



以銀合歡豆象進行銀合歡生物防治可行性評估

文、圖 ■ 吳立心 ■ 國立台灣大學昆蟲學研究所碩士生

吳文哲 ■ 國立台灣大學昆蟲學研究所教授

陳玄武 ■ 墾丁國家公園管理處技士

王巧萍 ■ 林業試驗所福山研究中心副研究員（通訊作者）

一、前言

銀合歡 (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit) 原產自中美洲，16世紀由荷蘭及西班牙船隊引入台灣（陳德順、胡大維，1976），主要做為家畜之飼料植物與薪炭材；1970年代為提供紙漿用材，林業試驗所亦曾引進植株高大的薩爾瓦多型銀合歡種植，台東關山附近即約有20公頃之純林，但後因造紙原料改以進口木材為主，加以銀合歡木蝨 (*Heterophylla cubana*) 的大量發生，致使多數造林地遭到棄置（陳朝圳、范貴珠，1989；Liu *et al.*, 1990）。另一方面，原本佔據大量平地面積的瓊麻繩索工業，也於1966年起逐漸被化學纖維尼龍繩索所取代，而於恆春半島遺留大面積瓊麻廢棄耕地；加以，本地農業的衰退與外來農產品的進口，更導致許多農地遭到廢耕而乏人管理，並逐漸遭到銀合歡入侵形成純林（李昭宗，2003）。

銀合歡具強大的繁殖力，為終年開花且大量結實的灌木，每年每平方公尺可生產8,000個種子，而被視為頑強的「雜草樹種」（FFTC Newsletter, 2004），並被列入世界百大

惡性入侵物種之一（Lowe *et al.*, 2000）。原生林一旦遭入侵，其生長與競爭能力便會帶給原生樹種強大的生存壓力，甚至會破壞當地的物種多樣性，最終造成無法恢復的損害（李昭宗，2003）。近年來墾丁國家公園管理處與林務局嘗試以小面積皆伐處理，配合原生樹苗或種子撒播的造林方式，期望能逐步清除恆春半島的銀合歡林。但由於銀合歡生長快速且具備龐大的地面種子庫，加以伐倒木與根株又有強大的萌蘖能力，故能搶先於造林樹種前重新建立成林，致使皆伐後造林之防治效率與結果不盡理想；而若對殘根與伐倒木進行開挖移除作業，則除了復舊成果不彰外，還導致造林地之水土流失問題。另尚有以藥劑處理使銀合歡植株枯死的方式，惟其對生態環境之影響仍有待評估。

針對此類種子庫驚人的熱帶樹種，Janzen（1970）曾指出可藉由種子獵食者（seed predator）的強大的捕食壓力，來降低母株附近子代的存活率，進而在森林成熟植株間留下一定的空隙讓其他物種來填補。Neser及Kluge（1986）則認為缺乏原生種子獵食者為

釀成物種入侵及擴張問題的主要原因之一；換句話說，若種子獵食者同時被引入新的區域，則該物種入侵與擴張問題便不致如此嚴重。

筆者等於2004年在墾丁的銀合歡果莢中發現2種蛀食其種子之甲蟲，分別為銀合歡豆象 (*Acanthoscelides macrophthalmus*) 及另一待鑑定的長角象鼻蟲科 (Anthribidae) 種類 (圖1) (吳立心等, 2007)。兩物種之幼蟲分別於不同的物候時間利用相同的食物資源。於部分研究樣區，此兩物種共同引起的種子為害率能夠超過50% (吳立心等, 未發表)。Ernst (1992) 曾證實不同種的豆象會於不同物候時期攻擊同一個果莢，且能夠破壞9~100%的子葉面積，有效減少雜草樹種之種子庫；而據我們以遭蛀食的銀合歡種子所作的發芽試驗結果證實，豆象與長角象鼻蟲都能有效破壞種子子葉，使其完全喪失發芽力。由於種子獵食者有寄主專一性的蛀食特性，使藉由食種子昆蟲成為進行生物防治以解決雜草樹種入侵與擴張問題的新希望。鑑此，本文回顧利用植食性昆蟲防治雜草樹種之相關文獻，藉以探討以銀合歡豆象與長角象鼻蟲進行銀合歡生物防治之可行性。

二、雜草樹種之生物防治

(一) 以生物防治入侵物種的優點

入侵物種的取代作用，會造成原生物種的減少、甚至滅絕，而降低該生態系的生物多樣性 (Kupferberg, 1997; Wilson, 1997)，已是眾所周知的環境問題；而遭受入侵的環境，在後續管理及棲地重建等工作上，則另需耗費

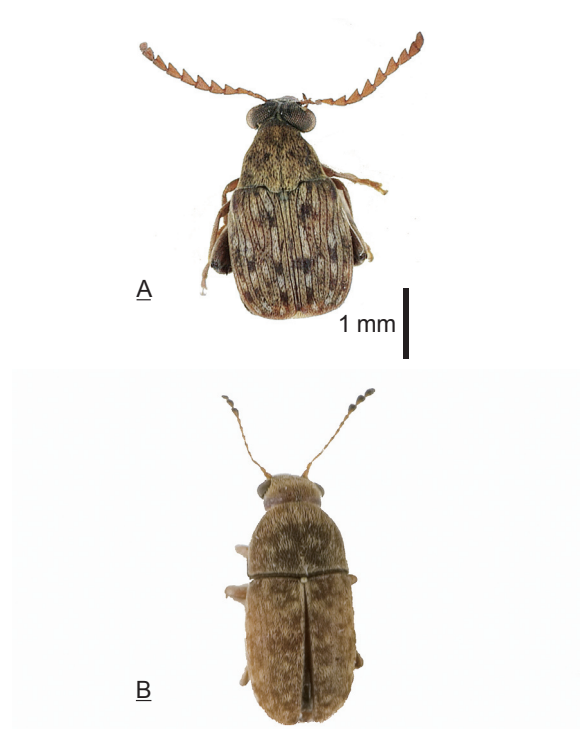


圖1 兩種蛀食銀合歡種子之甲蟲。
A. 銀合歡豆象 (*Acanthoscelides macrophthalmus*)；B. 長角象鼻蟲科 (*Anthribidae*) 之甲蟲。

大量額外的金錢。據估計入侵物種在全美所引起的環境及經濟損失，每年超過數億美元 (Pimental *et al.*, 2002)。因此針對物種入侵的問題，目前普遍多採用區域性的全面防除、撲殺 (殺蟲劑與除草劑等化學防治)、加強檢疫機制、或生物防治等對應策略。由於傳統的物理、化學性防治方法，普遍呈現效果不夠專一、影響期過長等通病，因此近年來強調專一性超高且低環境衝擊的生物防治，逐漸成為解決入侵生物問題的另一條出路與潮流。

生物防治的優勢主要在於媒介物種具備經濟、安全、對環境的衝擊小等特性。成功的生物防治不僅能夠減少長效性化學藥劑的



使用，在審慎評估對生態系影響的良好操作下，甚至能夠讓生防物種於生態系中自行繁殖、擴張，將雜草族群抑制在可接受的密度，同時本身族群量亦能維持在穩定的水平，使得防治效果得以長久延續（Hoddle, 2004）。放眼全世界，已有超過5,000個物種被引入新的區域以對節肢動物進行生物防治，而針對如銀合歡等雜草物種的生物防治也已有超過900個案例（Hill and Greathead, 2000）。

（二）適用生物防治之物種的特性

由於任何物種的引入皆會造成當地生態

系永久性的改變，因此進行雜草生物防治的程序非常繁雜、嚴謹（表1）。蒐集入侵物種之生態特性與相關文獻，確認進行生物防治的適當性後，首先需進行境外調查（Gassmann and Schroeder, 1995），而後選擇並測試生防物種（Wapshere, 1992）的適用性，最後乃大量飼養、釋放以及持續監測成效。其中最為關鍵的部分，即為評估生物防治的適當性以及生防物種的選擇。若能利用適當的天敵來防治入侵之雜草物種，才能顯著提升防治的效率。

表1 生物防治操作過程

步驟	操作細節
1. 起始	針對欲防治之雜草、相關植物以及天敵物種進行分類學、生物學、生態學、經濟學、當地與原產地分布情形之文獻回顧。
2. 確認目標雜草	決策單位開始評估步驟1. 所蒐集之資料。
3. 境外搜尋與現地調查	於雜草原產地搜尋具潛力的生防物種，另調查為害現地雜草之節肢動物與病原菌物種，並製成為害清單。
4. 雜草與天敵之生態	於原產地研究目標雜草、其親緣種及相關天敵之生態學。
5. 生防物種之寄主專一性	在欲施行生防國家之檢疫所或是境外區域研究潛力生防物種之寄主專一性。
6. 生防物種之許可	決策單位評估寄主專一性研究結果，決定是否允許進口以及現地寄主專一性試驗的必要性。
7. 進口與檢疫	允許進口後，各物種於檢疫所中飼養一代以上，以篩除物種本身的擬寄生天敵與疾病。
8. 飼養與釋放	一旦檢疫程序完成且決策單位也已發給釋放許可證，即將生防物種大量飼養、並且釋放於田間。
9. 評估與監測	持續進行田野試驗以檢視物種建立、散佈以及防治雜草物種之效果，同時進行室內試驗以協助解讀田野試驗所得之資料。
10. 持續散佈	散佈已建立族群之植物介質或生防物種聚落，來擴展生防物種的分布範圍。

資料來源：adapted from K.L.S. Harley and I. W. Forno, 1992。

一般而言，適於操作生物防治的雜草物種有下列4種特性：（1）種子沒有休眠期，地面種子庫小且種子存活期短。（2）不會進行無性生殖。（3）缺乏有效的防禦機制，如大量結實反應、二次代謝物的產生。（4）整體族群的物候整齊，以利於天敵的食物來源穩定（Neser and Kluge, 1986）。而適用於生物防治的物種則需具備對環境接受性高、能迅速的利用目標雜草為寄主以持續繁殖，以及適應性強、能在施行生物防治的區域內維持族群的穩定，並持續為害寄主等特點（Harley and Forno, 1992）。

（三）成功的生物防治實例

利用生物來防治入侵雜草的概念，雖然於近年來才逐漸受到重視，其實早在1795年意外引入印度的洋紅介殼蟲（*Dactylopius ceylonicus*）殺死大量的單刺團扇仙人掌（*Opuntia vulgaris*）事件時，就已有所紀錄（Tryon, 1910；Julien, 1982）。而實際操作的案例，則發生於1863年南印度地區，藉由人力散播感染洋紅介殼蟲的仙人掌枝條，而達到防治外來仙人掌的良好效果（Tryon, 1910）。此後DeBach於1964年將生物防治定義為「利用寄生性、捕食性天敵以及病原菌等方式，將目標物種的密度控制在低於原本之平均水平。」（McFadyen, 1998）。

目前致力於雜草生物防治的國家主要以美國、澳洲、南非、加拿大以及紐西蘭為大宗（McFadyen, 1998），其中又以南非的資料有最完整的研究與紀錄。在南非最成功的案例，是針對一種原產於澳洲的常綠灌木—哈克木

（*Hakea sericea*），利用象鼻蟲（*Erytenna consoula*）幼蟲取食寄主果實的特性，將象鼻蟲散布在族群量龐大的南開普敦省南部山區來損害哈克木的果實（Kluge, 1983；Kluge and Siebert, 1985）。此種象鼻蟲的防治效果與價值，於後續的監測調查當中得到具體的證實，最初於1975年僅僅釋放20隻甲蟲個體，但其對種子的損害率持續且迅速地上升，自1979年的39%攀升至1981年的81%。然而此案例能有如此卓越的成效，主因是由於此樹種需要仰賴林火的刺激方能萌發新一代之幼苗，因此象鼻蟲的為害率持續上升，直至林火發生才趨於緩和。根據林火後第2年之追蹤調查，子代族群密度僅餘原親代族群的10%（Neser and Kluge, 1986）。

另一個成功之案例是引進造瘿性的瘿蜂（*Trichilogaster acaciaelongifoliae*）來防治相思樹屬的長葉相思（*Acacia longifolia*），此蜂會於寄主的花苞造瘿，降低其種子產量（Van den Berg, 1980）。族群成功建立後，寄主種子之單株產量便會隨著蟲瘿感染率的上升，而有顯著的下降，同時也抑制了植物本身的生長勢（Dennill, 1985）。

（四）失敗的生物防治實例

生物防治的操作同樣會遭遇阻礙與失敗。例如針對同為相思樹屬的阿拉伯金合歡（*Acacia nilotica*）的防治，澳洲曾欲藉由原生的花生豆象（*Caryedon serratus*）及引入的生防種豆象（*Bruchidus sahlbergi*）來破壞種子存活率（Marohasy, 1995；Radford *et al.*, 2001）。但實際執行後，兩種豆象族群之建立並不



順遂，防治成效也不如預期。在後續的試驗調查中，Radford等（2001）才發現主要是因為阿拉伯金合歡的種子落入地面後，在第一時間就被廣食性的種子獵食者（如袋鼠、放牧的牛隻）吃掉了；而後這些種子雖然經過消化道隨著糞便排出，但由於這兩種豆象都無法利用糞便中的種子，因此種子不僅因大型獵食者的吃食逃離了豆象的為害，也同時因此得以向外擴散，而使豆象的生物防治效果不彰。

三、對生態系風險評估的重要性

然而自從生物防治開始實施以來，其適當性便不斷地引起討論與爭議，而其中最主要的爭議點便是在引進外來天敵的這個部分，因為引入天敵後對生態系統的影響是永久且不可逆的。因此如何審慎評估生物防治媒介對於非目標物種及整體生態系統的損害與衝擊，一直都是生物防治法所面臨的最大挑戰（McFadyen, 1998）。

（一）對稀有種的危害風險

雖然生物防治物種必須先通過寄主專一性的測試後才能引入，但仍有風險存在。例如同樣是防治入侵種仙人掌的案例，Johnson及Stiling（1996）於南佛羅里達地區發現原生的仙人掌物種，遭到距離不遠處外島上用於操作生物防治的食掌蛾（*Cactoblastis cactorum*）攻擊的現象，而使得原本數量已經相當稀少的一種叫*Opuntia corallicola*的原生仙人掌，面臨絕種的壓力（Stiling *et al.*, 2000）。雖然食掌蛾僅以*Opuntia*屬的植物為寄主，但由上面的案例顯示，寄主專一性並不能保證生物防治的

絕對安全（Louda *et al.*, 2003）；同時也突顯出針對生物防治物種擴散範圍內潛在生態風險評估的重要性（Louda and Stiling, 2004）。

（二）對其他昆蟲的干擾

除了對同屬的原生植物有危害風險外，生物防治昆蟲的引入還可能造成其他昆蟲生態的干擾。例如Louda等（1997）就曾報導指出，原本為了防治外來薊而引進美國的中部的錐形寬喙象鼻蟲（*Rhinocyllus conicus*），雖已成功的在國家公園中廣泛分布以達生物防治之效，但同時卻也降低了周遭多種原生植物種子的生產量，進而干擾了其他依賴本土薊生存的訪花性昆蟲（Louda and Arnett, 2000）。由此案例可知生物防治物種必需以鄰近區域的物種組成，來考量其「相對」的寄主專一性。周遭同屬植物的分布情形，以及其他昆蟲族群對於生物防治操作所造成環境改變的反應，也都需要加入生態風險的評估當中（Louda and Stiling, 2004）。

（三）對生態系的影響

生物防治物種所帶來負面效果的影響層面，甚至可能向上提升至群聚甚至整個生態系。例如在防治矢車菊（*Centaurea maculosa*, *C. diffusa*）的操作當中，Pearson等人（2000）發現所引進的兩種瘿蠅（gall fly, *Urophora affinis* 及 *U. quadrfaciata*），不但無法有效控制寄主矢車菊，更糟糕的是瘿蠅大量的幼蟲反而成為當地一種麩鼠（*Peromyscus maniculatus*）的最佳食物來源，而使得麩鼠的族群量因此成長為原來的2、3倍，進而導致其他小型

哺乳類族群受到擠壓，最終甚至使當地的生物群聚組成也因此而遭到改變。

不當的生物防治策略對於整體生態系的影響，小至非目標物種的損失，大至其他族群、群聚、甚至是整個生態系的改變與衝擊。雖然有文獻指出，此部分的損失，相較於生物防治所帶來的助益，顯得輕微且短暫得多（McFadyen, 1998），但是生物防治的應用，本身就如同使用一把鋒利的兩面刃，一旦執行操作，其後果往往是永久性的，因此生態風險評估可說是決策時的一大依據（Sheppard and Raghu, 2005）。若能加強事前寄主範圍的調查，將整個生態系統都作為評估的對象，而操作後能有效的持續監測生物防治與入侵物種的族群動態，將負面影響發生的可能性降到最低，方能使生物防治法成為解決入侵雜草問題的一項有力且準確的利器。

四、銀合歡生物防治的可行性

讓我們回到恆春半島銀合歡之入侵問題，十多年前葉慶龍（1994）於當地山區的植群調查中，並沒有紀錄到銀合歡植群社會；但據李昭宗（2003）依衛星遙測方法檢視其植群分布的結果發現，銀合歡儼然已於原本造林地、廢耕地等區域形成大面積的純林。雖然近年來銀合歡的分布並無明顯擴散的狀況（陳朝圳，2006），但因其大量的種子庫，強勢的萌芽力，加以具有毒他作用的含羞草素能嚴重破壞競爭對象苗木的耐旱性（呂福原等，2002），使得復舊造林與生態復育極為困難。

（一）逃脫天敵理論

造成入侵問題的植物在原產地生長時，族群量會受到某些專一性高的植食者所調控；而當該植物生長在不再受天敵抑制的新環境時，則快速繁殖擴張，而最後演變為嚴重的入侵問題，此一「逃脫天敵理論（enemy release hypothesis）」即為生物防治整體架構中最為倚重的核心理論（Hoffmann and Moran, 1988；Keane and Crawley, 2002）。以恆春半島上面積相當可觀的銀合歡純林，及我們田間調查豆象及長角象鼻蟲廣泛的蛀食情形來看，已然錯過其入侵早期生物防治的黃金時段（Neser and Kluge, 1986；李昭宗，2003）。而由上述Neser及Kluge（1986）所指出適合生物防治的植物特性來看，因為銀合歡的種子庫大且種子存活期長，加以砍伐後會迅速萌芽，因此如果單要藉由生物防治一途來防治甚至根除銀合歡的入侵與擴張，未免流於不切實際。

（二）反向操作

然而，根據呂福原等（2002）應用遙測與地理資訊系統技術監測的結果顯示，銀合歡要入侵未受干擾的天然林並不容易；而據我們近2年來在恆春半島的調查與觀察認為，銀合歡多是藉由種子隨河流或道路開發來進入新的區域，在成功建立母株後，復以大量的種子繼續擴散來建立其族群。因此，要減緩銀合歡的擴張，有效降低其種子庫是較為根本的辦法。

銀合歡豆象與長角象鼻蟲科2種都是取食銀合歡種子之優勢種甲蟲。銀合歡豆象於



人工飼養時能夠感染95%以上之種子 (Elder, 2002)；並且已於南非實地操作生物防治 (Neser, 1994)。長角象鼻蟲科甲蟲之確切種名仍尚待鑑定，與豆象利用期間不同，其幼蟲會取食未成熟之果莢，同樣能造成種子大量的損害。Moran等 (1986) 認為越多種類之昆蟲植食者，能夠於不同之物候時期為害寄主，對生物防治能有越令人滿意之成效。因此若能藉助銀合歡豆象及長角象鼻蟲等食種子性昆蟲來蛀食種子 (Neser and Kluge, 1986)，同時利用銀合歡本身種子產量龐大、終年開花結實等造成傳統防治方法成效不彰的特性，變向操作來建立穩定的天敵族群，以降低銀合歡種子的生產量與存活率，再搭配其他如伐除、更新造林等作業，逐漸將銀合歡族群量降低至可容忍的水平，是較為間接、經濟且循序漸進的方式來解決其入侵的問題，同時也可對環境的衝擊減到最低。

五、結論

對入侵物種進行管理，以減輕外來植物對原生物種及生態環境之衝擊，已是國際保育

之趨勢。銀合歡為恆春半島 (呂福原等, 2002) 及太魯閣國家公園 (劉嘉卿等, 2005) 最主要的入侵植物，雖有部分學者提議全面砍除，但以水土保持、操作技術與成本以及效果不彰的觀點來看，實難以全面施行。墾丁國家公園管理處與林務局屏東林區管理處基於生態保育、維持生物多樣性及國土保安等目的，近年來已陸續依銀合歡生育環境之差異，進行不同的伐除與整治造林計畫。而我們建議，另可利用銀合歡豆象與長角象鼻蟲對銀合歡種子之高接受性 (天然共同蛀食率已高達50%以上，人為操作或可有更佳成效) 以及適應環境等能力，配合銀合歡種子主要產期，於混生林與純林邊界有計畫地先後施放長角象鼻蟲與豆象，以有效減少銀合歡的種子產量，並持續損害樹冠層與地面種子庫剩餘之種子；再於無水土保持之虞的地方搭配伐除作業與復舊造林，應能截長補短發揮各方法之長處，將銀合歡族群逐步壓低至能與生態環境和平共生之水平之下。▲

參考文獻 (請逕洽作者)

(圖片 / 高遠文化 攝影 / 游忠霖)