. 彭令豐, 1988。棲蘭山檜木天然更新造林之實施及現況, 現代育林, 3 (2): 20-23。
 160. 彭國棟, 1989。台灣森林經營所面臨的生態問題, 台灣省林業試驗所林業叢刊第 31 號, 3-12 頁。
 161. 傅鼎龍, 1998。保育森林人人有責, 台灣林業, 24 (4): 54-55。
 162. 傅鼎龍, 1999。新林業政策面面觀, 台灣林業, 25 (2): 59-61。
 163. 楚貝爾(D. B. Zobel)、柳楷, 1985。環境苗木

- 與種源對三種檜木及鐵杉葉部阻力之影響，現代育林，1 (1): 5-17。
164. 張東柱、謝煥儒、張瑞璋、傅春旭，1999。台灣常見樹木病害。台灣林業試驗所。
 165. 楊武俊，1984。台灣經濟樹種開花結實及種子發芽型態之研究，林業試驗所試驗報告第 413 號，共 80 頁。
 166. 楊秋霖，1997。林地枯立倒木與森林生態系經營——從森林開發處枯立倒木整理談起，現代育林，12 (2): 69-83。
 167. 楊遠波、陳擎霞、呂勝由、吳聰奇，1988。植物資源，王鑫等著，大五山自然資源之初步調查 (II)，行政院農委會，25-66 頁。
 168. 楊寶霖，1976。紅檜台灣扁柏林型之林份材積混淆樹種更新與林分分布之統計研究，台灣林業，2 (7): 6-18。
 169. 路統信編，1966。樹林學實習參考資料，國立台灣大學農學院實驗林管理處印行，共 31 頁。
 170. 路統信，1998。台灣之林業結構情形，現代育林，14 (1): 63-71。
 171. 路統信、孫正春，1999。光蠟樹育林技術，現代育林，14 (2): 47-51。
 172. 詹明勳、王亞男、姜家華、林志謀，1998。重要生育地因子影響紅檜造林木側枝形成分叉幹之研究，中華林學季刊，31 (3): 239-250。
 173. 廖本裕，1988。台灣東部地區高山檜木造林之檢討，現代育林，3 (2): 36-42。
 174. 劉慎孝，1952。阿里山重要針葉樹之生長研究，臺灣省林試所報告第 34 號，共 42 頁。
 175. 劉崇瑞、蘇鴻傑，1972。北插天山夏綠林群落之研究，臺灣省立博物館科學年刊，15: 1-16。
 176. 劉崇瑞、許建昌、莊燦暘，1958。能高橫斷路東西兩側之植物初步考察，師大學報，3: 43-83。
 177. 劉業經、陳啟源、洪雲英，1988。紅檜之育苗與造林，現代育林，3 (2): 15-19。
 178. 賴俊任，1998。淺述林務經營若引用 ISO 14000 環境管理系列對林業經營活動的可能影響性之我見 (摘述)，台灣林業，24 (3): 50-57。
 179. 賴俊任，1999。淺論如何強化林務體質的管理，台灣林業，25 (1): 52-60。
 180. 歐辰雄、呂金城、邱清安、王自強、張美瓊、曾喜育，1996。插天山自然保留區植被調查研究 (II)，台灣省農林廳林務局保育研究系列 85-08 號。
 181. 謝經發，1975。台灣檜木林分之撫育，台灣林業，1 (13): 18-23。
 182. 謝煥儒，1985。台灣之重要森林苗圃病害，現代育林，1 (1): 83-92。
 183. 戴廣耀、袁行知、楊志偉、劉凌雲，1957。台灣大學實驗林之森林研究及土地利用，中國農村復興聯合委員會特刊第 21 號，共 52 頁。
 184. 鍾旭和、羅卓振南、邱志明，1995。紅檜人工林疏伐修枝作業手冊，林試所林業叢刊第 62 號，18 頁。
 185. 鍾補勤、章樂民，1954。南插天山植物生態初步調查，台灣省林業試驗所報告第 41 號，共 36 頁。
 186. 應紹舜，1974。北大武山植物相的研究，台大實驗林報告 114: 137-164。
 187. 應紹舜，1976。大霸尖山高山植群的研究，台大實驗林報告，118: 217-236。
 188. 應紹舜，1979。台灣高山植物的研究，台大及國科會合作研究報告 25。
 189. 顏添明、李久先，1998。七種生長模式模擬紅檜人工林疏伐林分單木胸高斷面積生長適用性之比較，中華林學季刊，31 (1): 13-24。
 190. 羅卓振南、鍾旭和、羅新興、周朝富，1985。紅檜人工林疏伐效果之研究，台灣省林業試驗所研究報告第 448 號。
 191. 羅卓振南、鍾旭和、羅新興、周朝富，1987。六龜地區紅檜人工林疏伐效果之研究，台灣省林業試驗所研究報告季刊，2 (3): 187-198。
 192. 羅卓振南、鍾旭和、邱志明、周朝富、羅新興，1989。天然檜木林擇伐更新之研究，林業試驗所研究報告季刊，4 (4): 197-217。
 193. 羅卓振南、鍾旭和、邱志明，1997。疏伐與修枝對紅檜人工林生長之效應，台灣林業科學，12 (2): 145-153。
 194. 蘇鴻傑，1978。中部橫貫公路沿線植被、景觀之調查與分析，國立台灣大學森林學系森林生態研究室印行，共 79 頁。

195. 蘇鴻傑, 1988。台灣國有林自然保護區植群生態之調查研究阿里山—葉蘭保護區植群生態之研究, 台灣省林務局印行, 共 142 頁。
196. 顧懿仁, 1975。本省紅檜母樹之保存, 台灣林業, 1 (13): 31-37。
197. 台灣總督府中央研究所林業部, 1929。林木種子二關 試驗報告, 台灣總督府中央研究所林業部報告第 7 號。
198. 山本由松, 1940。台灣植物概論, 台北帝大理農學部植物分類生態學教室。
199. 本多靜六, 1899。台灣 森林帶 就 植物學雜誌 13 (149): 229-237; 13 (150): 253-259; 13 (151): 281-290。
200. 金平亮三, 1936。台灣樹木誌, 台灣總督府中央研究所林業部發行, 共 574 頁。
201. 伊藤武夫, 1929。台灣高山植物圖說, 台灣植物圖說發行所, 名古屋。
202. 松浦作治郎, 1942。
稚樹・稚苗 消長 環境要素 關係, 台灣總督府林業試驗所報告第 5 號, 共 204 頁加附錄。
203. 鈴木時夫, 1936。秀姑巒、山, 植物相概觀 I; II, Kodoa3(4): 151-161; 4(1): 1-6。
204. Hayata B. 1908. Flora montana Formosae. Journ. Coll. Sci. Univ. Tokyo 25. pp. 260.
205. Lee S. C. and H. Keng. 1954. The peculiar habitat and plant communities of the Wenshan forest district, Formosa. Taiwania 5: 1-10.
206. Lee Shun-Cing. 1962. Taiwan red and yellow-cypress and their conservation Taiwania 8: 1-16.
207. Li H. L. and H. Keng. 1954. Icones gymnosperum Formosanarum. Taiwania 5: 25-84.
208. Li Siao-Jong. 1977. Reproductive biology of *Chamaecyparis* III. Development of flowering branches and seed production. Taiwania 22: 123-129.
209. Li Siao-Jong. 1972. The female reproductive organs *Chamaecyparis*. Taiwania 17: 27-39.
210. Li Siao-Jong. 1975. Reproductive biology of *Chamaecyparis* II. Pollen development and pollination mechanism. Taiwania 20: 139-146.
211. Liu T. 1975. Ecological study on *Chamaecyparis* forests in Taiwan. Jour. Agr. Ass. China, New series 92: 143-178.
212. Matsumura J. and B. Hayata. 1906. Enumeratio plantarum Formosanum. Journ. Coll. Sci. Univ. Tokyo 22.
213. Price, W. R. 1982. Plant Collecting in Formosa. The Chinese Forestry Association General Technical Report No. 2, pp. 1-247.
214. Su Hong-Jye. 1984. Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan (II) Altitudinal vegetation zones in relation to temperature gradient. Q. Jour. Chin. For. 17 (4): 57-73.
215. Wright J. W. 1970. (郭寶章譯)・台灣林木育種考察報告・國立台灣大學農學院實驗林業從刊第 47 號, 共 37 頁。
216. Zehngraff P. 1951. Forest conditions in Taiwan. Forest Series No. 1, J. C. R. R. (康瀚譯・1953・台灣之林業情形・中國農村復興聯合委員會特刊第 2、4 號合訂本)
217. Zobel, D. B., T. P. Lin and V. T. Liu. 1978. Stomatal distribution on leaves of three species of *Chamaecyparis*. Taiwania 23: 1-6.

走在自然保育與經濟開發的鋼索上

姜 保 真*

壹、引言

二十世紀七十年代以來，西方社會對於人類與自然環境的關係產生深度的反省，西方社會公民有感於自然環境破壞，空氣與水的品質惡化，充斥有毒廢棄物，能源危機，因此所謂的「環境意識」及「環境保護運動」興起，至今仍是方興未艾，而且這股浪潮正從歐美西方社會向全世界擴散。一些相關概念諸如「生態」、「保育」、「環保」..等等，成為無人敢反對的詞彙，不論我們是否了解、是否同意，一提到這些名詞，都得說「YES」或「阿門」。

在上述背景下，討論與環境有關的議題變得非常敏感、非常的「一面倒」。其中最為敏感的話題莫過於「環保與開發孰重」。最常得到的結論，常是「環保與開發並重」，或是「環保優於開發」。但是這個議題的答案（如果有所謂的答案的話）真的如此簡單嗎、如此絕對嗎？

貳、以人類面對森林為例

地球最大的生態系當然是海洋，但人類是陸生動物，對海洋的了解不多，人類的大部份活動及食衣住行所依賴的資源還是來自陸地。森林是陸地最大面積的生態系，我們可以略為回顧人類面對森林的態度，做為人類與自然環境相處的經驗借鏡。以下我要以美國做例子來說明：

人類近代有系統的接觸與利用森林，是起自歐洲的林學思想，視林木為

* 國立中興大學森林學系 台中市(40227)國光路 250 號

主要的建築及燃料來源。對待森林的態度是純經濟性的，視森林為生產木材的場所。在北美大陸，早期的歐洲移民將這種思想與營林方法帶入殖民地。可以說直到十九世紀，美國人對於北美大陸豐富的自然資源及廣闊的土地，集體意識是矛盾的：一方面歌頌北美「迦南地」一般的開闊與純樸，與英國的擁塞及污染大相逕庭，也引伸到政治制度的自由民主與專制王權的對比；可是同時在南北戰爭結束後的西進(west-ward)期間，美國早期移民不但大肆開拓疆土、砍伐森林，殘殺北美土著，最著名的例子當屬美洲野牛(*Bison bison*)遭到過度捕殺，幾乎瀕臨滅絕。這個矛盾的現象，見諸十九世紀美國文學作品中。

十九世紀後葉，美國社會也開始了自然保育的觀念，《森林保留區法》(Forest Reserve Act)於1891年通過後，旋即設立黃石森林保留區，成為所謂國家公園的濫觴。

進入二十世紀後，美國人對於森林利用的方式逐漸開始注意「遊憩」功能，這當然是受到設置森林保留區的影響。美國林務署開始討論如何管理日益增多的遊客，如何把遊客的露營區與一般商業用材伐採區域劃分清楚，以免影響一般的營林作業，同時也避免遊客受傷。這就開始了所謂「多目標利用」(multiple-use)的營林觀念。同時，林務署也注意到這裏頭有商機，遊憩帶來的收益不容小覷。林務署必須做的，是增加國有林地的遊憩活動及設施的預算，同時必須顧及日益壯大的林產工業的木材需求。1960年美國國會通過《多目標永續生產法》(Multiple Use-Sustained Yield Act)，可是這個立法卻遭受多方面的反對，木材工業界的業主認為該法阻礙了他們以「木材生產」做為國有林營林的首要目標；民間保育團體反對，是認為「荒野」(wilderness)與「遊憩」和「木材生產」應有同等的重要性。

回顧美國的《多目標永續生產法》，只是在理念上啟迪我們：一片森林可能有一應該有一多重功能：生產木材、涵養水源、遊憩、荒野、保育野生動植物。這些目標都很重要，都應該在擬定經營政策時受到同等考量、重視。但在實際作為上，《多目標永續生產法》並未能指引一條途徑，該如何在多重目標的相互競爭下做優先選擇。換言之，對於森林經營者最棘

手的問題不是理念的認知，而是制定優先順序(priority)的指引原則。一片森林顯然地不能同時做為水源保護區，又要砍伐樹木製材，還要做為親子遊樂區！該如何取捨？

提到優先順序取捨，其實真正的角力點是政治性的，即各個利益團體展現的力量多寡決定。換言之，問題的焦點已不是一片林地的生態性質，而是政治性質。雖然所有的利益團體都會聲稱他們考慮的是「森林」、是「永續」、是「生態」，實則有關林業政策的擬定過程，有相當大的比例應該視為「社會科學」，不是「生物科學」。

也許環保團體是或多或少明白上述政策擬定過程的巧妙內涵，真正迷糊的是傳統的林業經營人員，也就是那些承繼歐洲古典林學教育理念下培育出來的林業工作者。他們還在企圖以更多的“生物學”來解決屬於“社會學”的議題。正因為《多目標永續生產法》未能解決實務上窒礙難行之處，美國社會在1980年代蘊釀另一次林業經營理念的變革，就是現在大家耳熟能詳的「生態系經營」(ecosystem management)。

「生態系經營」與前述「多目標利用」觀念最大的不同，不是在於對於森林生態系基本觀念的認知。在1960年代，森林生態系的基本概念，早可見於「育林學」的教科書中。林業人員從未否認森林是一個整體，絕不是木材的集合體而已。

兩個經營理念的不同在於出發點：「多目標利用」是把一片森林可能提供的財貨與服務分別條列，冀圖在一項一項可能的目標中排定優先順序(雖然我們已經知道這在實務上相當困難)。「生態系經營」則是觀照整個生態系，認為唯有整個生態系健康時，才可能提供多樣的財貨與服務。所以是先看整體，再討論個別目標。

從森林經營的理念上看，從「多目標利用」到「生態系經營」當然是一個進步的象徵。但問題仍然出在「如何」！說實在的，林業經營所欠缺的，不是對於個別森林的知識，而是難於決定在各方利益團體的壓力下如何做一個平衡且兼顧的決策。我們都聽過關於老頭帶小孩騎驢進城的寓言，無論怎麼做都有人不滿意。因此，迄至目前為止，「生態系經營」仍然是一個理念上的實驗，並沒有公認統一的實務程序。

相當多的人把凡是涉及「生態」兩個字的任何理念，都解讀為「Nature knows best!」其實當我們說「生態系」，是一個中性的詞彙，是描述一個體系中生物與環境之間的互動關係，並不涉及價值判斷。例如農田也是一種「生態系」，卻是最大的「人為生態系」(artificial ecosystem)，而且一般認為是“不穩定的”(不好的)生態系；農田沒有自己自足的養分循環、大面積單一作物的自我保護機制脆弱、必須仰賴人類照顧和給予外來的能源。這都是農業體系的缺點，但是人類一萬年以來的燦爛文明，卻是與農業發展的歷程密不可分。

近年流行的「有機農業」可能比較接近“Nature”，也就是比較接近一般人想像中的「生態」意義。我們都不否認近代農業的發展——例如綠色革命——有相當多的可議之處，但平心而論，難道人類文明的發展歷程中，「綠色革命」全無貢獻可言嗎？難道一個真正純淨、自然的「有機農業」，可以支撐一個六十億人口的人類社會嗎？

回到我們引用做為焦點的森林經營來看：其實過去歐洲古典的林業經營觀念也不是全錯，所謂的「輪伐期」(rotation)，所謂的「法正林」及「永續生產」觀念，不能說沒有生態系觀念的知識內涵在內。一片森林分為幾個區塊，每隔一段時間砍伐一個區塊的林木，經過適當整地，在伐採跡地重新再栽植樹苗；下一個輪伐期到另一個區塊伐採、整地、栽植....。等到回頭再到當初第一個砍伐的區塊，地上的林木已經成熟，可以再次伐採、整地、栽植，周而復始。這樣的營林政策決非「竭澤而漁」，它不是近代中南美洲熱帶雨林以開發農牧用地為目的，那種「刀耕火種」的掠奪式(exploitation)土地經營！

然而，歐洲古典林業經營的作業法，只能一次滿足一種或少量財貨目標的需求，就是木材。在「永續生產」觀念下經營的商業用材林地，理論上的確是可以永續生產木材的，這與林業人員和木材工業集團的商業目標是相吻合的。它不能滿足的是在「環境意識」高漲下的多重需求：「皆伐」(clearcutting)或許無害於傳統的營林目標，但對於近代提倡的保護「生物多樣性」(biodiversity)，當然是有所衝突的。因為伐採跡地的微環境因子改變了，影響其他生物的存續機會。這又回到同樣的原點：我們能不

能夠在一片林分中同時滿足不同利益團體的需求？現在要更往下一層探討同樣的問題：我們能不能讓同一片林分同時符合所有棲息生物的存續權利？在國家或地區林業政策中加入「保護生物多樣性」的綱領，是反映社會整體環境意識的發展現況，不應當擴大解釋為過去的林業營理念是“錯的”、“不好的”。

今天所見的多數人工林(plantation forest)，多是單一樹種的同齡純林，如果說這是“不好的”，我們馬上碰到的實務問題就是「當底要以哪一個時代的森林為模式目標呢？」再以北美洲為例，如果說這五十年來「森林學院」與「自然資源經營學院」訓練的畢業生營建的人工林不好，請問該回歸到哪一個時段呢？是「西進」之前嗎？還是「殖民時期」之前？為什麼說那段時間的森林就是最健康最好呢？其次，我們可有充份的史料定義「前殖民時期」(pre-colonial period)的森林狀態？即使有辦法定義，要如何從今日的狀態回復到當年？

說「Nature knows best」有一個盲點，就是所謂的「Nature」其實乃是一個演化的概念，是變動的，既非沉滯的，也不是平衡的，因此原無所謂「best」可言。自然演化的結果原非以「最高」或「最佳」來衡量，這在種群遺傳學上早經 Sewall Wright 以「演化等高線圖」(evolutionary landscape)說明：在同一個棲息地，並非僅有一個最適(fittest)的高峰狀態，而是宛如一個平原地景上可以有幾個山峰，最高峰並非就是所有生物競逐的目標。演化，只是將生物種群帶向最近的山峰，也就是最可能達到的適應狀態。因此，在人工林與自然狀態的森林之間做深刻的評比是不客觀的，它們是不同的生態系，都在演化中，都在趨近各自最近的演化高峰。舉個例說：如果以森林中昆虫種群數量的「爆發」(outbreak)頻率來比較，溫帶地區人工營建的針葉樹純林，要比熱帶地區雨林中的來得少。從這個指標看，前者是比較穩定的。

參、土地利用目標的衝突

問題的核心，也許還是在於如何能滿足不同利益團體的需求。可能處理

環境議題的最好策略，就是誠實面對不同的訴求，剴切說明我們做得到哪些，做不到哪些。要讓社會了解，我們的確是走在自然保育與經濟開發的鋼索上，「平衡」談何容易。

其實人類的社會行為很少真正的「平衡」，只是在當前環境條件下針對諸目標做優先排序。所謂『衣食足而後知榮辱』，當我們生活基本條件不欠缺，就比較會考量人權、社會公義、民主自由，以及生物保育。我注意到當「九二一大地震」發生的頭幾天，所有的媒體都集中焦點在「人」。過了幾天才有很小的版面談到七家灣溪的櫻花鉤吻鮭以及鳳凰谷鳥園，這是很自然的優先排序吧！一個比較富足無缺的社會，才可能有精力關注其他物種的存續。

林業人員必須在心理上有所調適：由於森林生態系的獨特性（面積遼闊、體積龐大、生活期長等等），而使得社會各階層公民對於森林經營有強烈的參與意見。林業人員當然是覺得委屈的，因為他們也是一個專業（profession），有自己的專門學識、教育訓練體制，與職業倫理。環保團體頂多抗議化工廠的排放水污染，絕對不會插嘴表示工廠內的廠房與機器配置應如何如何，因為他們知道那是「專業」！有趣的是社會大眾可能對於一片林地應如何砍伐、栽植哪些樹種等等都有意見。

在這個抗議與抗爭的過程中，林業人員的專業地位似乎全部被抹煞、被忽略、被否定了！「外行」與「內行」的分野模糊了。其實林業人員的素養與理念與社會大眾愛護森林的心意是一致的，只不過考量的立場不盡相同，很難說兩方面的立場可以用「黑」與「白」來區分。

棲蘭山的紅檜該不該“整理”，這個議題何嘗不是同樣的性質。問題不是在於應不應該整理枯立木，而是以下兩個問題必須釐清：

第一、台灣的紅檜是不是一個應該列入保護的植物種，或是一個可以做為商業用材的經濟樹種？請注意：把一個樹種列為商業用材，並不意味著就要大肆砍伐。全球許多商業用材樹種都有嚴謹的保育計畫。

這個問題的評估點，應該是考量紅檜在植物分類上及本地區的特殊性，以及紅檜林在台灣林地的面積及蓄積比例。這是可以有數據和學理支持的議題，不過也可以參考社

會公民的集體情感意識。例如一個國家或城市選國花和市樹，不見得需要植物學家告訴公民應該選哪個。

第二、棲蘭山的檜木林應否列為禁伐區？即使我們認定紅檜是一個可以砍伐的商業用材樹種，仍然可以決定某些特定地區的紅檜林基於特殊林相（年齡、樹種組成、分佈地帶、林地面積等等）應該列為禁伐的保留區。

這兩個切入點中的第一點是比較接近“生物性”的，第二點則近於“社會性”。我個人相信「棲蘭山檜木林事件」發展至今，這個議題的屬性越來越接近“社會性”了。棲蘭山紅檜何去何從，可能得由社會公民集體決定！我希望最後證明我的推測是錯了，但我相信最終的答案將會是出於政治考量，而非森林生物學的學理評估。

問題是出在我們社會對於自然保育政策欠缺全盤性的大方向、大政策，常常是針對個別議題採取「鋸箭法」的對策，例如我們國家過去十年來對於梅花鹿和櫻花鉤吻鮭投入多少保護和復育的經費預算？這兩個「明星物種」對於台灣自然環境的生態重要性與它們受到的重視可成比例嗎？其實這也是出自政治思維考量，不是保育生物學！

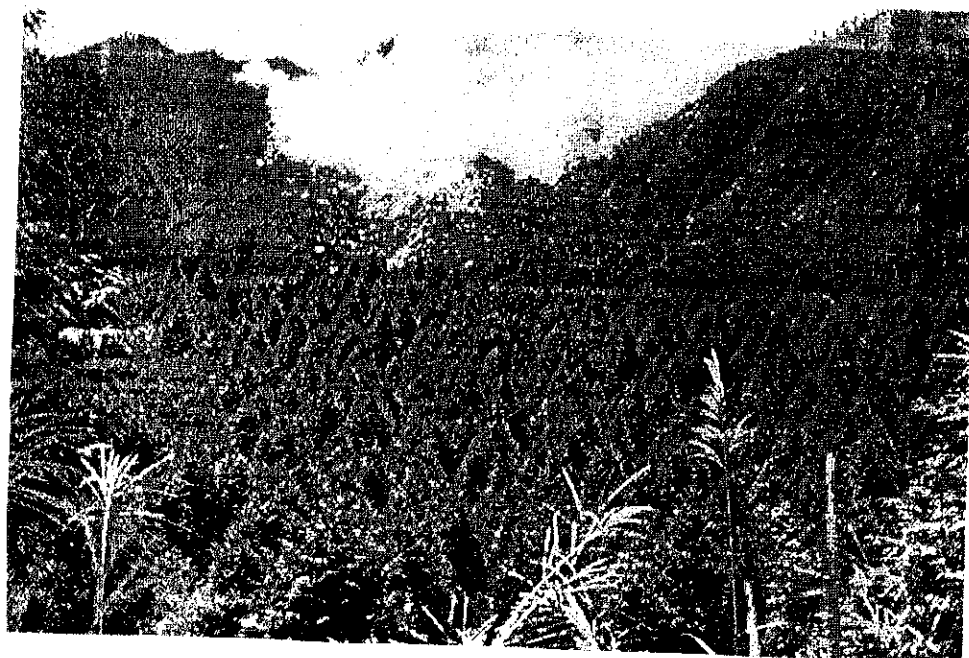
肆、結 論

最後讓我提供另一個思考方向：我們的森林系高等教育應該如何變革？現在幾所大學的發展方向好像是越來越專門，不搞高科技儀器及複雜的程式就不足以證實我們這個專業的重要性！但也許真正需要的，應該是多一些「社會性」的教育訓練吧？台灣社會近十年來一再上演的抗爭戲碼，在在告訴我們：我們的高等教育體系中需要溶入更多的社會性內涵。例如學習白話文寫作、學習公眾演說、學習溝通與談判技巧，學習「社會學」。

其實我一直思考一個看似“危言聳聽”的建議：我甚至覺得林學專業教育中，應該包含「餐旅經營」課程和訓練。也就是說，暑假的林場實習中應該涵蓋鋪床疊被擺餐桌的實務訓練。為什麼呢？現在從林務局到大學實驗林，都在搞旅遊業。兩位以「稀有森林植物分類定位」或是「木材市場

動態分析」為碩士論文的畢業生，通過高等考試進入「林業界」就業，被派到旅遊區櫃台值夜班，他們可知道如何疊一張床？難怪我在森林旅遊區旅館大廳看見的「每週一樹」小海報，只是介紹雲杉的生物特性（對不起，還把台灣雲杉的學名寫錯了種名的拉丁文，有人以麥克筆修正）。旅客進到森林中過一夜或是一個周末，他們並不需要記憶雲杉或是紅檜的學名呀！可憐我們的森林系畢業生還沒有脫離「樹木學」背誦學名的夢魘。難道要一個社會的大多數人都知道紅檜的學名，才足以展示我們社會生物保育教育的進展嗎？

如果您覺得讓森林系學生學鋪床是太震撼太搞笑的建議，我要說：護理系和旅館經營系的畢業生都會鋪床疊被，森林系的畢業生既然有可能被派到旅館輪值櫃台，為什麼不應該懂得鋪床疊被呢？



從森林生態系經營的觀點，論枯立倒木之整理

楊秋霖*

壹、爭論的焦點

行政院退輔會榮民森林保育事業管理處於棲蘭山區整理檜木枯立倒木，引起林業界與保育人士間的論戰，雙方爭論的主題原是「檜木老齡林更新」與「保護僅存扁柏林」，透過媒體大篇報導之後，由於林業界背負早期「過度砍伐森林」之原罪，整個事件居然被化約成簡單的「伐木派」與「保育派」之爭，誠屬遺憾。最後在行政院政策性決定森保處之枯立倒木整理作業至八十八年度結束後不再執行，似乎為整個事件劃下一個句點。可是這個句點並不完美，因為尚留下一些暫時蟄伏的爭議，如不經周密的思考與公開的辯論，建立共識，則有一天會如美國西北太平洋林區「人與貓頭鷹的戰爭」一樣，再被提起浮出台面爭論，勢必對整體林業經營產生不利的影響。

枯立倒木能否整理？邏輯上應從整理的優缺點去考量。本案經整理目前贊成與反對枯立倒木整理的意見重點如下：

一、贊成：

- 1、 檜木由於富含精油，不易腐朽，因此任其倒伏於山中，不經整理，有礙次代檜木苗之迅速更新。
- 2、 檜木價值極高，枯立倒木棄之於山中，甚為可惜！
- 3、 枯立倒木如不予以清理，浪費林地生產力，並影響水源涵養功能。
- 4、 整理枯立倒木是整理受害林相，然後建造檜木之複層林，可使檜木林相更健壯。
- 5、 不砍自己的樹，拼命用外國砍的樹；國內木材自給不足，實應檢討如何利用自產材。

* 行政院農業委員會林務局技正

- 6、台灣位於中高海拔暖溫帶地區之天然針葉樹林，多屬成熟或過熟林相，已逐漸衰老，其森林機能諸如國土保安、水源涵養等亦隨之降低。森林生態系是一種動態的生態系，若任其自由發展，其演替方向不是優生性變化，就是劣生性變化，因此存在著滅種的危機，而可能造成基因資源之永久損失。如果發生劣生性變化的話，誰要來負擔此責任與風險。
- 7、我們應有的做法是要調查與研究天然針葉樹林生態系結構與機能之演替機制，然後採取適當的育林作業誘導森林植生重現旺盛的生機與生命，促進其更新、發育，使得森林生態系能保持極盛相或前極盛相，具有適當且足夠的多樣性，恢復其應有的生產力，以達森林的永續發展。
- 8、枯立倒木整理為自然資源永續經營的作法，是合理、公平、有效的經營方式。
- 9、其他，如枯立倒木不整理，易因雷殛引起森林火災；易被洪水衝移，阻塞溪流，損毀堤壩；以及影響景觀等等。

*行政院農業委員會林務局技正

二、反對：

- 1、紅檜可沿溪谷兩岸因河川向源侵蝕、崩塌作來回更新；扁柏林分大抵可在地更新，最可能採取孔隙更新的方式。檜木林在台灣存在殆有百萬年以上，更新無困難。
- 2、檜木幼苗生長緩慢，需要枯木腐爛後一點一點把養分慢慢釋出，才能長期得到養分。因此將枯立倒木大量移走，地力無法彌補。
- 3、台灣目前 42 萬公頃人工林如好好經營，應有 1 億 2 千 6 百萬立方公尺之材積，分 30 年輪伐，一年可砍 420 萬立方公尺，已達每年進口材之一半，可以好好去經營，不一定要砍檜木。
- 4、檜木為全台最高大、最高齡的古木群；並可提供地球生物在冰河時期大遷徙的解謎關鍵，為台灣植群演化史不可或缺的環結，具有不朽的生態地位。
- 5、枯立倒木是天然林之一環，天然林提供水源涵養、地力調節、淨化大氣、穩定地體、公共安全、動物棲所、河川水庫的根本

保障，是台灣島維生體系的中樞；台灣多數天然林足可列管為地球保育的世界性珍異自然遺產區，如一旦蒙塵，基因庫一旦殞滅，則永不能彌補。

- 6、森林不但同時具有環境與經濟價值，同時具有美學、宗教、教育、學術價值；何以人類往往要「永續利用」、「永續經營」自然界，何以不能謙卑與眾生萬物共同來尊敬、珍愛、順從大自然？
- 7、森林自有其生、老、病、死的林木，進行小更新、小演替，諸如菌類、微生物等分解者，將物質能源回收，時時進行物質循環，而造就莊嚴圓滿之生態系。
- 8、枯立倒木所創造的多樣棲地，增加動物生育地的選擇與生命相的複雜與均衡，人類憑何剝奪分解生界的生存權？
- 9、棲蘭山區作業級面積1萬2千餘公頃，風倒、枯死，不健全之缺頂或腔腐林木蓄積量據稱佔39%，數字為來自衝風地林班，以偏蓋全，調查數據有問題，且欠頂木是否為活樹則尚有爭議。
- 10、整體森林保育應重新賦予新的時代保育觀念，破除假林相變更之名，行伐木之實的不當作法。
- 11、其他，如枯立倒木可提供養分，有效控制土壤沖蝕，增加林分結構歧異度等等。

顯然贊成枯立倒木整理者，多基於經濟效益與林相更新之考量；反對者多基於保存檜木天然林或生態保育的觀點論之。

貳、爭議的分析

分析以上的贊成、反對意見，大體上仍與拙文「林地枯立倒木與森林生態系經營——從森林開發處枯立倒木整理談起」大同小異。其中幾個多出的關鍵點包括：檜木、天然林的價值，木材自給自足的問題，則屬經營理念、價值觀的思維，均與林業發展方向有關。翻開台灣的林業經營史，伐木作業早期以樟樹，近期以檜木為主；而速生樹種如杉木、柳杉之造林因無法配合木材工業界之需要，漸

漸不再受重視。故目前雖然居於生態原則而採用多樹種造林，但多數仍以檜木造林為主。也就是台灣林業的經營史，檜木居關鍵性的地位。既然贊成、反對雙方均關心檜木的生存問題，顯然台灣檜木的前途甚為樂觀，這是值得慶幸的。

但爭論的議題中價值觀的問題最難解決，反方曾提出美國自然保育之父—Aldo Leopold 的理念，提出人應尊敬自然，平等對待眾生，「不能為當代人的福祉與需求而剝奪後代子孫的生存之資源」；則與贊成一方所說的「為後代子孫保留資源，卻忽視當代人的福祉與需求」相反而大異其趣。在「人本中心」、「生態中心」之理念堅持下，自然找不到交集。但贊成「生態系為地球的中心」的人士愈來愈多，乃因自然資源的消失太快，對地球生態造成深遠且不利的影響，諸如全球環境變遷、臭氧層破洞、溫室效應、生物多樣性喪失等均愈來愈嚴重。除臭氧層破洞外，均與森林的砍伐與不當利用有密切的關係。可是全球人口仍然持續膨脹，且自然資源的耗竭一日未歇。如果我們無法從資源的節約、重複使用、監控管制著手，人類的前途其實並不樂觀！可是云云眾生有此共識者並不多，此為全球環保團體與關心環境議題的人數急速增加的主因。但我們無法忘掉人類是「現實自私的動物」這個事實，透過教育亦無法速成改變生活習慣，除非碰到大災難，才有獲取在災難中學習的機會。所以有識之士稱應提昇人與生態系於平等的地位，而認為「人與生態系均為地球的重心」，即維持當代環境適合人居住（以目前台灣的居住環境而言是不及格的），同時雖利用資源但須保持環境之可復原（以目前台灣山坡地的利用方式亦相當可議），使後代也可享用與上代同等的美質。如此，保育（保護與利用）天然林才能為多數人所接受。因為雖然沒有保育，發展不能永續；但沒有永續發展，亦無保育。基於這樣的認識，某些天然林（經濟林部分）與人工林（過去曾為天然林）均以接近天然林的方式經營毋寧更適切。如果我們再回顧 Leopold 對保育的定義：「土地、經濟、美學、公眾及私人之共同體」、可以充分理解其對於自然與人文的關懷程度並無所偏倚。問題是經營土地，要兼顧經濟發展、美學甚至生態，其平衡點在那裡？甚麼是可接受改變的限度？這個答案可不簡單，所以有時須訴之民眾來

共同解決這個價值觀的問題。

天然林的價值，在美國西北太平洋斑點梟與伐木之爭中亦為爭論的交點。所謂保護每對斑點梟需花費美金 50 萬元，甚或保護每對斑點梟需保留價值 1700 萬美金的林地（每對需 1700 公頃林地，每公頃值 1 萬美金），都只是單純的思考方式。基本上西北太平洋的森林以花旗松為主，1984 年在奧勒岡與華盛頓州其老齡林尚有 200 萬公頃，佔全部林地的 19%，由於過度砍伐的關係，消失得十分的快！引致關心生物多樣性的人士均抗議，而堅持殘存的老齡林必須保存。他們稱美國 400 年的開發史導致老齡林越來越難得一見，而老齡林內生物多樣性豐富，物物之間環環相扣，是最健康的森林。今天在不同的地區，不同的人對資源的價值認知頗不一致，在西歐及美東由於過度開發的關係，老熟的天然林幾乎被砍伐殆盡，一有殘存者則被視為珍貴的天然紀念物（rare relics），形同古蹟，少有人反對保護這些原始林（virgin forests），這是基於「物以稀為貴」，同時天然林被發現有日益增加的價值所致；而在雅馬遜河流域、加拿大、阿拉斯加及蘇俄，尚有許多森林未砍伐，甚至有數千平方哩的天然林被完整的保存下來。有些人認為可砍伐，有些人卻認為可保留做荒野地（wilderness）以提供美學、生態遊憩所需。但究竟應保留多少？意見則莫衷一是。有時尚不得不訴之民意或政治解決。當然最為理想的方式是透過資源的調查評估，以決定天然林的價值及可發展的方向，這個工作雖費時費錢。但卻可以減少錯誤。

至於檜木的價值問題，前已述及檜木的生存沒問題，現在的問題是天然的檜木林是否可以砍伐？依據林務局 84 年完成第三次全島森林資源航測調查顯示，台灣的檜木林現存面積 7 萬 3 千公頃，其中天然林有 4 萬 8 千公頃，其餘則為人工林。全世界的檜木分布在太平洋西岸的美國、日本與台灣，形成三個種園中心，這是孑遺植物的重要特徵，因此台灣的檜木應加強保育殆無疑議。設置保護區可稱為區內保育，而加強造林（不管天然或人工更新）是屬於區外保育。目前國內已設置之玉山、雪霸、太魯閣三個國家公園與林務局插天山、達觀山、瑞岩溪、阿里山針闊葉樹林、鹿林山針闊葉樹林、出雲山、北大

武山針闊葉樹林、雙鬼湖、大武山、玉里野生動物等保護區，或多或少都有檜木的分布，其中尤以玉山國家公園範圍及達觀山、插天山、大武山、玉里野生動物等保護區檜木最為豐富，但多以紅檜居多。至於棲蘭山一帶則大多為扁柏，根據森保處調查的資料，其中檜木材積高達作業區林木材積之70%左右(如高達75%可稱檜木純林)。

全省檜木的多數均經嚴格的保護，本區是否應列入保護區加強保育，其關鍵在確實的資源調查評估，如經確認這是全世界僅存最後一塊純台灣扁柏林，具有獨特性、代表性，則應停止作業，將該林地自保安林提昇為自然保護區之地位。如果這塊林地的生態意義與價值並非全球僅見，則可維持目前保安林之地位，或者分析資源概況，實施林地分類，分區決定資源的最佳經營方式，這可能是爭議較小的處理方式。

參、枯立倒木能否整理的幾個關鍵

枯立倒木如非貴重木，則無整理的爭議。因為無論如何拿出均不划算，枯立倒木放在林內任其腐朽有利於森林養份的循環，這是贊成、反對雙方均同意的觀點。可是如果其具有相當的價值，如檜木、牛樟之類，則似乎非搬出不可，以免浪費資材或招誘民覬覦，這時似乎養份的循環就不那麼重要了。顯然我們對事情的看法太簡單。其實枯立倒木是否可移出？除是否有利養份之循環外，包括水土保持、生物多樣性、林緣效應、林分結構、景觀等都是必須審慎考量的，其中尤以前三者最為重要：

一、養份循環

在成熟的森林中，過熟衰老的林木容易成為昆蟲覬覦的對象，隨時間的推移，歷經天牛、象鼻虫、木蠹虫的破壞，白蟻的侵襲，枯立木倒了，小蟲、蛭蟪、線虫、蚯蚓、馬陸、蜈蚣等隨即攀爬其間，分解碎裂木材，釋出養分，有利真菌、細菌的繁殖，真菌類則經常與林木〈尤其小苗〉形成共生關係，某些真菌可貫穿植物之細根，促進植物體養分之吸收，植物體則將光合作用產生之碳水化合物供真菌使

用。有地面實體〈如菌菇〉的真菌透過風之傳播將其孢子傳到森林各個角落，而有地下實體〈如松露〉的真菌則藉由野鼠與小型哺乳類攝食散佈，如美國花栗鼠〈townsend chipmunks〉定期在森林倒木中活動，吸收之孢子往往隨著糞便排出，散佈在森林之各個角落。森林中，真菌、野生動物、倒木之三角關係，經常有助於森林之更新。

雖然枝幹、枝條、樹葉提供林地重要的養分來源，但大型之倒木慢慢釋出的養分更不可輕忽，通常大型倒木移走愈多，林分內養分的消失也愈快，最嚴重時，猶如皆伐的效應一般。

二、水土保持

台灣位於東亞島弧的褶曲地帶、地震、颱風頻仍，坡度又陡，土壤常化育不完整，含石礫、岩屑多。即使較平緩之地形，其土壤則多屬崩積土，膠結疏鬆，此等特性為台灣山坡地土壤抗蝕性低的主因。同時岩石層理、節理、片理發達，力學穩定性差，易破碎，以致遇雨即嚴重發生沖蝕、崩塌。台灣山坡地的年平均自然沖蝕量，在北部約在 2-7 公釐，南部高達 10-30 公釐，平均約 9.8 公釐，比日本的統計數 0.3 公釐高出 30 倍，為世界平均值之 120 倍以上。因此山坡地之任何作業均應極為慎重。

大面積之皆伐對地面之破壞影響大自不待言，擇伐作業可以減少影響，但影響多少則未有任何研究報告數據可供參照。基本上整理枯立倒木除非是用直升機或氣球集材，使用任何架空索道集材或地面拖曳集材均會傷害生立木，亦難免破壞地表，如作業粗糙則容易造成土壤大面積的裸露，作業結束如無適當的水土保持處理，適逢大雨則往往將土壤沖入溪澗造成莫大的傷害；如果為攫取高價的樹頭連根挖除，則將造成更嚴重之影響。

理論上從濱溪保護帶的設置，改善架線集材之方式，及作業之標準化與監測可減少環境的衝擊，但是也增加生產的成本，是否划算，則有待更一步之評估。

從另一個角色視之，讓枯立木留存林地，任其倒伏，則可以保護土壤，減少沖蝕為害。大塊倒木由於腐朽的時間長，可以長期保護地面，最後倒木形成林地上之土堆，與枝葉層混合成為腐植質層，具有保水之功用。

有些枯立木如位處風口及山坡上，將其砍倒有時亦容易引起骨牌效應，造成林邊木風倒及表土流失。因之枯立倒木之存在可以使原始森林之環境因子維持到最大穩定性。

三、生物多樣性

在一座成熟的森林裡，各齡級的林木均有，枯立倒木當然也是成熟森林之一部分。枯立倒木數量通常在森林中占比率高達5-10%，而重量經常超過10%。其中包括的有機物，從易見的松鼠、啄木鳥，到大量的無脊椎動物、真菌、地衣、苔蘚、維管束植物、微生物等一應俱全。英國之生物學家Chales Elton 於1966年估測全英國的一千種動物〈約占全英國森林動物之五分之一〉依枯立倒木為食物、覓食或藉其為棲所。枯立木創造的樹洞，使本省之山雀科、啄木鳥科、鴉科均依賴為巢，而這些科的鳥類幾乎全為野生動物保育法公告之保育類鳥類，就中又以瀕臨絕種類與珍貴稀有類佔多數，如灰林鴉、褐林鴉、大赤啄木、綠啄木常出現於檜木林林帶，全球多數的啄木鳥科、鴉科均以原始林為家，極多數被列為森林之指標鳥類，幾乎都是保育類。另外猛禽類之鷹鷹喜歡使用枯立木之枝條停棲以搜巡獵物，它們不是瀕臨絕種就是珍貴稀有動物，全部移走枯立木當然不利這些猛禽之生存。其他的哺乳動物如蝙蝠、地鼠，熊及某些兩棲爬虫類，也經常使用活樹或死樹的樹洞為巢或棲所，如荷蘭的森林中54-93%之樹洞中均有野生動物使用，美國奧勒岡、華盛頓州東部幾乎一半

〈179/378〉之脊椎動物使用枯立倒木。枯立倒木不是只有中大型野生動物使用，在其腐朽過程中出現之成千上萬小生物，其種類與數量遠超過哺乳類、兩棲爬虫類，尤其甲虫類數量相當龐大。愈來愈多的生態研究顯示，如果所有大型的哺乳類動物都絕種了，那將是很大的災難。只不過到了那個時候，地球的生態系統會重新自我調整，生命仍會繼續下去。但是，如果昆蟲、菌類或其他微小生物全部滅絕了，那將會促使其他生命走向盡頭。到時連人類也未能倖免於難。如只要有幾種重要傳遞花粉的昆蟲也消失了，我們的農業、甚至文明都會遭受嚴重的衝擊。當然局部某地區天然林的整理，多數人會相信不致會帶來這麼大的災難，可是當許多天然林要處分而我們對內部的生物多樣性不了解，如果沒有基本資料，逕自依照傳統的方式去經營管理，

則實在無法預估會帶來怎樣的結果。為求周延，至少須了解區域的關鍵種〈keystone species〉、指標種〈indicator species〉是什麼？並進行必要的監測，才能減少錯誤的發生。

對野生動物之價值而言，殘枝不如殘幹，殘幹又不如殘材。大塊倒木之所以重要乃因其保持較久才腐朽，且提供或大或小野生動物之棲息地，小枝幹因腐朽太快則只有小型動物可以利用。而隨著大型倒木之逐漸腐朽，釋出養分，各種豐富的生命現象亦在其中演替消長。

因此枯立倒木之存在對生態系之生態多樣性貢獻是很大的。一般生態學者均知森林地景中含有許多演替的階段，則生物多樣性最高，但這些階段最好包括有極盛相社會，Bormann Likens (1979) 曾建立一個模式，預測優勢種達到其最高齡時，生物量最高，就在它們將衰老倒下時，創造冠層之孔隙。孔隙出現，代表增加某些物種之特別棲地，這時因森林結構的多樣性增加，促成昆蟲之多樣性增加，連帶使其他動物種數也增加。因之，生物多樣性在極盛相及其受干擾後不久時均擁有最大的生物多樣性。

從演替的時間尺度及地景的空間尺度來看林業經營，如欲兼顧生物多樣性與林產物之永續收穫，則唯有努力讓森林的年齡結構達到平衡。

〈不均齡林分共存〉這時保持老齡林分是相當重要的，老齡林分的存在可增進林分空間的異質性〈Space Heterogeneity〉，而在缺少老齡林的林區，應努力嘗試在未來建造老齡林分，才可維持森林地景所有物種之棲地。當然這個老齡林分不能缺乏枯立倒木之存在。

肆、健康的森林與枯立倒木經營

美國西北太平洋伐木與北美斑點梟之爭，起初大家將焦點對準北美斑點梟，認為其族群急速衰退而應加強保育與其生活領域有關的老齡林分〈如上千公頃才有一對〉，其後伐木業商亦雇用生態調查人員在人工林分調查，亦發現斑點梟，致爭議又起。在雙方辯論之過程中，美國天然林急速衰退的事實〈剩全美森林之十分之一而已〉被拿出來討論，亦有環保團體提出美國反對砍伐熱帶雨林，但自己卻在砍伐自

己之原始林的質疑。幾乎多數的美國環保團體均贊成保留美國僅存的天然林。全世界均知美國是全球最會利用且浪費資源的國家，在美國內之自我省思，對全球資源的保育毋寧是好事一樁。可是木材之供應怎麼辦？事情又回到森林是可再生資源之論點上，但命題卻變成「如何經營森林，讓森林具有復原的能力。」這時「健康的森林」一詞漸漸受到重視。什麼是健康的森林？美國林務署署長 Dale Robertson 〈1993〉認為必要條件包括 1、對改變有抵抗力，2、符合目前與未來資源經營目標，3、能提供樹木、野生動植物和人類的保續生育地，4、具有生物多樣性的特徵。而其中有關生物多樣性毋寧最重要，因其幾乎可涵蓋其他三個條件。生物多樣性的重要特徵包括有 1、生命和其演替過程的變異，2、包含不同的生物多樣性層級，3、基因多樣性、4、種類多樣性 5、生態系多樣性與 6、景觀多樣性。也就是經營森林如欲維持最高的生物多樣性，則保存更多的天然林自然最有利，而且有益於森林的健康。換句話說森林健康幾乎與林分之自然度高低可劃上等號。但這是否意味為了維持最大的森林健康，天然林分都不該砍了呢？森林對改變的抵抗力在那裡？也許從指標種、關鍵種的建立，與環境的監測，可找到一些答案。

北美斑點梟被視為美國西北太平洋花旗松老齡林的指標鳥類，受到應有的重視。事實上全球的貓頭鷹與啄木鳥多數均為原始森林之指標鳥種，其對環境逆壓的抵抗力較弱，因此從貓頭鷹、啄木鳥的生態研究著手頗富意義。Thomas(1979)在美國奧勒岡州與華盛頓州對東部藍山區五種啄木鳥的研究中，從領域、族群對數、需要的洞巢、枯立木大小去計算單位面積啄木鳥需要的枯立木數量，詳如◎表 1：

表 1、奧勒岡州與華盛頓州東部藍山區啄木鳥的枯立木需要量

項 目	毛髮啄木	金翼啄木	黑背啄木	威廉氏吸汁啄木	北美黑啄木
領域大小近似值(英畝)	25	40	75	10	300
每 100 英畝最大之對數(對)	4	2.5	1.3	10	0.3
每年每對需要之洞巢(個)	3	1	3	1	3
最小枯立木大小(吋)	10	10	12	12	20
每 100 英畝需要之枯立木數量(棵)	160	38	59	150	14
50%最大族群之枯立木數量(棵)	80	19	30	75	7

對於每一種鳥，每 100 英畝 (40 公頃) 估測其需要多少枯立木 S，計算公式乃是每 100 英畝最大的對數 N 乘以每一對每年需要的洞巢再乘以每一對不使用的枯立木數目。即 $S=N \times C \times (16-1)$ 。基本上依文獻的紀錄，每使用 1 棵枯立木平均有 15 棵枯立木不被使用。這些未用的枯立木雖不適合啄木鳥使用，但或可能使其他動物如梟、飛鼠、蝙蝠、山雀、蜜蜂等獲益。

五種啄木鳥換算每公頃需要之枯立木數量，合計為 10.7 棵。這個模式亦可估測，如要維持枯立木到所需的程度，即應保存其相對的數量。例如要保持各種啄木鳥 50% 的族群，則每 100 英畝需要的枯立木數量恰好減半。

以上啄木鳥之研究係針對某一地區，由於每種啄木鳥的領域均不相同，故需要枯立木的數量也不一樣，如其他野生動物利用的情形也計入，則情形將更形複雜。由於資訊不足與經費之限制，是類研究往往無法涵蓋所有地區，然基於長期的觀察經驗，許多林業與野生動物的經營者均建議每公頃保持 5—10 棵枯立木已足夠。但如要維持枯立木源源不斷的供應，則在幼齡林分中需有老齡林分的配置，至少在 2 公頃林分中保持 0.1 公頃的老齡林鑲嵌在內，如能加上適當的植群帶 (也許需 100 公尺寬) 則更可以維持森林生物多樣性的需求。

伍、以生態系經營涵蓋枯立倒木之經營

如前面的分析，筆者認為枯立倒木的整理應只生態系經營的一部分，非可獨立處理，而應以整體生態系的地景單元來考量，森保處的枯立倒木整理，在天然林禁伐令後仍實施，只能視為天然林作業之實驗，有部分成效，但可資探討之處頗多。如兼顧生態系經營之三大原則：1、生產與地力之維持，2、森林更新能力之保存，3、生物多樣性的保留，則枯立倒木的整理較偏重第 2 點，然過度重視高價值的檜木而非霧林帶整體的更新能力，尤其當地被劃編為保安林，建立純檜木林相保安林地不具說服力；其次亦期望生產力的提升，但是移走太多的枯立倒木是否有利地力之維持則值得探討了。最值得議論的是是否有利於生物多樣性之保留？答案顯然負面居多。

美國北美斑點梟與伐木之爭起於 1970 年代末期，20 年後棲蘭山砍

伐枯立倒木之爭在「檜木老齡林更新」與「保護僅有扁柏林」的爭執中卻悄然落幕，兩個案例共同的特徵均與維持森林的品質有關。森林的品質包括健康、生物多樣性與美學。為維持森林的品質，1992年6月4日由美國前林務署長〈Dale Robertson〉正式宣佈美國林務署將進入「生態系經營的時代」；美國總統柯林頓則於1993年4月2日在奧勒岡波特蘭市召開森林會議，並由多機構人員組成生態系經營評估小組，進行研究，顯見美國對森林保育之反省與重視。在本省，基於

- 1、森林具有多方面的價值，有些尚未發現，有些則因漠視而未有發展的機會。
- 2、台灣地質、地理環境的特殊性，如山高水急、斷層多、土壤沖蝕嚴重。
- 3、山坡地破壞嚴重，公私有林地地形同解體，致國有林經營應格外小心慎重。
- 4、豐富的生物多樣性，如物種佔全球物種之1.5%，單位面積的物種為全球之60餘倍，其中多數的價值與生態地位均不明。為維持生態系統之正常運作，台灣亦有必要實施生態系經營，而當務之急則應將林地分類列為首要工作。參酌美國森林生態系經營之基本精神，茲提出棲蘭山區整體的林業經營之建議如下：

- 一、建立當地之森林生態資訊，如氣候、地理、土壤、植物、動物、微生物、菌類等生態資料，由森林資源不同的特質決定未來林地利用的方向。

- 二、重視科技整合、團隊合作。領域除前述資訊外，重視人類向度的研究，以了解可能預期的未來狀況。人類向度應包括美學、工程、政治、經濟、社會、人文的領域，如此才能周延的兼顧自然與人文的整合，求得森林環境的最適價值。

- 三、基於人類向度的複雜性，應建立透明化的決策系統，徵詢公眾意見，鼓勵關心林業的利益、環保、地方社區居民共同參與，以了解其對森林之需求，並主動的、積極的強化溝通與協調。為免除耗費太多的社會成本，林業經營管理計畫應於地方社區公告。

- 四、以地景或集水區為規劃經營單位，必要時可針對森林資源的特性分類，分區經營，因此現有已劃分為保安林之定位尚有討論的空間。

- 五、林地經分類劃編入經濟林的部分，林分的更新應重視更新機制之研究，注意林分結構、垂直結構與空間的異質性等，以兼顧生物多樣性起碼的需求。至於太多的枯立倒木應掌控其分佈地區的特性，如水

土保持、生物多樣性、養分循環，以決定保留的地點、數量、如陵線、溪谷、陡坡、衝風地帶均應保留。

六、實施生態監測，主要在了解森林之健康狀況。監測的重點包括生態系的組成、結構、養分的循環、土壤的沖蝕、能量的轉移，生物多樣性及生態過程之演替等等。

伍、 參考文獻

1. 王立志 1996 森林與河流生態 森林與水資源經營研討會論文集 中華林學會叢書第 961 號。
2. 吳俊賢 1999 檜木 1999 年 豐年 49(5): 36-41。
3. 洪富文 1995 美國太平洋西北林區的森林生態系經營 林業試驗所百週年慶學術研討會——森林生態系經營的理念與規劃論文集。
4. 馮豐隆 1996 森林生態系經營與決策支援系統 85 年中華林學會年度報告
5. 陳玉峰 1999 全國搶救棲蘭山檜木林運動誌 台灣生態研究中心。
6. 黃裕星 1996 森林生態系經營的理論與實務 現代育林 12(1): 9-14。
7. 楊秋霖 1994 從天然林的價值，談林業經營之趨勢 國科會生命科學研究推動中心補助台大森林系辦理台灣天然林生態系經營研習會論文集 p. 3-11。
8. 楊秋霖 1997 林地枯立倒木與森林生態系經營——從森林開發處枯立倒木整理談起 現代育林 12(2): 69-83。
9. 鄭祈全 1998 地理資訊系統在森林資源經營上之應用 林試所 87 年度航測人才培訓計劃。
10. Malcolm L. Hunter JR. 1990 Wildlife, Forests, and Forestry Wildlife Department College of Forest Resources, University of Maine Orono, Maine.

1999 年 10 月 28 日

台灣檜木林保育的科學基礎*

洪富文** 馬復京** 張乃航** 游漢明**

林光清** 黃菊美** 許原瑞** 杜清澤** 陳永修**

【摘要與建議】我們根據國內外的實證資料，佐以現有的各項生態學理，進行重建台灣檜木林的原有面積及現存天然與人工林的面積與分佈，檜木林枯立倒木在台灣各地的狀況研究，並分析枯立倒木整理對植物、動物多樣性、水土保持、長期生產力與林分更新動態的影響。台灣天然檜木林原有的面積約在 10~11 萬公頃，1912~1989 年約有 53~57% 被砍伐，但人工造林已回補被砍伐面積的 56~67%。各項分析與推論均指出枯立倒木整理作業破壞棲蘭林區檜木林的機會幾乎不存在。但該區森林經營仍有改善的空間。

從全球自然保育的策略與台灣特有的政治、經濟與社會條件及自然保育現況而言，設立台灣檜木林國家公園或保護區不符合台灣檜木林充滿活力，非稀有而急需保護的狀況，且台灣地狹人多，自然資源相對不多的情境下，似乎沒有純保護的環境。而維持現有的枯立倒木移除的經營方式雖然是全世界人類對於森林利用最虔誠，也是很卑微的求取滋養的行為，但缺乏創意。我們認為在生態系整體經營的考慮下，可進行師法自然更新的小面積塊狀伐採或帶狀伐採，但嚴格的要求生態系永續經營的準則與指標之實行，反而可以達成全面保育的境界；這樣的策略可能是最佳的選擇。

*謝誌：我們在研究調查及思索問題期間，承蒙中研院周昌弘院士、賴宜鈴小姐、台大袁孝維教授、台大實驗林鍾年鈞博士、東海大學賴明洲教授、宜蘭技術學院林世宗與陳子英教授、特有生物中心林旭宏先生、林務局姚鶴年技正、張偉頤與紀麗美課長、林德勝課長(花蓮處)、洪西洲課長(羅東處)、邱立文小姐、林試所楊政川所長、林讚標、邱志明、邱文良、陳財輝與呂錦明諸博士，羅卓振南先生，劉瓊霜與王培蓉小姐之熱心協助，或提供資料，或參予討論，讓我們收穫良多。野外調查及室內分析承陳國章、林元祥、楊登發、林世鴻、吳嘉明、楊淑華、蔡麗玉、李秋容、廖淑女、陳焄諸位先生、小姐協助，特此誌謝。

**林業試驗所

壹、前言

最近一年多來，一些台灣環保人士要求停止棲蘭山檜木林的枯立倒木移除作業引起各方的關注與論戰。我們在 1995 年間曾前往棲蘭山區企圖了解該地區檜木倒木的分解狀況及天然更新，隨後考慮台灣地區更廣泛的森林復舊與更新問題應是中、低海拔的闊葉林帶，遂將心力投注於中、低海拔闊葉林的各項研究工作。

隨棲蘭山枯立倒木移除作業的爭議愈形熱烈，而仍缺乏科學的數據為基礎，實難有較佳的論辨基礎。為此，我們再度進入棲蘭山區，進行天然更新、土壤及植群調查，希望能提供一些比較科學的資訊。

棲蘭山枯立倒木移除作業的爭議大致有幾項：

1. 台灣的檜木林已經很少了嗎？棲蘭山的檜木林是唯一一大面積的扁柏純林嗎？
2. 台灣檜木的更新是依靠「向源侵蝕」或依靠「空隙」即可？
3. 檜木林的枯立倒木到底有多少？
4. 枯立倒木的移除會影響物種多樣性？養分？生產力或水土資源的保育嗎？
5. 棲蘭山林區應如何經營比較妥當？

本文就我們過去的調查，並收集國內外相關的資訊，試圖分析說明，以釐清事實、學理，並提供經營單位決策與經營的參考。

貳、台灣檜木林的面積—過去、現在與未來

孢粉學的研究推測檜木林在六百萬年前普遍存在於地球各地，隨著地球環境的改變，使其存在的範圍，僅剩台灣、日本、美國西海岸及東海岸，且正在萎縮中。從演化的觀點而言，檜木逐漸退出演化，把舞台讓給了被子植物。但假設目前只是間冰期暖化的時期，如果間冰期接近下一次冰河期時，冷化時期或將出現，將使檜木林擴張的機會增加也有其可能。有人認為檜木是活化石，是上次冰河的孑遺植物，當我們看到化石兩字就聯想到活力已失與死亡，但台灣檜木無論是生殖、生長就充滿了活力，他們大約 3~5 年就有一次豐產年(masting year)，幼苗在開闊地，林間空隙的生長力都很好。

我們根據第二次森林資源調查樣點中紅檜、扁柏樣點的資料（林務局，1977），點出全台扁柏分佈的區域，扁柏分佈的北限大致在插天山一帶，南限則是在阿里山、玉山、秀姑巒一帶。紅檜北限雖在北插天山一帶，但因分佈海拔較低，所以比扁柏更北一些；南限則在六龜、大武山一帶，比扁柏分佈更南。柳櫟（1966）則指出扁柏與紅檜均北起插天山，南迄大武山，圍繞中央山脈形

成一環繞狀。

在同一地區，扁柏與紅檜的分佈大抵可分為山脊為扁柏的純林或與少量的鐵杉、台灣杉、巒大杉、紅豆杉等混生，坡中則為扁柏與紅檜混生，坡下則為紅檜純林，此一現象早為日人大核左夫（1936）指出（圖 1），隨後 Hawk（1977）則有較完整的植群調查證實（圖 2）。

根據第三次森林資源調查的結果（1995）顯示現存的天然檜木林主要分佈在北部及東部，面積為 48,000 ha，棲蘭山檜木林的面積最大，山脊為扁柏，但亦有紅檜存在的山腹，但在東部林田山、木瓜山與秀姑巒事業區亦有大面積的天然檜木林。而全台灣檜木人工林面積為 24,800 ha（圖 3），此處天然檜木林的意義為檜木材積約為 80%以上的森林（至 1990 年止）。

如果以林務局森林調查簿的資料統計，只要有檜木出現，不論其出現比例的大小都視為天然林檜木的話，則台灣目前有 120,798 ha 的檜木天然林，檜木人工林有 36,438 ha 左右（表 1）。

台灣原有檜木林到底有多少？這是一個頗為有趣值得探討的問題。由於檜木位在深山且體積巨大，以清代台灣開發的資料看來，在當時檜木林是難以到達，即使知道其存在亦無足夠的機器伐倒及搬運，因此，當時是無法利用的。

台灣檜木林的伐採利用開發應以日人據台為起始點，阿里山林場在 1912 年，八仙山林場在 1915 年，太平山林場在 1915 年陸續開始伐木（中華林學會，1993），總計日據 1912~1945 之 34 年間，所有處分立木材積為 17,340,564 m³，年平均 510,017 m³（台灣省林務局，1997）。這些處分立木材積中，有多少為檜木，則可由日據時代的林業統計資料來研判。

1921~1941，扁柏與紅檜分別以石記錄（表 2）。1921~1924 年二材種均又分素材（石）與製品（石），素材應為伐倒未再進一步處理者，製品應為伐倒後再行製材者。1925~1941 的資料則未區分，均視為素材。本研究將製品材積視同素材材積，因甚難判斷採取何種的合理係數的換算，因此將會有相當程度的低估。所幸製品分開記錄時間僅有四年，且為開發初期，砍伐量低，影響估算不大。1 石以 0.2783 m³，每公頃平均伐採材積以 500 m³ 換算，並以伐採材積為立木材積的 0.7 換算成當年砍伐的檜木林面積。

1942~1947 年為二次大戰期間，無法找到全台林業總計資料，乃以三大林場在這段時間的伐木資料進行估算（台灣省文獻委員會，1970）。

1948~1970 年間，林業統計資料僅有針葉材生產資料，未將扁柏、紅檜分開處理，但 1971~1979 年則有。我們根據 1971~1979 年間扁柏與紅檜生產的材積佔針葉樹生產材積的平均百分比 43%為基礎，將 1948~1970 年間每年針葉材生產材積乘以 43%換算為檜木的年生產材積。以此換算出的材積再以 500 m³/ha ÷ 0.7（表 2）的方式換算成檜木林當年砍伐的面積。在假設砍伐年代較早時，單位面積材積應較高的情況下，此一推估有高估砍伐面積的可能。

從日據時代開始的伐木史看來，為了成本及收益，均儘量先砍伐精華地區，亦即“純檜木”林為主，因此，我們上述的估算方式是以“純檜木林”的方式

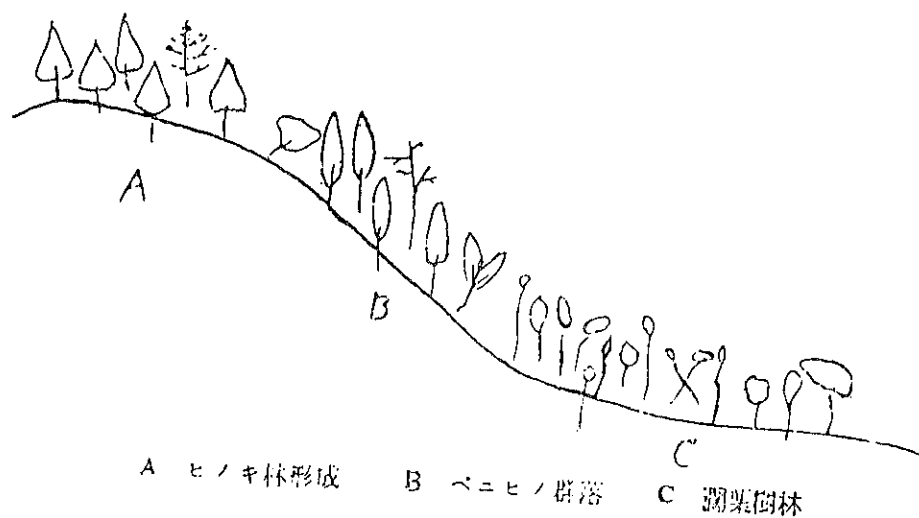


圖 1. 台灣扁柏、紅檜在坡面分佈概況(大核左夫, 1936)

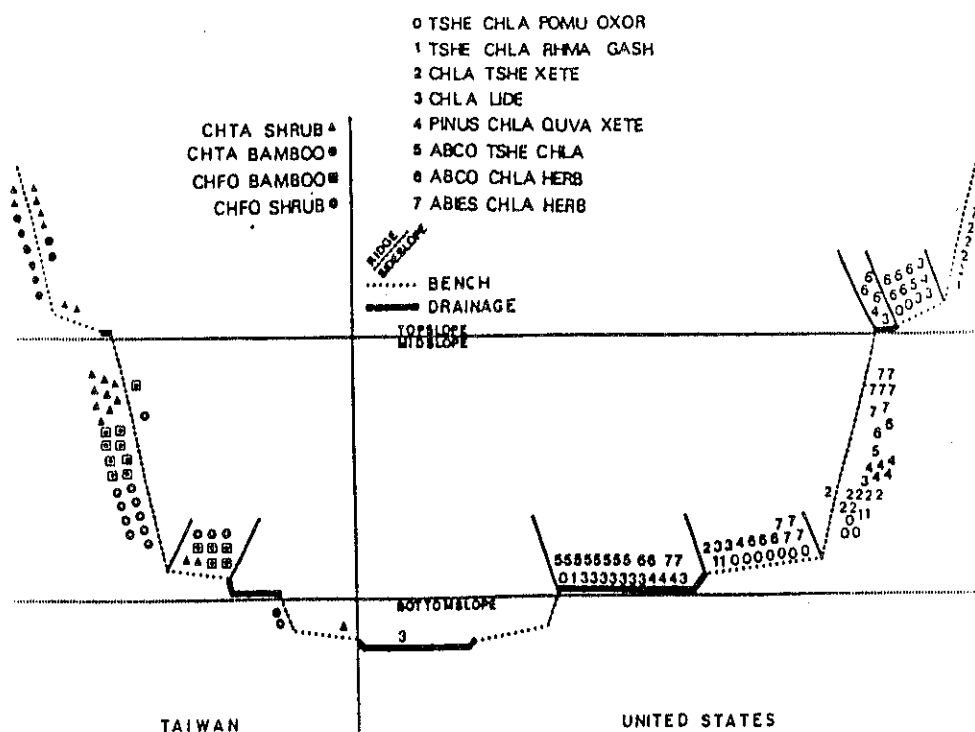


圖 2. 台灣與美國各種檜木林型分佈的地形(landforms)(Hawk, 1977)

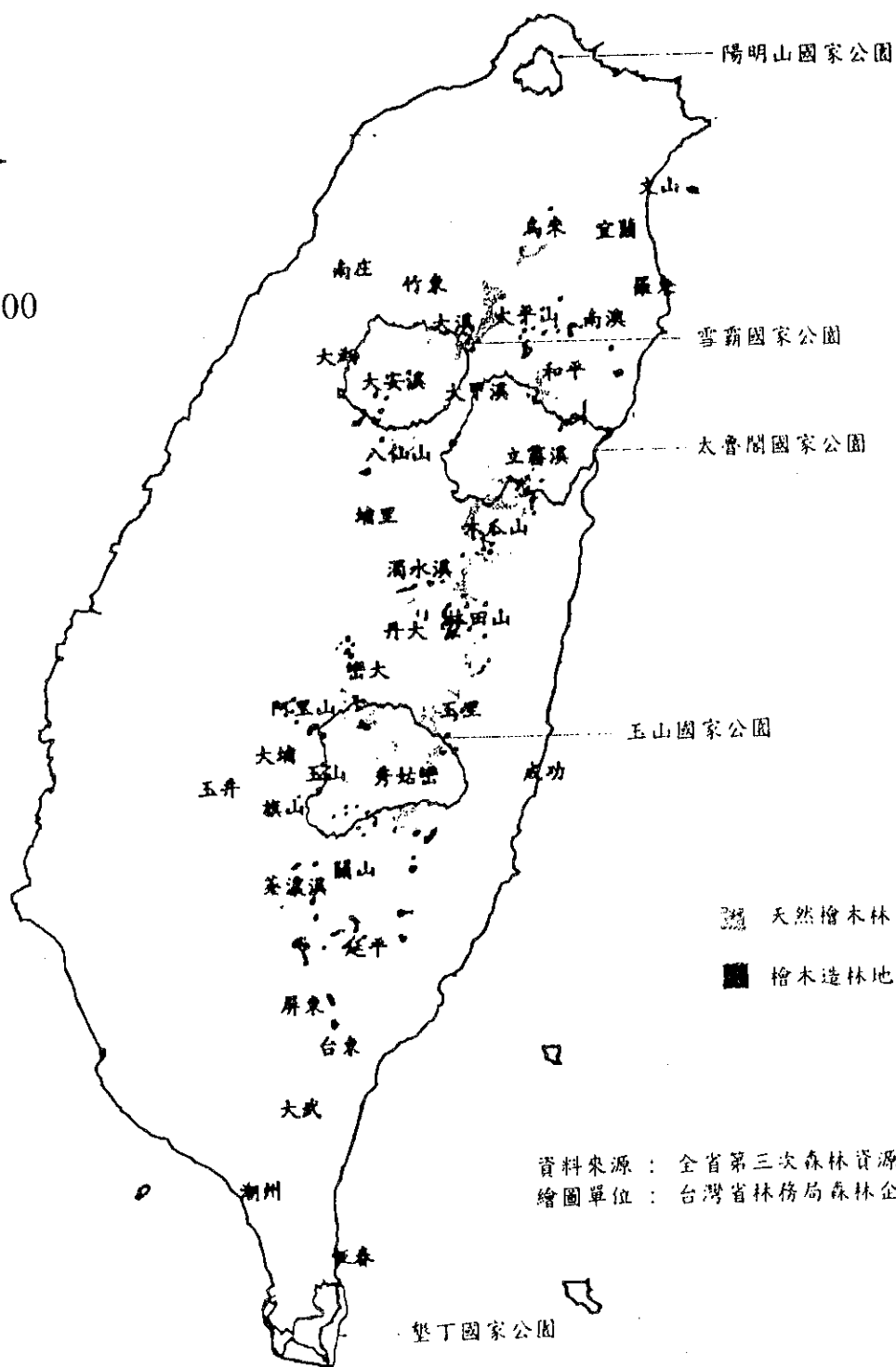
林型: CHTA SHRUB(台灣扁柏-灌叢型)
CHTA BAMBOO(台灣扁柏-箭竹型)
CHFO BAMBOO(紅檜-箭竹型)
CHFO SHRUB(紅檜-灌叢型)

地形: Ridge(山脊)・Sideslope(側坡)・Bench(台地)・Drainage(排水區)
・Topslope(上坡)・Midslope(中坡)・Bottomslope(下坡)

0 TSHE CHLA POMU OXOR(美國鐵杉-勞遜扁柏-耳蕨-酢漿草)
1 TSHE CHLA RHMA GASH(美國鐵杉-勞遜扁柏-杜鵑-白珠樹)
2 CHLA TSH XETE(勞遜扁柏-美國鐵杉-乾生灌木)
3 CHLA LIDE(勞遜扁柏-桉樹)
4 PINUS CHLA QUVA XETE(松-勞遜扁柏-桉-乾生灌木)
5 ABCO TSHE CHLA(冷杉-美國鐵杉-勞遜扁柏)
6 ABCO CHLA HERB(白冷杉-勞遜扁柏-草本)
7 ABIES CHLA HERB(冷杉-勞遜扁柏-草本)



1:2,000,000



資料來源：全省第三次森林資源調查
繪圖單位：台灣省林務局森林企劃組

圖 3. 國有林檜木林分佈圖

表 1. 國有林地檜木林型面積及蓄積統一覽表

項目	天然林檜木 (m^3)	人工林檜木 (m^3)	面積合計 (ha)	天然林檜木 (m^3)	人工林檜木 (m^3)	蓄積合計 (m^3)
文山	0.0000	2.1105	2.1105	0	30	30
烏來	2,774.3990	972.0370	3,746.4360	689,559	210,301	899,860
大溪	13,224.8561	419.7159	13,644.5720	4,515,723	56,740	4,572,463
竹東	314.7163	297.4801	612.1964	86,086	24,626	110,712
南庄	8.3257	64.5339	72.8596	2,026	1,536	3,562
大湖	12.9633	134.5795	147.5428	4,012	3,596	7,608
大安溪	5,148.6629	2,815.0767	7,963.7396	1,715,057	96,792	1,811,849
八仙山	3,827.7107	2,719.2438	6,546.9545	1,157,224	183,051	1,340,275
大甲溪	471.0440	1,055.9270	1,526.9710	184,194	9,653	193,847
濁水溪	6,667.1366	1,231.7930	7,898.9296	2,551,245	57,212	2,608,457
埔里	50.7224	157.3471	208.0695	20,322	338	20,660
丹大	6,233.4759	471.5425	6,705.0184	2,760,362	15,880	2,776,242
巒大	6,794.5978	1,847.4201	8,642.0179	2,013,959	138,263	2,152,222
阿里山	169.3843	1,940.4215	2,109.8058	29,497	204,572	234,069
玉山	2,280.5212	1,877.0278	4,157.5490	733,378	92,669	826,047
大埔	8.7829	201.8131	210.5960	1,489	15,449	16,938
荖濃溪	3,176.2451	77.1155	3,253.3606	929,007	2,993	932,000
屏東	745.2885	2,063.7618	2,809.0503	232,755	145,751	378,506
潮州	247.2550	186.1105	433.3655	71,130	4,880	76,010
大武	505.3551	91.6629	597.0180	141,202	3,398	144,600
台東	507.6048	392.9066	900.5114	176,273	6,354	182,627
延平	5,191.8568	1,842.4865	7,034.3433	1,478,682	96,042	1,574,724
關山	4,777.1679	1,052.1928	5,829.3607	1,539,340	37,978	1,577,318
玉里	6,271.8242	1,021.1835	7,293.0077	1,492,597	73,997	1,566,594
秀姑巒	9,451.8521	825.7124	10,277.5645	2,904,983	91,586	2,996,569
林田山	12,139.6285	2,131.1554	14,270.7839	3,549,787	17,413	3,567,200
木瓜山	7,847.3715	2,058.9219	9,906.2934	2,406,569	60,268	2,466,837
立霧溪	5,646.9276	930.4288	6,577.3564	1,482,695	544	1,483,239
和平	8,010.2030	3,647.3408	11,657.5438	1,954,687	189,399	2,144,086
南澳	1,338.5159	1,096.6549	2,435.1708	184,657	29,354	214,011
太平山	6,007.1193	2,729.2785	8,736.3978	1,408,070	320,409	1,728,479
羅東	946.6725	82.8435	1,029.5160	160,122	3,458	163,580
合計	120,798.1869	36,437.825	157,236.012	36,576,689	2,194,532	38,771,221
		8	7			

註：森林企劃組調查課製表

表 2. 台灣歷年檜木或針葉樹生產材積換算砍伐面積(1921~1979)

年度		扁柏(石)	紅檜(石)	面積(ha)	
1921	素(材)	38,158	14,201	90	*
	製(材)	25,645	8,192		
1922	素	31,976	4,967	43	
	製	9,365	2,034		
1923	素	16,771	6,496	37	
	製	9,915	2,591		
1924	素	17,066	2,780	33	
	製	9,886	2,118		
1925		75,718		60	
1926		89,170		71	
1927		82,127		66	
1928		53,249		43	
1929		71,435	29,215	80	
1930		447,801	264,265	566	
1931		459,350	277,081	586	
1932		570,065	371,108	749	
1933		434,241	435,815	691	
1934		386,840	646,346	821	
1935		488,408	727,881	967	
1936		472,059	338,455	644	
1937		470,184	488,207	790	
1938		529,030	374,901	719	
1939		701,324	480,695	940	
1940		665,307	567,441	980	
1941		697,377	697,281	1,109	$\Sigma=10,085$
1942	太平洋戰爭			1,093	**
1943	↓			1,184	
1944				854	
1945				507	
1946				256	
1947				269	$\Sigma=4,163$
針葉樹材積(m ³)					
1948	235,013			289	***
1949	132,837			163	
1950	252,220			310	
1951	365,841			450	
1952	433,214			533	
1953	328,374			403	
1954	455,383			560	
1955	419,086			514	
1956	286,971			353	
1957	380,302			467	
1958	330,480			406	
1959	590,377			726	
1960	583,721			717	
1961	674,354			829	

1962	750,281		921	
1963	913,128		1,121	
1964	1,048,404		1,289	
1965	1,035,896		1,273	
1966	936,243		1,150	
1967	952,929		1,171	
1968	890,505		1,094	
1969	817,107		1,004	
1970	769,727		946	$\Sigma=16,689$
	扁柏(m ³)	紅檜(m ³)	面積(ha)	
1971	192,661	108,102	860	
1972	169,395	110,189	800	
1973	175,774	94,470	720	
1974	130,310	104,850	671	
1975	104,247	128,510	666	
1976	115,825	110,304	646	
1977	87,509	87,849	501	
1978	86,712	83,707	487	
1979	54,774	78,253	380	$\Sigma=6,031$
	檜木			
1980	127,217		363	
1981	122,027		349	
1982	120,483		344	
1983	162,238		464	
1984	118,442		338	
1985	121,220		346	
1986	141,256		404	
1987	102,861		294	
1988	49,667		142	
1989	23,378		37	$\Sigma=3,111$
1990	禁伐天然林			$\Sigma \Sigma=40,079$

* 1921~1924 分為素材與製品，製品為造材後的產品，以造材率達55%換算成素材，素材視為伐倒材積。伐倒材積視為500 m³/ha，再以伐倒材積視為立木材積70%，換算成m³/ha。

一石=0.2783 m³

** 1942~1947 受太平洋戰爭（或二次大戰亞洲戰爭）的影響，沒有資料，則以台灣三大林場這段期間的伐木面積估算，但因伐木面積 $\geq$ 檜木伐木面積，而產生某種程度高估。

*** 1948~1970 統計資料僅有針葉樹伐採材積，我們以 1971~1980 年間檜木伐採材積/針葉林木伐採材積平均=43%換算。

1980~1989 年檜木生產材積取自任憶安(1995)。

本表資料來源：台灣督府殖產區 台灣林業統計(大正十年~昭和十六年)。

台灣省林計統計(1948~1979)。

台灣省通誌(1970)。

任憶安(1995)。

進行，具有合理的基礎。但如果從阿里山、太平山、巒大山、竹東、太魯閣、木瓜山林場歷年砍伐單位面積材積的趨勢看來（圖 4），由於初期單位面積的材積有高達 2,000 m^3/ha ，因此，以 500 m^3/ha 的出材材積估算則有部分高估砍伐的面積。

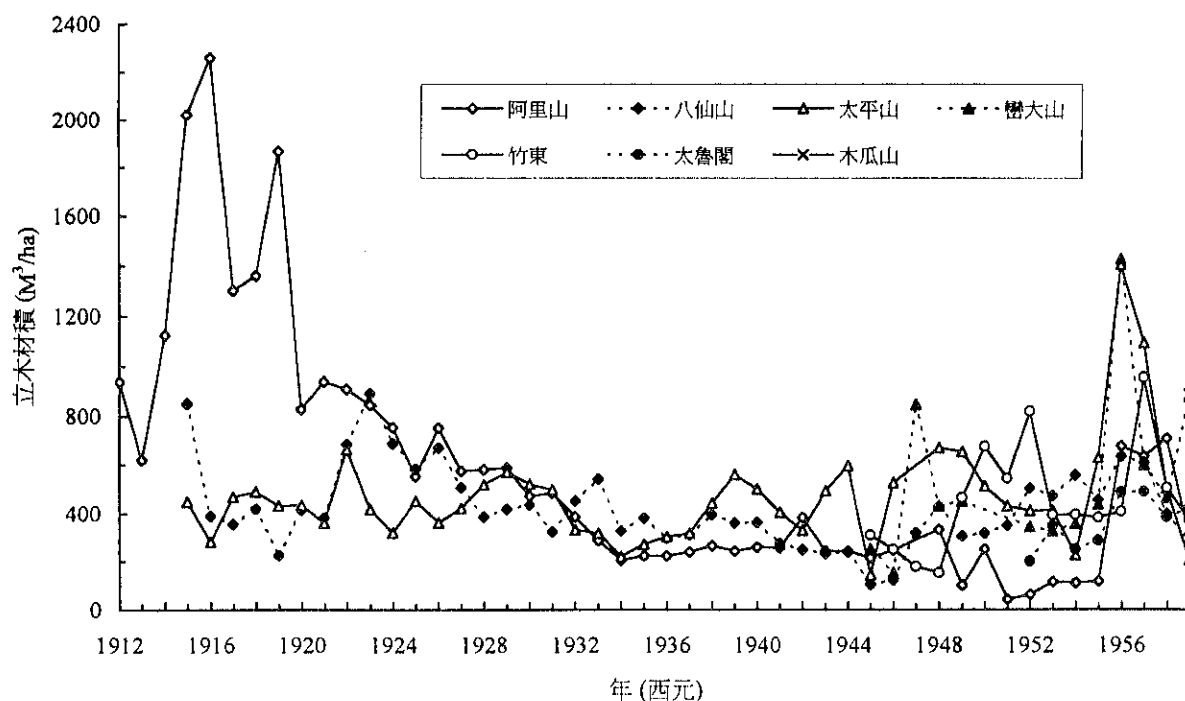


圖 4. 1912-1959 各林場每公頃砍伐的平均材積（計算自台灣省文獻委員會，1970）

總之，以我們可能得到的資料加以估算，則從 1921~1989 年間，歷年檜木林砍伐的面積如表 2 所示，從日據初期伐木面積由數十公頃，漸增至二次大戰前的 700 餘公頃，在二次大戰後初年則受恢復時期，重建緩慢的影響而又下降至 200~300 ha/yr ，至 1959~1973 年間又恢復到 500~900 ha/yr 之間，1974~1979 則又下降至 500 ha/yr 以下，以至於天然林禁伐~1989 年。

因此，從 1921 年至 1989 年天然林禁伐為止，台灣天然檜木林的砍伐總面積約為 40,079 ha 。1979~1981 年進行的台灣森林資源調查（林務局，1982）指出檜木林型材積平均 601.42 m^3/ha ，比我們用於推估的 714 m^3/ha ($500 \text{ m}^3/\text{ha} \div 0.7$) 低，但較早的材積較高的原因是可理解的，如以 600 m^3/ha 估算，則歷年砍伐總面積應約為 47,694 ha ，假如純檜木林中檜木材積平均為 76%^{*}，則砍伐總面積為 52,736~62,755 ha 左右。

由於 1912~1920 之間，無法找到日據時期的檜木生產資料，我們採用台灣省通誌(1970)中，台灣主要林場伐木面積總計為 1,495 ha 代入(表 3)，則 1912~1989 年間總檜木伐採面積為 54,231~64,250 ha 左右。因此，我們可以大致認為台灣原有的純檜木林為 102,231 ha ~112,250 ha 之間；砍伐面積約佔原有面積的 53~57%。如果以有檜木出現的林分計算，則台灣原有的天然檜木林面

* 檜木/全林分材積=77%（木瓜山 85 林班）

=75%（棲蘭山 95 林班）

表 3. 1912~1953 年台灣主要林場的伐木資料(ha)(台灣省文獻委員會，1970)

年度	阿里山	八仙山	太平山	巒大山	竹東	太魯閣	總計
1912	43						43
1913	108						108
1914	74						74
1915	101	15	50				166
1916	79	50	89				218
1917	116	35	45				196
1918	132	35	64				231
1919	122	59	79				260
1920	117	10	72				199
							$\Sigma=1,495$
1921	115	20	109				244
1922	144	15	92				251
1923	122	13	99				234
1924	129	19	118				266
1925	129	33	125				287
1926	108	32	143				283
1927	208	54	149				411
1928	168	111	139				418
1929	199	112	127				438
1930	201	82	129				412
1931	207	150	134				491
1932	275	90	249				614
1933	442	98	252				792
1934	520	196	393				1,109
1935	535	148	274				957
1936	551	162	254				967
1937	551	143	244				938
1938	479	179	139				797
1939	552	235	231				1,018
1940	660	215	221				1,096
1941	654	406	231				1,291
1942	360	432	301				1,093
1943	665	276	243				1,184
1944	445	233	176				854
1945	86	207	26	40	148		507
1946	39	124	48	33	22		256
1947	-	56	19	86	108		269
1948	198	120	114	26	67		495
1949	269	49	156	36	43		553
1950	142	98	192	-	10		442
1951	658	176	425	-	29		1,288
1952	657	134	468	64	48	232	1,603
1953	419	97	301	42	47	12	918

積可達 175,029 ha~185,048 ha 之間。

如果我們再回顧 1989 年為止，人工檜木林的面積為 36,483 ha，則已砍伐的天然檜木林事實上已大致由人工林補回 56~67%。從此一角度而言，台灣檜木林的面積並未減至稀少程度，當然檜木人工林生態系的完整性比天然檜木林差，但不可否認的經過一、二百年後，應可漸趨天然林，人工撫育（疏伐、修枝等）應可加速復育的過程。台灣中高海拔的柳杉人工林，則可在伐採後改植檜木，逐漸恢復為檜木林。

以日本而言，目前已無天然（原生）檜木林存在，主要原因是日本天然檜木林（日本扁柏）均在淺山，易於開發所致。日本以本州本曾地區為主，日本扁柏經營林已超過 300 年生者有 25 萬公頃，已趨原有天然林的組成與結構狀態（赤井龍男，私人通訊）。

以台灣阿里山地區而言，目前已具有 70 年生以上的扁柏塊狀林多處，其林內原生闊葉林元素已存在（表 4），假以時日，應可恢復往日的面貌。溪頭地區 70 年生以上的紅檜人工林，由於位於紅檜神木的附近，經常刈草，以保持良好視覺距離，使林分的原有闊葉林元素較為單純（表 4），但如稍加注意，假以時日，適度的多樣性增加應有可能。太平山地區亦已具有 70 年生以上的檜木林分，原生闊葉林元素更多。

不過阿里山與太平山林區這些 70 年生以上的扁柏林分均有柳杉以帶狀或塊狀混植其間，柳杉的胸徑、樹高均大於台灣扁柏林分，則是日本殖民台灣的長期烙印。

當然，從天然檜木砍伐的歷史及區域而言，西部因開發較早，交通便捷是砍伐的主要地區，東部則因各項因素（地理、地形、交通等）的影響，相對的保有較完好的天然檜木林（圖 3）。

現代生物多樣性保育已是世界趨勢，除了物種族群的基因多樣性外，尚有一種的多樣性與生態系的多樣性三種階層（level）需要考慮。林讚標（1994）以棲蘭山、合歡山、大雪山的種子苗為材料進行紅檜、扁柏族群同功多樣性的分析，顯示台灣的天然檜木林在山高坡陡的山區，其分化程度很小。黃麗虹等（1999），探討阿里山與棲蘭山檜木之葉綠體 DNA 的變異，顯示葉綠體 DNA 不具分化狀況。這些均指出台灣檜木族群可能是冰河期存在之大族群的殘苗小族群，或是花粉散播所提供之基因交流頗為頻繁所致；因此，從族群基因保育的觀點而言，並無全面保存的需要。我們現有的國家公園（如玉山、雪霸、太魯閣三個國家公園），依文化資產保存法設立的自然保留區（如插天山、鴛鴦湖、大武山）及依森林法而設的國有林自然保護區（如達觀山、雪霸、瑞岩、阿里山、鹿林山、出雲山、北大武山、雙鬼湖、玉里）（農委會林業處保育科，1999），應已具有足夠的檜木林族群基因做為保存之用。台灣各類保護區（自然保留區、野生動物保護區、國家公園、國有林自然保護區等）的總面積約為 451,452 ha，約占台灣陸域面積 12.6%（農委會林業處保育科，1999）。未來林業經營如果廣設溪流緩衝帶，不僅可保護水土資源，尚可連接目前各類保護區，成為物種移動的走廊網路

(corridor network)，則自然保護區將可輕易的超過台灣陸域面積的 15~20%。

4. 阿里山、溪頭與太平山檜木人工林林分組成

位置	海拔 高 (m)	樹種	林齡 (年)	株數 /ha	胸徑(cm) (±標準差)	林下闊葉樹種		灌叢
阿里山 3 林班	2230	扁柏	83	875	27.66(10.63) (8.5~54.5)*	白花八角 高山新木薑子 樹參 銳葉桫欏 圓葉冬青 霧社木薑子 高山江某	枇杷葉灰木 疏果海桐 山杏仁 鄧氏胡頹子 衛矛 伏牛花 深紅茵芋	箭竹
		扁柏	79	1075	23.61(9.00) (11.1~51.3)	白花八角 高山江某 樹參 紫珠	銳葉桫欏 阿里山楊桐 昆欄樹 伏牛花	箭竹
溪頭 3 林班	1400	紅檜	75	475	37.54(8.88) (23.5~56.2)	裏白刺蔥 大青 筆筒樹	長梗芋麻 牛乳榕	(經常刈 草) 咬人貓 火炭母草 (80%)
		紅檜	70	375	40.15(8.86) (25.5~62.2)	大葉校櫟 台灣山香圓 巒大紫珠 變葉新木薑子 山龍眼 燈稱花 小花鼠刺	長葉木薑子 臭腊樹 日本槲楠 筆筒樹 山桂花 長梗芋麻	火炭母草 五節芒 巒大海棠 赤車使者 有骨消
太平山 86 林班	1650	紅檜	74	500	29.8(13.7) (11.2~60.5)	鍵子櫟 森氏櫟 高山新木薑子 霧社木薑子 日本槲楠 紅花八角 灰木 莢 紅楠 漸灰葉木薑子 桫欏	雲葉樹 高山江某 薯豆 樹參 山杏仁 虎皮楠 冬青 茵芋 青楓 紅窄槭	留足厥 膝子厥

*範圍

參、台灣檜木林枯立倒木的數量

洪良斌(1975)在棲蘭山區的樣區應是在稜線附近，因此受氣象（尤其是颱風）的影響較大，枯立倒木及欠頂木的材積量平均可達 39%（其中倒木又佔 30% 左右），在山腹或谷地如 160 線或 170 線的則僅達 17% 左右（倒木佔 27%）（表 5）。

台灣的颱風發生頻率極高，每年颱風侵台的主要路徑為台灣東半部（圖 6）。颱風可以說是影響森林結構的常態環境因子，檜木林在颱風多的東部因而將異於颱風少的西部。大致而言，可以說東半部枯立倒木多，西部少；愈近稜線枯立木愈多。

花蓮木瓜林區 77 林班海拔 2,200~2,400 m 的天然檜林經營試驗區，共 10 ha，位於稜線附近，株數以扁柏最多（78 株/ha），次為鐵杉（73 株/ha），再次為紅檜（32 株/ha），不健全木三者的比例分別為 19.2%、36.8% 與 22.3%，全林平均為 23.7% 左右。花蓮林田山 85 林班，海拔 2,400 m 左右的 11.8 ha 林班標售每木調查資料（1987 年 5 月），則顯示該地區上層樹種株數以紅檜最多（49 株/ha），其次為鐵杉（20 株/ha）、雲杉（13 株/ha）、扁柏（13 株/ha）、台灣杉（6 株/ha），樹種別不健全木株數的比例，紅檜 32%、扁柏 17%，不健全木材積的樹種別比例，紅檜 35%、扁柏 15%，全林不健全木材積佔 21%（倒木 30%）。

林試所六龜試驗林紅檜林的二個伐區（9.98 ha 與 23.96 ha）的資料顯示空幹材積佔總材積的 27~30% 之間，少有倒木。此地區空幹率這麼高，可能是因溫度高有利根腐病生存所致。

中部瑞岩地區則枯立倒木較少發生（林旭宏，私人通訊）。

而從棲蘭山區灰化土及趨向灰化土發育的地區而言，這些土壤均分佈於山嶺較為平坦處，鴛鴦湖及附近則有浸水狀態，灰化土如果形成鐵磐如鴛鴦湖附近的東保津寒山，則因有灰白層（albic horizons）的形成，除了物理性的限制外，更因此層養分較少，易使根系集中於表層或地被層而易受風害（圖 5）。但枯立倒木整理對林冠的完整性並無多大影響，並不足以說明這種作業會加速林木風倒的發生的機會。山稜附近檜木林風倒木較多，主要還是衝風地帶加上土壤特性所引起的。

因此為了保存老林分的結構，以利生態系完整性，宜視各地區森林生態系的老林分結構的特性做適度彈性的調整。前述美國西部的砍伐作業對於此方面考慮值得我們借鏡（見下節）。棲蘭山檜木林枯立倒木的伐除作業，基本上是在原有的林冠完整下進行的，且在各項因素下，有意與無意間留下或能繼續產生老林分結構的枯立倒木，是值得慶幸的。

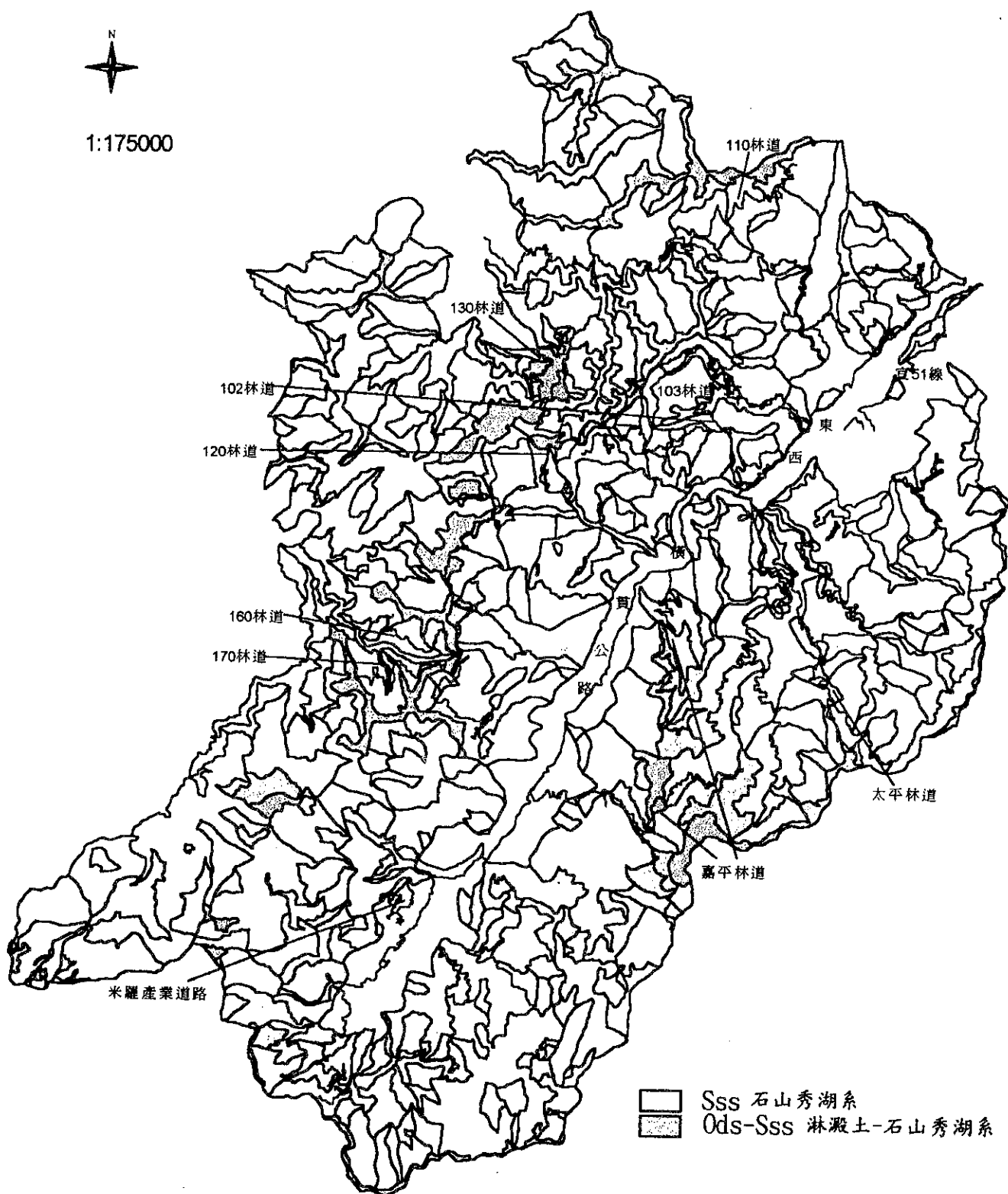


圖5. 棲蘭山與太平山事業區灰化作用旺盛的土壤分佈區

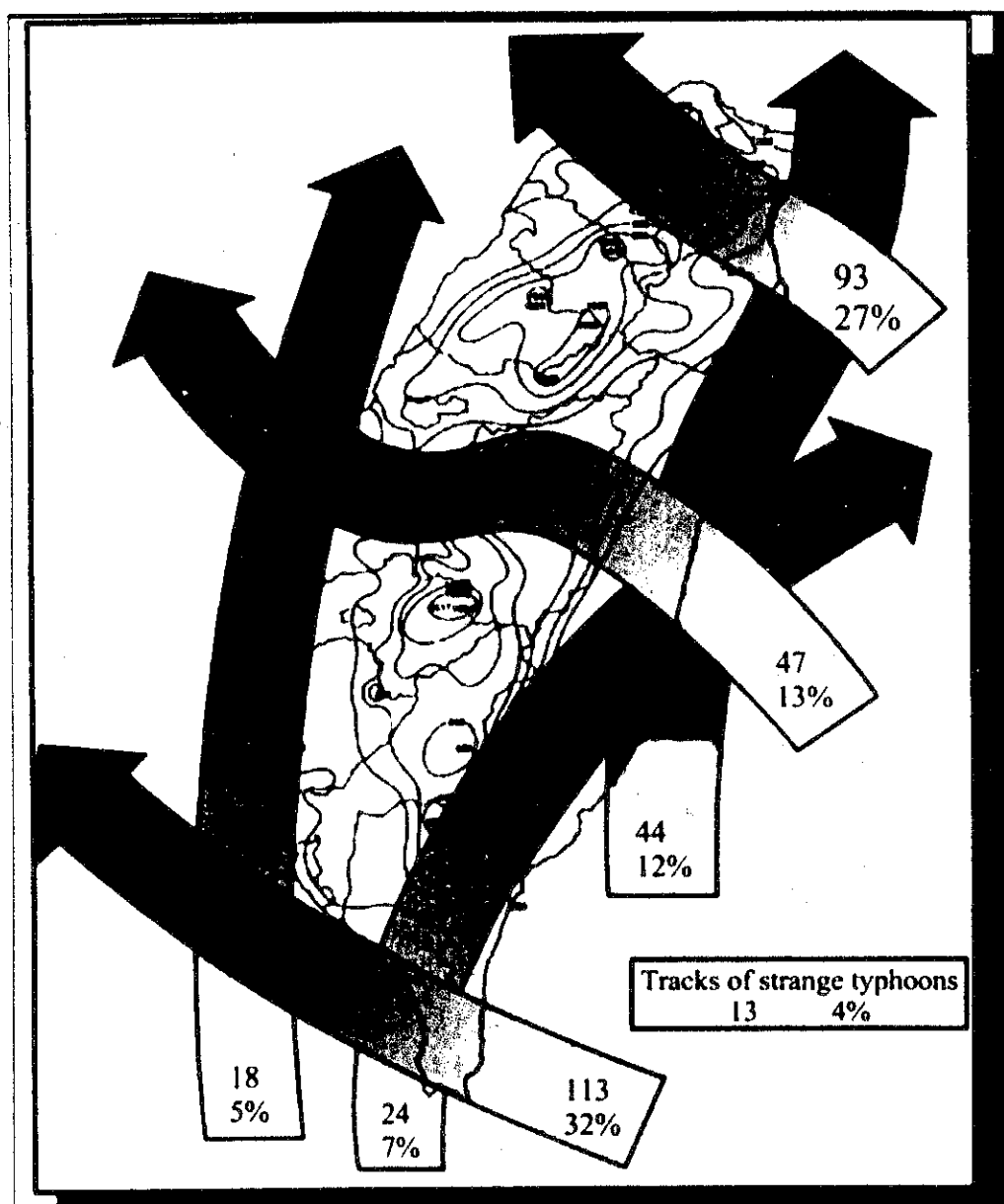


圖 6. 歷年颱風侵台路徑

表 5. 棲蘭山 193 及 7 林班試驗區不健全林木百分比

不健全木包括缺頂木、腔腐木、枯立木及風倒木等 4 種

資料來源：洪良斌 1975 石門水庫上游天然生櫟木保安林經營方法之初步研究。中華農學會報新 92 期，第 99 頁

193(94)林班

試區別	不健全木及 枯立木 (m ³)	倒木 (m ³)	不健全木 合計 (m ³)	全試區蓄積 (m ³)	不健全木 百分比 (%)
1. 中度擇伐	191.69	13.31	205.00	892.36	22.97
2. 弱度擇伐	184.49	56.02	240.51	1039.60	23.13
3. 強度擇伐	332.92	98.87	431.79	1093.39	39.49
4. 對照區	220.34	44.89	265.23	779.53	34.02
1. 對照區	104.49	79.54	184.03	490.66	37.51
2. 弱度擇伐	172.16	68.09	240.25	606.81	39.59
3. 強度擇伐	121.94	141.05	262.99	741.80	35.45
4. 中度擇伐	166.98	79.74	246.72	576.67	42.78
平均					34.37%

7(52)

1. 對照區	83.52	110.05	193.57	492.60	39.30
2. 中度擇伐	101.18	65.49	166.67	421.77	39.52
3. 強度擇伐	149.28	120.66	269.94	575.60	46.90
4. 弱度擇伐	174.27	118.57	292.84	507.89	57.66
1. 對照區	239.49	152.01	391.50	804.24	48.68
2. 中度擇伐	129.58	122.26	251.84	708.56	35.54
3. 強度擇伐	114.12	170.42	284.54	632.97	44.95
4. 弱度擇伐	19.62	61.76	81.38	321.90	25.28
平均					42.23%

2 林班不健全木百分比 $(34.37 + 42.23) \div 2 = 38.30\%$ 。

每一試區面積為 1 ha。

肆、枯立倒木移除與森林生態系結構

自然資源的整體經營 (holistic management) 觀念，是從生態系的完整 (ecosystem integrity) 出發，目標是以保存生態系的結構與功能的狀況下，提供人類有形與無形的各種服務，也就是生態系經營 (ecosystem management)。

在經營的過程中，各項作業則需監測其對生態系結構、組成及對水土資源的影響，並適時適地的改進，稱之為適應性經營 (adaptive management)。

生態系的完整性包括時空裡生物多樣性的維持，水土保持與生產力的維護。基本的措施包括生物遺產 (biological legacies) 的保存，河岸保護帶或緩衝

帶的設置，以及維持多樹種、多層次的林分結構，延長輪伐期等。

森林生態系的生物遺產是指老林分的結構元素，包括枯立倒木、空洞木等。這些元素提供森林的動物、微生物的棲息地，也可保存養分於林地。

因此，美國新的林業經營措施對於生物遺產的保存非常重視，要求砍伐作業時，在伐區能保存：(1)大徑級的活木 (live trees) 及有腐洞、大枝條的林木，(2)不同枯死程度的枯木，(3)不同分解狀況的倒木或木質殘材，(4)不受破壞的地被層 (forest-floor)，(5)林下植物，如苔蘚、草、灌木、小樹苗等 (Franklin *et al.*, 1997)

這些元素的保存要多少才足夠呢？則視地景、地形、氣候及其他生態條件而異。這些作業基本上以分散或群塊形式 (dispersed or aggregated pattern) 單獨或交互運用。例如 FEMAT 在伐採時規定國有林伐區 2,331 ha (9 平方公哩) 保留至少 50% 林分，這些林分平均胸徑要大於 28 cm 的林木及 40% 的林冠鬱閉度 (洪富文, 1995)。在伐採時，伐區至少留 15% 活木 (green trees)，其 70% 以上的區域以 0.2 至 1 ha 以上的群塊保留，其他以分散形式保留群塊形式的保留對生物多樣性元素的保存比較有利。

在斑鼻棲息地伐區保留 40% 大樹 (dbh > 76 cm) 底面積，其他可能築巢區，則 0.4 ha (1 畝) 保留 30% 與至少 1.4 m³ 的大樹 (dbh > 76 cm)，大枯木則最多保留 8 株 (20 株/ha)，大倒木則至少保留 25-38 ton/ha。這些大樹是未來補充倒木的主要來源。

Sierra Nevada 松與混合針葉林型建議採用群狀擇伐與保留結構，則以保育斑鼻。在加州紅木林 (redwood) 採用群狀擇伐 (group selection)，一群約 1.6 ha (4 畝)，在此面積內保留大樹、枯立木、倒木達可利用材積的 25%。

棲蘭山檜木林枯立倒木整理時，依據洪良斌 (1975) 調查報告，採用 94 及 52 林班試區不健全木 (包括缺頂木、腔腐木、枯立木及風倒木)，佔全試區平均材積 39% 為基礎進行 (表 5)。但實際作業時，並未將所有不健全木全部搬出。從森保處 1999 年 5 月在 170 線對原始林區 (23.84 ha) 與枯立倒木整理林區 (16.16 ha) 的樣區調查顯示，該原始林區枯立倒木的材積約為總蓄積的 17.37% (每公頃枯立倒木株數/全林株數 = 18/60 = 30%)，而枯立倒木整理林區在枯立倒木移除 15 年後，枯立倒木則仍有 5.98% (每公頃枯立木株數/全林株數 = 17/22 = 13.93%) (森保處與宜技, 1999)，亦即 34% 的枯立木材積 (或半數的枯立倒木) 留存於林內。

這樣作業的結果與美國新林業經營符合。但我認為達成此種狀況的主要原因是不健全木中，空洞的，已部分腐敗的，大都因利不及費而留置於林地的結果。部分則是作業後這段時間新形成或受傷害形成的。

伍、枯立倒木的移除與養分、生產力的維持

一個森林生態系的養分、生產力的維持視自然與人為干擾對於森林生態系

內各養分儲存庫與其間養分流動速率影響的程度而定。

森林生態系的養分儲存庫有林木地上部（葉、枝、幹、下層植群）、林木地下部（根）、枯落物層及根層土壤，養分流動的路徑則有大氣輸入、枯落物、穿落雨、幹流、礦物風化、根層淋洗以及林木因生長、蒸散而產生的吸收作用。

大氣輸入可補充森林生態系的各種養分，土壤礦物風化作用亦為補充金屬養分元素的重要來源。根層淋洗及砍伐移除則是養分流出森林生態系的主要過程，而森林及土壤枯落物層的微生物固定（microbial fixation）則是將養分保存於森林生態系的重要過程。

目前已有報導的森林生態系生物量及養分量累積最大者為美國西部 Cascade 山脈的花旗松，450 年生左右的花旗松天然林的生物量與養分的生長、累積及流動如表 6 所示。此一森林生態系的主要養分庫均為根層土壤，其次為上層林木的幹、根及枯落物層。假設皆伐該生態系，移除上層林木幹部，則 349 kg/ha 的 N，48 kg/ha 的 K，401 kg/ha 的 Ca，36 kg/ha 的 P 與 74 kg/ha 的 Mg 被移出生態系。該林分的大氣輸入 N 為 2.01 kg/ha/yr，K 為 1.2 kg/ha，Ca 為 3.1 kg/ha，P 為 0.3 kg/ha，Mg 為 1.2 kg/ha，則 150 年間由大氣輸入的 N 為 300 kg，K 為 180 kg，Ca 為 465 kg，P 為 45 kg，Mg 為 180 kg/ha，除 N 稍嫌不足外，其他主要養分因伐除而移出者，均可以在 150 年內由大氣輸入補足，因此長期而言，將不影響此一森林的養分總量及生產力。

以台灣地區已知的森林生態系大氣養分輸入的狀況大概可以說近都市，近農田的區域較高，而近空氣污染源或受酸雨影響的地區將較高（表 7）。

台灣的森林區與美國西部空氣污染較輕的森林區（cedar river, WA 與 H. J. Andrew, OR）及美國東部（Hubbard brook, NH）與德國（Solling）空氣污染較重的森林區比較，屬於中度污染區（表 7）。

如果我們假設鴛鴦湖介於輕~中度污染區之間，則分以台灣中部蓮華池（中度污染森林區）與美國西部 Cedar River 森林區（輕度污染）的年養分輸入為基礎，計算現有棲蘭山枯立倒木移除的作業，造成生態系養分的損失，可由大氣養分補充回來的年數，則可得：

N 大約 8~33 年，P 大約 1~3 年，K 大約 4~7 年，Ca 大約 19~28 年，Mg 大約 21~77 年（表 8）。相較於台灣檜木天然林伐採的林木年齡至少 100~200 年以上，因此，在檜木到達可伐採的年齡之前，林地養分可充分由大氣輸入的養分補充回來。目前，由中研院周昌弘院士等人組成的研究群，在鴛鴦湖保護區進行的長期生態研究，他們的相關結果應可證實或給我們一個更精確的資料。

我們亦嘗試將棲蘭山檜木林的養分儲存庫及流動過程加以估算（表 9）。由儲存庫可知，棲蘭山檜木林生態系植群地下部與根層養分的累積量佔全生態系的狀況約為：N，91%；P，88%；K，58%；Ca，43%；Mg，54%，由於 P、K、Ca、Mg 是以有效態含量估算，使其值偏低。我們曾以全量的方式估算福山闊葉林生態系養分庫的分佈，土壤部分不論是 N、P、K、Mg 均佔 92% 以上，僅 Ca 佔 70%（洪富文與程煒兒，1996）。

表 6. H. J. Andrew 試驗林 (美國奧立岡州) 450 年生花旗松生態系的生物量與養分聚集與流動 (modified from Cole and Rapp, 1981)

項 目	生物量	養分元素				
		N	P	K	Ca	Mg
聚集量 (kg/ha)						
上層林木葉部	14120	147	33	81	102	16
上層林木枝	54220	70	17	60	184	15
上層林木幹	733970	349	36	48	401	74
上層林木根	172800	140	12	50	225	52
下層植群	5600	14	2	10	2	
枯落物層	218520	445	62	80	619	160
根層	120000	4560	34	660	2040	560
生長 (kg/ha/yr)						
上層林木葉部	3090	33.1	6.8	26	12	3.4
上層林木枝	410	0.5	0.1	0.5	1.4	0.1
上層林木幹	2580	1.2	0.2	0.2	4.5	0.2
上層林木根						
下層植群						
流動 (kg/ha/yr)						
大氣輸入		2.0	0.3	1.2	3.1	1.2
上層枯落物	6138	18.8	4.5	7.3	40.4	3.3
穿落雨		3.2	1.0	13.2	7.0	2.0
幹流		微量	微量	微量	微量	微量
淋洗 (集水區)		1.7	0.6	9.7	121.8	10.7

表 7. 台灣與美國、德國森林生態系的大氣養分輸入 (kg/ha/yr)

地點	N	P	K	Ca	Mg
惠蓀林場 ⁽¹⁾	9.5	-	2.02	10.1	1.1
蓮華池 ⁽²⁾	7.5	0.16	4.5	3.3	1.1
福山 ⁽³⁾	13	-	10	18.5	6
恆春 ⁽⁴⁾	13-16	3	-	16-36	5-10
Cedar River, WA, USA ⁽⁵⁾	1.7	0.5	2.2	2.2	0.3
H. J. Andrew, OR, USA ⁽⁵⁾	2	0.3	1.2	3.1	1.2
Oakridge, TE, USA ⁽⁵⁾	8.7	0.5	3.2	12.6	2.6
Coweeta, NC, USA ⁽⁵⁾	8.8	-	2.0	4.1	
Hubbard brook, NH, USA ⁽⁵⁾	54.2	4.0	18.3	40.7	5.9
Solling, Germany ⁽⁵⁾	21.8	0.5	3.7	12.6	2.6

~：微量

-：未測或不確定

source：⁽¹⁾劉瓊霏、許博行(1998)，⁽²⁾洪富文 (未發表)，⁽³⁾王立志 (1998)，⁽⁴⁾

由洪富文根據程煒兒、沈慈安 (1987) 研判，⁽⁵⁾Cole and Rapp (1981)。

表 8. 棲蘭山 94 林班枯立倒木移除造成的養分移出

1. 棲蘭山 94 林班的立木材積： $777.6 \pm 218.66 \text{ m}^3/\text{ha}$ (枯立倒木 34.37%)
2. 檜木的木材密度： $0.4 (400 \text{ kg}/\text{ton})$
木材養分濃分： $N=0.073\%$
 $P=0.005\%$
 $K=0.02\%$
 $Ca=0.08\%$
 $Mg=0.03\%$
3. 木材重量： $777.6 \text{ m}^3/\text{ha} \times 94.5\% \times 400 \text{ kg}/\text{m}^3 = 293,933 \text{ kg}/\text{ha}$ (皮佔材積 5.5%)
4. 假設 35% 枯立木只移 75%，則移出的木材重量 = $293,933 \text{ kg}/\text{ha} \times 35\% \times 75\% = 77,157 \text{ kg}/\text{ha}$
5. 移出的養分量 = $77,157 \text{ kg}/\text{ha} \times \text{木材養分濃度}$
N 移出量 = $56 \text{ kg}/\text{ha}$
P 移出量 = $0.36 \text{ kg}/\text{ha}$
K 移出量 = $15 \text{ kg}/\text{ha}$
Ca 移出量 = $61 \text{ kg}/\text{ha}$
Mg 移出量 = $23 \text{ kg}/\text{ha}$
6. 養分移出量 ÷ 年大氣輸入量 = 補回年數
 - (1) 以蓮華池年大氣輸入計算
N = 7.5 年
P = 2.25 年
K = 3.3 年
Ca = 18.4 年
Mg = 20.9 年
 - (2) 以美國西部 Cedar River 區年大氣輸入計算
N = 33 年
P = 0.72 年
K = 6.8 年
Ca = 27.7 年
Mg = 76.7 年

P、K、Ca、Mg 等養分的補充，除了大氣輸入外，亦由土層內礦物風化 (mineral weathering) 產生。本區檜木林的土壤極酸 (pH 3.5~4.0)，有助於風化的進行；但也因極酸，使土壤的鹽基飽和度低 (<10%) 而不利保存於土壤，因此仍需依靠植群吸收與微生物固定，促進其保存於生態系內。

有關枯立倒木在天然檜木林內易或不易分解的問題，曾引起一些爭議。1995 年間，在此林區，我們截取受風害一年內之扁柏幹部 (直徑 36.5 cm)，已倒 4 年的幹部 (直徑 34 cm)，已倒 20 年的幹部 (直徑 42 cm) 與邊材 (白皮) 已腐，未知年齡的幹部 (直徑 50 cm) 各一段，分析其邊材、心材的養分及木材密度，發現心材的養分與木材密度均以倒後 1~4 年間，變化較大，4 年後的變動很小 (表 10)。這意味著扁柏的木材非常不容易分解，似乎也佐證了一般人從倒木外觀及香氣濃厚的狀況所認知的不易腐朽性。扁柏木材不易腐朽的原因應是其精油含量高，使分解性細菌及真菌難以侵入所致 (McDonald, Hennon, Stevens,

表 9. 棲蘭山 94 林班檜木林養分儲存庫及流動過程的估算

項 目	生物量	養分元素				
		N	P	K	Ca	Mg
聚集量 (kg/ha)						
林木葉量	6,998	78	9	59	56	10
林木枝量	92,340	462	46	120	701	46
林木幹量	293,933	215	2	62	411	88
林木皮量	8,554	33	2	5	42	4
林木根量	147,744	1,683	163	177	621	103
下層植物	-	-	-	-	-	-
枯落物層 (L)	4,180	84	14	7	48	5
(F)	4,330	46	16	4	28	4
(H)	3,040	66	7	3	56	3
總計	11,550	196	36	14	132	12
根層 0-8 cm(A)	108,288	1,382	50	56	48	16
8-45 cm(B)	418,470	3,608	63	169	96	37
45-60 cm(B2)	132,000	908	8	48	18	8
總計	658,758	5,897	121	273	162	61
流動 (kg/ha)						
大氣輸入	-					
枯落物	4,900	15	4	6	32	3
穿落雨	-					
幹流	-					
淋洗	-					

葉量：以日本扁柏天然林葉量/幹量=2.25%計算 (Cole & Rapp, 1981)

枝量：以日本扁柏天然林枝量/幹量=26.5%計算 (Cole & Rapp, 1981)

幹量：以材積×94.5%×400 T/ha 計算

皮量：以材積×5.5%×200 T/ha 計算

葉養分濃度：謝昱璋 (1998) 鴛鴦湖檜木林資料

枯落物重量：謝昱璋 (1998) 鴛鴦湖檜木林資料

幹養分濃度：風斜木實測值

枝養分濃度：以扁柏苗木幹濃度估算 (生長於腐植層)

根養分濃度：以扁柏苗木根濃度估算 (生長於腐植層)

根量：以日本扁柏天然林活根/幹=47.53%計算 (Cole & Rapp, 1981)

葉 P 濃度：以台灣扁柏苗木葉 P 濃度估算 (生長於腐植層)

根層養分量：N 為全量，P、K、Ca、Mg 為有效態含量

枯落物濃度：以 450 年生花旗松枯落物濃度 (Cole & Rapp, 1981) 估算，因其葉、枝濃度與本估算採用者相近。

根層部分均以棲蘭山 94 林班土壤實測值估算；根層生物量碳含量×2 計算。

and Green, 1997)，邊材養分在各年度間的增減可能是受降水淋洗流失或真菌寄生吸收而累積在菌絲體的關係，此一部分值得再做更詳細的取樣分析。

美國太平洋西北區洛磯山脈的松林，因累積過多的倒木，造成病蟲害的溫床及增加火災的危險性，因此，科學家建議移除，以確保森林的健康。台灣檜木林雖分佈於雲霧帶，發生火災的機會很小，但仍應注意防範，同時對枯立木

過度累積是否形成病蟲害潛在危機的因素亦值得密切注意。

表 10. 棲蘭山扁柏倒木的木材密度與養分含量

存在林地 時間 (年)	直徑 (cm)	木材部位	木材密度	養分濃度 (μg/g)				
				N	P	K	Ca	Mg
1	36.5	邊材	0.39	1040	82	417	1036	112
		外心材	0.42	731	5	213	1418	295
		內心材	0.42	869	6	269	1022	237
4	34	邊材	0.48	743	8	70	735	49
		外心材	0.57	484(773)**	4	213	855	171
		內心材	0.57	408	6	195	900	168
20	42	邊材	0.48	867	82	324	801	97
		外心材	0.53	827	5	253	847	171
		內心材	0.53	442	4	318	823	168
未知	50	邊材	0.47	880	12	47	889	138
		外心材	0.50	796	4	29	1032	191
		內心材	0.50	442	4	318	823	183

* 邊材平均為 5 cm 寬，心材以寬度÷2，近邊材部分稱為外心材，靠心的部分稱為內心材。

**不確定

陸、枯立倒木移除與野生動物

監測區域性尺度 (regional scale) 地表植群覆蓋的改變及動物相的分佈對於森林野生動物保育是很重要的。

一般而言，脊椎動物分佈廣泛，它的範圍不僅是區域的，甚至是全洲性的 (continental)。鳥類比脊椎動物分類群顯現更大程度的棲息地特殊性 (habitat specificity)，在北美洲，大部分的溫帶鳥種在許多林型內均存，且分佈廣泛 (De Graaf and Miller, 1996)。

以美國新英格蘭地區而言，1500~1990 年間經過印地安人火墾，歐洲人農墾，其中又歷經 1635 年、1815 年、1938 年大颶風的侵襲，目前已恢復成較多森林的狀況。野生動物除了麋鹿 (elk)、馴鹿 (caribou)、狼與山獅 (mountain lion) 外，均已再度移入新英格蘭 (De Graaf and Miller, 1996)。

就歐洲與北美的熱帶遷徙鳥類 (tropical migrants) 而言，在歐洲是棲息於年青的寒帶針葉林 (taiga forest)，但在北美則有許多是棲息於較老的寒帶針葉林 (Helle and Niemi, 1996)。當原生林棲息地存在小於 30% 時，斑梟 (Spotted Owl) 與松雞 (Caper Caillie) 消失的比例會比棲息地消失的比例大。具有森

林的野生動物走廊 (forested corridor) 對於在變動的地景中，野生動物保育是很重要的。

目前全世界最有名的因保護野生動物斑梟而與傳統森林經營產生嚴重衝突的例子，是美國太平洋西北區的森林經營 (洪富文，1995)。由於美國有瀕臨絕種物種法案 (Endangered Species Act)，要求所有資源經營活動或範圍中有瀕臨絕種的物種存在時，對其棲息地必需保護。由於野生動物學家認為老齡 (old-growth) 花旗松林是斑梟的唯一棲息地，而每對斑梟的棲息地範圍為數百公頃，因此只要有斑梟巢的周圍數百公頃的老齡花旗松林，均不得砍伐。由於斑梟棲息地面積龐大，引起很大的爭議。

這是 1990 初期的狀況，但幾年後在美國華盛頓州公有土地上，真正的觀察數據顯示目前的斑梟是理論推估可能數量的 2 倍 (Moore, 1999)，如此可能就非瀕臨絕種了。而且目前也發現斑梟可能在次生林 (second-growth forest) 生活，並非以前所謂的，只能在老齡林生活 (Moore, 1999)。然而環境運動者一直用原先的說辭，而新聞媒體也一直這樣告訴大眾，使大眾的認知還停留在原先的狀況，Moore (1999) 稱之為斑梟謊言 (spotted lie)。

很有趣的是 Moore 博士 25 年來一直是國際環保運動的領導者，他是綠色和平組織 (Green peace) 的發起成員，擔任過 9 年加拿大綠色和平組織的會長及 7 年國際綠色和平組織的理事。目前則是擔任加拿大英屬哥倫比亞省林業聯盟之森林作業委員會主席，正在推展為大多數業者採用的「永續林業原則」 (Principles of Sustainable Forestry)。他似乎找到了更切實際及理性的作為來實現保育自然資源的理想。

棲蘭山區所做的鳥類及哺乳類普查資料顯示有鳥類 53 種，哺乳類 10 種，其中哺乳類均屬台灣地區廣泛分布之物種 (表 11)。袁孝維 (1999, 私人通訊) 最近在棲蘭山區 160 線底，針對枯立倒木整理與不整理的區域所進行的鳥類調查資料顯示，整理過的鳥種種數為 25 種，總鳥種隻次為 257 隻次，未整理過的鳥種數為 28 種，鳥種總隻次為 374 隻次。其中整理過的區域啄木鳥類較多，其原因未明，開闊灌叢蟲食者 (褐色叢樹鶯) 亦較多；而未整理過之地面蟲食者 (小翼鵲、白尾鵲) 及灌叢蟲食者 (灰頭花翼、繡眼畫眉、深山鶯) 較多。鳥種種數差異並不大。但鳥種總隻次數未整理者多，是因為灌叢蟲食者多為畫眉科鳥種，其為群聚活動的鳥種，故觀測到的數量也相對增加，且未整理區域地被層植物較複雜多樣化，也相對增加鳥類活動的偏好。整理過的區域一旦灌叢恢復，則鳥類會再度遷入。

福山天然闊葉林鳥種在 1994 至 1997 年春季調查時，各發現 35、29、27 及 25 種鳥類 (周蓮香，1998)，關刀溪森林生態系觀察到的鳥種 41 種 (尤少彬，1998)，1995~1997 年間捕獲的哺乳動物 4 種 (華南鼬、鼬獾、棕簾貓、刺鼠) (吳海音，1998)，而 1996 年 9 月至 1997 年 8 月在塔塔加雲杉林內觀察到 35 種鳥類及 4 種哺乳類動物 (袁孝維，1998)。棲蘭山區鳥種類數與福山地區較類似。

因此，棲蘭山區枯立倒木整理雖短期內對於野生動物棲息及活動造成影響，

表 11. 棲蘭林區鳥類概況

鳥類	候鳥(△) 候 or 留(□)	棲息地	大型鳥	分佈
毛足鵯	△		✓	
林雕			✓	稀有，森林(1100~2300m)
蜂鷹	△		✓	
大冠鵯		冠層	✓	台灣特有亞種，稀有森林
黑長尾雉(帝雉)		灌木層、竹叢	✓	台灣特有種／原始針葉林(1800-3200m)
灰林鴉	△		✓	不普通的鴉(1000-2500m)，森林
鵲鴝		冠層及灌木層		普遍(1100-2800m)
巨嘴鵯		冠層		森林(0-3200m)，有遷徙行為，普遍
松鴉		冠層	✓	特有亞種，普通(1000-3000m)，溫帶林，遷徙
星鴉		冠層	✓	特有亞種，針葉林(>2000m)，遷徙
樹鵲		冠層	✓	特有亞種，針葉林(<2000m)
灰林鴿		冠層及灌木層		普通(1400-2800m)，棲降
中杜鵑	△			
鷹鵯	△			普遍(<2300m)
小雨燕	□			普遍，平地，丘陵林區(<1500m)
白腰雨燕	□			普遍
針尾雨燕	△			不普遍，森林(600-2800m)，樹洞
小啄木		冠層		特有亞種，森林(0-2200m)，尚稱普遍
大赤啄木		冠層		特有亞種，森林(800-2600m)，尚稱普遍
綠啄木				森林(1500-2800m)，棲降，不普遍的留鳥
毛腳燕	□?			
灰喉山椒鳥		冠層		
紅嘴黑鵯		冠層		稀疏林區(<1500m)，鵯，棲昇
小翼鵯		灌木層		特有種，森林(700-2400m)，尚稱普遍
白尾鵯		灌木層		特有亞種，森林(1000-2500m)，尚稱普遍
栗背林鵯		灌木層		
虎鵯				稀有鵯，森林(>2000m)
白腹鵯	△			尚稱普遍森林(0-2500m)
虎紋鵯	△			普遍，森林(0-2800m)
翼畫眉		灌木層		特有種，闊葉林(1200-2800m)，尚稱普遍，棲降
灰頭花翼		灌木層(箭竹)		特有亞種，森林(2000-3500m)
繡眼畫眉		灌木層		特有亞種，森林(<2500m)，極為普

台灣噪眉	灌木層	遍
棕噪眉	灌木層	
白耳畫眉	灌木層，冠層	闊葉林，灌木與草叢(900-2800m) 普遍
黃胸薺眉	灌木層，冠層	
小鶴眉	灌木層，冠層	
山紅頭	灌木層，冠層	特有亞種，10-2500m，普遍
冠羽畫眉	灌木層，冠層	特有種，森林(700-3300m)，極普 遍
棕面鶯	灌木層，冠層	500-2300m，普遍
棕面叢樹鶯	灌木層，冠層	1200-3000m，尚稱普遍，棲降
深山鶯	冠層 or 灌木層 (箭竹)	特有亞種，森林(2200-3500m)，普 遍
台灣小鶯	灌叢	特有亞種，灌叢(500-2500m)，普 遍
火冠戴菊鳥	灌叢	可能稀有：高山針葉林
黃胸青鵪	樹桎間	特有亞種，700-2300m，不普遍， 棲降
黃腹琉璃	灌木層，枝頭	特有亞種，闊葉林(1000-2600m)， 尚稱普遍，棲降
紅尾鵪	灌木層	闊葉林(1200-2800m)，普遍，棲降
紅頭山雀	灌木層	溫帶林(1000-2500m)，普遍，棲降
煤山雀(Tit)	灌木層	特有亞種，亞高山林(2000- 3500m)，普遍
青背山雀	灌木層	特有亞種，森林(600-2800m)，最 普遍，棲降
茶腹鵪	灌木層	森林(900-3300m)，普遍
紅胸啄花鳥	灌木層	特有亞種，闊葉林(600-2300m)， 棲降
褐鶯	灌木層	特有亞，闊葉林(1200-2300m)，棲 降

數量描述：依觀察的機率訂定：>90% 極普遍
65-90% 普遍
30-65% 尚稱普遍
10-30% 不普遍
<10% 稀有
1-4 次 迷鳥

鳥種：森林保育處與宜蘭技術學院(1999)棲蘭山林區天然檜木林生態系經營示範計畫八十八年度期末報告。

分佈與數量描述：根據張萬福(1985)。

但局部的干擾應可快速恢復。這種情況或許是枯立倒木整理作業並未對其區域性森林結構造成顯著影響，及鳥類與哺乳類動物活動的範圍廣、移動性高，小範圍的干擾不致造成影響。但我們要強調的是此方面的研究仍不足，長期與較

大尺度的監測或許才能加以正確論定。

柴、枯立倒木移除與水土資源保育

移除作業包括伐倒、集材。伐倒方向不良將損傷生立木的枝條、樹幹，這部分由技術熟練的人執行，可使損傷減至最小。伐倒後的集材，如果採用架空索道，對於地表干擾亦小，但如採用高蹠式(high lead)，只拉木材的一端，讓另一端著地，則對地表產生嚴重的破壞。

從棲蘭林道均近山嶺，而作業規範要求只能移除林道上、下各 50 公尺範圍的枯立倒木而言，則木材集運範圍離溪流應很遠，即使採用高蹠式集材造成集材主線土壤暫時性裸露，泥砂應仍留在坡上，不致於沖刷至溪流；但在 130 線 5K 附近，有一條集材主線確實已沿坡直達溪底附近，是一種不良作業。補救之道為以殘材每隔 5~10 公尺橫向固定，防止暴雨造成泥砂沖蝕。一般而言，假設主集材線為順坡，則副集材線應為橫坡，且集材量少於主線甚多，加以地表枯落物在高山地區頗厚，造成的土壤干擾應很小，如有沖刷，易為完整的地被物阻滯於副集材線的橫坡附近。

不論國內外，在河川、溪流兩岸保留一適當寬度的河川保護帶或緩衝區(riparian protection area or buffer strip)，已成為標準的作業。但一般只注重大河川、大溪流兩岸與水庫四周保護帶的設置，但泥砂與污染物的主要來源區為廣大的上游集水區的小溝、小溪，因此，河岸保護區或緩衝帶的設置宜延伸至上游。

Forman(1995)從地景生態學的觀點，提出河川流域集水區內溪流保護帶設置的基本概念：

河川或溪流緩衝帶最小寬度的決定因子	從河道起所需的距離
滲流區(seepage)	
1. 對水流有海綿效果，減少下游洪水	寬上坡通道內部區
2. 控制基質(matrix)可溶物輸入	寬上坡通道內部區
第一級序溪流(first-order stream)	
1. 與滲流區同	寬上坡通道內部區 **
第二級序到約第四級序溪流，其上林冠鬱閉	
1. 上坡內部物種的通道，溪兩岸均使物種穿過泛濫區有替代路徑	普通上坡通內部區
2. 控制基質區的可溶物輸入	上坡通道內部區
3. 溪畔與泛濫平原區物種的通道，在此區水獺活動維持泛濫平原的水及改變坡地的植群	上坡通道內部區
4. 減少坡地沖蝕	下坡(hillslope)要有緩衝帶
5. 水流的海綿作用，減少下游洪水	泛濫平原上
6. 摩擦效果，減少下游淤積	泛濫平原上

7. 保護泛濫平原高棲息地多樣性及科的豐富度 林冠開空(open canopy)的第二至第四級序溪流	泛濫平原上
1. 與林冠鬱閉的第二至第四級序溪流同	上坡通道的內部區
2. 當開空溪流與下坡交會而成開空棲息地上遷移時，可供為內部棲息地	上坡通道的內部區
第五至第十級序河川(river)	
1. 河川兩邊上坡內部區物種的通道，使很難通過 泛濫平原的物種在二邊有通道	上坡通道的內部區
2. 當遷移開空的河川與下坡交會而成開空的棲息地時，可提供內部棲息地作為物種通道	上坡通道的內部區
3. 減少下坡沖蝕	下坡
4. 河川鄰近下坡處可提供魚類棲息地遮陰及大徑材	下坡
5. 土壤有機物的來源是河川食物鏈的重要基礎	泛濫平原 ***
6. 物種遷移過泛濫平原處，可提供魚類棲息地遮陰及大徑材	泛濫平原 ***
7. 對於上坡物種可用棲息地的連續性	泛濫平原 ***
8. 水流動的海綿效應，減少下游洪水	泛濫平原 ***
9. 摩擦效應減少下游淤積	泛濫平原 ***
10. 保護泛濫平原高棲息地多樣性與物種豐富度	泛濫平原 ***
11. 依靠河川河道資源的半水生及其他生物的通道	漫流帶

*** 沿河谷的連續泛濫平原植群在生態上是最適宜的

** 最小的寬度，一般比在滲流附近小，但比在第二級序溪流寬

目前棲蘭林區枯立倒木移除作業，除了改進現有作業，避免傷及生立木及造成沖蝕溝外，亦可考慮採直昇機或氣球集材。事實上，美國西北區已有在環境敏感區採用直昇機集材，在台灣山區這類作業的成本與危險性需再進一步評估。

捌、檜木林的天然更新

古典的植群演替理論認為天然的干擾，如火、風、地震、火山爆發、山崩等是例外，因此一個地區的植群最終會演替趨向於適應一個區域氣候的氣候極相植群(climatic climax)。但英國植群學者(Watt, 1947)曾提出干擾是常態的；因此，一個區域植群常有演替上不同階段(sere)的植群共存著。Bormann and Likens(1979)探討美國東北部的 Hubbard Brooks 森林生態系的植群變動時，將此一現象稱為區域性移動的鑲嵌狀穩定(regional shifting mosaic stability)，Sprugel(1976)在美國東部冷杉林則發現它的更新是成帶狀移動的，有如波浪狀，其林分結構類似林學家提倡的法正林(normal forest)，亦即不同林齡的森林呈帶狀由小到大依續排列的狀況，重覆的在一個地區發生。

Whitmore(1977)對於熱帶雨林的研究則指出熱帶雨林的更新是由倒木形成空隙期(gap phase)，成長為建造期(building phase)，然後是成熟期(mature phase)的方式存在；建造期或成熟期林分受土壤水飽和、風災或病蟲害的干擾又會產生空隙。三種時期的林分在一個區域移動循環發生，使一個區域的森林同時維持著三個時期鑲嵌狀分佈的型式存在，恆續更新於該區域內。

目前此種現象已在熱、溫與寒帶林中被證實為廣泛存在著(West, Shugart, and Botkin, 1981; Pickett and White, 1985)。過去十年，我們對於台灣各處森林的研究亦發現此一現象存在於台灣的森林植群(洪富文、唐凱軍, 1986; 洪富文, 1988; 馬復京等, 未發表)。但在台灣東北部受到颱風經常干擾的福山樟櫟林的更新，則主要是由下層主要植物(primary species)往上生長而延續，不是靠空隙(Horng *et al.*, 1995)，雖然 Marby *et al.*, (1998)調查了福山森林的空隙狀況，但常年發生的颱風所造成的空隙，多僅為單株或 2 株左右風倒木所形成的，面積又小，無法形成對比大的空隙(洪富文、游漢明、馬復京, 1996)，使得空隙與非空隙的光、溫度、水分的環境差異不大，而有利於主要樹種慢慢由林下向上生長。孫義方(1999, 個人通訊)亦認為台灣南端的南仁山的季風林並非由空隙進行更新。

溫帶林由 1 株至數株倒木形成的空隙可 $>25 \text{ m}^2$ 至 0.1 ha ，大規模的暴風則可形成超過 $3,000 \text{ ha}$ 的空地。在成熟林，空隙每年常佔全面積的 1%；在馬來西亞熱帶雨林倒木形成空隙可達 $600 \text{ m}^2 (20 \times 30)$ ，平均為 400 m^2 ；在 La Selva、Costa Rica，林分空隙的輪迴(turnover)為 118 ± 27 年，在 Sumatra 則為 108-117 年，空隙的大小在時空上變化多端，難以預測(Mabberley, 1994)。

至於台灣檜木林的更新動態則根據我們在棲蘭山檜木林林區的調查，證實空隙更新的存在，並非柳櫟(1975)認為的是檜木林終將為其林下闊葉林所取代，更非如陳玉峰一再“宣揚”的「向源侵蝕」為其更新要件。但在鴛鴦湖附近，我們卻發現檜木(扁柏為主)的林冠並未相互連接，而呈散生狀，使林下的光度大增，全區幾呈連續的空隙狀態。

在棲蘭林區，我們調查的方法是以穿越線(transect)調查；即沿等高線方向原則上設置 100~150 m 長的樣線，調查樣線兩側各 2 m(1995 年)或 1 m(1999 年)寬度內的林木胸徑(dbh)、樹高、樹種等，並以目視在穿越線兩側目視能及的範圍(30 m)內找尋穿落隙。若遇到空隙則調查空隙大小(gap size)，空隙形成者(gap maker)，以及空隙繼承林木(gap successor)，並以生長錐採取部分空隙繼承林木幹基附近的年輪，計數林木生長輪(tree ring)，並分析其生長動態。但 1999 年的調查只針對空隙調查。二次調查地區的海拔高度在 1700~2000 m 之間。

從 1995 年調查的三條穿越線可知，林分組成為上冠層 4~6 種針葉樹(紅檜、扁柏、台灣杉、鐵杉、香杉(或紅豆杉)，樹高在 28~45 m，胸徑在 53~140 cm 之間，闊葉樹則在其下形成第二層林冠，有 24~29 種之多，主要為殼斗科、樟科與茶科。

空隙大小與年齡

前後二次調查得到的空隙共有 10 個，空隙大小有剛形成的，亦有形成後 220~250 年仍然可見者(表 12)。因枝斷、倒木、枯立而造成空隙的空隙形成樹種，主要是高大的扁柏、紅檜、鐵杉、台灣杉、香杉，但亦有紅豆杉、狹葉櫟、森氏櫟等。超過 200 年的空隙面積明顯的變小，可能是空隙周圍林木冠層生長入空隙而使其面積變小。

表 12. 棲蘭林區空隙的性質

取樣日期	海拔(m)	截線長(m)	空隙大小(m ²) (gap size)	空隙年齡(yr) (gap age)	空隙製造者 (gap maker)	胸徑(cm)	存在狀況
1995	2000	150	30×30	—	香杉、紅檜、扁柏	100	倒木、枝斷
			50×20	—	—	—	—
			42×20	≈50	扁柏	65	倒木
			30×20	≈80	扁柏	80, 55	枯立、倒木
	1900	100	40×25	1	香杉、紅豆杉、扁柏、狹葉櫟	80	倒木、枝斷、幹斷
			30×60	≈80	香杉、紅檜、台灣杉	—	枝斷、幹斷
			20×30	≈80	森氏櫟	55	倒木
1999	2000	—	10×16	≈250	鐵杉	—	枯立、倒木
	1880	—	18×20	≈200	扁柏、鐵杉	—	倒木
	1760	—	24×15	≈80	紅檜	—	枯立、倒木

空隙輪迴率

1995 年第一次調查的空隙年齡為 1~80 年左右，共計 6 個。如果以 80 年左右的 3 個空隙面積合計，並依調查截線總長度(350 m)×目視範圍(60 m)做為調查總面積，則 80 年前左右，當地空隙/總面積=3,000 m²/21,000 m²=14.25%，亦即空隙佔 14.28%，此一值比 Marby *et al.*, (1998)在福山試驗林 1 號集水區估

算的 6%，顯然高出許多，此可能與當地林木大小有關，亦可能與當年干擾的強度有關。

空隙內幼樹、苗木的分佈

從空隙內苗木著床的分佈情形而言，倒木應為棲蘭山林區更新苗木及後續生長的重要微棲地(或生育地)。調查的空隙中有大部分的苗木均發生於倒木上，地表箭竹密度極高，亦有空隙形成樹種為鐵杉，因時間過久，已腐朽入土，較難判斷倒木是否為主要的微棲地，不過林木著生處的腐植質明顯豐富。而海拔較低的空隙內，倒木上生長的林木小苗只佔整個空隙林木與小苗的 13.4%(43 株/1321 株)，但此區箭竹密度較小。因此著生於倒木的苗木數量或比例有很大的變化，並非所有地方的大多數苗木都著生於倒木上。

空隙中幼木的動態

假設一株檜木最終佔有的面積為 27~45 m²(棲蘭山檜木上層林木的密度約為 220~370 株/ha)。以現有的空隙面積為 160~1000 m²(表 12)，則空隙形成後，一次下種長成的檜木，最後可以有 6~37 株，成為一群(cohort)佔滿空隙。然而從空隙繼承林木的估算年齡而言，空隙形成後，雖然大批的繁殖體(可能是種子為主)可立即進入，但隨著空隙因時間而縮小或受干擾再擴大，其環境亦產生變化，而各種繁殖體具有的不同環境適應性，產生比我們想像更複雜的交互作用(interaction)。已進入的林木在另一次干擾產生時，或死亡或生存。生存至今者每次生長的突增，則代表時空上另一次影響其生長的干擾產生。空隙中林木年輪變寬的時期，似與侵襲台灣北部、東北部颱風有關。颱風會造成倒木、斷幹、折枝、大量落葉而使空隙光度大增，雜草競爭減少，而使空隙中林木生長資源大增的情況延續數年。因此，一個空隙形成後會有多次的干擾產生，而將造成多樹種、多年齡構成的複雜現象，而非同種林木一次即佔滿空隙生存至今。假設這種狀況普遍存在於檜木林，則一個地景上不同年齡的檜木分佈將成反 J 型，而非波浪狀。而一般植群生態學者均知，同一森林內，胸徑大的林木，不代表年齡亦大，因為除了年齡外，胸徑大小受周圍林木的密度(或競爭)及微環境的影響很大。以 70~80 年生的台灣檜木人工同齡林而言，相同年齡的林木，胸徑分布可在 10~60 cm 之間(表 4)，因此不會輕率的加以等同，據以輕率推論。Oliver and Larson(1996)的單一群(single cohort)模式解釋森林的組成，在大面積、平坦的地景上應該沒有什麼問題。但在台灣地形起伏變化大的山區而言，似乎並不適用。有人以一群的林分入侵模式，套用於航測隊早期各事業區全區檜木林胸徑分佈百分比的曲線，企圖解釋台灣檜木林的更新，實為憑空胡扯而昧於事實。有興趣的人，可以用不同胸徑分群的定義，得到許多不同的分佈狀況。因此，任何科學的假設或理論的成立，必需有相當充足的事實佐證，並非憑空想像或亂取數據，硬套模式而得。

非空隙更新

鴛鴦湖上方 100 m×2 m 的穿越線樣區，樹高>1.5 m 的 19 種樹種，共 178 株，有 55 株著生於倒木上(31%)，<1.3 m 的苗木，共 21 種，總數為 1,075 株，在倒木上有 661 株(61.5%)。

此區較大扁柏林木亦著生於活立木之上，不管其著生位置如何，其根系最終都伸入地被或土層。我們在現場記錄風折倒伏的鐵杉幹部上著生的扁柏有達約 120 年生者，在扁柏上亦有昆蘭樹樹齡達約 30 年生者。

本區地勢平坦，土壤有灰白層，雖然有洗出作用發生，然其主要機制為浸水影響，屬於浸水淋澱土綱(Aquods)。林木根部分佈可能比其他主地更淺，形成風倒的機會更大，導致林冠開闊而不連續狀態。

由於倒木數量增加，苗木著生於倒木上的機會自然增加。另外從苗木生長的环境而言，倒木壓制了灌叢及箭竹，形同刈除了雜草，受光量大增，也免除雜草競爭水分、養分與光度，成為極為有利苗木生長的特殊微環境。在非倒木的環境，如果以刈除灌叢、箭竹叢，並撈動、暴露出土壤層(松浦作治郎，1942；章樂民，1961，1963；洪良斌，1984；羅卓振南等，1989)，則這種微環境恰如倒木上的特殊微環境。從水分、養分的觀點而言，暴露表土的地點土壤保水力較佳，養分供給量更大，更有利苗木的生長、發育。

阿拉斯加南部的拿加遜扁柏(*Chamaecyparis nootkatensis*)，大約從 1880 年開始大量枯死，目前已有 200,000 ha 林地有這種現象。枯死木大部分是 100~700 年生以上的林木，因此顯然不是老化造成的。這些枯死木也沒有病、獸、蟲為害的證據。而阿拉斯加又遠離空氣污染地區，所以空氣污染也不是原因。許多枯死木沿著潮濕而排水不良的沼澤土壤發生，其枯死率佔全林底面積 65%，其它不耐潮濕的針葉樹如鐵杉在同地區的枯死率卻僅有 29%，因此，沼澤擴張，顯然也無法解釋。但長期氣候暖化改變降水形態，由原有的降雪變成降雨，則可能使細根凍死，或產生土壤毒素而造成枯死的原因，則有待進一步探討(Hennon and Shaw, 1997；Hennon *et al.*，1990)。同時由於拿加遜扁柏的結實不良且冬季無雪時，幼苗暴露，易為鹿吃食，更使其更新不良(Hennon and Shaw, 1997)。

這些現象似乎與棲蘭山檜木林的枯死與更新狀況有極大的不同。但氣候暖化的趨勢如果持續增加，台灣檜木林的基因變異又小，適應性可能較低，則往高山退卻的結果，將從台灣島上消失(林讚標，1998)。

目前枯立倒木整理後，刈除林下闊葉幼木，林下全面再行栽植檜木苗，雖然增加全林檜木幼木，但也將立即喪失原有檜木林的闊葉林成分，局部減少結構的多樣性，延長樹種及結構多樣性恢復的時間。我們曾在溪頭、阿里山與太平山調查可能是台灣最早的檜木人工林之林下植群(表 4)，阿里山的扁柏人工林分與太平山的紅檜人工林分幾乎已經有該地區天然檜木林木的所有闊葉林元素在，阿里山數量較少；而溪頭的紅檜人工林，則視刈草狀態而定，在神木下方，步道兩側刈草頻繁者，較上方之林分，闊葉林元素顯然少了很多(表 4)。

目前棲蘭林區進行的林下栽植加上天然下種，造成林下木本植物充滿著檜

木苗。我們認為經過一段時間，鳥、獸、昆蟲的運動，透過排遺、堆積等方式，終將再現充足的原有闊葉林元素。參照阿里山、溪頭與太平山 70~80 年生人工檜木林的林下狀況可知其回復的可能性。但未來的作業如果能在檜木林結實豐年時，以帶狀或塊狀的整地暴露林床(以表土裸露為宜)，則檜木苗木可在次年發芽生長，而其週遭的原生闊葉林元素亦可充足的保存。這可能是比目前人工過度補充或干擾的更佳選擇。

檜木林天然更新對於經營策略的啟示

不論自然變動的幅度如何，只取枯立倒木可視為類似最輕微的自然干擾。在考慮到植群與動物變動的時間、空間尺度之下，即使在棲蘭林區檜木林進行小面積塊狀砍伐(patch cutting)或帶狀砍伐(strip cutting)仍屬輕微的干擾。這類方式類似自然的空隙更新或波浪狀帶狀更新，可說是師法自然(design with nature)，既能保持水土，對物種多樣性的影響小，又經濟可行。這是人類對自然最虔誠，也是很卑微的求取滋養的行為。但虔誠與卑微是要負責的，林業人員應隨時自省、時時改進，才能有尊嚴的立足於社會、人群。

玖、枯立倒木移除對林分組成的影響

1999 年 5 月，我們在棲蘭林區枯立倒木作業區的作業線附近設置穿越線，調查穿越線左右 1m 範圍的檜木林下植群狀況。作業線附近可視為林冠較為疏鬆的帶狀區域。三條穿越線分別為 130 線(1997 年作業)，160 線(1990 年作業)及 170 線(1984 年作業)。假設這三處林況相當，則可視為作業後，隨時間產生的植群改變。就木材生產力而言，130 線比 160 與 170 線稍差。隨時間的增加，偏陰的扁柏、紅檜、紅花八角、桧木、霧社木薑子，數量有增加的趨勢，陽性的山胡椒則在作業後 10 年間大量減少(表 13)。

拾、結論

我們嚐試根據國內外的實際資料，佐以現有的生態學理論，重建台灣檜木林的原有面積及現存天然與人工林的面積與分佈，檜木林枯立倒木在台灣各地的狀況，並分析枯立倒木整理作業對野生動物與植群多樣性、水土資源保育，長期生產力(或養分保存)以及林分更新動態的影響。台灣天然檜木林原有 10~11 萬公頃，1912~1989 年伐除 53~57%，但截至目前為止，已由人工造林回補被伐除面積的 56~67%。各項分析及推論的結果，均指出目前的枯立倒木的整理作業，基本上對於某些環保人士或團體所疑慮的破壞檜木林的可能性幾乎不存在。但對森林經營者而言，仍有改善的空間，而將生態過程的監測與適應性經營納入，使經營作業能更嚴謹，更得全民的信賴，則是應立刻進行的措施。森林經營如

何將理性的公共參與納入，也是重要而迫切的工作。

表 13. 棲蘭山枯立倒木不同整理期的作業線附近共同出現的植群狀況*

樹種	特性	1984 年作業(170 線)		1990 年作業(160 線)		1997 年作業(130 線)	
		Ht>1.5m	Ht<1.5m	Ht>1.5m	Ht<1.5m	Ht>1.5m	Ht<1.5m
台灣扁柏	耐蔭	17 (0.3-11.5)**	39	—	6	5 (0.3-83)	2
紅檜	耐蔭	—	—	2 (5.5-14.2)	13	—	1
紅花八角	耐蔭	3 (1.5-3.5)	40	25 (0.4-18)	62	1 (13.2)	12
桫欏	耐蔭	6 (0.2-0.8)	100	17 (0.1-6.1)	14	—	14
霧社木薑子	耐蔭	—	14	29 (0.2-11)	34	1 (14.7)	1
高山江某	耐蔭	3 (1.5-1.8)	119	—	1	—	1
高山新木薑子	中偏陽	—	9	14 (0.3-2.4)	3	—	1
鍵子櫟	中偏陽	—	—	12 (0.2-20.5)	3	—	—
灰木類	中偏陽	—	—	59 (0.2-35.5)	59	1 (12.5)	—
山胡椒	陽性	4 (0.5-0.6)	—	1 (1.7)	3	—	108
烏皮九芎	陽性	21 (0.2-0.5)	126	—	2	—	—
台灣杜鵑	陽性	—	—	—	—	1	—

* 130 線調查 170m，160 線調查 100m，170 線調查 70m，均以 100m 為基準，換算成截線為 100m 時之數量。

** 括弧內為胸徑範圍，單位是 cm。

拾壹、棲蘭山林區檜木林經營的選擇

一個多元社會對於自然資源保育的論辯是健康的。不論各方面的價值觀如何，如果以事實與學理做開放而理性的分析、檢討，則有助於自然資源保育的永續發展。因此，任何自然資源經營均應以科學的事實為基礎，加入地方性、區域性，甚至於全球的政治、社會、經濟的考慮，決定經營的政策與指導原則。

前述的實證資料、分析及理論的綜合研判，使我們認為目前棲蘭山林檜木林的枯立倒木移除作業政策是符合生態原則的保育經營，並非如某些環保人士昧於事實的聳動指控。雖然現場作業上的疏失確實存在，但卻可立即改進。

自然保育是環境保育的重要一環，也是世界不可抵擋的潮流。從全球的觀點而言，自然與環境保育有下列幾個重要的策略：

1. 減少人口成長的速度，以降低對於自然資源的消耗；減少個人的消耗量亦可達成部分目標。
2. 擴大綠化，減少全球氣候暖化的趨勢。
3. 鼓勵綠色產品的生產與使用，減少能源的消耗，間接可減少或減緩全球暖化。
4. 減少熱帶林的砍伐，增加人工林的生產力，以保育物種的多樣性與減少全球暖化。
5. 透過貿易制裁，禁止非經營林的木材及瀕臨絕種的物種輸出，以減少熱帶天然林的砍伐及物種多樣性的消失。
6. 積極進行生態系經營或永續經營的認證制度，達成自然資源的永續經營與發展。

就台灣而言，除了上述全球自然保育的策略外，尚有本身的幾個政治、經濟與社會層面的特質需要考慮：

1. 從自然資源與人口方面而言，台灣的自然資源是貧乏的，但又需滿足全球人口密度最高之一的眾多人口的需求。最理想的解決之道是降低人口，減少個人消費與增加回收利用的效率，並配合適度的供給。我們似乎沒有把自然資源全部保存在國家公園與各種保護區的理由。
2. 台灣是個危機社會，平時即應保有適量的木材供給。我們有尋求符合生態原則的適當經營下，收穫木材的可能性；也就是保育的最佳境界是能保又能永續經營。
3. 台灣檜木林生機旺盛，族群大，且在適生區域仍然普通分佈，並非瀕臨或有瀕臨絕種的趨勢。
4. 現有國家公園與各類保護區已涵蓋台灣檜木林的南北分佈範圍，物種多樣性的保護已相當充足；更值得注意的是在非保護區，或森林經營區將符合生態原則的經營規劃及作業規範加以執行，以達全面保育的境界。

雖然各方人士提出以下數種棲蘭山林區檜木林保育的方法：

1. 設立檜木林國家公園

2. 設立檜木林保護區
3. 將台灣中央山區全部劃為保護區或國家公園
4. 劃為天然林的生態系適應性經營試驗區
5. 改善現有的經營方式，加強水土、生物的監測，並以地景分析做為分年作業地點的選擇與安排。

但是基於上述全球及台灣的特性綜合考慮，設立台灣檜木林國家公園或保護區(1~3)並非符合台灣檜木林充滿活力，並非稀有而急需保護與台灣地狹人多又具危機，沒有純保護，完全不加利用的政治、經濟與社會背景，而維持現有的經營方式可能是沒有創意的做法。如果我們思考明天會更好，則在本文介紹的生態系經營策略下，可進行強度加大的作業試驗，但嚴格要求生態系健康或永續經營的準則與指標(criteria and indicators)之實踐，以達成全面保育的境界，可能是最佳的選擇。

拾貳、參考文獻

- 大塚左夫 1936. 識別實。台灣山林。119:30-36.
- 尤少彬 1998. 全球變遷：關刀溪森林生態系-鳥類群聚之研究。P113-115。台灣長期生態研究 86 年專題研究計劃成果報告。國科會生物處。
- 中華林學會 1993. 中華民國台灣森林志、中華林學叢書 no. 936。
- 王立志 1998. 福山試驗林集水區經營的營養循環，台灣長期生態研究 86 年專題研究計畫成果報告。國科會生物處。
- 中央氣象局 1978. 台灣八十年來之颱風。
- 台灣省文獻委員會 1970. 台灣省通志卷四—經濟志，林業篇。台灣省文獻委員會。
- 台灣省林產管理局 1956. 台灣省五十年來林業統計提要(1906-1955)。林產管理局。277p.
- 台灣省林務局 1997. 台灣省林務局誌。林務局。
- 任憶安 1995. 台灣檜木生產的回顧與期望。林試所研究報告季刊 10(2):227-234.
- 松浦作治郎 1942. 稚樹、稚苗 消長 環境 要素關係。台灣總督府林業試驗所報告第 5 期。204p.
- 吳海音 1998. 全球變遷：關刀溪森林生態系之研究：哺乳動物群聚生態之研究(IV)。p. 143-146。台灣長期生態研究 86 年專題研究計劃成果報告。國科會生物處。
- 周蓮香 1998. 全球變遷：福山森林生態系長期生態研究-鳥類族群與棲地之關係(2)。p. 68-69。台灣長期生態研究 86 年專題研究計劃成果報告。國科會生物處。
- 林務局 1977. 台灣之森林資源及土地利用。林務局。219p.
- 林務局 1982. 台灣林木資源之生長及枯死。林務局。118p.
- 林務局 1995. 第三次台灣森林資源及土地利用調查。林務局。258p.
- 林讚標 1998. 族群遺傳歧異度不斷流失中的台灣溫帶林。生命科學簡訊 12(1):6-8.
- 柳權 1966. 台灣產松柏類植物地理之研究。林試所報告 no. 122。33pp.
- 洪良斌 1971. 台灣高山地區天然檜木林經營方法之初步研究。林試所報告 no. 209。37p.
- 洪良斌 1975. 石門水庫上游天然生檜木林保安林經營方法的初步研究。中華農學會(新) 92:88-111.
- 洪良斌 1984. 台灣高山地區天然生檜木林擇伐改良之效果。中華林學季刊 17(4):47-56.
- 洪富文 1988. 空隙更新與其應用。夏禹九、趙榮台、金恆鑑(編)。生態原則下的森林經營。林試所，台北。283p.
- 洪富文 1995. 美國太平洋西北區的森林生態系經營。「森林生態系經營的理念與規劃研討會」，林業試驗所百週年慶學術研討會論文集。p. 181-192。林試所。
- 洪富文、唐凱軍 1986. 蓮華池次生暖溫帶山地雨林空隙更新的初步報導。林試所試驗簡報 no. 6。
- 洪富文、程煒兒 1996. 福山闊葉林生態系的土壤養分庫及其有效養分動態。台灣林業科學 11:165-473。
- 袁孝維 1998. 全球變遷：塔塔加高山生態系長期生態研究-鳥類與哺乳類群聚生態之研究。p. 240-243。台灣長期生態研究 86 年專題研究計劃成果報告。國科會生物處。
- 章樂民 1961. 大元山植物生態之研究。林試所報告 no. 70。59p.
- 章樂民 1963. 紅檜台灣扁柏混交林生態之研究。林試所報告 no. 91。23p.
- 張萬福 1985. 台灣鳥類彩色圖鑑(增訂版)禽影。台中。345p.
- 森林保育處與宜蘭技術學院 1999. 棲蘭山林區天然檜木林生態系經營示範計畫 88 年度期末報告。

- 農委會林業處保育科 1999. 台灣地區自然保護區域設置概況。
- 黃麗虹、黃士穎、林讚標 1999. 紅檜與台灣扁柏葉綠體DNA變異(送審中)。
- 劉瓊霜、許博行 1998. 關刀溪森林集水區降水及溪水水化學。中興大學實驗林研究彙刊 20(2):71-78
- 謝昱璋 1998. 鴛鴦湖陸生生態系植物基礎生產力與營養鹽循環關係之研究。中研院植物所第四期五年發展計畫大型合作研究計畫。植物歧異度與生態系研究研究成果摘要。中研院植物所。
- 羅卓振南、鍾旭和、邱志明、周朝富、羅新興 1989. 天然檜木林擇伐更新之研究。林試所研究報告季刊 4(4):197-217.
- Bormann, F.H. and G.E. Likens. 1979. Pattern and Processes in a Forested Ecosystem. Springer Verlag, N.Y. 253pp.
- Cole, D.W. and M. Rapp. 1981. Elemental cycling in forest ecosystem. Chap. 6, in D.E. Reichle(ed.) Dynamic Properties of Forest Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 683p.
- DeGraaf, R.M. and R.I. Miller. 1996. The importance of disturbance and land use history in New England: implications for forested landscapes and wildlife conservation. Chap. 1, in R.M. DeGraaf and R.I. Miller(eds.) Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes. Chapman & Hall, NY. 633p.
- Forman, R.T.T. 1995. Land Mosaics-the Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge, NY. 632p.
- Franklin, J.F. *et al.*. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting variable retention harvest systems. Chap. 7, in K.A. Kohm and J.F. Franklin(eds.) Creating a Forestry for the 21st Century. Island Press.
- Hawk, G.M. 1977. A comparative study of temperate *Chamaecyparis* forests. Ph. D. Thesis, Oregon State University, Corvallis, Oregon. 193pp.
- Helle, P., and G.J. Niemi. 1996. Bird community dynamics in boreal forests. Chap. 7, in R.M. DeGraaf and R.I. Miller(eds.) Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes. Chapman & Hall, London. 633p.
- Hennon, P.E. and C.G. Shaw III. 1997. The enigma of yellow cedar decline what is killing these long lived, defensive tree? J. For. 95(12):4-10.
- Hennon, P.E., E.M. Hansen, and C.G. Shaw, III. 1990. Dynamics of decline and mortality of *Chamaecyparis nootkatensis* in southeast Alaska. Ca. J. Bot. 68:651-662.
- Horng, F.W., H.M. Yu, and F.C. Ma. 1995. Typhoons of 1994 doubled the annual litterfall of Fu shan mixed hardwood forest ecosystem in northern Taiwan. Bull. Taiwan Forest Research Institute New series 10:485-491.
- Likens, G.E. and F.H. Bormann. 1995. Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. Springer Verlag. 159p. (2nd ed.).
- Lin, T.P. *et al.*. 1994. Comparison of the allozyme diversity in several populations of *Chamaecyparis formosensis* and *Chamaecyparis taiwanensis*. Can. J. For Res. 24:2128-2134.
- Liu, V. 1975. Ecological study on *Chamaecyparis* forests in Taiwan. J. Agr. Asso. China new series 92:143-178.
- Mabberley, D.J. 1992. Tropical Rain Forest Ecology Blackie, U.K. (2nd ed.) 300p.
- Marby, C.S. *et al.*. 1998. Typhoon disturbance and stand-level damage patterns at a subtropical forest in Taiwan. Biotropica 30:238-250.
- McDonald, K.A., P.E. Hennon, J.H. Stevens, and D.W. Green. 1997. Mechanical properties of salvaged dead yellow-cedar in southeast Alaska. USDA For. Ser. For. Prod. Lab. Res. Paper FPL RP 565.
- Moore, P. 1999. The green movement: where have we gone wrong? Papermaker 81:29-31.
- Oliver, C.D., and B.C. Larson. 1996. Forest Stand Dynamics(2nd ed.). John Wiley Sons. 520p.
- Picket, S.T.A., and P.S. White(eds.) 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, N.Y.
- Sprugel, D.G. 1976. Dynamic structure of wave-regenerated *Abies balsamea* forests in the north eastern United States. J. Ecol. 64:889-911.
- Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. J. Ecology 35:1-22.
- West, D.C., H.M. Shugart, and D.B. Botkin. 1981. Forest Succession-Concepts and Application. Springer-Verlag, NY. 517p.
- Whitmore, T.C. 1977. Gap in the forest canopy. In: P.B. Tomlison and M.H. Zimmermann(eds.) Tropical Trees as Living Systems. Cambridge, London.

附錄1：容易使人混淆或產生無關或擴大聯想的名詞與概念

活化石(living fossil)一消失很久，再發現者，如水杉，Coelacanth(一種南美洲的魚)。

原始(生)棲息地(pristine habitat)一意味著未受人干擾的地方，但事實上大部分的陸生棲息地已在某種程度受到人的影響，許多棲息地是真正原始(生)的，實在令人懷疑，在Sinatra, Puerto Rico所謂的原始熱帶雨林的發現有人居住的痕跡，但原始熱帶雨林棄置後往往在200-300年間就可恢復，因此，常被認為未受人干擾。1999年初中研究才在中橫支線武陵山脈(海拔1000m左右)發現這個山區在幾千年前即有人類聚落存在。

終極圓滿的生態系一從未見過「終極圓滿」來形容生態系的，可能來自「特異」聯想，或不知所云。道家有「終極關懷」、「終極真實」，未聞「終極圓滿」。

自然保育與林業經營一有些環保人士將自然保育與林業經營視為兩極，認為林業經營都是在破壞自然。不過不要忘了，Aldo Leopold也是林業專家，在美國林務署工作過，而林業經營的基礎則是生態學，林業經營本身也隨著生態學的進展進行調整。

生態平衡(ecological balance)與動態穩定(dynamic stability)一Aldo Leopold的生態平衡觀是根據1930-40年代他對靜態的觀念出發，認為不受意外的外在干擾(人、風、火、山崩)，只要時間夠久，一個區域的靜態都會形成與地區氣候平衡的均衡狀態。現代的生態學研究則告訴我們人類與風、火、山崩等干擾因素是生態系的常態因子。即使為了人類也應保育自然，但人類的干擾不宜超過其他自然干擾的累積程度(或最大程度)或超過其他自然干擾的變動頻率(動態穩定的頻率)。

附錄2：在區域與地景中以空間解決的方式進行生物多樣性的保育

(Forman and Collage, 1996)

一般區域計畫主要著重於運輸、社區結構、住宅發展。生態與人的問題漸受重視，地景與區域生態學是解決生態與人的問題之基礎。

地景隨著天然植被區域的保護有許多方法：

1. 分散斑塊(scattered spots)
生態上的優點：搶救類絕種的物種，提供地景上生物多樣性的短期保護。
缺點：高邊緣/內部比，受四周基質(matrix)干擾的機會多，族群稀少，長期易受環境變動的影響。
2. 大原始區(large pristine area)
如黃石公園，Costa Rican conservation areas；Pine Barrens biosphere reserve, Kakadu National Park(Australia)。
優點：廣泛的內部區域，附近有許多保留的棲息地。
缺點：缺乏風險分擔(risk spreading)，減少種的豐富度，受周遭發展所繫絆，或為原住民與人的影響，或區域經濟不允許適當的保護大區域。
3. 大劣化區(large degraded area)
策略為讓這些區自然演替，產生有價值的天然林，如1625 km² Okefenokee National Wildlife Refuge, Georgia, U.S.A.
優點：另一種選擇。
缺點：早期對周邊有不利影響，且需處理先前劣化的過程。
4. 大破碎區域(large fragmented area)
大區域內除天然植被外，已有道路、村莊、農業、旅遊的痕跡，如Adirondacks, N.Y., USA; Acadia National Park, Maine, USA; Pine Barrens landscape, NJ, USA; Black Forest, Germany.
優點：大區域，有一些風險分擔。
缺點：人類干擾，邊緣內部比很高，開闢物種的消失或再遷入機會很高。
5. 重疊目標(overlapping targets)
一個區域內同時具有不同目標的幾個大區域，有人提倡從Minnesota到Nova Scotia 復育北部森林(North Woods)，包括在這些區引入狼，保留大西洋鱈魚，建立大的Maine Woods National Parks，限制國有林伐木區域及強度，以保護水質、稀有動物及木材生產。
優點：有幾個大區域，總和面積大，增強自然過程，有利衝突化的自然干擾。
缺點：視分區區域的廣泛與人為干擾被去除而定。
6. 啞鈴型(dumbbells)
二大區域由寬的走廊相連。
優點：走廊用為季節性移動與避風通道，減少地區性消滅及增加再移入。
缺點：可能引入掠食者，獵人或干擾。
7. 走廊與路徑(corridors & nodes)
連接國家公園及其他保護區，以維持區域生物多樣性，減少土壤沖蝕、淤泥，改進水的質與量。
8. 具接點的路網(network with nodes)
具網狀走廊連接區域的結構，如Suwannee River corridor, northern Florida
優點：除具走廊與接點設計的優點外，尚可提供動物離開區域或在地景上移動的多重路徑選擇。
缺點：相對上在路網內存大量的邊緣棲息地。
9. 洲嶼網絡(continental network)
大區域，寬走廊被緩衝帶或多目標利用區包圍，如Wild land project for North America，著重於保護原生生態系及需大領域的哺乳動物，如grizzly bear, wolf, mountain lion。
優點：有利受威脅的大領域物種與生物多樣性的重要保護。
缺點：忽略非生物多樣性的成分，如與水、土、風、生產有關的保護。
10. 空間的解決(spatial solution)
具有生態意義的不可缺少的型式(indispensable patterns)，具有外緣利用區的團塊排列(aggregate with outliers)及點出區域內的關鍵地點(keystones)。

1-8 的建議適用於地景或區域尺度, 9 適用於洲的尺度, 10 適用於任何尺度。從政治與生態而言, 這些選擇對於永續經營的側面等可能另有低或中度成功的機會。但空間的解決在一個區域的土地上可能比較樂觀。

附錄3：新思潮下山林運動的迷失與再出發(洪富文)

1983:「我在林試所工作。」—洪富文

「台灣的森林不是被砍光了嗎?你們還做什麼研究?」—我哥哥的朋友

1998:「不要忘了,你們是以城市的中產階級的看法,來看山林保育。」—洪富文

「對耶!我們去山區拜訪時,他們認為依山靠山,他們還是要伐木取材。」—一位「環境布道師」

Brendan Whittaker 對哈佛大學生物保育與生物多樣性課程學生們提及:

農民們厭惡沒有土地的人強加價值觀在他們身上—這些生長在都市的環境運動者,大部份未曾想過脫離土地而生的意義在那裡!

Brendan Whittaker
(forester, farmer, farmer secretary
of the Department for Venant)

從1600年代(十七世紀)開始,伽利略(Galileo)、笛卡爾(Descartes)與牛頓(Newton)建立起了現代的科學。近100年來現代科學技術的突破性進展,不僅改變了人類的生活,也改變了人類與自然環境的關係。這個由科學支撐起來的現代社會的思考特色是強調「量」遠多於「品質」,以「減法(reductionism)將問題拆解成更小部分,並且反對具有目的(心靈的)性質的解釋。因此忽視品質、事物間微妙關聯性,並造成人對自然的疏離,已成為現代社會的制度化性質(Ferre, 1997)。

1960年代的「寂靜春天」,到1970年代的「成長的極限」,喚醒人類嚴肅的面對現代科學與技術及經濟發展所帶來的裂解問題,例如人口增加、核子戰爭、空氣、水與土壤的污染,有毒化學物質,水庫淤積,不尋常的乾旱與洪水,沙漠化,森林丟失及潛在的全球氣候變遷。這些問題有些是區域性的,有些則是全球性的(王逸舟, 1999)。

「我們共同的未來」(Our Common Future)(WCED, 1987)把這些議題帶上了國際政治舞台,呼籲人類透過政治、經濟、社會的改革,挽救人類的生存或地球的自然環境(林文斌與劉兆隆, 1998),促進全球永續發展,同時也呼籲人類與自然的疏離(Ferre, 1997)。

這種現代社會的危機引出的看法與行動,正引導並孕育我們渴求美、平衡與和諧性發展的品質。我們正處於試圖變現的社會,企圖揚棄或改造現代社會的缺失,產生新的思維。

後現代改革最顯著的科學就是生態學。它不是鼓勵退回前現代科學的模糊、不精確,而是將現代科學的定量分析當做工作,並認為品質是世界的重要特性,也處理複雜性(complexity)與連接(connection)的問題,並避免人類與自然的疏離(Ferre, 1997)。

事實上,後現代是對於現代的不滿,而找尋人類新出路的一個時代,也是多元而不確定的時代,尤其是二極對立政治舊秩序的瓦解,全球成為資本主義全勝的時期(1990年以後)(黃光國, 1998),生態主義成為舊有的意識形態瓦解後,新興起的意識形態(羅慎平譯, 1999)。生態主義基本上是從科學的生態學出發,加上對社會、政治、經濟的疏離,所賦予的思想願景,並形成一波波的環境運動,促使人、機構產生思想作為變革,以利永續也求的實現。這種以科學的為基礎,產生思潮與一般群眾的政治思潮有很大的不同(羅慎平譯, 1999)。

然而引用科學證據,如果偏頗或誤用,造成的困境與扭曲對人的心靈、互信與社會制度付出慘痛的代價。因此發展一種市民科學(citizen science)做為「在民主過程中扭曲資訊使用」的強力遊說之解毒劑是有必要的(Holling, 1998)。

生態主義主導著自然保育運動的發展。在百花齊放的時代,生態主義的派別,有如政治上的左派、右派,呈現為一個光譜。這個光譜的一端是極端人本中心(anthropocentrism),另一端是生物或生態中心(biocentrism or ecocentrism)。人本中心是視自然具有工具性或利用性的價值,生物或生態中心則視自然具有內在的或先天的價值。

以生物多樣性而言,生物多樣性的工具價值有物品、服務、資訊與心理—心靈等四類(表1)。

表1. 生物多樣性四類工具性價值(Meffe, Carroll, and Contributors, 1997)

類別	例子
物品	食物、燃料、纖維、醫藥
服務	污染、再循環、固氮、恆定調節(homeostatic regulation)
資訊	基因工程、應用生物學、純科學
心理—心靈	美景、宗教的敬畏、科學知識

Kellert 的分類將之分為9類(表2)。

表2. Kellert 對自然的人類價值之分類(Perlman and Adelson, 1997)

價值的型態	定義
使用的(Utilitarian)	對自然的實際與物質的關係
自然的(Naturalistic)	與自然直接接觸、經驗的滿足
生態—科學的(Ecologicistic-Scientific)	自然的結構、功能與關係的系統研究
美學的(Aesthetic)	自然的對生物吸引與美
象徵的(Symbolic)	將自然用於隱喻的表示、語言、表現思想
人道的(Humanistic)	強烈的感情、激發的歸屬、愛自然
道德的(Moralistic)	強烈的親近、靈性的啟示、自然的倫理關懷
霸權的(Dominionistic)	奴役、物化控制、對自然霸權
否定的(Negativistic)	恐懼、厭惡、對自然的疏離

內在價值則不可分類。內在價值的討論專注於可能具有內在價值的事物是什麼與內在價值是客觀存在的或賦予的，因為所有生物努力的生長、成熟、生殖，以達成某些基本先前命定的目標(predetermined goals)。

生態主義“思出多門”，某些人認為現代社會因科學進展配合基督—猶太教“人定勝天”的想法，才是造成環境危機的根源，而向東方求取“天人合一”、“悲天憫人”的宗教思想做為改造的泉源(表3、表4)。

表3. 西方環境倫理的比較(Meffe, G.K., C.R. Carroll, and Contributors, 1977)

價值	人本中心主義	猶太—基督教照應的倫理	生物中心主義	生態中心主義
內在價值	人類	物種/整體	個別物種	物種，生態系，生物圈
自然的價值	工具性的	整體的一內在的	個體的一內在的	整體的一內在的
人在自然中的地位	主人	照顧者	各種平等物種的一員	只是成員與市民

表4. 傳統非西方保育倫理的比較(Meffe, G.K., C.R. Carroll, and Contributors, 1977)

特性	回教	印度教	禪	佛教	道教	孔學
自然的價值來源	外在的；阿拉(神)	內在的Atman-Brahman	內在的；心靈	內在的；菩薩—自然	實現的；道	實現的；相對的
人類對自然的態度	尊崇創造即尊崇造物者	認同自我實現	不傷害	慈悲心	和諧合作	相關的；相依靠的
保育措施	為後代保育資源	保育林木及其他生物，以彰顯 Atman-Brahman	取食物建低層者，低消費	仍有慾望，減少消費；冥想自然	人類經濟應適應於自然的經濟(生態)	保育自然以保存人類的社會

然而，價值雖然根植於人的生物性，而且受經驗、學習與文化的塑造影響(formative influence)(Perman and Adelson, 1997)。林語堂說過：中國人得意時大部份是儒家，失意時則成為道家。

但事實上，內在的與工具性的價值並非互相排斥的。許多事是可以從工具性與其內在加以估量的。不管從工具性的價值或內在價值出發，最終導向相同的保育策略；以林語堂的生態宗教觀點出發，有時反而不利生物多樣性保育的發展，因為這樣只會製造對立(Meffe, G.K., C.R. Carroll, and Contributors, 1977)。比較實際的做法是不反對以人本為中心的觀念出發，為了確保自然對於人類的所有各種服務、物品、資訊與心靈—心靈所訴求的永續存在，人類的活動必需不超過生態系的承載量(carrying capacity)(Christensen *et al.*, 1996)；而不需將自然保育建立在生物多樣性的內在價值上，陷入玄學與神學思辨的泥淖裡而無法自拔，更遑論實踐了。我們是現代與後現代之間掙扎苦思著的心靈，然而自然保育不是主觀「境界」的問題，而是一個具體的「現實」問題(傅偉動, 1995)。二十一世紀來臨時，保育終將被認為是人與經濟與自然經濟共同有利的共生狀態(Callcott, 1993)。

台灣環保運動，基本上是跟隨著西方(尤其是美國)的腳步在進行，時間的落差大概有 10-15 年左右。台灣最重視環保的人士是所謂的城市中產階級。由於缺乏中介公正團體的緩衝，易流於以抗爭的激烈手段進行訴求。如果有中介公正的團體如消費會之於消費者運動，則這種激烈的做法，或可有效化解。台灣自然生態條件受限，因此在追求環保理念落實之際，實無法忽略實際民生經濟發展之需求；另一方面因政府的環境管理一直落後在實際發展，也使台灣的環保運動處於「挑戰與回應」的階段，並無前瞻性的規劃，因此價值與倫理的革命或運動，似無存在於此時的條件(曾華壁, 1996)。

最近這一波森林保育運動，以停止「棲蘭山檜木林古立林採伐作業」為基本訴求。在過程中，我們看到了某些主導者以罵罵、誤導、潑狗的方式，進行運動，所用的字句，使人彷彿回到十九世紀末和二十世紀初不滿現實的社會主義和無政府主義時代，甚至於變成生態法西斯主義(eco-fascism)的時代。

個人覺得這次森林保育運動有以下的錯誤示範：

1. 以不嚴謹或錯誤的說辭，製造輿論、引人恐懼的方式，催眠大眾，直接跳入特定價值觀的鼓吹。
2. 空有本土化的理想，缺乏足夠的知識基礎支持其說法，例如以歐洲植群調查的 Blanc-Blancet 方法，欲採集檜木林的更新，是不可能的，但鼓吹者居然可以轉頭即道，毫無對或錯的感覺；以森林事業區的大尺度資料，亂套曲線，企圖說明小尺度的檜木林更新現象；將賀伯跑風造成的土石流歸於森林的砍伐，而事實卻是新中橫開路時，大量傾倒入路旁的土石，被超高強度水流帶至下游的結果。
3. 以通識教育之名，採非科學或宗教式的方式教育學生，培養(或迷惑)影響和導師，通識教育的目的是調和日新月異的文化(人文與科學)，鼓吹者在此大運動中，已分不清自己是激情的環境運動者，或是應為理性的學者。這種以「偽科學」(鼓吹者常用的字眼)建立運動動力的做法，已背離生態主義的基礎—科學與事實。如此下去，我們對下一代將無法有冷靜、合理的思考，或不會思考。這個世界也將成為「只要我喜歡，沒有什麼不可以」的亂象。這應該不是我們要的「終極關懷」吧！

當然，這波森林運動也有它一些正面的意義：

1. 封閉性的決策被迫走向開放，但如何開放，如何讓多元的聲音進入決策的過程，而不是激憤、漫罵的聲音大就贏的方式，值得思考。
2. 加速具有前瞻性、合理性、科學性的經營理念(如生態系經營)的普遍落實。
3. 督促官僚系統的反省與負責。

總之，台灣的森林經營正在蛻變中。當台灣森林經營者正根據最近生態學研究累積出的堅實理論，發展以生態系(整體)經營的架構並融入台灣森林的經營時，我們卻看到一些人以不實的指控，利用早已被認為過時的學理，在台灣各地向早期的林業措施挑戰，進行鬥爭。當林業部門年青的一代，握著新而有力的工具，以開創性的思維，改造台灣森林經營時，他們卻蒙著眼睛，激憤的衝入已消失的昨天，投向無底的黑洞—無法自拔的活在自我建構的虛境。

說也奇怪，一些「偉大」的年青媒體記者有如迎接著天降的甘霖或聖者，紛紛的加入造勢。我們的政策部門則習慣性的再度屈服媒體報導之下。政策部門在這個過程中，自然會找人諮詢，他們可能找對或找錯人；而即使知道運動訴求是對的，但面對媒體捲起的風潮，他們似乎好官為之，訂了不明不白的城下之盟。他們看得很清楚，不管對或錯，堅持抗拒媒體的報導，就得不台。我們的林業經營樹膠的資深人員在一連串機層重疊，人事更迭下，放棄專業的堅持，選擇朝九晚五，行禮如儀，對於外界的批評，已毫無感覺，無法回應，空讓年青的媒體者士氣低落，活力不現。每一個行業的興衰，端看該行業的從業人員的士氣、使命感而定，士氣如果沒有了，還有什麼可談？

南方朔(1999)在中國時報1999年10月11日的星期專論中「以知識力為基礎，建構政府與民間互動機制」以九二一震災搶救、安置與重建出發，討論台灣當前更普遍的政經狀況：

1. “在過去 10 年裡，台灣由於政治及社會的變化，早已出現一種理論上所謂的「過多元主義」(hyper-pluralism)的困境，……民間社會的各種群體(都)各有其利益和主張，政府……缺乏足夠的知識能力，另一方面也因長期選戰，遂只隨波逐流，誰的聲音大，就向誰靠攏，……”……“民間聲音太多的情況下，處於一種緊張對立的情況(下)，也使得我們國家出現許多決策有虧，資源錯置的問題。”
2. “……知識界報社社會的最適當管道，可能乃是一種非對立性的態度，獻身具體的重建計畫中。以知識力為基礎，對各類相關重建的專業問題，提出知識上最適選擇。……來自民間的各種不同聲音，也方有被合理的知識所統一的可能。

因此，假設政策部門有所堅持，經營部門或許能受到支持，才会有熱情、信心的工作。經營部門的資深人員宜善盡鼓舞及傳承之責，讓基層的活力再現。

後記：我希望看到的媒體(洪富文)

在一個民主社會中，除了行政、立法、司法三權獨立，互相監督，以達三權平衡以外，媒體被稱為「第四權」，在平面、立體媒體發達的社會，媒體已成為民眾監督三權運作的最重要資訊來源。台灣在戒嚴時代，媒體成為行政系統的傳聲筒，也形成配合行政的「自律」。解嚴後，為了自由競爭，常以搶動的新聞，不管事實或非事實，以爭取讀者。行政、立法甚至司法部門，亦因市場、選票……的壓力，將媒體等同民意，隨媒體起舞。但對媒體以知識、事實為主軸進行報導，也符合資訊正確的功能，但我們長期的觀察，卻覺得落差頗大。以科學的新聞而言，謝毓春教授(1991)的調查分析結果，得到的結論中有：

1. “科學新聞(含人物)的報導則有兩到七的傾向，一種是尚平實，科學內涵報導增加，人物因素如過去(生活、嗜好、資歷等人情趣味角度)，對科學性新聞採兩面並重平衡原則。另一種則偏重於科學內涵某種分量的篇幅，但多數重點則在評論或夾敘夾議而對事實內涵甚少著墨，尤其是環保新聞或部分記者個人特質而和題材者，參與者的立場報導新聞，完全沒有中立的觀點。”
2. “科學新聞記者深受媒介大環境的影響，偏好泛政治化、批判、主觀的報導方式，以誇大手法報導政治導向、經濟導向的科學新聞；偏重科技行政、人物、科技應用及趣味性等題材，而對科學知識、科學研究的素材則有所偏廢或錯誤。”
3. “迷信、反智、反科學的報導充斥各媒體，而科學新聞的讀者一直不曾被照顧……因此，全國上下對與科技有關的政策、事務、無法做正確獨立的判斷，更無法做睿智的抉擇。”
4. “善用傳播媒體的科學工作者與新聞記者形成共生關係；科學工作者相對性銷自己的理念、主張，新聞記者因此有報導題材。”(註：記者認為的科學工作者，應查證有沒有發表可供同儕評論論文，而不是自行刊印、出版的亦教亦論的文章)。

謝毓春(1991)的建議中有一項：

“加強科學社群的社會責任觀念，以促進科學界與傳播界的溝通，而可避免少數科學社群成員壟斷大眾傳播媒體的科學資訊市場。……在大眾科學素養薄弱，記者科學的知識不足，而多數科學家又不願主動提供資訊情況下，少數熱心科學家提供的資訊則有主導意見市場的可能。目前唯一改進之途則在讓更多不同淵源的科學家有表達不同專業意見的機會”。

謝教授受訪記者找的都是科學家，但在記者未加明瞭之下，所找的也可能是“偽科學家”、“生態宗教家”，而非科學家，雖然他以科學家的姿態出現。

自立晚報 1999 年 10 月 10 日(星期日)的社評——我們需要什麼樣的媒體——提醒我們：“……媒體壟斷使得新聞多樣多彩，辛辣刺激，但社會並未因為新聞自由而更成熟強健。……媒體間激烈的競爭，為了抓住觀眾讀者目光，提高收視率或發行量，新聞要求新求變，策動刺激成為必要手段；……媒體市場的迅速膨脹，記者需求量大增，新手被逼上第一線，沒有餘裕的訓練時間；……但是媒體是社會良心，更是成熟社會的重要機制。……以謹慎的態度著手新聞處理，展現有為有守的自律精神。並且需要輔以充足的智識為基礎，才能深入問題，周全思考，超越虛與、表面的假持平，將一次次的重大事件樹東成為社會共同的智慧與資產。……”

總之，棲蘭山杜立德木處理所引發的新聞處理，仍在謝教授對報導缺失的範圍之內，值得科學家、“偽科學家”、環竟及資源經營者、民眾及偉大的無冕王深思。

(*當我指責別人為“偽科學家”時，我也刻銘於自己也可能落入可憐、可悲境況。)

參考文獻

- 王逸舟 1999. 國際政治學：史與理論。五南。台北。510p
- 自立晚報 1999. 我們需要什麼樣的媒體——社評。1999 年 10 月 10 日(星期日)。
- 林文武、劉世隆譯 1998. 政治學。韋伯。台北。
- 陳玉峰 1999. 全國搶救棲蘭檜木林運動(上)。
- 陳玉峰 1999. 台灣檜木林之生態研究及經營管理建議(高屏地區)。台灣人文生態研究 1(2):65-156.
- 黃光國 1998. 台灣當前的文化危機與科技創舉(<http://ecophilias.fu.ntu.edu.tw/read/黃光國.html>)。
- 曾華璧 1996. 1980 年代中國海峽環境主義之論述及其環境主義觀之研究。思與言 34(1):207-262.
- 傅偉動 1995. 起點心靈、齊物心靈與觀心心靈的哲理奠基。哲學雜誌 13:6-35.
- 謝毓春 1991. 科學新聞的傳播——理論與個案。黎明。台北。137p.
- 羅世平譯 1999. 當代意識型態。五南。台北。512p.
- Callicott, J.B. 1993. Brief history of American conservation philosophy. *Ecos* 14(1):41-46.
- Christensen, N.L. *et al.*, 1996. The report of the ecological society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6(3):665-691.
- Ferre, F. 1997. The postmodern world, p.644-645. in G.K. Meffe, C.R. Carroll, and Contributors, *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Massachusetts(2nd ed.) 720p.
- Poman, R.T.T. and S.K. Collage 1996. The spatial solution to conserving biodiversity in landscape and regions. Chap 15. In R.M. DeGraaf and R.L. Miner(eds.) *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscape*. Chapman & Hall, NY. 633p.
- Holling, C.S. 1998. Two cultures of Ecology. *Conservation Ecology* 2(2):4.
- Meffe, G.K., C.R. Carroll, and Contributors. 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Massachusetts. (2nd ed.) 720p.
- Perlman, D.L. and G. Adelson. 1997. *Biodiversity-Exploring Values and Priorities in Conservation*. Blackwell Science, Massachusetts. 182p.
- World Commission on Environment and Development 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford. 400p.

森林開發處之檜木林分布與經營*

黃進和[※]

森林開發處經營範圍，依據政府核撥面積計 88,160 公頃，約佔全省林地面積 5%，地處台灣中北部山區，以行政區域劃分則跨宜蘭、台北、桃園、新竹、台中及南投等縣；以林業經營區分則屬太平山、宜蘭、烏來、大溪、大甲溪等事業區。

經營範圍依地理環境區分為棲蘭山林區及大甲溪林區。棲蘭山林區面積 45,851.35 公頃，內含太平山、大溪、烏來及宜蘭事業區之一部分，計 131 個林班，主要樹種為台灣扁柏、紅檜、肖楠、鐵杉、冷杉、香杉、台灣杉、槠櫟類、楠樟類及其他闊葉樹；造林木則以柳杉、紅檜及台灣扁柏為主。大甲溪林區面積 42,308.50 公頃，全屬大甲溪事業區(1-5、14-85 林班)，計 77 個林班。主要樹種為台灣鐵杉、冷杉、雲杉、台灣二葉松、五葉松、華山松、槠櫟類，及少數台灣扁柏與紅檜，造林木以台灣二葉松及紅檜為主。

由於本文在論述森林開發處之檜木林分布與經營，故下述重點在棲蘭山林區的檜木分布蓄積及歷年經營績效。

壹、森林開發處天然檜木林分布

天然檜木林在森林開發處經營範圍主要分布在棲蘭山林區。與台灣各地一樣分二種，即台灣扁柏及紅檜，依其地形，坡向及微環境因子之差異，紅檜大多自海拔 800m 就開始分布，可至 2,800m，以 1,200-2,200m 生長較佳。台灣扁柏大多自海拔 1,200m 才開始分布，可至 3,000m，以 1,500-2,600m 生長較佳。以地形論，大略圍繞雪山山脈山頂成橫波帶狀著生，常呈純林狀態，向低海拔河谷延伸時，除有少數與闊葉樹混生外，就全部成為闊葉樹雜木林。海拔超過 3,000m 以上則少有檜木混生，逐漸成為台灣鐵杉及冷杉成群狀純林分布。

* 自抽出台灣針葉貴重五木，中華林業叢書 956:181-198, 1995。

** 行政院國軍退除役官兵輔導委員會榮民森林保育事業管理處總工程師

謹將森林開發處棲蘭山林區檜木分布現有蓄積統計整理如表 1。

表 1. 森林開發處棲蘭山林區檜木分布表

事業區	作業級	林班	面積 (公頃)	蓄積量	
				樹種	立木材積 m ³
太平山	乙	1-5, 7-27, 30-46	10,877.23	扁柏	185,425
				紅檜	99,021
				小計	284,446
太平山	丙	47-54	6,550.76	扁柏	321,509
				紅檜	128,964
				小計	450,473
大溪	甲	53, 37-41, 83, 84, 87	3,664.00	扁柏	140,783
				紅檜	119,541
				小計	260,324
大溪	乙	72, 73, 75	785.00	扁柏	146,049
				紅檜	122,959
				小計	269,008
大溪	丁	44-66, 88-107	15,328.69	扁柏	2,269,279
				紅檜	791,511
				小計	3,060,790
總計			37,205.68	扁柏	3,063,045
				紅檜	1,261,996
				小計	4,325,041

附註：森林開發處經營範圍棲蘭山林區尚有烏來事業區 17 個林班面積 7,111.00 公頃，即宜蘭事業區 8 個林班面積 1,526.00 公頃，歷來從未經營作業，其檜木蓄積量未含在內。

表 1 中，太平山事業區乙作業級屬經濟林，森林開發處自民國 48 年 10 月成立至今，其主要經營作業地區即屬此作業級，故其現存檜木蓄積量概為施業限制地，伐區保護帶，跡地種木及部分未伐採區。但森

林開發處歷來對造林業務向極重視，且其工作全由榮民林業分隊自行承作，同時注意補植及撫育作業，故目前所有造林地皆已全面蒼翠成林，並經由國立台灣大學森林學系及台灣省林業試驗所協助，幾年來已完成多項調查及中、後期撫育工作，如檜木大面積天然更新造林地微環境因子調查。疏伐、修枝試驗及柳杉人工林行列疏伐營造複層林等。

太平山事業區丙作業級屬於保安林，全部面積 11,737.26 公頃，13 個林班(47-59)，屬森林開發處經營範圍有 6,650.76 公頃，8 個林班(47-54)，全區除歷年少數遭受濫墾及盜伐外，林相尚保持完整，其地點在蘭陽溪上游，自四季至思源啞口一帶為其範圍。另經營範圍中屬大溪事業區甲、乙作業級面積 4,449 公頃，12 個林班(33, 37-41, 72-73, 75, 83-84, 87)全屬施業限制地，目前除 33 林班達觀山巨木群由新竹林管處規劃為保護區供遊客參觀，其餘林班歷年除少數被盜伐外，林相保持相當完整。

大溪事業區丁作業級，面積計 15,328.69 公頃，43 個林班(44-66, 88-107)，大部分屬於水源涵養保安林。檜木蓄積量高達 300 萬 m^3 ，從嶺線眺望幾為純林，且大部分為珍貴台灣扁柏，林相完整。在民國 65 年以前，即台灣林業經營改革方案未頒佈前，森林開發處依據保安林施業法曾施行過少部分小面積皆伐作業，每區面積不超過 10 公頃。其後復由台灣省林業試驗所在 52 及 94 林班擇地進行檜木單株擇伐研究。由於全區林相過熟老化，森林開發處自 73 年起專案呈報在現有林道兩側可作業範圍進行枯立倒木整理保育作業。目前大溪事業區丁作業級已成為台灣少數僅存之大面積檜木天然純林地區。

貳、森林開發處檜木林經營

本處林區經營概係依據台灣地區整體林業經營政策，及台灣省林務局歷次對各事業區檢訂編訂之事業區(作業級)經營管理計畫規定施行，一切作業遵照各林業相關法令辦理，從無例外。有關檜木天然林，除如一般林管處前在皆伐作業整理後隨即完成復舊造林外，在森林開發處對增進檜木永續經營，促成檜木幼苗快速密布生長，歷來計有檜木天然下種更新，檜木擇伐研究試驗及檜木枯立倒木整理保育作業等項，其經營績效歷經專家學者及有關機關觀摩評估，深獲肯定與讚譽。咸認值得推介，以供參考。

(一) 棲蘭山林區檜木天然下種更新

天然更新就是利用天然林條件自然的力量，配合人類的智慧與技術，來完成森林更新的一種造林技術。天然更新旨在育成期望的再生森林，以防止陽性樹種的侵入演替，早期建成以陰性樹種為主的天然林。因此，要使檜木天然下種更新獲致成功，事先必先瞭解下述事項：

1. 檜木種子的結實及其飛散情況。
2. 林地的自然環境。
3. 檜木稚樹的發生及其生存特性，亦即其發生及生長情況。
4. 完成更新後所需的撫育及管理。

而在進行天然更新作業時，必須遵循下列原則：

1. 保留適量的種木以備結實下種。
2. 清理林地雜物以利種子發芽及生育。
3. 集約撫育管理，以期早日成林。

森林開發處為施行檜木天然下種更新作業，早在民國 50 年就先行擇地試辦，於經營範圍太平山事業區第 31、32 林班獲得成功，並訓練瞭解實務經驗後，復於民國 61、64、65、66 及 68 年等 5 年分別在太平山事業區第 9-15 林班，第 30-32 林班以及大溪事業區第 94 林班等地繼續實施檜木天然下種更新及造林作業，共完成 16 個伐區更新，計面積合計達 311.67 公頃，平均每一伐區面積為 19.48 公頃，經於民國 63、67 及 73 年分別對該等天然更新林辦理普查，以及自民國 78 年起承行政院農委會經費補助辦理 10 年撫育管理計畫，經委請台大森林系與台灣省林業試驗所合作調查結果，證言均已獲致全面性成功，皆已蒼翠成林。

1、建造經過

上述檜木天然更新林地原為台灣扁柏及紅檜佔優勢的針一級天然林地，因此可推定該地區的氣候、土壤、地勢、海拔高等自然條件均甚適合檜木的生長與繁衍。其建造經過摘述如下，以供參考。

(1) 檜木種子成熟期及其飛散能力之觀測

檜木種子成熟期及其飛散能力為影響天然更新成敗最重要的因子，檜木因萌芽再生能力較弱，故須依賴母樹散布種子完成更新，因此檜木種子結實的豐歉，種子落下的時期，種子的散布情形及飛散距離等，均須加以預測及調查，俾能掌握有利的情況獲致成功。

森林開發處曾與國科會、林務局及林試所等單位合作，自民國 64 年 8 月至 69 年 3 月於太平山事業區第 32 林班海拔高 1,760m 處置種子飛散收集箱進行檜木種子成熟期及其飛散能力之觀測，結果摘錄如下：

a. 檜木種子的散落時期依地區海拔高，年度及季節而有顯著差異，但最盛期多在秋末至冬季之間。全年皆有種子飛散，惟以 12-2 月間最多，5-10 月間則最少。

b. 最適宜的採種期在每年 11 月下旬至翌年 1 月上旬。

c. 依各年觀測結果顯示，在每年 12 月至 2 月為種子飛散最盛時期，平均每公頃每日種子飛散量為：64 年 800 粒，65 年 23,800 粒，66 年 1,450 粒，67 年 120 粒，68 年 19,400 粒。由此得知，檜木結實顯然有豐年及歉年之分，而且豐收之次年或第三年必是歉收，反之則必是豐收。

d. 種子散布情況及飛散距離依地形、林況及風的狀態(如風向、風力等)而異。由於檜木母樹係利用上方下種為主要更新方法，再配合以側方下種加以補充，所以全林區更新後雖然幼苗發生量相當多，然而不甚均勻。但下種成功殆無疑問。

e. 依據多年的觀察所見，紅檜毬果在 9 月下旬或 10 月上旬即發育豐滿，但若在綠熟時期採摘，陰乾 3-5 日後成為棕色而開裂，其所逸出的種子全不發芽，因此採種時期不宜過早。

(2) 下種方法與下種過程

森林開發處在民國 49 年至 64 年之間，曾在棲蘭山林區選擇適合於天然下種更新的伐木區，在進行伐木作業之前，預作天然下種的準備工作。亦即密切配合種子結實豐年進行伐木作業，以利用上方天然下種散布種子，再配合側方下種方法補足。另外，平均每公頃酌留種木 3-5 株，使其能繼續結實下種，實際上須從各方面密切配合，始能獲致目前的成果。

(3) 林地整治

在預定實施天然下種更新的伐木區，於進行伐木作業之前，先將林地予以全面整治，因此時林相尚呈鬱閉狀態，植被較為單純，整治較不費事，即配合種子結實的豐年進行伐木，結滿毬果的林木被伐倒之同時種子即被震落散布林床，使甚多種子能接觸地面而促進其發芽生長。又在伐木時尚須配合風向，採用帶狀漸進方式由風下先行伐採，而非一次皆伐全部林木，並利用林緣保護帶林木進行側方天然下種，此時集材機組均預予適當配合，以利連續實施集材作業，伐木後，並盡速全面清除枝梢，整理殘餘材及留存適當數量的小枝葉，作為下種及林地覆蓋之用。

(4) 林地之自然條件

實施檜木天然更新的林地，其海拔高約在 1,100-2,050m 之間，平均坡度約 23°，土壤多為礫質土，母岩屬石英岩及板岩，表土層深度在

20-50cm 之間者約佔 63%，在 20cm 以下者約佔 37%，因此發現有甚多種樹係依附在鬆脆的地衣腐植層中生長，在表土層過薄的林地，初年不予除草及整地，以避免踐踏而破壞稚樹根系，該地區因尚無測候站的設置，其詳細的氣象資料缺少，但依檜木林之發育情形以及參考明池測候站的資料推知，其氣候係屬溫帶重濕型，冬季多受東北季風影響而多雨，夏季則多吹東南風也多颱風。

(5) 幼苗及稚樹的處理

天然更新林地除於更新前行整治林地一次之外，於稚樹發生後，亦視覆蓋等林地狀況及稚樹發生狀況進行適度之除草。有的地方每年除草 1-2 次，有些地方則 2-3 年始除草一次。此項除草作業初期 2-3 年內特別小心進行，此後就暫停除草，除調查工作人員外，其他外人均不准進入林地。再隔 6-8 年以後，視實際情形再作必要的撫育管理措施。另外在稚樹發生較為稀落的局部地區，則於冬季用林內天然苗補植。稚樹生長 8-10 年以後，依實際需要進行修枝及切蔓等工作，以促進稚樹的發育。再後期則實施撫育管理。

2、生長調查分析

森林開發處本項大面積檜木天然更新地自民國 78 年起，承行政院農業委員會經費支助，經委請台灣省林業試驗所經營系協助調查各年度造林地檜木天然更新林生長狀況，在全部 311.67 公頃中設置 61 個樣區，每一樣區面積 0.1 公頃，於山坡水平方向量取 40m，垂直 25m，在太平山事業區第 31、32 林班各年度調查統計結果如下：

(1) 50 年度檜木天然下種造林地

a. 調查日期：民國 79 年 2 月(29 年生)。

b. 調查面積：75.30 公頃。設 16 個樣區。

c. 16 個樣區調查統計：

(a) 樹種：扁柏

1. 生立木株數合計：1,773 株(另有幼小木 421 株。未列在內)。
2. 生立木樹高總數：12,975.30m。
3. 平均每木樹高：7.318m。
4. 立木總材積：207.54m³。
5. 每株立木材積：@0.117m³。
6. 標準木平均胸徑：21.27cm。

$$0.117\text{m}^3 = (\text{胸徑 } d^2) \times 0.35343 \times 7.32\text{m}$$

$$d = \sqrt{\frac{0.1770}{2.5871}} = \sqrt{0.0452} = 0.2127\text{m} = 21.27\text{cm}$$

d·依據調查結果計算每公頃扁柏生立木株數及立木材積。

(a)每一樣區(0.1公頃)扁柏生立木株數：

1,773株 $\div$ 16樣區=110.812株

(b)換算每公頃扁柏生立木株數：

110.812株 $\times$ 10=1,108株/ha=129.70m³/ha。

e·50年度檜木天然下種更新造林地75.30公頃總蓄積量：

129.70 m³/ha $\times$ 75.30ha=9,766.41 m³。

附註：本調查資料其中尚有紅檜3株，平均樹高8.03m，立木材積1.0505m³/株。香杉9株，平均樹高7.48m，立木材積0.0878 m³/株及其他闊葉雜木未統計在內。

(2) 61年度檜木天然下種造林地

a·調查日期：民國79年2月(18年生)。

b·調查面積：39.03公頃，設10個樣區。

c·10個樣區調查統計：

(a)樹種：扁柏

1. 生立木株數合計：1,460株(不含高度2.0m以下幼木)。
2. 生立木樹高總數：8,332.40m。
3. 平均每木樹高：5.71m。
4. 生立木總材積：40,925m³。
5. 每株立木材積：0.028 m³。
6. 標準木平均胸徑：11.78cm。
7. 平均每公頃扁柏株數：1.460株/ha。
8. 平均每公頃扁柏蓄積量：m³/ha。

(b)樹種：紅檜

1. 生立木株數合計：231株(不含高度2.0m以下幼木)
2. 生立木樹高總數：2,061.37m。
3. 平均每木樹高：8.92m。
4. 生立木總材積：17,737m³。
5. 每株立木材積：0.07678m³。
6. 標準木平均胸徑：15.60cm。
7. 平均每公頃紅檜株數：231株/ha。
8. 平均每公頃紅檜蓄積量：17.74m³/ha。

d·依據調查計算檜木每公頃立木株數及立木材積。

(a)立木株數：

1,460 株/ha+231 株/ha=1,691 株/ha。

(b)立木材積：

$40.92 \text{ m}^3/\text{ha} + 17.74 \text{ m}^3/\text{ha} = 58.66 \text{ m}^3/\text{ha}$ 。

e. 64 年度檜木天然下種更新造林地 39.03 公頃總蓄積量：

$58.66 \text{ m}^3/\text{ha} \times 39.03 \text{ ha} = 2,289.50 \text{ m}^3$ 。

附註：本調查資料未含楠木、香杉、台灣擦樹、鐵杉及其他樹種。

(3) 64 年度檜木天然下種造林地。

a. 調查日期：民國 79 年 2 月(15 年生)。

b. 調查面積：76.79 公頃，設 8 個樣區。

c. 8 個樣區調查統計：

(a)樹種：扁柏

1. 生立木株數合計：1,530 株(另有幼小木 155 株未計)。

2. 生立木樹高總數：5,713.78m。

3. 平均每木樹高：3.734m。

4. 生立木總材積： 8.1826 m^3 。

5. 每株立木材積： 0.0053 m^3 。

6. 標準木平均胸徑：6.34cm。

d. 依據調查結果計算每公頃扁柏立木株數及立木材積。

(a)立木株數：

$1,530 \text{ 株} \div 8 \text{ 個區} \times 10 = 1,913 \text{ 株/ha}$ 。

(b)立木材積：

$0.0053 \text{ m}^3/\text{ha} \times 1,913 \text{ 株/ha} = 10.1362 \text{ m}^3/\text{ha}$ 。

e. 64 年度檜木天然下種更新造林地 76.79 公頃總蓄積量：

$10.1362 \text{ m}^3/\text{ha} \times 76.79 \text{ ha} = 778.36 \text{ m}^3$ 。

附註：本調查資料未含少數紅檜及其他樹種。

3、檜木天然更新林地局部生育地因子調查研究

森林開發處為瞭解大面積檜木天然下種更新林地成功原因及其微環境因子，承行政院農委會經費補助，委請國立台灣大學森林學系自 78 年度起進行現場調查與研究分析，其調查項目計有下列四項：

(1)檜木天然下種更新成林林分之木本植物組成。

(2)玉山箭竹、茅草、邊坡與倒木四種不同天然更新苗床之調查。

(3)天然下種檜木與人工栽植柳杉桿材生長量之比較。

(4)檜木類與鐵杉天然下種小苗苗高，基徑與苗齡的關係。本項調查研究由郭寶章教授主持指導，先後率同學生李玉琴、許世宏、劉一新、

廖學誠、張翠娟、詹明勳及李素華等現地實際調查研究，並提出數篇學位論文式之研究報告，謹摘列於本文參考文獻內，請林業先進參閱。

4、結語

迄至目前為止，森林開發處所完成的 311.67 公頃檜木天然下種更新及近幾年配合大溪事業區現有檜木生長最適合地點所實施者，始能獲致較為成功的初步結果，惟天然下種更新是一種須要以人類智慧與技術來充分發揮之天然造林法，其所受到的影響因子甚多，為確保其成功績效起見，森林開發處已編擬 10 年撫育管理計畫，承行政院農委會經費支助與指導，自民國 78 年起與台灣省林業試驗所及國立台灣大學森林系合作，分別設置樣區調查生長現況及進行微環境因子調查，以瞭解大面積檜木天然下種更新成功因子，供為今後撫育管理之參據，以培育形質良好之檜木再生林，將調查所得數據編訂台灣檜木林分密度管理圖，供為國內今後檜木人工林撫育管理之參考(附圖 1.39、1.40、1.41)。

由於檜木天然更新要求的環境條件較為嚴苛，並非一般林區可實施者，因此在實施之前必須對於擇地條件嚴加注意，而其成林時間較一般人工造林為長。故必須忍受短期無法均勻成材的心理壓力。

以上所述，僅依照森林開發處歷年來實際建造檜木天然下種更新的過程作系統簡單的概述，詳細資料可參閱文中所述各項調查研究報告，其目的在提供給國內造林界先進做參考。

(二) 檜木林擇伐研究試驗

本處棲蘭山林區大溪事業區第 52、94 林班與台灣省林業試驗所合作研究台灣高山地區天然生檜木林擇伐作業，以探求石門水庫上游保安林最妥善之經營方法，以三種不同擇伐度(20-25%B. A.；30-35%B. A.；40-45%B. A.)及對照區實施擇伐作業試驗，以為今後經營保安林之參考。試驗結果咸認天然生檜木林在自然狀態下立木生長緩慢。惟經林相改良或擇伐後，經多年之生長觀察，其生長情形經擇伐者較未經擇伐者顯著快速增大，尤以 30-40%B. A. 中度擇伐最為適當。

前項擇伐試驗其伐採跡地除乃經由留存母樹獲得天然更新幼林，再配合水平帶狀整地實施林下造林並集約撫育管理。目前下層幼林皆已均衡快速成長，對森林再生資源之更新發揮了極大之效益。

如將全區依地形劃分為適當迴歸年擇伐區當可達成前項永續經營，保安林將可經常保持良好鬱閉，促進次生林生長，完成林相更新，從而達到國土保安、水源涵養、森林遊樂、野生動物保護與高貴檜木資源利用等多目標之合理經營。

1、供試材料及研究方法

(1) 供試材料

森林開發處棲蘭山林區大溪事業區第 94 林班 1 小班及 52 林班 4 小班之天然生檜木林。

(2) 研究方法

採用單株擇伐法，就成熟林木擇伐利用之，於擇伐跡地透射陽光以利更新；幼、壯林木經擇伐予以撫育。

a·處理因子：以不同之擇伐度為處理因子，計分為 4 種：(A)弱度擇伐、(B)中度擇伐、(C)強度擇伐、(D)對照區等四種。擇伐率係依接各試區之總斷面積之相對值算出。

b·試區排列：每處理之試區面積約 1.0 公頃，四個試區為一區集，橫排於林相，立木蓄積量、坡向、坡度等相近之坡地上。在 94 及 52 等兩林班內各選設兩個區集以為兩次重複共 8 個試區，各為 8 公頃左右，試區面積合計共約 16 公頃。

c·調查記載：就每試區內所有胸徑在 10cm 以上之檜木，均予編寫樹號，然後賞施每木調查，以算出每木之材積。

d·擇伐木之選出：先計算每試區之林分斷面積蓄積量，然後依照逢機法確定出每區集內各試區之擇伐處理，從而計算各試區所應擇伐之斷面積數量。根據每試區之擇伐量，而後依次前往各試區實地選出擇伐木，即先選出過熟的及不健全之老齡立木，再就已呈擁擠之較大徑級健全檜木施以擇伐。此外，凡具有利用價值之枯立木及倒木，亦均一併調查編號打印，搬出利用。

2、試驗經過

大溪事業區 94 林班各試區之擇伐木，於民國 65 年秋開始作業，至 66 年 4 月搬運完畢，並依照計畫實施天然更新之整地工作，其整地處理設計分下列三種：

- (1) 集約整地——天然更新林地經刈草工作並把草根部分拔除及鬆土。
- (2) 粗放整地——僅做別草整地工作。
- (3) 對照組——不予刈草整地。

3、實施結果

台灣省林業試驗所其後歷年均派員實施試驗地撫育刈草工作及調查幼木生長狀況，並做紀錄研究分析，其間並曾發表研究報告多篇報導試驗成果，謹將其 5 年及 12 年觀察研究報告「結論」部分轉載如下以供參考，詳細內容則請參閱報告文獻。

(1) 5 年觀察報告(洪 1984)

a. 本省北部高山林區之石門水庫上游之天然生檜木保安林，其在自生自滅之狀態下，林中各級立木之生長均甚緩慢，但經過林相改良式擇伐後 5 年之生長成果觀之，發現確較對照區為優良。

b. 根據在天然生檜木林中所設之對照區(兼做為永久樣區)，就其最近 5 年來之調查資料觀察。知並未發現新增加之枯立木及風倒木等株數。再測定原有之少數風倒木及枯立木之腐損情形，因其材質顯現緻密堅實，表示無若何變化。因此可知天然生檜木林中，其生長量雖甚緩慢，但其有瑕疵的老齡木之枯損亦甚緩慢。故若無其他因子如火災所破壞，則其優美檜木林之景觀，將永遠不會劣變毀滅。

c. 欲在天然生檜木林實施擇伐作業，必須注意兩項：即擇伐數量與擇伐對象。經試驗結果，如其容許擇伐數量，依林分蓄積量之高低而有區別。一般言之，在上等、中等及下等之林分，其可容許之斯面積擇伐量，分別為 30-40%、25-30% 及 20-25%。其次，擇伐對象：限於老齡木、瑕疵木、枯立木及風倒木，及少數被擁擠之健全木等。至於林中健全之幼、壯齡檜木，應絕對保留，否則擇伐過強，留存木容易遭受風倒與枯死。

d. 在進行選出擇伐木之前，應先在作業區內勘定數條地位最適當之集材線路，然後就集材線路上調查其所有之立木，並做伐木“X”記號。其不足之數，再在伐採區內就不健全之老齡木、瑕疵木、枯立木、風倒木及立木間之互相擁擠的健全木選補，至達所需要之數量為止。

e. 擇伐木之砍伐，造材及集材等工作應盡量趁在冬季，最遲延至次年早春搬出完畢。因為伐採助地上阻礙天然更新之地被植物受到打傷及踐踏後，傷亡過半。此時實施水平帶狀之集約整地工作，可收事半功倍之效。

f. 採用擇伐作業費用，經本研究之分析結果，如比用皆伐作業約多費一倍強之伐木與集材工資。然用擇伐作業僅將林木中之老齡木、瑕疵木、枯立木、風倒木以及多數過度擁擠之健全木，施以擇伐後搬出標售。而留存所有優良健全之幼齡林木，使其在更適當的空間，獲得更優良之生長。其可配合實施林下造林(用紅檜苗木)，在集約之撫育管理之下，其生長量必較為快速良好。故因實施擇伐作業所增加之費用。可以由以後之水土保持、檜木增產、及節省造林和撫育等費用及間接受益之抵補而有餘。

g. 總之，如將本保安林區現存之天然生檜木林，依地形劃分為數個作業區，再將每個作業區，規劃為 40 個擇伐區(每伐區面積約 6.0 公頃)，並規定其輪伐期為 160 年，回歸年為 40 年，每年有計畫施以林

相改良的擇伐作業經營。即每個作業區每年擇伐其一區，經過 40 年之擇伐回歸年，可再回到原先之擇伐林區再進行擇伐改良。周而復始，則整個檜木林可生生不息。倘能如此保育與利用，則本區現存之檜木林，若能採用此法集約的經營，方可經常保持良好之鬱閉。是則高山陡坡永不裸露，從而全省檜木林不難達到國土保安、增加檜木木材生產及發揮水源涵養、森林遊樂、野生動物保護等多目標利用之經營效果。

(2) 12 年觀察報告(羅卓等 1989)

本試驗採單株擇伐，行上方天然下種，依據研究結果顯示，擇伐和整地時期需與種子之結實年度相互配合。在本研究所比較之各種整地方式，顯示以集約中耕整地者，下種稚樹之數量最多，生長亦較快速，且稚樹分布極為均勻，確能達到下種更新的目標。粗放整地和未整地者，下種稚樹分布極不均勻，即林地不能達到全面下種，因此，欲達成林地全面更新，必須採用集約中耕整地處理。

集約中耕整地之作業，須將雜草等地被植物之根全部掘除，以抑制雜草之繁殖，表土亦可獲致自然疏鬆及裸出，供種子著土發芽及稚樹生長發育所需之適宜林地環境。惟集約整地下種稚樹過度密集，必須實施除伐作業，期以培育為具高經濟價值之扁柏複層林，本研究之擇伐區處理與未擇伐區之對照區植生種類差異不大，但擇伐區之扁柏幼苗呈現優勢，大量出現，未擇伐之對照區幼苗稀少，顯示擇伐確能誘導檜木天然下種更新。在本研究所比較之各種擇伐度，均能達到下種之目的，惟各擇伐度下種稚樹數量並未具顯著差異，其中強度和中度擇伐者，由於林內之光照較強，稚樹之生長則較為快速。為兼顧保留木之健壯生長，擇伐量之決定，乃依據林分單位蓄積量之多寡分別計算，在本試驗林分之蓄積範圍內，擇伐率定為 25-40% 時，胸高斷面積保留量為 21-35 m^2/ha ，均能達到預定目標之 90% 的天然下種更新。

依據本研究之結果及觀察顯示，在地形地勢陡峻及衝風之地區，或擇伐過量致林冠遭受嚴重破壞，或以拖曳地之方式集材致嚴重破壞地表覆蓋等情況下，則保留木容易發生風倒或枯死之危害。

4、結 語

天然檜木林擇伐更新歷經台灣省林業試驗所十餘年來之研究觀察，目前試驗區上層留存檜木健康高大，下層幼齡木密布茂盛，深獲學者專家及各有關單位、社會團體所稱讚，譽為是最合乎生態性經營的作業方法，值得推廣應用。台灣省林業試驗所近又將密生幼林實施中、後期撫育疏伐作業，並完成單位面積保留不同株數及修枝試驗區，繼

續研究觀察其成林過程。該項檜木擇伐研究試驗已成為林業經營示範觀摩範例。如在事業區作業級制訂迴歸年及擇伐度，可使台溝珍貴木檜木林再生資源達成永續經營，同時可兼顧自然生態保育，林相景觀，國土保安，水源涵養，保護野生動物及寶貴資材利用等多邊效益。

（三）檜木枯立倒木整理保育作業

森林開發處經營範圍大溪事業區丁作業級面積 15,000 公頃，檜木蓄積量達 300 多萬 m^3 ，從稜線眺望殆為檜木之純林，惟因林相老化，加以該地區為灰化土層非常堅硬，且檜木根盤甚淺，極易發生枯死及風倒現象，依據台灣省林業試驗所調查，該區域枯死木及風倒木佔林區林木蓄積量之 24%，連同缺頂木則高達 39%。由於林相嚴重破壞，以致下層雜草箭竹叢生，林木種子無法下種著土發芽生長，經調查下層幾無檜木幼樹存在，且因檜木並非極盛相樹種，以致在自然演替過程中有將逐漸自然消滅之勢，在良好立地或殘留少數之巨木，有待人為力量加以救助維護。依台灣省第二次森林資源調查結果顯示，全省針葉樹天然林每年負生長量高達 39 萬 m^3 ，可見林相老化程度。本處有鑒於此。前乃以森林之資源保育理念，依據林業相關法令規定，以現有林道兩側為基線，採架空集材嚴格禁止傷害生立木之方式擬編枯立倒木整理保育專案計畫分年報請林業主管機關核定後施行。整理後並在區域內原無立木地及立木稀疏地依據橫坡帶狀階段整地，1m 栽植行 1m 堆草行，採用自生苗保育、天然下種及人工補植造林三種方法同時進行，整理保育後上層林相健壯，下層檜木幼苗密布，早期整理區現皆已成林，並經台灣大學森林系調查研究，認為本項現有林道兩側之枯立倒木整理保育作業實已達到老熟林相之整理，促進下層檜木幼苗生長，獲得水土保持，水源涵養功能及資材利用等預期效益，值得繼續施行。

1、枯立倒木整理保育作業實施情形

本處經營範圍大溪事業區包括甲、乙兩個作業級之一部分及丁作業級全部，其中甲作業級有 9 個林班，乙作業級 3 個林班，丁作業級 43 個林班。在甲作業級中有 6 個林班(33、37-41 林班)位於達觀山森林遊樂區，餘 3 個林班(83、84、87 林班)，乙作業級 3 個林班(72、73、75 林班)及丁作業級部分為配合維護景觀及水土保持需要，列為施業限制地及自然保護區。丁作業級為維護石門水庫上游水源列為水源涵養保安林。後為林相整理促進檜木下層次生林生長增進水土保持績效，經專案陳報辦理就現有林道兩側可作業範圍枯立倒木林相整理保育作業，茲將辦理經過略述如下：

(1) 枯立倒木整理保育作業之緣由

大溪事業區丁作業級現有林道兩側可作業範圍天然生檜木林，因林相老化，枯立倒木為數頗多，如該等枯立倒木任其置散於林地，將有下列不良後果：

a·影響水源涵養功能：枯立倒木如不予清理則將阻礙檜木次生林更新，且因林木分布不均，浪費林地生產力及降低水源涵養之功能。

b·容易引起森林火災：枯立木均已風乾。有擴燃危險且極易遭雷殘而引起森林火災。

c·影響水庫安全：倒木如遇颱風豪雨，易被洪水沖移至附近溪流、阻塞河道，如漂流至水庫又易損毀水庫堤壩，影響水庫安全。

d·森林資源未予妥善利用：枯立倒木久置林地不予搬出利用，形成國家資源之損失，且易引起盜伐、盜運等不法情事。並影響鄰接立木健康生長。尤其台灣檜木材質具有耐用不易腐朽之特性，留置林床不易分解形成資源之浪費。

(2) 枯立倒木整理保育作業編案經過

本處為避免發生上述不良後果。於民國 72 及 73 年度依據「台港區國有林產物處分規則」第三十一條第一項第七款之規定以災害木編訂專案整理計畫函石門水庫管理局與林務局層轉中央林業主管機關獲同意辦理。該整理區後經水庫及林業管理機關派員勘查咸認為保安林更新保育成功之範例。爰自 75 年度起由本處編訂 7 年整理計畫，在大溪事業區現有林道兩側可作業範圍分年整理，每年整理數量為立木材積 5,500m³，至每年度預定整理地點均會同林務局有關林區管理處實施每木調查，然後編擬年度整理計畫專案報請台灣省林務局層轉行政院農業委員會核定實施。整理作業後並依林產處分規則之規定，由林區管理處派員施行跡地查驗。

(3) 枯立倒木整理作業措施

為達成更新保育目標，整理區內之枯立倒木必需予以整理搬出並採用下列措施：

a·採用落轆式架線法(Falling block system)或泰勒式架線法(Tyler system)等架空集材，依規定利用現有林道為採運基線，為避免碰傷其他立木，於集材時張掛多處滑車繞道轉材，必要時配合改良式之高架線方式。採用方式有下列 5 種：

(a)循環落轆式：上坡雙邊橫向集材。

(b)多段循環落轆式：上坡彎曲多段架設。

(c)改良落轆式：上坡長距離集材。

(d)循環泰勒式：上坡雙邊橫向集材。

(e)多段循環泰勒式：下坡高空轉接集材。

枯立木之伐採用單株擇伐方式處理，並用控制倒向之繫留伐木作業，嚴禁損傷生立木及林地。

b·各級管理人員除平時技術指導且嚴加督促現場依規定作業外，於作業結束後依林產物伐採查驗規則第十九條規定會同林管處辦理跡地查驗。

(4) 更新保育措施

枯立倒木整理區為保育更新，促進次生林迅速成長，加強保安林水土保持、水源涵養、維持自然生態、國土保安等諸多功能，除將枯立木、風倒木整理外，枯立木之梢材、風倒木之根株、梢材，破損廢材等一併集中清理以利林地整治。枯立倒木採集作業結束後，配合該整理區檜木種子成熟後飛散能力，在原無立木地及立木稀疏地施行橫坡水平帶狀整地，或以小塊狀整地，同時採行自生苗保育。天然下種及人工造林等三種更新保育作業方式。謹將採行之更新保育措施說明如下：

a·自生苗保育作業：對於枯立倒木整理區內原有天然生之紅檜、台灣扁柏、台灣杉、香杉等高級經濟樹種幼苗加以必要之保育，以促進其快速生長。

b·天然下種：在枯立倒木整理區無立木地及立木稀疏地，實施雜草、灌木清除，並在栽植行中施以 30cm 寬中耕培土，或以每間隔 5-10m 整理一面積約 4m² 之小塊狀等林地整地作業，使落地種子與土壤接觸，促其天然下種更新及株行距整齊。

c·枯立倒木整理保育成果

本處歷年完成整理區內無立木地及林木稀疏地之保育更新天然下種成效：依據國立台灣大學森林系李國忠教授在「中高海拔地區森林作業之影響與經濟效益評估枯立倒木整理保育作業」80 年度研究成果報告(農委會委託辦理)，有關保育更新天然下種情形調查顯示，自 75 年度天然下種苗每公頃 80,000 株，至 79 年度最高達 625,3000 株。本處自行取樣調查結果：77 年度整理保育更新面積 7.47 公頃，發芽苗每公頃 425,800 株，成效至為良好，早期整理保育更新地之下層次生林，目前分布茂密，生長良好，已成林在望。歷年施行保育更新處理面積共計 125.77 公頃。

表 2 大溪事業區枯立倒木整理區內無立木地及林木稀疏地歷年施行保育處理面積統計表

年 度	林班	面積 (ha)	每公頃現存株數	備考
73	94、 95	20.0 5	6.250	現存幼林量
75	95、 96	4.70	27.500	現存幼林量
76	94、 95	4.52	5.700	現存幼林量
77	94、 95	7.47	609.800	係發芽苗量
78	94	26.2 2	425.800	係發芽苗量
79	94	23.0 5	625.300	係發芽苗量
80	94	18.1 6	126.600	係發芽苗量
81	94	10.0 1	15.400	係發芽苗量
82	92	11.5 9	270.000	係發芽苗量
合 計		125. 77		

(5) 整理後之效益

枯立倒木整理保育作業之實施可加速次生林生長建造複層林，林相鬱閉，保育森林資源，發揮森林公益及經濟效果，故除能使整理區減少盜伐、盜運等不法情事之發生外，尚能充分發揮下列之森林效用：

a. 森林之保安效用

(a)由於次生林建造完成，林木分布均勻，增加森林水源涵養功能，俾益整理區之水土保持、國土保安及生態保育成果。

(b)更新保育後無枯立木，可避免雷殛，不致發生森林火災。

(c)更新保育後可避免風倒木因颱風豪雨被沖失流至水庫，而損毀水庫堤壩，增長水庫壽命。

b. 森林之經濟效用

(a) 枯立倒木搬出利用，增加國家資源，對於社會土、經濟上具有重大貢獻。

(b) 整理區實施更新保育，林地充分利用，增加林地生產力。

(c) 由於次生林之生長，使森林資源能永續經營生生不息。

c. 森林之副效用

經過更新保育後林相優美，可使森林資源多迸效用，如興辦森林教學，增加大面積的遊憩場所，發展森林遊樂事業等。

d. 森林之經營傳授效用

國內大專院校及林業研究機關，近年來不所以本處林區經營為教學研究對象，中外學者專家時常蒞臨現場觀察研討，無形中負擔著本省森林經營薪火相傳之實質責任。

2、專家學者調查研究枯立倒木整理保育作業影響評估報告

森林開發處枯立倒木整理保育作業績效，近年來歷經四十餘次專家學者，有關單位、民意機關及社會團體等到林區現場實地觀摩及評估結果皆獲一致肯定。其間並復承台灣大學森林學系郭寶章教授及李國忠教授分別率同研究生深入現場研究調查，其研究報告並已分別發表，謹將其報告「結論」摘錄如下，以為參考。

(1) 從天然檜木過熟林木之枯死談更新之芻議(郭 1992)

檜木類被認為是最高級之木材樹種，亦為台灣特產，多年來在台灣林業生產上扮演重要角色。至目前所生產之森林在分布上面積已極為稀少，值得保存，不過由於檜木天然林多呈過熟林相，樹齡衰老，枯死日眾，野火及颱風乃誘致枯死之要因，固亦可視為自然枯死之現象，然與檜木根群之淺根性與高山淺瘠土、灰化土有密切關係。在自然之演替中，檜木幼苗並非優勢之樹種，其不能與闊葉樹及雜草競爭，因而達成更新之自然演替必參與人為的整地與控制雜草木競爭之作業，輔導會森林開發處已提供成功之經驗。在目前生態與野生動物之保育觀念下，生立木不宜伐採，應視為暫時之策略，自森林資源之利用方面以言，老熟林若不施以更新，則未來那有檜木可用？何況枯死木發生之情況日益嚴重，不能等閒視之，依森林開發處之經驗，若將枯立倒木移出，略施整地，短期內即不難見到幼苗之繁生向榮，為檜木下層林之演替提供成功與樂觀之實例。

(2) 高海拔地區森林作業之影響與經濟效益評估—枯立倒木整理保育作業(李 1993)

枯立倒木作業範圍在大漢溪上游兩岸，屬作業機關經營範圍之丁作業級現有林道兩側之可作業區，該區雖列為水源涵養保安林，但因區內檜木枯死風倒日多，自民國 75 年度起依據「台灣區國有林產物處分規則」第三十一條第一項第七款之規定分年辦理。整理區經更新保育措施後之林相整齊；不僅可留存健壯林木，另一方面也由於擴大林木空間，增加日照光度，可使留存木加速生長並促進開花結果。目前下層檜木次生林密布，生長良好，早期整理區皆已成林，已發揮水土保持及資材利用預期效能。就經濟面看，過老林木之移出不但可使木材材料得到利用，且可騰出空間，有利於次代林木之成長。此外，林木砍伐對環境之破壞，主要源自違背森林資源經營原則之大面積砍伐，以及林道增建與集材之不當。如能在不增建林道，以適度單株擇伐過老林木方式進行保育式的天然更新保育整理，將可使森林之多目標功能效率達最大。茲將其評估結果分述如下：

a. 枯立倒木之整理雖可達到天然更新之目的，且造成複層林，然因天然檜木之根系特性，極易發生風倒或因快速之疏開而枯死，因此在進行整理作業時，應避開衝風林地之整理，以免產生反效果，非但無法達到更新之目的，反而加速風害之破壞。

b. 就經濟損益而言，75 與 76 兩年之枯立倒木整理處於利不及費情況，主要原因乃因該時期檜木價格較低。而作業機關各年度標售之價格前幾年顯著低於全省平均標售單價，惟在後兩年(78 及 71 年)，則又高於省平均單價，此表示枯立倒木在品質上並無品質較差之偏向。另外，枯立倒木整理保育作業原祇是作業機關林區經營之多元化保育業務中的一環，所以在用人費之估算上，無法明確將其與其他業務抽離，而可能有高估的現象，亦為初期兩年成本高於收益之原因之一。77 年以後則因材價迅速上揚，才使淨收益大於零。且由於作業機關其他部分業務逐漸沒落或新發展業務正值投資規劃初期，枯立倒木之收益成為作業機關之主要多元化支出之來源。整體來說，枯立倒木整理保育之經濟效果對作業機關之特性而言，實具相當助益。

c. 在植物生態的調查上可以發現，在 35 個樣區之間早期與近期整理區之植生差異並不大，不過在次生林之生長苗高上便有極大的不同。這顯示整理作業對次生林之更新有其正面效果，且對植生並無顯著影響。

d. 整理作業方式採架空集材法，而集材線多依自然地形之特性選取，大都位於溪流谷地或低窪地。根據調查，在箭竹雜草層下，枯枝落葉層平均厚度約為有 15-25cm，腐植層約 10-15cm，這些豐富的植生、枯

枝落葉層、腐植層等可減低作業之衝擊。而作業地點遠離主要溪流，中間有大面積之闊葉樹林形成過濾帶，而且採取點狀作業而非面狀作業，整理量不到 10%。由土壤分析之結果顯示僅在集材線接近地表處之土層有明顯之影響，但因當地有深厚之枯枝落葉與腐植層等地被覆蓋，有助於減少因孔隙度的差異所帶來之逕流與洪峰流量的增加。

e·樣區調查之結果顯示，因受不同之植被群影響，其發芽幼苗之優劣情形也不同：在林蔭下而光度適當之中耕培土帶，其發芽幼苗之密度最高，同樣環境下之中耕培土帶，若其地衣完整者則尚有不錯之發芽幼苗。然而在覆蓋度高與日光直射處，樣區幼苗稀少。總體而言，在不考量經濟面之效果時，枯立倒木整理保育作業對於幼苗與次生林之生長確實有其良好成效。

f·整理作業之重點之一係提供次生林的生長空間，除了符合再生性自然資源特性，並可由此達成天然更新效果，建立健壯天然檜木林相，增進森林水土保持之功能。

g·該地區林地表面枯枝落葉層與腐植層相當厚，欲完善達成天然更新苗之萌芽與成長，則必在枯立倒木整理之同時或採集後，立即進行橫坡帶狀整地或中耕培土。又由於大部分天然更新地區幼苗發芽相當密集，其後六年內應進行調查，以確保天然更新成效。

h·天然更新之成效極佳，惟受天然環境影響，消長變動大，小面積地區必需進行人工補植或造林與撫育工作。

i·本區位在石門水庫上游，屬於水源涵養之保安林，作業機關在繼續進行枯立倒木整理時，應再加強林地覆蓋及水土保持是十分重要的。

j·林業常為各界所詬病原因之一為缺少實證費料辯解及對外宣傳，枯立倒木整理區為大家所關心的台灣最高級檜木林區，亦為生態保育人士所關心之資源，作業機關之整理作業可充分揭示再生資源之特性，與林業技術改善資源狀態與多目標功能之例證，可以觀摩方式邀請非林業人士參與，給外界人士一個再教育機會。

3、結語

森林開發處經營範圍棲蘭山林區大溪事業區丁作業級現有林道兩側可作業範圍枯立倒木整理保育作業，其績效由於對改良老化林相、增進下層檜木次生林更新複層林營造、水土保持、水源涵養功能及資材充分利用等均具有良好效果，歷經林業學術及研究單位與有關機關評估結果均獲一致肯定。本處已編報後續更新保育計畫，依據有關法令按規定程序陳報核定實施，期使本項枯立倒木林相整理保育更新作業績效更為增進。

參、總 結

檜木是台灣珍貴森林資源，也是全世界知名高品質高經濟價值的林木，但由於台灣檜木並非生態演替極盛相樹種，加以僅存之天然林已呈過熟老化現象，樹冠稀疏，林相破壞，下層雜草灌木箭竹叢生，致使細小檜木種子下種困難，天然自生苗稀少，大多數檜木天然林地區已無第二代幼林生長。且檜木本為淺根性林木，每遇強風吹襲極易發生枯死與風倒，依按台灣省林業試驗所在森林開發處大溪事業區調查結果，林區內枯立倒木佔蓄積量 24%，加上不健全缺頂木及空腐木等則高達 39%。故台灣省林務局在歷次森林資源調查，台灣針一級天然林特別是台灣枯木均呈大量負生長，值得吾人警惕與深思。這次承國立台灣大學森林學系郭寶章教授喻示，在其主編台灣貴重針葉五木一書中編寫「森林開發處之檜木林分布與經營」，鑒於本處棲苗山林區尚保留有大面積完整天然檜木純林，林區內檜木人工林各種營造方式過程歷承各界協助良多，為使台灣珍貴檜木資源達成永續經營生生不息並能兼顧自然生態與水土保持，故將歷年作業方法簡述提報參考藉以獲拋磚引玉之效。

除上述文中所述檜木天然下種更新，擇伐研究試驗及枯立倒木整理保育作業外，森林開發處在檜木人工林經營投下很多心力，如自 75 年度起有「闊葉樹林相改良」，其中分隔帶及林下造林作業法均栽植紅檜人工苗；另自 78 年度起實施「柳杉行列疏伐營造複層林」，採取橫坡帶狀砍 3 行留 6 行更新方式，在砍伐 3 行中栽植高經濟價值鄉土樹種，至目前為止依適地適木原則仍以紅檜為主；其他尚有「檜木天然保育」，即在柳杉造林地初期藉撫育整地誘導檜木天然下種及人工補植，使原為柳杉人工造林地轉換為檜木造林地。以上所述三種檜木複層林營造，經多年來生長觀察，由於尚有保留木庇護，生長較以前皆伐作業大面積造林者快速且少側枝，已廣受國內外林業學者專家及有關單位之重視，認為值得推廣並加以宣導，有關其各種作業方法、建造過程與成效探討，留待今後再專文提報以供參考。

森林是一種再生資源，配合時代社會需求之合理經營，應可永續生生不息發揮應有效益功能，故今後台灣林業經營，在保護生態環境原則下，如何厚植森林資源，值得大家集思廣益用心探討。如何在生態保育、水土保持及林產利用等效益間取得合理經營之「平衡點」，仍是我們要共同努力的目標。我們要「以良知作證，對歷史負責」的態度齊心共識使後代子孫享有豐富美好的森林資源，尤其是珍貴的台灣檜

木。因時間短暫草率成文，繆誤在所難免，尚祈林業先進不吝指教斧正。更竭誠歡迎到森林開發處林區現場觀摩指導，詳細內容請參閱「參考文獻欄」所列研究報告。



1999年10月28日

棲蘭檜木林枯立倒木的作業與 森林生態保育真的是重大衝突嗎？

賴明洲教授*

壹、引言

事件開端——激情的生態悲歌賣力演出與生態短路之悲嘆。請看光冕堂皇，歪曲事實且可怕誤導的所謂「綠色救援行動」危言聳聽的偏激口號：棲蘭檜木林正被屠殺滅絕中，請求上天垂憐，國人搶救！

貳、前言

隨著經濟的發展與科技的進步，人類對資源與環境的利用能力與影響範圍亦日漸擴大。接二連三的環保抗爭事件持續發生，例如五輕、六輕、七輕、海渡電廠、核四廠、拜爾化工....等，顯示國民對自己生活環境的重視與關心。近來棲蘭山枯立倒木處理一案更成為各方關注的焦點話題之一，管理單位、學術單位及環保團體各自為其立場與意見辯護，各大報章媒體亦大篇幅報導此事。就管理單位而言，大體與林業相關學者看法一致，而部分環

* 東海景觀設計系教授

保團體則有另一套不同的看法。看見國內環保人士對大自然的愛護與關心，當中包括各行各業的廣大族群，一則喜、一則以憂。欣慰的是社會廣大階層願意對環境保護能夠不遺餘力，感憂的則在於滿腔熱血背後對於環境價值的判斷與個案學理上的瞭解程度是否正確？尤其是日前部分環保團體的文宣，將處理“枯立倒木”與“偷砍生立木”兩件事混為一談，模糊了整個事件的焦點與訴求。盜採伐除生立木以牟利，想當然爾法理不容，無須贅言。至於處理枯立倒木一事，日前有人提出地質學上的“河川向源侵蝕”假說，並以三代木共存之事實，斬釘截鐵地將假設當結論推斷檜木林天然更新無虞等論點，似乎少了一些學理上的依據並缺乏學術的嚴謹態度。有感於此，我從檜木林的生態、檜木材質的特殊性、林業施業上的干擾與自然恢復力、枯立倒木與野生動物等問題切入棲蘭檜木林事件的主題，表達我對這一事件長期觀察思考後的看法與意見。

保育森林資源，並非是將森林加以封鎖，保持原始不用的狀態。相反的，一些蓄積低劣，林相殘缺的原生林，必須予以適當的更新經營，才能增進林地的生產力，發揮森林的功能。

參、檜木林的生態

檜木林常出現於海拔高度1,600-2,400公尺之地，其年平均溫度在10°C-20°C之間，年雨量為2,900-4,200公釐，為台灣山區雨量最豐富之地帶。主要之樹種為紅檜及台灣扁柏，兩者之生態環境略有不同，扁柏喜好山脊上側稍乾燥而排水良好之處，大多為東、東南及南向山坡，且其分佈較高，上部已侵入冷溫帶；紅檜則偏好西向或西北向之陰濕山谷及山坡下側，當濕度適中時，則多混交成林。檜木林之更新，除位於乾燥高地之扁柏略有幼苗發現以外，其餘林

分幼苗不多，不足以維持其優勢，反觀檜木之幼苗，常發生於路旁、山崩地及火災跡地，足見其略具陽性樹之特性，故理論上檜木林並非極盛相，惟因檜木壽命長，生長期可達數千年，在此期間，次優勢之闊葉樹已經歷數代，此種情況之森林，可以準極盛相（quasiclimax）稱之。當檜木老朽後，終為闊葉樹所取代，而檜木林須藉火災及山崩等因子才得以永久持續。其演替階段，當干擾因子發生後，初有草原（箭竹或鬼芒）形成，繼有二葉松進入，較高之海拔又出現扁柏及鐵杉，低海拔則有紅檜及其他針闊葉樹出現，並趨向針闊葉樹混交林。以下引述兩位學者（柳楮1975；郭寶章1992）對台灣紅檜林生態研究的總結意見：

一、台灣省林業試驗所技正柳楮先生於1975年對台灣紅檜林分佈、組成及其生育地環境因子狀況做了一些相關研究，其主要結論如下：

（一）植物群落：根據調查60個樣區之中，台灣檜木林可分為紅檜林（佔28區）、扁柏林（佔29區）與二者之混生林（僅佔3區）；扁柏與紅檜又因其下層植物群落為高山箭竹或灌木類與蕨類而又可以分為兩類，但混生林皆以高山箭竹為下層群落，具60個樣區統計，其中紅檜林具高山箭竹與灌木類、蕨類下層植物群落各14區，扁柏林具高山箭竹下層群落者有8區，扁柏林具灌木類與蕨類下層植物群落者有15區，其中扁柏林屬演替初期者之群落有6區，主林木概為幼樹，其下層植物群落既非高山箭竹亦非一般扁柏林下之灌木與蕨類，多為草原或空曠地之先驅不耐陰之植物。由此可知本省檜木林多各自分別形成純林。

（二）天然林更新與微生育地：在林內所見之檜木幼苗或幼樹多見於倒木上或因倒木所造成之土壤翻動處，自然亦為樹冠鬱蔽破裂處，且倒木多為檜木。此亦可由較大之幼樹在林中常呈

直線排列及略較隆起之根部以證實之。另外，在林中所見之幼樹、幼苗發生之生育地，主要為遭受火災或沖蝕而將地表枯枝落葉層除去，土壤得以裸露之地，且在其附近具有成熟之檜木林，其次則為路旁因開路而切方與填方所造成之土壤裸露之處，以及山崩地區。由此可知，檜木更新之適當生育地必為土壤裸露之處。在配合其更新與樹冠鬱閉之關係，吾人可知檜木更新適當之環境為開闊而土壤裸露之處。

紅檜與扁柏二者天然更新能力差異極大，據調查資料顯示，扁柏天然更新似乎無間斷，而檜木林天然更新則甚為少見，以扁柏而言，林下植物為高山箭竹或灌木亦有相當之差異，在灌木型中更新之數量約為高山箭竹型之3至5倍，此極可能由於高山箭竹中枯枝落葉過厚之故，以致於缺乏暴露之礦物質土壤。紅檜林之更新狀況，依據資料顯示，其林下層為高山箭竹型與灌木型二者無甚大差異，二者數量皆甚少，無法作可靠的分析。

二、台大森林系教授郭寶章先生1992年有關天然檜木林演替與枯立倒木之相關見解如下：

(一) 檜木林之枯死概況：台灣檜木林多屬過熟林相，所謂過熟林其林木已超逾伐期林，其生長及價值均急速下降，木材陷於腐朽者。林木之枯死情形已成為資源保育上特別是森林永續經營上嚴重的問題，此問題已發生在全省各檜木林分佈林區，正迅速增加中。此外，台灣高山冷溫帶與亞寒帶地區所分佈之冷杉、雲杉、鐵杉與檜木類均應列為較高齡及長壽之針葉樹種，並多已達到過熟之階段，均亦有不同程度之枯死現象。成過熟林(over-mature forest)的生長勢大多衰退、病腐、風折、枯損嚴重，且枯損量大於生長量。

(二) 檜木枯死原因之臆測：檜木枯死之原因目前上缺少基本之研

究。作者就檜木之生長習性、生育環境及環境逆壓 (environmental stress)，及引用有關資料提供初步推測之探討。

Spurr及Barnes (1981) 謂造成樹木枯死之原因乃由於極端性逆壓所致，有強烈之乾旱、低溫、病蟲危害，以及其中若干因子交互影響。在台灣之檜木枯死原因可能以土壤條件與颱風因子較為顯著。文中引述蔣先覺 (1991) 個人意見，稱台灣在海拔1400~2800公尺中、高海拔冷溫帶林區，森林土壤可能有極育土 (ultisol)、淋餘土 (alfisol) 及灰化土 (spodosol) 之特性，其土壤中含高量之鋁及鐵之氧化物，含水量較高，質地較具黏性，通透性不良，還原作用盛行，土壤之酸鹼度偏低，腐強酸性，依日本森林土壤分類為濕性鐵型灰化土 (Pwi) 者，分佈之針葉樹種如檜木類、鐵杉、香柏、冷杉等，林木根群生育在絕對土壤深度中，則受制於林木生理的土壤深度，林木根部不易伸長達到較深之土層，因此在這種土壤下生長之高齡林木，特別在衝風地帶因遭受颱風及落山風之吹襲，常為強風搖撼而枯死形成白木林，有謂白木林為野火所造成者，可能只是部分正確。翠峰湖自然保護區位於羅東林區管理處，海拔1890公尺，為本省最大之高山湖泊，湖泊四周為大片天然檜木林，第一代林木因遭受火災焚燒，殘存枯幹形成聳立之白木林，天然更新之次帶檜木幼林漸漸成長，蔚成森林。

- (三) 枯立倒木與育林：在實施天然下種更新之際，單位面積必保留若干株成熟之檜木供為母樹或種木，以供撒播種子之用。然而在多風之區天然種樹保留必使呈群狀分佈，俾藉著林木間之相互保護而防風害。沈克夫 (1952) 即建議，檜木樹種生長緩慢，亦當多多注重其更新，在高山地區探求其天然更新之可能性。

枯立木對天然更新之下種作用已無重要性，若枯死木一旦倒伏，因樹體巨大，不但會壓死幼苗、幼樹，同時因密佈林床，將使天然下種之種子無法著土，即或能在倒木之苔蘚層上發芽暫時生長，因苗木無法入土終至無法成林，故倒木殘株之存在不利天然更新之事實，已極明顯。此外，森林中的大量枯立倒木之分佈，在乾季時尤易引起電擊或成為延燒野火之乾燥材料，在美國西部有均將枯木伐除移去以預防野火。台灣有檜木巨木遭雷擊而燃燒（拉拉山）及巨木被擊碎（棲蘭林區）之實例。

肆、檜木材質千年不腐，分解慢

一般森林林地內的粗木質物殘體（簡稱CWD），即枯立枝樁、倒木、根系等死木質物的總稱，於數年或數十年內即完全分解形成森林生態系中的養分庫，這時CWD對保持生態系中的養分平衡及生態系統的重建將起極為重要的作用，而且CWD又往往是許多樹種的更新苗床。

比較其他闊葉樹及針葉樹木材，檜木的木材內因含有特殊精油成分而極不易腐朽，留置林地上可歷經數百上千年仍堅硬不爛（推測數千年後由於物理風化，有如頑石母岩風化成土一般），其CWD分解速率緩慢，長期浪費了巨大生物量轉換為養分系統的潛力及占據天然更新苗床的空間，反而妨害了檜木林的天然更新過程。

台灣地區的檜木林極可能因為大量留置CWD無法於短期內有效轉移為養分庫，以致天然更新受阻，導致優勢闊葉樹入侵而最終演替為常綠闊葉樹林極盛相，在未來反而使檜木林被自然所淘汰。

檜木林內CWD人工整理，除可加速枯枝落葉層之有效分解以維持森林生態系的養分平衡及養分庫之迅速轉移外，如再以人工補植方式並行，由森林撫育觀點來看，均有利檜木林之更新。

伍、干擾 (disturbance) 與自然的恢復力

根據以上有關檜木林生態之敘述，可知其天然之更新不易的問題，而部分環境保團體質疑枯立倒木移除作業對生立木與林下天然闊葉樹造成傷害。事實如此嗎？在探討此一問題之前，吾人先做一簡單舉例，醫生為病患進行手術治療時，勢必就藉由手術刀從表皮、真皮、肌肉、層層劃開，以達到病疾之處加以治療。此一過程勢必對病患造成傷害，然而在毒瘤除去後，藉由病患自身細胞的再生與修補能力漸漸康復。生態體系就如同一個巨大複雜的有機體，有承受干擾與復原的能力，至於恢復的時間與程度，則必須視干擾的強度 (intensity)、空間大小 (size)、和持續時間 (duration) 而定。而就干擾類型亦可分為人為所致與天然因素之干擾；關於森林之各類行干擾理論與文獻相當多，其中包括國外對干擾的測試實驗。此不多贅言，以下就幾個常見、具代表性的干擾類型加以敘述：

一、倒木是所有森林的一個自然現象，當樹木超過一定年齡，生長、生產、代謝均降低，大體呈現老化現象。此時林木易遭受疾病或昆蟲傷害，最後終將死亡、枯倒。在倒落過程中，即會對周遭與林下其他植物造成傷害，並在森林中形成一個小的開放空間亦即所謂的林窗。像這樣的小干擾不致影響森林土壤的肥力與生產力，干擾結束後，同時林窗下的苗木因為樹木枯倒後光照、養分的大量供給而快速生長，填補林窗。故可之此一干擾現象為輕度、小型、短期的干擾並可以

迅速恢復。

- 二、颶風：颶風或暴風有時會為森林帶來大量倒木。1979年颶風侵襲加勒比海的多明尼加。對當地林木造成空前的傷害，其中42% 立木嚴重受損。儘管如此，大量的生物再生卻是快速的。颶風雖然吹倒了大樹，破壞似乎很大，他們對立地生產力和森林更新卻是很輕微的。至於留在影響波及的林窗區域內之幼木，其生長率則有增加的可能。同時，林窗內的土壤肥力沒有受到影響，而種子庫和土壤菌根也不曾受到影響（趙榮台譯，1997）。
- 三、崩塌地：因為地勢、重力、土質等多項因素，在連日大雨後常形成大小不等的坍塌地形，甚至土壤沖蝕嚴重，岩石裸露。儘管如此，許多先驅陽性樹種，尤其具有菌根的樹木，便會於崩塌地迅速萌生，接著進入演替階段，迅速成林。
- 四、野火（wild fire）：在自然情況下，雷擊常常形成森林火災，有時延燒數日，損失上千公頃，一旦火熄滅後，則干擾結束。此等類型之干擾對森林之損失雖然較大，但許多學者也認為森林火災雖然對森林造成傷害，但在森林更新與物種演替上亦有其正面的意義。非洲中南部草原，每年春天到來之前，閃電引火燎原，接著連日大雨撲滅了災害，挾著火燒後遺留的養分與雨水的滋潤，綠油油的草原快速復甦。如此先閃電後下雨的機制，使地利得以循環，物種數量得以控制，孕育了草原上形形色色的生物。
- 五、農墾：森林皆伐後進行農耕，為一長期重度干擾，如梨山果園、高冷蔬菜栽培等，對於水土保持、土壤流失以及土壤肥力之耗損頗大，即使干擾（農墾）停止，雖然終究會回復到森林狀態，但是遭受強度、長期（視農墾類型而有差別）干擾後的森林恢復速度比輕度、短暫干擾慢得多。

從上述五個例子中，可以看出干擾在自然界存在的事實與影響程度。接著可將焦點回到棲蘭山整理枯立倒木對林中常綠闊葉樹的影響，在搬運枯木材過程勢必對生立木造成不同程度的傷害，相信這是無法避免的，但是這種輕度、小型、短期的干擾，一旦干擾停止後便可迅速恢復。因此，在必要的情況下，以輕度、短暫之干擾，換取天然檜木林之更新，孰重孰輕？再者，短暫、輕微的人工處理，一旦施業結束，則檜木林得以永續，有上千年的時間林內生態可以自然演替，相信這樣的檜木林依然是天然檜木林！

陸、枯立倒木與野生動物

所謂天生我才必有用，森林中的一草一木自有其對環境的價值，諸如養分的固定；氧氣、二氧化碳循環再生。Y使生理機能停止運作後，所遺留下來的植物殘體，亦為許多野生動物所利用。甲蟲、馬陸、蛭蟪、蚯蚓、白蟻等昆蟲穿梭期間，鳥類、蜥蜴、穿山甲、野兔、蛇、山椒魚、市e來覓食或尋求棲息住所，森林中的野生動物大會在未預期中悄悄上演，枯立倒木儼然成為森林中許多野生動物的生命舞台。

野生動物對枯立倒木的利用是不容置疑的，但是根據許多研究顯示，野生動物對枯立倒木之利用與其大小、種類息息相關，例如許多昆蟲或其幼蟲對枯木種類的蛀食是有選擇性的，有些鳥類也會選擇樹材較鬆軟或經過真菌、昆蟲寄生等物理、化學作用過後的枯木築巢；小型哺乳類也會選擇大小適中的腐心樹洞棲息，洞太小，不足以掩體，洞太大則不足以抵擋掠食者。彷彿刻意巧妙安排下，野生動物得以適“材”其所，與枯木間編織出密不可分的关系。

既然野生動物對枯立倒木的利用與其種類、大小有關，那麼單就移除檜木枯立倒木同時對當地野生動物的影響為何呢？有哪些野生動物會利用檜木林枯立倒木？利用模式是否可為其他不同樹種之枯立倒木取代？對不同樹幹徑的枯立倒木在利用上有何差距呢？在談棲蘭山檜木林枯立倒木移除對野生動物的影響時，這一連串的問題是有待釐清的。依吾人淺見，可先對棲蘭山檜木林內枯立倒木於當地生態上之影響作一系列相關研究，以作為日後移除枯立倒木之依據，例如是否保留部分枯立倒木，要保留多少？同時應考量地景生態概念，是要集中保留；或是呈小嵌塊狀分散保留；抑或呈帶狀保留，讓棲蘭山檜木林更新與棲地環境保護上取得一平衡點。

柒、行動風險與管理單位的困境

對於一個事件，旁觀者可以由事件的表徵，過去的經驗與學理加以臆測，表示自己的看法與批判。然而對於整個事件，旁觀者是不需負任何責任的。相對於旁觀者，當事人對於事件內容是無法迴避的，而且還具有一定程度的責任，這就是當事人與旁觀者在面臨事件時的差別。

退輔會森林保育處為棲蘭山檜木林事件的主角之一，擔負起棲蘭山檜木林的保育工作。當棲蘭山檜木林呈現大量枯立倒木而不易分解腐爛時，檜木苗有天然更新之虞，而枯立倒木亦有遭受雷擊甚至引發森林火災的可能（該處枯立木曾遭受雷擊），故需移除枯立倒木以促進檜木林天然更新與降低火災風險。嚴格來說，這樣的敘述只是一種假說，因為它可能缺少足夠的實驗支持。但是選擇一個被懷疑的假說固然有風險，這種風險應與根本不行動的風險加以權衡以明其害，也就是考量行動與不

行動的風險。因為忽略這樣的假設可能使檜木林遭受危害，若不幸真的因雷殛引發火災，管理者可能必須接受監察單位調查是否失職，這便是管理單位所面臨行動與不行動的困境。

捌、勿讓棲蘭山檜木林事件成為制訂公共政策過程的錯誤示範 — 公共政策制訂過程的缺失與檢討

近年來台灣地區公共政策的運作不斷出現失調現象，接二連三的街頭示威和自立救濟事件，使得政府的政策及公權力的行使窘境層出不窮。正邁向已開發國家的我國，在公共政策的制訂過程上極為重視民意和民眾參與的模式。然而少數醉心街頭造勢活動者或標榜個人英雄主義的狂熱份子卻趁機利用崇高的「生態保育」口號及訴求，背後操縱或蠱惑一般民眾及青年學生認同其經過歪曲變造的不實理由，藉機打擊破壞政府的威信及盡心盡力為民服務的公務員，製造社會的動盪不安。本事件的檢討及省思如下：

- 一、保育的正確觀念是合理利用，尤其是可再生性的自然資源，保育人士被強烈誤導。民眾參與的出發點是善意的，但極容易被操縱及利用。正確的保育觀念極待學校或政府機關由上而下及由下而上的雙向強化，透過學校教育或社會教育加強宣導，提升國民對環境保護的素養。
- 二、政府的林業政策極迫切且必要重新檢討本省的木材利用需求，以及東南亞木材原料持續供應的危機感，考量我們適當的木材自給率。日本已達20% 以上，而我們台灣卻僅僅不到1% 。
- 三、台灣林業研究成果及林業相關專家學者不容被一筆抹殺

或侮辱。可悲目前學術理論被歪曲不顧，學者被點名叫陣或挑戰辱罵，焦點議題被刻意模糊。學界人士一般較為謙虛或保守，但沒有聲音或者其他沈默的絕大多數並非沒有意見參與。帶頭抗爭者以不足的專業素養及偏頗觀念包裝崇高的「生態保育」外衣，發動操縱環保團體及宗教界人士進行造勢活動。全國的人士應該明辨譴責之。

