

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA

PROGRAMA DE ENSEÑANZA Y CAPACITACIÓN

ÁREA DE POSTGRADO

EFFECTO DE LOS TRATAMIENTOS DEL SUELO SOBRE LA REGENERACION NATURAL EN UN BOSQUE SECUNDARIO

Tesis sometida a consideración del Comité Técnico Académico
del Programa de Estudios de Postgrado en Ciencias Agrícolas y
Recursos Naturales del Centro Agronómico Tropical de
Investigación y Enseñanza, para optar al grado
de

Magister Scientiae

por

José Nicolás Granados Loarca

Turrialba, Costa Rica
1995

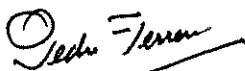
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma, por la Jefatura del Area de Postgrado en Ciencias Agrícolas y Recursos Naturales del CATIE y aprobada por el Comité Asesor del estudiante como requisito parcial para optar el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

FIRMANTES:



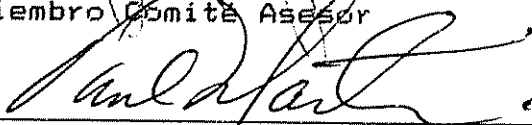
José Joaquín Campos, Ph. D.
Profesor Consejero



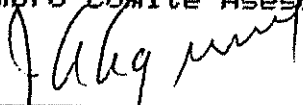
Pedro Ferreira, Ph. D.
Miembro Comité Asesor



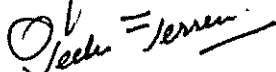
Bryan Finegan, Ph. D.
Miembro Comité Asesor



Paul Martins, M.Sc.
Miembro Comité Asesor



Juan Aguirre, Ph. D.
Jefe Area de Postgrado



Pedro Ferreira, Ph. D.
Director, Programa de Enseñanza



José Nicolás Branados Loarca
Candidato

AGRADECIMIENTOS

Deseo agradecer a Dios, de quien es la sabiduría, por permitirme terminar mis estudios de Maestría (Proverbios 2:6).

A los donantes en general, especialmente a AID que hizo posible mi superación profesional.

Al Dr. José Joaquín Campos por sus consejos, recomendaciones y aportes en el seguimiento de este estudio.

Al Dr. Pedro Ferreira por sus valiosos aportes, por compartir con mi persona sus conocimientos y por su apoyo incondicional.

A los demás miembros de mi Comité Asesor, Doctor Bryan Finegan y Master Paul Martins por sus aportes científicos.

Al señor Fernando Agüero por su amistad y sus interpretaciones en el bosque Pilar de Cajón y a todas aquellas personas que contribuyeron en este estudio.

Al señor Jhonny Pérez por sus recomendaciones en los procesos estadísticos.

Al señor Alvaro Chaves por su excelente trabajo en la impresión de esta investigación.

Al Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE, que a través de la Escuela de Postgrado y sus profesionales docentes, hace posible el engrandecimiento profesional de cada uno de sus graduandos.

DEDICATORIA

A mi esposa Rosario para decirle lo especial y esencial que es, y a mis tres hijos Alba Rosario, José Moisés y Mariajosé por acompañarme y apoyarme en esta experiencia.

A mis padres Osberto Granados y Manuela de Granados por su ejemplo y por tenerme en sus pensamientos y en sus plegarias. A mis hermanos y demás familia.

Al silvicultor Rolando Zanotti por su amistad y sus sabios consejos profesionales.

A la memoria del científico y silvicultor Ian Hutchinson, con quien iniciamos este estudio, maestro de enseñanza y orientación (Q.E.D).

CONTENIDO

	No. Pág
Lista de figuras.....	xii
Lista de cuadros.....	xiv
Lista de anexos.....	xv
I. INTRODUCCION.....	1
II. OBJETIVOS.....	2
2.1 Objetivo general.....	2
2.2 Objetivos específicos.....	2
III. HIPOTESIS.....	2
IV. REVISION DE LITERATURA.....	3
4. 1 Bosques tropicales de tierras bajas.....	3
4. 2 Regeneración natural en bosques tropicales.....	4
4. 3 Dinámica de los bosques tropicales.....	5
4. 4 Etapas sucesionales de un bosque secundario.....	6
4. 5 Agrupación comercial de las especies en los bosques tropicales.....	7
4. 6 Silvicultura.....	8
4. 7 Tratamientos silviculturales.....	9
4. 8 Regeneración natural producto de perturbaciones; principio de la aplicación de tratamientos al suelo.....	11
4. 9 Tratamientos silviculturales del suelo.....	12
4.10 Consideraciones sobre el uso de fuego controlado y remoción de la hojarasca.....	13
4.11 Frutos y semillas.....	15

4.12	El clima y la descomposición de la hojarasca en el bosque tropical.....	17
V.	MATERIALES Y METODOS.....	18
5. 1	Descripción del área experimental.....	18
5.1.1	Localización.....	18
5.1.2	Clima y zona de vida.....	19
5.1.3	Topografía, suelos e hidrografía.....	20
5. 2	Historia del bosque.....	21
5. 3	Metodología.....	23
5.3.1	Diseño general.....	23
5.3.2	Especies forestales que más contribuyen con hojas a la formación de hojarasca sobre el suelo.....	24
5.3.3	Producción de diásporas, germinación de diásporas caídas durante el estudio y efecto de la profundidad de la hojarasca en la germinación y establecimiento de la regeneración natural.....	24
5.3.4	Comparación del efecto de los tratamientos silviculturales sobre la germinación y sobrevivencia de la regeneración natural.....	26
VI.	RESULTADOS Y DISCUSION.....	30
6. 1	Especies forestales que más contribuyen con hojas a la formación de hojarasca sobre el suelo.....	30
6. 2	Producción de diásporas, germinación de diásporas caídas durante el estudio y efecto de la profundidad de la hojarasca en la germinación y establecimiento de la regeneración natural.....	34
6.2.1	Producción de diásporas.....	34

6.2.2	Efecto de la profundidad de la hojarasca en la germinación y establecimiento de la regeneración natural.....	39
6. 3	Comparación del efecto de los tratamientos sobre la germinación y sobrevivencia de la regeneración natural.....	42
6.3.1	Efecto de los tratamientos silviculturales sobre la germinación de la regeneración natural.....	42
6.3.2	Dinámica poblacional de especies que germinaron después de aplicar los tratamientos.....	49
6.3.3	Efecto de los tratamientos silviculturales sobre la sobrevivencia de la regeneración natural ya existente.....	57
6. 4	Operatividad técnica del rastrillado bajo dosel.....	64
6.4.1	Ventajas del rastrillado.....	66
6.4.2	Desventajas del rastrillado.....	66
6. 5	Operatividad técnica del fuego bajo dosel.....	67
6.5.1	Ventajas del fuego.....	69
6.5.2	Desventajas del fuego.....	70
VII.	CONCLUSIONES.....	71
VIII.	RECOMENDACIONES.....	73
IX.	BIBLIOGRAFIA.....	75
X.	ANEXOS.....	94

GRANADOS LOARCA, J. N. 1995. Efecto de los tratamientos del suelo sobre la regeneración natural en un bosque secundario. Tesis Mag. Sc. Turrialba, C.R.. CATIE. 109 p.

Palabras claves: Tratamientos del suelo, fuego superficial controlado, remoción de hojarasca con rastrillo, fuego, rastrillado, plántulas germinadas, regeneración ya existente.

RESUMEN

Se estudió el efecto de los tratamientos del suelo en un bosque secundario. Es importante señalar que los tratamientos del suelo son una herramienta que permite eliminar la excesiva acumulación de hojarasca en el suelo. Tal es el caso del presente estudio en donde la eliminación de la hojarasca favoreció la germinación y el establecimiento de plántulas (que van desde un centímetro hasta 29 cm de altura) en el bosque secundario de Pilar de Cajón, Pérez Zeledón, Costa Rica.

Los tratamientos aplicados bajo dosel fueron fuego superficial controlado y remoción de hojarasca con rastrillo. Además, se evaluó el efecto de la capa de hojarasca sobre la regeneración natural.

Los objetivos del estudio fueron: identificar las especies forestales que más contribuyen a la formación de hojarasca, depositando la mayor cantidad de hojas sobre el suelo; conocer el efecto de la profundidad de la hojarasca en la germinación y establecimiento de la regeneración natural; y comparar el efecto de los tratamientos silviculturales fuego superficial controlado y remoción de la hojarasca con rastrillo, en la germinación y sobrevivencia de la regeneración natural. La investigación se realizó bajo condiciones naturales de marzo a julio de 1995.

Las especies forestales que más hojas aportaron al suelo del bosque fueron Licania sp., Miconia sp., Croton sp y Vochysia sp. La acumulación de hojarasca en el suelo no afectó la germinación de diásporas que caen sobre ella, aunque sí afectó en el establecimiento de la regeneración cuando las hojas secas con sus diferentes tamaños, formas y rigidez impidieron que la raíz se abriera paso y penetrara en el suelo.

Estadísticamente el tratamiento del suelo que brindó los mejores resultados sobre la germinación de nuevas plántulas fue el fuego superficial controlado, con medias de 22,5; 8,97; 2,0; y 2,67 plántulas por cuatro metros cuadrados medidas en abril, mayo, junio y julio, respectivamente. El grupo de especies deseables, que son las que presentan el mayor potencial económico del bosque, tuvo una mayor germinación en este tratamiento.

Sin embargo, el tratamiento del suelo que propició, una vez aplicado, la mayor sobrevivencia de plántulas y brinzales (que van desde 30 cm de altura hasta 4,9 cm de dap) fue la remoción de hojarasca con rastrillo.

Ninguno de los dos tratamientos aplicados afectó significativamente la regeneración natural existente en la categoría de latizales (que van desde 5 hasta 9,9 cm de dap). Ambos tratamientos son una herramienta que permite alterar y guiar la sucesión favorablemente, preparando un almácigo natural a la germinación y establecimiento de plántulas de interés económico, dejando un período de varios años para volverlos a aplicar.

GRANADOS LOARCA, J. N. 1995. Effects of soil treatments on secondary forest regrowth. Thesis Mag. Sc. Turrialba, C.R. CATIE. 109 p.

Key words: soil treatments, controlled superficial fire, fallen leaves, comb remotion of fallen leaves, seedlings, existing regrowth.

SUMMARY

The effects of soil treatments on natural regeneration were studied in a secondary forest. It is important to point out that soil treatments are important tools in eliminating excessive fallen leaves accumulated over the soil. In this study, these tools had a positive effect on the germination and establishment of seedlings (from 1 to 29 cm height) in the Pilar de Cajón secondary forest, Pérez Zeledón, Costa Rica.

The soil treatments used in this case were controlled superficial fire and comb remotion of fallen leaves. The effects of fallen leaves coverage on natural regrowth were also studied.

The objectives of this study were to identify the forestry species that contribute with fallen leaves over the top soil, to know the effect of fallen leaves deepness on germination and establishment of natural regeneration, and to compare the effects of controlled superficial fire and comb remotion of fallen leaves on germination and survival of natural regrowth. This research was carried out under natural conditions from March to July, 1995.

The tree species that contributed with more fallen leaves to the soil were Licania sp., Miconia sp., Croton sp. and Vochysia sp. The accumulation of fallen leaves did not affect the germination of diaspores over them, while it did affect the establishment of regeneration by making difficult the penetration of roots.

The soil treatment that showed better results on germination was controlled superficial fire, with 22,5; 8,97; 2,0 and 2,7 seedlings/4 m² in April, May, June and July, respectively. The groups of desirable species, which represents the forest's higher economical potential, had a higher germination with this treatment.

The soil treatment that showed better results on seedling survival (from 30 height to 4,9 cm dap) was comb remotion of fallen leaves.

The treatments did not affect plants from 5 to 9,9 cm dap. Both controlled superficial fire and comb remotion are useful tools that allow to alter and guide natural regeneration preparing

a natural nursery to germination and establishment of economically important species, and leaving a period of several years before repeating the treatments.

LISTA DE FIGURAS

Figura		No. Pág.
1	Localización del bosque de "Pilar de Cajón".....	19
2	Climatograma de la zona de Pilar de Cajón, San Isidro del General, Costa Rica.....	20
3	Comportamiento de la precipitación y caída de hojas durante el estudio.....	31
4	Número y porcentaje de árboles más latizales por hectárea que aportaron hojas al suelo.....	31
5	Número y porcentaje de caída de hojas por especie durante el estudio.....	32
6	Comportamiento de la precipitación y caída mensual de diásporas de los distintos grupos comerciales.....	34
7	Profundidad de hojarasca, tamaño poblacional, natalidad y porcentaje de mortalidad de cada cohorte en el testigo a lo largo del estudio.....	41
8	Medias de plántulas germinadas por tratamiento comparadas mes a mes mediante prueba "t" (P < 0,05).....	43
9	Agrupación ecológica y comercial en porcentaje de especies germinadas.....	46
10	Efecto de los tratamientos del suelo sobre el establecimiento de las especies deseables comparados mediante pruebas "t" con P < 0,05.....	47

11	Efecto de los tratamientos del suelo sobre el establecimiento de las especies no comerciales comparados mediante prueba "t" con $P < 0,05$	48
12	Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies deseables en el tratamiento de fuego.....	49
13	Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies deseables en el tratamiento de rastrillado.....	50
14	Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies deseables en el testigo.....	50
15	Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies aceptables en el tratamiento de fuego....	51
16	Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies aceptables en el tratamiento de rastrillado.....	52
17	Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies aceptables en el testigo.....	52
18	Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies no comerciales en el tratamiento de rastrillado.....	53
19	Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies no comerciales en el tratamiento de fuego.....	54
20	Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies no comerciales en el testigo.....	54
21	Sobrevivencia de plántulas un mes después de aplicados los tratamientos del suelo.....	58
22	Sobrevivencia de brinzales un mes después de aplicados los tratamientos del suelo.....	58

LISTA DE CUADROS

Cuadro	No. Pág
1	Medias de cocientes del número de plántulas/número de semillas por tratamiento comparados mediante prueba "t" $P < 0,05$ 36
2	Medias de porcentajes de mortalidad en cuatro metros cuadrados por tratamiento para cada grupo comercial y para todas las especies en general comparados mediante prueba "t" con $p < 0,05$ 57
3	Medias de porcentajes de mortalidad en cuatro metros cuadrados de plántulas y brinzales ya existentes un mes después de aplicados los tratamientos del suelo comparados mediante prueba "t" con $p < 0,05$ 59
4	Medias de sobrevivencia en cuatro metros cuadrados de plántulas y brinzales por tratamiento comparadas mediante prueba "t", $P < 0,05$ 59
5	Comportamiento de la regeneración en 120 m ² un mes después de aplicar el rastrillado..... 61
6	Porcentaje de plántulas en 120 m ² de especies comerciales y no comerciales que se incorporaron a la regeneración natural ya existente después de aplicar el rastrillado..... 61
7	Porcentaje de plántulas en 120 m ² de especies comerciales y no comerciales que germinaron y se establecieron después de aplicar el tratamiento de fuego..... 63

LISTA DE ANEXOS

Anexo	No. Pág.
1	Epoca de producción de diásporas de algunas especies forestales que existen en el bosque Pilar de Cajón..... 94
2	Datos de precipitación y temperaturas medias mensuales para la zona del bosque secundario de Pilar de Cajón, Pérez Zeledón, San Isidro del General..... 96
3	Especies forestales existentes en el bosque secundario de Pilar de Cajón..... 97
4	Diseño de bloques al azar establecido en el bosque secundario de Pilar de Cajón..... 99
5	Forma y tamaño de los bloques utilizados en el diseño de bloques al azar..... 100
6	Distribución sistemática de las parcelas en donde se aplicó el tratamiento de fuego en el bosque secundario de Pilar de Cajón..... 101
7	Número de diásporas del grupo de especies deseables atrapadas en 20 cajas recolectoras durante la investigación en el bosque de Pilar de Cajón..... 102
8	Número de diásporas del grupo de especies aceptables atrapadas en 20 cajas recolectoras durante la investigación en el bosque de Pilar de Cajón..... 103
9	Número de diásporas del grupo de especies no comerciales atrapadas en 20 cajas recolectoras durante la investigación en el bosque de Pilar de Cajón..... 104

10	Grupo ecológico de 19 especies germinadas durante la investigación en el bosque secundario de Pilar de Cajón.....	105
11	Número total de individuos del grupo de especies deseables establecidos en el tratamiento de fuego al final de la investigación en 120 m2.....	106
12	Número total de individuos del grupo de especies deseables establecidos en el tratamiento de rastrillado al final de la investigación en 120 m2.....	106
13	Número total de individuos del grupo de especies deseables establecidos en el testigo al final de la investigación en 120 m2.....	107
14	Número total de individuos del grupo de especies aceptables establecidos en el tratamiento de fuego al final de la investigación en 120 m2.....	107
15	Número total de individuos del grupo de especies aceptables establecidos en el tratamiento de rastrillado al final de la investigación en 120 m2.....	107
16	Número total de individuos del grupo de especies aceptables establecidos en el testigo al final de la investigación en 120 m2.....	108
17	Número total de individuos del grupo de especies no comerciales establecidos en el tratamiento de rastrillado al final de la investigación en 120 m2.....	108
18	Número total de individuos del grupo de especies no comerciales establecidos en el tratamiento de fuego al final de la investigación en 120 m2.....	109
19	Número total de individuos del grupo de especies no comerciales establecidos en el testigo al final de la investigación en 120 m2.....	109

I. INTRODUCCION

La composición florística y el crecimiento de las especies en los bosques tropicales secundarios puede variar notablemente después de una perturbación (Gómez-Pompa 1971).

Gómez-Pompa y Ludlow (1976) indican que las perturbaciones propician la regeneración en ecosistemas forestales secundarios. Algunos factores que provocan perturbaciones son los huracanes y fuegos; los efectos que éstos ocasionan pueden servir para iniciar los procesos de regeneración natural (Bawa (1973).

La presente investigación se realizó en el bosque secundario de "Pilar de Cajón", localizado al sur de San Isidro de El General, Pérez Zeledón, Costa Rica. Este bosque se ha regenerado lentamente en donde una constante acumulación de hojarasca se ha desarrollado.

Los tratamientos del suelo son el aspecto principal en este estudio y tienen como objetivo eliminar la materia orgánica no descompuesta (hojarasca) que impide el establecimiento de la regeneración natural. Estos tratamientos se aplicaron a través de dos tipos de perturbaciones bajo dosel: quemas superficiales controladas y remoción de hojarasca del suelo superficial mediante el rastrillado.

En la actualidad existe muy poca información sobre tratamientos aplicados al suelo en bosques naturales. Con esta investigación se pretende contribuir al conocimiento del efecto de la hojarasca y de los tratamientos que expongan el suelo mineral, en la regeneración natural.

II. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Conocer el efecto de la hojarasca y de tratamientos silviculturales que expongan el suelo mineral en la regeneración natural de un bosque natural secundario.

2.2 Objetivos específicos

1. Identificar las especies forestales que más contribuyen con hojas a la formación de hojarasca sobre el suelo.
2. Conocer la producción de diásporas y el efecto de la profundidad de la hojarasca en la germinación y establecimiento de la regeneración natural.
3. Comparar el efecto de los tratamientos silviculturales fuego superficial controlado y remoción de hojarasca con rastrillo, sobre la germinación y sobrevivencia de la regeneración natural.

III. HIPOTESIS

La germinación, establecimiento y sobrevivencia de la regeneración natural del bosque estudiado, es estimulada por tratamientos silviculturales del suelo que remuevan la hojarasca y expongan el suelo mineral.

IV. REVISION DE LITERATURA

4.1 Bosques tropicales de tierras bajas

Los bosques tropicales de tierra baja son considerados los ecosistemas forestales más diversos del mundo. Estos se han descrito como un mosaico de parches de tamaños diferentes y en diferentes etapas de regeneración, originados a partir de procesos dinámicos (Hartshorn 1978; Whitmore 1975; Baur 1968 y Richards 1952).

Las diversas especies de árboles que constituyen éstos bosques han sido agrupadas ecológicamente de diferentes formas en diversos gremios según su necesidad de crecer y madurar (Whitmore 1984 y Hartshorn 1980). Por ejemplo, Foster y Hubbell (1990) las han agrupado en tres gremios según sus necesidades para su regeneración en: Gremios de regeneración de sol, de sol parcial y de sombra.

Deslow (1980) y Hartshorn (1978) clasifican algunos árboles (del sotobosque) en especies que no necesitan de un claro para madurar. Otros como Whitmore (1978); Jones (1956); Richards (1952); Brown y Mathews (1914) clasifican algunas especies arbóreas en árboles que pueden alcanzar el estado de árboles jóvenes en la sombra, pero que no progresan mucho hasta que se abre un claro en el dosel y pueden reiniciar su crecimiento. Augspurger (1984) y Garwood (1983) clasifican algunas arbóreas en árboles cuyas semillas germinan en la sombra, pero deben recibir cierto grado de luz para asegurar su establecimiento y sobrevivencia.

Otros como Vásquez-Yanez y Esmith (1982); Vásquez-Yanez y Orosco-Segovia (1982) clasifican algunas arbóreas en árboles cuyas semillas germinan bajo el estímulo de luz, temperaturas altas o por perturbaciones al suelo (Putz 1983).

Finegan (1993a); Whitmore (1984) y Hartshorn (1980), las clasifican en heliófitas y esciófitas, según sea su requerimiento y respuesta a la luz. Las clasificaciones que los diferentes autores utilizan parecen tener en común, el principio de agrupar a las especies en función del comportamiento que presentan ante los gradientes ambientales más importantes dentro de los ecosistemas boscosos. Sin embargo, para el presente estudio se considera más apropiada la agrupación de especies en heliófitas y esciófitas debido a que el bosque está constituido por especies que requieren de luz para su regeneración exitosa y otras que en su etapa temprana de desarrollo toleran cierto grado de sombra, pero requieren de un grado elevado de iluminación para pasar por las etapas intermedias hasta la madurez.

4.2 Regeneración natural en bosques tropicales

Gómez-Pompa y Ludlow (1976) indican que la característica universal de todo ecosistema forestal es el cambio continuo al que está sometido. Cualquier ecosistema que nosotros escojamos es el resultado de un proceso continuo de cambios ocurridos en el pasado como ha sucedido en el bosque estudiado.

Estos cambios pueden ser de muy diversa índole como variaciones en el número de individuos de las especies, el remplazo de una especie por otras, cambios micro y macroclimáticos, la presencia de un herbívoro, un huracán o un fuego que modifica drásticamente la composición de la vegetación (Brinkman y Vieira 1971; Janzen 1970).

Rico y Gómez-Pompa (1976) indican que la vegetación de los bosques está formada por un componente real, representado por los individuos de especies presentes en el área y por un componente potencial que son las semillas y propágulos existentes en el suelo. Buena parte del contenido de semillas en el suelo se conserva sin germinar debido al efecto inducido por factores bióticos; tales como inhibición química, períodos de latencia y actividad de microorganismos, y abióticos como luz, temperatura y humedad.

Es importante señalar que la presencia de especies primarias y secundarias en los bosques depende de la cantidad de semilla producida, su capacidad de dispersión, su viabilidad y latencia (Guevara y Gómez-Pompa 1976). Crocker (1938) y Goss (1924) establecen que las semillas que se depositan en el suelo, su viabilidad y latencia condicionan el potencial florístico de los bosques. Según éstos autores este potencial está formado por especies representativas de la vegetación actual, especies de etapas sucesionales anteriores y especies que aunque nunca han estado presentes en el área forman parte del potencial dada su capacidad de dispersión.

Symington (1933) señala que al perturbarse un área por causas naturales o por el hombre, la estructura de la vegetación que se desarrolla está condicionada principalmente por semillas y propágulos existentes en el suelo y por individuos de especies presentes en el área.

4.3 Dinámica de los bosques tropicales

La dinámica de los bosques es ocasionada por muchos tipos de perturbaciones que provocan constantes cambios en la composición, diversidad y productividad de una comunidad vegetal (Whitmore 1991). Estos procesos dinámicos se dividen en dos categorías: las sucesiones y el ciclo de regeneración de los bosques primarios (Finegan 1993b). La sucesión es el proceso que ha originado la diversidad de especies en el bosque estudiado.

Varios autores definen el término sucesión desde el punto de vista ecológico (Holdridge 1982; Gastó 1980 y Sellec 1960). Sin embargo, la definición que se asemeja a los rasgos de sucesión en el bosque es la de Dawkins (1961), quien define la sucesión de un bosque secundario como un proceso continuo que consiste en una serie de cambios en el ecosistema, que conducen progresivamente hacia la formación de un bosque de estructura y composición cada vez más desarrollado.

El bosque secundario es definido de diferentes maneras por ecólogos, silvicultores y otros forestales. Entre ellos Finegan (1992) expresa que el bosque secundario es la vegetación leñosa que se desarrolla en tierras que son abandonadas después de que su vegetación original es

destruida por la actividad humana. A su vez Malleux (1971) considera al bosque secundario como la vegetación que se desarrolla en lugares donde los estratos principales del bosque clímax han sido eliminados por la acción de fuerzas humanas o naturales.

Interpretando los criterios de éstos autores y haciendo un análisis de estas definiciones, el bosque secundario estudiado se define como la vegetación leñosa que se desarrolló en tierras que fueron abandonadas después de que el bosque original fue aprovechado parcial o totalmente, o destruido parcialmente por la acción de fuerzas naturales. Actualmente de acuerdo al historial del bosque estudiado se sabe que éste es el producto de perturbaciones por cambio de uso parcial y total del suelo, que se realizaron hace varias décadas así como por perturbaciones causadas por vientos fuertes, siendo éstos observados con mayor magnitud aproximadamente desde hace cinco años (Picado 1991).

4.4 Etapas sucesionales de un bosque secundario

El proceso de sucesión secundaria ha sido estudiado en el trópico por varios investigadores. Fournier (1970) lo divide en cuatro etapas: pionera, secundaria joven, secundaria avanzada y clímax. Finegan (1992) reconoce las siguientes fases: fase de herbáceas y arbustos que raramente dura más de tres o cuatro años. Fase de heliófitas efímeras en donde el área es ocupada plenamente por especies arbóreas de crecimiento muy rápido formando un dosel superior que perdura por 10 a 25 años. Algunas especies de esta fase que se encuentran en el bosque son las siguientes: Cecropia sp. (Guarumo), Croton sp. (Targuá), Licania sp. (Canilla de mula) y Miconia sp. (Lengua de vaca). Fase de heliófitas durables que dominan el sitio después de 15 y por más de 25 años sustituyendo a las heliófitas efímeras. En este grupo se encuentran muchas de las especies actualmente comerciales, como: Swietenia macrophylla (Caoba), Cedrela odorata (Cedro), (Brokam 1986; Foster, Arce y Wachter 1986). En el bosque estudiado se observó a: Alchornea sp. (Chásparrío), Didymopanax sp. (Fosforillo), Pourouma sp. (Chumico) y Cordia sp. (Muñeco) entre otras.

Es importante indicar que si en el bosque no existe semilla disponible de especies primarias diseminada por la vida silvestre, el proceso de sucesión se retrasa y muchas veces puede terminar en la tercera etapa con dominancia de las heliófitas durables, que son las de mayor valor comercial hasta ese momento de la sucesión (Finegan y Sabogal 1988; Holdridge 1982). Al considerar los criterios de clasificación de las etapas sucesionales de Finegan y Sabogal (1988); Finegan (1984), se establece que el bosque en estudio se encuentra en su tercera etapa de desarrollo sucesional.

4.5 Agrupación comercial de las especies en los bosques tropicales

Según Hutchinson (1988) el manejo de los bosques secundarios es económicamente posible sólo, donde los árboles de especies heliófitas son comerciables y no solamente utilizables, o sea que debe existir una convergencia de lo ecológico/silvicultural y de las condiciones socioeconómicas.

El avance de la tecnología, mercados internos menos exigentes y una escasez creciente de recursos forestales ha favorecido el aprovechamiento de un número cada vez mayor de especies de crecimiento rápido, típicas de bosque secundario o de claros grandes en el bosque primario (Hutchinson 1992; Picado 1991).

En la actualidad una de las formas de manejar la complejidad de los bosques tropicales es agrupando las especies de acuerdo a sus tendencias ecológicas y de mercado. En general los grupos comerciales señalan rápidamente el valor del recurso, mientras que la subdivisión ecológica predice la respuesta del bosque a los tratamientos según el grado de perturbación (Fontaine 1986).

Para el manejo y la silvicultura de los bosques naturales se considera importante la agrupación de las especies arbóreas según criterios comerciales, referidos al valor de su madera y a las posibilidades para su comercialización lo cual no se logra si se manejan individualmente por especie (Hutchinson 1990a; Schmidt 1987 y Fontaine 1986).

Para el presente estudio se utilizó la clasificación de grupos comerciales propuesta por Hutchinson, Finegan y Sabogal (1993); y Hutchinson (1987a), en donde las especies forestales se agrupan en:

1. Deseables (COMSIL): especies que actualmente pueden ser comercializadas sin problema en el mercado nacional alcanzando precios altos. Consideradas también como comercializables a ser favorecidas silviculturalmente.
2. Aceptables (OTCOM): otras especies comerciales con un mercado restringido alcanzando generalmente precios bajos.
3. Otras especies (SNVAL): especies no comerciales sin uso actual y potencial.

4.6 Silvicultura

De acuerdo con Dembner (1995) la silvicultura tiene la difícil pero fundamental tarea de facilitar las opciones ecológicas y técnicas destinadas a alcanzar los objetivos propios de la ordenación forestal, ocupándose de la creación, desarrollo, composición, regeneración, establecimiento, crecimiento y cuidado de la vegetación forestal.

Dawkis (1988) indica que el éxito en la silvicultura de un bosque natural tropical se alcanza, cuando se lleva a la madurez a un rodal compuesto por especies maderables comerciales, el cual está produciendo regeneración natural en el sitio y donde no se muestra un deterioro del suelo.

Existen tres fuertes corrientes de silvicultura: la que se emplea en el sudeste Asiático, Africa Occidental y América tropical. En todos los casos la silvicultura está orientada a propiciar la regeneración natural la que depende del conocimiento de las características de las especies, del conocimiento del ambiente, del estado y tipo de bosque a trabajar y de los recursos disponibles (Taylor 1962).

A lo largo de los años la silvicultura de los bosques tropicales ha variado en los distintos países y dentro de cada uno de ellos dependiendo de la gran diversidad y complejidad de los ecosistemas forestales.

Betauld, Dupuy y Maitre (1995) consideran que la investigación y la silvicultura tropical ha oscilado durante los últimos cincuenta años entre dos conceptos aparentemente contradictorios: el de la regeneración artificial y el de la regeneración natural y mejoramiento de los rodales.

La silvicultura de un bosque natural está constituida por actividades, tratamientos y sistemas orientados a la continuidad del recurso (Hutchinson 1994a), permitiendo manipular el bosque para favorecer ciertas especies (Whitmore 1991). Es importante considerar que la silvicultura que se pretenda aplicar en un sitio determinado debe sujetarse y adecuarse a las condiciones naturales y socioeconómicas prevaletes que lo caracterizan (Hutchinson, 1992). Por lo que es crucial tener conocimiento del mercado maderero antes de planear una actividad, tratamiento o sistema, ya que la decisión a tomar va a depender del valor comercial de las especies presentes en el bosque (Baur 1964).

4.7 Tratamientos silviculturales

En el presente estudio se considera a un tratamiento silvicultural como una serie de actividades, en lo posible en secuencia ordenada dirigido a propiciar la germinación y establecimiento de la regeneración, mejorar el crecimiento y desarrollo, reducir la competencia, eliminar árboles defectuosos y mejorar la iluminación dentro del bosque (Hutchinson 1994b).

De acuerdo con Hutchinson (1987b) y Graaf (1986) los tratamientos silviculturales que se aplican en todas las partes del mundo tropical son visualizados como unidades básicas en sistemas silviculturales, por lo que deben ser fáciles de aplicar y de organizar para que sean implementados por el personal disponible de la región, aún cuando éste carezca de experiencia. Por lo regular los tratamientos se dividen en:

1. Tratamientos del suelo: consisten en exponer el suelo mineral a la germinación y establecimiento de la regeneración mediante el uso de perturbaciones ocasionadas por quemadas controladas o maquinaria (Hutchinson 1994a).
2. Tratamientos dirigidos a la apertura del dosel: Pretenden abrir el dosel propiciando iluminación y espacio para la regeneración natural, incluyen actividades como corta de lianas, cosecha de árboles que se pueden comercializar y eliminación de los árboles no deseables del nivel superior, medio o inferior (Hutchinson 1994a y Lamprech 1990).
3. Regeneración artificial: consiste en establecer una plantación suplementaria en las áreas en donde se encuentra una deficiente regeneración natural (Hutchinson 1994b y Quevedo 1990).
4. Limpieza del sotobosque: está orientada a aumentar la iluminación al nivel del suelo mediante la reducción del sotobosque, induciendo la germinación de semillas de especies deseables y estimulando los brinzales y latizales latentes (Hutchinson 1994b; Lawton 1980 y Lancaster 1961).
5. Liberación: es altamente selectiva y pretende asegurar una tasa máxima y constante de crecimiento de la regeneración natural. Puede utilizarse para liberar los fustes de las especies deseables de la competencia de las especies menos deseables, o fomentar a través de entresacas periódicas el desarrollo de los árboles seleccionados para una cosecha final (Hutchinson 1994a y Finol 1969).
6. Refinamiento: pretende eliminar del bosque todas las especies no deseables. Sin embargo, a veces no toma en cuenta los cambios en el mercado, por lo que especies eliminadas podrían con el tiempo llegar a ser muy cotizadas (Hutchinson 1994b y Taylor 1962).

Antes de aplicar un tratamiento silvicultural es importante conocer la historia del bosque que se pretende tratar, la dinámica que ha originado al bosque, el tipo de bosque, las perturbaciones a que ha estado expuesto, las especies que lo forman, las especies dominantes, el grupo ecológico a que pertenecen las especies, el valor comercial de las especies, la regeneración existente y la fenología del bosque.

El presente estudio fue orientado a los tratamientos del suelo bajo dosel, dirigidos a propiciar la regeneración natural epicentro de cualquier toma de decisión en el diseño de los sistemas silvícolas y en el manejo de los bosques (Collet 1966).

4.8 Regeneración natural producto de perturbaciones; principio de la aplicación de tratamientos al suelo

En los bosques naturales la regeneración de muchas especies ocurre mediante operaciones drásticas o perturbaciones, como las que provocan los fuegos y los vientos fuertes. Estos eliminan o remueven la hojarasca no descompuesta depositada sobre el suelo provocando que las semillas diseminadas entren en contacto directo con el suelo mineral, existiendo una mayor germinación y establecimiento de la regeneración (Alvarado 1989).

Vázquez-Yanez (1976) indica que la permanencia de las semillas en el suelo es diferencial, por lo que especies con mayores probabilidades de permanecer en el suelo y responder a cambios microclimáticos ocasionados por una perturbación, serán también las que tengan mayores probabilidades de germinar y establecerse.

El fuego juega un papel ecológico muy importante ya que además de su estrecha relación con la agricultura nómada, es uno de los factores que más ha afectado la regeneración de los ecosistemas tropicales y subtropicales, y es posible que muchos de los ecosistemas que se conocen actualmente hayan sido afectados en su inicio y durante su desarrollo por este factor (Bartlett 1957).

De acuerdo con Show y Clarke (1953) el empleo del fuego como elemento regulador dentro del monte ha llamado la atención de los técnicos forestales durante muchos años y en ciertas circunstancias el fuego puede constituir un recurso práctico para la silvicultura. Reyes (1980) indica que en el caso de la investigación forestal el conocimiento del factor fuego reviste una importancia capital que comprende dos aspectos. El primero considera al fuego como un agente modificador de la estructura, composición y selección de la vegetación, y por consiguiente de las especies forestales en algunos casos de importancia económica. El segundo considera que el fuego forma parte de un sistema controlado en el manejo forestal, en donde se le emplea en momentos oportunos y apropiados, siendo dichos momentos separados por un lapso de muchos años.

Bawa (1973) indica que las perturbaciones ocasionadas por vientos fuertes y huracanes remueven la hojarasca, derriban árboles, forman claros en los bosques y exponen el suelo mineral al establecimiento y germinación de semillas.

Saver y Struick (1964) establecen que la luz es uno de los factores que más propicia la germinación masiva de semillas fotoblásticas presentes en el suelo y que las perturbaciones que provocan la remoción o destrucción de la hojarasca son el principio básico de los tratamientos del suelo, ya que ocasionan la exposición del suelo mineral a la diseminación de semillas y a la acción de la luz que incentiva la germinación.

4.9 Tratamientos silviculturales del suelo

En la actualidad existe muy poca información sobre tratamientos silviculturales aplicados al suelo en bosques naturales. Esto puede deberse a que los bosques aun tienen una alta regeneración natural y por lo tanto no ha sido necesario utilizarlos. Otra razón puede ser que las investigaciones acerca de tratamientos y sistemas silviculturales se han orientado a la apertura del dosel y a propiciar el crecimiento de la regeneración ya existente. Es importante señalar que los estudios sobre tratamientos y sistemas silviculturales se han desarrollado con mayor magnitud

en bosques primarios y muy poco se sabe de los bosques secundarios, probablemente por que aun no se ha tomado en cuenta que éste con prácticas silviculturales puede alcanzar un valor económico de importancia. Por lo regular los tratamientos al suelo sólo han sido reportados formando parte de una actividad dentro de la silvicultura. Este es el caso del:

Gran Chaco del Paraguay, en donde el despejar el espeso sotobosque permitió que las semillas de los árboles de especies deseables llegaran al suelo, obteniéndose como resultado una densa regeneración natural (Hutchinson 1994a).

Haig, Huberman y Din (1959) indican que un suelo mineral desnudo como el que puede conseguirse por el fuego o rastrillando antes de caer la semilla, asegura un aumento en la regeneración de especies comerciales.

En Costa de Oro, hoy Ghana, el limpiar un círculo de 30 m de diámetro alrededor del tocón de cada árbol explotado, propició el establecimiento de especies comerciales (Lamprecht 1990). Mientras que en Quesland, Australia, la labranza del suelo debajo de los árboles padres ocasionó la regeneración de especies comerciales (Lamprecht 1990; Baur 1964 y Haley 1957).

4.10 Consideraciones sobre el uso de fuego controlado y remoción de la hojarasca

El uso del fuego controlado conocido también como fuego dirigido o quema prescrita ha sido discutido ampliamente en todo el mundo, inclinándose favorablemente de manera total o parcial y otros negativamente. Para la presente investigación se adoptó el término de fuego superficial controlado, ya que la finalidad de este tratamiento es sólo eliminar la capa de hojarasca acumulada en el suelo. A continuación se presenta algunas consideraciones sobre el uso del fuego.

Gómez-Pompa y Kaus (1990) exponen que las selvas tropicales han sido conservadas y manejadas desde los tiempos coloniales, y las evidencias arqueológicas y la composición actual de las selvas sugieren que numerosas regiones alguna vez mantuvieron densas poblaciones humanas, que mediante la agricultura itinerante y el uso del fuego convertían a los ecosistemas selváticos en entes dinámicos y continuos, y no en ambientes intocados como se creía.

Respecto a la investigación del fuego como elemento en sí, Volkmar (1962) realizó un estudio detallado sobre la quema de una sabana en Venezuela y determinó que las máximas de temperatura se desarrollan en las llamas de mayor altura y por delante del frente del fuego. De éstas máximas hacia abajo la temperatura disminuye poco a poco y cerca del suelo muy rápido, pues las llamas tienen un efecto de succión de modo que durante la quema el aire fresco del suelo es absorbido transportándose hacia arriba, suavizando así los efectos de la quema (Volkmar 1962).

Perry (1957) en un estudio que realizó en el Cayal, Campeche, México, sobre los cambios que ocurren en las propiedades químicas del suelo debido a la quema del monte, encontró que el fuego controlado incrementa el pH y la fertilidad del suelo especialmente el contenido de fósforo y potasio, provocando una reducción no significativa en el porcentaje de materia orgánica.

Reyes (1980) menciona que los fuegos controlados mejoran las propiedades físicas superficiales del suelo, ya que modifica la estructura consistente de bloques gruesos arcillosos a una estructura granular, fragmenta los agregados calizos gruesos superficiales y con la adición de cenizas favorece la formación de una capa superficial porosa, constituyendo así un suelo fácilmente laborable.

Con respecto a las poblaciones microbiológicas del suelo se ha encontrado que la quema disminuye la población de microorganismos, sin embargo, en el sentido biológico el suelo continúa siendo abundante en microorganismos, pues se ha determinado que en el límite superior del suelo las temperaturas no son tan altas como para afectar la microbiología (Reyes 1980).

Verduzco (1976) admite que los fuegos controlados constituyen una ayuda en la regeneración natural, al destruir la gruesa capa de desechos vegetales que impide el contacto de las semillas directamente con el suelo y su germinación. La profundidad de dicha capa y el tamaño, forma y rigidez de la hojarasca afecta la penetrabilidad del sistema radicular de la nueva planta en el suelo.

Hudson y Salazar (1981) expresan que las quemadas controladas que imitan a un incendio forestal de baja intensidad son eficaces para reducir el material orgánico, exponiendo el suelo al contacto directo de las semillas después de su diseminación.

Con respecto a la remoción de la hojarasca con rastrillo no se encontró literatura relevante sobre éste tratamiento, por lo que a través de este estudio se espera tener mejores conocimientos sobre el rastrillado.

4.11 Frutos y semillas

Niembro (1988) afirma que las semillas de los árboles y arbustos particularmente si proceden de especies silvestres son menos conocidas que las semillas de plantas agrícolas. Sin embargo, no por ello se deben considerar menos importantes ya que constituyen una de las formas más importantes del germoplasma primario.

Nitsch citado por Niembro (1988) conceptualiza en términos generales que la semilla es el resultado de una serie de procesos biológicos que se inicia con la floración y concluye con la maduración del fruto. Pennigton y Sarukhan (1968) informan que el tiempo transcurrido a partir de la floración hasta la maduración del fruto varía notablemente de acuerdo con la especie.

Smythe (1970a) estudió en la isla de Barro Colorado, Panamá, el carácter estacional de la caída de frutos y observó que la máxima caída de frutos se presenta al principio de la estación húmeda, sin embargo, existieron frutos que su caída fue más estacional y otros más uniforme durante el año.

Ríos (1991) en su estudio fenológico de 108 especies forestales en Herrera-Loreto, Amazonia Peruana, expone que la fructificación se distribuye durante todo el año y que existen especies de fructificación anual, bianual, polianual o de una única vez y otras especies que no dependen de la estación climática. Niembro (1988) establece que los frutos y semillas de las especies de árboles y arbustos no siempre maduran en el mismo año de la floración y que a veces este proceso se prolonga hasta el año siguiente, con algunas variaciones originadas por la latitud y el clima.

Trejo (1976) señala que en las zonas tropicales húmedas la época de floración y fructificación es asincrónica para diferentes especies. Juliano (1940) indica que la producción de semilla a lo largo del año tiende a ser continua en muchos grupos de plantas de bosque secundario y lo único que cambia es la cantidad de semilla producida a lo largo del año. En el Anexo 1 se presenta la época de producción de diásporas (frutos y/o semillas) en Costa Rica de algunas especies forestales que se encuentran en el bosque de Pilar de Cajón.

Vásquez-Yanez (1976) analiza que la dispersión de las semillas puede efectuarse por animales (zoócora), el viento (anemócora) y el agua (hidrócora). Darwin fue uno de los primeros autores que reportó que las aves actúan como agentes dispersores de propágulos de plantas, al demostrar la presencia de semillas viables en el lodo adherido en las patas de aves acuáticas (Van der Pijl 1968).

Trejo (1976) en un estudio sobre la diseminación de semillas por aves en los Tuxtlas, determinó que la llegada de especies primarias a zonas de vegetación secundaria y viceversa, se puede explicar en parte por el acarreo de la aves y murciélagos que debido a su capacidad de recorrer grandes distancias contribuyen a la diseminación de semillas en muchas comunidades vegetales.

4.12 El clima y la descomposición de la hojarasca en el bosque tropical

Desde hace mucho tiempo se conoce la importancia del piso del bosque como parte integral del ecosistema, la descomposición de la hojarasca es uno de los principales procesos que tiene lugar en el suelo del bosque e influye en la disponibilidad de nutrientes que es un determinante fundamental del crecimiento de los árboles y de la producción de madera.

El follaje de las coníferas suele descomponerse más lentamente que el de las deciduas debido a que contienen más lignina y más fracción soluble en éter. La hojarasca de las latifoliadas contiene más potasio y fósforo, y menos lignina y casi siempre menos fracción soluble en éter (Gosz 1973; Daubenmire y Prusso 1963; Mikola 1960 y Ovington 1954).

Rochow (1974) y John (1973) indican que las hojas caídas desaparecen más rápidamente que las ramas y las hojas de sombra que son más blandas, más rápidamente que las hojas de luz (Williams y Gray 1974). El índice de descomposición es más alto en las especies que tienen un máximo de ceniza, nitrógeno y una mínima relación C/N y menor contenido de lignina (Singh, 1969). Observando diferencias significativas entre especies (Heath 1966; Edwards y Heath 1963).

Los factores que influyen en la actividad microbiana de las hojas secas son: la especie vegetal y el clima. El efecto de la especie vegetal sobre la microflora depende de las propiedades físicas y químicas de las hojas. Ambas influyen en la relación C/N siendo los primeros colonizadores de la hojarasca las bacterias y los hongos (Crossley y Hoglund 1962).

Crossley y Hoglund (1962) señalan que la descomposición de la hojarasca depende del número de microartrópodos y éstos del contenido de humedad en la hojarasca. En efecto Madge (1965) llega a la conclusión que en la época húmeda hay más animales en los discos de las hojas que en la época seca, existiendo un mayor número de animales en la superficie del suelo que comen más hojarasca.

El clima es el factor principal que controla e influye en la descomposición de los restos vegetales y en la abundancia de la materia orgánica (Brinson 1977 y Singh 1969), influye tanto en el desarrollo de la vegetación como en las actividades de los microorganismos que son factores críticos en la formación del suelo. Con relación a la temperatura y humedad, Kononova (1975) llega a la conclusión de que la máxima descomposición de materia orgánica se observa en condiciones de temperatura moderada, alrededor de 30 °C y con un contenido de humedad del 60-80%. El aumento o disminución de la temperatura y la humedad simultáneamente más allá de los niveles óptimos reduce la descomposición de la materia orgánica.

Wood (1974) indica que el pH del suelo refleja la interacción entre la lluvia y la temperatura, revelando una descomposición lenta tanto con pH bajo (temperatura baja y precipitación abundante) como con pH alto (temperatura alta y precipitación escasa) y descomposición rápida con pH de nivel medio. Shanks y Olson (1961); y Mikola (1960) indican que es notable la influencia de la temperatura sobre la descomposición de la lignina. Golley (1971) señala que la máxima descomposición de la hojarasca es a comienzos de la época lluviosa (0.92 t/ha/mes). Esto se debe a la actividad de los ácaros y de Colembolas (Boonyawat y Ngampongsai 1974).

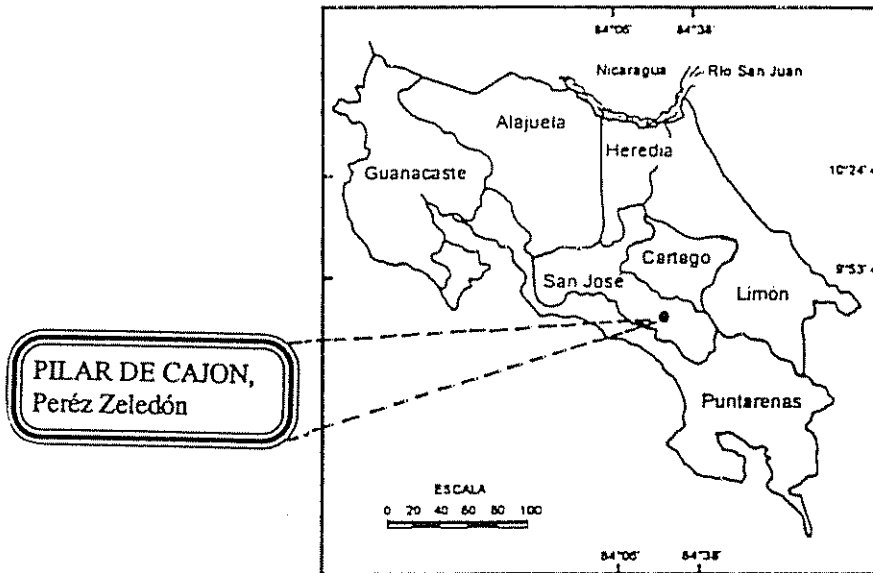
V. MATERIALES Y METODOS

5.1 Descripción del área experimental

5.1.1 Localización

El estudio se desarrolló en el bosque natural secundario de "Pilar de Cajón," ubicado 17 km sobre la carretera interamericana de la ciudad de San Isidro de El General, Pérez Zeledón, en la cuenca del río El General, en la zona del Pacífico Sur de Costa Rica. Se encuentra aproximadamente entre las coordenadas nueve grados cinco minutos Latitud Norte y 84 grados 15 minutos Longitud Oeste (Figura 1). El bosque tiene una extensión de 180 hectáreas, distribuido en dos bloques de nombre La Sandía (90 ha) y La Laguna (90 ha).

COSTA RICA



AREA DE TRABAJO

Figura 1. Localización del bosque de "Pilar de Cajón".

Fuente: Proyecto Producción en Bosques Naturales, CATIE, Costa Rica.

5.1.2 Clima y zona de vida

El bosque se encuentra alrededor de los 600 msnm, con una temperatura promedio de 23 °C (datos Estación San Isidro del General período 1940-1960) y una precipitación media anual de 2934,2 mm (datos Estación San Isidro del General período 1937-1985, Anexo 2). La región donde se encuentra el bosque presenta una estación seca aproximadamente de diciembre a marzo (Figura 2). De acuerdo a la clasificación de zonas de vida de Holdridge, el bosque en estudio se encuentra en la zona de vida bosque húmedo Tropical (De Lucca 1993).

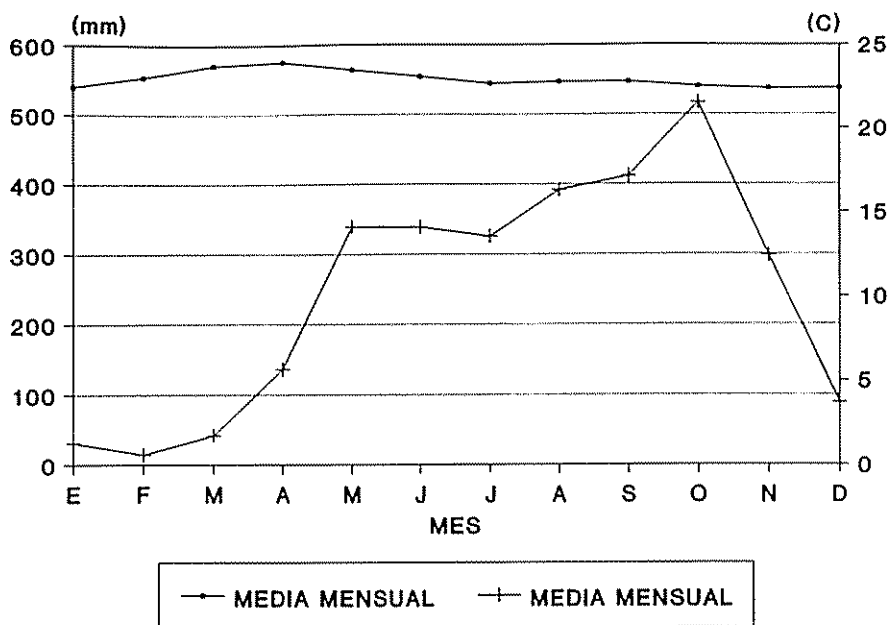


Figura 2. Climatograma de la zona de Pilar de Cajón, San Isidro del General, Costa Rica.

5.1.3 Topografía, suelos e hidrografía

El bosque posee suelos levemente ondulados con pendientes suaves. Los declives más pronunciados se encuentran a lo largo de los cursos de agua permanentes o intermitentes. Los suelos son pobres, ácidos con un pH promedio de 4,6; con alto contenido de aluminio (1,33 meq/100 ml de suelo), arcillosos, poco profundos (15 a 25 cm), de color rojo amarillento, con arcillas muy finas e isohipertérmicas (se raja cuando seca) y se encuentra sobre material parenteral de origen volcánico (Picado 1991).

Con base en la metodología oficial para la determinación de la capacidad de uso de las tierras de Costa Rica, el área pertenece a la clase de capacidad de producción forestal permanente, donde las principales limitantes del suelo son profundidad efectiva, textura y pH (Picado 1991). El bosque en el bloque de nombre La Sandía tiene una quebrada pequeña de aguas permanentes que fluyen a la quebrada Pital.

5.2 Historia del bosque

De acuerdo a las memorias del Proyecto Producción en Bosques Naturales del CATIE, hace más de cuatro décadas el bosque primario original fue aprovechado selectivamente y después talado parcialmente para sembrar pasto y dedicarlo a la ganadería. Sin embargo, el cambio de uso no resultó y el sitio fue abandonado. Posteriormente formó parte de la compañía Alcoa, quien quiso explotar bauxita pero al no concretarse la operación entregó el sitio al Instituto de Desarrollo Agrario (IDA), quien lo convirtió en reserva forestal para los asentamientos adyacentes. En 1986 el IDA otorgó dicha reserva en arrendamiento a Coope Madereros R. L. de San Isidro, quien la tiene actualmente bajo su cargo.

Después del abandono de los pastizales el sitio se regeneró formando el bosque natural secundario que se observa actualmente. En el transcurso de los años el bosque fue explotado selectivamente en diferentes lugares en donde se encuentra hoy día manchas de bosque intervenido más recientemente.

El CATIE desde 1987, en convenio con la Dirección General Forestal y Coopemadereros, ha establecido parcelas permanentes de investigación y demostración a través de sus diversos proyectos forestales (Proyecto Madeleña, Proyecto Silvicultura de Bosques Naturales y actualmente el Proyecto Producción en Bosques Naturales).

El Proyecto Producción en Bosques Naturales actualmente posee parcelas permanentes donde se han aplicado tratamientos de mejora y de liberación. El tratamiento de mejora consistió en aprovechar todos los árboles maduros a partir de 60 cm de dap con el fin de mejorar las condiciones de iluminación del bosque. El tratamiento de liberación fue dirigido a los árboles seleccionados para futura cosecha, individuos inmaduros (diámetros menores al diámetro mínimo de corta y mayores de 10 cm de dap) de las especies de valor comercial de buena forma y vigor. Esto se alcanzó mediante el corte de sus competidores.

Dentro del bosque se dejó un área sin intervenir con la finalidad de conservar la vida silvestre (avifauna), que se considera importante para la sostenibilidad del recurso debido a que diseminan semillas de las especies arbóreas (Proyecto Producción en Bosques Naturales 1994).

En marzo de 1990 una fuerte tormenta azotó el área de Pilar, en donde vientos fuertes ocasionaron la caída de árboles que propiciaron la formación de claros dispersos dentro del bosque. Durante el mes de junio de 1995 se volvió a repetir una fuerte tormenta, observando grandes árboles caídos que de nuevo provocaron claros dispersos dentro del bosque y acumulación de materia orgánica (hojarasca), que en cierto momento ha reducido en algunas zonas la regeneración natural (observaciones personales del autor).

De acuerdo con Picado (1991), el bosque en estudio es quizá la única masa de más de 100 ha de bosque natural productivo, que se encuentra desde Pérez Zeledón hasta la frontera con Panamá sobre la carretera Interamericana. Referente a las especies que lo forman la mayoría pertenecen al grupo ecológico de las heliófitas, siendo las dominantes las heliófitas durables que en gran parte son de valor comercial (Picado 1991). Está compuesto aproximadamente de 20 familias botánicas y de un centenar de especies arbóreas, casi la mitad de ellas son de aceptación comercial (De Lucca 1993). En el Anexo 3 se presenta la lista de especies forestales existentes en el bosque "Pilar de Cajón".

Con respecto a la información recopilada del bosque, se concluye que proviene de una historia de más de cuatro décadas, resultado de constantes sucesiones ocasionadas por perturbaciones, producto de vientos e intervenciones humanas que han alterado su composición y estructura. Para la presente investigación es importante indicar que la regeneración de las heliófitas comerciales no es continúa y por no estar presente en la tercera etapa de la sucesión (Finegan 1992), fue necesario en años anteriores inducir la regeneración mediante el manejo del dosel (Hutchinson 1994b).

El bosque secundario de "Pilar de Cajón es una isla forestal rodeada por un inmenso mar de cultivos agrícolas (caña, café y piña). De acuerdo con Turner (1989); Forman y Gordon (1986), al igual que otros bosques secundarios, este bosque es alterado en sus diferentes ciclos biológicos por la influencia de las diferentes prácticas agrícolas aplicadas por los agricultores en los alrededores. Como ejemplo, se puede citar la aplicación constante de pesticidas vía aérea en cafetales aledaños al bosque desde el mes de abril a junio repetidamente desde años atrás. De acuerdo con Weary y Merriam (1978), por efecto del viento, estos son llevados al bosque provocando en cierto grado la muerte de organismos que descomponen la hojarasca y afectan la fisiología de los árboles.

5.3 Metodología

5.3.1 Diseño general

La investigación se inició en el mes de marzo de 1995 (estación seca) bajo condiciones naturales en un diseño de bloques al azar, formado por 30 repeticiones de 100 m² (10 x 10 m). Las repeticiones se ubicaron sistemáticamente cada 10 m sobre un rumbo norte-sur (Anexo 4). Dentro de cada repetición se establecieron dos parcelas de cuatro metros cuadrados cada una (2 x 2 m), en donde se ubicó el testigo y se aplicó el tratamiento remoción de hojarasca con rastrillo bajo dosel (tratamiento llamado en adelante rastrillado). Además, se instalaron 20 cajas recolectoras de hojas y de diásporas de un metro cuadrado (1 x 1 m). Cada caja se fabricó de madera, tela y malla de una pulgada, y se ubicó una en cada repetición distribuyéndolas entre las 30 repeticiones del ensayo (Anexo 5).

Dentro del mismo bosque en estudio se estableció en un área aproximada de 360 m², 30 parcelas de cuatro metros cuadrados cada una (2 x 2 m), ubicadas sistemáticamente con un rumbo norte-sur y distancia entre parcela de dos metros (Anexo 6). En cada una de estas parcelas se aplicó el tratamiento fuego superficial controlado bajo dosel (llamado en adelante fuego), el que se comparó cada mes con el rastrillado y testigo.

5.3.2 Especies forestales que más contribuyen con hojas a la formación de hojarasca sobre el suelo

Este estudio tuvo una duración de cuatro meses (de abril a julio) y consistió en identificar las especies arbóreas que depositan mayor número de hojas sobre el suelo.

Dentro de cada repetición de 100 m² (10 x 10 m) donde se instaló una caja recolectora de hojas (inciso 5.3.1), se identificaron árboles y latizales, y en las cajas recolectoras las hojas caídas. La identificación de hojas en las cajas se realizó cada 15 días y posteriormente las especies que más aportaron hojas se agruparon individualmente y las especies restantes en un solo grupo.

5.3.3 Producción de diásporas, germinación de diásporas caídas durante el estudio y efecto de la profundidad de la hojarasca en la germinación y establecimiento de la regeneración natural

Este otro estudio tuvo una duración de 4 meses y abarcó dos fases: el propósito de la primera fase fue conocer el número de plántulas forestales germinadas y el número de diásporas de especies arbóreas recolectadas, y estimar si las plántulas forestales recién germinadas fueron el producto de las diásporas arbóreas depositadas naturalmente después de aplicar los tratamientos del suelo, o bien fueron producto de las diásporas arbóreas depositadas en el suelo en períodos anteriores (banco de semillas), las cuales pudieron responder a los efectos de los tratamientos.

La segunda fase tuvo como objetivo conocer el efecto de la profundidad de la hojarasca en la germinación y posterior establecimiento de las plántulas forestales.

En la presente investigación, por considerarse que existen tantos frutos como semillas como unidades de diseminación, se adoptó el término colectivo de diáspora propuesto por Howe y Smallwood (1982) para referirse a dicha unidad.

La primera fase se realizó en las repeticiones del diseño de bloques al azar donde se ubicaron las 20 cajas recolectoras de hojas, utilizando también estas cajas para capturar diásporas (inciso 5.3.1).

Las variables que se evaluaron en esta primera fase fueron dos: primero, el número total de diásporas recolectadas que además de ser contadas cada mes se identificaron y se agruparon de acuerdo con la clasificación de Hutchinson, Finegan y Sabogal (1993) y Hutchinson (1987a) en tres categorías según su valor comercial:

- a) Deseables: en este grupo de especies comercializables a ser favorecidas silviculturalmente se encontró: Alchornea sp., Simarouba amara, Didymopanax sp., Enterolobium sp., Goethalsia meiantha, Virola sp., Pourouma sp., Ocotea sp., y Calophyllum sp.
- b) Aceptables: Cordia sp., Guatteria sp., y Jacaranda copaia.
- c) Especies sin valor comercial: Croton sp., Chrysophyllum sp., Vochysia sp., Miconia sp., Inga sp., Cecropia sp., y Licania sp.

La segunda variable que se evaluó fue el número total de plántulas germinadas en las parcelas de cuatro metros cuadrados entro de las 20 repeticiones donde se ubicaron las cajas recolectoras. Estos datos se obtuvieron de los conteos realizados en el estudio " Comparación del efecto de los tratamientos silviculturales sobre la germinación y sobrevivencia de la regeneración natural" (inciso 5.3.4).

La evaluación del número de plántulas germinadas y el número de diásporas recolectadas se realizó mediante una análisis de varianza aplicado al cociente del número de plántulas/número de semillas. Para esto se utilizó sólo los datos de las especies que presentaron tanto diásporas como plántulas germinadas en las parcelas después de la aplicación de los tratamientos del suelo. Este cociente en el ANDEVA permitió comparar la germinación de plántulas por diáspora en

los tratamientos de rastrillado y testigo. Estos últimos se compararon con el fuego mediante prueba "t" con nivel de 5%.

La segunda fase se llevó a cabo en 30 parcelas de cuatro metros cuadrados (2 x 2 m), que fueron el testigo dentro de cada repetición de 100 m² del diseño de bloques al azar en donde se comparó el tratamiento de rastrillado y testigo. Las variables que se midieron fueron la profundidad de la capa de hojarasca y el número de plántulas germinadas.

La profundidad de la hojarasca se midió cada mes en cada parcela testigo a partir de la superficie del suelo mineral con una vara calibrada en el sistema métrico decimal. Se obtuvo una media de la profundidad al medir los cuatro lados de cada unidad experimental. El número de plántulas germinadas se obtuvo también de datos recopilados cada mes en las parcelas testigo (inciso 5.3.4). Posteriormente se calculó la correlación entre la profundidad de la capa de hojarasca y el número de plántulas germinadas.

5.3.4 Comparación del efecto de los tratamientos silviculturales sobre la germinación y sobrevivencia de la regeneración natural

Este estudio se estableció en el diseño de bloques al azar, utilizando las dos parcelas de cuatro metros cuadrados (2 x 2 m) que se ubicaron en las 30 repeticiones de 100 m² (10 x 10 m). En estas parcelas se distribuyó aleatoriamente el tratamiento de rastrillado y testigo (inciso 5.3.1).

El tratamiento de rastrillado y el testigo se comparó con el tratamiento de fuego, que se aplicó en 30 parcelas de cuatro metros cuadrados (2 x 2 m). Estas parcelas se ubicaron en un área aproximada de 360 m² dentro del mismo bosque, la cual no estaba incluida en el diseño de bloques al azar.

Este tratamiento (fuego) fue aplicado durante el mismo período en que se realizó el rastrillado y se estableció el testigo. Para esto se aprovechó la ignición de una quema agrícola, efectuada a los residuos de un cañal aledaño al bosque para iniciar el tratamiento de fuego, dirigirlo y controlarlo convirtiéndolo en una quema superficial controlada. Para facilitar el conteo de la regeneración natural se utilizaron cuatro unidades de registro de un metro cuadrado dentro de cada parcela tratada con rastrillado, fuego y testigo; tal y como lo recomiendan Hutchinson (1990b); Wayatt-Smith (1986) y Rollet (1971).

Este estudio estuvo formado por dos fases; la primera consistió en conocer el efecto de los tratamientos del suelo sobre la regeneración natural de especies forestales y la segunda, el efecto de los tratamientos sobre la sobrevivencia de la regeneración forestal ya existente.

La primera fase tuvo una duración de cinco meses de marzo a julio. Se inició en la primera semana de marzo con el establecimiento del diseño en el campo. En la tercera y cuarta semana se aplicaron los tratamientos. La investigación concluyó en la última semana de julio. El objetivo de esta fase fue conocer el efecto de los tratamientos silviculturales del suelo al eliminar la hojarasca acumulada, exponer el suelo mineral a la diseminación natural de diásporas, germinación y establecimiento de plántulas forestales.

Las variables que se evaluaron durante la primera fase del experimento fueron el número de plántulas germinadas (regeneración), que se incorporan de manera general a la población natural del bosque después de haber aplicado los tratamientos del suelo y el número de plántulas por grupo comercial que vivieron (establecidas) al final de la investigación.

Las plántulas germinadas fueron identificadas y agrupadas de acuerdo a su valor económico en tres grupos: deseables, aceptables y otras especies que no son de valor comercial (Hutchinson, Finegan y Sabogal 1993). Estas fueron contadas cada mes con la ayuda de un conocedor, marcando cada plántula con una leve gota de pintura en el tallo y hojas primarias. Se diferenció cada temporada de conteo con un color distinto: primer conteo con color rojo; segundo conteo con color amarillo; tercer conteo con color blanco y cuarto conteo con café.

En la evaluación del rastrillado versus testigo se utilizó el modelo matemático habitual del diseño de bloques al azar:

$$Y_{ij} = u + T_i + R_j + E_{ij}$$

donde:

Y_{ij} = Número de plántulas germinadas por parcela por tratamiento

u = Media general de plántulas germinadas alrededor de la cual oscilan los valores de todas las observaciones.

T_i = Efecto del tratamiento rastrillado y testigo

R_j = Efecto de los 30 bloques (repeticiones).

E_{ij} = Error experimental asociado a los 30 bloques donde se establecieron los dos tratamientos.

Para evaluar el efecto del tratamiento de fuego con el rastrillado y testigo, se comparó cada mes las medias del número de plántulas germinadas entre tratamientos, utilizando la "t" de Student con una prueba de significancia al nivel 5% de probabilidad. Al final de la investigación se comparó la media de plántulas por grupo comercial que vivieron (establecidas) al final de la investigación en cada tratamiento.

La segunda fase tuvo como objetivo conocer el efecto de los tratamientos sobre la sobrevivencia en la población de plántulas, brinzales y latizales ya existentes antes de la aplicación de los tratamientos. Este estudio tuvo una duración de un mes a partir de la aplicación de los tratamientos. La variable evaluada fue el número de plántulas, brinzales y latizales

existentes, antes y un mes después de aplicar los tratamientos. Las categorías de regeneración utilizadas en este estudio se basaron en las recomendaciones de Hutchinson (1993 y 1990c) y son las siguientes:

- a) Plántulas: desde un centímetro hasta 29 cm de altura.
- b) Brinzal: desde 30 cm de altura hasta 4,9 cm de dap.
- c) Latizal: desde cinco hasta 9,9 cm de dap

Las plántulas y brinzales de la regeneración ya existente fueron identificadas y agrupadas de acuerdo a su valor económico en: especies comerciales y no comerciales. Se marcó cada plántula y brinzal con una liga de color que las diferenciara de la nueva regeneración establecida durante el estudio.

Para evaluar la sobrevivencia de la regeneración en el tratamiento de fuego se infirió que la población en este tratamiento era el promedio de las poblaciones encontradas en el rastrillado y testigo, debido a que cuando se utilizó la ignición de la quema agrícola no se logró inventariar la población de plántulas y brinzales existentes en el área, pero si los latizales y árboles después del uso del fuego.

La sobrevivencia de plántulas, brinzales y latizales en los tratamientos se analizó estadísticamente mediante el uso de tablas de contingencia y la prueba de chi-cuadrado con un nivel de significancia del 5%. Se comparó la sobrevivencia de plántulas y brinzales entre tratamientos mediante un análisis de varianza y una prueba "t" de Student de nivel 5%.

Es importante indicar que para efectuar las diferentes pruebas estadísticas en la presente investigación, se utilizó el programa estadístico " SAS " versión 6,02 para ambiente Dos del CATIE.

VI. RESULTADOS Y DISCUSION

6.1 Especies forestales que más contribuyen con hojas a la formación de hojarasca sobre el suelo

El valor práctico de saber qué especies contribuyen con más hojas a formar la hojarasca es identificar a que grupo comercial pertenecen éstas especies, que usos se les puede dar y en base a esto establecer qué tratamientos silviculturales pueden regular las poblaciones de éstas, de tal manera que se pueda reducir la caída de hojas o bien evitar de manera manual la acumulación de hojarasca que impide que las raíces de las plántulas germinadas anclen en el suelo. En este caso las especies que más aportaron hojas no son aun en su totalidad de interés industrial, pueden considerarse invasoras de claros y son utilizadas como leña y en construcciones artesanales en la región.

Durante la investigación se constató que la mayoría de las especies arbóreas existentes en el sitio experimental manifestaron caída de hojas, y estas principalmente son: Ocotea sp., Enterolobium sp., Chrysophyllum sp., Simarouba amara, Cordia sp., Croton sp., Alchornea sp., Casearia silvestris, Guatteria sp., Licania sp., Miconia sp., Vochysia sp., Didymopanax sp. y Virola sp. La Figura 3 permite conocer que la observación de caída de hojas durante el estudio se inició en abril, con una mayor ocurrencia en mayo reduciéndose a lo largo del estudio. El aporte de hojas al suelo se debe a que existió un total de 470 árboles y 600 latizales por hectárea. Las especies que más dominaron en el experimento se presentan en la Figura 4.

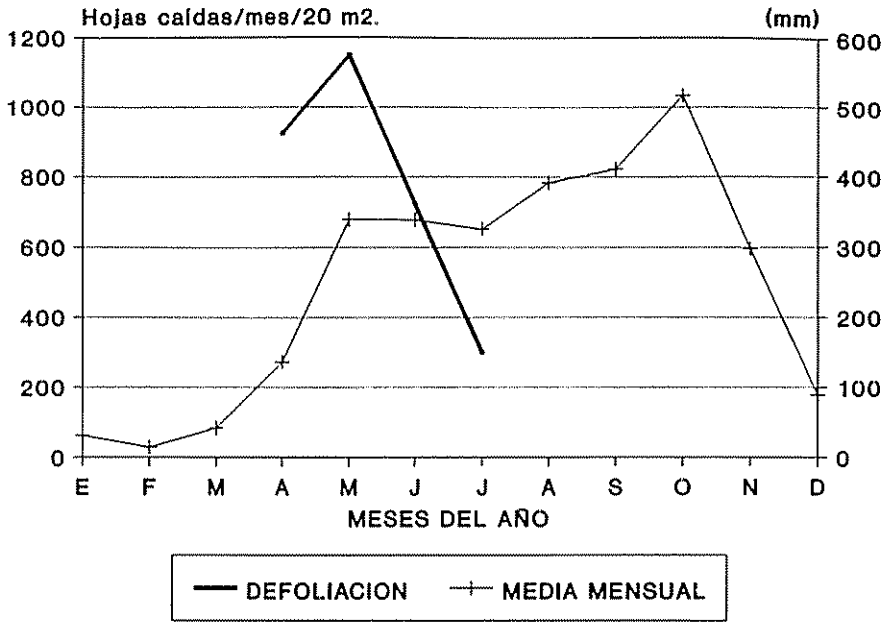


Figura 3. Comportamiento de la precipitación y caída de hojas durante el estudio.

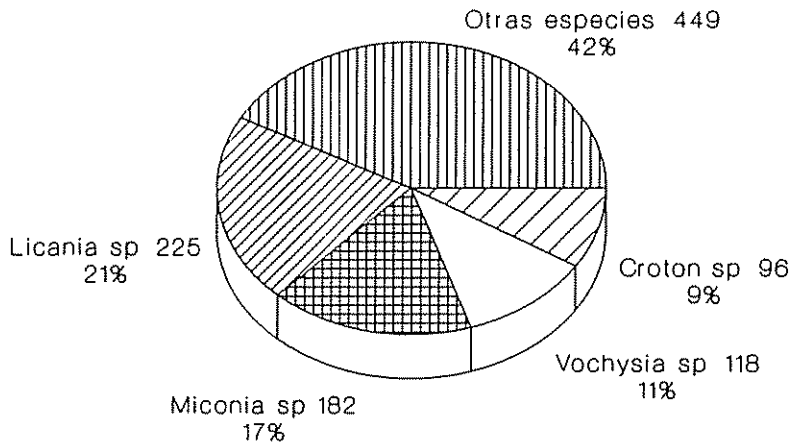


Figura 4. Número y porcentaje de árboles y latizales por hectárea que aportaron hojas al suelo.

La caída de hojas en la mayoría de las especies arbóreas posiblemente se debe al período de renovación de follaje de cada especie o a las lluvias y vientos fuertes. Sin embargo, partiendo de un total de 3100 hojas completas en 20 m² capturadas en el estudio, se logró detectar que cuatro especies presentaron mayor número de hojas caídas éstas se indican en la Figura 5.

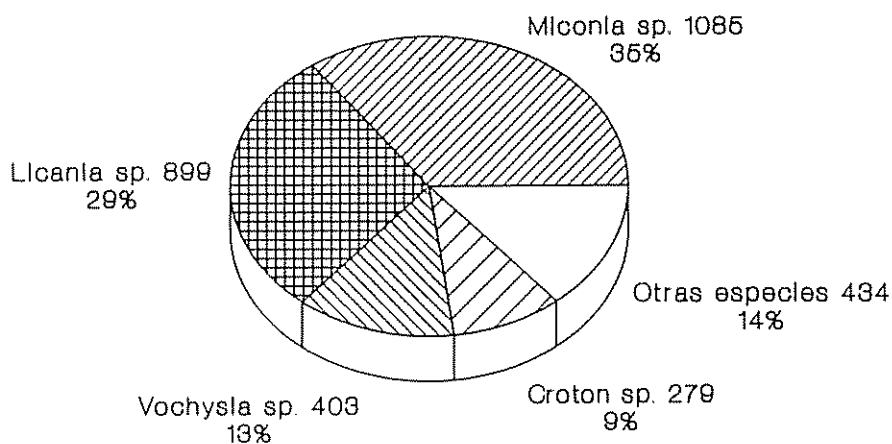


Figura 5. Número y porcentaje de caída de hojas por especie durante el estudio.

Estos diferentes porcentajes de caídas de hojas permiten conocer que en el bosque de Pilar de Cajón existe abundancia de individuos no comerciales en tan pocas especies, como: Licania sp., Miconia sp., Vochysia sp., y Croton sp., que con su abundante caída de hojas contribuyen a la formación de la mayoría de la hojarasca en el suelo.

Vochysia sp. no es considerada comercializable debido a que en el bosque la termita no permite que el árbol alcance los diámetros mínimos de corta (Picado 1991), por lo que en años anteriores ha sido cortada al igual que Licania sp. y Miconia sp.

Con respecto a las observaciones realizadas en los sitios donde se aplicaron los tratamientos del suelo se verificó durante los diferentes recorridos que al final del mes de julio, las parcelas de cuatro metros cuadrados donde se aplicaron los tratamientos ya estaban cubiertas de hojas, especialmente por Miconia sp., Licania sp., Vochysia sp., y Croton sp.

Referente al tamaño de las hojas acumuladas en el suelo, existieron foliolos tan pequeños como el caso de Enterolobium sp. hasta grandes hojas de Miconia sp. con tamaños de 63 cm de largo, por 32 cm de ancho. Aun dentro de la misma especie se encontró variación como sucedió con Licania sp., Croton sp., y Vochysia sp.

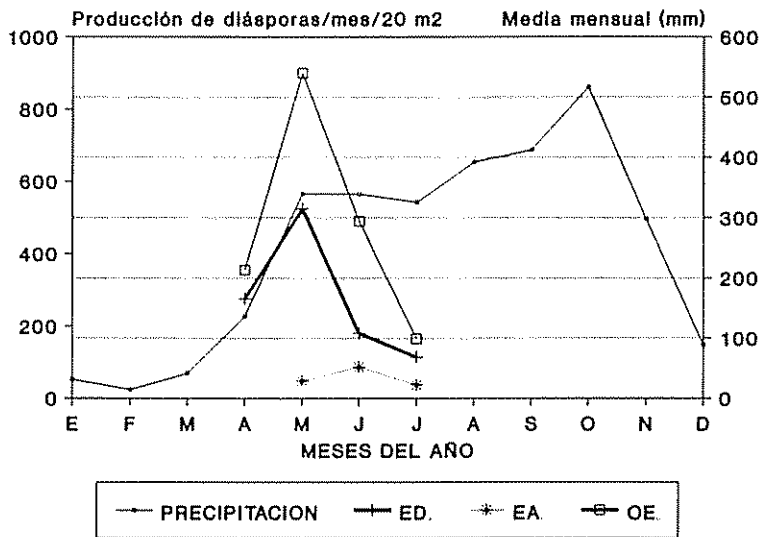
Los cuatro meses de este estudio permitieron identificar especies que sobresalieron en los procesos biológicos del ecosistema. Este es el caso de Miconia sp. que tienen hojas rígidas y es una de la especies que presenta mayor defoliación que obstruye los periodos de germinación y establecimiento de otras especies que posteriormente compiten con ésta. Sin embargo, es importante reconocer que las hojas sólo constituyen una parte de la biomasa que los árboles aportan al suelo, pudiendo constituir las hojas el 67% del total del detrito orgánico de la hojarasca (Ogawa y Yoda 1965).

En un estudio realizado por Cornejo (1991), se señala que la caída de las hojas está afectada por las condiciones climáticas del medio y que a veces la defoliación es mayor durante la época seca. Otros consideran que los parámetros macroclimáticos ejercen una influencia muy profunda sobre la fenología (Malaisse, Alexandre y Freson 1972). Según lo anterior cada especie pierde sus hojas por un período dado y variable según el clima. Vidal (1966) considera que individuos de la misma especie tienen distintos períodos de defoliación. Según estos autores, para conocer el ciclo de caída de hojas en un bosque es necesario realizar estudios que sean de mayor duración que el realizado en esta investigación, ya que en este estudio sólo se conoció el proceso de la caída de hojas durante los meses de abril a julio.

6.2 Producción de diásporas, germinación de diásporas caídas durante el estudio, y efecto de la profundidad de la hojarasca en la germinación y establecimiento de la regeneración natural

6.2.1 Producción de diásporas

Durante esta parte del estudio se pudo conocer que la mayor caída de diásporas se observó en los meses de abril y mayo (principios de la estación lluviosa) reduciéndose a lo largo del estudio (Figura 6). Una situación similar fue reportada por Foster y Hubbell (1990) en la isla de Barro Colorado, Panamá. Esta abundancia de frutos varió dentro de las especies y dentro de cada periodo de caída de diásporas de cada especie, como también lo expresa Frankie, Baker y Opler (1974).



Agrupación comercial: ED = Especies deseables. EA = Especies aceptables.
OE = Otras especies que no son de valor económico.

Figura 6. Comportamiento de la precipitación y caída mensual de diásporas de los distintos grupos comerciales.

Con respecto a las trampas de diásporas se puede indicar que éstas no cuantifican directamente la cantidad de diásporas que es producida por el bosque, pero puede indicar la época de caída de diásporas de las especies (Howe 1990). La figura 6 permite interpretar que la caída de diásporas de especies deseables y de especies que no son de valor comercial alcanzó su mayor producción en el mes de mayo, reduciéndose en los siguientes meses del estudio. En el grupo de las especies aceptables la caída de diásporas se observó en mayo, alcanzó su mayor punto en junio reduciéndose en el siguiente mes. Las especies que presentaron caída de diásporas dentro de cada grupo comercial y fueron recolectadas por las trampas se enumeran en los Anexos 7, 8 y 9.

Es importante expresar que en el bosque también se observó la producción de diásporas de otras especies que por cuestiones del azar, distribución de árboles semilleros y posiblemente por sus mecanismos de dispersión no fueron capturadas por las cajas recolectoras, como es el caso de Calophyllum sp. que su fructificación se observó en mayo y junio, Didymopanax sp. en abril y mayo, Croton sp. en abril y mayo, y Cecropia sp. en mayo, junio y julio. Asimismo, se registró la germinación de estas diásporas en las parcelas experimentales siendo ésto, el resultado de los diferentes procesos de diseminación de las especies (Vázquez-Yanez 1976).

Otro caso valioso de señalar es la diseminación de cuatro especies: Vantanea sp., Pithecellobium pedicellare, Buchenaria costarricense y Pithecellobium sp. que a pesar de probar su existencia en las trampas recolectoras de diásporas no se observó la germinación de éstas especies dentro de las parcelas de muestreo, aunque sí fuera del área experimental. Esta situación también fue provocada por azar o por los mecanismos de dispersión (Olson y Bkum 1968).

De acuerdo a los estudios de fenología realizados en el bosque de la finca de La Selva, de la Organización de Estudios Tropicales (OET), Costa Rica por Hazlett (1981) y Frankie, Baker y Opler (1974), se infiere que algunos árboles del bosque estudiado fructifican anualmente, incorporando nuevos individuos a la población sobre una base anual. También en base a los estudios de Enright y Ogden (1979) y June y Ogden (1978), se asume que las especies que

fructifican anualmente en Pilar de Cajón no aseguran cosechas de igual magnitud, más si existen variaciones climáticas entre un año y otro. Sin embargo, de acuerdo a la dinámica de crecimiento de las especies, los árboles jóvenes entran de acuerdo a su madurez en etapa reproductiva, produciendo cosechas pequeñas en comparación con árboles más adultos, variando el período de fructificación de una especie a otra (Janzen 1978).

La evaluación del cociente del número de plántulas germinadas y el número de diásporas recolectadas se basó en las especies de Alchornea sp., Simarouba amara, Ocotea sp., Virola sp., Pourouma sp., Guatteria sp., Jacaranda copaia, Cordia sp., Licania sp., Miconia sp., Vochysia sp., Inga sp., y Chrysophyllum sp. Los resultados se presentan a continuación en el Cuadro 1

Cuadro 1. Medias de cocientes del número de plántulas/número de semillas por tratamiento comparados mediante prueba "t" $P < 0,05$.*

GRUPO COMERCIAL	FUEGO	RASTRILLADO	TESTIGO
Especies deseables	0,40 (a)	0,21 (a)(b)	0,01 (b)
Especies aceptables	0,03 (a)	0,07 (a)	0,03 (a)
Sin valor comercial	0,01 (a)	0,03 (a)	0,03 (a)

* Medias con letras iguales no difieren significativamente.

El hecho de que todos los cocientes calculados son menores a uno permite inferir que existe más deposición de diásporas en el suelo que germinación (Guevara y Gómez-Pompa 1976). El reducido número observado de plántulas germinadas por diáspora puede ser el resultado de la poca viabilidad de éstas (Casasola 1976), del consumo de diásporas por aves (Leck 1972) y mamíferos (Smythe 1970b), a la putrefacción de éstas ocasionada por insectos y hongos (Synnott 1973), a los mecanismos de latencia innata que se presenta en el momento en que el embrión cesa de crecer cuando aun está en la planta madre (Castro y Guevara 1976), a

los mecanismos de latencia inducida provocada por mecanismos desfavorables para germinar o por latencia impuesta provocada por la falta de algún factor abiótico (Harper 1959).

En el cuadro 1, las diferencias de las medias de los cocientes entre tratamientos permite indicar que en los tratamientos de fuego y rastrillado, el grupo de las especies deseables requiere aproximadamente de tres a cinco diásporas para que germine una plántula, respectivamente. Mientras que en el testigo se necesita de 20 a 33 veces más el número de diásporas que se requieren en el rastrillado y en el fuego. Con respecto a las especies aceptables, se requiere de 14 a 33 diásporas para que germine una plántula en el tratamiento de rastrillado, fuego y testigo. Mientras que en las especies que no son de valor comercial se requiere de 33 a 100 diásporas por plántula en cada tratamiento. Por lo que estadísticamente se indica que en el tratamiento de fuego el grupo de las especies deseables necesita de menor número de diásporas para que germine una plántula, mientras que en el grupo de las especies aceptables y no comerciales el número de diásporas para que germine una plántula es igual en ambos tratamientos.

Una especie que produjo diásporas antes de aplicar los tratamientos del suelo y es parte del potencial florístico fue Enterolobium sp. debido a que esta especie germinó y se estableció en las parcelas donde se aplicó el fuego. Esto permite confirmar la noción de Daubenmire (1971), Thompson (1970) y Davis (1939) al enunciar que diversas especies del bosque tropical poseen diásporas capaces de tolerar altas temperaturas y aumentar su germinación después de un fuego como sucede con las leguminosas.

Referente a Enterolobium sp. en la zona de Pérez Zeledón (Pilar de Cajón), el período de producción de frutos es reportado de febrero a marzo (Nichols y González 1991). Este argumento, más la falta de diásporas de ésta especie en las cajas recolectoras y la observación directa realizada en el bosque durante el mes de marzo y a lo largo del estudio, permitió confirmar que un poco antes y después de haber aplicado el tratamiento de fuego, ya no existía producción de diásporas de esta especie, siendo la germinación de ésta estimulada por el tratamiento y por las condiciones adecuadas de humedad.

Con respecto a esta situación, y al pensamiento tradicional de considerar al fuego como un elemento negativo, interesa reflexionar que el fuego también puede propiciar la germinación de algunas especies de valor comercial. Esto lo expresan García y Calabuig (1990) al indicar que existen diásporas de especies forestales que poseen estructuras cerradas que necesitan del calor de los fuegos controlados para destruir el material que les rodea e iniciar su germinación.

Varias observaciones y estudios sobre germinación como los realizados por López-Quilez y Vázquez-Yanez (1976), señalan que existen especies leguminosas que presentan latencia tegumentaria producida por la presencia de un tegumento impermeable al agua (Fordham 1965) o por un tegumento que impide el paso de oxígeno hacia el embrión (Come 1968). Esta latencia puede romperse bajo condiciones de altas temperaturas al ser expuestas las semillas al fuego o por la incidencia directa de la luz solar al remover la hojarasca del suelo (Roberts 1972), volviendo permeable el tegumento y haciendo posible la hidratación (Barton 1965).

Los estudios citados anteriormente comparados con las observaciones de la presente investigación permiten considerar que Enterolobium sp. pertenece a las especies que necesitan de algún proceso que les permita destruir su envoltura y de procesos de escarificación para germinar, como lo provocan las altas temperaturas a través del fuego o incidencia de luz directa, situación que es fundamentada con la revisión y estudio de Hunter (1989) sobre la germinación de Enterolobium cyclocarpum en Costa Rica.

Otro suceso interesante que se pudo observar es la germinación de Goethalsia meiantha (Guácimo blanco) en las parcelas rastrilladas. Esta es una especie que de acuerdo a Nichols y González (1991) produce frutos de febrero a marzo en la zona de Pérez Zeledón. Al inicio y durante el estudio no se observó en el bosque ni en las cajas recolectoras indicios de diásporas de ésta especie. Esto permite suponer que Goethalsia meiantha reaccionó al efecto del rastrillado al quedar libre de hojarasca.

Esta hipótesis permite confirmar con el estudio de Somarriba (1984) que esta especie, por ser una pionera de los neotrópicos, puede presentar latencia fotoregulada por lo menos un año (Young 1982 y Werner 1980) al quedar atrapada entre la hojarasca, por lo que al ser expuesta por el efecto del rastrillado puede disparar su germinación al entrar en contacto con la luz (Black 1972).

Esto permite, de acuerdo a las observaciones realizadas durante el estudio, constatar la noción de López-Quiles y Vázquez-Yanez (1976), al reconocer que cada especie tiene requerimientos particulares para germinar, siendo las altas temperaturas y la luz los factores que más propician la germinación.

6.2.2 Efecto de la profundidad de la hojarasca en la germinación y establecimiento de la regeneración natural

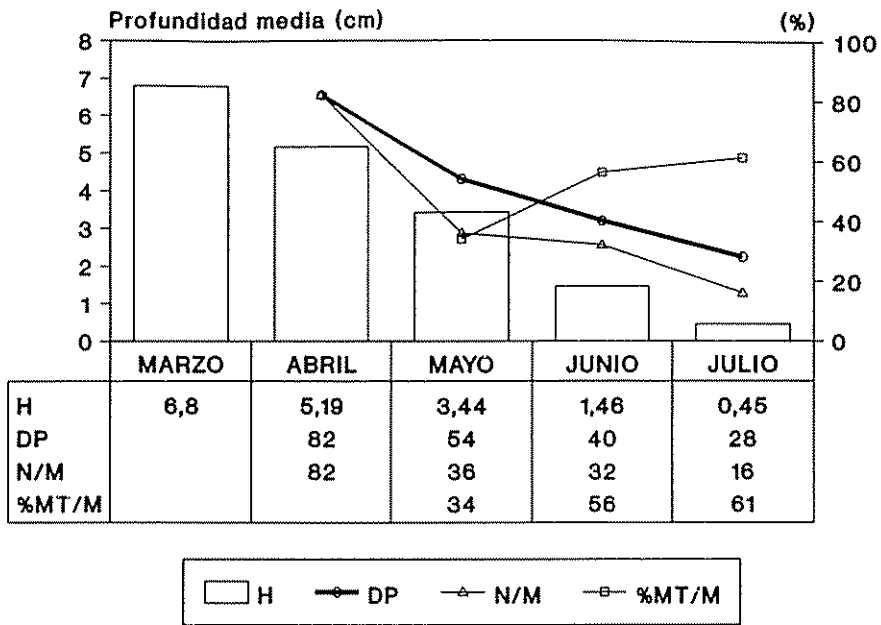
El análisis estadístico se hizo solamente para las parcelas testigo, tomándose datos de profundidad y germinación cada mes ($N = 120$), iniciando en abril y terminando en julio. Este estudio permitió conocer que hubo una correlación positiva (32%) altamente significativa ($P < 0,01$) entre profundidad de hojarasca y el número de plántulas germinadas al final del estudio. Es interesante saber que estadísticamente a mayor profundidad de hojarasca existe una mayor germinación. La respuesta técnica a este hecho es que en el mes de abril y mayo se observó la mayor caída de diásporas de especies forestales a lo largo de la investigación. Además también en abril se iniciaron las lluvias y al mismo tiempo la mayor germinación.

Esto permite hipotéticamente considerar que a pesar de existir a principio de la estación lluviosa una alfombra de hojarasca, con profundidad media de 6,8 cm la mayoría de las diásporas de tamaño mediano y grande que se depositaron sobre la hojarasca germinaron por el estímulo de la humedad al iniciar las lluvias, pero no así las diásporas pequeñas que se depositan en la profundidad de la hojarasca.

Se puede señalar que conforme la producción de diásporas va disminuyendo, el incremento de la población a través de la germinación disminuye, así también la profundidad de la hojarasca, ya que la descomposición de la materia orgánica también se inicia a principios de las lluvias, disminuyendo su profundidad media de 6,8 cm a finales de marzo a 0,45 cm a finales de julio (Figura 7). Lo anterior permite reconocer que el clima es el factor principal que controla la descomposición de la hojarasca, que varía según la época del año y que la precipitación es el elemento más importante dentro del clima (Witkanp 1966; Jenny, Gessel y Bingham 1949). Además, la velocidad de descomposición es diferente entre especies como es el caso reportado por Ewel (1976), en Guatemala, en donde las hojas de una palmera tardaron en descomponerse cinco veces más que otras especies arbóreas. Sin embargo, pueden existir factores externos por ejemplo, la aplicación de pesticidas vía aérea en áreas aledañas a los bosques, que pueden alterar los procesos biológicos dentro de los bosques secundarios, dado el efecto de los cambios ecológicos y de manejo de la tierra que rodea un parche de bosque (Turnes 1989; Forman y Godron 1986).

Dentro de este proceso de producción y diseminación de diásporas, descomposición de materia orgánica y germinación, se observó que la profundidad de la hojarasca no afecta significativamente la germinación. Sin embargo, se observó una abundante mortalidad de plántulas forestales recién germinadas, especialmente en el cohorte del mes de mayo (Figura 7). Lo anterior señala a la hojarasca como el factor que más favorece esta mortandad, debido a la interferencia de las hojas al impedir que la raíz de las plántulas entren en contacto directo con el suelo. Aparentemente las reservas nutritivas de las diásporas no fueron suficientes para mantener a las plántulas vivas y soportar el estrés en espera de la descomposición y reducción de la profundidad de la hojarasca que les permitiera entrar en contacto y establecerse en el suelo.

Así también se observó mortalidad en el cohorte del mes de junio y julio (Figura 7), esto se considera que es el resultado de la constante precipitación ocurrida en la zona de Pilar de Cajón, convirtiéndose la excesiva humedad en una herramienta letal para la sobrevivencia de las plántulas.



Donde :

H = Hojarasca.

DP = Dinámica poblacional (N).

N/M = Natalidad/mes.

%MT/M = Porcentaje de mortalidad/mes

Figura 7. Profundidad de hojarasca, tamaño poblacional, natalidad y porcentaje de mortalidad de cada cohorte en el testigo a lo largo del estudio.

Durante los diferentes recorridos realizados en el bosque se pudo observar que en algunas zonas la profundidad de la hojarasca no disminuyó, sino más bien se mantuvo constante y en algunos casos aumentó debido a la total defoliación de árboles derrumbados por vientos fuertes en la época lluviosa. Fue en estas zonas donde se estableció menos regeneración.

Los claros que los vientos fuertes provocaron durante la época de lluvia también son importantes en este proceso de regeneración, ya que existe una mayor incidencia de luz sobre la hojarasca, acelerando la descomposición de ésta. De tal manera que las diásporas que quedan atrapadas en la hojarasca y en el suelo (banco de semillas), son removidas y afloradas por la

acción de los vientos existiendo en estos claros una mayor germinación y establecimiento de especies no comerciales como Licania sp. y Miconia sp. que son especies heliófitas que necesitan de claros para germinar. Estas especies son las que dominan estructuralmente al no existir en el sustrato otras diásporas que originen especies que compitan por espacio, nutrientes y luz al germinar. Esto se considera que es la explicación a la existencia de un elevado número de latizales y fustales de Miconia sp. y Licania sp. en este bosque. Como ejemplo, Whitmore (1974) demostró que la biología de la reproducción y las tasas de crecimiento de 12 especies dominantes de un bosque en la isla de Salomón, estaban adaptadas diferencialmente al grado de alteración de la cubierta de los ciclones.

6.3 Comparación del efecto de los tratamientos sobre la germinación y sobrevivencia de regeneración natural

6.3.1 Efecto de los tratamientos silviculturales sobre la germinación de la regeneración natural

El análisis de varianza realizado en el diseño de bloques al azar y la comparación de medias con una prueba de "t" de Student ($P < 0,05$), permitió establecer que existe diferencia estadísticamente significativa entre los valores medios de las plántulas forestales germinadas en los tratamientos de rastrillado y testigo. El tratamiento de rastrillado propició aproximadamente cuatro veces más plántulas germinadas en cuatro metros cuadrados que el testigo en abril; cuatro veces más en mayo y cuatro veces más en junio. En el mes de julio las medias de plántulas germinadas para el rastrillado y testigo no presentaron diferencia significativa (Figura 8).

La comparación de los tratamientos fuego y rastrillado mediante la prueba de "t" de Student ($P < 0,05$), indicó que existe diferencia estadísticamente significativa entre las medias de plántulas forestales germinadas en estos tratamientos. El fuego propició aproximadamente dos veces más plántulas germinadas que el rastrillado en cuatro metros cuadrados en abril y mayo; y aproximadamente tres veces más en julio. La única excepción lo constituye el mes de junio en donde el rastrillado propició dos veces más plántulas que el tratamiento de fuego (Figura 8).

El motivo por el que el rastrillado propició una media de plántulas germinadas mayor al fuego y testigo en el mes de junio, se debe a que la media de plántulas germinadas en el rastrillado se mantuvo casi constante de mayo a junio, por lo que propició un mayor número de plántulas germinadas en comparación a los otros tratamientos. Las pruebas estadísticas permiten reconocer que durante la investigación, el fuego fue el tratamiento que presentó los mejores resultados en relación a plántulas forestales germinadas después de aplicar los tratamientos bajo dosel (Figura 8).

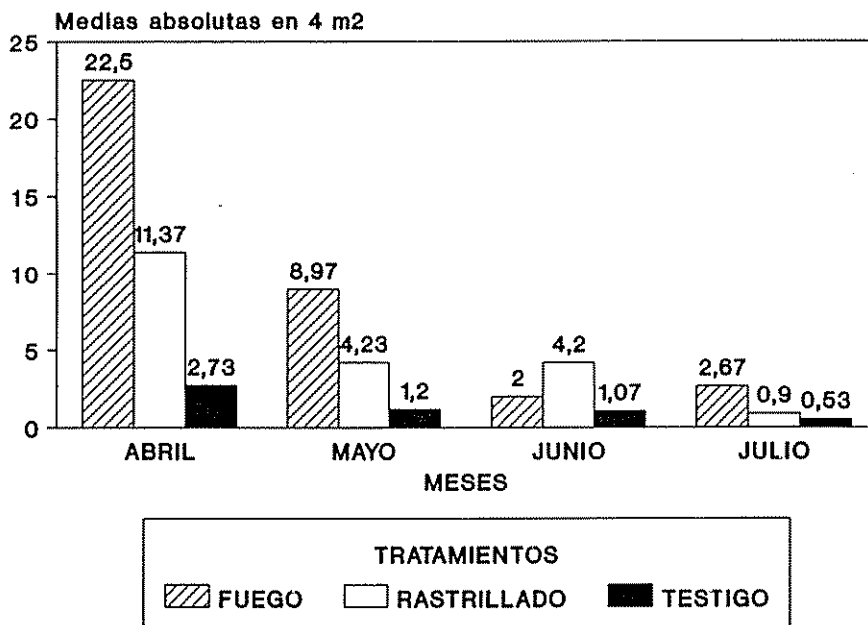


Figura 8. Medias de plántulas germinadas por tratamiento comparadas mes a mes mediante prueba "t" ($P < 0,05$).

Durante el desarrollo de la investigación se observó que en las unidades experimentales donde se aplicó el tratamiento de fuego, existió una gran deposición de diásporas de diferentes especies, especialmente en los primeros dos meses del estudio. La germinación se inició a los 15 días de haberse aplicado el tratamiento con un elevado número de nuevos individuos.

La aplicación del fuego permitió observar que la hojarasca del bosque mantiene cierto porcentaje de humedad en el suelo, a pesar que existe un período de poca precipitación durante los meses de enero, febrero y marzo. Este hecho se debe a la humedad del suelo y a la protección que los diferentes pisos del dosel forestal efectúan, al impedir la incidencia directa de luz que provoca la desecación del mantillo (Hamilton, 1991). Por lo que es variable el microclima dentro de los diferentes bosques (Whitmore, 1990). Este contenido de humedad en la hojarasca evitó que la llama alcanzara alturas mayores a los 30 centímetros. Sin embargo, en sitios donde existía la palma denominada Palmito de Caballo y la especie arbórea Protium pittieri (Canfín), la llama aumentó su altura, convirtiéndose estas especies en combustibles verdes.

Con respecto al efecto del fuego sobre el suelo se comprobaron los estudios de Sánchez (1973) y Perry (1957), al observar que el suelo superficial arcilloso era transformado en una capa porosa y de fácil laboreo, brindando a las diásporas un medio más favorable para su germinación y establecimiento. Lo mismo lo reportan Reyes (1980) y Watters (1971).

Referente a las malezas como las herbáceas Olyra sp. (Cañuela), Achyranthes sp. (Barba de tigre) y Cephaelis sp. (Beso de novia) y las poblaciones de insectos como los chapulines y otros, se observó que en el área quemada el fuego controla y elimina las malezas indeseables. Se observó además, la emigración de poblaciones de insectos superficiales del suelo (Wade y Lundsford 1990). Sin embargo, al iniciarse la regeneración estas poblaciones de insectos volvieron a establecerse en el área.

Con relación al rastrillado se puede indicar que la germinación de nuevos individuos también se observó a los 15 días de haber aplicado el tratamiento. Sin embargo, no se observaron tantas diásporas depositadas en el suelo como se observó en el tratamiento de fuego, posiblemente por que las diásporas con sus variadas formas, tamaños y tonos de color no se destacaban del resto de la materia orgánica descompuesta. Se pudo constatar que en algunos sectores del bosque a pesar de que existió una abundante germinación, algunas de las nuevas plántulas no lograron anclar en el suelo muriendo a lo largo del estudio. Esto se debió al alto contenido de arcillas y al suelo compactado.

Con relación al testigo se puede indicar que la germinación se inició 25 días después de haberse iniciado el estudio, con una menor agresividad comparada con los otros tratamientos. Esta situación se debe según Clark (1987) a microorganismos que causan la mortalidad de las diásporas, o de acuerdo a Roberts (1972) y Smith (1972) a la acción de la composición espectral de la luz difusa y a la escasa o nula iluminación que las diásporas reciben en las cavidades de la hojarasca que las alberga (Denslow 1985).

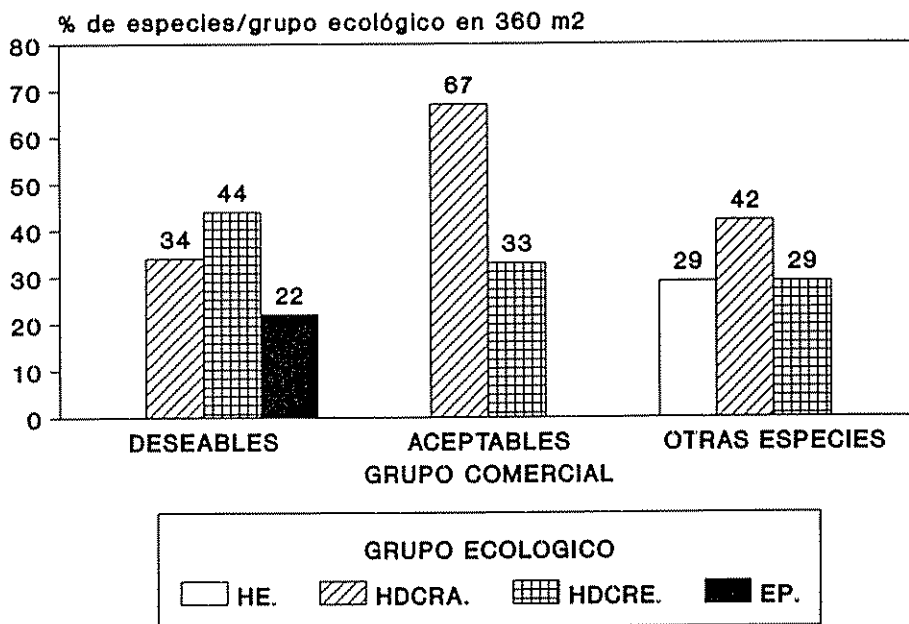
Durante el desarrollo de la germinación en el testigo, se verificó que el sistema radicular de la mayoría de las nuevas plántulas no logró alcanzar el suelo mineral, debido a la profundidad de la hojarasca, a su compactación durante la lluvia, al tamaño, forma y rigidez de las hojas secas que obstruyeron la penetración de la raíz en el suelo (Verduzco 1976). Las observaciones realizadas concuerdan con López-Quiles y Vázquez-Yanez (1976) en el sentido de que las plántulas que no logran anclar en el suelo, mueren a lo largo del tiempo existiendo en la comunidad vegetal notables cambios poblacionales.

Referente a los propágulos que se observaron sobre el suelo después de haber aplicado los tratamientos de fuego y rastrillado, se considera que es el resultado de la abundante diseminación de diásporas que caracteriza a las especies de bosques secundarios (Ashton 1969). Esta abundante diseminación en el bosque durante el mes de abril y mayo (principios de la época lluviosa), es también reportada por Smythe (1970b), disminuyendo a lo largo de los siguientes meses.

Con respecto a la germinación es importante indicar que al sólo iniciarse las primeras lluvias, las diásporas diseminadas fueron estimuladas a tal grado que fue muy agresiva la germinación de especies arbóreas. Esto concuerda con lo expresado por Krugman y Jenkinson (1974) en el sentido de que la suficiente humedad, las temperaturas favorables, el intercambio adecuado de gases y en algunas especies la suficiente luz, son condiciones adecuadas que incentivan la germinación. Sin embargo, también es importante recordar la noción de Guevara y Gómez-Pompa (1976), quienes afirman que en el suelo existe un banco de semillas en su

mayoría viables (Van Steenis 1958, Smith 1966, Gómez-Pompa 1971), dispuestas a germinar después de ocurrir una perturbación como el fuego y el rastrillado.

Durante el estudio se pudo identificar que las plántulas germinadas después de aplicar los tratamientos del suelo correspondieron a 19 especies arbóreas, pertenecientes mayormente al grupo ecológico de las heliófitas durables de crecimiento rápido y regular (Figura 9) como Simarouba amara, Jacaranda copaia, Cordia sp., Pithecellobium sp., Alchornea sp., y Pourouma sp. entre otras (Anexo 10).



Grupo ecológico:

HE = Heliófitas efímeras.

HDCRA = Heliófitas durables de crecimiento rápido.

HDCRE = Heliófitas durables de crecimiento regular.

EP = Esciófitas parciales.

Figura 9. Agrupación ecológica y comercial en porcentaje de especies germinadas.

Para conocer la reacción que las plántulas de los grupos comerciales tuvieron a la influencia de los tratamientos al final de la investigación, se realizó un análisis de varianza y una prueba "t" de Student de nivel 5%.

Estadísticamente hubo diferencia significativa entre las medias de los tratamientos ($p < 0,05$). El fuego fue mejor que el rastrillado y éste mejor que el testigo. El tratamiento de fuego propició aproximadamente tres veces más la germinación y el establecimiento de plántulas de especies deseables en cuatro metros cuadrados que el rastrillado. El rastrillado 22 veces más que el testigo (Figura 10)

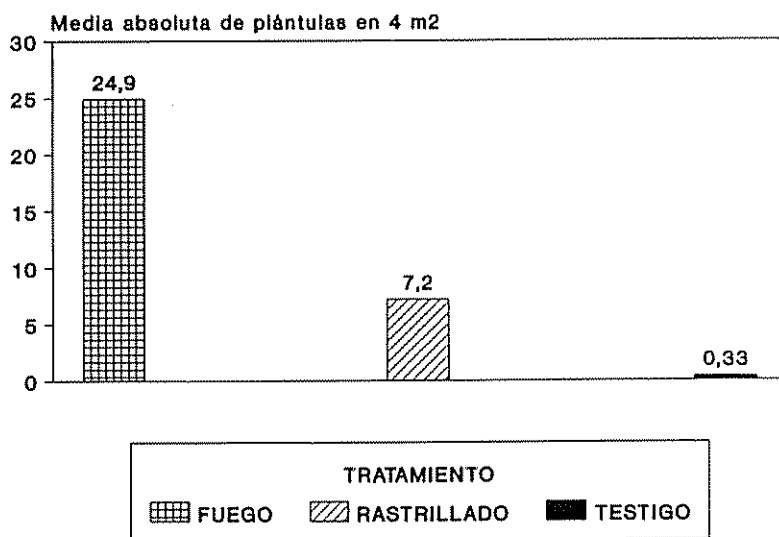


Figura 10. Efecto de los tratamientos del suelo sobre el establecimiento de las especies deseables comparados mediante pruebas "t" con $P < 0,05$.

Referente al grupo comercial de las especies aceptables los estimadores permitieron conocer que no existe diferencia significativa ($P > 0,05$) en la germinación de plántulas entre los tratamientos con medias de 0,67; 0,6 y 0,10 plántulas en 4 m² para el rastrillado, fuego y testigo, por lo que la aplicación de estos tratamientos estadísticamente no propicia una mayor germinación y establecimiento de estas especies.

Con relación al grupo de otras especies que no presentan valor comercial actual, existe diferencia significativa entre las medias de los tratamientos ($P < 0,05$), siendo el rastrillado el que propició mejores resultados aproximadamente tres veces más plántulas que en el testigo, presentando estadísticamente el tratamiento de fuego y el testigo igual germinación y establecimiento de medias de plántulas en 4 m^2 (Figura 11).

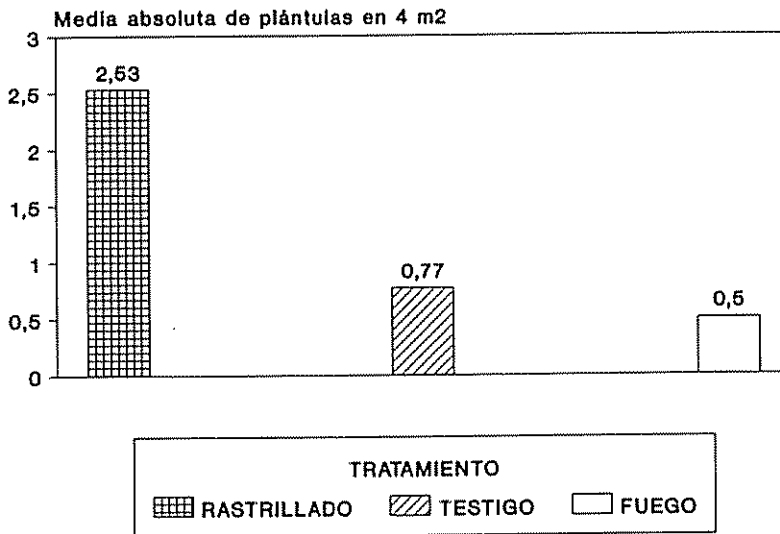


Figura 11. Efecto de los tratamientos del suelo sobre el establecimiento de las especies no comerciales comparados mediante prueba "t" con $P < 0,05$.

Los resultados estadísticos son interesantes ya que permiten respaldar los argumentos técnicos observados a lo largo de la investigación. Como ejemplo, se mostrará la dinámica poblacional de los diferentes grupos comerciales que se observó después de aplicar los tratamientos del suelo durante el estudio.

6.3.2 Dinámica poblacional de especies que germinaron después de aplicar los tratamientos.

A lo largo del experimento se pudo observar que la dinámica poblacional de plántulas de especies deseables al final del estudio en el tratamiento de fuego, fue aproximadamente tres veces mejor que en el tratamiento de rastrillado con una población de 747 plántulas (Anexo 11), una natalidad acumulada de 1002 plántulas y una mortalidad acumulada de 255 plántulas en 120 m² (Figura 12). El rastrillado fue aproximadamente 22 veces mejor que el testigo con una población de 216 plántulas (Anexo 12), una natalidad acumulada de 409 y una mortalidad acumulada de 193 plántulas en 120 m² al final del estudio (Figura 13). El testigo (Figura 14) presentó una población de 10 plántulas por 120 m² al final del estudio (Anexo 13).

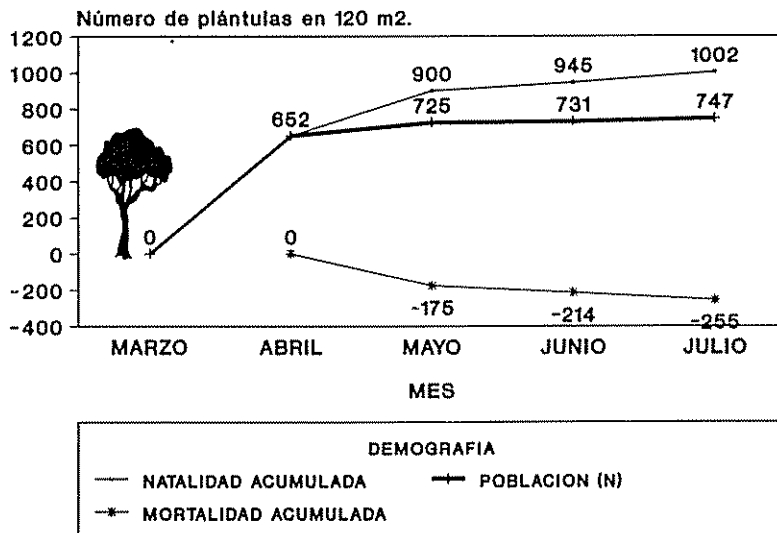


Figura 12. Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies deseables en el tratamiento de fuego.

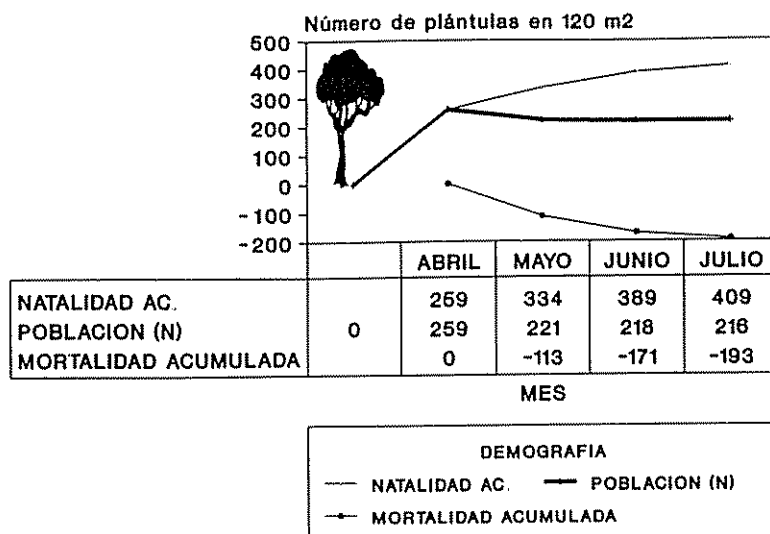


Figura 13. Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies deseables en el tratamiento de rastrillado.

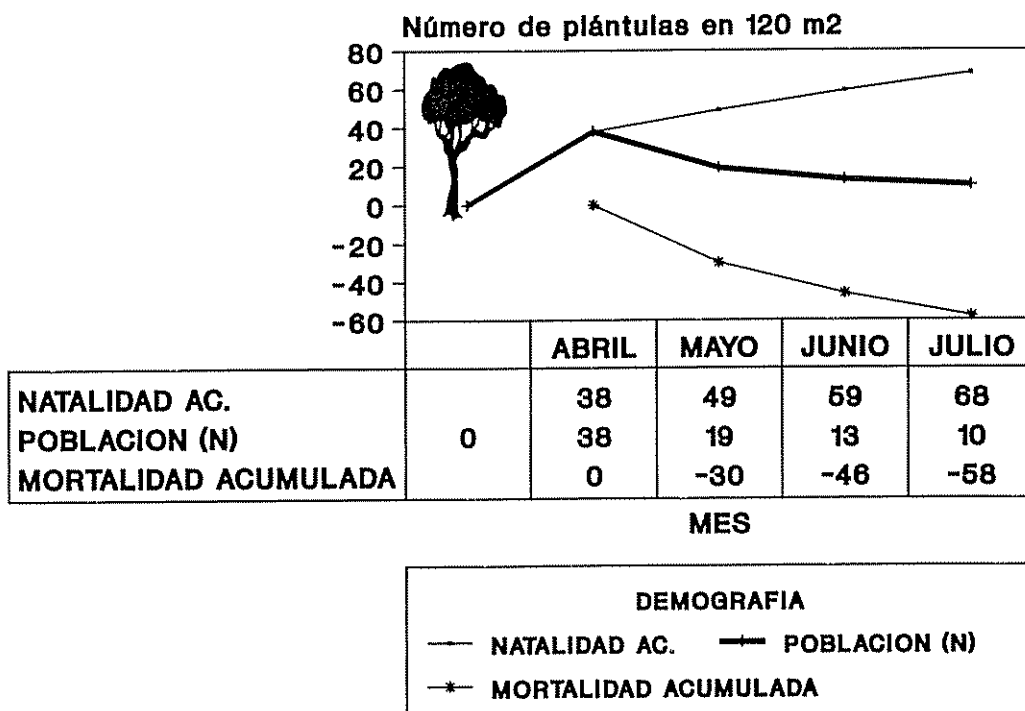


Figura 14. Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies deseables en el testigo.

Con respecto a las plántulas de especies aceptables la poblacional al final del estudio fue similar en los tratamientos de fuego y rastrillado con 18 y 20 plántulas por 120 m² (Anexo 14 y 15), respectivamente. Estos tratamientos presentaron aproximadamente de seis a siete veces mayor población que el testigo (Anexo 16). Sin embargo, en el testigo y en el tratamiento de fuego se observó aproximadamente tres veces mayor mortalidad acumulada que en el rastrillado (Figura 15,16 y 17).

En este grupo de especies aceptables se observó que la producción de diásporas fue menor en comparación a las otras especies, debido a una menor producción y a un menor número de árboles semilleros en el sitio.

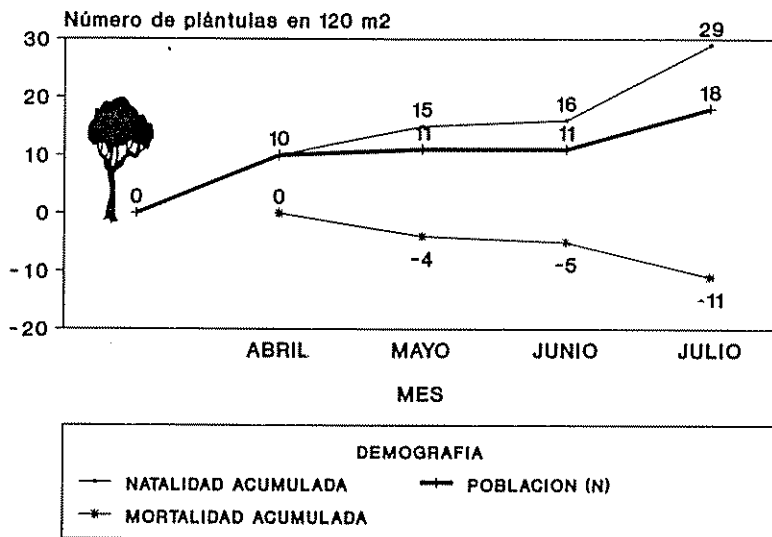


Figura 15. Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies aceptables en el tratamiento de fuego.

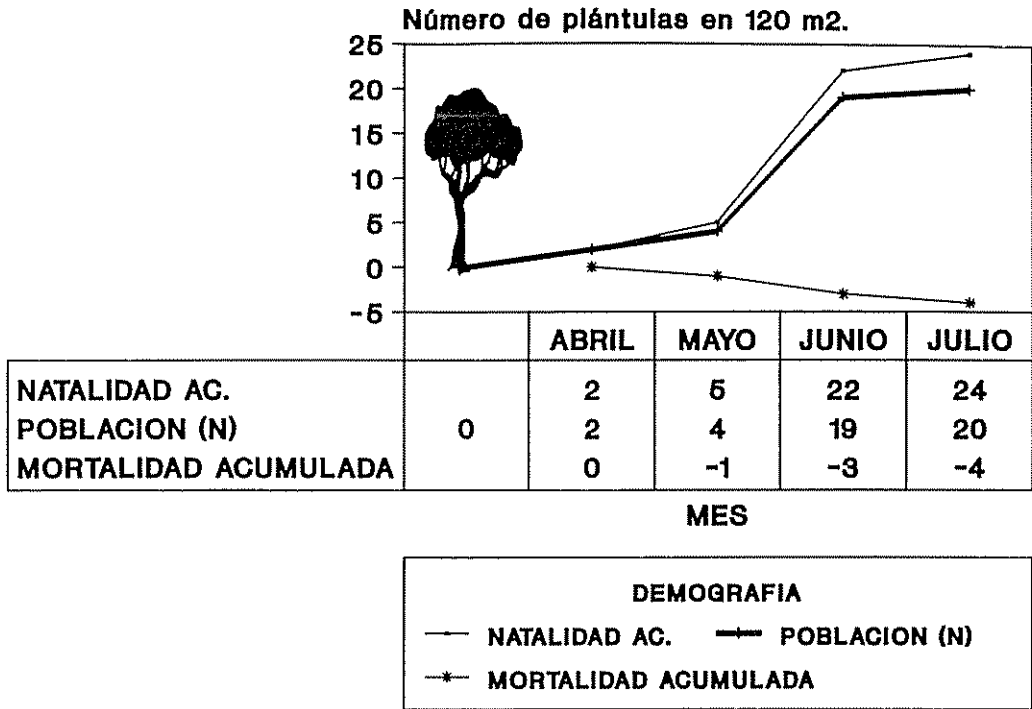


Figura 16. Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies aceptables en el tratamiento de rastrillado.

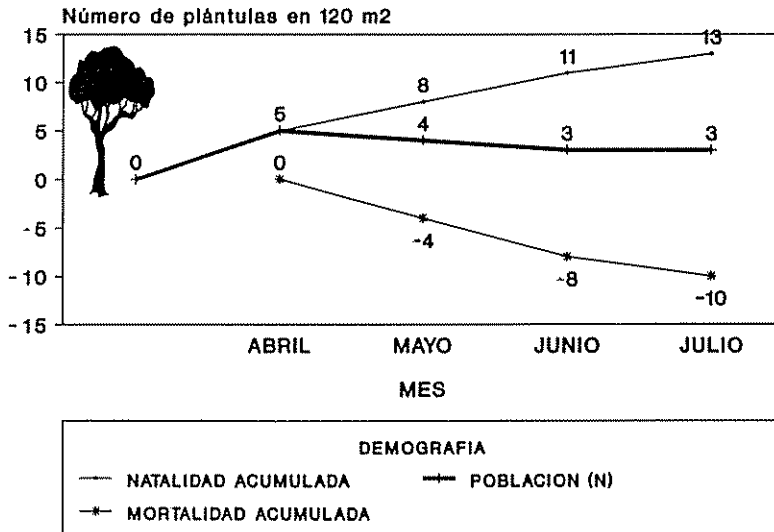


Figura 17. Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies aceptables en el testigo

Referente a las especies que no son de valor comercial, las plántulas alcanzaron una mayor población en el tratamiento de rastrillado con 76 plántulas (Anexo 17), una mayor natalidad acumulada con 188 plántulas y una mayor mortalidad acumulada con 112 plántulas por 120 m² (Figura 18). Este tratamiento presentó aproximadamente tres veces mayor población de plántulas que el tratamiento de fuego (Figura 19) al final del estudio. El fuego presentó una población de 23 plántulas por 120 m² al final del estudio (Anexo 18) y tuvo una población aproximada de dos veces más que el testigo (Anexo 19). Sin embargo, el testigo (Figura 20) presentó mayor mortalidad acumulada que el fuego.

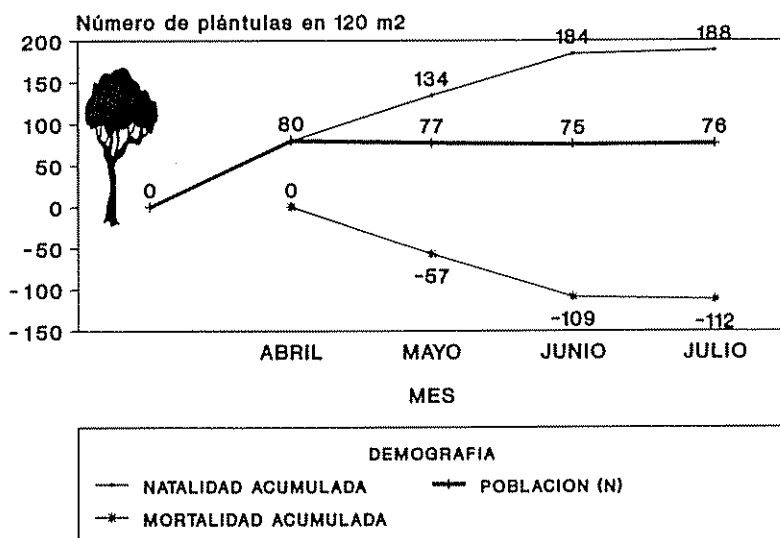


Figura 18. Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies no comerciales en el tratamiento de rastrillado.

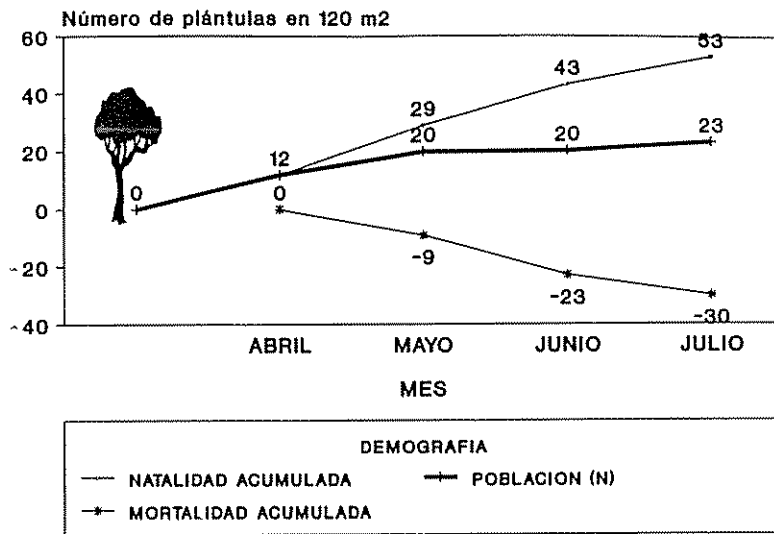


Figura 19. Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies no comerciales en el tratamiento de fuego.

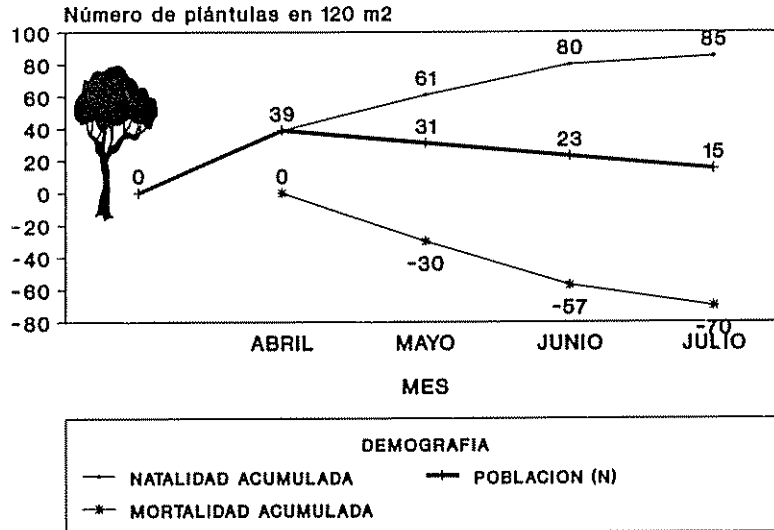


Figura 20. Población, natalidad y mortalidad acumulada de especies no comerciales en el testigo.

Con respecto a la germinación de especies no comerciales en el tratamiento de fuego se indica que esta fue menor que en el rastrillado, debido a que por ser éstas en su mayoría de tamaños muy pequeños (Finegan 1993a; Guevara y Gómez-Pompa 1976) como Miconia sp., Licania sp., Cecropia sp., y Croton sp. éstas tienen mayor posibilidad de ser atrapadas por los agregados del suelo, debido al efecto del fuego de formar estructuras granulares más grandes que las diásporas de estas especies y otras son arrastradas por las gotas de lluvia impidiendo su germinación (Bascones 1955).

La abundante regeneración de las especies no comerciales en el rastrillado se considera que se debe a que al depositarse las diásporas sobre el suelo, éstas no tuvieron los inconvenientes del tratamiento de fuego y testigo, quedando más expuestas a la incidencia de la luz que es el elemento más importante para que germinen (Evans 1956), o bien son el producto de las diásporas que depositadas en el suelo en etapas anteriores hayan sido afloradas por el rastrillado al remover la hojarasca del suelo, rompiendo su latencia fotoregulada ocasionada por la falta de luz al ser cubiertas por las hojas secas (Black 1972).

De acuerdo a las grandes diferencias poblacionales entre los grupos de especies y entre los sitios donde se aplicaron los tratamientos, éstas pueden deberse a que la producción de diásporas viables no fue abundante en todas las especies, a los mecanismos de dispersión (Gómez-Pompa 1971 y Daubenmire 1968) o a la selectividad que los frugívoros voladores, arbóreos como los primates, aves y murciélagos (Terborgh, Janson y Brecht 1985) tienen sobre un determinado grupo de especies. Otra circunstancia puede ser la competencia entre plántulas y entre especies por ocupar y establecerse en el sitio, como es reportado por MacArthur (1972), al indicar que la competencia se presenta siempre que varias especies comparten la utilización de recursos, de tal manera que el aumento de la densidad de una afecta adversamente a las otras.

Otra causa de las diferencias demográficas fué la presencia de un patógeno o depredador (Clark 1987), como es el caso observado en los meses de mayo y junio en donde se observó que las plántulas de Alchornea sp. y Croton sp., que son muy suculentas en sus primeros estadios eran devoradas por un Chapulín, de nombre vernáculo "Chapulín Tigre" que pertenece a la

familia Acrididae, orden Orthóptera. Este insecto de acuerdo con Barrientos (1992) llega a alcanzar grandes tamaños (12 cm de largo), tienen la capacidad de gregarización y hábitos migratorios, posee patas posteriores largas y antenas cortas. Tienen como preferencia alimentaria el consumo de plantas de hoja ancha como Croton sp., Guazuma ulmifolia, Cordia dentata, Acacia pennatula, Acacia farnesiana y Acacia biflora. Su ciclo biológico en Centro América es reportado de mayo a agosto. Este hecho es interesante describirlo por que fue observado en las parcelas testigo y donde se aplicó el rastrillado. Sin embargo, esta plaga no se observó en las parcelas donde se aplicó el fuego, ya que la quema provoca un sitio menos atractivo para el insecto.

Con relación a la mortalidad que los grupos comerciales tuvieron en las unidades experimentales después de haber aplicado los tratamientos, se indica que las especies deseables citadas anteriormente tienen mayores posibilidades de germinar y establecerse en las áreas donde se aplicó el fuego, seguido por el rastrillado. Las especies aceptables tienen mayor probabilidad en el rastrillado, seguido por el fuego y las especies no comerciales tienen mayor probabilidad de germinar y establecerse en el rastrillado y fuego.

Con respecto a la mortalidad de las especies en general se puede indicar que el testigo presentó la mayor mortalidad (88%), situación que se debió por que las plántulas germinadas no lograron anclar en el suelo, debido a la obstrucción que la hojarasca hace al impedir que la raíz se abra paso a través de las hojas secas y penetren en el suelo. Posteriormente le sigue el rastrillado (53%) y el fuego (29%). Un análisis de varianza y una prueba "t" de Student de $P < 0,05$ realizado a las medias de porcentajes de mortalidad por tratamiento al final del estudio indicó, que existió diferencia significativa entre los tratamientos siendo el testigo el que provocó aproximadamente dos veces más mortalidad que el rastrillado y el rastrillado aproximadamente dos veces más que el fuego en cuatro metros cuadrados para la regeneración en general (Cuadro 2).

Cuadro 2. Medias de porcentajes de mortalidad en cuatro metros cuadrados por tratamiento para cada grupo comercial y para todas las especies en general comparados mediante prueba "t" con $p < 0,05^*$.

TRATAMIENTO	ESPECIES DESEABLES	ESPECIES ACEPTABLES	ESPECIE SIN VALOR COMERCIAL	TODAS LAS ESPECIES EN GENERAL
Testigo	85 (a)	77 (a)	82 (a)	88 (a)
Rastrillado	47 (b)	17 (c)	60 (b)	53 (b)
Fuego	25 (c)	38 (b)	57 (c)	29 (c)

* Medias de porcentajes por tratamiento con letras iguales no difieren significativamente.

6.3.3 Efecto de los tratamientos silviculturales sobre la sobrevivencia de la regeneración natural ya existente

El análisis indicó que la sobrevivencia de plántulas y brinzales después de aplicar los tratamientos fue mayor con el rastrillado y testigo (χ^2 , $P < 0,05$). El fuego causó una total mortalidad de la regeneración existente a nivel de plántulas y brinzales en 120 m² (Figuras 21 y 22). Una comparación de medias de porcentajes de mortalidad de plántulas y brinzales ya existentes en cuatro metros cuadrados entre tratamientos con prueba "t" $p < 0,05$ indicó, que no existe diferencia significativa entre el rastrillado y testigo, pero si entre estos y el fuego, por lo que la mortalidad que se observó en el testigo y en el rastrillo se considera que fue natural (Cuadro 3).

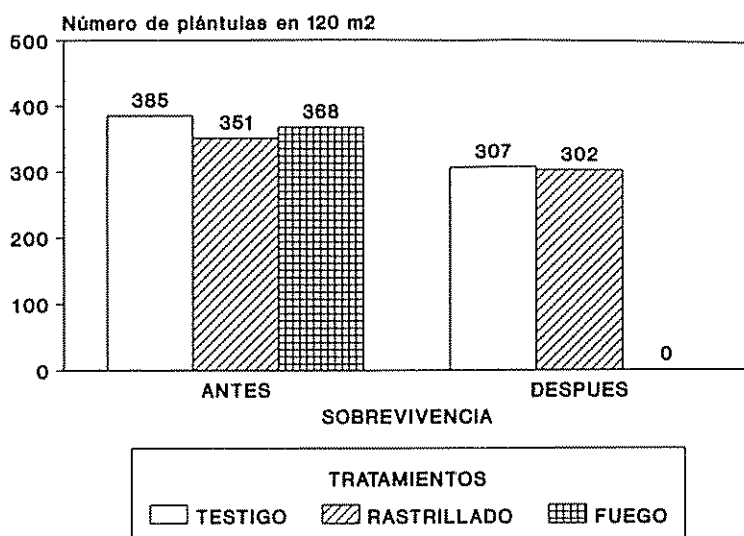


Figura 21. Sobrevivencia de plántulas un mes después de aplicados los tratamientos del suelo.

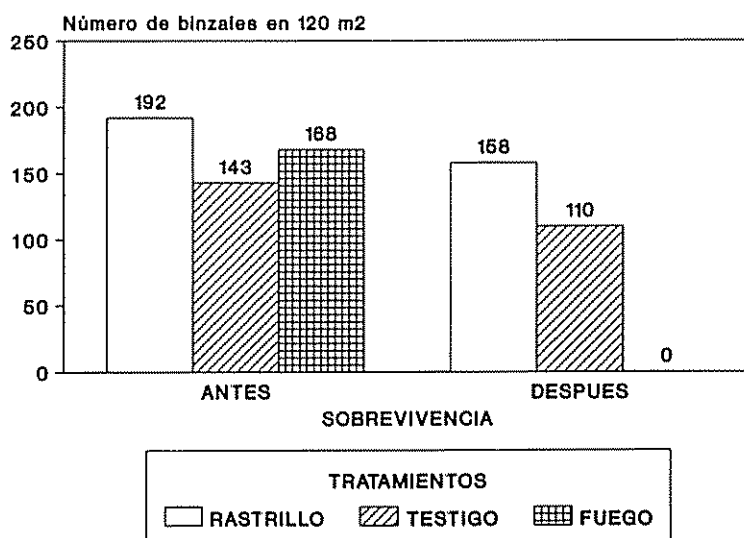


Figura 22. Sobrevivencia de brinzales un mes después de aplicados los tratamientos del suelo.

Cuadro 3. Medias de porcentajes de mortalidad en cuatro metros cuadrados de plántulas y brinzales ya existentes un mes después de aplicados los tratamientos del suelo comparados mediante prueba "t" $P < 0,0,5^*$.

TRATAMIENTO	PLANTULAS	BRINZALES	PLANTULAS MAS BRINZALES
Testigo	20 (b)	23 (b)	21 (b)
Rastrillado	14 (b)	18 (b)	15 (b)
Fuego	100 (a)	100 (a)	100 (a)

* Medias de porcentajes por tratamiento con letras iguales no difieren significativamente.

La comparación de sobrevivencia entre tratamientos indicó que el rastrillado y el testigo presentan resultados estadísticamente iguales. Por lo que existió diferencia significativa entre estos tratamientos y el fuego, ya que este último causó una mortalidad total en las plántulas y brinzales. EL resultado se presenta en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Medias de sobrevivencia en cuatro metros cuadrados de plántulas y brinzales por tratamiento comparadas mediante prueba "t", $P < 0,05^*$.

CATEGORIAS DE REGENERACION	RASTRILLADO	TESTIGO	FUEGO
Plántulas	10,10 (a)	10,23 (a)	0,0 (b)
Brinzales	5,27 (a)	3,67 (a)	0,0 (b)

* Medias por tratamiento con letras iguales no difieren significativamente.

Además se determinó que los tratamientos de fuego, rastrillado y testigo no afectaron la sobrevivencia en la categoría de regeneración de latizales. Esto indica que cualquiera de los tratamientos indicados anteriormente que se aplique en este tipo de regeneración mantiene de igual manera la población de individuos a nivel de latizal. Es interesante señalar que el efecto del tratamiento fuego en la sobrevivencia de los latizales depende de que la altura de la llama no exceda los 30 cm para no provocar efectos negativos sobre la copa y el tallo de la regeneración.

La efectividad del rastrillado depende de la habilidad del personal de maniobrar el rastrillo. Con esta actividad no se pretendió el laboreo del suelo, sino solamente la remoción de la hojarasca sin arrancar del mantillo la regeneración ya existente. Sin embargo, aun así se pudo observar que las plántulas y brinzales que no tenían bien anclado el sistema radicular fueron derrumbados con facilidad al ser removida la hojarasca del suelo. Otros que permanecieron en pie fueron posteriormente abatidos por las corrientes de aire. Esto hipotéticamente señala que la hojarasca influyó negativamente en el establecimiento de la regeneración, al provocar que su sistema radicular se desarrollara en gran parte sobre la superficie de la hojarasca antes de establecerse en el suelo.

Antes de aplicar el rastrillado la regeneración en el área experimental estaba formada por 351 plántulas y 192 brinzales en 120 m² (Ver Figuras 21 y 22). La población de plántulas y brinzales estaba constituida en mayor porcentaje por individuos que no son de valor comercial. Posteriormente al aplicar el rastrillado la población de plántulas y brinzales se redujo en un 14 y 18% respectivamente, quedando siempre un mayor porcentaje de individuos de especies no comerciales. El cuadro 5 resume la información.

Cuadro 5. Comportamiento de la regeneración en 120 m² un mes después de aplicar el rastrillado.

ANTES DE APLICAR EL RASTRILLADO				DESPUES DE APLICAR EL RASTRILLADO		
POBLACION	Número	ENCO	ECO	REDUCCION	ENCO	ECO
Plántulas	351	77%	23%	14%	72%	14%
Brinzales	192	81%	19%	18%	71%	11%

Donde: ENCO = Especies no comerciales ECO = Especies comerciales.

Si a la población de plántulas y brinzales que sobrevivió al rastrillado se le agrega la nueva regeneración que germinó y se estableció al final del estudio, se deduce que la población se incrementó en un 24% por plántulas de especies no comerciales y en un 76% por especies comerciales en 120 m² (Cuadro 6).

Cuadro 6. Porcentaje de plántulas en 120 m² de especies comerciales y no comerciales que se incorporaron a la regeneración natural ya existente después de aplicar el rastrillado.

ANTES DE APLICAR EL RASTRILLADO		DESPUES DE APLICAR EL RASTRILLADO			NUEVAS PLANTULAS DESPUES DEL RASTRILLADO		
POBLACION	Número	REDUCCION	ENCO	ECO	Número	ENCO	ENO
Plántulas	351	14%	72%	14%	312	24%	76%
Brinzales	192	18%	71%	11%	-	-	-

Donde: ENCO = Especies no comerciales..ECO = Especies comerciales.

Esto permite señalar que el rastrillado puede aplicarse en sitios donde se han realizado tratamientos de dosel o en donde el bosque presente un número de árboles inferior al promedio normal, hay producción y diseminación de diásporas de valor comercial, acumulación de hojarasca y se desea incrementar la población de la regeneración con especies comerciales para aumentar la potencialidad del recurso.

Referente al fuego es importante exponer que este tratamiento provocó una total mortalidad de plántulas y brinzales, debido a su corteza delgada y susceptibilidad como lo expresa Wade y Lundsford (1990).

Debe señalarse que antes de la aplicación del fuego el área experimental estaba constituida por 368 plántulas y 168 brinzales en 120 m². La población de plántulas estaba formada por un 80% de especies sin valor comercial y por un 20% de especies comerciales. Mientras que en los brinzales el 78% correspondía a las especies no comerciales y un 22% a las especies comerciales (Cuadro 7). Los latizales y los árboles se recuperaron de las leves quemaduras. Verduzco (1976) en su estudio indica que el fuego provoca quemaduras sin daño significativo en la corteza de los árboles y latizales. Características como el espesor de la corteza, el diámetro del tallo y la altura de la planta influyen sobre su vulnerabilidad al fuego (Wade y Lundsford 1990).

Reyes (1980) menciona que el fuego además de ser un agente adicional en la selección y competencia entre especies, permite alterar y guiar la sucesión favorablemente. El área experimental como se dijo anteriormente contaba con un porcentaje alto de plántulas y brinzales de especies de valor no comercial, esta constitución se invirtió después de haberse aplicado el tratamiento, ya que hoy el área experimental cuenta con un 98% de especies de valor comercial y el 2% restante de especies no comerciales (Cuadro 7). Esta nueva regeneración sustituye la mortalidad de plántulas y brinzales causada por la aplicación del fuego, aumentando el potencial comercial en el sitio experimental por efecto de selección natural al favorecer especies que poseen adaptaciones para sobrevivir, germinar y regenerarse tras el fuego. Suceso también detectado por García y Calabuig (1990).

Cuadro 7. Porcentaje de plántulas en 120 m² de especies comerciales y no comerciales que germinaron y se establecieron después de aplicar el tratamiento de fuego.

ANTES DE APLICAR FUEGO				DESPUES APLICAR FUEGO	NUEVAS PLANTULAS DESPUES DEL FUEGO		
POBLACION	Número	ENCO	ECO	REDUCCION	Número	ENCO	ECO
Plántulas	368	80%	20%	100%	788	2%	98%
Brinzales	168	78%	22%	100%	-	--	-

Donde: ENCO = Especies no comerciales. ECO = Especies comerciales.

El fuego no debe considerarse como un fenómeno totalmente negativo sino como una perturbación que bien empleada puede beneficiar los ecosistemas (Trabaud y Gillon 1990). Puede aplicarse en bosques secundarios en donde se han realizado tratamientos de dosel o en donde el bosque presente un número de árboles inferior al promedio normal, existe abundante producción y diseminación de diásporas de especies de valor comercial, acumulación constante de hojarasca, poca germinación, difícil establecimiento de plántulas o donde la regeneración existente no presente especies o un número significativo de individuos de interés comercial. Dejando un periodo de varios años para volver a aplicar el tratamiento. Sin embargo, su uso no debe ampliarse a todos los bosques especialmente en sitios en donde existe abundante regeneración de especies comercialmente valiosas.

Respecto al testigo su población estaba formada al inicio por plántulas y brinzales (Figuras 21 y 22), aproximadamente por un 79% de especies no comerciales y por un 21% de especies comerciales en 120 m². Un mes después la mortalidad fue del 21% (ver cuadro 3), siendo la sobrevivencia de plántulas y brinzales constituida aproximadamente en un 67% por especies no comerciales y un 12% de especies comerciales. Este suceso ocurre por causas naturales como la caída de ramas, árboles y latizales que ahogan o quiebran plántulas y brinzales, o por la presencia de un herbívoro (Rollet 1962 y Wyatt-Smith 1955).

6.4 Operatividad técnica del rastrillado bajo dosel

Con esta operatividad se identificaron las diferentes etapas que conllevan realizar el rastrillado a mayor escala, así cómo conocer cómo, cuando y donde es recomendable aplicar este tratamiento. Para esto se establecieron cinco parcelas de 25 m² (5 x 5 m) donde se aplicó el rastrillado.

Para aplicar el rastrillado a gran escala es necesario que el personal operativo sea hábil y diestro al maniobrar el rastrillo, ya que esta es la condición más importante para que el rastrillado pueda cumplir con el objetivo perseguido.

Previo a la aplicación del rastrillado es necesario que se cumplan las siguientes condiciones:

1. Que el bosque tenga acumulación de hojarasca que impida el establecimiento de la regeneración.
2. Que el rastrillado se aplique antes de la caída de diásporas de valor comercial; mejor si la fructificación coincide con el inicio de las lluvias ya que esto permite asegurar la germinación de las especies.

Posteriormente a estas condiciones las actividades o cuidados que se deben seguir son las siguientes:

1. Seleccionar el área donde se encuentren árboles semilleros de interés comercial.
2. Conocer el período de fructificación de las especies a regenerar.

3. La herramienta a utilizar es un rastrillo tipo diente que tenga 2" de largo por una o más pulgadas entre diente, con la aclaración que mientras más largo sea el diente y más espacio entre diente exista, más sobrevivencia a nivel de plántula se logra en la regeneración ya existente.
4. Seleccionar el área de los sitios a rastrillar, se recomienda que sea de 25 m² (5 x 5 m) o 50 m² (5 x 10 m). Puede rastrillarse áreas más grandes aunque puede que no sea rentable debido al costo de la mano de obra (según sea el proceso inflacionario en cada país). Sin embargo, no hay que olvidar que el objetivo es solo propiciar la regeneración de especies valiosas y que trabajando con áreas pequeñas la operación es más fácil.
5. El número de sitios a rastrillar debe estar en función de las especies que se quieren regenerar y de la potencialidad económica que la regeneración existente tiene en el bosque.

Habiendo seleccionado el tipo de rastrillo y los sitios a rastrillar, se inicia la operación de rastrillado de la siguiente manera:

1. Se recogen las ramas de poco peso y se colocan en el perímetro del área que se va rastrillar. Si el sitio tiene algún porcentaje de pendiente las ramas deben colocarse perpendicularmente a la pendiente.
2. Al iniciarse el rastrillado este debe realizarse sin enterrar los dientes del rastrillo en el suelo. Hay que recordar que sólo se pretende remover la hojarasca y no realizar un laboreo del suelo.
3. El rastrillado debe realizarse de adentro hacia afuera, de tal manera que la hojarasca que se esté removiendo se acumule también en el perímetro del sitio. Esto es muy importante porque en sitios con algún porcentaje de pendiente, la acumulación de las ramas y hojarasca en el perímetro del sitio asegura una barrera muerta alrededor del área rastrillada, reduciendo la erosión del suelo.

4. Si existen brinzales y latizales de valor comercial, el rastrillado debe efectuarse a un lado de éstos para no arrancarlos del suelo. Es posible que las plántulas existentes sean dañadas o en algunos casos arrancadas por estar dependiendo de la hojarasca para anclar, pero si no son de valor comercial no es significativo su deceso ya que a la vez el rastrillado permite regular la población de especies.

6.4.1 Ventajas del rastrillado

- a) Propicia un sitio favorable para la diseminación, germinación y establecimiento de especies de valor comercial.
- b) Es una actividad selectiva que permite remover especies indeseables.
- c) Mantiene la continuidad de especies de valor comercial.
- d) Permite formar barreras muertas que reducen la erodabilidad del suelo.
- e) Se mantiene la fertilidad del suelo al descomponerse la materia orgánica acumulada en el perímetro del área rastrillada.
- f) Propicia en algunas diásporas la ruptura de latencia fotoregulada al ser removidas y expuestas a condiciones de iluminación.

6.4.2 Desventajas del rastrillado

- a) Hace aflorar diásporas de especies no comerciales que fueron diseminadas en etapas anteriores, pudiendo éstas germinar al entrar en contacto con la luz.
- b) Al remover la hojarasca elimina y causa daños a las plántulas y brinzales de valor comercial, que por interferencia de la hojarasca no han logrado anclar en el suelo.

- c) Emplea más mano de obra y tiempo que el utilizado en la aplicación de fuego superficial controlado.

6.5 Operatividad técnica del fuego bajo dosel

Con esta operatividad se conoció y se identificó las diferentes etapas que conlleva realizar este tratamiento a mayor escala. Por lo que se describe las experiencias del área donde se aplicó el fuego durante el estudio.

Para aplicar el fuego superficial controlado (quema prescrita) a gran escala, es necesario que el personal operativo tenga conocimiento amplio sobre el manejo del fuego, siendo ésta una condición muy importante para que el fuego cumpla con los objetivos perseguidos.

Previo a la aplicación del fuego superficial controlado es necesario que se cumplan las mismas condiciones que en el rastrillado. Posteriormente a estas condiciones, las actividades que se deben seguir son las siguientes:

1. Seleccionar el área donde se encuentren árboles semilleros de interés comercial.
2. Conocer el período de fructificación de las especies a regenerar.
3. Seleccionar el tamaño de los sitios en donde se va a aplicar el fuego, ésta puede ser de 50 m² o menor. No se recomienda quemar áreas más grandes porque a pesar que la hojarasca mantiene cierto porcentaje de humedad, pueden existir combustibles verdes que incrementen la altura y el calor de la llama. Además trabajando con áreas pequeñas la operación es más fácil y menos riesgosa.

4. El número de sitios a quemar deben seleccionarse en función de la potencialidad económica de la regeneración existente y de las especies que se quieran regenerar. Sin embargo, es preferible que la distancia entre sitios a quemar sea igual o mayor al área quemada para evitar procesos de degradación del suelo.

Una vez tomadas las medidas preventivas para evitar un incendio forestal y seleccionados los sitios a quemar, se inicia la operación de la quema superficial controlada de la siguiente manera:

1. Se hace una faja corta fuego alrededor del sitio a quemar. Esta faja consiste en remover todo tipo de combustible del suelo, de tal manera que no se propague el fuego más allá del objetivo.
2. El ancho de la faja corta fuego a seleccionar depende del área a quemar, topografía, tipo y cantidad del combustible, pudiendo ser la faja corta fuego en áreas menores de 50 m² de un metro de ancho o menor, mientras que en áreas más grandes puede ser mayor a los siete metros dependiendo del tipo de quema a emplear (Wade y Lundosford 1990).
3. Dentro de las diversas técnicas de quema (Alvarado 1989), se recomienda usar la quema en retroceso, esta técnica permitió visualizar que es muy fácil de dominar y muy segura, porque tiene muy baja intensidad y por moverse en contra del viento o pendiente, tiene propagación lenta y produce menos daño al follaje de los latizales (Martín and Dell 1978).
4. Todas las faenas de trabajo desde la ignición hasta la liquidación y patrullaje deben terminar en un sólo día.
5. La quema se recomienda hacerse en las primeras horas de la mañana. Sin embargo, también se puede hacer en las horas de la tarde dependiendo del área a quemar.

6.5.1 Ventajas del fuego

- a) Prepara el sitio para la diseminación, germinación y establecimiento de plántulas.
- b) Mantiene la continuidad de especies de valor comercial.
- c) Elimina el desarrollo de especies indeseables.
- d) Limpia el bosque de desechos y combustibles vegetales, convirtiéndose también en una operación silvícola preventiva de bajo costo.
- e) A excepción del período inmediato después de la quema, la composición del bosque se mejora.
- f) Actúa como un escarificador natural de semillas de especies comerciales que depositadas en el suelo presentan latencia tegumentaria.
- g) Las plantas germinadas posteriormente a la quema alcanzan mayor crecimiento en altura que las mismas especies establecidas en otros sitios y en la misma época.
- h) Regula y hace emigrar poblaciones de insectos que pueden tener algún tipo de herbivoría sobre especies comerciales, especialmente en las primeras etapas de desarrollo de la plántula.
- i) Carboniza diásporas de especies de etapas anteriores que pueden no ser de valor comercial.
- j) No provoca significativa erodabilidad cuando los sitios quemados son de poca extensión (50 m²), rodeados por áreas no perturbadas que contienen la misma vegetación.

- k) Es un encalado natural que aumenta la fertilidad del suelo, y que de acuerdo con Reyes (1980) y Perry (1957) mejora las características físicas y químicas del suelo.

6.5.2 Desventajas del fuego

- a) Elimina totalmente las plántulas y brinzales de especies comerciales y no comerciales.
- b) Causa daños leves a los latizales y árboles cuando la llama no es mayor a los 30 cm de altura.
- c) Dependiendo del tipo de suelo y de la extensión tratada puede provocar la pérdida de nutrientes por escorrentía, lixiviación y percolación en grandes áreas descubiertas.
- d) Puede causar daños de erosión si se aplica en suelos con alta pendiente.
- e) Si es mal manejada puede causar daños de gran magnitud y aumentar los costos del manejo.

VII. CONCLUSIONES

1. El mayor período de caída de hojas se observó en el mes de mayo y más del 80% de las hojas que se depositaron en el suelo del bosque son el producto de la defoliación que las especies como Licania sp., Miconia sp., Croton sp., y Vochysia sp. tuvieron durante el estudio.
2. La mayor caída de diásporas que se observó en el bosque durante el estudio fue en el mes de mayo; el número de diásporas depositadas en el suelo fue mayor que las plántulas germinadas.
3. La humedad en la hojarasca permitió la germinación de las semillas que caen sobre ella, sin embargo, la profundidad de la hojarasca afectó el establecimiento de las plántulas al impedir que la raíz se ancle en el suelo.
4. La eliminación de la hojarasca aumenta la germinación y el establecimiento de la regeneración natural en el bosque de Pilar de Cajón.
5. El tratamiento fuego superficial controlado fue el que propició la mayor germinación de plántulas. Este fue estadísticamente superior al tratamiento de rastrillado. La menor germinación se observó en el testigo, donde no se removió la hojarasca del suelo.
6. El fuego superficial controlado bajo dosel puede utilizarse como un tratamiento silvicultural en áreas pequeñas dentro de los bosques secundarios, como es el caso del bosque Pilar de Cajón, en donde se han realizado tratamientos de dosel, existe diseminación de diásporas de especies de valor comercial, acumulación de hojarasca, poca germinación y lento establecimiento de plantas o donde la regeneración no presente especies o un número significativo de individuos de interés comercial.

7. La remoción de la hojarasca con rastrillo puede utilizarse en las mismas condiciones que el fuego. Sin embargo, puede aumentar la población ya existente con nuevos individuos, que en algunos casos no son de interés económico.
8. La remoción de hojarasca con rastrillo propició una mayor sobrevivencia de plántulas y brinzales ya existentes en la regeneración del bosque de Pilar de Cajón. Mientras que el fuego controlado llevó a una mortalidad total de éstas.
9. La sobrevivencia de latizales no fue influenciada significativamente por la aplicación de los tratamientos.
10. Ambos tratamientos son una herramienta que permite alterar y guiar la sucesión favorablemente, preparando un almácigo natural a la germinación y establecimiento de plántulas de interés económico, dejando un período de varios años para volverlos aplicar.
11. Las plantas germinadas después de aplicar ambos tratamientos son en su mayoría el producto de la fructificación y diseminación natural de diásporas en el bosque. Sin embargo, existieron diásporas que acumuladas en el suelo en etapas anteriores reaccionaron al efecto de los tratamientos como es el caso de Enterolobium sp. en fuego y Goethalsia meiantha en el rastrillado.

VIII. RECOMENDACIONES

1. Es recomendable el uso del fuego como herramienta silvicultural para propiciar un sitio favorable a la diseminación, germinación y establecimiento de regeneración de especies de valor comercial en áreas pequeñas dentro de bosques secundarios, similares al bosque de Pilar de Cajón en donde la regeneración existente no presente especies o un número significativo de individuos de interés comercial.
2. Se recomienda el uso del rastrillado como herramienta silvicultural para remover la hojarasca del suelo en pequeñas áreas dentro de bosques secundarios en donde se quiere incrementar la población de especies comerciales, con la diferencia que aflora diásporas de etapas anteriores que, en algunos casos no son de valor comercial.
3. Los tratamientos de fuego y rastrillado también pueden aplicarse en bosques secundarios ralos, es decir en aquellos bosques en donde el número de árboles es inferior al promedio normal y presente características como la acumulación de hojarasca, producción y diseminación de diásporas de valor comercial.
4. Se sugiere que la eficacia del fuego como tratamiento silvicultural se aplique a manera de prueba en otros sitios con bosque secundario.
5. Hacer un estudio económico sobre la rentabilidad que los tratamientos del suelo aplicados al bosque tienen sobre la potencialidad del recurso.
6. Que se de un seguimiento a los estudios fenológicos de caída de hojas y diásporas, y a las especies forestales que germinaron y se establecieron después de aplicar los tratamientos del suelo en el bosque de Pilar de Cajón.

7. Investigar los efectos que los pesticidas aplicados en las áreas agrícolas aledañas al bosque de Pilar de Cajón, tienen sobre la caída de hojas y los procesos de descomposición de la hojarasca; ya que es posible que los vientos transporten residuos de pesticidas al bosque y afecte a los organismos encargados de los procesos de descomposición de la hojarasca e influya en las actividades fisiológicas de la planta.
8. Se investigue los procesos de herbivoría que el Orthóptero Acrididae de nombre vernáculo Chapulín Tigre, tiene sobre los primeros estadios de plántulas potencialmente comerciales; pues en el futuro puede convertirse en una plaga que afecte la regeneración de especies valiosas.
9. Se estudie el efecto que los vientos tienen sobre la formación de claros en el bosque, los cuales influyen en la regeneración de especies invasoras que no son de valor comercial.

IX. BIBLIOGRAFIA

- ALVARADO, C. A. 1989. Curso centroamericano de silvicultura de plantaciones de especies de árboles de uso múltiple; incendios forestales. Turrialba, Costa Rica, CATIE. p. 42-56.
- ASHTON, F. L. 1969. Speciation among tropical trees: some deductions in the light of recent evidence. *Journal Biology* 1:155-196.
- AUGSPURGER, C. K. 1984. Seedling survival among tropical tree species; interactions of dispersal distance, light gaps, and pathogens. *Ecology* 65:1705-1712.
- BARRIENTOS, L. L. 1992. Manual técnico sobre la langosta voladora (*Shistocerca gregaria* walker, 1970) y otros Acridoideos de Centro América y Sureste de México. FAO-AGOL/AORSA. San Salvador, El Salvador. 162 p.
- BARTLETT, H. H. 1957. Fire in relation to primitive agriculture and grazing in the tropics: Annotated bibliography. University of Michigan, Ann. Arbor 2:257-279.
- BARTON, L. V. 1965. Dormancy in seeds imposed by the seed coat. *Ibid.* 15(2):727-745.
- BASCONES, L. 1955. Estudio sobre la rotación de cultivos en los trópicos. *Agro (Venezuela)* 10(36):5-11.
- BAUR, G. N. 1968. The Ecological basis of rain forest management. Sydney, Australia: Forestry Commission, New south Wales. 499 p.
- , 1964. The ecological basis of rain forest management. Sydney, Australia. FAO. 499p.

- BAWA, K. 1973. Reproductive methods of tropical lowland trees. Trabajo presentado en la Reunión Continental sobre la Ciencia y el Hombre, CONACYT, AAAS.
- BETAULT, J. G; DUPUY, B. Y MAITRE, H. F. 1995. La silvicultura para la ordenación sostenible del bosque tropical húmedo. *Unasyuva (Italia)* 181(46):3-9.
- BLACK, M. 1972. Control proceses in germination and dormancy. Oxford University Press, London. 16 p.
- BOONYAWAT, S. Y NGAMPONGSAI, C. 1974. An analysis of accumulation and decomposition of litter fall in hill evergreen forest. *Bull (USA)* 17:21.
- BRINKMAN, W.L; VIEIRA, A.N. 1971. The effect of burnig on germination of seeds at different soil depth of varius tropical tree species. (*Turrialba*) 21:77-82.
- BRINSON, M.M. 1977. Descomposition an nutrient exchange of litter in an alluvial swamp forest, *Ecol.* 58:601-609
- BROKAM, N.V. 1986. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, 66:682-687.
- BROWN, W.H. y MATHEWS, D.W. 1914. *Philippine Jornal of Science* 9(Sect. A):413-561.
- CASASOLA, M. 1976. Regeneración de selvas; latencia y viabilidad de semillas de vegetación primaria. México. p. 471-526
- CASTRO, R. y GUEVARA, S. 1976. Regeneración de selvas; viabilidad de semillas en muestras de suelo almacenado de los Tuxtlas, Veracruz. México. p. 233-249.

- CLACK, D. A.; CLARK, D. B. 1987. Análisis de regeneración de árboles del dosel en bosques muy húmedos tropicales: aspectos teóricos y prácticos. *Biológica Tropical (C.R.)* 35 (supl.1)41-54.
- COLLET, G. 1966. Divers aspects de l'aménagement des forst tropicales. *Bois et forest des Tropiques*. 110:33-56.
- COME, D. 1968. Problemes de terminologie poses para la germination et ses obstacles. *Bull. Soc. Frac. Physiol. Veg.* 14:3-9.
- CORNEJO, V.F. 1991. Estimación de la producción de hojarasca en un bosque sucesional en el parque nacional Manu. Tesis (Ing. Forestal). Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú. 141 p.
- CROCKER, W. 1938. Life-Span of seeds. *Bot. Rev.* 4:235-274.
- CROSSLEY, D. A Y HOGLUND, M.P. 1962. A litter-bag method for the study of microarthropods inhabiting leaf litter. *Ecology (USA)* 43:571-574.
- DAUBENMIRE, R. 1971. Ecology of fire in grasslands. *Advances in Ecological Research*, 5:209-257.
- , 1968. *Plant communities*. Harper y Row. London. 300 p.
- .; PRUSSO, D. C. 1963. Studies of the decomposition rates of tree litter. *Ecology (USA)* 44:589-592.
- DAVIS, W.E. 1939. An explanation of the advantage of alternating temperatures over constant temperatures in the germinations of certain seeds. *Amer. J. Bot.* 26:17-18.

- DAWKINS, H. 1988. The first century of tropical silviculture; successes forgotten and failures misunderstood. Oxford, England p. 4-8.
- , 1961. New methods of improving stands composition in tropical forests. Caribbean forester 22(1-2):12-20.
- DE LUCCA, C. A. T. 1993. Respuesta a la intervención silvicultural de un bosque secundario en el Sur de Costa Rica. Caso de la finca Seis de ALCOA/IDA/COOPEMADEREROS R:L: Tesis Mag.Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 64 p.
- DENSLOW, J. S. 1985. Disturbance mediated coexistence of species. In the ecology of natural disturbance and patch dynamics. Ed. by Pickett, S. T., White, P. S. New York, EE.UU., Academic Press. p. 307-323.
- , 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. Biotropica, suplemento 12:47-55.
- DEMBNER, S.A. 1995. La silvicultura clave de la ordenación forestal sostenible. Unasylva (Italia) 181(46):1-2.
- ENCUENTRO REGIONAL. 1994. Especies forestales nativas de la zona norte y atlántica de Costa Rica (II: 1992 Set. 24-25: Estación Biológica LA Selva, Puerto Viejo, Sarapiquí, Costa Rica) Heredia, Costa Rica. 90 p.
- EDWARDS, C. A. Y HEATH, G. W. 1963. The role of soil animals in breakdown of leaf material. In: Soil organisms. Holanda. p. 76-84.

- ENRIGHT, N. J. Y OGDEN, J. 1979. Application of transition matrix models in forest dynamics: Araucaria in Papua New Guinea and Nothofagus in New Zealand. *Austr. J. Ecol.* 4:3-23.
- EVANS, G. C. 1956. An area survey method of investigating the distribution of light intensity in woodlands, with particular reference to sunflecks. *J. Ecol.* 44:391-428.
- EWEL, J. J. 1976. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. *Journal Ecology* 64:293-308.
- FRANKIE, G. W., BAKER, H. G. Y OPLER, P. A. 1974. Comparative phenological studies in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *J. Ecol.* 62:881-919.
- FINEGAN, B. 1993a. Los gremios de especies forestales. Turrialba Costa Rica, CATIE. 25 p. (Presentado en: Curso de Bases Ecológicas para la Silvicultura y Agroforesteria II).
- 1993b. Los procesos dinámicos en los bosques naturales tropicales. Turrialba, Costa Rica., CATIE. 25 p. (Presentado en: Curso de Bases Ecológicas para la Silvicultura y Agroforesteria II).
- 1992. El potencial de Manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas, CATIE. Turrialba, Costa Rica. 29 p.
- ; SABOGAL, C. 1988. El desarrollo de sistemas de producción sostenible en bosques tropicales húmedos de bajura: un estudio de caso en Costa Rica. *El Chasqui (C.R.)* 17, 3-24.
- 1984. Forest succession. *Nature (G:B)* 311:109-114.

- FINOL, H. 1969. Posibilidades de manejo silvicultural para las reservas forestales de la región Occidental. *Revista forestal Venezolana* 12(17):81-107.
- FONTAINE, R.G. 1986. La ordenación de los bosques tropicales húmedos. *Unasylya* 38(4):16-21.
- FORDHAM, A.J. 1965. Germination of woody legume seed with impermeable seed coat. *Arnoldia* 25:1-8.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. 1986. *Landscape Ecology*. New York, EE.UU, J. Wiley. 619 p.
- FOSTER, R.B. Y HUBBELL, S. P. 1990. Estructura de la vegetación y composición de especies de un lote de cincuenta hectáreas en la isla de Barro Colorado. En: *Ecología de un bosque tropical: Ciclos estacionales y cambios a largo plazo*. Ed. por E.G. Leigh, A. S. Rand y D. M. Windsor (eds). Balboa, Panamá: Smithsonian Tropical Research Institute. p. 141-156.
- ; ARCE, B. Y WACHTER, T. S. 1986. Dispersal and the eventual plant communities in amazonian Perú floodplain. p. 357-370.
- FOURNIER, L. A., 1970. *Fundamentos de ecología vegetal. Primera parte: Autoecología*. Departamento de Biología, Universidad de Costa Rica, San José Costa Rica. 113 p.
- GARCIA, R. T; CALABUIG, E.L. 1990. El problema de los incendios forestales y su incidencia sobre los robledales de *Quercus* en la provincia de León. *Revista Ecología (España)* 1:223-238.
- GARWOOD, N. C. 1983. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panamá, a comunitary study. *Ecological Monographs* 53:159-181.

- GASTO, J. M. 1980. Ecología. Santiago de Chile. p. 419-491.
- GRAAF, N. R. 1986. A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in suriname. Agricultural University, Wageningen. 250 p.
- GOLLEY, F. B. 1971. La biomasa y la estructura mineral de algunos bosques de Darién, Panamá. Turrialba, (C.R.) 21(2):188-196
- GOMEZ-POMPA, A; KAUS, A. 1990. Regeneración de selvas, Estudios sobre sucesión secundaria en los trópicos cálido-húmedo, Ciclo de vida de las especies secundarias. México. p. 579-593.
- ; LUDLOW, B. 1976. Regeneración de selvas; Regeneración de los ecosistemas tropicales y subtropicales. D.F, México. p. 11-30.
- 1971. Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. Biotropica. 3:125-135.
- GOSS, W. L. 1924. The vitality of buried seeds. J. Agric. Res. 29:349-362.
- GOSZ, J.R. 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the hubbard brook forest. New Hampshire. Ecol. Monogr. 43:173-191.
- GUEVARA, S; GOMEZ-POMPA, A. 1976. Regeneración de selvas; Determinación del contenido de semillas en muestras de suelo superficial de una selva tropical de Veracruz, México. México. p. 203-232.
- HAIG, I. T; HUBERMAN, M.A; DIN, U. 1959. Silvicultura tropical. Roma, FAO. 208 p.

- HALEY, C. 1957. Forestry in tropical rain forests of Australia, with special reference to the present status of research work. In: Tropical Silviculture. FAO, Roma. 350 p.
- HAMILTON, L. S. 1991. Tropical forests: identifying and clarifying issues. *Unasylva* (Italia) 166:19-27.
- HARPER, J. L. 1959. The ecological significance of dormancy and its importance in weed control. *Proc. Inter. Congr. Crop. Protection, Hamburgo* 1:415-420.
- HARTSHORN, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12 (suplemento) 23-30.
- , 1978. *Treefalls and tropical forest dynamics; Tropical trees as living systems.* Cambridge: Cambridge University Press. p. 617-683.
- HAZLETT, D. L. 1981. Change in structure, growth, and decomposition during succession in a species-rich forest in Honduras. Tesis Ph.D. Oregon, Univ. of Washington 195 p.
- HEATH, G. W. 1966. Studies in leaf litter breakdown; breakdown rates of leaves of different species. *Pedobiol* 6:1-12.
- HOLDRIDGE, L. R. 1982. *Ecología basada en zonas de vida.* San José de Costa Rica. IICA. 216 p.
- HOLDRIDGE, L. y POVEDA, L. J. 1975. *Arboles de Costa Rica.* Centro Científico Tropical. San José, Costa Rica. 545 p.
- HOWE, H. F. 1990. Producción de frutos y actividad animal en dos árboles tropicales. Panamá. p. 259-269.

- HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. Annual Review of Ecology and Systematics (EE.UU) 13:201-228.
- HUDSON, J; SALAZAR, M. 1981. Las quemas prescritas en los pinares de Honduras. Siguatepeque, Honduras. Escuela Nacional de Ciencias Forestales. 58 p. (Publicación miscelánea 1).
- HUNTER, J. R. 1989. Seed dispersal and germination of *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb. (Leguminosae: mimosoideae): are megafauna necessary. Journal of Biogeography. 16:369-378.
- HUTCHINSON, I. D. 1994a. Técnicas silviculturales en bosques tropicales latifoliados. 36 p. (Presentado en: Curso de silvicultura de bosques tropicales).
- 1994b. Técnicas silviculturales en bosques tropicales latifoliados. Turrialba, Costa Rica. Proyecto RENARM/Producción en Bosques Naturales. USAID-CATIE 40 p.
- 1993. Puntos de partida y muestreo diagnóstico para la silvicultura de bosques naturales del trópico húmedo. Turrialba, Costa Rica. 32 p.
- ; FINEGAN, B. y SABOGAL, C. 1993. I CONGRESO FORESTAL CENTROAMERICANO, III CONGRESO FORESTAL DE GUATEMALA. Agrupación de las especies forestales. Petén Guatemala. p. 73-75.
- 1992. Silvicultura y manejo para producir madera en un bosque natural tropical. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 11 p.
- 1990a. Las operaciones para el tratamiento silvícola (mimeografiado). III curso intensivo internacional en silvicultura y manejo de bosques tropicales, CATIE. 12 febrero al 30 de marzo de 1990. 8p.

- , 1990b. Aspectos relevantes de los inventarios forestales. III curso intensivo internacional en silvicultura y manejo de bosques tropicales, CATIE. 12 febrero al 30 de marzo de 1990. 10p.
- , 1990c. Evaluación de tres sistemas silvícolas clásicos e implicaciones para la silvicultura del bosque húmedo (mimeografiado). III curso intensivo internacional en silvicultura y manejo de bosques tropicales, CATIE. 12 febrero al 30 de marzo de 1990. 15 p.
- , 1988, Points of departure for silviculture in humid tropical forests. Commonwealth Forestry Review. (G.B) 67(3):223-230.
- , 1987a. Sistemas silviculturales. Turrialba, Costa Rica CATIE. 50 p.
- , 1987b. The mangement of humif tropical forests to produce wood. In Management of the forest of Tropical América: Prospects and Technologies. Ed. By Julio C. Figueroa a Colón. Puerto Rico. P. 235-243.
- JANZEN, D. H. 1978. Seeding patterns of tropical trees. In Tomlinson, P. B y Zimmermann, M. H. eds. Tropical trees as living systems. Cambridge Univ. Press, London. p. 83-128.
- , 1970. Herbívoras and the number of tree species in tropical forests. Amer. Naturalist 104:501-528.
- JENNY, H.; GESSEL, S. P.; BINGHAM, F. T. 1949. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. Soil Science. p. 68, 419-432.

- JOHN, D. H. 1973. Accumulation and decay of litter and net production of forest in tropical West Africa. *Oikos* 24:430-435.
- JONES, E. W. 1956. Ecological studies on the rainforest of southern Nigeria IV. The plateau forest of the Okumu Forest Preserve. *Journal of Ecology*, 43:564-594; 44: 83-117.
- JULIANO, J. B. 1940. Viability of some Philippine weed seeds. *Philipp. Agri.* 29:312-326.
- JUNE, S.R. Y OGDEN, J. 1978. Studies on the vegetation of Mount Colenso, New Zealand. 4. An assessment of the processes of canopy maintenance and regeneration strategy in a red beech (*Nothofagus fusca*) forest. *N. Zealand J. Ecol.* 1:7-15.
- KONONOVA, M. M. 1975. Humus of virgin and cultivated soils. In: soils components. New York, USA. p. 475-526.
- KRUGMAN, S. L. Y JENKINSON, J. L. 1974. Seeds of woody plants in the United States. *Agricultural Handbook*, Forest Service, USDA, Washington D.C. 450 p.
- LAMPRECHT, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Alemania, GTZ. 325 p.
- LANCASTER, P. C. 1961. Experiments with regeneration in the Omo Reserve. *Bulletin (N.S.)*, Nigerian Forestry information 13:1-16.
- LAWTON, R. M. 1980. Ordenación y regeneración en algunos ecosistemas forestales de Nigeria. In UNESCO. *Ecosistemas de los bosques tropicales*. informe sobre el estado de conocimientos Paris, UNESCO/PNUMA/FAO. PP. 658-687.
- LECK, C. F. 1972. Seasonal changes in feeding pressures of fruit-and nectar-eating birds in Panamá. *The Condor (Lawrence)* 74(1)54-60.

- LITTLE, E. L.; WADSWORTH, F. 1967. Arboles comunes de Puerto Rico y las Islas Vírgenes. Puerto Rico. p. 355.
- LOPEZ, J. A.; LITTLE, E. L. 1987. Arboles comunes de Paraguay. Paraguay. p. 425.
- LOPEZ-QUILES, M. M. Y VASQUEZ-YANEZ, C. 1976. Regeneración de selvas; germinación de semillas en condiciones naturales controladas In Gómez-Pompa, A. et al. eds. México pp. 250-261.
- MACARTHUR, R. H. 1972. Geographical ecology. New York, Harper and Row. 269 p.
- MADGE, D. S. 1965. Leaf fall and litter disappearance in a tropical forest. Pedobiol 5:273-288.
- MALAISSÉ, F.; ALEXANDRE, H. J.; FRESON, R. 1972. The miombo ecosystem: a preliminary study. In: Golley, P. M. Golley, F. B. (eds). Tropical ecology, with an emphasis on organic production, Athens University of Georgia 418 p.
- MALLEUX, J. 1971. Estratificación forestal con uso de fotografías aéreas. Universidad Nacional Agraria, Lima V. I. 82 p.
- MANTA, M.J. 1988. Análisis silvicultural de dos tipos de bosque húmedo de bajura en la vertiente atlántica de Costa Rica. Mag. Sci. Thesis, CATIE, Turrialba, Costa Rica, 150 p.
- MARTIN, R. E; DELL, J. D. 1978. Planning for prescribed burning in the inland Northwest. USDA. Forest Service Gen. Tech. Report. PNW. Oregon. p. 67-76.
- MIKOLA, P. 1960. Comparative experiment on decomposition rates of forest litter in southern and northern Finland. Oikos 2:161-166.

- NICHOLS, D; GONZALEZ, E. 1991. Especies nativas y exóticas para la reforestación en la zona sur de Costa Rica. Costa Rica. 73 p.
- NIEMBRO, A. 1988. Semillas de árboles y arbustos. México D.F. p. 1-76.
- OVINGTON, J. D. 1954. Studies of development of woodland conditions under different trees; the forest floor. *Journal Ecology* 42:71-80.
- OGAWA, H. y YODA, K. 1965. Comparatives ecological studies on three main types of forest vegetation in Thailand; biomass. *Tailand*. p. 49-80.
- OLSON, S. L. y BKUM, K. E. 1968. Notes on avian dispersal of plants in Panamá. *Ecology* 49:565-566.
- PENNINGTON, T, D; SARUKHAN, J. 1968. Árboles tropicales de México. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales/ FAO. México. p. 375.
- PEREZ, R. 1981. El efecto de los incendios forestales sobre las plagas del bosque. *Ciencia Forestal (México)* 6(29)17-30.
- PERRY, J.R. 1957. Efecto de la quema del monte sobre las propiedades químicas de un suelo en Campeche. *Revista Chapingo (México)* 10(65):165-168.
- PICADO, W. 1991. Investigación aplicada en manejo de bosque natural secundario, estudio de caso en el sur de Costa Rica. Tesis MG. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 107 P.
- PROYECTO PRODUCCION EN BOSQUES NATURALES. 1994. Area de demostración e Investigación "Pilar de Cajón" Pérez Zeledón, Costa Rica. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 12 P.

- PUTZ, F.E. 1983. Treefall pits and mounds, buried seeds and the importance of soil disturbance to pioneer tree species on Barro Colorado Island, Panamá. *Ecology* 64:1069-1074.
- QUESADA, R. y MADRIGAL, J. 1993. Principales características morfológicas de las especies comerciales más importantes de la región huertar norte de Costa Rica. COSEFORMA DGF-GTZ. San José, Costa Rica. 51 p.
- QUEVEDO, L. 1990. Principales sistemas silviculturales empleados en los bosques naturales tropicales. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 25 p.
- REYES, C. R. 1980. Efecto del fuego sobre algunas características de un suelo YAAX-HOM y la vegetación en Quintana Roo. *Revista Ciencia Forestal (México)* 5(26):15-41.
- RICO, M; GOMEZ-POMPA, C. 1976. Regeneración de selvas; Estudio de las primeras tapas sucesionales en una selva alta perennifolia en Veracruz, México. p. 112-202.
- RICHARDS, P. W. 1952. *The tropical rains forest*. Cambridge: Cambridge University Press. 450 p.
- RIOS, A.F. 1991. Estudio fenológico de 108 especies forestales del arboretum terraza Jenaro Herrera-Loreto. Tesis Ing. Forestal. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana, Iquitos, Perú. 104 p.
- ROCHOW, J. J. 1974. Litter fall relations in a Missouri forest. *Oikos* 25:80-85.
- ROBERTS, E. H. 1972. Dormancy: a factor affecting seed survival in the soil. In: E. H. Roberts ed. *Viability of seeds*. Chapman and Hall LTD, LONDON P. 321-359.

- ROLLET, B. 1971. La regeneración natural en bosque denso siempre verde de la llanura de Guayana Venezolana. Boletín del Instituto Forestal Latinoamericano. 35:39-73.
- ROLLET, B. 1962. Inventaire forestier de l'Est mékong. FAO. ROMA, ITALIA. 184 P.
- SANCHEZ, P. 1973. Manejo de suelos bajo el sistema de roza. In Un resumen de las investigaciones edafológicas en la América Latina. North Carolina, North Carolina Agr. Exp. Station. Tech Bull. p. 51-74.
- SAVER, J; STRUICK, G. 1964. A possible ecological relation between soil disturbance, light flash and seed germination. Ecology 45:884-886.
- SCHMIDT, R. 1987. Ordenación de los bosques higrofiticos tropicales. Unasyuva 39(2):2-17.
- SELLEC, G.W. 1960. The climax concept. Bot. Review 26: 535-545.
- SHANKS, R. E. Y OLSON, J. S. 1961. Firstyear breakdown of leaf litter in southern appalachain forests. Science 134:194-195.
- SHOW, S.B; CLARKE, B. 1953. La lucha contra los incendios forestales. Roma; FAO. 131p.
- SINGH, K. P. 1969. Studies in decomposition of leaf litter of impant trees of tropical deciduous forest at varanasi. Ecology 20:292-311.
- SMITH, H. 1972. Light quality and germination; ecological implications. Seed Ecology. Butterworths, London p. 219-231.
- SMITH, H. 1966. Ecology and Field Biology. Harper y Row. London. 300 p.

- SMYTHE, N. 1970a. The adaptative value of the social organization of the coatí (Nasua narica). Journal of Mammalogy (Lawrence) 51(4):818-820.
- , 1970b. Relationships between fruiting seasons and seed dispersal methods in a neotropical forest. American Naturalist (Chicago) 104(935):25-35.
- SOMARRIBA, E. 1984. Dinámica de la población de *Goethalsia meiantha* (J. Donn. Smith) Burret en un bosque tropical secundario. Tesis M.Sc., Turrialba, Costa Rica, CATIE. 74 p.
- SYMINGTON, C. F. 1933. The study of secondary growth on rain forest sites in Malaya. Malayan Forester, 2:107-117.
- SYNNOTT, T. J. 1973. Seed problems. In: IUFRO. Symp. on seed processing (Bergen) p. 35-79.
- TAYLOR, C.J. 1962. Tropical forestry, with particular reference to west Africa. London, Oxford University Press. 163 p.
- TERBORGH, J., JANSON, CH. Y BRECHT MUNN, M. 1985. Cocha Cashu: Su vegetación, clima y recursos. La Molina, Lima, Perú. 15 p.
- THIRAKUL, S. 1991. Manual de dendrología del bosque latifoliado COHDEFOR/ESNACIFOR. Honduras. p. 885.
- THOMPSON, P. A. 1970. Characterization of the germination response to temperature of species and ecotypes. Ibid. 225:827-831.
- TRABAUD, L. y GILLON, D. 1990. Los ecosistemas renacen de sus cenizas. Mundo Científico. 11:1004-1006.

- TREJO, P. 1976. Regeneración de selvas: Diseminación de semillas por aves en los Tuxtlas. F.F. México. p. 447-470.
- TOMLINSON, P. B. Y LONGMAN, K. A. 1981. Growth phenology of tropical trees in relation to cambial activity. In Bormann, F. H. y Berlyn, G. eds. Age and growth rate of tropical trees. New haven, Yale Univ. School of Forestry and environmental studies. Bull. 94:7-19
- TURNES, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of patten on process. Annual Review of Ecology and Systematics (EE.UU) 20:171-197.
- VAN DER PIJL, L. 1968. Principles of dispersal in higher plants. Springer Verlag. Berlin. 161 p.
- VAN STEENIS, C. G. 1958. Rejuvenation as a factor for judging the status of vegetation types; the biological nomad theory. UNESCO:212-218.
- VASQUEZ-YANEZ, C. y OROZCO-SEGOVIA, A. 1982. Seed germination of a tropical rain forest pioneer *Heliocarpus donnell-smithii* in response to diurnal fluctuation of temperature. *Physiologia Plantarum*, 56:295-298.
- ; y SMITH, H. 1982. Phytochrome control of seed germination in the tropical rain forest pioneer trees *Cecropia obtusifolia* and *Piper auritum* and its ecological significance. *New Phytologist*. 91:447-485.
- , 1976. Regeneración de selvas; Estudios sobre ecofisiología de la germinación en una zona cálida húmeda de México. p. 279-387.
- VERDUZCO, J. 1976. Protección forestal. Chapingo, México. p. 12-52.

- VIDAL, J. E. 1966. Types biologiques dans la vegetation forestiere du Laos. Bull. Soc. Bot. France, Mémoires. p. 197-203.
- VOLKMAR, V. 1962. La quema como factor ecológico en los llanos. Boletín Ciencia Natural (Venezuela) no. 101:9-26.
- WADE, D. Y LUNDSFORD, J. 1990. La quema como medio de ordenación forestal; el uso de quemas controladas en el sur de los Estados Unidos. Unasyuva (Italia) 41(162):28-37.
- WATTERS, R. 1971. La agricultura migratoria en América Latina. Roma, FAO. 342 p.
- WAYATT-SMITH, J. 1986. Sistemas de manejo de Asia Sur-Este y Africa usando Regeneración Natural. ESNACIFOR, Siguatepeque, Honduras 3-14 de noviembre de 1986. p. 1-33.
- WEARY, G. C. Y MERRIAM, H. G. 1978. Litter decomposition in a red maple woodlot under natural conditions and under insecticide treatment. Ecology 59:180-184.
- WERNER, P. 1980. *Goethalsia meiantha*: an ignored supertree. San José, Costa Rica. Organization for Tropical Studies. Information note 6:1.
- WHITMORE, T.C. 1991. An introducción to tropical rain forests. Oxford, R.U. Clarendon Press. 226p.
- WHITMORE, T.C. 1990. An introduction to tropical rain forests. Oxford, G.B., Clarendon Press. 226p.
- , 1984. Tropical rain forests of the far east. Oxford, University Press. 352 p.

- , 1978. The forest ecosystems of Malasia, Singapore and Brunei: description, functioning and research needs: In Tropical forest ecosystems. Ed. By UNESCO/UNEP/FAO/: Paris, UNESCO-UNEP. p. 641-653.
- , 1975. Tropical rain forests of the far east. Oxford Clarendon Press. 282 p.
- , 1974. Change with time and the role of cyclones in tropical rainforest in Kolombangara, Solomon Islands. *Forest*, Commonwealth Forestry Institute, Institute paper. 46:78.
- WILLIAMS, S.T. Y GRAY, T.R.G. 1974. Decomposition of litter on soil surface. In: *Biology of litter decomposition*. New York, Academic Press. p. 611-630.
- WITKAMP, M. 1966. Decomposition of litter in relation to environmental factors. *Plant and Soil*. 15:295-311.
- WOOD, T.G. 1974. Field investigations on the decomposition of leaves of *Eucalyptus delegantensis* in relation to environmental factors. *Pedobiology* 14:343-371.
- WYATT-SMITH, J. 1955. Changes in composition in natural plant succession. *Malayan Forester* 18:44-99.
- YOUNG, K. 1982. The role of dispersal in early tropical succession. *Propuesta tesis M.S.*, Gainesville, Univ. de Florida, 1982. 36 p.

X. ANEXOS

ANEXO 1

EPOCA DE PRODUCCION DE DIASPORAS EN COSTA RICA DE ALGUNAS ESPECIES FORESTALES QUE EXISTEN EN EL BOSQUE PILAR DE CAJON

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	EPOCA PRODUCCION DIASPORAS	DIASPORAS
Alchornea sp.	Chásparrío	mayo a Junio (3)	Cápsula globosa 2 a 3 semillas (6)
Simarouba amara	Aceituno	abril a julio (1,2,5)	Drupa 1 semilla (1)
Ocotea sp.	Ira	mayo a julio (1)	Bellota 1 semilla (6)
Virola sp.	Fruta	junio a agosto (1,2,6)	Cápsula 1 semilla (5)
Pourouma sp.	Chumico	abril a junio (6)	Drupa 1 semilla (7)
Didymopanax sp.	Fosforillo	marzo a mayo (4)	Drupa 2 loculos (7)
Calophyllum sp.	Cedro María	abril a julio (5,6)	Drupa 1 semilla (5)
Goethalsia meiantha	Guácimo blanco	febrero a marzo (8)	Samaras aladas 2 o 3 semillas (8)
Enterolobium sp.	Guanacaste	febrero a marzo (1,2,6)	Legumbre con varias semillas (7)
Vantanea sp	Chiricano	abril a junio (2)	Drupa 1 semilla (2)
Pithecellobium sp.	Ajillo	mayo a julio (1)	Legumbre con varias semillas (7)
Cordia sp.	Muñeco	abril a junio (5,6)	Drupas 1 semilla (6)
Guatteria sp.	Anonillo	abril a mayo (6)	Fruto monocarpio 1 semilla (6)

Jacaranda copaia.	Gallinazo	abril a julio (2,6)	Cápsula aplanada con 2 o más semillas aladas (7)
Croton sp.	Targuá	marzo a mayo	cápsulas 2 o más semillas (7)
Chrysophyllum sp.	Caimito	abril a junio (6)	Ballas 1 a 3 semillas (6)
Cecropia sp.	Guarumo	junio a agosto (6)	Espiga con varias semillas (7)
Licania sp.	Canilla de mula	marzo a junio (6)	Ballas 3 a 5 semillas/fruto (6)
Miconia sp.	Lengua de vaca	marzo a junio (6)	Ballas de 5 a 7 semillas/fruto (6)
Inga sp.	Guava	mayo a julio (6)	Legumbre con varias semillas (7)
Vochysia ferruginea	Mayo	junio a septiembre (1,2,5,6)	Cápsulas con 3 semillas (5)

Fuente:

- 1 = Doland Nichols y Eugenio González (1992).
- 2 = Ruperto Quesada Monge y Quirico Jiménez Madrigal (1993).
- 3 = J. A. López y E. L. Little (1987).
- 4 = E.L. Little y Wadsworth (1967). T. D. Pennington y J. Sarukhan (1968).
- 5 = Encuentro Regional sobre especies Forestales Nativas de la zona norte y atlántica de Costa Rica (1994).
- 6 = Souane Thirakul (1991).
- 7 = L.R. Holdridge y Luis j. Poveda (1975)
- 8 = E. Somarriba (1984).

ANEXO 2
 DATOS DE PRECIPITACION Y TEMPERATURAS MEDIAS MENSUALES
 PARA LA ZONA DEL BOSQUE SECUNDARIO DE PILAR DE CAJON,
 PEREZ ZELEDON, SAN ISIDRO DEL GENERAL.

MES	TEMPERATURA Media mensual (-C)	PRECIPITACION Media mensual (mm)
Enero	22,5	31,4
Febrero	23,1	14,3
Marzo	23,8	41,7
Abril	24,0	136,1
Mayo	23,5	339,4
Junio	23,1	338,9
Julio	22,7	325,6
Agosto	22,8	391,7
Septiembre	22,8	411,4
Octubre	22,5	516,9
Noviembre	22,4	297,9
Diciembre	22,4	88,9
	MEDIA 23,00	TOTAL 2934,2

Fuente:

Temperatura: Estación San Isidro del General, período 1940-1960.

Precipitación: Estación San Isidro del General, Período 1937-1985.

ANEXO 3
 ESPECIES FORESTALES EXISTENTES EN EL BOSQUE SECUNDARIO
 PILAR DE CAJON

Nombre vernáculo	Familia botánica	Nombre científico	Grupo comercial
Aceituno	Simaroubaceae	Simarouba amara.	COMSIL
Ajillo	Leguminosae	Pithecellobium sp.	COMSIL
Alazán	Leguminosae	Tachigali sp.	COMSIL
Amarillón	Combretaceae	Terminalia sp.	COMSIL
Anonillo	Annonaceae	Guatteria sp.	OTCOM
Burío	Tiliaceae	Heliocarpus sp.	SNVAL
Caimito	Sapotaceae	Chrysophyllum sp.	SNVAL
Campano	Theaceae	Laplacea sp.	COMSIL
Canfín	Anacardiaceae	Protium pittieri.	SNVAL
Canilla de mula	Rosaceae	Licania sp.	SNVAL
Cedro maría	Guttifereae	Calophyllum sp.	COMSIL
Cerillo	Clusiaceae	Symphonia globulifera.	SNVAL
Chásparrio	Euphorbiaceae	Alchornea sp.	COMSIL
Chiricano	Humiriaceae	Vantanea sp.	COMSIL
Chumico	Moraceae	Pourouma sp.	COMSIL
Colorado	Lauraceae	Persea sp.	COMSIL
Erythroxyllum	Erythroxyllaceae	Erythroxyllum sp.	SNVAL
Fosforillo	Araliaceae	Didymopanax sp.	COMSIL
Gallinazo	Bignoniaceae	Jacaranda copaia.	OTCOM
Guácimo blanco	Tileaceae	Goethalsia meiantha.	COMSIL
Guanacaste	Leguminosae	Enterolobium sp.	COMSIL
Guarumo	Moraceae	Cecropia sp.	SNVAL
Guava	Leguminosae	Inga sp.	SNVAL
Iguano	Sapindaceae	Dipterodendron sp.	SNVAL
Ira	Lauraceae	Ocotea sp.	COMSIL
Manteco	Anacardiaceae	Tapirira quianensis.	COMSIL
Mayo	Vochysiaceae	Vochysia ferruginea.	SNVAL
Muñeco	Boraginaceae	Cordia sp.	OTCOM
Murta	Myrtaceae	Eugenia sp.	SNVAL
Nance	Malpighiaceae	Byrsonima sp.	SNVAL
Níspero zapotillo	Sapotaceae	Manilkara sp.	SNVAL
Ocora	Meliaceae	Guarea bullata.	COMSIL
Ojoche	Moraceae	Brosimum lactescens.	SNVAL
Palomo	Araliaceae	Dendropanax sp.	SNVAL
Panamá	Sterculiaceae	Sterculia sp.	SNVAL
Pilón	Euphorbiaceae	Hieronyma sp.	COMSIL
Ratón danto	Proteaceae	Roupala montana.	SNVAL
Ratón papa	Proteaceae	Roupala sp.	SNVAL
Targuá	Euphorbiaceae	Croton sp.	SNVAL
Vainillo	Leguminosae	Strypnodendrum sp.	COMSIL
Fruta dorada	Myristicaceae	Virola sp.	COMSIL
Lechoso	Moraceae	Brosimum sp.	COMSIL

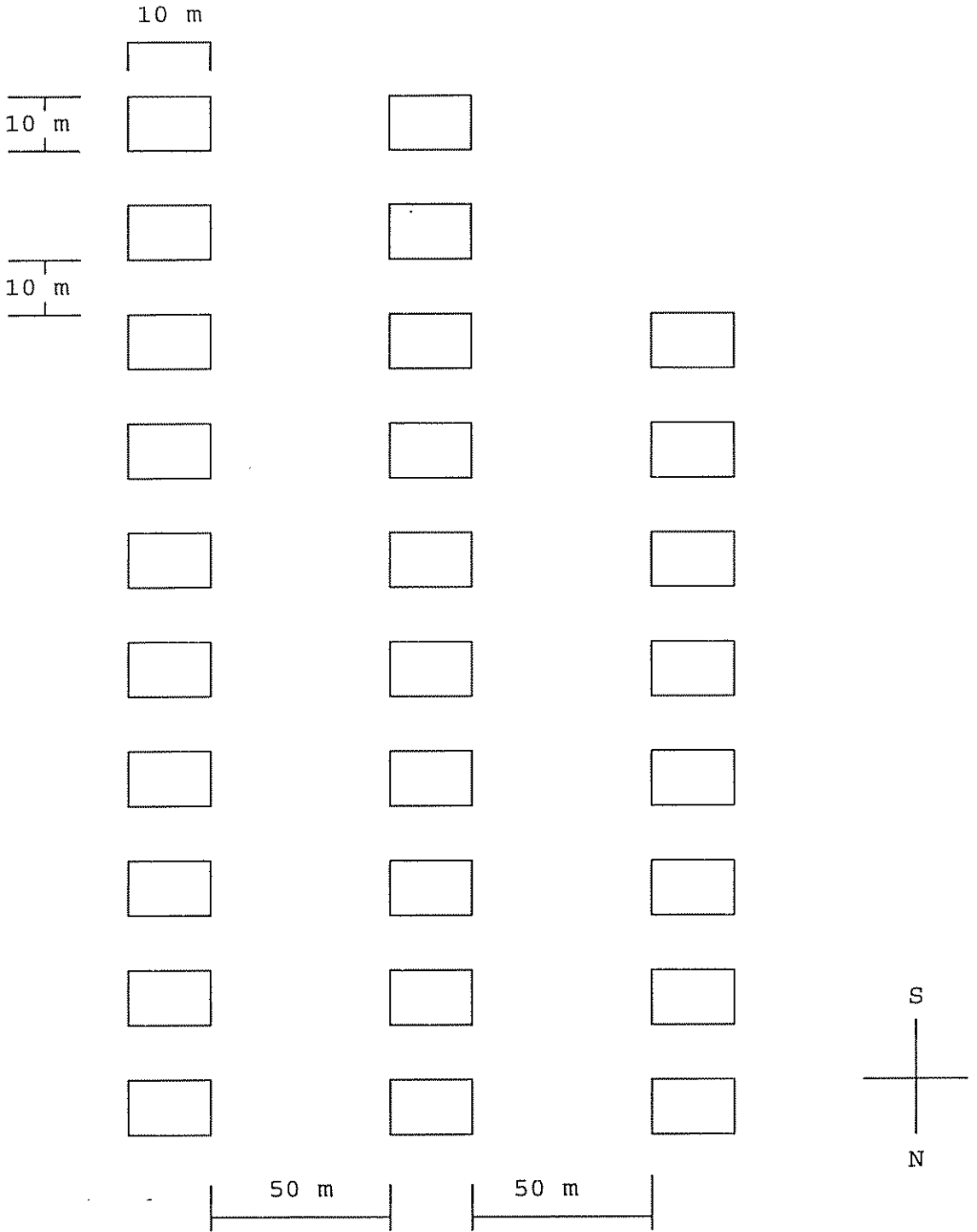
CONTINUACION ANEXO 3
 ESPECIES FORESTALES EXISTENTES EN EL BOSQUE SECUNDARIO
 PILAR DE CAJON

Nombre vernáculo	Familia botánica	Nombre científico	Grupo comercial
Lengua de vaca	Melastomaceae	Miconia sp.	SNVAL
Jícaro	Rubiaceae	Pentagonia sp.	SNVAL
Manguillo	Moraceae	Maquera costaricensis.	SNVAL
Lunaria	Flacourtiaceae	Pleumanthodendron.	SNVAL
Ira colorado	Lauraceae	Persea sp.	SNVAL
Plomillo	Flacourtiaceae	Cassearea sylvestris.	SNVAL
Coralillo	Rubiaceae	Coutarea hexandra.	SNVAL
Sauco	Staphyllaceae	Turpinia occidentalis.	SNVAL
Higuerón	Moraceae	Ficus sp.	SNVAL
Campanillo	Chrysobalanaceae	Hirtella americana.	SNVAL
Barbasquillo	Euphorbiaceae	Phyllanthus skutchii.	SNVAL
Ira carne	Flacourtiaceae	Hasseltia floribunda.	COMSIL
Sapotillo	Sapotaceae	Pouteria sp.	SNVAL
Aguacatillo	Lauraceae	Nectandra aff.	SNVAL
Tucuico	Clusiaceae	Tovomita weddelliana.	SNVAL
Ojochillo	Moraceae	Pseuldolmedia sp.	SNVAL
Guayabillo	Myrtaceae	Eugenia acapulcensis.	SNVAL

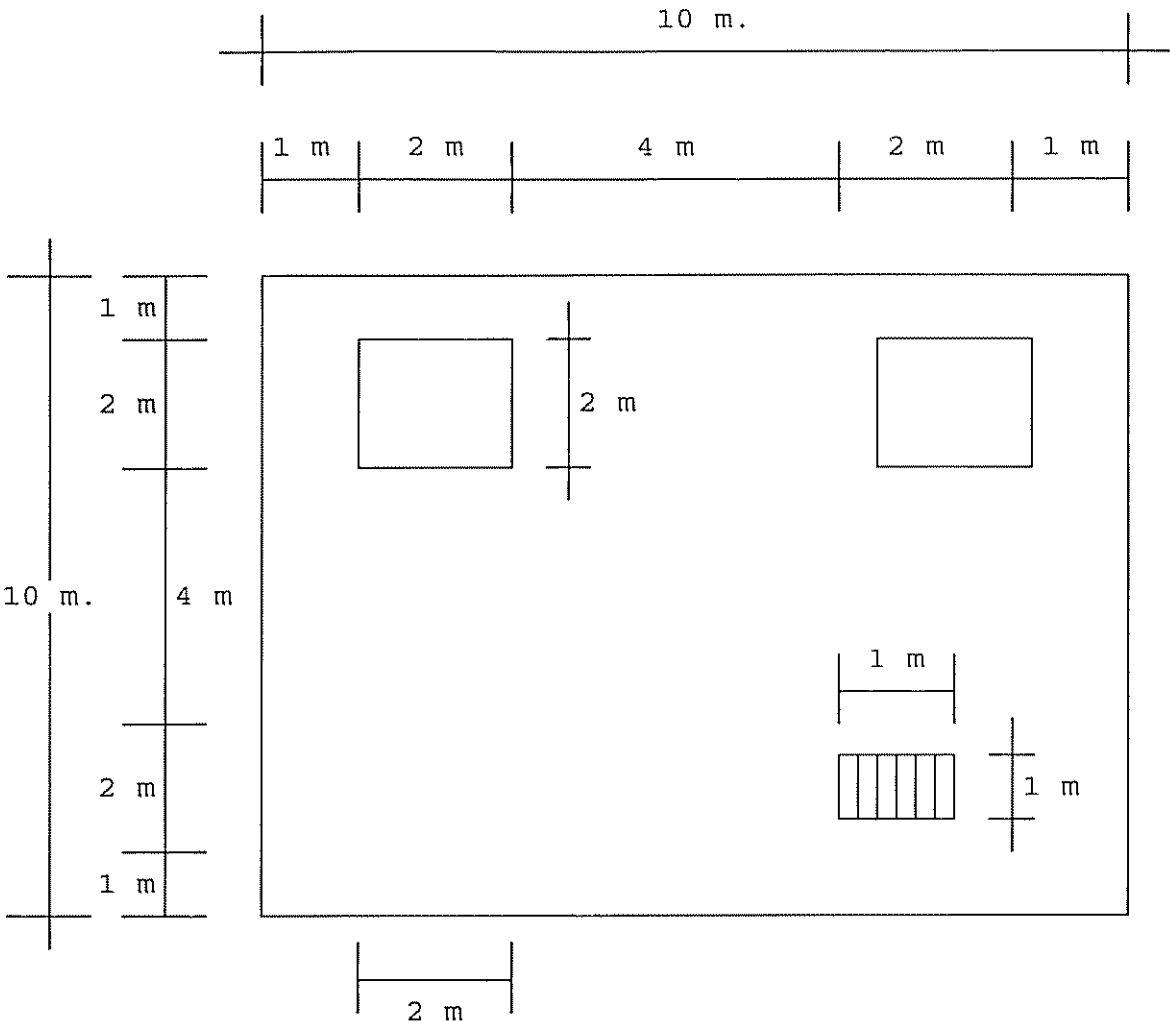
Fuente: Base de datos del Proyecto Producción en Bosques Naturales

ANEXO 4

DISEÑO DE BLOQUES AL AZAR ESTABLECIDO EN EL BOSQUE SECUNDARIO DE PILAR DE CAJON.



ANEXO 5
 FORMA Y TAMAÑO DE LOS BLOQUES (REPETICIONES) UTILIZADOS EN EL
 DISEÑO DE BLOQUES AL AZAR.



NOMENCLATURA:

Unidades experimentales dentro de los bloques:

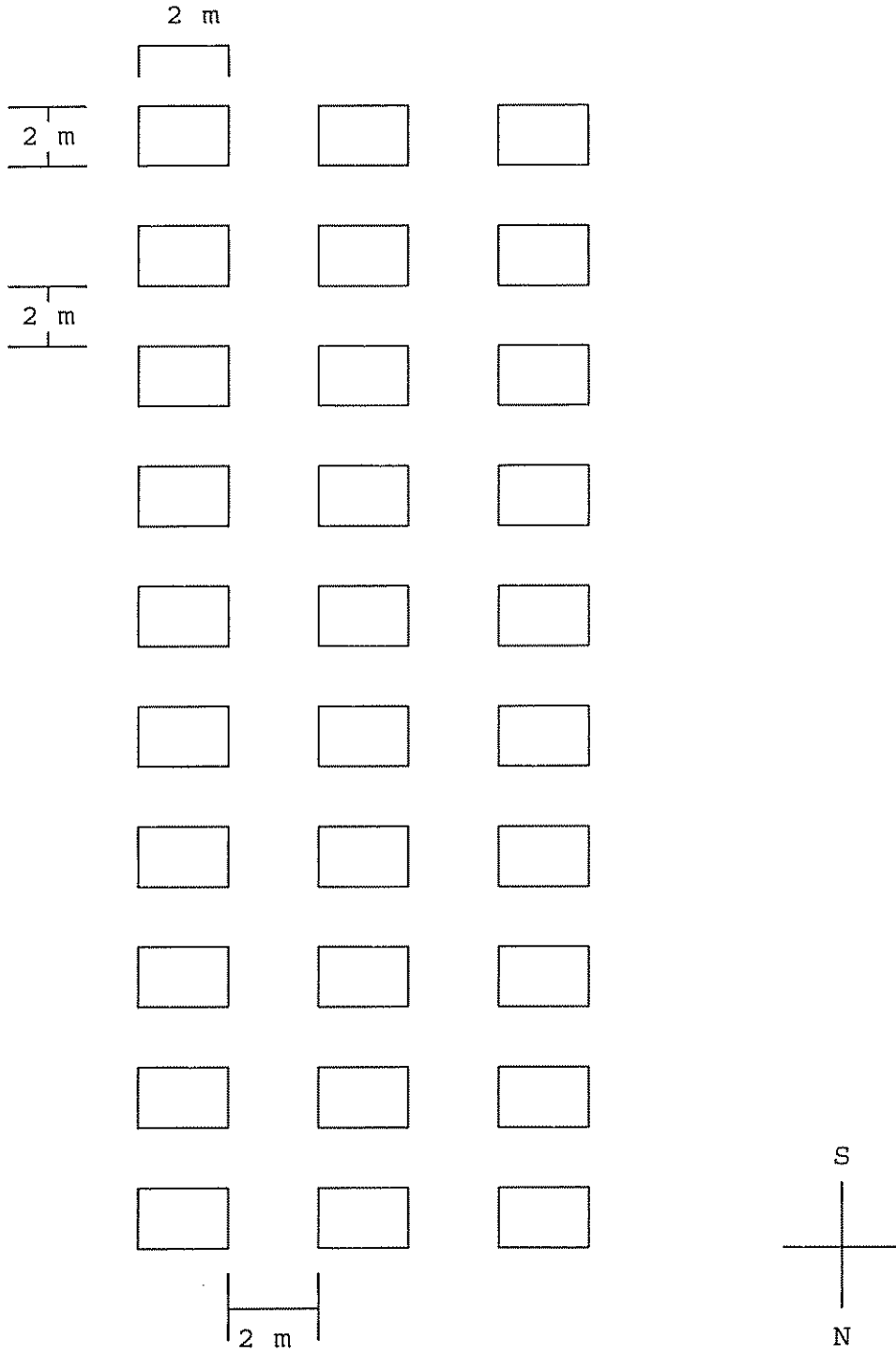


Cajas recolectoras de semilla:



ANEXO 6

DISTRIBUCION SISTEMATICA DE LAS PARCELAS EN DONDE SE APLICO EL TRATAMIENTO DE FUEGO EN EL BOSQUE SECUNDARIO DE PILAR DE CAJON



ANEXO 7

NUMERO DE DIASPORAS DEL GRUPO DE ESPECIES DESEABLES, ATRAPADAS EN
20 TRAMPAS RECOLECTORAS DURANTE LA INVESTIGACION
EN EL BOSQUE DE PILAR DE CAJON.

FAMILIA	NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	No.D R.T	EPOCA DE PRODUCCION DE DIASPORAS EN EL BOSQUE
Lauraceae	Alchornea sp.	Chásparrío	413	abril, mayo y junio
Euphorbiace	Simarouba amara	Aceituno	219	abril, mayo y junio
Simaroubaceae	Ocotea sp.	Ira	16	abril, mayo y junio
Myristicace	Virola sp.	Fruta	94	junio y julio
Moraceae	Pourouma sp.	Chumico	189	mayo, junio y julio
Leguminosae	Pithecellobium sp.	Ajillo	17	mayo, junio y julio
Humiricaceae	Vanatanea sp.	Chiricano	11	abril y mayo
Leguminosae	Pithecellobium pedicellare.		50	junio y julio
Combretaceae	Buchenaria costaricense		85	mayo y junio
		T O T A L	1094	

No.D.R.T = Número de diásporas recolectadas en trampas durante el estudio.

ANEXO 8

NUMERO DE DIASPORAS DEL GRUPO DE ESPECIES ACEPTABLES ATRAPADAS EN
20 CAJAS RECOLECTORAS DURANTE LA INVESTIGACION EN EL
BOSQUE DE PILAR DE CAJON

FAMILIA	NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	NUMERO DE DIASPORAS RECOLECTADAS EN TRAMPAS	EPOCA DE PRODUCCION DE DIASPORAS EN EL BOSQUE
Annonaceae	Guatteria sp.	Anonillo	15	mayo, junio, julio
Bignoniaceae	Jacaranda copaia.	Gallinazo	13	mayo, junio, julio
Boraginaceae	Cordia sp.	Muñeco	144	mayo, junio, julio
		T O T A L	172	

ANEXO 9

NUMERO DE DIASPORAS DEL GRUPO DE ESPECIES NO COMERCIALES,
 ATRAPADAS EN 20 CAJAS RECOLECTORAS DURANTE LA INVESTIGACION
 EN EL BOSQUE DE PILAR DE CAJON

FAMILIA	NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	No.D.R.T	EPOCA DE PRODUCCION DE DIASPORAS EN EL BOSQUE
Rosaceae	Licania sp.	Canilla de mula	895	abril, mayo, junio
Melastomaceae	Miconia sp.	lengua de cava	632	abril, mayo, junio
Vochysiaceae	Vochysia ferruginea	Mayo	260	junio, julio
Leguminosae	Inga sp.	Guava	57	mayo, junio, julio
Sapotaceae	Chrysophyllum sp.	Caimito	66	abril mayo
		T O T A L	1910	

No.D.R.T = Número de diásporas recolectadas en trampas durante el estudio.

ANEXO 10
GRUPO ECOLOGICO DE 19 ESPECIES GERMINADAS DURANTE LA
INVESTIGACION EN EL BOSQUE SECUNDARIO DE PILAR DE CAJON

FAMILIA	NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	GRUPO ECOLOGICO
Euphorbiace.	Alchornea sp.	Chásparrío	3
Simaroubaceae.	Simarouba amara.	Aceituno	2
Lauraceae.	Ocotea sp.	Ira	4
Myristicace.	Virola sp.	Fruta	4
Moraceae.	Pourouma sp.	Chumico	3
Araliaceae.	Didymopanax sp.	Fosforillo	2
Guttifereae.	Calophyllum sp.	Cedro maría	3
Tileaceae.	Goethalsia meiantha	Guácimo blanco	2
Leguminoseae.	Entérolobium sp.	Guanacaste	3
Annonaceae.	Guatteria sp.	Anonillo	3
Bignoniaceae.	Jacaranda copaia.	Gallinazo	2
Boraginaceae.	Cordia sp.	Muñeco	2
Sapotaceae.	Chrysophyllum sp.	Caimito	2
Euphorbiaceae.	Croton sp.	Targuá.	1
Vochysiaceae.	Vochysia ferruginea	Mayo	3
Melastomaceae.	Miconia sp.	Lengua de vaca	2
Rosaceae.	Licania sp.	Canilla de mula	2
Moraceae.	Cecropia sp.	Guarumo	1
Leguminoseae.	Inga sp.	Guava	3

Fuente: Picado (1991) y Manta (1988).

Grupo ecológico:

1 = Heliófitas efímeras

2 = Heliófitas durables de crecimiento rápido

3 = Heliófitas durables de crecimiento regular

4 = Esciófita parcial.

ANEXO 11

NUMERO TOTAL DE INDIVIDUOS DEL GRUPO DE ESPECIES DESEABLES ESTABLECIDOS EN EL TRATAMIENTO DE FUEGO AL FINAL DE LA INVESTIGACION EN 120 m².

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	GERMINACION TOTAL	PLANTAS ESTABLECIDAS
Alchornea sp.	Chásparrío.	571	460
Simarouba amara	Aceituno.	172	120
Enterolobium sp.	Guanacaste.	46	31
Virola sp.	Fruta.	65	47
Pourouma sp.	Chumico.	124	83
Didymopanax sp.	Fosforillo.	18	4
Ocotea sp.	Ira.	5	1
Calophyllum sp.	Cedro María	1	1
	T O T A L	1002	747

ANEXO 12

NUMERO TOTAL DE INDIVIDUOS DEL GRUPO DE ESPECIES DESEABLES ESTABLECIDOS EN EL TRATAMIENTO DE RASTRILLADO AL FINAL DE LA INVESTIGACION EN 120 m².

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	GERMINACION TOTAL	PLANTAS ESTABLECIDAS
Alchornea sp.	Chásparrío.	200	128
Simarouba amara	Aceituno.	98	46
Didymopanax sp.	Fosforillo.	48	17
Virola sp.	Fruta.	33	14
Goethalsia meiantha.	Guácimo.	30	11
	T O T A L	409	216

ANEXO 13
 NUMERO TOTAL DE INDIVIDUOS DEL GRUPO DE ESPECIES DESEABLES
 ESTABLECIDOS EN EL TESTIGO AL FINAL DE LA
 INVESTIGACION EN 120 m².

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	GERMINACION TOTAL	PLANTAS ESTABLECIDAS
Alchornea sp.	Chásparrío.	36	6
Simarouba amara	Aceituno.	19	2
Ocotea sp.	Ira.	3	0
Virola sp.	Fruta.	3	0
Pourouma sp.	Chumico.	7	1
	T O T A L	68	10

ANEXO 14
 NUMERO TOTAL DE INDIVIDUOS DEL GRUPO DE ESPECIES ACEPTABLES
 ESTABLECIDOS EN EL TRATAMIENTO DE FUEGO AL FINAL
 DE LA INVESTIGACION EN 120 m².

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	GERMINACION TOTAL	PLANTAS ESTABLECIDAS
Cordia sp.	Muñeco.	16	14
Guatteria sp.	Anonillo.	8	4
Jacaranda copaia.	Gallinazo	5	0
	T O T A L	29	18

ANEXO 15
 NUMERO TOTAL DE INDIVIDUOS DEL GRUPO DE ESPECIES ACEPTABLES
 ESTABLECIDOS EN EL TRATAMIENTO DE RASTRILLADO AL
 FINAL DE LA INVESTIGACION EN 120 m².

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	GERMINACION TOTAL	PLANTAS ESTABLECIDAS
Cordia sp.	Muñeco.	17	15
Guatteria sp.	Anonillo.	2	1
Jacaranda copaia.	Gallinazo	5	4
	T O T A L	24	20

ANEXO 16

NUMERO TOTAL DE INDIVIDUOS DEL GRUPO DE ESPECIES ACEPTABLES ESTABLECIDOS EN EL TESTIGO AL FINAL DE LA INVESTIGACION EN 120 m²

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	GERMINACION TOTAL	PLANTAS ESTABLECIDAS
Cordia sp.	Muñeco.	8	3
Guatteria sp.	Anonillo.	3	0
Jacaranda copaia.	Gallinazo	2	0
	T O T A L	13	3

ANEXO 17

NUMERO TOTAL DE INDIVIDUOS DEL GRUPO DE ESPECIES NO COMERCIALES ESTABLECIDOS EN EL TRATAMIENTO DE RASTRILLADO AL FINAL DE LA INVESTIGACION EN 120 m².

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	GERMINACION TOTAL	PLANTAS ESTABLECIDAS
Chrysophyllum sp.	Caimito.	9	2
Croton sp.	Targuá.	27	11
Vochysia sp.	Mayo.	18	5
Miconia sp.	Lengua.	84	41
Inga sp.	Guava.	7	3
Licania	Canilla de mula	43	14
	T O T A L	188	76

ANEXO 18
 NUMERO TOTAL DE INDIVIDUOS DEL GRUPO DE ESPECIES NO COMERCIALES
 ESTABLECIDOS EN EL TRATAMIENTO DE FUEGO AL FINAL
 DE LA INVESTIGACION EN 120 m².

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	GERMINACION TOTAL	PLANTAS ESTABLECIDAS
Chrysophyllum sp.	Caimito.	6	1
Croton sp.	Targuá.	7	2
Cecropia sp.	Guarumo.	3	2
Miconia sp.	Lengua.	26	13
Licania sp.	Canilla de mula	11	5
	T O T A L	53	23

ANEXO 19
 NUMERO TOTAL DE INDIVIDUOS DEL GRUPO DE ESPECIES NO COMERCIALES
 ESTABLECIDOS EN EL TESTIGO AL FINAL DE LA INVESTIGACION EN 120 m²

NOMBRE CIENTIFICO	NOMBRE VERNACULO	GERMINACION TOTAL	PLANTAS ESTABLECIDAS
Chrysophyllum sp.	Caimito.	14	3
Croton sp.	Targuá.	3	0
Vochysia sp.	Mayo.	52	11
Inga sp.	Guava.	16	1
	T O T A L	85	15