

從大肚臺地竹坑北坑的土壤種子庫組成特性探討其對森林復育影響

Composition of the Soil Seed Bank and its Effects on Forest Restoration in Beikeng, Zhukeng Area of Dadu Terrace, Taichung

國立中興大學
森林學系
學士

李冠賦

Kuan-Fu Li

國立中興大學
森林學系
博士

王偉

Wei Wang

國立中興大學
森林學系
副教授

曾喜育*

Hsy-Yu Tzeng

國立中興大學
森林學系
碩士

曾勝華

Sheng-Hua Tseng

國立中興大學
森林學系
博士生

郭礎嘉

Chu-Chia Kuo

國立中興大學
森林學系
碩士生

林嘉言

Chia-Yen Lin

摘要

大肚臺地竹坑北坑地區的植被形相為森林、疏林及草生地相鑲，經常發生火燒，森林有逐漸退化的跡象。本研究以種子發芽法調查大肚臺地竹坑北坑地區樟樹人工林、相思樹人工林、大黍-馬纓丹灌叢草生地和大黍草生地等 4 種植物社會的土壤種子庫組成特性，探討種子庫與地上植被組成之關係，並在火燒後之大黍草生地以土壤擾動方式進行相思樹種子發芽試驗。試驗區土壤種子庫共記錄 899 株幼苗，共 24 種種子植物，平均種子密度約 1,816 粒/m²；種子儲量最豐富的前三科為菊科、茜草科與禾本科，出現最多種類的科為菊科(6 種)，種子儲量有 92% 為草本植物，以貓腥草、闊葉鴨舌廣莖和大黍等 3 種入侵性草本植物為優勢組成。歸化植物種數佔土壤種子庫種類 41.7%，種子儲量佔總量的 89.2%；土壤種子庫的原生木本植物僅 6 種，佔種子儲量 5.8%，以相思樹比例最高。種子密度最高的植物社會為大黍草生地(3,363 粒/m²)，其次依序為樟樹人工林(1,503 粒/m²)、相思樹人工林(1,500 粒/m²)及大黍-馬

*通訊作者，國立中興大學森林學系副教授，40227 台中市南區興大路 145 號，erecta@nchu.edu.tw

纓丹灌叢草地 (793 粒/m²)，土壤種子庫中的種子主要集中在土壤表層，和地上植被的相似性偏低，最高者為大黍-馬纓丹灌叢草地(32.3%)，最低為相思樹人工林(13.8%)。火燒後大黍草地去除大黍等草本植物並擾動土壤後，相思樹種子苗數明顯多於未處理的對照組。研究顯示歸化植物為研究區的土壤種子優勢組成，對潛在自然植群造成嚴重入侵污染，嚴重影響其森林自然恢復過程的物種多樣性。原生植物種類及種子儲量太少，即使減少火燒發生頻度，研究區亦難以恢復；人力適度介入植被更新，如鄉土樹種造林、原生植物種子或繁殖體引入，可以加速大肚臺地森林建立並增加物種多樣性。

關鍵詞：土壤種子庫、火燒、入侵植物、相思樹、復育生態學。

ABSTRACT

The physiognomic vegetation of Beikeng, the Zhukeng area in Dadu terrace, is a mosaic of forests, savannas, and grasslands. The forest has gradually degraded due to the frequent occurrence of fires. A seed germination method was used to investigate the soil seed bank composition of four plant communities, namely *Cinnamomum camphora* plantation, *Acacia confusa* plantation, *Panicum maximum*-*Lantana camara* shrub-grassland, and *Pa. maximum* grassland. The composition relationship between the soil seed bank and aboveground vegetation was investigated, and the seed germination test of *A. confusa* was performed in the soil of *Pa. maximum* grassland that was disturbed after a fire. A total of 899 seedlings were recorded as belonging to 24 spermatophytes in the soil seed bank, and the average seed density was approximately 1,816 grains/m². Most of the seeds belonged to the three families, namely Compositae, Rubiaceae, and Gramineae, and Compositae (six species) had the highest number of species. Ninety-two percent of the seed abundance was from herbaceous plants. Among them, *Praxelis clematidea*, *Spermacoce latifolia*, and *Pa. maximum*, three invasive species were the most abundant compositions. The naturalized plants accounted for 41.7% of the species composition and 89.2% of the total seed abundance in the soil seed bank. The soil seed bank had only six native woody plant species, accounting for 5.8% of the total seed abundance, of which the highest level of abundance was of *A. confusa*. The highest seed density occurred in the *Pa. maximum* grassland (3,363 grains/m²), followed by *C. camphora* plantation (1,503 grains/m²), *A. confusa* plantation (1,500 grains/m²), and *Pa. maximum*-*L. camara* (793 grains/m²). The seeds of the soil seed bank were mainly concentrated in the soil surface. The composition similarity between the soil seed bank and the aboveground vegetation was low: the highest was *Pa. maximum*-*L. camara* shrub-grassland (32.3%) and the lowest was *A. confusa* plantation (13.8%). In the *Pa. maximum* grassland after a fire, the number of *A. confusa* seedlings was significantly higher in disturbed soil than in untreated control groups. Our results revealed that naturalized plants were the dominant species of soil seeds in the study area, and these species caused serious invasion of the potential natural vegetation, which would seriously affect the species diversity during the process of natural forest restoration. Because the composition and abundance of native species in the soil seed bank were considerably low, restoration of the study area to the native forest was difficult, even when the frequency of

fire was decreased. Moderate involvement of humans in vegetation regeneration processes, such as in native tree afforestation, and the introduction of native plant seeds or propagules into the habitat can facilitate the establishment of forests and increase the diversity of species.

Keywords: soil seed bank, fire, invasive plant, *Acacia confusa*, restoration ecology.

一、前言

隨著人口增加、城市擴張和社會經濟的發展，衍生諸多生態環境問題造成自然生態系統退化現象之一的森林退化(forest degradation)，近年來在臺灣中低海拔地快速劇烈的發生。森林退化是指降低森林提供產品和服務的能力(FAO, 2002)，其原因來自人類活動(過度放牧，過度採伐等)、週期火燒干擾、病蟲害、外來植物入侵、以及其他自然干擾(颱風，雪害等等)，這些因素導致森林面積減少，或變成疏林等，進而反應在生態系的生物量降低、生物物種組成變化和土壤退化等現象；其中，火燒及外來物種入侵是近年來造成森林變化的主要原因(Hiremath and Sundaram, 2005; Keeley, 2006; Aragão and Shimabukuro, 2010; Poulos and Roy, 2015)。

由於臺灣地狹人稠，可耕之地不多，近而造成臺灣低海拔原生植群多破壞殆盡，原始森林多已不復存在；雖然臺灣國土森林覆蓋率為60.71%(林務局，2017)，但綠色資源分布嚴重不均，林地之森林覆蓋率高達93%，但山坡地及平地之森林覆蓋率卻僅有31%，足見平原地區仍須積極強化造林工作(林務局造林生產組，2004)。大肚臺地位處臺中盆地之西側，受人為開發影響甚大，現存依植被形相可區分為森林及草地，部分區域因周期性火燒形成類似疏林(savanna)的景緻(張集豪、章錦瑜，2004；蔡智豪，2005；邱清安等，2008；邱祈榮等，2012)；森林主要組成為相思樹(*Acacia confusa*)人工林或次生林，其他尚有苦楝(*Melia azedarach*)、樟樹(*Cinnamomum camphora*)等較小面積之人工林，原始森林殆無；草地以大黍(天竺草、堅尼草，*Panicum*

maximum)最為優勢(蔡智豪，2005)。其中，原產熱帶非洲的大黍為日據時期(1908年)自菲律賓引入臺灣，後因作為馬匹之牧草而廣泛栽植大肚臺地(許建昌，1975)。近年來，受到人為開墾等干擾影響，大黍成為臺灣前20種入侵危害的植物之一(蔣慕琰等，2003；張芷熒等，2008)。然而，在大黍尚未擴張前，大肚臺地疏林或草生地的草本優勢組成物種應該是原生種-白背芒(*Miscanthus sinensis* var. *glaber*)(陳明義等，1989)。因大黍比白背芒具有較高的比葉面積(specific leaf area)和光合作用速率，在水分較佳環境下生長快速及累積較高的生物量，但大黍較白背芒不耐旱，在大肚山具有冬枯特性(Ho *et al.*, 2016)。一旦發生火燒，地上部死亡後提供新的空間，讓生長比芒草迅速的大黍可以快速萌蘖拓展與產生種子進而擴散其族群；因此，可能改變其植物生態系功能外，亦增加該地區火燒頻率和嚴重性(陳秋正，1997；何承穎，2009)。大肚臺地10月至4月冬季降水較少(邱祈榮等，2004；2006；莊翌琳等，2016)，頭科山紅土礫岩地質透水性佳且不保水(何信昌、陳勉銘，2000)，以及3-5年短週期的火燒發生頻率(林朝欽等，2005)等，造就大黍在大肚臺地逐漸將白背芒競爭取代。

因大肚臺地冬季低溫且降雨少，致使大黍地上部明顯枯萎現象，加上大肚臺地的農業、公墓比鄰，道路發達等性質，一旦用火不慎或亂丟煙蒂，即易發生火燒，10月至隔年3月發生機率最高(張集豪、章錦瑜，2004；林朝欽等，2005；莊翌琳等，2016)，1997-2002年間每年平均火燒次數超過100起(張集豪、章錦瑜，2004)。相思樹林經多次火燒之干擾，逐漸被大黍草地所取代，其間雖有相思樹、細葉鰻頭果(*Glochidion*

rubrum)、羅氏鹽膚木(*Rhus javanica*)、野桐(*Mallotus japonicus*)、朴樹(*Celtis sinensis*)、構樹(*Broussonetia papyrifera*)等木本植物之天然下種,但乾季之一再火燒,致使這些小苗無法存活,終致成為以大黍為優勢之草地,而大黍亦成為火燒適存(fire-adapted)植物之一(陳秋正,1997)。受到林火干擾影響,大肚臺地森林面積從 1977 年 2,305.5 ha 至 2002 年已減少至 808.3 ha,而草地則由 1977 年 434.4 ha 至 2002 年增加到 1,755.9 ha,林火使森林退化到疏林及草地的利用型;雖然大肚山臺地的原始植被形相為森林,草地和疏林有經自然演替恢復至森林土地利用型的可能,但火燒干擾頻繁致使回復情形不明顯(邱祈榮等,2012)。

充足的良好種源是植被天然更新成功所必須具備的條件之一,而一個地區的種源組成與數量是由種子生產、種子雨(seed rain)密度、土壤種子庫(soil seed bank)的動態決定(Simpson *et al.*, 1989);其中,土壤種子庫係指埋藏於土壤中,或儲存在土壤表層具有活力子的種子組成之儲存庫(Roberts, 1981, Fenner and Thompson, 2006)。一旦森林受到干擾,土壤種子庫可快速參與植被的更新和演替(唐勇等,1999),被視為植群潛在更新的重要組成,在植被自然復育過程中扮演重要的角色(張志權等,2000;宋壺彬等,2010;Falinska, 1999)。過去研究發現,外來入侵植物通常會造成植物社會物種豐富度下降,甚至形成單一物種的社會結構(Gaertner *et al.*, 2009; Vilà *et al.*, 2011; Gioria *et al.*, 2014)。由於土壤種子庫代表過去和現在植被的記憶,很大程度上反應出由種子繁殖植物種類的再生潛力,而對土壤種子庫的了解有助於預測族群和植物社會未來動態變化;因此,欲了解入侵植物對當地生態系的影響可以透過地上部植被的改變和土壤種子庫的變化,進一步探討、確認入侵植物形成優勢的原因(Gioria and Pyšek, 2016)。

本研究針對大肚山臺地竹坑北坑地區森林、灌叢及大黍草地之土壤種子庫與地被植群調查,分析各植物社會土壤種子庫的物種組成與儲量,及土壤種子庫空間分布與地上植群的相似

性,並對大黍草地土壤進行人為擾動試驗,以了解地上植群對土壤種子庫的影響,以及土壤種子庫可供植被更新之種源特性,期能建立入侵植物和火燒等干擾後植被的演替趨勢,提供大肚山臺地森林復育參考。

二、材料與方法

2.1 研究地區概況

台中大肚臺地位於台中盆地西側,南北夾於大甲溪和大肚溪之間,南北長約 20 km,東西寬約 7 km,地質主要屬於頭嵙山層,多數為礫岩構成,少數是以砂岩、頁岩構成,礫石直徑大小可從幾公分到兩公尺以上,表層土壤主要為紅土堆積層(何春蓀,1986);礫石透水性高,紅土土壤貧瘠,保水性較差(何信昌、陳勉銘,2000)。研究區域位於大肚山竹坑北坑集水區,為中興大學附屬臺中高級農業職業學校所屬試驗地,溪谷至稜脊的海拔約在 150-200 m,雨水侵蝕嚴重,紅土層覆蓋淺薄,坡面遍佈礫石,土壤含石率高。鄰近大肚山梧棲站雨量紀錄自 1981-2010 年間,平均年降雨量為 1,347 mm,年均溫 23°C,乾濕季分明,降雨集中在夏季 5-8 月,10 月到隔年 3 月為乾季。研究區的植群形相為森林、草地以及火燒干擾形相的疏林相鑲,森林組成以人工栽植的相思樹與樟樹為主,草地優勢的地被植物為大黍;天然更新的陽性樹種如相思樹、野桐及山黃麻(*Trema orientalis*)、九芎(*Lagerstroemia subcostata*)等零星散生。

2.2 樣區設置與取樣辦法

土壤種子庫採樣時間為 2015 年 1 月 28 日,由於地上植被具冬枯特性,地上植被調查時間為 2015 年 5 月 11 日,因此時較為濕潤,可記錄較多種類的草本植物。土壤種子庫採樣和地被植群調查為相同樣區,樣區依地上部植被優勢組成區分成樟樹人工林、相思樹人工林、大黍-馬纓丹灌叢草地,以及大黍草地等 4 種植物社會,每種植物社會設置 3 個樣區,唯相思樹人工林於試驗地之面積不足設置 3 個樣區,因此只有設置 2 個樣區,共計 11 個樣區(圖 1);每個樣區大小為

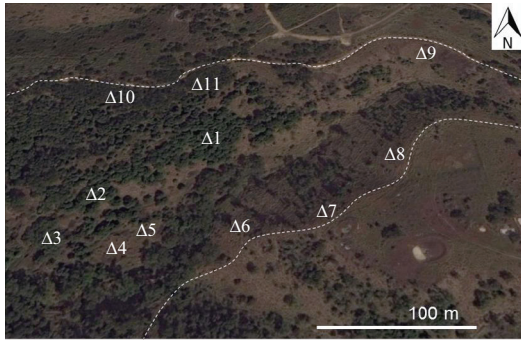


圖 1 大肚山竹坑北坑地區於 4 種植物社會中所設樣區位置圖。1-3 樣區為樟樹(*Cinnamomum camphora*)人工林，4-6 樣區為大黍(*Panicum maximum*)-馬櫻丹(*Lantana camara*)灌叢草地，7-9 樣區為大黍草地，10 及 11 樣區為相思樹(*Acacia confusa*)人工林。

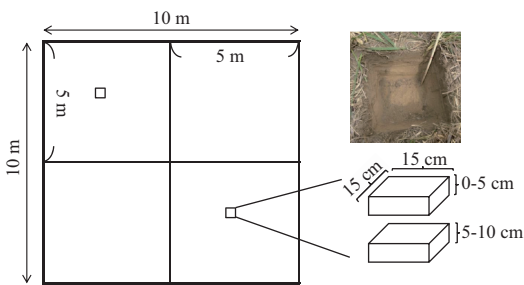


圖 2 大肚山竹坑北坑地區土壤種子庫樣區設置示意圖。

10 m × 10 m，每個樣區等分成 4 個 5 m × 5 m 的次樣區，分別於面向上坡左上方和右下方的次樣區中，隨機設置 1 個 15 cm × 15 cm 的小區，以取土工具挖取土壤，分成 0-5 cm (包含枯枝落葉層) 及 5-10 cm 深度共 2 個土層 (圖 2)，標記後分別裝入密封的夾鏈袋攜回溫室進行發芽試驗，共採 44 袋土樣，總採集體積為 49,500 cm³。地上植群的調查針對地被植物，分別記錄每個樣區內 4 個次樣區中各地被植物的覆蓋度，以了解各植物社會之地被植物優勢程度。

2.3 土壤種子庫調查

本研究採發芽試驗法。將土樣攜至中興大學北溝苗圃溫室，溫室為全日照環境，阻隔外來種子傳播進入，將土樣均勻鋪置於底部事先墊有白色不織布的 60 cm × 40 cm × 10 cm 塑膠製發芽容器中，以確保種子和土壤不會從排水孔中流失，每日定時於 8:00、12:00 及 16:00 三個時段灑水，每次灑水 5 分鐘 (湯冠臻等，2011)。自 2015 年 1 月 30 日開始發芽試驗，至 2015 年 5 月 14 日結束，每週進行觀察，鑑定發芽幼苗的種類並記錄其數量，將鑑定完的幼苗移除，避免阻礙其他種子發芽，未能鑑定的種類則移至大花盆內種植，直至可鑑定後再移除。試驗同時設置僅鋪設不織布及蛭石為對照組，以確定溫室是否有種子污染土樣。

2.4 大黍草地相思樹更新試驗

因土壤種子庫調查後，大黍草地於 2015 年 4 月上旬發生火燒，本研究於 2015 年 5 月 7 日在被火燒後大黍草地樣區 7~9 進行相思樹更新試驗；每個樣區中設置 3 個 1 m × 1 m 翻土試驗區 (土壤擾動)，以及 3 個 1 m × 1 m 未翻土 (未擾動) 的對照組，共 18 組；並於同年 6 月 2 日計數樣區中相思樹種子發芽數。土壤擾動組的試驗中，去除地上部植株，以竹筴翻動樣區土表約 5 cm 之土壤。

2.5 資料處理

本研究以種數、Simpson's diversity index 等比較植物社會間地被物種多樣性，並將地上植群地被組成的頻度 (frequency) 和覆蓋度 (coverage) 轉換為相對頻度 (relative frequency) 與相對覆蓋度 (relative coverage)，兩者加總而得之重要值 (importance value, IV)，使用 PC-ORD 5.0 (McCune and Mefford, 1999) 軟體進行降趨對應分析 (detrended correspondence analysis, DCA)。土壤種子庫在土樣種子發芽試驗過程記錄各樣區之種子苗的種類及數量。使用 One-way ANOVA 比較不同地被植群間、樣區間、以及不同土層的組成差異性，並利用 PC-ORD 5.0 軟體進行降趨對應分析。

地被植物和土壤種子庫之物種組成學名依 Flora of Taiwan II (Boufford *et al.*, 2003)為主，並依張芷熒等(2008)、Chen(2008)、Wu *et al.* (2004、2010)等記載之歸化植物名錄，區分並計算臺灣原生與歸化植物種類及比例；此外，依草本、灌木、喬木及藤本植物 4 類植物生活型(life form)進行分類，計算各生活型的種子數量。本研究利用 Sørensen 相似性指數(S; Sørensen, 1948)計算地上植群和種子庫物種間的相似程度，公式如下：

$$S = 2c / (a + b) \times 100\% \dots\dots\dots(1)$$

a 為出現在 A 區的種數，*b* 為出現在 B 區的種數，*c* 為兩區共同出現的種數。

為了解地被植物種類與土壤種子庫組成之關係，以樣區物種出現與否之定性資料，使用 PC-ORD 5.0 軟體進行對應分析(Correspondence analysis, CA)；本研究利用 Student's t-test 比較土壤擾動與否之相思樹種子苗數。

三、結果與討論

3.1 地被植群調查與分析

樟樹人工林 3 個樣區坡向分別為 130°、190°及 200°，均為南面坡，地面枯落物厚，林冠鬱閉處的草本植物分布稀疏，林冠孔隙陽光較充足處則以大黍為主要地被植物。大黍-馬纓丹灌叢草地位於接近谷底處，地勢較平緩，坡向分別為 160°、170°及 270°，樣區陽光充足缺乏植株高大的林木，地被植物主要為大黍、馬纓丹(*Lantna camara*)。大黍草生地 3 個樣區皆位於稜線附近，坡向分別為 170°、280°及 350°，陽光充足且有新種植的相思樹稚樹，無其他木本植物而僅以大黍最為優勢。相思樹人工林位於稜線附近，坡向分別為 130°及 200°，林分處於半鬱閉狀態，林冠孔隙下光線尚充足；因鄰近林道而有越野摩托車穿越林內痕跡，人為干擾較多，土壤較夯實。由於鄰近墓地，在土壤種子庫採樣後 3 個月內試驗地發生 2 次火燒，主要火燒區域為大黍草生地與大黍-馬纓丹灌叢草生地；因火燒主要為地表火，火燒後初期大部分土壤裸露，中後期大黍根系快速萌蘗，但大多數相思樹稚樹經火燒後死亡(圖

6a-d)。

大肚山竹坑北坑地區 4 個植物社會 11 樣區的地被植物物種組成共有 16 科 30 屬 31 種植物，依植物生活型區分喬木、灌木、藤本及草本植物 4 類，其中喬木 6 種、灌木 9 種、藤本 7 種及草本植物 9 種；出現最多物種的科為菊科(Compositae)6 種，其次為大戟科(Euphorbiaceae)5 種，其餘科別皆低於 2 種(表 1)；地被植群之物種組成有 31 種，其中大黍等 9 種為歸化植物(表 1)。4 個植物社會的總物種數/歸化植物種數分別為相思樹人工林 20/6 種、樟樹人工林 15/6 種、大黍-馬纓丹灌叢草生地 15/7 種和大黍草生地 5/4 種(表 1、2)。火燒擾動最頻繁的大黍草生地之地上部植物種類組成最少，而相對干擾較少的相思樹林則物種組成最多；此可能因適度干擾有助於棲地多樣化而利於物種建群，干擾頻度及強度太大時，只有適宜干擾的物種存活。

由 4 個植物社會地被層植物組成重要值比較發現(表 1)，31 種地被物中僅大黍在 4 個植物社會中均有分布，且均為重要值最高的物種，此反映大黍在大肚臺地優勢程度；除大黍外，4 個植物社會的地被主要尚有樟樹人工林以土密樹(*Bridelia tomentosa*)、馬纓丹、三角葉西番蓮(*Passiflora suberosa*)較常見，大黍-馬纓丹灌叢草生地則以馬纓丹、野牽牛(*Ipomoea obscura*)、貓腥草(*Praxelis clematidea*)、相思樹、野棉花(*Urena lobata*)為優勢，大黍草生地除了大黍絕對優勢外，偶可見貓腥草、野牽牛等，相思樹人工林地被以馬纓丹、三角葉西番蓮、竹葉草(*Oplismenus compositus*)等較優勢。

將 11 個樣區的地被植物重要值進行降趨對應分析(圖 3)，軸 1 至軸 3 變異解率分別 25.67%、11.34 和 2.16%，本研究以軸 1 和軸 2 呈現；軸 1 左邊為大黍-馬纓丹灌叢草生地及大黍草生地，右邊為樟樹人工林及相思樹人工林，顯示草生地和人工林的地被植物不同，其成因可能為干擾程度、植物對光度需求差異等；軸 2 則以大黍的數量為主要差異，大黍數量較少的大黍-馬纓丹灌叢草生地在上方，大黍數量較多的大黍草生地在下方。就干擾程度而言，大黍受火燒擾動最大，依

表 1 大肚臺地竹坑北坑地被植群與土壤種子庫組成比較表

物種名	科名	生活型	地被植物重要值						種子儲量						垂直分布(cm)	綠區頻度(number/11)	種子儲量 ²
			A ¹	B ¹	C ¹	D ¹	A	B	C	D	0-5	5-10					
山黃麻 <i>Trema orientalis</i>	榆科	喬木	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	2	2
構樹 <i>Broussonetia papyrifera</i>	桑科	喬木	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	4	1	2	5	5
樟樹 <i>Cinnamomum camphora</i>	樟科	喬木	2.9	0	0	2.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
小椴木薑子 <i>Litsea kostermansii</i>	樟科	喬木	0	0	0	1.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
相思樹 <i>Acacia confusa</i>	豆科	喬木	3.9	10	0	0	12	14	3	2	9	24	9	24	9	33	33
山葛 <i>Pueraria montana</i>	豆科	藤本	0	1.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
黃花酢醬草 <i>Oxalis corniculata</i>	酢醬草科	草本	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	1	5	1	5	5
紅仔珠 <i>Breynia officinalis</i>	大戟科	灌木	6.8	0	0	1.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
土蜜樹 <i>Bridelia tomentosa</i>	大戟科	喬木	17.4	3.5	0	9	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1
野桐 <i>Mallotus japonicus</i>	大戟科	喬木	0	0	6.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
拉香藤 <i>Mallotus repandus</i>	大戟科	藤本	3.8	0	0	7.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
高柏 <i>Sapium sebiferum</i>	大戟科	喬木	0	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
月橘 <i>Murraya paniculata</i>	芸香科	喬木	0	0	0	1.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
雙面刺 <i>Zanthoxylum nitidum</i>	芸香科	灌木	0	0	0	9.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
野棉花 <i>Urena lobata</i>	錦葵科	灌木	0	9.3	0	4.3	7	3	0	0	4	6	2	10	2	10	10
三角葉西番蓮 <i>Passiflora sibirica</i> ²	西番蓮科	藤本	10.8	0	3.8	13.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
台灣山橙花 <i>Maesa perularia</i> var. <i>formosana</i>	紫金牛科	灌木	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1
絡石 <i>Trachelospermum jasminoides</i>	夾竹桃科	藤本	3.4	0	0	4.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
武靴藤 <i>Gymnema sylvestris</i>	蘿藦科	藤本	0	0	0	4.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
雞屎藤 <i>Paederia foetida</i>	茜草科	藤本	3.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
對面花 <i>Randia spinosa</i>	茜草科	灌木	1.8	1.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
國產鴨舌蘭莖 <i>Spermacoce latifolia</i> ²	茜草科	草本	0	0	0	0	49	10	28	85	96	76	10	172	10	172	172
野薔牛 <i>Ipomoea obscura</i> ²	旋花科	藤本	6.6	24.8	7.9	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1
碗仔花 <i>Ipomoea hederacea</i> ²	旋花科	藤本	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	2	1	3	3	3
白毛鬼牡丹 <i>Clerodendrum canescens</i>	馬鞭草科	灌木	0	2.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
馬鞭丹 <i>Lantana camara</i> ²	馬鞭草科	灌木	8.7	25.3	0	18.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
龍葵 <i>Solanum nigrum</i> ²	茄科	草本	0	0	0	0	3	0	0	0	2	1	2	3	2	3	3
黃槿花 <i>Solanum torvum</i> ²	茄科	灌木	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
玉珊瑚 <i>Solanum pseudocapsicum</i> ³	茄科	草本	3.6	0	0	1.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
藍豬耳 <i>Lindernia crustacea</i>	玄參科	草本	0	0	0	0	0	1	1	3	5	0	3	5	3	5	5
大花咸豐草 <i>Bidens pilosa</i> var. <i>radiata</i> ²	菊科	草本	0	2.2	0	1.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
野高蒿 <i>Conyza sumatrensis</i> ²	菊科	草本	0	4.5	0	0	2	1	1	1	3	2	5	5	5	5	5
毛茛菜 <i>Elephantopus mollis</i>	菊科	草本	0	1.8	0	6.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
細腰草 <i>Praxelis clematidea</i> ²	菊科	草本	0	11.4	10.4	0	49	27	388	1	378	87	9	465	9	465	465
鵝仔草 <i>Lactuca indica</i>	菊科	草本	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
香澤蘭 <i>Chronolaena odorata</i> ²	菊科	草本	2.1	1.2	0	3.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
小花蔓澤蘭 <i>Mikania micrantha</i> ²	菊科	藤本	0	0	0	0	5	6	3	0	10	4	5	14	5	14	14
紫花霍香薊 <i>Ageratum houstonianum</i> ²	菊科	草本	0	0	0	0	3	10	0	0	10	3	3	13	3	13	13
鼠麴草 <i>Gnaphalium luteoalbum</i>	菊科	草本	0	0	0	0	3	2	2	1	5	3	6	8	6	8	8
紫背草 <i>Emilia sonchifolia</i>	菊科	草本	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1
台灣澤蘭 <i>Eupatorium formosanum</i>	菊科	草本	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1
榕梗蘭 <i>Dianella ensifolia</i>	百合科	草本	0	0	0	1.4	1	1	1	1	0	2	1	3	3	3	3
竹葉草 <i>Oplismenus compositus</i>	禾本科	草本	0	0	0	10.6	0	0	0	20	20	0	1	20	1	20	20
牛筋草 <i>Eleusine indica</i>	禾本科	草本	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	1	2	1	2	2
大黍 <i>Panicum maximum</i> ²	禾本科	草本	122.3	97.9	171.3	96.2	60	23	27	14	71	54	11	125	11	125	125
臺灣海壽 <i>Phoenix hanceana</i>	棕櫚科	喬木	0	0	0	1.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
合計			203	107	454	132	632	267	899								

¹A: 樟樹(*Cinnamomum camphora*)人工林、B: 大黍(*Panicum maximum*)-馬鞭丹(*Lantana camara*)灌叢草生地、C: 大黍(*Panicum maximum*)草生地、D: 相思樹(*Acacia confusa*)人工林;²歸化植物

表 2. 大肚山竹坑北坑地區的各植物社會土壤種子庫與地上植被組成摘要表

	樟樹人工林 (n = 3)	大黍-馬櫻丹灌叢草地 (n = 3)	大黍草地 (n = 3)	相思樹人工林 (n = 2)
地上植被種數(歸化植物種數/種數)	6/15	7/15	4/5	6/20
土壤種子庫種數(歸化植物種數/種數)	9/16	7/16	5/9	4/9
地上部與種子庫共有種數	4	5	2	2
地上部與種子庫種類 Sorensen 指數	25.8	32.3	28.6	13.8
平均種子密度(no./m ²)	1503.7 ± 645.0	792.6 ± 386.4	3363.0 ± 3350.9	1500.0 ± 1807.0
平均樣區種子庫種數	9.7 ± 3.8	8.7 ± 3.2	5.0 ± 1.7	6.0 ± 1.4
平均樣區種子庫種子儲量	67.7 ± 29.0	35.7 ± 17.4	151.3 ± 150.8	67.5 ± 81.3
種子庫 Simpson's diversity index	0.65 ± 0.04	0.74 ± 0.02	0.38 ± 0.34	0.73 ± 0.20

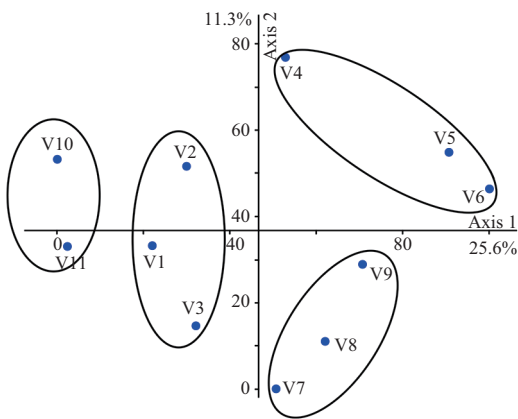


圖 3 大肚山竹坑北坑地區各樣區地被植群降趨對應分析之排序圖。V1-V3 為樟樹(*Cinnamomum camphora*)人工林樣區，V4-V6 為大黍(*Panicum maximum*)-馬櫻丹(*Lantna camara*)草地樣區，V7-V9 為大黍草地樣區，V10 及 V11 為相思樹(*Acacia confusa*)人工林樣區。

次為大黍-馬櫻丹灌叢草地、樟樹人工林與相思樹人工林。就演替階段而言，依林下地被植物組成發現，相思樹人工林下分布小梗木薑子(*Litsea kostermansii*)、月橘(*Murraya paniculata*)、雙面刺(*Zanthoxylum nitidum*)等臺灣低海拔森林下層常見耐陰性植物(王俊閔等, 2010; 王偉等, 2016)，為 4 個植物社會中演替較後期者。蔡智豪(2005)提及若排除火燒的干擾，大肚山大黍草地演替初期會出現馬櫻丹、大青(*Clerodendrum*

cyrtophyllum)、黃荊(*Vitex negundo*)等灌叢植物出現，之後朝向相思樹林發展，更進一步演替至土密樹(*Bridelia tomentosa*)、九芎為主的森林。

3.2 土壤種子庫組成

大肚山竹坑北坑的土壤種子庫發芽試驗中，扣除汙染種類繖花龍吐珠(*Hedyotis corymbosa*)及銳葉小返魂(*Phyllanthus debilis*)，總共記錄到 899 株幼苗，土壤種子庫之種子密度為 1,816 粒/m²，分屬 14 科 22 屬 24 種(表 1)。土壤種子庫出現最多種類的科為菊科共 7 種，其餘科別皆低於 3 種；種子儲量最豐富的前三科為菊科(507 顆)、茜草科(*Rubiaceae*)(172 顆)與禾本科(*Poaceae*)(147 顆)；這類種子儲量豐富的科皆為土壤種子庫常見組成，常形成持續性土壤種子庫組成(湯冠臻等, 2011; 吳博昕等, 2014; Ghebrehiwot *et al.*, 2012; Xaviera *et al.*, 2016)。土壤種子庫組成依植物生活型區分喬木、灌木、藤本及草本植物 4 類，其中以草本植物種數最多(13 種)，其餘分別為灌木(4 種)、喬木(4 種)及藤本(3 種)，種子儲量依次為草本(825 粒)、喬木(41 粒)、藤本(18 粒)及灌木(15 粒)。此地區土壤種子庫的組成主要以草本植物為主，種子儲量中有 92% 為草本植物，除了草本植物具有結實量大、質量輕、傳播容易且利於長久保存的特性外，此地區火燒頻繁，草本植物生活週期短，較容易到達繁殖年齡，在火燒跡地較佔有優勢(吳博昕等, 2014)。喬木植物種數和灌木相同，但種子儲量卻較多，其中以相思樹種子數

最多，表示相思樹種子為持續性種子庫組成，以及大肚臺地為其優勢森林植物社會組成特性。另外，試驗地土壤種子庫發現少量山黃麻、構樹、土密樹等低海拔常見的陽性樹種(湯冠臻等，2011)；整體而言，竹坑北坑土壤種子庫出現的喬木與灌木種類與台中大坑地區(湯冠臻等，2011)大致相同，但組成種類及種子儲量明顯較少。

土壤種子庫之歸化植物種類有 10 種，佔植物種類清單種數的 41.7%，種子儲量 802 顆，佔總種子儲量的 89.2%；此結果與台中大坑森林植物社會比較發現(湯冠臻等，2011)，大坑森林植物社會歸化植物佔總物種數 31%，佔種子儲量 35.75%，顯示竹坑北坑歸化植物在種類數和種子儲量皆影響當地土壤種子庫組成，此可能反映歸化植物較容易入侵人為干擾強度較大的大肚臺地。蔣慕琰等(2003)評估臺灣地區具有最高危害力的 20 種入侵植物，係以菊科和禾本科植物為主；此類歸化植物的種子通常具有小型、果實產量大，易傳播、休眠勢低、發芽潛力高，且能階段性打破休眠等特性，一旦入侵生育地容易擴展其族群進而壓迫到相同生態地位的原生族群(Westoby *et al.*, 1996；蔣慕琰等，2003；張芷熒等，2009)。再者，歸化植物多以土壤種子庫作為其更新機制，小型種子除了有利散佈和進入較深的土層，增加水平及垂直空間上的分布外，其耐儲存的種子生理特性形成持續性土壤種子庫(Westoby *et al.*, 1996; Gioria *et al.*, 2014, 2016)。

試驗區種子儲量最高的前三名物種為貓腥草、闊葉鴨舌癩舅(*Spermacoce latifolia*)與大黍，亦皆為歸化植物，合計約佔土壤種子庫儲量的 85%(表 1)。貓腥草雖然在地上植被的組成佔有比例不多，但佔有土壤種子庫所有種子儲量的一半以上，在各樣區的分布變異大(0-298 粒)；除了持續性種子庫特性外，貓腥草具較強的環境適應性(鐘軍弟等，2013；2014)、較高的種子傳播能力與發芽特性(鐘軍弟等，2016；陳文，2016；趙懷寶等，2016)，以及毒他作用等生物學特性(Wang *et al.*, 2006；林成俊等，2008)，致使入侵的生育地常呈少數物種優勢族群，降低物種多樣性(游泳等，2012，黃小榮等，2016)。比較貓腥草入侵與

否對土壤養分及微生物的影響發現，貓腥草入侵生育地 4-5 年後的土壤養分的大量損耗，土壤酶活性與土壤微生物群落功能多樣性亦降低(全國明等，2016)。除了貓腥草外，香澤蘭(*Chromolaena odorata*)、小花蔓澤蘭(*Mikania micrantha*)、紫花藿香薊(*Ageratum houstonianum*)、大花咸豐草 *Bidens pilosa* var. *radiata* 與野苧蒿 *Conyza sumatrensis* 等是大肚山臺地常見入侵菊科植物；然而，香澤蘭除了大黍草生地未調查外，在其他 3 個植物社會皆有成株或幼苗發現，但在土壤種子庫未發現其存在(表 1)；反觀小花蔓澤蘭在研究樣區地被植物雖未調查到，但其種子存於土壤種子庫中(表 1)，可能顯示著小花蔓澤蘭過去曾經在研究區或鄰近區域分布，或透過風進行長距離擴散，進而成為種子庫組成。由於小花蔓澤蘭喜光好濕潤的雜草(徐玲明、蔣慕琰，2003)，研究區為較乾燥的西南向谷地，故較香澤蘭不常見；但小花蔓澤蘭開花生產大量的種子(郭耀綸等，2002)，一旦小花蔓澤蘭伴隨雨季由種子庫發芽，仍會對研究區原生植被組成物種造成一定程度的競爭壓力。

雖然在樣區的地上植被並沒有調查到闊葉鴨舌癩舅，但在研究區的開闊地可發現植株分布，此與樣區過去的植被組成歷史及種子傳播有關。湯冠臻等(2011)調查大坑森林土壤種子庫發現，如廢耕果園、造林失敗地等次生演替後的森林即使地上部植被沒有闊葉鴨舌癩舅存在，其土壤種子庫仍存有大量的種子。吳博昕等(2014)對惠蓀林場的土壤種子庫調查中，在火燒跡地中同樣發現大量的闊葉鴨舌癩舅種子，顯示這類結實量大的草本植物，在火燒跡地演替初期的土壤種子庫佔有一定的優勢。鄭思思等(2009)研究闊葉鴨舌癩舅(闊葉豐花草)入侵的植物社會發現，一年生的闊葉鴨舌癩舅在生育地夏秋季達生長高峰，入侵生育地的土壤種子庫物種多樣性明顯下降。曹曉曉等(2013)研究闊葉鴨舌癩舅的生長繁殖特性發現，闊葉鴨舌癩舅是一種適應性強，結實量大(平均 50,793.6 粒/m²)，具有 R-對策繁殖生存策略的陽性雜草，擁有很高的入侵潛力。

本研究發現，大黍不僅是研究區優勢地被組

成，在 4 個植物社會土壤種子庫中具有豐富的種子儲量(表 1)。Solomon (2011)研究非洲史瓦濟蘭(Swaziland)放牧草生地發現，在 Bigbend 和 Simunye 兩個放牧地區 3 種不同等級放養率的土壤種子庫共鑑定 40 種植物，其中以大黍最優勢；大黍從土壤種子庫的再生恢復力較高，反映出其對乾旱後牧草的恢復具有深遠的影響。陳章和等(2001)在廣州的觀察研究發現，大黍開花期長，每一穗結實種子約 339(9 月)-635 個(7 月)；果穗的穎果逐漸成熟脫落，可持續約半年，且穎果成熟後不能立即萌發，伴隨儲存時間增加，萌發率明顯升高，儲存 260 天的萌發率約可達 50%；陳章和等(2001)歸納大黍除了具有(1)較強的繁殖和傳播能力外，(2)植株較一般草本植物高大，生長較快且具較強的競爭能力，加上(3)對生育地適應性強等生物學特性，致使大黍可以迅速擴展其族群進而入侵其他生育地。

Gioria *et al.* (2014)整理比較 18 篇文獻 58 外來植物入侵與否對土壤種子庫物種豐富度及種子密度影響的生育地，歸納出 3 個主要發現：(1) 有外來植物入侵的原生地，其土壤種子庫的物種豐富度(68%)和密度(58%)有顯著降低趨勢；(2) 大型多年生草本入侵生育地的原生和外來植物，其土壤種子庫的種類豐富度和種子密度明顯比沒有入侵的生育地來得低；和(3)被入侵的土壤種子庫常與擁有較高的豐富度(richness)或數量(abundance)的外來物種有關。檢視本研究 4 個植物社會土壤種子庫發現，土壤種子庫植物組成/歸化植物種數分別為樟樹人工林 16/9 種、大黍-馬纓丹灌叢草地 16/7 種、大黍草地 9/5 種和相思樹人工林 9/4 種(表 1 和 2)，顯示竹坑北坑試驗區各植物社會土壤種子庫組成約有一半為外來歸化植物物種組成。

然而，就土壤種子的種子儲量來看(表 2)，大黍草生地的平均樣區種子密度最高($3,363.0 \pm 3,350.9$ 粒/ m^2)，依序為樟樹人工林($1,503 \pm 645.0$ 粒/ m^2)、相思樹人工林($1,500.0 \pm 1,807.0$ 粒/ m^2)及大黍-馬纓丹灌叢草地(792.6 ± 386.4 粒/ m^2)；歸化植物在土壤種子庫儲量在各植物社會分別是大黍草地 $92.5 \pm 10.9\%$ 、樟樹人工林 $85.4 \pm$

1.4% 、大黍-馬纓丹灌叢草地 $68.9 \pm 18.9\%$ 和相思樹人工林 $68.4 \pm 11.9\%$ ，顯示大黍草生地的種子組成超過 90%是外來植物；再者，由 Simpson's diversity index 比較發現，大黍草生地的物種多樣性亦是最低的(表 2)；本研究反映出 Gioria *et al.* (2014)歸納外來植物對種子庫影響的結果。當外來植物在土壤種子庫佔有高比例種子儲量，反應出外來入侵植物對未來植群組成具有高度影響的潛能，因為在自然或人為干擾下可能促使入侵植物的種子萌發，進而如同在土壤種子庫一般迅速佔領生育地的植群優勢(Vosse *et al.*, 2008; Gioria and Osborne, 2010; Le Maitre *et al.*, 2011)。反覆干擾會使原生植群退化(邱清安等, 2008; 邱祈榮等, 2012)，或容易被其他外來植物入侵(陳秋正, 1997; Brooks *et al.*, 2004; Coffman *et al.*, 2010; Le Maitre *et al.*, 2011)，進而造成土壤種子庫的多樣性逐漸降低(鄭思思等, 2009; Witkowski and Wilson, 2001; Gioria *et al.*, 2014; Xaviera *et al.*, 2016)。

在 24 種土壤種子庫組成植物中，只有大黍、闊葉鴨舌廣舅、貓腥草、相思樹、鼠麴草(*Gnaphalium luteoalbum*)、野苧蒿(*Conyza sumatrensis*)等 6 種植物在 4 個植物社會中皆出現(表 1)；這 6 種普遍存在 4 個植物社會的植物僅相思樹為喬木且為原生樹種，其餘 5 種均為歸化草本植物。這 6 種植物中，大黍、闊葉鴨舌廣舅、貓腥草、相思樹等 4 種廣泛出現在各樣區，出現樣區頻度高達 80%以上，除了相思外，其餘皆為研究區土壤種子庫嚴重入侵植物組成。各植物社會的土壤種子庫優勢植物不盡相同(表 1)，大黍草地和樟樹人工林主要以貓腥草、闊葉鴨舌廣舅及大黍為主要組成；大黍-馬纓丹灌叢草地主要為貓腥草、大黍及相思樹；相思樹人工林則以闊葉鴨舌廣舅、竹葉草及大黍為主。

對土壤種子庫中出現物種的種類及種子數量進行降趨對應分析(圖 4)，各植物社會的土壤種子庫並不能明顯分群，大致可發現第 1 軸右側至第 2 軸下方為森林為主之種子庫組成，第 1 軸左側到第 2 軸上方為草本和灌叢草本植物社會樟樹人工林中的 2 號樣區和大黍草地中的 8 樣

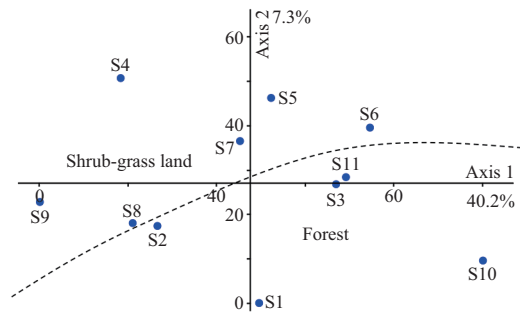


圖 4 大肚山竹坑北坑地區各樣區土壤種子庫降趨對應分析之排序圖。S1-S3 為樟樹 (*Cinnamomum camphora*) 人工林樣區，S4-S6 為大黍 (*Panicum maximum*)-馬櫻丹 (*Lantna camara*) 灌叢草地樣區，S7-S9 為大黍草地樣區，S10 及 S11 為相思樹 (*Acacia confusa*) 人工林樣；虛線右側為森林樣區，虛線左側為草地和灌叢草地。

區較相近，因其種子庫主要皆以闊葉鴨舌廣舅、大黍及貓腥草為主要組成；樟樹人工林中的 3 號樣區和相思樹人工林中的 11 號樣區較相近，因其種子庫主要皆以闊葉鴨舌廣舅、大黍及相思樹為主要組成。試驗區各樣區的土壤種子庫主要組成受到結實量大且種子易傳播的植物種類影響差異不大，而受到微環境的差異和種子傳播的隨機性影響，進而形成不同的土壤種子庫組成。

3.3 土壤種子庫與地上植群之相似性

地上植被對土壤種子庫的組成有很大的影響，然而在大多數的研究中顯示，土壤種子庫和地上植被的相似性不高(郭聳松等, 2013; Augusto *et al.*, 2001; Argaw *et al.*, 1999)，可能是受到結果季節、種子壽命、傳播方式和環境因子等因素的影響。Hopfensperger (2007) 綜覽 1945-2007 年森林、草地、濕地 3 種地上部植群與土壤種子庫物種組成相似性文獻比較發現，兩者相似性由高至低分別為草地、濕地和森林，而物種豐富度與地上部植群－土壤種子庫的相似性大小無關；再者，擾動(disturbances)是驅動生態系中群落物種組成常見的機制，森林和濕地生態系的地上部

與土壤種子庫組成相似性隨著擾動時間的增長而減少，草地則隨著擾動時間增長而增加。本研究利用 Sørensen 公式計算得到各植物社會兩者之相似性指指數皆偏低(表 2)，依序為大黍-馬櫻丹灌叢草地(32.3%)、大黍草地(28.6%)、樟樹人工林(25.8%)和相思樹人工林(13.8%)；由於灌叢草地與大黍草地在土壤種子庫採樣後發生火燒，地上部植群為火燒干擾後更新之物種組成，其地上部與土壤種子庫之物種組成相似性皆較樟樹和相思樹人工林高。

在各植物社會間土壤種子庫的水平分布差異量大，此可能與其地被植群類型和干擾程度有關。土壤種子數量最多的大黍草地相對於種子數量最少的大黍-馬櫻丹灌叢草地，種子數量的差距可達 4 倍之多；然而，這兩個植物社會之間的差異主要是由於在大黍草地植物社會中發現大量的貓腥草種子導致，在其餘物種的種子數量上差異並不大。竹坑北坑各植物社會土壤種子庫皆發現貓腥草、闊葉鴨舌廣舅、大黍及相思樹，有趣的是，比較地上植被和土壤種子庫中的組成發現(表 1 及表 2)，地被植物組成相對較優勢的馬櫻丹、野牽牛、三角葉西番蓮、土密樹及扛香藤(*Mallotus repandus*)等 5 種植物，除了野牽牛及土密樹各發出 1 株小苗外，其餘植物未發芽於土壤種子庫中，顯示這類植物在生育地中不容易形成持續性種子庫，或是種子成熟落地後立即發芽，亦或是這類植物的發芽特性使然。

然而，闊葉鴨舌廣舅和貓腥草等 2 種草本植物即使地上植被組成沒有出現，也可以在土壤種子庫發現大量的種子。不同植物的繁殖策略如種子的儲藏特性、傳播方式、土壤中存活時間差異等性質，以及植被演替歷史形成影響土壤種子庫和地上植被相似性的因素。竹葉草(*Oplismenus compositus*)為臺灣低海拔次生林或人工林等森林地被常見植物，亦是森林土壤種子庫常見組成(湯冠臻等, 2011; 吳博昕等, 2014)；竹葉草在本研究中僅出現相思樹林下，其或可作為低海拔森林或人工林中後期的種子庫組成特性代表。

樟樹人工林的 3 個樣區皆沒有發現樟樹的種子出現在土壤種子庫，在地上植群的調查中也僅

記錄 2 株樟樹小苗。許博行及簡慶德(1999)種子發芽特性研究指出，樟樹種子易被動物、鳥類取食或敗壞且發芽率不高，在適當儲藏環境的儲藏時間不可超過 1 年，否則種子逐漸劣化使發芽率下降。樟樹可能因其種子不耐長時間儲藏，且種子尺寸相對較大而難以進入土壤發芽；另一方面，樟樹種子需要較長時間的濕潤環境才能打破休眠，在大肚山不易保水的礫石及紅土並不適合發芽。竹坑北坑土壤種子庫的喬木種類僅有相思樹(33 顆)、構樹(5 顆)、山黃麻(2 顆)和土密樹(1 顆)等 4 種；其中，種子儲量最多、分布植物社會最廣的是相思樹。在種子的水平空間分布上，相思樹人工林下只有發現 4 顆種子，推測是因為相思樹人工林下有較多人為干擾，使的土壤堅實，相思樹的種子連帶果莢不易進入土壤當中。樟樹人工林及大黍-馬櫻丹灌叢草地分別發現 12 及 14 顆相思樹種子，顯示相思樹具有一定程度的種子儲存特性和散播能力。在大黍草生地植物社會的土壤種子庫當中，只發現 3 顆相思樹種子，此可能顯示著在短週期的火燒頻度下(林朝欽等，2005)，可能造成土壤種子庫中的相思樹種子儲量在火燒干擾下發芽而逐漸減少。相思樹屬(*Acacia*)種子傳播方式主要藉由風或動物傳播(Tybirik, 1997)。竹坑北坑各植物社會土壤種子庫皆發現相思樹種子存在(表 1)，除了反映相思樹種子屬於持續型種子庫特性外，相思樹的種子質量輕，種子成熟會連著果莢被風吹落，採取土樣過程即可發現許多具有種子的相思樹果莢碎片散落在各植物社會枯枝落葉層。

本研究發現，24 種土壤種子庫組成有 21 種出現在 0-5 cm，有 13 種出現在 5-10 cm，而 70.3% 的種子儲量集中在 0-5 cm 深度的土層，顯示種子儲量主要集中在土壤表層，此與許多研究結果類似(林文智等，2004；湯冠臻等，2011；吳博昕等，2014；陳勇等，2013；郭聳松等，2013；Dalling *et al.*, 1998；Argaw *et al.*, 1999)。其中，比較特別的是相思樹種子的垂直分布和多數植物相反，在 0-5 cm 深的土層中的種子只占全部的 27%；相思樹種子為正儲型(許博行及簡慶德，1999)，種子可長久保持活力，有堅硬的種皮使其保持休眠狀

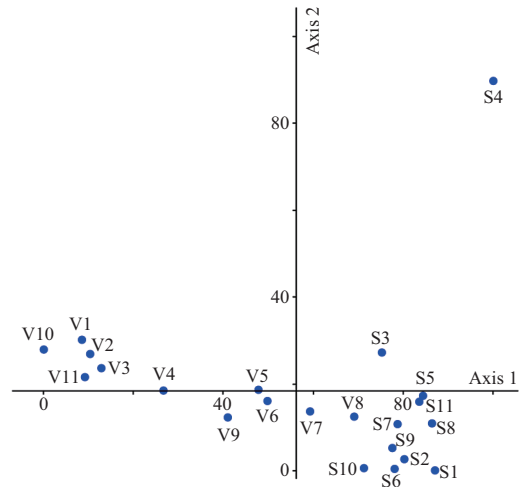


圖 5 大肚山竹坑北坑地區各樣區土壤種子庫與地被植群對應分析之排序圖。樣區符號示意如圖 3 和圖 4。

態，可能需要一定的時間，待種皮裂開或是經由破除休眠的處理使水分進入，種子才會發芽。種子需要經過長久的時間才能進入深層土壤中，或許是因為此時間的等待，而使種皮裂開進入適合發芽的狀態，需要更多的研究才能證實。Argaw 等(1999)在伊索比亞對相思樹屬植物構成的疏林進行研究中，發現 *Ac. seyal* 及 *Ac. tortilis* 這兩個樹種在深土層中，有活性種子的比例較高，但淺土層具有活性種子數還是高於深土層，和本研究結果並不全然相同。

對應分析結果顯示(圖 5)，第一軸大致將地上部植群(左側)與土壤種子庫(右側)的物種組成區分，相思樹與樟樹人工林樣區與灌叢森林樣區分布在第 1 軸的最左側，大黍-馬櫻丹灌叢草地與大黍草生地樣區依序向右排列，顯示不同地上部植群物種組成與土壤種子庫存在一定程度的差異；其中，大黍草生地樣區 7 與樣區 8 與種子庫樣區形成一群。此現象顯示火燒干擾頻度大的草生地和灌叢草生地，其少數優勢的物種組成結構與土壤種子庫相近，反映出過度干擾造成一些不耐擾動的物種在地上部植被或土壤種子庫逐漸消失，一些對擾動耐受性較強，且生活史或繁

表 3. 大肚山竹坑北坑地區大黍草生地相思樹更新試驗

樣區	7-1	7-2	7-3	8-1	8-2	8-3	9-1	9-2	9-3	合計	平均	T-test
擾動組(株)	8	11	0	2	29	10	10	20	0	90	10.0 ± 26.9	P = 0.021
對照組(株)	3	1	0	1	2	1	1	9	0	18	2.0 ± 5.7	

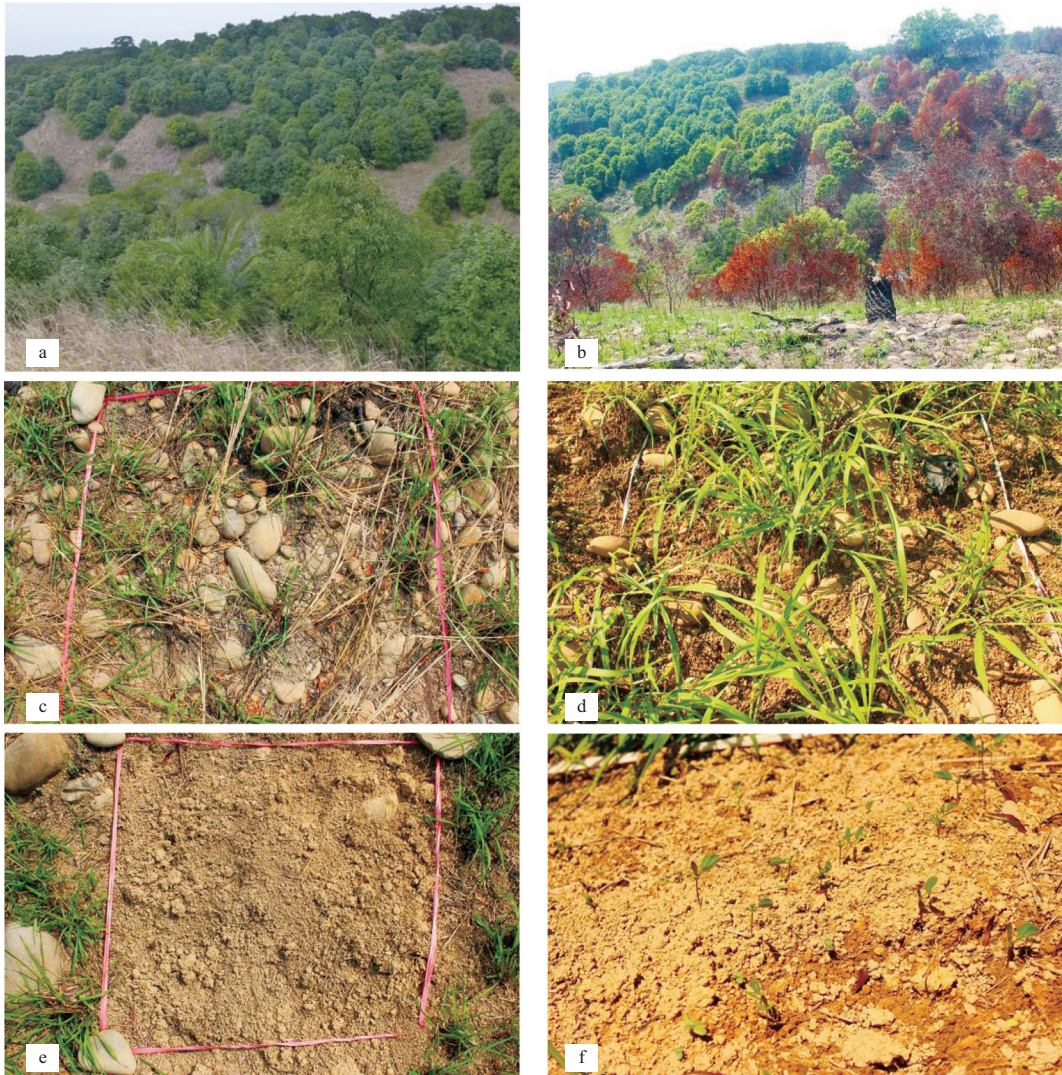


圖 6 大肚山竹坑北坑研究區概況以及土壤種子庫擾動試驗照片。a 和 b 為試驗地火燒前後照片；c 和 e 為大黍草生地相思樹更新試驗前照片(2015 年 5 月 7 日)，土壤未擾動(c)與拔除大黍加土壤擾動(e)；d 和 f 為大黍草生地相思樹更新試驗結果照片(2015 年 6 月 2 日)，土壤未擾動(d)與拔除大黍加土壤擾動(f)。

殖期較短的物種，逐漸在地被植群取得優勢，亦在土壤形成種子庫。反過來說，若利用人造林方式促進森林復育，逐步增加物種多樣性，有助於透過改變地上部植群組成逐漸抑制像大黍、貓腥草等陽性入侵植物的擴張。

3.4 大黍草生地相思樹更新試驗

大黍草生地在火燒後 1 個月進行相思樹更新試驗發現(表 3；圖 6c-f)，相思樹種子苗數在表層土壤翻動樣區(10.0 ± 26.9 株/ m^2 ；土深 5 cm)明顯高於未擾動樣區(2.0 ± 5.7 株/ m^2 ；土深 5 cm)；雖然兩個試驗所發芽的相思樹小苗數標準差都大於平均值，但此亦反應種子在土壤空間分布的不均勻特性。然而，此試驗結果比 6 個土壤種子庫樣區發芽試驗的相思樹種子密度 22.2 ± 24.3 株/ m^2 [3 株/ $6 \times (15 \times 15 \text{ cm}^2)$ ；土深 10 cm]來得低，且這 3 株相思樹種子苗皆出現在土壤深度 5-10 cm 處；若以單位體積的種子密度比較發現，土壤擾動試驗與土壤種子庫發芽試驗的相思樹種子苗差異不大。由於相思樹種子多分布在土壤較深的區域(表 1)，透過土壤擾動增加光線穿過土層可能促使 5 cm 以下的相思樹種子發芽。

Hiremath and Sundaram (2005)在印度乾旱森林研究發現，森林破碎加上人為干擾，特別是火燒導致森林退化，使馬纓丹等入侵植物的入侵性增加；而這些入侵植物可能促使火燒頻度增加，因此循環不已而形成「火燒-馬纓丹循環」(fire-lantana cycle)現象。大肚臺地植被遭干擾後形成森林破碎化，在反覆高頻度火燒干擾下，大肚臺地植被多退化演替至以外來植物優勢的植物社會，致使難以自然更新方式回復至森林景緻進而形成大黍草生地，此現象或可稱之為「fire-Guinea grass cycle，火燒-大黍循環」現象。雖然本研究發現透過土壤擾動可以增加大黍草生地的相思樹種子發芽，但如何減少或降低火燒干擾頻度才是使相思樹可以順利建立其族群的重要因子。其中，應用耐火樹種營造防火林帶來預防火災，是一項相對經濟、有效的方法；陳明義(1993)建議榕樹(*Ficus*

microcarpa)、青剛櫟(*Cyclobalanopsis glauca*)、楊梅(*Myrica rubra*)、木荷(*Schima superba*)、鵝掌藤(*Schefflera arboricola*)等是適合栽植為低海拔山區的防火林帶樹種(張集豪，2003)；此外，加強宣導農田作業和掃墓期間的用火安全，亦是減少火燒發生方法。

本研究土壤種子庫結果發現，原生植物雖佔 50%以上的種類組成，但種子儲量僅 10.8%，原生木本(喬木和灌木)植物僅 6 種，種子儲量僅 5.8%；如此低的原生植物種子庫組成，即使將火燒干擾從移除，大肚臺地亦難以迅速回復至原本臺灣低海拔物種多樣的森林樣貌。因此，透過人力介入植被更新，如鄉土樹種造林、原生植物種子或繁殖體引入，加速森林建成並增加物種多樣性(邱清安，2012；邱清安、徐憲生，2015)，似乎是大肚臺地恢復、健全其森林生態系功能的方式。

結 論

大肚臺地竹坑北坑因具有冬季乾燥的氣候特性，在火燒反覆干擾下，地被植群由森林結構逐漸退化成草生地，外來植物逐漸建立其族群。調查發現，研究區土壤種子庫以草本植物為主要組成，其中貓腥草、闊葉鴨舌蘭和大黍等入侵種為優勢種子儲量之草本植物；喬木植物僅相思樹、構樹、山黃麻和土密樹等 4 種，以相思樹的種子儲量最多。種子主要集中在土壤表層，土壤種子庫組成和地上植群的相似性不高，顯示部分地上植物可能並非以種子庫作為主要的更新方式。由於土壤種子庫是植物潛在的族群，而干擾後的植物社會的恢復過程涉及土壤種子庫中種子的萌發，種子苗的補充和群落的重建；然而，入侵植物在大肚臺地土壤種子庫的組成與數量特性嚴重影響植被恢復和未來植被結構、功能與動態。

誌 謝

本研究感謝湯冠臻先生、吳博昕先生在種子苗種類鑑定的協助。

參考文獻

1. Aragão, L.E. and Shimabukuro, Y.E., "The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD," *Science*, Vol. 328, No. 5983, pp. 1275-1278, 2010.
2. Argaw, M., Teketay, D. and Olesson, M., "Soil seed flora, germination and regeneration pattern of woody species in an Acacia woodland of the Rift Valley in Ethiopia," *Journal of Arid Environment*, Vol. 43, pp. 411-435, 1999
3. Augusto, L., Dupouey, J., Picard, J. and Ranger, J., "Potential contribution of the seed bank in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation," *Acta Oecologica*, Vol. 22, pp. 87-98, 2001.
4. Boufford, D.E., Ohashi, H., Huang, T.C., Hsieh, C.F., Tsai, J.L., Yang, K.C., Peng, C.I., Kuoh, C.S. and Hsiao, A., *Flora of Taiwan*, 2nd edition, Vol. 6. Department of Botany, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, Republic of China, 2003.
5. Brooks, M.L., D'Antonio, C.M., Richardson, D.M., Grace, J.B., Keeley, J.E., DiTomaso, J.M., Hobbs, R.J., Pellant, M. and Pyke, D., "Effects of invasive alien plants on fire regimes," *BioScience*, Vol. 54, pp. 677-688, 2004.
6. Chen, S.H., "Naturalized Plants of Eastern Taiwan," National Hualien University of Education, 2008.
7. Coffman, G.C., Ambrose, R.F. and Rundel, P.W., "Wildfire promotes dominance of invasive giant reed (*Arundo donax*) in riparian ecosystems," *Biological Invasions*, Vol. 12, pp. 2723-2734, 2010.
8. Dalling, J.W., Swaine, M.D. and Garwood, N.C., "Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest," *Ecology*, Vol. 79, No. 2, pp. 564-578, 1998.
9. Falinska, K., "Seed bank dynamics in abandoned meadows during a 20-year period in the Bialowieza," *National Park Journal of Ecology*, Vol. 87, pp. 461-475, 1999.
10. FAO, *Assessing forest degradation: Towards the development of globally applicable guidelines*, In: *Forest Resources Assessment Working Paper 177*, <http://www.fao.org/docrep/015/i2479e/i2479e00.pdf>, 2011.
11. Fenner, M. and Thompson, K., *The Ecology of Seeds*, Cambridge: Cambridge University Press, 2005.
12. Gaertner, M., Breeyen, A.D., Hui, C. and Richardson, D.M., "Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: A meta-analysis," *Progress in Physical Geography*, Vol. 33, pp. 319-338, 2009.
13. Ghebrehiwot, H.M., Kulkarni, M.G., Kirkman, K.P. and Van Staden, J., "Smoke and heat: influence on seedling emergence from the germinable soil seed bank of mesic grassland in South Africa," *Plant Growth Regulation*, Vol. 66, No. 2, pp. 119-127, 2012.
14. Gioria, M. and Pyšek, P., "The Legacy of Plant Invasions: Changes in the Soil Seed Bank of Invaded Plant Communities," *BioScience*, Vol. 66, No. 1, pp. 40-53, 2016.
15. Gioria, M. and Osborne, B.A., "Similarities in the impact of three large invasive plant species on soil seed bank communities," *Biological Invasions*, Vol. 12, pp. 1671-1683, 2010.
16. Gioria, M., Jarošík, V. and Pyšek, P., "Impact of invasions by alien plants on soil seed bank communities: emerging patterns," *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, Vol. 16, No. 3, pp. 132-142, 2014.
17. Hiremath, A. J. and Sundaram, B., "The Fire-Lantana cycle hypothesis in Indian forests,"

- Conservation and Society, Vol. 3, No. 1, pp. 26-42, 2005.
18. Ho, C.Y., Tsai, W.Y., Huang, Y.L. and Kao, W.Y., "Ecophysiological factors contributing to the invasion of *Panicum maximum* into native *Miscanthus sinensis* grassland in Taiwan," *Weed Research*, Vol. 56, No. 1, pp. 69-77, 2015.
 19. Hopfensperger, K.N., "A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems," *Oikos*, Vol. 116, pp. 1438-1448, 2007.
 20. Keeley, J.E., "Fire management impacts on invasive plants in the Western United States," *Conservation Biology*, Vol. 20, No. 2, pp. 375-384, 2006.
 21. Le Maitre, D.C., Gaertner, M., Marchante, E., Ens, E.-J., Holmes, P.M., Pauchard, A., O'Farrell, P.J., Rogers, A.M., Blanchard, R., Blignaut, J. and Richardson, D.M., "Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration," *Diversity and Distributions*, Vol. 17, No. 5, pp. 1015-1029, 2011.
 22. McCune, B. and Mefford, M.J., *PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data (Version 5.0)*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A., 1999.
 23. Poulos, L.P. and Roy, B.A., "Fire and false brome: How do prescribed fire and invasive *Brachypodium sylvaticum* affect each other?" *Invasive Plant Science and Management*, Vol. 8, No. 2, pp. 122-130, 2015.
 24. Roberts, H.A., "Seed banks in soil," *Advances in Applied Biology*, Vol. 6, pp.1-55. 1981.
 25. Simpson, L.R., Leck, M.A. and Parker, V.T., *Ecology of Soil Seed Bank*, Academic Press, INC., 1989.
 26. Solomon, T.B., "Soil seed bank dynamics in relation to land management and soil types in the semi-arid savannas of Swaziland," *African Journal of Agricultural Research*, Vol. 6, No.11, pp. 2494-2505, 2011.
 27. Sørensen, T., "A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons" *Biologiske Skrifter/Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* Vol. 5, No. 4, pp. 1-34, 1948.
 28. Tybirk, K., "Reproductive biology and evolution of the genus *Acacia*," *Bulletin of the International Group for the Study of Mimosoideae*, Vol. 30, pp. 45-53, 1997.
 29. Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. and Pyšek, P., "Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems," *Ecology Letters*, Vol. 14, pp. 702-708, 2011.
 30. Vosse, S., Esler, K.J., Richardson, D.M. and Holmes, P.M., "Can riparian seed banks initiate restoration after alien plant invasion? Evidence from the Western Cape," *South African Journal of Botany*, Vol. 74, pp. 432-444, 2008.
 31. Wang, Z.H., Christie, P., Chen, Q.B., Liu X.X., Xie, L.L., Bai, C.J. and Li, X.L., "Allelopathic potential and chemical constituents of volatile oil from *Praxelis clematidea*," *Allelopathy Journal*, Vol. 18, No. 2, pp. 225-235, 2006.
 32. Westoby, M., Leishman, M.R. and Lord, J. R., "Comparative ecology of seed size and dispersal," *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, Vol. 351, pp. 1309-1318, 1996.
 33. Witkowski, E.T.F. and Wilson, M., "Changes in density, biomass, seed banks and seed production of the alien invasive plant

- Chromolaena odorata*, along a 15 year chronosequence,” *Plant Ecology*, Vol. 152, pp. 13-27, 2001.
34. Wu, S.H., Hsieh, C.F., Chaw, S.M. and Rejmánek, M., “Plant invasions in Taiwan: insights from the flora of casual and naturalized alien species,” *Diversity and Distributions*, Vol. 10, pp. 349-362, 2004.
 35. Wu, S.H., Yang, T.Y.A., Teng, Y.C., Chang, C.Y. and Yang, K.C., “Insights of the latest naturalized flora of Taiwan: change in the past eight years,” *Taiwania*, Vol. 55, pp. 139-159, 2010.
 36. Xaviera, R.O., Aldayb, J.G., Marrsb, R.H. and Matosa, D.M.S., “The role of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf) on the seed bank of the endangered Brazilian Cerrado,” *Brazilian Journal of Biology*, Vol. 76, No. 1, pp. 256-267, 2016.
 37. 王俊閔、邱清安、曾彥學、曾喜育、呂金誠，「台中大坑地區植群之研究」，*林業研究季刊*，第 32 卷第 4 期，7-22 頁，2010。
 38. 王偉、曾彥學、邱清安、郭礎嘉、曾喜育，「火災山地區植群之研究」，*中華林學季刊*，第 49 卷第 2 期，131-150 頁，2016。
 39. 全國明、代亭亭、章家恩、徐嘉琳，「假臭草入侵對土壤養分與微生物群落功能多樣性的影響」，*生態學雜誌*，第 35 卷第 11 期，2883 至 2889 年頁，2016。
 40. 何承穎，大黍為何能在火燒後成功入侵大肚山地區，*國立臺灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所碩士論文*，臺北市，2009。
 41. 何信昌、陳勉銘，*台灣地質圖說明書*，經濟部中央地質調查所，2000。
 42. 何春蓀，*臺灣地質概論臺灣地質圖說明書*，經濟部中央地質調查所，100-104 頁，1986。
 43. 吳博昕、蔡尚惠、邱清安、王偉、曾喜育、呂金誠，「惠蓀林場土壤種子庫組成」，*林業研究季刊*，第 36 卷第 2 期，85-100 頁，2014。
 44. 宋垚彬、張奇平、良俊，「浙江天童受損常綠闊葉林實驗生態學研究(IV): 土壤種子庫在受損常綠闊葉林恢復初期中的作用」，*華東師範大學學報(自然科學版)*，第 3 卷，1-9 頁，2010。
 45. 林文智、郭耀綸、陳永修、張乃航、洪富文、馬復京，「臺灣南部多納針闊葉林土壤種子庫與森林更新」，*臺灣林業科學*，第 19 卷第 1 期，33-42 頁，2004。
 46. 林成俊、郭煥佳、龐淇尹，「入侵植物假臭草化感物質的分離及鑑定」，*安徽農業科學*，第 36 卷第 9 期，3497-3498 頁，2008。
 47. 林務局，「(一)臺灣森林面積」，第四次資源調查，森林資源調查成果，<https://www.forest.gov.tw/0001492>，2017。
 48. 林務局造林生產組，「平地森林資源多目標永續利用策略」，*農政與農情*，第 140 期，<http://www.coa.gov.tw/ws.php?id=6112>，2004。
 49. 林朝欽、邱祈榮、陳明義、蕭其文、曾仁鍵，「大肚山地區林火危險預測模式之推導」，*中華林學季刊*，第 38 卷第 1 期，83-94 頁，2005。
 50. 邱祈榮、薛怡珍、劉宇安、賴彥任，「台中大肚山臺地土地利用及地覆變化趨勢之分析」，*都市與計劃*，第 39 卷第 1 期，25-50 頁，2012。
 51. 邱祈榮、曾仁鍵、黃文達、楊棋明，「大肚山氣候因子對衛星遙測天竺草亮度指數(BRI)之灰關聯分析」，*作物、環境與生物資訊*，第 1 卷第 3 期，207-214 頁，2004。
 52. 邱祈榮、曾仁鍵、楊棋明、黃文達，「灰系統理論在生物學之應用：(5)大肚山氣候因子對其林火頻率與面積之灰關聯分析」，*作物、環境與生物資訊*，第 3 卷，355-360 頁，2006。
 53. 邱清安，「復育生態學之初探」，*中華林學季刊*，第 45 卷第 2 期，289-297 頁，2012。
 54. 邱清安、王志強、呂金誠、林博雄、曾喜育，「臺灣半乾旱區域與潛在疏林植群之探討」，*臺灣林業科學*，第 23 卷(Supplement)，S23-36 頁，2008。

55. 邱清安、徐憲生，「面對退化地之抉擇：被動的自生演替恢復 vs. 主動的人為生態復育」，林業研究季刊，第 37 卷第 2 期，85-98 頁，2015。
56. 唐勇、曹敏、張建侯、盛才餘，「西雙版納熱帶森林土壤種子庫與地上植被的關係」，應用生態學報，第 10 卷第 3 期，279-282 頁，1999。
57. 徐玲明、蔣慕琰，「小花蔓澤蘭與蔓澤蘭發芽及營養生長之比較」，植物保護學會會刊，第 45 卷，321-328 頁，2003。
58. 張芷熒、曾喜育、呂金誠、曾彥學，「臺灣地區歸化植物之侵略性評估系統建立」，林業研究季刊，第 30 卷第 4 期，29-40 頁，2008。
59. 張集豪，大肚山防火植栽帶建立之研究，東海大學景觀學系碩士論文，2003。
60. 張集豪、章錦瑜，「大肚山地區火燒與植被關係之研究」，林業研究季刊，第 26 卷第 4 期，1-10 頁，2004。
61. 曹曉曉、柴麗君、蔡曉夢、曹佩霞、季來曉、潘志銘、陳賢興、丁炳揚，「外來入侵植物闊葉豐花草的生長與繁殖特性」，溫州大學學報(自然科學版)，第 34 卷第 2 期，29-35 頁，2013。
62. 莊翌琳、蘇潘、林昭遠，「大肚臺地野火風險評估模式建置之研究」，水土保持學報，第 48 卷第 2 期，1681-1696 頁，2016。
63. 許建昌，臺灣的禾草，台灣省教育會，南投市，1975。
64. 許博行、簡慶德，全民造林運動經濟樹種簡介，行政院農業委員會，37-40，62-64 頁，1999。
65. 郭聳松、劉琳、李玉靈、劉鵬、張麗璋，「冀北山地華北落葉松人工林和油松天然林不同坡位土壤種子庫研究」，河北農業大學學報，第 36 卷第 3 期，55-60 頁，2013。
66. 郭耀綸、陳志遠、林杰昌，「藉連續切蔓法及相剋作用防治外來入侵的小花蔓澤蘭」，台灣林業科學，第 17 卷第 2 期，171-181 頁，2002。
67. 陳文，「粵東 6 種菊科植物種子萌發的生物學零度和積溫」，西北師範大學學報(自然科學版)，第 52 卷第 4 期，93-98 頁，2016。
68. 陳明義，清水鰲峰坡地耐火綠帶之建立。行政院農業委員會，1993。
69. 陳明義、林昭遠、呂金誠，「野火對惠蓀林場杜鵑嶺植群之初期影響」，中興大學實驗林森林系所研究報告，第 10 卷，11-28 頁，1989。張志權、束文聖、藍崇鈺、黃銘洪，「引入土壤種子庫對鉛鋅尾礦廢棄地植被恢復的作用」，植物生態學報，第 24 卷第 5 期，601-607 頁，2000。
70. 陳勇、劉海姣、張勁峰、耿雲芬，「西南樺人工林與天然林土壤種子庫特徵初步比較」，林業調查規劃，第 38 卷第 2 期，20-26 頁，2013。
71. 陳秋正，天竺草族群生態之研究，國立中興大學植物學系碩士論文，臺中市，1997。
72. 陳章和、李小芳、黃茂雅、週先葉，「外來植物堅尼草生態學研究」，生態科學，第 20 卷第 1-2 期，37-40 頁，2001 年。
73. 游泳、胡進鋒、陳峰、王俊、王長方、傅建煒，「福建東南沿海假臭草對雜草群落及其生物多樣性的影響」，福建農業學報，第 27 卷第 8 期，841-846 頁，2012。
74. 湯冠臻、曾彥學、曾喜育、呂金誠，「臺中大坑地區次生林土壤種子庫組成之研究」，林業研究季刊，第 33 卷第 1 期，35-48 頁，2011。
75. 黃小榮、龐世龍、申文輝、侯遠瑞、何峰，「廣西喀斯特地區假臭草入侵群落的草本植物多樣性及其影響因素」，應用生態學報，第 27 卷第 3 期，815-82 頁，2016。
76. 趙懷寶、羊金殿、黎明，「15 種雜草的種實特徵及萌發特性研究」，種子，第 35 卷第 8 期，83-87 頁，2016。
77. 蔡智豪，台中大肚山竹坑北坑樣帶四年內植群分佈與環境因子相關性研究，靜宜大學生態學系碩士論文，臺中市，2005。
78. 蔣慕琰、徐玲明、袁秋英、陳富永、蔣永正，

- 「台灣外來植物之危害與生態」，小花蔓澤蘭危害與管理研討會專刊，97-109 頁，2003。
79. 鄭思思、戴玲、林培、陳賢興、丁炳揚，「闊葉豐花草入侵群落物種組成及其土壤種子庫季節動態」，浙江大學學報(農業與生命科學版)，第 35 卷第 6 期，677-685 頁，2009。
80. 鐘軍弟、周宏彬、劉鐸棟、袁長春、李先琨、劉晚苟，「3 種菊科入侵植物白花鬼針草、勝紅薊和假臭草的種子生物學特性比較研究」，雜草學報，第 34 卷第 2 期，7-11 頁，2016。
81. 鐘軍弟、邱鳳球、馬生健、袁長春、陳燕、李先琨，「不同生境下入侵種假臭草葉片的氣孔特徵」，生物安全學報，第 22 卷第 3 期，181-186 頁，2013。
82. 鐘軍弟、徐意媚、曾富華、劉晚苟、陳燕、劉金祥，「不同生境下假臭草生長特徵分析」，廣西植物，第 34 卷第 1 期，68-73 頁，2014。

收稿日期：民國 106 年 9 月 12 日

修正日期：民國 106 年 11 月 25 日

接受日期：民國 106 年 12 月 6 日