

RES077

保育研究報告第77號



RES077

(39.P)

生態保育協會

合作

墾丁國家公園主要植群火燒後消長之研究

陳明義 呂金誠 林昭遠

內政部營建署墾丁國家公園管理處

中華民國八十年六月

目 錄

摘要	1
一、前言	2
二、調查地點與方法	3
三、結果與討論	6
四、結語與建議	24
五、參考文獻	25
英文摘要	28
照片	29

摘 要

墾丁國家公園火燒發生的頻度，每年當在十次以上。火燒發生的季節以12月至翌年 4月間為主，多爲人爲引發，如遊客亂丟煙蒂、焚燒冥紙、引火整地不當等。

發生火燒之植群以龍坑地區之林投及草生地最多，而極相的闊葉林則少發生。每次焚燒的面積多在0.1~1公頃之間，造成小面積的鑲嵌，此或有助於植群歧異度之維持。火燒發生後，表土溫度的日夜變化極大，此顯著影響生物活動。以林投在火燒後恢復的速度而言，當可在火燒後三年左右恢復舊觀。唯因枯枝落葉的大量累積，推測其火燒發生的週期，當在五年左右。

以公園內人工造林地火燒後各樹種的致死及萌櫟情形而言，木麻黃顯然並非理想的造林樹種；同時以保育的觀來看，木麻黃也可能對本地樹種造成相當的衝擊。因此建議爾後在此等地區造林，樹種的選擇應以原生的海欖果、欖仁、水黃皮或血桐等爲考慮的重點。

龍坑保護區林投生育地之土壤在火燒後，灰分中之磷素在雨水之淋洗下當能快速地被洗入土層而往下層土壤運移，可加速磷肥在此生態系之循環，其雖可減低火燒後大量之磷肥隨著灰分或表土被強風吹離生態系。但林投植群火燒後，未致死植株之根系若不能於短時間內恢復對磷之吸收，或是植群死亡後，他種植物入侵較慢，皆可能造成磷肥被洗入地下水層，隨地下水流失。

引起植群火燒的原因很多，諸如閃電、隕石、火山爆發、落石等所引起的火花，以及人爲活動所引發的火燒等。火燒的發生，影響了生育地土壤的理化性質、枯枝落葉的累積、植物的適應性等。野火亦影響植群的建立、組成、演替與歧異度，以及野生動物的棲地與族群。因此火燒可說是影響植物社會消長最重要的干擾因子之一。

對於野火這個生態因子所擔當的角色，目前在國外有許多研究報告發表。野火在國家公園中所擔當的角色，以美國黃石公園爲例，以往一直秉持的原則是：『自然發生的野火，因其爲自然生態因子之一，應任其自然熄滅；但人爲引起之火燒，則應加以撲救』。唯發生於1988年6月至9月的大火暴(firestorm)，一度使此種原則廣受非議，而深受考驗。雖然目前國家公園當局仍相信，此一原則並沒有錯，但當時卻也不得不遵從輿論的壓力，投入大量的人力和物力來加以搶救，然因火勢實在太大，仍然無法收拾，所幸九月底的及時大雨和大雪，終將大火撲滅。總共約焚燒四十萬公頃，救火的費用多達一億二千萬美元。黃石公園大火之後續影響以及“野火不救”的哲學已爲全球所重視。臺灣地區，由於人口密集，野外活動頻繁，因人爲引火不慎所導致的野火，對國家公園的保育經營更造成了相當之壓力。如龍坑保護區，幾乎每年均會因掃墓焚燒野草、焚燒冥紙、放牧、濫墾等而引起火燒。國內有關國家公園之野火研究尚缺，本研究特就野火對墾丁國家公園植群之影響加以探究，以作爲國家公園經營保育之參考。

墾丁國家公園東南端的龍坑海岸地區因具特殊的崩崖景觀與植群而被劃定爲保護區。林投爲龍坑海岸之優勢植物。龍坑之土壤概由珊瑚礁石灰岩風化而成，土壤中所富含之鈣常影響其他營養元素之有效性，尤其是磷肥，其於石灰質土壤中多爲難溶性之磷酸三鈣，不易移動。植群受火燒焚燬後，灰分中大量之磷素若不能被淋洗進入土層中，因瀕臨海岸地區，在東北季風強勁之吹襲下，極易隨著灰分而飛失。本研究亦以龍坑地區林投生育地之火燒個案，探討火燒後土層中養分之運移情形，並以管柱模擬分析石灰質土層中腐植酸對磷肥運移之效果，以供海岸林火燒後經營之參考。

二、調查地點與方法

(一)、調查地區

本研究計劃之調查範圍，擬包括龍坑林投植群與木麻黃林以及南仁山區闊葉樹林等地火燒後之調查與分析，並將注意其他地區之火燒個案，隨時設置永久樣區，加以觀察和分析。配合火燒之發生，目前已進行調查之地區包括龍坑與南仁鼻等地，茲將兩地之概況簡述如下：

1、龍坑保護區：

龍坑保護區位於北緯 $21^{\circ}54'30''$ ，東經 $120^{\circ}51'30''$ 附近，即臺灣最南端岬角之東邊，略呈南北向長帶形，東邊與南邊瀕臨太平洋，西接旱作農地，北界東西向小路，總面積約為41公頃，海拔最高達46公尺。土壤屬紅柴坑系，殆為石質土。沿海為裙狀珊瑚礁所環繞，於陡坡及懸崖之後，為隆起之高位珊瑚礁臺地。由於海浪衝擊與重力作用，臺地之珊瑚礁石灰岩逐步向下及向外破裂崩落，造成裂溝及狹谷，溝谷可深達二十公尺以上。

根據附近中央氣象局恆春測候站之氣象資料(表 1)顯示，全年平均溫度約為 24.9°C ，最低溫為一月份之 20.3°C ，最高為七月份之 28.3°C ，年溫差不大。年降雨量平均為 2,053.2公釐，集中於夏季，冬季乾旱缺水，濕、乾季分明。年蒸散量高達 1,794.0公釐，東北季風盛行於十月至翌年三月，強烈季風且附攜大量鹽沫或鹽霧，漫襲整個海岸生態系。

表 1. 恆春測候站1967~1988年之主要氣象資料

	一月	二月	三月	四月	五月	六月	七月	八月	九月	十月	十一月	十二月	平均
平均氣溫($^{\circ}\text{C}$)	20.3	21.0	22.8	25.1	27.0	27.8	28.3	27.8	27.4	26.2	23.8	21.4	24.9
相對濕度(%)	73	74	75	75	79	84	84	84	80	75	71	71	77
降水量(mm)	26.1	24.9	22.5	41.0	178.5	329.7	387.6	521.8	313.4	144.1	46.9	16.7	2053.2
蒸發量(mm)	128.2	130.5	161.3	171.8	170.3	142.4	156.6	138.7	139.6	165.2	153.4	136.2	1794.0
平均風速(m/s)	4.5	4.1	3.6	3.2	2.6	2.6	2.8	2.7	2.9	4.5	5.4	5.0	3.6

依據 C. W. Thornthwaite(1948)之氣候分類法(表 2、表 3)，本區之濕度指數(Ih)爲54.25，乾燥指數(Ia)爲 39.82，氣候型屬於『B1A'w2a'』型，即『熱帶潤濕，冬季大量缺水，有效溫度不集中於夏季』。加上季風的盛行，因此本區的原始植群屬於典型的熱帶季風雨林的植群。

表 2. 恆春之水分平衡表(單位：mm)

項 目	一月	二月	三月	四月	五月	六月	七月	八月	九月	十月	十一月	十二月	總計
可能蒸發量	128.2	130.5	161.3	171.8	170.3	142.4	156.6	138.7	139.6	165.2	153.4	136.2	1794.2
降 水 量	26.1	24.9	22.5	41.0	178.5	329.7	387.6	521.8	313.4	144.1	46.9	16.7	2053.2
貯水變化量	0.0	0.0	0.0	0.0	8.2	1.8	0.0	0.0	0.0	-10.0	0.0	0.0	0.0
土壤貯水量	0.0	0.0	0.0	0.0	8.2	10.0	10.0	10.0	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0
實際蒸發量	26.1	24.9	22.5	41.0	170.3	142.4	156.6	138.7	139.6	154.1	46.9	16.7	1079.8
缺 水 量	102.1	105.6	138.8	130.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.1	106.5	119.5	714.4
剩 水 量	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	185.5	231.0	383.1	173.8	0.0	0.0	0.0	973.4

表 3. 恆春之氣候型

需水量 (mm)	夏季需 水之%	降水量 (mm)	剩水量 (mm)	缺水量 (mm)	剩水對 需水%	缺水對 需水%	潤濕 指數	氣候型
1794.2	26.2	2053.2	973.4	714.4	54.3	39.8	30.4	B ₁ A'w2a'

而在龍坑的局部區域，由於受到季風、乾旱、鹽分等因素之影響，所孕育之植群組成與形相異於內陸植群。其植群組成，根據距海之遠近、地形與土質差異及人為干擾等，將之概分為七種植物社會類型，即臨海礁岩植物社會、狹谷海岸林社會、珊瑚碎屑植物社會、林投灌叢社會、草生地植物社會、濕生地植物社會、旱作地植物社會。其中除旱作地與草生地外，其餘均屬較自然之植被。

龍坑地區在冬、春之交為乾早期，同時因區內及西緣尚分布農地、牧地及墓塚，平時燒除野草、放牧活動，以及掃墓或新葬之焚燒冥紙，均極易引發野火。加上林投灌叢下懸垂大量枯葉，可燃性甚高，火燒一旦引發，迅速蔓延全區，無法控制。

2、南仁鼻地區：

南仁鼻地區位於墾丁國家公園的東北角。土壤屬於黃棕色磚紅化土，並略具灰化土。氣候屬於熱帶濕潤氣候。在臺灣南部，雨量一般均集中於夏季，屬於熱帶夏雨型氣候，全年雨量有80~90%，集中於夏季，冬季之東北季風期間，雨量僅佔10~20%。然南仁鼻因位於恆春半島的東側，在冬季東北季風期間，由於迎風坡地形雨之影響，雨量遠較半島的西側為豐沛。因此其植物種類，亦與半島西側差異相當大。在本區之森林以常綠闊葉樹林為主，而恆春半島的西側，因背風，冬季乾燥，出現許多落葉性樹種，與參雜其間的常綠闊葉樹，形成半落葉性的闊葉樹林。

(二)、植物調查方法：

1、對照區植群調查與分析：調查火燒跡地臨近未被火燒之植群組成，以作為火燒後植群消長分析之參考。調查項目包括：植物社會之組成種類、各組成植物種類之優勢度、出現頻度以及密度等。並將之化成相對值，合為重要值指數，再以植物社會相似值指數，分析各植物社會之相似性。

2、植群火燒後植物社會組成之長期觀察與分析：火燒後設置永久觀察樣區，長期定期調查其植物社會組成，以了解各演替階段植物組成之改變情形。調查項目與前者相同。

3、林木火燒致死率、萌蘗性及火燒後下種情形之調查：於火燒後第一個生長季節調查各植物種類之火燒致死情形及萌蘗情形，同時定期調查其下種情形，以作為分析植群火燒後消長之參考。

4、植物相關性之分析：選擇植群中出現之優勢種類，統計其在各樣區中之出現情形，並以2×2關連表分析其相關性，以作為植群各演替階段分析之參考。

(三)、土壤調查方法

龍坑林投生育地於1988年 7月底發生火燒，依火燒與否及不同時間，分別採取上層(0~5^{cm})、中層(5~15^{cm})、下層(15~30^{cm}) 等三種不同層次土壤，分析其化學性質。土壤質地以比重計法分析。pH值採水與土為1:1 (重量比)之混合液用pH計測定。有機質以重鉻酸鉀氧化滴定。有效性磷依 Bray No.1法測定。交換性陽離子(K、Na、Ca、Mg)用中性醋酸銨溶提。萃取性微量元素(Fe、Mn、Zn、Cu)以0.1N HCl萃取而得。

另以通過 40mesh 篩之下層土樣為填充物質(packing material)，再以當地土壤團粒所萃取出之腐植酸，進行管柱色層分析，藉以瞭解龍坑土壤中腐植酸各組成物對磷肥運移之影響。土壤腐植質之萃取係依據國際腐植質學會(International Humic Substance Society, IHSS)建議之方法(Aiken, 1985; Leenheer, 1985 ; Swift, 1985)，依序以0.1M HCl及0.1M NaOH萃取土壤團粒中之腐植質。

三、結果與討論

(一)、近年來墾丁地區火燒記錄

墾丁國家所屬區域，由於每年自十月起至翌年的五月期間，雨量顯著減少，成為明顯的乾季，加上落山風的肆虐、遊客的亂丟煙蒂，以及掃墓、整地等，而使本區極常發生火燒，以下僅就筆者近年來從報紙及在本區進行調查工作所記錄到之火燒資料整理如表 4，以供參考。龍坑為最常發生火燒之地區。民國80年 4月 1日早上11點至下午 5點之間，公墓與保護區間之林投林與造林地約有5公頃被燒燬。同年 6月7日，管制站與保護區間約10公頃之林地又被燒燬，由早上9點延燒至下午5點，連管制站亦被波及，算是墾丁公園近年內所發生之最大火燒。

表 4. 近年來墾丁地區部分火燒記錄統計表

發 生 日 期	發 生 地 點	火燒面積	可能原因	備 註
74. 4. 30	車城海口沙漠	約 2 公頃		
74. 4. 30	九棚雞木林	約 1 公頃		
76. 3. 21	龍坑林投林	約 6 公頃		約 12:00 發現, 22:00 熄滅
78. 7. 23	龍坑林投林	約 1 公頃		約 9:00 發現
79. 1. 3	龍坑林投保護區西側	約 0.3 公頃		
79. 1. 3	香蕉灣海岸林南邊	約 1 公頃	煙蒂	約 14:00 發現, 15:30 熄滅 於 1990 年 12 月初又燒一次
79. 3. 13	風吹沙下側沙生地	約 0.5 公頃		約 18:00 發現, 19:30 熄滅
79. 3. 15	貓鼻頭旁林投火燒	約 1 公頃		約 18:00 發現, 20:00 熄滅
79. 4. 6	新辦公室南側	約 0.5 公頃		
79. 4. 6	貓鼻頭	約 0.2 公頃		
79. 4. 6	佳洛水	約 0.3 公頃		
79. 4. 6	鵝鑾鼻(文琪飯店)	約 0.2 公頃		
79. 4. 6	龍坑林投林	約 0.2 公頃		
79. 4. 6	車城			
79. 12. 4	龍坑管制站右側	約 10 公頃		
79. 12. 3	新辦公室北側	約 0.15 公頃		
79. 12. 25	北龍坑南側	約 0.15 公頃		
79. 12. 25	北龍坑北側	約 0.15 公頃		
80. 1. 9	鵝鑾鼻林投灌叢	約 0.02 公頃		
80. 1. 11	龍坑墳地北側草地	約 0.3 公頃	引火整地	約發生於 9:30, 12:00 熄滅
80. 2. 8	龍坑路邊	約 0.01 公頃		
80. 2. 9	龍坑墳基地	約 0.2 公頃		
80. 2. 10	帆船石附近	約 0.1 公頃		
80. 2. 16	龍坑林投與草地	約 0.2 公頃		
80. 3. 31	貓鼻頭公園斷崖下 林投林	約 0.3 公頃	煙蒂	
80. 4. 1	龍坑公墓旁林投及 造林地	約 5 公頃		11:00 延燒至 17:00
80. 4. 3	管理處後側廢耕地	約 0.4 公頃		
80. 4. 4	龍坑墳基地	約 0.1 公頃	掃墓	
80. 6. 7	龍坑保護區與管制 站間	約 10 公頃		9:00 延燒至 17:00

(二)火燒後土壤溫度調查

龍坑林投保護區西側，於79年1月3日發生火燒，為了解火燒對其土壤溫度的影響程度，分別於 3月11日及 4月28日用可攜式多頻溫度計，測量火燒區與對照區之土壤溫度情形，結果如圖 1、圖 2、表 5 及表 6：

表 5. 龍坑草生地火燒與未火燒對照區之土壤溫度情形
(測量時間：1990年3月11日09時19分至16時39分，
每10分鐘測量一次，共計測量44次)

	平均	最高	最低	變域
氣溫	32.5	34.7	29.0	5.7
火燒區	33.1	38.8	25.4	13.4
對照區	26.1	27.8	20.3	7.4
差異	7.0	11.4	3.3	8.2

表 6. 龍坑草生地火燒與未火燒對照區之土壤溫度情形
(測量時間：1990年4月28日15時31分至16時11分，
每10分鐘測量一次，共計測量5次)

	平均	最高	最低	變域
氣溫	31.4	31.8	30.8	1.1
火燒區	34.6	35.6	33.8	1.7
對照區	32.2	32.7	31.7	1.0
差異	2.4	3.2	1.6	1.6

在火燒後二個月，地被植物已大致恢復舊觀，但由表 5可發現火燒區被量測到的平均溫度為33.1℃，最高溫為38.8℃，最低溫為25.4℃，差異達13.4℃；而未火燒之對照區之平均溫度為26.1℃，最高溫僅為27.8℃，最低溫為20.3℃，差異達7.4℃，顯示無論平均溫度及變化的程度，火燒區均遠高於對照區，且兩者最高溫之差異達10.0℃，平均溫度之差異亦達 7℃。

在四月八日於下午作短暫的觀測時，亦發現火燒區之平均溫度為 34.6°C ，最高溫為 35.6°C ，最低溫為 33.8°C ，差異 1.7°C ；而未火燒之對照區之平均溫度為 32.2°C ，最高溫為 32.7°C ，最低溫為 31.7°C ，差異 1°C ，同樣顯示無論平均溫度及變化的程度，火燒區均高於對照區，且兩者最高溫之差異達 2.9°C ，平均溫度之差異亦達 2.4°C 。

此種溫度的大幅度提高，對於火燒後植物萌芽期的提早、生長、開花以及種子的發芽等，均有正面的促進作用，再配合火燒後初期土壤有效養分的大量增加，使得火燒後兩個月，植被覆蓋的程度已達90%以上。而植被覆蓋的迅速恢復，將使土壤的沖蝕、養分的流失現象不會太嚴重，有效地保持住生態系的生產力。

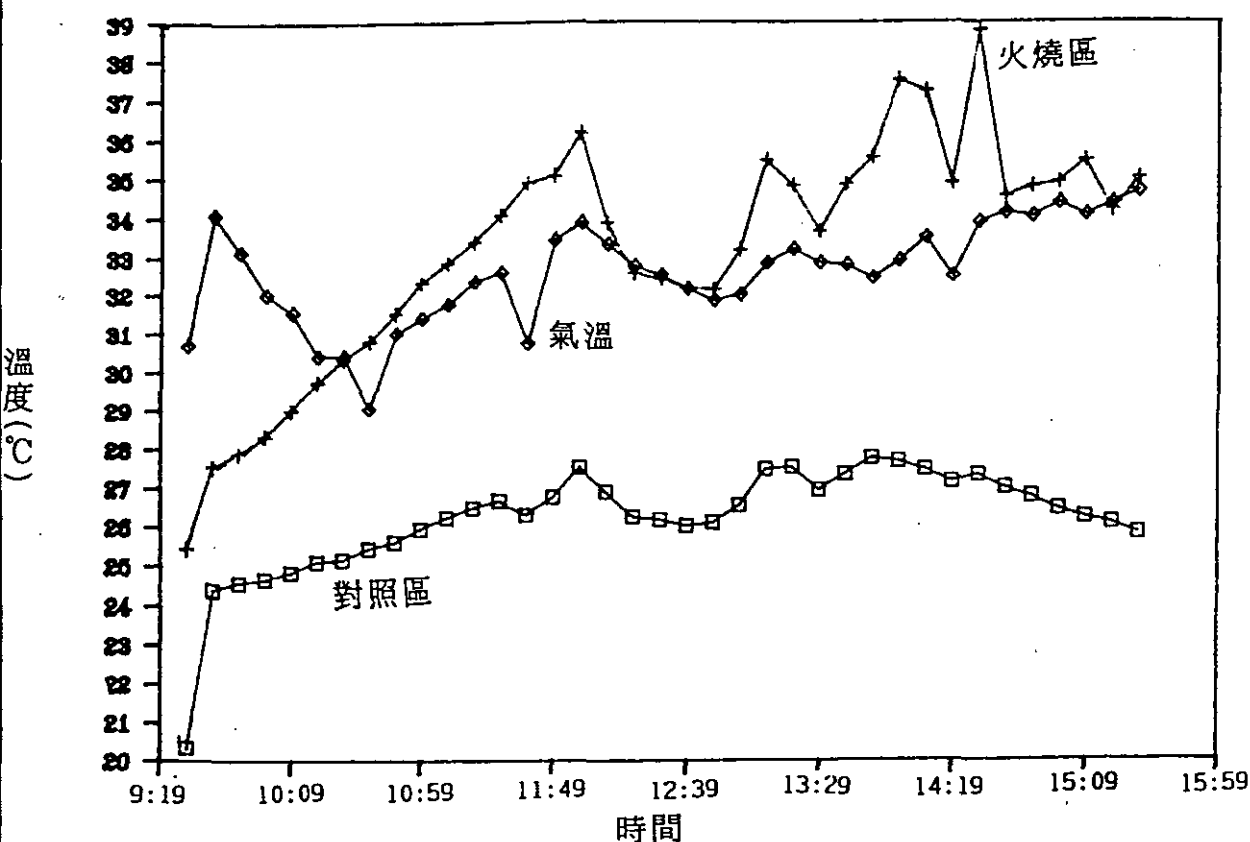


圖 1. 鵝鑾鼻草生地火燒區與未火燒區土壤溫度變化情形
(測定時間：1990年3月11日9時19分至16時39分)

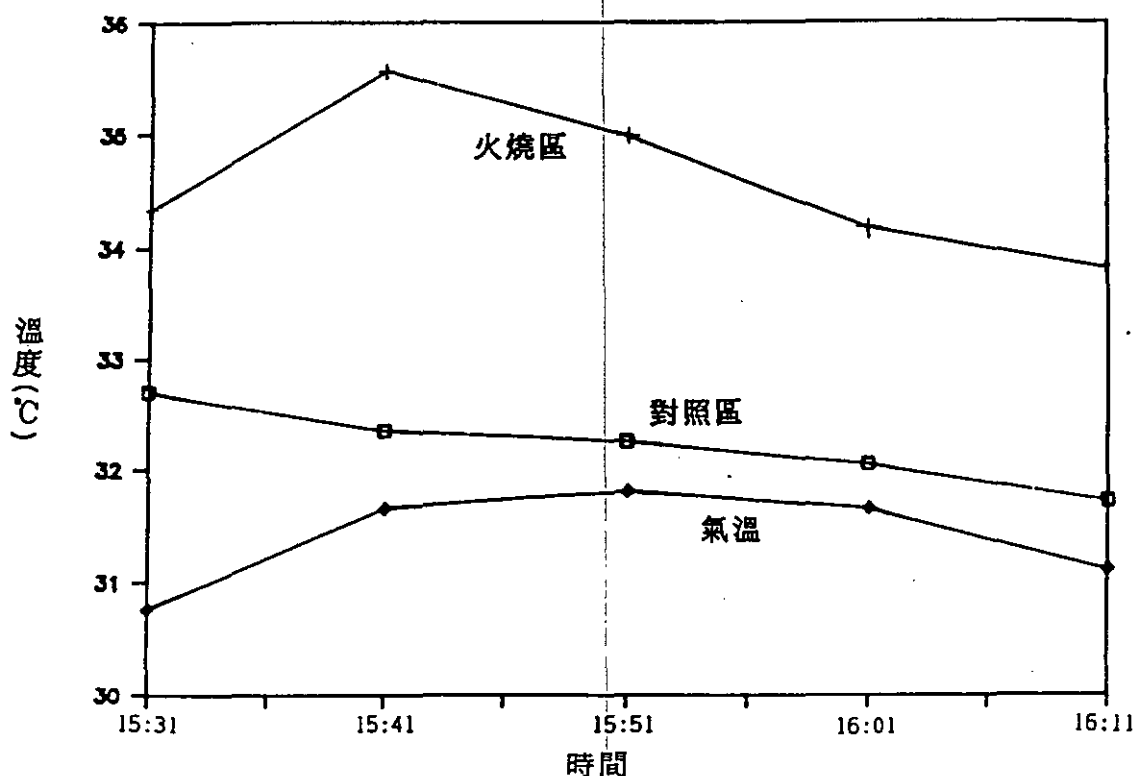


圖 2. 鵝鑾鼻草生地火燒區與未火燒區土壤溫度變化情形
(測定時間：1990年4月28日15時31分至16時11分)

(三) 植物火燒致死情形

於79年 4月28日分別調查香蕉灣海岸造林地同年 1月 3日火燒後各樹種之致死情形及龍坑木麻黃林同年 1月 3日火燒後之致死情形如表 7：

表 7. 香蕉灣海岸林各造林樹種火燒致死情形統計表 (1991.4.28 調查)
(受害等級：A - 完全燒死；B - 地上部燒死，由地際萌櫟；
C - 樹冠燒死，由枝幹萌櫟；D - 樹冠存活)

植物種類	A	B	C	D	總 計	致死率
木麻黃(龍坑)	19		7	34	60	31.67%
木麻黃(香蕉灣)	10	19		7	36	27.78%
欖仁	6	25			31	19.35%
血桐	2	19			21	9.52%
臺灣欒樹		10			10	0.00%
瓊崖海棠		4			4	0.00%
海欖果		7			7	0.00%
黃槿		1			1	0.00%
水黃皮		1			1	0.00%
總 計	37	86	7	41	171	
百分比	21.64%	50.29%	4.09%	23.98%		

由表 7可發現林木之火燒致死率爲 21.64%，其中以木麻黃之致死率最高，分別爲31.67%及27.78%；而其他樹種之致死率則僅及 10.67%，約爲木麻黃之 1/3。因此以對火燒的抵抗力而言，木麻黃顯然不及血桐、臺灣欒樹、瓊崖海棠、海欖果、黃槿、水黃皮等自生之海岸樹種。在存活之方式上，以地際萌櫟最高，佔50.29%，樹冠存活者佔23.98%，枝幹萌櫟者則僅爲4.09%，顯示地際萌櫟仍爲大部份樹種在火燒中存活的主要方式，而萌櫟佔存活的比率則與火燒的強度以及林木樹皮的厚度有關，當火燒的強度大到足以燒死林木之形成層時，林木便無法以枝幹萌櫟的方式存活；而樹皮的厚度則又與林木之直徑有關，直徑越大，則樹皮之厚度亦越高，即越能耐火燒。因此從表 6亦可發現除木麻黃外，迄未發現有枝幹萌櫟者，此即與木麻黃之植株較大有關。

另於80年 1月 5日再調查香蕉灣海岸造林地火燒後各樹種之致死情形如表 8：

表 8．香蕉灣海岸林各造林樹種火燒致死情形統計表(Jan. 5, 1991調查)
(受害等級：A－完全燒死；B－地上部燒死，由地際萌櫟；
C－樹冠燒死，由枝幹萌櫟；D－樹冠存活)

植物種類	A	B	C	D	總 計	致死率
木麻黃	13	5			18	72.22%
瓊崖海棠	2	1			3	66.67%
欖仁	5	10			15	33.33%
血桐	2	14			16	12.50%
海欖果	0	7			7	0.00%
臺灣欒樹	0	9			9	0.00%
總 計	22	46			68	
百分比	32.35%	67.65%				

由表 8 可發現林木之火燒致死率爲32.35%，其中以木麻黃之致死率最高，達72.22%；其他樹種之致死率依次爲瓊崖海棠(66.67%)、欖仁(33.3%)；至於血桐僅爲12.50%，而海欖果及臺灣欒樹之再生則極強，無致死現象發生。此種結果與表 6類似，即木麻黃對火燒之抵抗力顯然不及血桐、臺灣欒樹及海欖果等自生之海岸樹種。

分析萌蘗高度與林木地際直徑之關係，則發現兩者間並無顯著之相關(R^2 爲0.004)，若以單一樹種來分析則發現臺灣欒樹(R^2 爲0.892)、木麻黃(R^2 爲0.649)及海欒果(R^2 爲0.535)等樹種之地際直徑與萌蘗高度較具相關；而血桐(R^2 爲0.228)及欖仁(R^2 爲0.133)則並不顯著。

至於林投，因其頂芽被重重的葉片所保護，因此火燒的致死率並不高。根據78年10月間調查78年7月份兩處火燒後林投的致死情形，發現其中一處林投爲火所燒死之芽梢計有62個，存活者132個，火燒致死率爲32%；另一處爲火燒所燒死者70個，存活者有119個，火燒致死率爲37%；另外在79年4月28日調查1月間調查林投芽梢之致死情形，總共調304個芽梢，發現存活者有268個，致死者有36個，即芽梢的致死率僅爲11.84%，因此火燒致死情形並不十分嚴重，可算是火燒適應植群(fire-dependent community)。

另外曾於79年6月2日調查同年5月4日發生於龍坑雜木林火燒後各植物種類的萌蘗情形，結果發現月桃(142株)、瓊麻(99株)、饅頭果(20株)、番石榴(9株)、臺灣海棗(9株)等之萌蘗性均極強。

(四)火燒後之植群演替情形

1、龍坑地區

龍坑保留最完整的原始植群，算是存在於狹谷海岸林植物社會中，主要之種類有臺灣樹蘭、山欖、蘭嶼樹杞、白樹仔、稜果榕等樹種。因在狹谷中一方面可減除海風、鹽霧之害，另一方面則不受濫墾及野火波及。而遭受人爲墾植之地區的植物社會，則以林投林最具代表性。林投的存在，一部份固可能係往昔農民保留做爲耕地防風之用，然主要之原因應是本種對此等不良之環境具有特優之適應性。

在較久未遭受火燒的對照區中，因林投之樹冠鬱閉，林下幾乎寸草不生，其植物組成中，林投佔有絕對之優勢。在對照區中所出現之伴生植物僅有馬鞍藤及雞屎藤兩種，而在樣區外所發現之種類亦不多，如五節芒、馬纓丹、臺灣紫珠、大蜚蜊菊、臺灣海棗、鵝鑾鼻鐵線蓮等。林投因枝葉茂密，致使林下光線不足，部分葉片因低於光補償點而導致枯死，因此常見林投之灌叢下懸垂大量之枯葉。在每年的冬、春兩季，農夫爲放牧、農耕而燒除野草，及清明掃墓或新葬焚燒冥紙時，足夠的燃料，加上火種，便誘發一次次的火燒。

經長期的調查，可發現在火燒兩星期後，林投及五節芒便立刻萌芽而居於優勢地位。一般而言，單子葉植物因缺乏形成層，根及枝條的再生長，均從地際部份的節間中之分生組織產生。同時許多這類植物的再生組織

均受到表土完善的保護，因此常能在火燒後，迅速的萌發，形成優勢。其他入侵的植物，則以一至二年生的草本植物為主，如長梗金午時、細本葡萄、月桃、含羞草、剛莠竹、黑星西番蓮、山素英、圓果雀稗、山地豆、一點紅、土丁桂、埃及指疏茅、龍葵、小返魂、疏穗莎草、酢醬草、牛筋草、水竹葉、過江藤、雷公根等；在樣區外發現者尚有血桐、玉珊瑚、兔仔菜、苦職、山刺瓜、山漆莖等。而在火燒三個月後，由於五節芒及馬鞍藤等迅速地滋長，林投的重要值常呈遂漸降低。顯示林投在火燒後初期的復舊上並不如預期快，反而有許多種類如大蟛蜞菊、馬鞍藤、五節芒等，拓展地盤的速度相當快，此種結果可能與火燒的強度及林投幼苗的初期生長甚緩慢有關，此種結果約持續至火燒二年後。其後火燒後下種的林投幼苗生長旺盛，優勢度快速的凌越五節芒、大蟛蜞菊及馬鞍藤等植物，逐漸恢復舊。根據調查資料顯示，可能在火燒第三年，林投灌叢已可恢復原先的優勢情形。在隨後的兩年間，復因大量枯枝葉的累積，而引發下一次的火燒，因此推測墾丁林投林的火燒頻度，配合明顯的乾季分佈及人為活動的頻仍，可能在五年左右。

至於林投灌叢在火燒後的演替路線，以及火燒在此種植群中所擔當之角色推測可能如下圖 3所示：

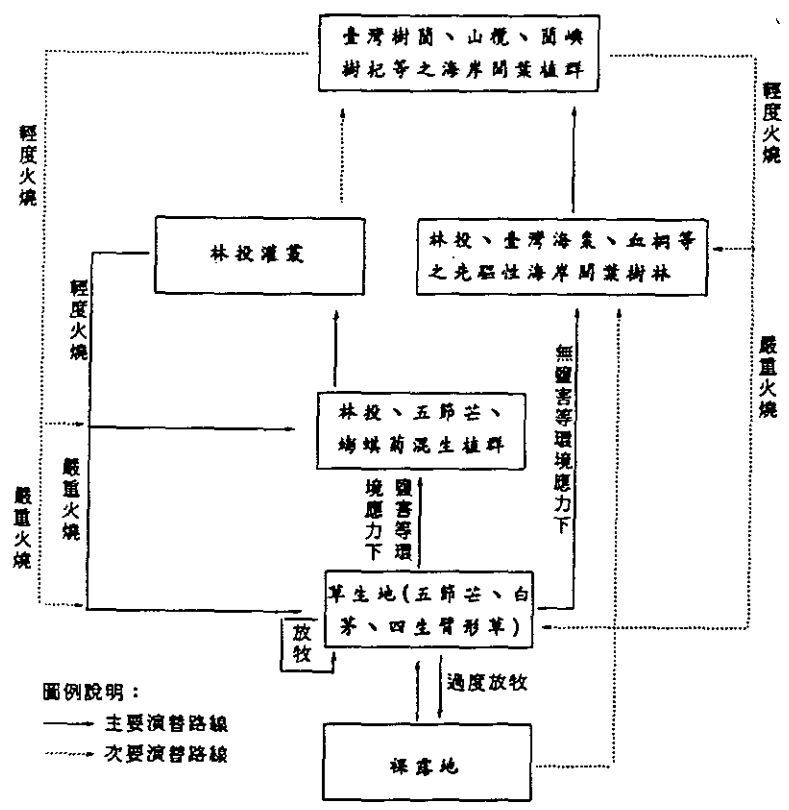


圖 3 . 林投灌叢之演替路線及火燒在灌叢中所擔當之角色推測圖

唯雖然林投對火燒極為適應，但假若發生強度的火燒，或火燒頻繁，保護芽的葉片無法達到保護的作用，或尚未恢復到可提供足夠的保護，又遭致火燒時，因保護不足，便易遭受重大之傷害，甚或死亡。在這種情形下，林投林常無法再恢復舊觀，便易淪為草生地。

2、南仁鼻地區

南仁鼻地區之臨海坡地之原始植群屬於季風雨林，為常綠闊葉樹林，主要的優勢種有大頭茶、虎皮楠、土樟、魯花樹、恆春楊梅、高土佛赤楠、鐵冬青、大葉樹蘭、樹杞、木荷、大葉楠、軟毛柿、珊瑚樹等。可能因農民飼養牛隻，為保持相當面積的草地以供放牧，故常放火燒除入侵的林木，因此此地區的部份區域常發生火燒。目前在火燒區所留存的植物種類，均為經多次火燒篩選，而能適應火燒者，植物相成為獨特的灌叢景觀。

南仁鼻林地火燒之火燒發生於1985年4月間。在1988年8月調查時，發現其優勢種以禾本科的植物為主，佔總覆蓋的30.8%，尤以深根的種類如白茅為然。另外豆科的植物如小葉括根，可能因具根瘤菌，亦佔據相當的優勢，合佔總覆蓋度的20.2%。在灌木中佔據優勢的種類有灰木、番石榴、饅頭果、燈秤花、月桃、土樟等。前三種灌木合佔總覆蓋度的34.5%。其中令人深感興趣的種類為灰木。筆者等在多處常發生火燒的森林中均常見其蹤跡，尤其是低海拔的相思樹林，此或可推斷本種為相當適應火燒的植物種類。在所調查的51種植物中，覆蓋度最大的五種植物共合佔了總覆蓋的66.9%。由此亦可見，其中大部份僅為偶而出現的種類，尤其多數的一、二年生草本植物，經一、兩個生長季節後，便漸次消失，在整個演替過程中所佔的角色可能並不十分重要。

隔一年再加以調查時，發現其組成變化相當大，木本植物種類如番石榴、饅頭果、土樟、內冬子、燈秤花以及臺灣海棗等的重要值均提高了許多，而草本植物的重要性則下降了，以此種演替的速度來看，整個植群很快的就可恢復舊觀。唯迄今尚未發現極相社會的植物種類如大頭茶、虎皮楠、木荷等之入侵，推測可能是干擾因子的長期存在所致。

其可能的演替路線以及野火在此等植群中所擔當的角色，根據所作的調查推測可能如下圖4所示：

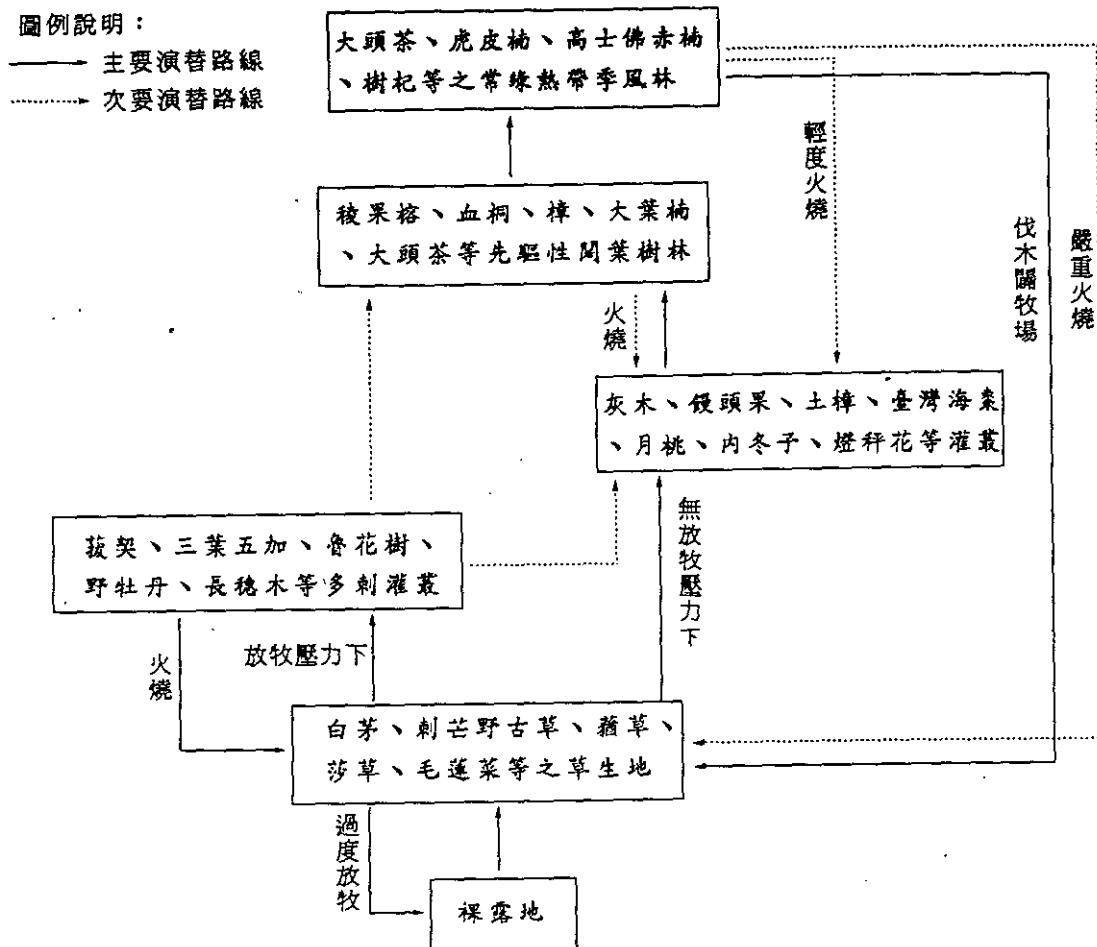


圖 4 . 南仁鼻季風林演替路線及火燒在灌叢中所擔當之角色推測圖

3、香蕉灣造林地

香蕉灣海岸林沿公路一帶有部份可能係早期火燒所造成的空隙地，墾丁國家公園當局為使其早日恢復舊觀，乃加以重新造林，所種植的樹種有木麻黃、臺灣欒樹、海欖果、欖仁、瓊崖海棠等樹種。該地區於79年 1月 3日發現火燒，隨後於 3月13日於其稍西側又發生火燒，前者火燒面積約 0.8公頃，後者則約為0.3公頃。於同年 4月28日調查時，發現地被已恢復覆蓋，以白茅最佔優勢，其次為馬纓丹、長穗木、鬼針草、刀傷草等；於

80年1月調查時，白茅依然最佔優勢，其次則為馬纓丹、血桐、雞屎藤、爬崖藤等。白茅佔優勢的主要原因當係因具有深藏土中的根系，不為火燒所燒死且能在隨後快速萌萌所致。唯因其恢復迅速，輕質燃料累積極為快速，又臨近公路，因此極易因旅客亂丟煙蒂而導致再一次火燒。本調查於80年1月5日調查時即發現較東側之造林地已再次遭火燒光顧，推測其時間當在79年12月初。此乃如 Mutch氏(1970)所言：『火燒後形成的植群，由於天擇有利於那些具有使自己更容易被燒特性之植物種類的發育，因此火燒適存植群的組成種類，遠較非火燒適存的植群容易被燒』。因此若要使此等火燒地得以恢復舊觀，首務之要，當為阻斷此等火燒的一再發生。

在調查時同時可發現，許多原生的海岸林樹種，如海欖果、血桐、臺灣欖樹等之火燒致死率極低，而外來的木麻黃之致死率則極高。進一步調查時，更發現再次遭遇火燒時大部份曾發生地際萌櫟的木麻黃均被燒死，不再萌櫟；而海欖果、血桐等則可再次萌櫟，此種現象當有助於其恢復成本省原有的海岸林植群，亦值得今後復舊造林之參考。

(五)火燒對土壤之影響

龍坑之土壤概由珊瑚礁石灰岩風化而成，未火燒與火燒後林投生育地之土壤分析結果列於表9，顯示調查區為砂質壤土，交換性陽離子以鈣之含量較多。土壤中之陽離子長期受到植物根系之吸收，隨著植株之代謝，經由枯枝落葉累積於地表，由於受到土壤有機質之絮聚作用，大部分之鈣、鎂離子均聚集於表土層，致表土層之pH值較高。隨著土層深度之增加，陽離子之含量因受到植株根系之吸收而減少，再加上植物根系分泌有機酸影響的結果，土層有逐漸酸化之趨勢。

表9、供試土壤之化學性質

地 點	土樣深度 cm	採樣日期	質地	pH	O.M. %	有效性	交 換 性				Ca/K	萃 取 性			
						P ppm	K	Na	Ca	Mg		Fe	Mn	Zn	Cu
----- ppm -----															
未火燒區 (0~ 5) 77.08.04 SL 8.00 3.35 2.93 105 134 640 370 6.09 8.40 30.46 2.01 0.45															
未火燒區 (5~ 15) 77.08.04 SL 7.30 1.82 1.86 100 113 213 217 2.13 7.50 12.24 0.53 0.23															
未火燒區 (15~30) 77.08.04 SL 6.85 2.59 1.76 115 147 166 200 1.44 8.70 11.52 0.49 0.23															
火 燒 區 (0~ 5) 77.08.04 SL 8.25 5.88 13.19 276 440 1712 560 6.20 28.79 86.00 3.19 0.91															
火 燒 區 (5~ 15) 77.08.04 SL 7.18 4.70 2.83 211 265 621 337 2.94 7.80 31.92 0.86 0.45															
火 燒 區 (15~30) 77.08.04 SL 7.00 4.00 2.15 243 440 408 283 1.68 8.70 26.67 0.57 0.45															
火 燒 區 (0~ 5) 77.10.23 SL 8.25 7.94 40.95 175 267 2239 537 12.79 15.00 99.12 4.91 0.91															
火 燒 區 (5~ 15) 77.10.23 SL 7.80 3.65 27.85 120 179 677 287 5.64 10.50 31.19 1.43 0.68															
火 燒 區 (15~30) 77.10.23 SL 7.50 2.82 27.75 125 176 527 273 4.22 9.90 16.62 0.74 0.68															
火 燒 區 (0~ 5) 78.06.15 SL 7.70 4.82 24.79 131 257 660 235 5.04 11.76 90.37 2.21 0.58															
火 燒 區 (5~ 15) 78.06.15 SL 7.50 2.68 16.33 122 260 660 192 5.41 8.82 69.97 1.39 0.58															
火 燒 區 (15~30) 78.06.15 SL 7.40 2.41 11.55 130 305 550 197 4.23 7.65 55.39 1.25 0.58															

林投為多年生常綠灌木，枯枝葉多懸掛樹體，落葉量少，火燒時多為樹冠火，地表受熱不高，土壤有機質少被焚燬，加上植株地上部被燒燬後，光合能力頓挫，供源(source)減少，大量之根系可能餓死，致火燒後初期各土層有機質含量均有增加。第二次採樣分析的結果，上層土壤有機質含量高達7.94%，此可能是灰分被雨水淋洗進入土層所致。本調查區地屬熱帶氣候，有機質分解甚速，地表有機質之來源除了枯枝落葉外，蚯蚓在根圈中吞食有機質土，將其糞便(有機質團粒)排泄於地表，亦是表土層有機質含量較高主因之一。與未火燒區比較，火燒後土壤有效性磷含量亦增多，此可能也是灰分影響之結果。磷在鹼性土壤中易為鈣所固定，石灰質土壤中之磷多為難溶性之磷酸三鈣，不易移動。冠層被燒燬後，地表裸露，可加速有機質之分解，可能是有機質分解所產生之腐植質能帶動磷素往下層土壤移動，致火燒後中、下層土壤有效性磷之含量有增加之趨勢。

火燒初期各土層交換性陽離子之含量，火燒區均比未火燒區為多，此可能因林投生育地緊鄰海岸線，平時因阻絕鹽霧向內陸吹襲，其植株葉部表面可能已吸附相當多量之陽離子，火燒後隨著灰分累積於地表，加上地表裸露後，防風效果驟減，在東北季風之吹襲下，鹽霧可能大量地直接沉降於地表，以致鈣、鎂含量增加甚速。而鉀、鈉因屬單價離子，容易被高價離子取代後，經雨水淋洗而流失，致增幅不大。土壤中交換性鈣、鎂離子之含量與有機質含量間呈極顯著之正相關(圖5、圖6)，可見土壤有機質能蓄積鈣、鎂離子。石灰質土壤中鈣含量過多，Ca/K之比太大，植物將因鉀、鈣間之拮抗作用(antagonism)而難以吸收鉀素。調查區火燒後之初期調查結果顯示，表土層Ca/K之比有增加之趨勢，此可能會影響入侵植物對鉀素之吸收利用。

微量元素在鹼性土壤中極易被水解固定，有效性低，植株可能因微量元素之缺乏而生長不良。萃取性微量元素分析結果，顯示本調查區土壤除了錳之含量較多外，其餘鐵、鋅、銅之含量均極少。土壤中萃取性微量元素鐵、錳、鋅、銅之含量亦與有機質含量呈顯著之正相關(圖7、圖8)。綜觀本調查區林投火燒後養分之運移，與土壤有機質有甚大之關係。

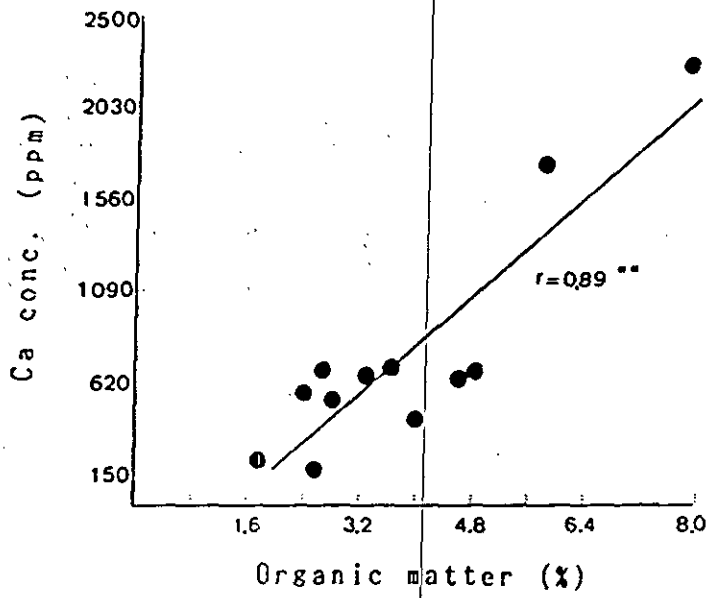


圖 5. 土壤交換性鈣濃度與有機質含量之相關圖

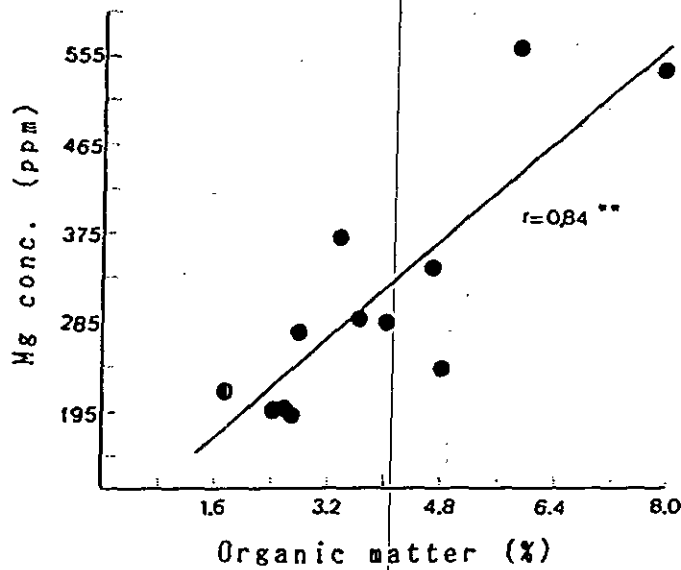


圖 6. 土壤交換性鎂濃度與有機質含量之相關圖

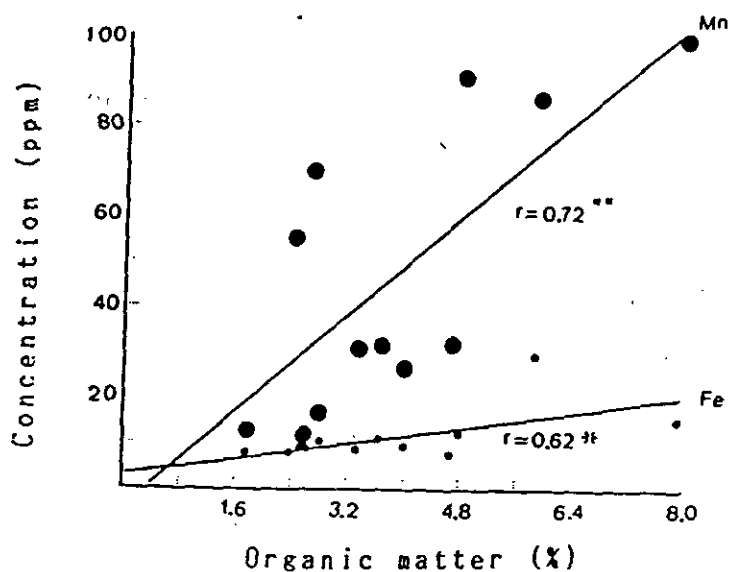


圖 7. 土壤萃取性鐵、錳濃度與有機質含量之相關圖

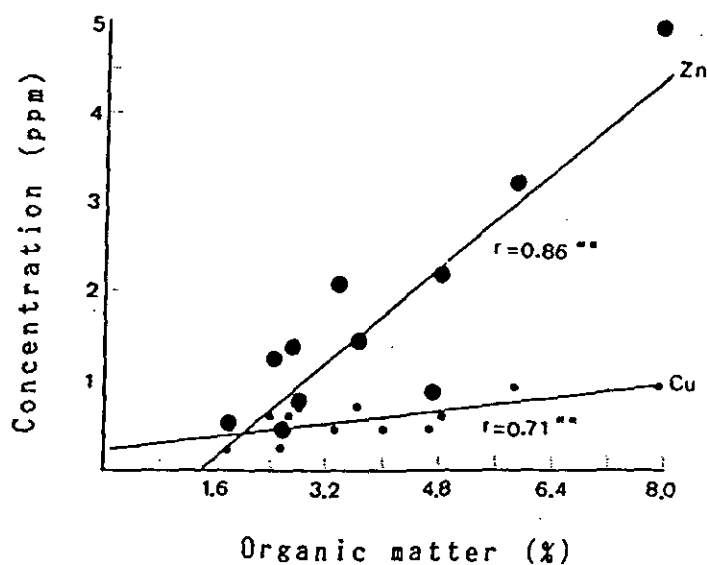


圖 8. 土壤萃取性鋅、銅濃度與有機質含量之相關圖

Stevenson(1982)指出土壤有機質的 $1/3 \sim 1/4$ 量，即為土壤腐植質(humus)量。Mortland(1986)指出土壤中許多種類的有機化合物，不管是簡單或是聚合化分子，均能與粘土礦物結合成複合物(complex)，而腐植質即被認為是此類物質中最具結合能力者(Theng, 1979)。所以腐植質—礦物質複合物會影響土壤之化育與理化性質，其對土壤中各養分成分之運移與轉化，扮演著重要角色。腐植質係由多種有機成分所組成，腐植酸和多醣類兩者即佔腐植質的80%以上(Gascho & Stevenson, 1968; Hayes & Swift, 1978)。其中以腐植酸佔土壤腐植質之大部分(王敏昭, 1988)。以下係就腐植酸對本調查區土壤火燒後磷肥運移之影響做一初步之探討。

由龍坑土壤團粒所萃取出之腐植酸，經UV-VIS分光光度計(HITACHI U-2000)波長掃描之結果如圖9所示，顯示腐植酸主要之吸光多分布於UV之短波範圍，且隨著波長愈短，吸收度(absorbance)有增加之趨勢，其掃描波長小於200nm後，因已達儀器波長之偵測極限，由於迷光(stray light)之影響致吸收度下降所形成之吸收峰，可能是一個假吸收峰(false absorption peak)(Skoog, 1985)。且於UV短波範圍中，吸收度在波長265nm處附近之斜率變化較緩，所以在管柱分析中，洗出液以265nm波長所測得之吸光值變化，較能穩定地反應出腐植酸濃度之變化。

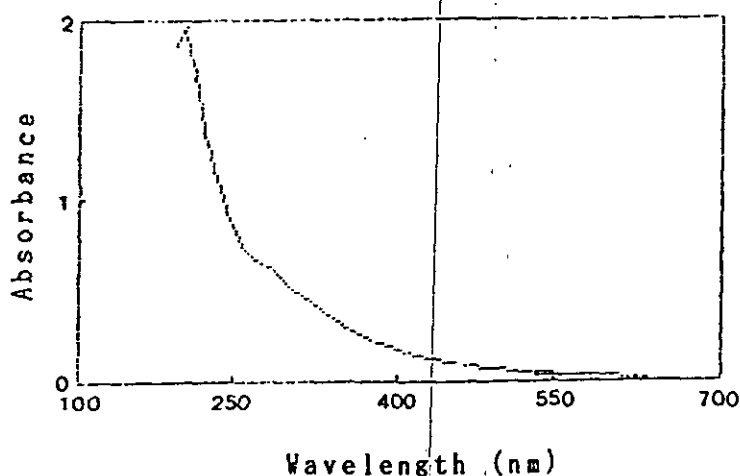


圖 9. 腐植酸經不同波長掃描其吸光值之變化

圖10係以磷濃度為50ppm之磷酸鉀(KH_2PO_4)水溶液，沖提經去離子水飽和過之龍坑土柱，所得之突破曲線。於沖提初期，管柱流出液有一明顯之吸收峰($\lambda=265\text{nm}$)。此可能是龍坑土壤中某些低分子量之腐植質被沖提出所致。俟流出液之磷濃度約達 50ppm後，隨即改用去離子水沖提土柱，直至洗出液磷濃度之遞減速率達穩定後($P<1.3\text{ ppm}$ ； $A<0.35$)，於土柱上層添加5cc 腐植酸稀釋液(表10)後，再以去離子水沖提土柱。圖11為管柱流出液，各分液吸收度及養分之變化。圖中顯示分液吸收度之高峰出現後，分液中磷之濃度還繼續上升，意即兩者高峰之分布在時間上並不同步。此現象說明了腐植酸於土層中對磷肥之運移，除了自身的載負外，尚有交換之作用，時間上之遲滯現象，可能是腐植酸與土壤礦物發生反應，交換出被礦物所吸附之磷肥。磷濃度尖峰值發生後，各分液中磷濃度之變化與吸收度間呈極顯著正相關(圖12)，由此可知腐植酸對土層中被吸附之磷肥有取代與載負之功能，對磷在生態系中之循環扮演著重要之角色。

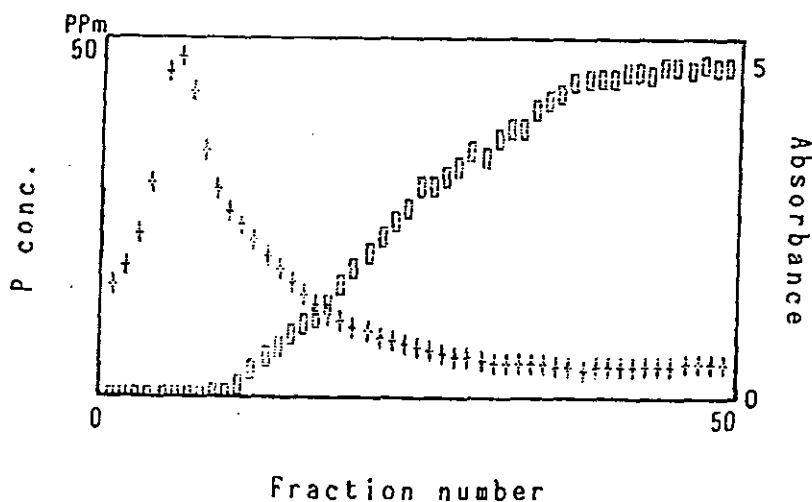


圖 10. 供試土壤之突破曲線

表10. 腐植酸稀釋液之化學性質

吸光值 ($\lambda=265\text{nm}$)	pH	P	K	Ca	Mg
		----- ppm -----			
1.0	8.0	0.08	0.46	0.07	0.10

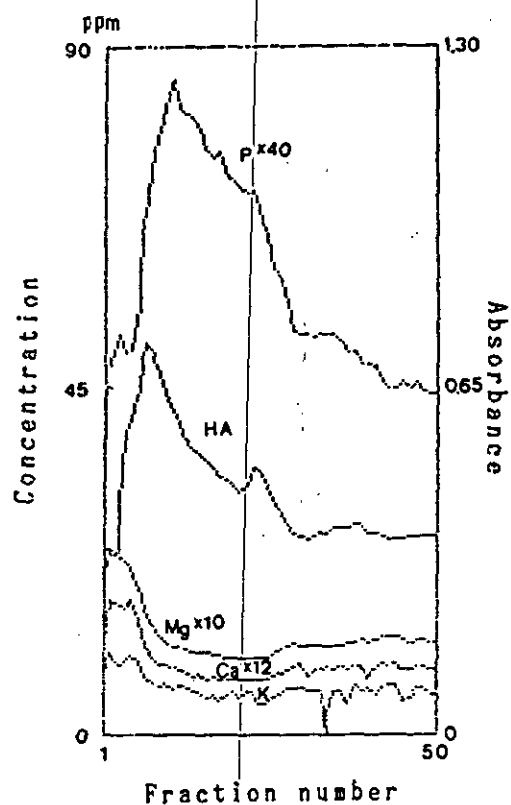


圖 11. 洗出液吸收度與養分濃度之變化

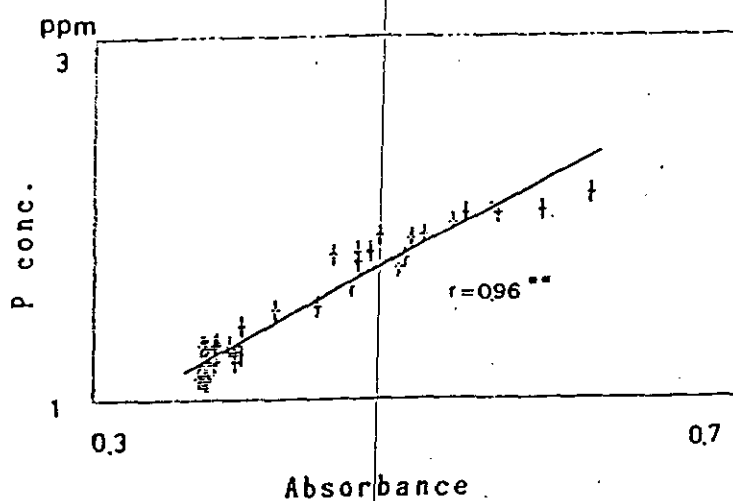


圖 12. 洗出液吸收度與磷濃度之關係圖

最後將土柱中未被去離子水沖提出之有機、無機成分，以0.2N NaCl行梯度沖提。圖13說明了沖提過程中，土層中之鉀、鈣、鎂等離子被沖提出之量係隨著NaCl濃度之增加而增多，而洗出液磷與腐植酸濃度分布之曲線正好相反。此可分兩方面來討論，低NaCl濃度時，管柱中土壤團粒之結構尚未被分散破壞，包覆(coating)於團粒表層之磷素大部分隨腐植質被取代沖提出。俟土粒被高濃度NaCl所分散時，包覆於團粒內之陽離子才大量地被鈉離子取代交換出來，且梯度沖提過程中，洗出液磷與腐植酸濃度之變化係呈顯著正相關(圖14)，可知此時磷多被腐植酸所載負。此現象說明了本調查區土壤鈣含量雖多，但土壤礦物表面多被腐植質所包覆形成團粒，礦物中鈣與磷之接觸面減少，致磷被礦物本身吸附固定之量並不多。由以上沖提之過程可知龍坑地區土壤中磷肥之運移與腐植酸有密切的關係。

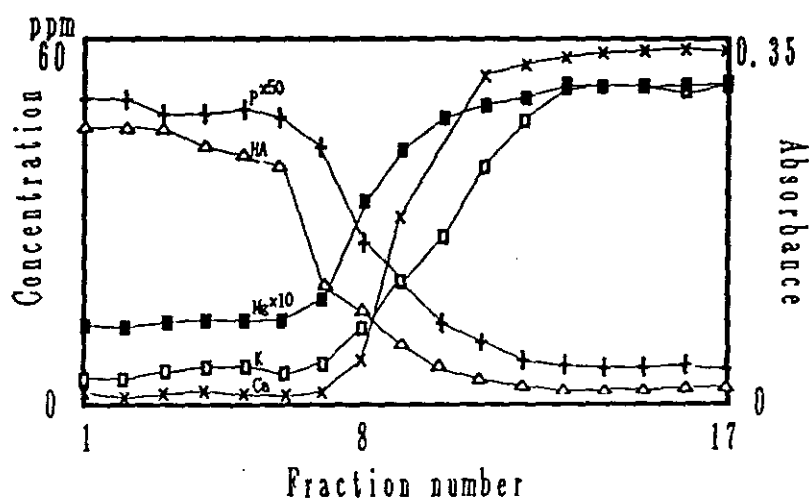


圖 13. 鹽分梯度沖提洗出液吸收度與養分濃度之變化

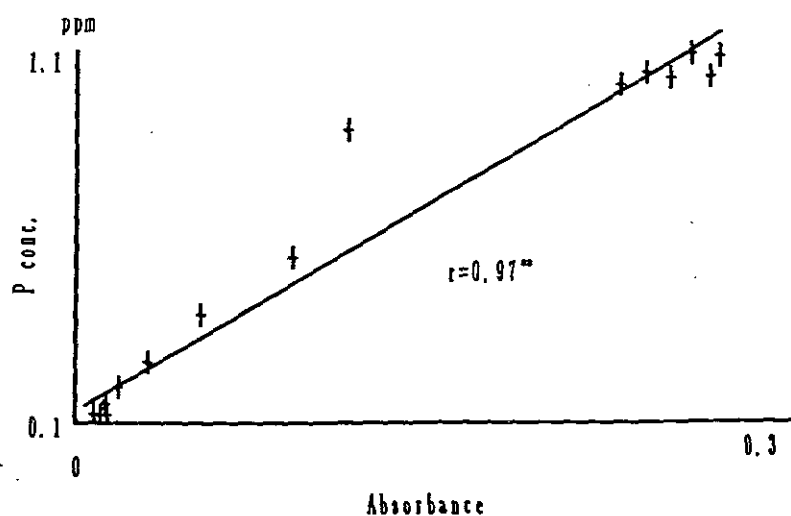


圖 14. 鹽分梯度沖提洗出液吸收度與磷濃度之相關圖

四、結語與建議

1. 墾丁國家公園火燒發生的頻度，依據所調查的資料顯示每年當在十次以上。火燒發生的主要原因均以人爲爲主，如旅客亂丟煙蒂、焚燒冥紙、引火整地不當等。
2. 火燒發生的季節以12月至翌年 4月間爲主，主要的原因當係此段時間爲墾丁地區的乾季，且遊客較多，清明掃墓不慎尤易引發火燒。
3. 每次焚燒的面積，多在0.1~1公頃之間，造成小面積的鑲嵌，此種情形或有助於植群歧異度之維持。
4. 發生火燒之植群以龍坑地區之林投及草生地最多，且其週期較爲短暫。而極相的闊葉林則少發生，此種結果可以Mutch氏 (1970)所提出的理論來加以解釋。
5. 火燒發生後因土壤溫度的日夜變化極大，有助於植物種子的發芽，而使植群恢復容易。
6. 以林投在火燒後恢復的速度而言，當可在火燒後三年左右恢復舊觀。唯因枯枝落葉的大量累積，推測其火燒發生的週期，當在五年左右。
7. 以香蕉灣等造林地火燒後各樹種的萌榮情形而言，木麻黃顯然並非理想的造林樹種；同時以保育的觀點來看，木麻黃也可能對本地樹種造成相當的衝擊。因此建議爾後在此等地區造林，樹種的選擇應以原生的海欖果、欖仁、水黃皮或血桐等爲考慮的重點。
8. 若要加速此等植群之恢復，應考慮如何阻斷火燒的持續發生，因此有需要加強防火宣傳及防火教育。生態保護區內尤應禁煙，在旱季亦可考慮全面封閉。
9. 龍坑保護區林投生育地之土壤在火燒後，灰分中之磷素在雨水之淋洗下能快速地被洗入土層而往下層土壤運移，可加速磷肥在此生態系之循環，其雖可減低火燒後大量之磷肥隨著灰分或表土被強風吹離生態系。但林投植群火燒後，未致死植株之根系若不能於短時間內恢復對磷之吸收，或是植群死亡後，他種植物入侵較慢，皆可能造成磷肥被洗入地下水層，隨地下水流失。

五、參考文獻

- 中央氣象局 1974 氣象報告彙編(臺灣)第三篇。
- 中央氣象局 1982 氣象報告彙編(臺灣)第四篇。
- 中央氣象局 1981~1988 氣候資料年報(地面資料)。
- 王敏昭 1988 土壤環境中腐植質之分佈及性狀。土壤肥料通訊 20:354~359。
- 呂福原、歐辰雄、廖秋成 1983. 林火對於森林土壤效應之研究。興大實驗林研究報告第五號 pp.47-54。
- 呂福原、歐辰雄、廖秋成、陳慶芳 1984. 林火對森林土壤及植群演替影響之研究(二)。嘉農學報 10:47-72。
- 呂金誠、蔡進來、林昭遠、陳明義 1986. 人倫臺灣二葉松林火燒後之植群演替。中興大學實驗林研究報告 7:11-12。
- 林昭遠、呂金誠、陳明義 1985. 林火對於臺灣二葉松林地土壤團粒穩定性之影響。中華林學季刊 18(3):45-52。
- 林昭遠、陳明義、呂金誠 1986. 林火對於東卯山區臺灣二葉松林地土壤沖蝕量及養分流失量之影響。中華水土保持學報 17(2):42-49。
- 徐國士、林則桐、呂勝由、邱文良 1985 墾丁國家公園稀有植物調查報告內政部營建署墾丁國家公園管理處委託。
- 柳 楷 1963 小雪山高山草原生態之研究 林試所報告 92 號。
- 許啓祐、林基王、陳溪洲 1984 近十年來臺灣之森林火災 臺灣林務局。
- 陳正祥 1957 氣候之分類與分區 國立臺灣大學農學院實驗林印行。
- 陳源長 1967 臺灣之森林火災 臺銀季刊 18(2):329-360。
- 陳正改、邱永和、許翠玲 1983 森林火災之相關氣象條件研究 中央氣象局研究報告 087。
- 陳明義、洪丁興、沈秀雀、呂金誠 1985 墾丁國家公園龍坑崩崖海岸植物社會調查。墾丁國家公園保育研究報告第四號。
- 陳明義、洪丁興、沈秀雀、呂金誠 1985 墾丁國家公園龍坑崩崖海岸植物社會調查。內政部營建署墾丁國家公園管理處保育研究報告第四號。
- 陳明義、劉業經、呂金誠、林昭遠 1986. 東卯山臺灣二葉松林火燒後第一年之植群演替。中華林學季刊 19(2):1-15。
- 陳明義、林昭遠、呂金誠、林信輝 1987. 利用水勢計測定臺灣二葉松林枯葉層分解程度之可行性探討。國立中興大學水土保持學報 19:51-60。
- 陳明義、呂金誠、林昭遠 1987. 武陵臺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。

- 陳明義、林昭遠、呂金誠 1989 木麻黃防風林土層中腐植酸對磷肥運移之影響中華水土保持學報 20(2):104~112。
- 楊勝任 1987 臺灣南部社頂地區於牧草原植群及其演替之研究 國立臺灣大學森林學研究所碩士學位論文。
- 劉棠瑞、劉儒淵 1977 恆春半島南仁山區植群生態與植物區系之研究臺灣省立博物館科學年刊 20:51-150。
- 蘇中原 1986 臺灣南部墾丁國家公園森林植群之多變數分析 國立臺灣大學森林學研究所碩士學位論文。
- Aiken, G. R. 1985 Isolation and concentration techniques for aquatic humic substances. P.363-385, In G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw and P. MacCarthy (eds), Humic Substances in Soil, Sediment, and Water. John Wiley & Sons, New York.
- American Society of Agronomy 1982 Methods of Soil Analysis, Part 2--Chemical and Microbiological Properties, 2nd. Ed.
- Armson, K. A. 1977 Forest soil : Properties and Processes ; University of Toronto Press.
- Davis, K.P. 1959 Forest Fire: Control and Use. McGraw-Hill Book Company.
- Gascho, G. J. and F. J. Stevenson 1968 An improved method for extracting organic matter from soil. Soil Sci. Am. Proc. 32:117-119.
- Hayes, M. H. B. and R. S. Swift 1978 The chemistry of soil organic colloids. P.179-320, In D. J. Greenland and M. H. B. Hayes (eds.), The Chemistry of Soil Constituents. John Wiley & Sons, New York.
- Leenheer, J. A. 1985 Fractionation techniques for aquatic humic substances. P.409-429, In G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw and P. MacCarthy (eds), Humic Substances in Soil, Sediment, and Water. John Wiley & Sons, New York.
- Mortland, M. M. 1986 Mechanisms of adsorption of nonhumic organic species by clays. P.59-76, In P. M. Huang and M. Schnitzer(eds.), Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes. SSSA Spec. Publ. No.17, Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisc..
- Mueller-Dombois, D. and H. Ellenberg 1974 Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wiley & Sons.

- Mutch, R. W. 1970 Wildland fires and ecosystems-- A hypothesis. Ecology 51:1046-1051.
- Skoog, D. A. 1985 Principles of Instrumental Analysis (Third ed.). Saunders College Publishing, Holt, Rinehart & Winston, Inc., Orlando, Florida, pp.174-175.
- Spurr, S. H. and B. V. Barnes 1980 Forest Ecology. John Wiley & Sons.
- Stevenson, F.J. 1982 Humus Chemistry-Genesis , Composition, Reactions. John Wiley & Sons, New York.
- Swift, R. S., 1985 Fractionation of soil humic substances. P.387-488, In G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw and P. MacCarthy (eds.), Humic Substances in Soil , Sediment, and Water. John Wiley & Sons, New York.
- Theng, B.K.G. 1979 Formation and properties of clay-polymer complexes.Elsevier, Amsterdam, pp.283-326.

POST-FIRE SUCCESSION OF SOME PLANT COMMUNITIES AT KENTING NATIONAL PARK IN TAIWAN

MING-YIH CHEN, KING-CHEUNG LU & CHAO-YUAN LIN

Kenting National Park, established in 1982, is the first national park in Taiwan. It locates at southern tip of Taiwan and encompasses 7,731 ha. of terrestrial ecosystem and 14,900 ha. of marine ecosystem. Pandanus shrub dominates in coastal areas and monsoon rain forest dominates at windward aspect of mountain areas. Post-fire succession of Pandanus shrub and monsoon rain forest is described in this paper.

There were 10-20 wildfires in Kenting National Park each year. Most fires were man-caused, including smoking, incendiarism, land clearing and worshipping activities. Most fires occurred during December to April. It was dry season and there were frequent visitors and human activities. Most fires burned only 0.1 - 1 ha. That might be beneficial for maintaining higher biodiversity in the park.

Pandanus (Pandanus odoratissimus var. sinensis) is resistant to wind, salinity and very dominant at coastal areas in southern Taiwan. It usually accumulates large amount of litter to provide fuels for wildfires, especially in dry winter. Its companion species are Paederia scandens, Miscanthus floridulus, Lantana camara, Callicarpa formosana, Wedelia biflora, Phoenix hanceana var. formosana, etc.. Most fires at Kenting Park occurred in Pandanus shrub and grasslands. Pandanus could survive wildfires through bud protection offered by dense leaf bases. Its fire lethal rate was only 35%. It is a fire-dependent community. But if frequently burned, Pandanus shrub might be completely killed and become grasslands dominated by Miscanthus floridulus and Imperata cylindrica var. major. Role of fires on the succession tendency at Pandanus shrub is illustrated.

Monsoon rain forests at Kenting National Park are dominated by Gordonia axillaris, Daphniphyllum pentandrum, Cinnamomum reticulatum, Scolopia oldhamii, Syzygium kusukusense, Aqlaia elliptifolia, Ardisia sieboldii, Schima superba var. superba, Diospyros eriantha, and Viburnum odoratissimum. Comparing to Pandanus shrub, well-developed monsoon rain forest is much more resistant to wildfires. For keeping some rangelands for grazing water buffaloes, farmers set fire periodically to back the tendency of tree invasion into the grasslands. Most shrubs existing in grasslands, such as Symplocos paniculata, Glochidion rubrum, Cinnamomum reticulatum, Lindera akoensis, and Ilex asprella are fire-adapted. Role of fire on the succession tendency at monsoon rain forest is illustrated.

照 片



1、林投林火燒



2、消防人員滅火



3、木麻黃造林地火燒



4、死灰復燃



5、常被火燒干擾之龍坑海岸植群



6、林投被重覆火燒所燬



7、火燒後白茅繁生



8、藉週期性火燒在季風雨林中開闢放牧草地



9、季風雨林與草生地交接帶之水牛群



10、火燒區土壤團粒發達



11、火燒區蚯蚓活動頻仍