

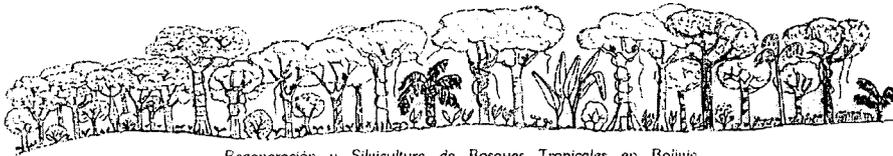
## 12. The Potential of Prescribed Fire for the Management of Timber Species in Dry Forests: The Case Study of Lomerio

Deborah K. Kennard<sup>1</sup>, Todd Fredericksen<sup>2</sup>, and Bonifacio Mostacedo<sup>3</sup>

### ABSTRACT

The low levels of disturbance associated with highly selective logging may be insufficient for the establishment of many dry forest timber species, the majority of which are shade-intolerant and likely require moderately intense disturbances for their establishment. Fire, of both natural and anthropogenic origins, has likely been a pervasive influence on tropical dry forests, and therefore, prescribed burning may be an effective silvicultural tool to enhance regeneration of timber species following selective logging. This study represents a case study of the management potential of prescribed fire in the community-owned forest of Lomerio. Prescribed burns affected tree regeneration differently among the ecological guilds. Growth of shade-intolerant commercial trees was greatest in high intensity burn plots. This fast growth was likely due to a combination of decreased competition and an increased availability of soil nutrients. Shade-tolerant seedlings survived better without fire, but with competition removal. Sprouts dominated regeneration following harvesting gap formation, competition removal, and low-intensity burns. In contrast, seedlings establishing from newly dispersed seeds dominated following high intensity burns. Although prescribed burning enhanced the regeneration of shade-intolerant timber species, it is not likely to become a forest management tool in Bolivia in the near future due to economic and political factors.

**Key words:** *Dry forests, competition, prescribed burning, regeneration, soil seed banks, sprouting, tropical forest management*



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

---

---

## INTRODUCCIÓN

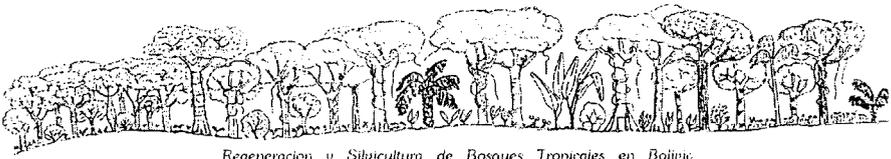
El manejo forestal podría tener mayor compatibilidad con la sostenibilidad a largo plazo si el aprovechamiento forestal y los tratamientos silviculturales imitan los regímenes históricos de alteración (Pickett y White 1985, Oliver y Larson 1990, Attiwill 1994). Los sistemas de corta selectiva que se usan en varios bosques tropicales se basan en modelos de regeneración en claros de formación reciente (ej. Hartshorn 1989, Gómez-Pompa y Burley 1991). No obstante, las evidencias sugieren que los regímenes históricos de alteración varían entre bosques tropicales húmedos y secos y, por lo tanto, las técnicas de manejo también deben variar. En el presente capítulo, se discute el potencial de las quemadas controladas como instrumento para el manejo de bosques secos. Asimismo, se presenta evidencia del importante papel que el fuego ha tenido en la dinámica del bosque seco y, mediante los resultados de estudios experimentales efectuados en los bosques secos de Lomerío, se describen los efectos de las quemadas controladas en el establecimiento de la regeneración de especies comerciales.

### PAPEL HISTÓRICO DEL FUEGO EN LA DINÁMICA DEL BOSQUE SECO

Anteriormente, se suponía que los grandes incendios eran un suceso poco frecuente en los bosques tropicales secos (Malaisse 1978, Janzen 1988, Murphy y Lugo 1986), supuestamente debido a la escasez de materia combustible en el piso del bosque (Hopkins y Graham 1983). No obstante, existe la posibilidad de que se produzcan incendios naturales en este tipo de bosque durante la transición entre la estación seca y la lluviosa, cuando las tormentas eléctricas proporcionan fuentes de ignición (Middleton *et al.* 1997) y la hojarasca nueva suministra una abundancia de materia seca combustible. La susceptibilidad de este tipo de vegetación a los incendios naturales está respaldada, también, por los registros de carbón. El carbón, fechado mediante radiocarbono, procedente de toda la Amazonía corresponde a episodios de sequía ocurridos durante periodos glaciales, en los que los bosques secos se ampliaron y los húmedos se redujeron (Goldammer 1993, Clark y Uhl 1987, Saldarriaga *et al.* 1986).

Los estudios efectuados recientemente en los bosques semidecíduos de Lomerío respaldan el concepto de que el fuego ha tenido un papel importante en la dinámica forestal de la región. Frecuentemente, se encuentran cicatrices causadas por el fuego en los troncos de los árboles, lo cual sería indicativo de incendios superficiales recientes. Dispersos en los perfiles edáficos, también se encuentran fragmentos de carbón (Kennard 2000), lo que sugiere que, en el pasado, el fuego ha sido un evento cíclico en estos bosques. La dendrocronología de *Cedrela fissilis*, una de las pocas especies que produce anillos anuales fiables, indica que la zona de Las Trancas sufrió incendios intensos hace aproximadamente 30 a 60 años (J. Huffman, Corn. pers.).

La estructura poblacional de las especies arbóreas dominantes de Lomerío brinda indicios adicionales de regímenes históricos de alteraciones. El diseño de los bosques de Lomerío



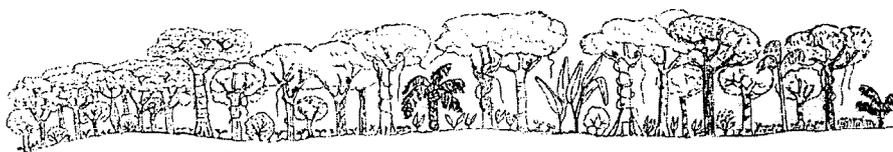
Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

está dominado, en su mayoría, por poblaciones coetáneas de especies arbóreas heliófitas, lo que respaldaría el concepto de que estos rodales se desarrollaron después de algún tipo de disturbio de gran escala, como el fuego. Mostacedo *et al.* (En Prensa) hallaron densidades más altas de regeneración de especies comerciales en áreas quemadas por incendios, que en áreas adyacentes no quemadas. Si bien se desconoce la causa de estos incendios del pasado, las grandes poblaciones humanas que existieron en los llanos orientales de Bolivia sugieren que, al menos, algunos incendios fueron antropogénicos. La actual densidad poblacional de Lomerio (alrededor de 2.0 personas por km<sup>2</sup>) es sólo levemente mayor a la densidad que se estima existía en la zona antes del descubrimiento de América (0.6 - 1.8 personas por km<sup>2</sup>) (Denevan 1976). Los fragmentos de cerámica hallados en los perfiles inferiores del suelo de los bosques de Lomerio brindan mayor evidencia de que los incendios antropogénicos y otras alteraciones de origen humano fueron, posiblemente, un factor importante para la formación de la estructura forestal de esta región (Kennard 2000). La estructura poblacional coetánea de muchas de las especies arbóreas heliófitas podría, en efecto, ser el legado de siglos de cultivo de chaqueo y quema.

#### POTENCIAL DE USO DE QUEMAS CONTROLADAS COMO HERRAMIENTA SILVICULTURAL

En vista de la marcada influencia de los incendios naturales y antropogénicos en la formación y continuidad de los bosques secos en el oriente de Bolivia, las quemaduras controladas podrían ser un instrumento efectivo para el aumento de la regeneración de especies maderables, posteriormente al aprovechamiento selectivo. La regeneración insuficiente de muchas especies comerciales constituye una barrera ecológica para el rendimiento maderable sostenido en Lomerio. El bajo nivel de alteración que se produce durante la extracción forestal selectiva podría explicar la falta de regeneración de las especies arbóreas comerciales de estos bosques. Por ejemplo, una vez finalizadas las operaciones de extracción en 1995, los caminos y pistas de arrastre sólo cubrían de 2 a 4% de los sitios aprovechados y los claros de corta generalmente sólo cubrían superficies de 40 a 70 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (Camacho 1996). Al parecer, este grado de alteración no crea suficiente apertura del dosel para la regeneración de varias especies comerciales, la mayoría de las cuales están clasificadas como de regeneración heliófita y posiblemente requieren alteraciones moderadamente intensas para establecerse.

Las quemaduras controladas producen varios efectos, que hacen de éstas un instrumento prometedor para el manejo de especies arbóreas con regeneración heliófita y que incluyen la eliminación de vegetación, exposición del suelo mineral y liberación de nutrientes (Hungerford *et al.* 1990, Bond y van Wilgen 1996). No obstante, puesto que la meta del manejo sostenible es crear un rendimiento maderable sostenido al mismo tiempo que se mantienen otras características de la integridad de los ecosistemas, los efectos de las quemaduras controladas en la biodiversidad y los procesos de regeneración de las especies no comerciales revisten la misma importancia. Por esta razón, en los siguientes estudios se investigaron los efectos que el fuego tiene en todo el ecosistema forestal y no sólo en las especies comerciales.



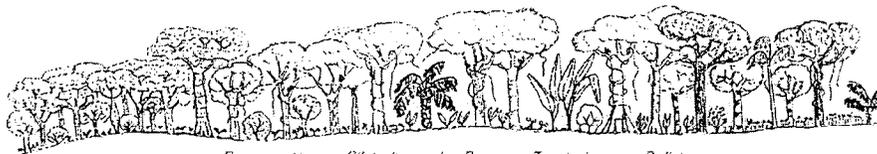
## MÉTODOS

### SITIO DE ESTUDIO

Se efectuó una serie de quemas experimentales en claros de aprovechamiento de la unidad de manejo Las Trancas 95, en el bosque comunal de Lomerio, ubicado en la provincia Ñuflo de Chávez, del departamento de Santa Cruz, Bolivia ( $16^{\circ} 45'S$ ,  $61^{\circ} 45'0$ ). Lomerio se encuentra en el centro de la Chiquitania, dentro de la zona de transición entre los bosques húmedos del límite austral de la Cuenca Amazónica y las formaciones del Gran Chaco. La vegetación natural está clasificada como bosque seco tropical (sensu Holdridge et al. 1967). El clima de la región se caracteriza por una marcada época seca que se extiende de mayo a octubre. La temperatura media anual en Concepción es de  $24.3^{\circ}\text{C}$ , con variaciones entre  $3^{\circ}$  (en julio) y  $38.1^{\circ}\text{C}$  (en octubre) (Killeen et al. 1990). La precipitación anual media es de 1129 mm. El paisaje está dominado por colinas bajas compuestas por granito, gneiss y rocas metamórficas de origen Precámbrico (GEOBOL 1981), con afloramientos graníticos (inselbergs). Los suelos de la zona se clasifican como Inceptisoles y Oxisoles (Iporre 1996). La elevación fluctúa entre 400 y 600 m.s.n.m.

### DISEÑO EXPERIMENTAL Y TRATAMIENTOS

En junio de 1997, se ubicaron 16 claros de aprovechamiento de reciente formación que cumplieran con los siguientes requisitos: área de apertura del dose1 entre 200 y 600  $\text{m}^2$ , pendiente menor a  $15^{\circ}$ , menos del 20% de afloramientos rocosos, árboles no mayores a 40 cm de dap y no estar ubicados en pistas de arrastre. Cada claro se dividió en cuatro parcelas de  $10 \times 10$  m, mediante ejes cardinales originados en el centro del claro. La superficie original de los claros se agrandó a un área uniforme de  $20 \times 20$  m mediante el desbroce, con machete o motosierra, de toda la vegetación mayor a 2 m de altura (sensu Brokaw 1985). Se asignó, al azar, uno de cuatro tratamientos a cada parcela de  $10 \times 10$  m dentro de cada claro: 1) quema de alta intensidad; 2) quema de baja intensidad; 3) remoción de plantas y restos de gran tamaño (en lo sucesivo remoción de plantas); y 4) claro testigo. Se ubicó una parcela de bosque no aprovechado a una distancia aproximada de 20 a 25 m de cada claro. Aparte del desbroce de toda la vegetación mayor a 2 m de altura, no se manipuló la vegetación ni los restos leñosos en los claros testigo. En los tratamientos de remoción de plantas y quema de baja intensidad, se cortó toda la vegetación a ras o cerca de la superficie del suelo y se extrajeron todas las plantas con diámetro  $\geq 2.5$  cm para ser dishibuidas, lo más parejamente posible, en el tratamiento de quema de alta intensidad. Por consiguiente, una vez que la materia combustible fue manipulada y previamente a la aplicación de las quemas controladas, los tratamientos de remoción de plantas y quema de baja intensidad contaban con cantidades similares de hojarasca y restos leñosos, y no tenían vegetación alguna sobre el nivel del suelo. La carga de materia combustible, previa a las quemas, en las sub-parcelas de tratamiento con quemas de alta intensidad fluctuó entre 10.8 y 82.8  $\text{kg}/\text{m}^2$



y promedió  $48 \pm 4.9$  kg/m<sup>2</sup> (media  $\pm 1$  error estándar). Casi una mitad de esta masa estaba compuesta por materia combustible mayor a 7.5 cm de diámetro. La carga de materia combustible en las parcelas de tratamiento con quemas de baja intensidad fluctuó entre 0.8 y 4 kg/m<sup>2</sup> y promedió  $2.2 \pm 2.3$  kg/m<sup>2</sup>. En las parcelas de quema de baja intensidad, 66% de la masa combustible correspondió a materia fina combustible menor a 6 mm de diámetro.

La vegetación cortada se dejó secar durante 5 semanas sin lluvia y las quemas controladas se efectuaron desde el 29 de agosto hasta el 1 de septiembre de 1997, cerca del final de la época seca (de cinco meses de duración). Las temperaturas máximas alcanzadas durante las quemas de alta intensidad promediaron 704°C en la superficie del suelo y 227°C a 3 cm de profundidad. Las temperaturas máximas alcanzadas durante las quemas de baja intensidad promediaron 225°C en la superficie del suelo y, en general, no se detectaron temperaturas elevadas a 3 cm de profundidad.

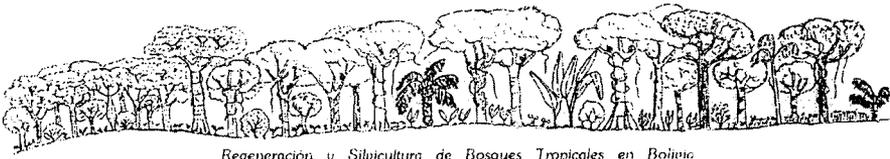
#### MEDICIÓN DE DENSIDAD DE ÁRBOLES COMERCIALES, ALTURA Y ALTURA RELATIVA

A las tres semanas de efectuarse las quemas, se instalaron 4 sub-parcelas (cada una de 2 x 2 m) en cada parcela de tratamiento: 2 ubicadas cerca del centro de los claros y 2 cerca del borde de éstos. Se instalaron dos parcelas adicionales en puntos, escogidos al azar, en bosque no alterado, a una distancia de 15 a 20 m del borde de cada claro. Para cada variable medida, la unidad de repetición es el bloque (igual al área de claro con cuatro parcelas de tratamiento + la parcela de sotobosque), por lo tanto, a menos que se indique lo contrario, para cada prueba estadística  $N = 76$ .

Se midió la altura y densidad de plántulas y/o rebrotes en cada sub-parcela de 4 m<sup>2</sup> transcurridos 1.5, 3, 6, 9, 12 y 18 meses de la aplicación de las quemas. En cada periodo de muestreo, todas las especies comerciales de las sub-parcelas se identificaron ya sea como rebrotes o plántulas, se etiquetaron y se midió su altura hasta el meristema apical. Las plántulas de *Anadenanthera colubrina* fueron extremadamente abundantes en 1997, por lo cual se etiquetó y midió la altura de un máximo de 3 individuos, seleccionados al azar, por sub-parcela y el resto sólo se contó. Los rebrotes originados en el fuste o el cuello de la raíz se identificaron fácilmente debido a la visibilidad de las cicatrices. Los rebrotes radicales fueron más difíciles de identificar, pero se pudieron reconocer puesto que las primeras hojas de éstos generalmente difieren de las primeras hojas verdaderas de las plántulas. La tasa de crecimiento en altura relativa (en lo sucesivo TCR) se calculó con la siguiente fórmula:

$$\text{TCR} = [\ln(\text{altura}_{t_2}) - \ln(\text{altura}_{t_1})] / (t_2 - t_1)$$

donde  $t_1$  y  $t_2$  corresponden a dos periodos de medición. Las densidades de plántulas de muchas especies arbóreas no se pudieron normalizar y, por consiguiente, se analizaron mediante la aplicación de pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis (SPSS 1997). Se efectuaron pruebas



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

separadas para cada especie, por mes, a fin de establecer los efectos de los tratamientos en la densidad. Para las especies que se regeneran tanto por semilla como por rebrote, estas formas de regeneración se analizaron separadamente. Las densidades de *A. Colubrina* transformadas mediante raíz cuadrada mostraron una distribución normal y, por lo tanto, las densidades de plántulas se compararon mediante análisis de varianza (ANOVA) de mediciones repetidas, en los que los tratamientos de claros se usaron como efecto fijo y los bloques como efecto aleatorio (en el modelo se usó también un tratamiento separado de siembra de semillas como efecto fijo, el cual no se discute en este capítulo). La altura de las plántulas y la TCR se analizaron, por separado, para cada especie mediante ANOVA de mediciones repetidas, teniendo como factores los tratamientos de claros y, para las especies que rebrotaron, el modo de regeneración.

#### EFFECTOS DE LOS TRATAMIENTOS DE CLAROS EN LA COBERTURA TOTAL

A fin de comparar la cobertura vegetal total entre los cuatro tratamientos de claros y las parcelas de bosque, se efectuaron estimaciones del porcentaje de cobertura a los 1.5, 3, 6, 9, 12 y 18 meses de realizarse las quemaduras. La cobertura vegetal total se estimó, visualmente, en cada una de las sub-parcelas de 4 m<sup>2</sup>. En las parcelas de bosque, sólo se estimó la cobertura menor a 2 m de altura. La cobertura total se comparó entre los tratamientos, mediante análisis de varianza de mediciones repetidas, usando los tratamientos como efectos fijos y los bloques como efectos aleatorios, seguidos por comparaciones a posteriori de Tukey HSD.

#### MODO DE REGENERACIÓN, FORMA DE VIDA Y ESPECIE DE LOS INDIVIDUOS DE MAYOR ALTURA

A fin de determinar qué especies, formas de vida y modos de regeneración dominaron cada tratamiento, se identificaron todos los individuos mayores a 2.5 m de altura de cada parcela de 100 m<sup>2</sup> a los 8 y 78 meses de efectuarse las quemaduras, se establecieron sus modos de regeneración (semilla o rebrote) y se midieron sus alturas. El número total de individuos mayores a 2.5 m de altura se comparó entre los tratamientos mediante una prueba de Kruskal-Wallis a los 9 meses y mediante un análisis de varianza a los 18 meses. Las proporciones de plántulas de árboles, rebrotes de árboles, plántulas de bejucos y rebrotes de bejucos en el número total de individuos mayores a 2.5 m de altura fueron comparadas entre los tratamientos mediante una prueba de Kruskal-Wallis. Nota: los autores reconocen que "dominancia" se refiere generalmente a área basal; sin embargo, en el presente estudio se usa la altura como medida de dominancia.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### EFFECTOS DE LAS QUEMADAS CONTROLADAS EN LA REGENERACIÓN DE ÁRBOLES COMERCIALES

Se determinó la existencia de tres patrones de regeneración posterior a las quemaduras entre las especies comerciales. Las especies heliófitas se regeneraron, primordialmente, a partir de



semillas dispersadas después de las quemas. Las especies esciófitas, que característicamente cuentan con plántulas, brinzales y latizales en el sotobosque, dependieron primordialmente de esta regeneración avanzada, después de los tratamientos. La excepción a estos dos grupos, la constituyó una especie que no se regeneró mediante plántulas recién establecidas o regeneración avanzada. Dicha especie (*Centrolobium microchaete*) se regeneró, fundamentalmente, mediante rebrotes de los sistemas radiculares de árboles maduros.

*A. colubrina*, la especie de mayor dominancia en Las Trancas 95, constituye un ejemplo del efecto de los tratamientos, en la supervivencia y el crecimiento de las especies heliófitas. Si bien la densidad de plántulas de *A. colubrina* en el dosel fue baja durante el año previo al presente estudio, la densidad inicial de plántulas, después de aplicarse los tratamientos, fue muy alta, debido a la abundante producción de semillas en 1997. Asimismo, aunque a los meses de efectuarse las quemas controladas la densidad de plántulas de *A. colubrina* fue mayor en el sotobosque ( $F = 6.1, P < 0.001$ ), la mortalidad de plántulas en estas parcelas fue elevada durante el primer año (Figura 7). Transcurridos 12 meses, la densidad de plántulas fue mayor en las parcelas con tratamientos de quema y eliminación de la vegetación competidora ( $F = 3.8, P = 0.02$ ).

Las tasas de crecimiento de las plántulas de *A. colubrina* fueron mayores posteriormente a las quemas controladas. Probablemente, las tasas elevadas de crecimiento de las plántulas establecidas después de las quemas de alta intensidad se deben al aumento en la disponibilidad de recursos, tanto sobre como debajo de la superficie. Las áreas sujetas a quemas de alta intensidad mostraron la recuperación más lenta de la vegetación entre todos los tratamientos de claros (Figura 2) y, por lo tanto, menos competencia por luz, agua y nutrientes. Aparte de una menor competencia, las muestras de suelos extraídas del tratamiento de quemas de alta intensidad evidenciaron niveles altos de  $(\text{NH}_4^+)$ ,  $(\text{NO}_3^-)$ , fósforo y cationes como Ca, Mg y K (Kennard 2000).

Los patrones de regeneración de las especies esciófitas (*Copaifera chodatiana*, *Caesalpinia pluviosa*, *Aspidosperma rigidum*) resaltan el importante papel de la regeneración avanzada en determinar el éxito de éstas después de producirse las alteraciones. La densidad de plántulas de especies esciófitas fue mayor en el sotobosque y 10s testigos dentro de los claros, donde la supervivencia de esta regeneración avanzada fue más probable (Figura 3). En los tratamientos de quema, la regeneración avanzada sobrevivió mediante el rebrote de raíces o tallos. La densidad combinada de plántulas y rebrotes fue más baja en los tratamientos de quema de alta intensidad que en los demás tratamientos. Debido a las altas temperaturas alcanzadas durante estas quemas, probablemente la regeneración avanzada pereció y las semillas almacenadas en el suelo quedaron esterilizadas (Kennard 2000). En este tratamiento, la alta mortalidad de plántulas pre-existentes o semillas almacenadas favorecerá a las especies que colonizan mediante semillas, tales como *A. colubrina*.

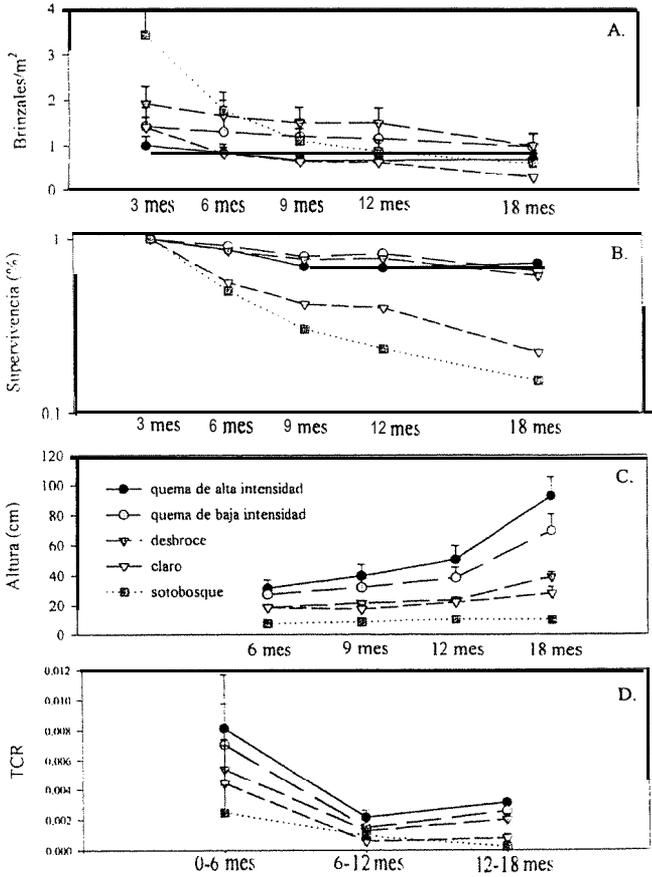


Figura 1. Densidad de plántulas (A), porcentaje de supervivencia de plántulas (B), altura de plántulas (C) y tasas de crecimiento en altura relativa (D) de plántulas de *Anadenanthera colubrina* en los cuatro tratamientos de claros y parcelas de bosque. La leyenda que se muestra en la gráfica C se aplica a las demás gráficas (barras = E.S., n = 16).



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

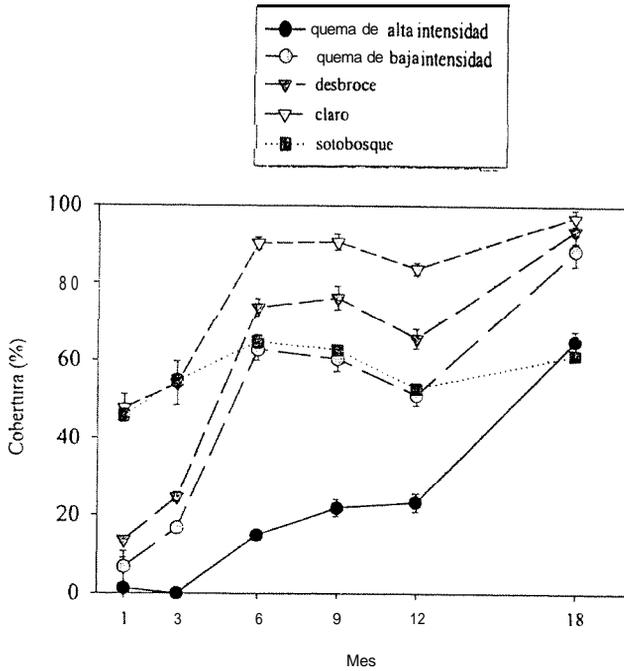
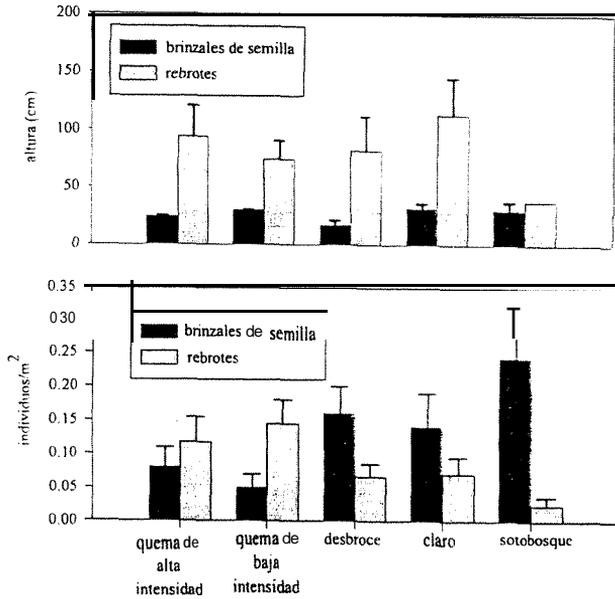


Figura 2. Porcentaje de cobertura vegetal en las parcelas de 4 m<sup>2</sup> a 1.5, 6, 9, 12 y 18 meses de aplicarse los tratamientos (barras = E.S., n = 16).

La mayoría de las especies heliófitas no evidenciaron efectos de los tratamientos de quema en las tasas de altura o crecimiento. La altura de los individuos dependió más de que éstos fueran plántulas o rebrotes, que del tratamiento al que correspondían; es decir que los rebrotes casi siempre fueron más altos que las plántulas de la misma especie. El crecimiento de los rebrotes puede haber estado menos influido por los tratamientos debido a que éstos dependen de reservas de carbohidratos, almacenadas en las raíces, y, por lo tanto, serían menos afectados por la competencia supra- y sub-superficial durante las etapas iniciales de desarrollo.



**Figura 3.** Densidad y altura de plántulas (barras negras) y rebotes (barras grises) de especies esciófitas (*Caesalpinia pluviosa*, *Aspidosperma rigidum* y *Copaifera chodatiana*) a los 18 meses de aplicarse los tratamientos. La densidad se refiere a las densidades totales de estas tres especies, mientras que la altura se refiere a las alturas promedio de dichas especies (barras = E.S., n = 16).

Los rebotes de rakes de *C. microchaete* fueron más abundantes en los tratamientos de eliminación de la competencia y quemas (Figura 4), lo que sugeriría que, para esta especie, el daño a las rakes inicia el rebrote de las mismas. También se hallaron densidades altas de rebotes de raíces en las parcelas testigo, cerca de los tocones de árboles aprovechados de *C. microchaete*, lo que sugeriría que la falta de dominancia apical puede promover el rebrote a través de las rakes, lo cual es común en ciertas especies maderables de bosques templados (ej. *Populus tremuloides*; Schier 1975).

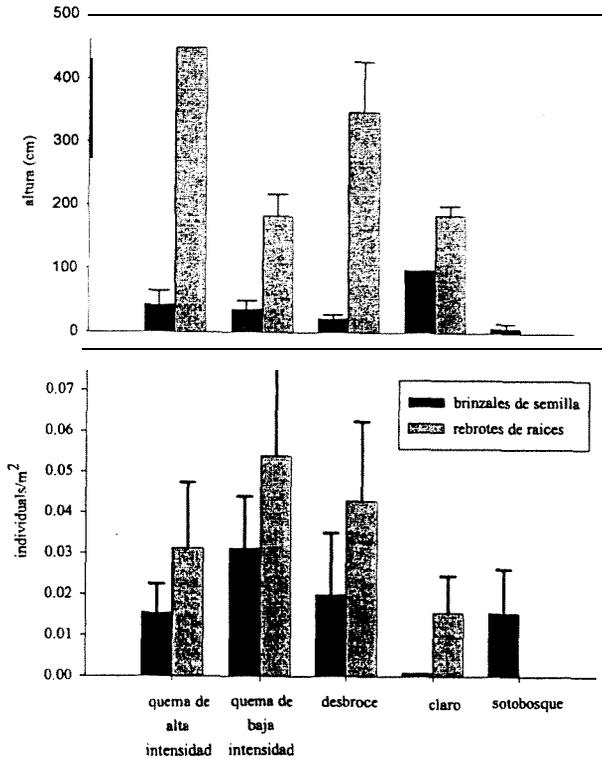


Figura 4. Densidad y altura de plántulas (barras negras) y brotes radiculares (barras grises) de *Centrolobium microchaete* a los 18 meses de aplicarse los tratamientos (barras = E.S., n = 16)

Los rebrotes de las rakes de *C. microchaete* fueron siete veces más altos que las plántulas de la misma especie. Los mismos también fueron los individuos más altos entre todas las especies comerciales. Los rebrotes de *C. microchaete* crecen más rápido que los de otras especies debido a que se originan a partir del sistema radicular de árboles maduros y, por consiguiente, cuentan con mayores reservas de carbohidratos que los rebrotes de otras especies, que se originan, mayormente, de los tallos de plantas jóvenes o plántulas.

Los rebrotes constituyeron un componente dominante de la vegetación regenerada en los cuatro tratamientos (Figura 5). Transcurridos nueve meses desde la aplicación de los



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

tratamientos, 100% de los individuos mayores a 2.5 m de altura eran rebrotes. De éstos, 90% eran árboles y el 10% restante bejucos. Los individuos mayores a 2.5 m de altura más comunes eran rebrotes de *C. microchaete*. Después de 18 meses, los individuos mayores a 2.5 m seguían siendo en su mayoría rebrotes, si bien varias plántulas habían entrado en esta clase de altura. En las parcelas de aplicación de quemas de alta intensidad, las plántulas constituían un 40% de **10s** individuos mayores a 2.5 m, proporción leve pero **no** significativamente mayor que en otros tratamientos ( $\chi^2 = 7.7$ ,  $P = 0.057$ ).

Si bien, en todos los tratamientos, los rebrotes mayores a 2.5 m de altura fueron más abundantes que las plántulas, la magnitud de esta diferencia dependió de la intensidad del tratamiento. Por ejemplo, en las parcelas sujetas a quemas de alta intensidad, remoción de plantas y quemas de baja intensidad, sólo una fracción reducida de los individuos mayores a 2.5 m de altura eran plántulas (Figura 5). La disminución en la dominancia de rebrotes en las parcelas sujetas a quemas de alta intensidad se debió, en parte, a la menor cantidad y el menor tamaño de los rebrotes en este tratamiento. La muerte de células vegetales durante los incendios depende de la intensidad del fuego. Frecuentemente, las intensidades más altas del fuego causan la muerte de un número más elevado de plantas de tamaño cada vez mayor (Moreno y Oechel 1994). j. La disminución en la dominancia de rebrotes en los tratamientos de quema de alta intensidad se debe, también, al mayor tamaño de las plántulas presentes en estas parcelas. Tal como se indicó anteriormente, las tasas de crecimiento de las plántulas de árboles fueron mayores en las parcelas sujetas a quemas de alta intensidad, debido tanto al aumento de nutrientes como a la disminución de la competencia.

La mayoría de las plántulas de altura superior a 2.5 m, presentes en los tratamientos de quema de alta intensidad, correspondió a especies heliófitas comerciales, primordialmente de *A. colubrina* y *A. urundeuva*. Fue sólo después de aplicarse las quemas de alta intensidad que las especies comerciales, recientemente establecidas, dominaron a la vegetación competidora. En los demás tratamientos, los árboles comerciales fueron avasallados, mayormente, por brotes de especies **no** comerciales originados a partir de individuos presentes antes de la formación de claros.

## RECOMENDACIONES PARA EL MANEJO

En Lomerio, las actividades de aprovechamiento, por sí solas, **no** brindan micrositios apropiados para la regeneración de muchas especies comerciales, la mayoría de las cuales son heliófitas. Gran parte de éstas carece de bancos de plántulas en los bosques maduros y, por consiguiente, depende de la regeneración a partir de semillas que se produce posteriormente al aprovechamiento. Los resultados del presente estudio sugieren que aún los claros grandes, formados por la corta de varios árboles, **no** brindan suficiente luz para el establecimiento de plántulas de las mencionadas especies, debido, reiterando, a la abundancia de vegetación



competidora. Las quemas controladas pueden aumentar el establecimiento de plántulas, el crecimiento y la supervivencia de estas especies heliófitas, mediante la reducción de la competencia, la exposición del suelo mineral y el aumento de las formas disponibles de nutrientes. Si bien esta evidencia respalda el potencial del uso de quemas controladas como instrumento silvicultural en Lomerio, se deben aclarar varios puntos antes de emplearlas a escala de manejo.

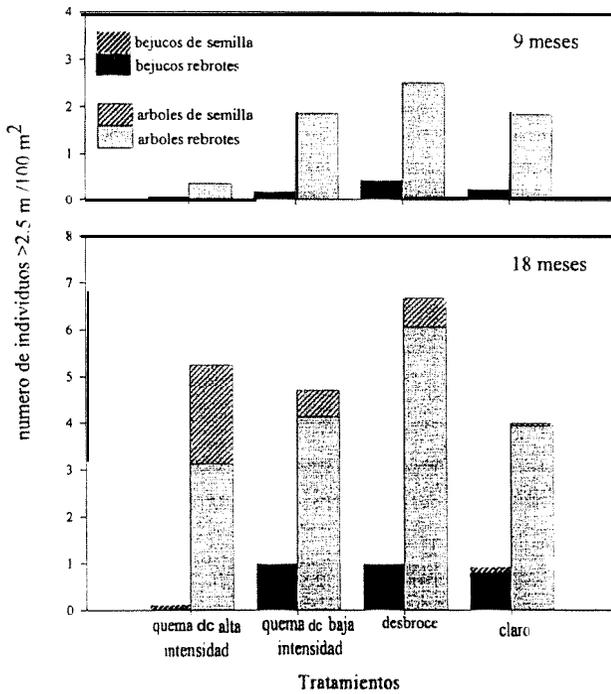


Figura 5. Número de individuos de altura mayor a 2.5 m en cada parcela de tratamiento (de 100 m<sup>2</sup>) transcurridos 9 y 18 meses. Los individuos se dividen en clases basadas en el modo de regeneración (plántula o brote) y la forma de vida (árbol o bejuco)

**Intensidad del fuego:** tal como lo sugieren los resultados del presente estudio, la intensidad del fuego es un factor importante a controlarse en las quemas controladas. Si bien las quemas de baja intensidad controlan la vegetación competitiva un poco más que el desbroce



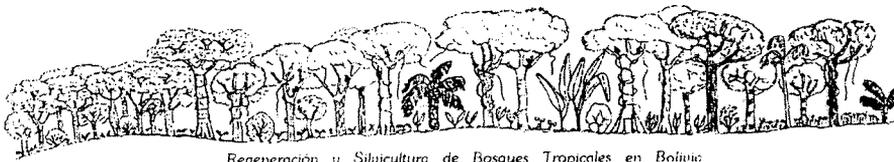
Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

manual, las quemas de alta intensidad pueden evitar la regeneración en general, con excepción de las especies que rebrotan y son más tolerantes al fuego, o las que colonizan claros a partir de semillas dispersadas. Asimismo, las quemas de alta intensidad pueden aumentar enormemente la disponibilidad de nutrientes, pero, a menudo, a expensas del total almacenado de éstos y de la estructura del suelo (Kennard 2000). Las quemas de baja intensidad aumentan la disponibilidad de nutrientes en menor grado que las de alta intensidad, pero causan menos daños en las propiedades físicas del suelo. Por consiguiente, las personas encargadas del manejo forestal deberán controlar, en lo posible, la intensidad de las quemas de acuerdo a sus objetivos de manejo.

*Cuándo y dónde es apropiada la realización de quemas controladas:* Los tratamientos silviculturales intensivos, como las quemas controladas, que están concebidos para aumentar la regeneración de especies heliófitas también pueden dañar o matar la regeneración de las especies esciófitas. Este conflicto requiere que los gremios de especies se manejen, ya sea en distintas áreas o a distinto tiempo. Por ejemplo, si la regeneración avanzada de especies esciófitas es suficiente en el sotobosque, entonces se deberán aplicar métodos de aprovechamiento de impacto reducido, seguidos por desmalezado o raleo, en lugar de tratamientos intensivos como las quemas controladas.

Como alternativa, estos dos gremios pueden manejarse, dentro del mismo bosque, con diferentes ciclos de corta, como por ejemplo con el sistema "Trinidad Shelterwood" (Finegan 1992). Dicho sistema fue concebido como un sistema policíclico, con una rotación de 60 años y dos ciclos de corta de 30 años. El primer aprovechamiento se enfoca en rodales coetáneos de especies heliófitas de crecimiento rápido y el segundo en las especies esciófitas que se regeneran, continuamente, en el sotobosque. A fin de mantener el mercado actual para las especies maderables bolivianas, las unidades de manejo deberán tener ciclos distintos en la rotación, para garantizar la oferta maderable tanto de especies secundarias como de las más tolerantes de la sombra. No obstante, aún en este sistema policíclico, al inicio de cada nueva rotación surgirá la disyuntiva entre optar por tratamientos silviculturales intensivos o menos intensivos.

Una segunda alternativa sería reservar el manejo de bosques maduros para las especies esciófitas y concentrar el manejo de especies heliófitas en los lugares donde su regeneración es abundante, tales como los bosques secundarios que se generan posteriormente al abandono de chacos. El manejo comercial de especies heliófitas en barbechos agrícolas era una práctica común en Birmania a fines del siglo XIX y principios del siglo XX (Dawkins y Philip 1998) y recientemente ha sido ensayado, con éxito, en México (L. Snook, Corn. Pers.). Una ventaja de aprovechar especies heliófitas en chacos abandonados es que los costos de los tratamientos silviculturales intensivos estarían incorporados en el sistema agrícola tradicional practicado por la población local. Sin embargo, este sistema tiene varias desventajas, entre las que se incluye el tamaño reducido de los chacos, así como una mayor duración de la etapa de barbecho, con relación a lo acostumbrado en la zona. Asimismo, los agricultores podrían preferir no alejarse

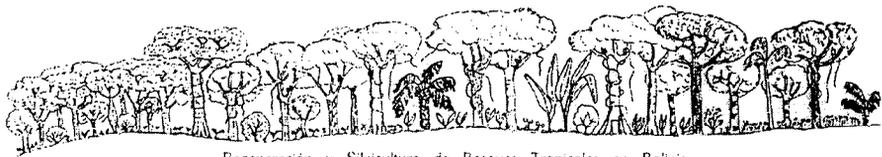


demasiado de sus comunidades, lo que dificultaría la distribución de unidades de aprovechamiento en el bosque.

*Efectos de escala:* si bien muchos de los cambios producidos por las quemas son de corta duración (ej. disponibilidad de nutrientes), otros podrían prolongarse más (ej. alteraciones de las propiedades físicas del suelo). En el presente estudio, sólo se examinó un lapso corto de la regeneración del bosque, después de aplicarse quemas controladas. Además, las quemas aplicadas en el estudio fueron de pequeña escala. Puesto que las proporciones entre superficie y borde probablemente afectan la regeneración (mediante sus efectos en la dispersión, depredación, duración del asolamiento, etc.), se podría esperar que los efectos de las quemas controladas varíen de acuerdo a su tamaño. Por esta razón, deberán registrarse los efectos ecológicos de las quemas de mayor escala, así como los efectos a largo plazo de las quemas grandes y pequeñas, para brindar una mayor base de conocimientos a las personas encargadas del manejo forestal.

*Factibilidad económica:* los estudios presentados en este capítulo sólo documentan los efectos ecológicos de las quemas controladas. Antes de aplicarse quemas a escala de manejo, se debe evaluar su factibilidad económica en los bosques del país. Las estimaciones preliminares de costos sugieren que, debido a la mano de obra requerida para la preparación de barreras cortafuego y la vigilancia de las quemas, la aplicación de éstas en áreas relativamente reducidas, como claros de aprovechamiento, no sería económica (Ramírez 1998). La quema de grandes superficies puede ser económica, puesto que el costo por unidad de área disminuye con el aumento del tamaño de la quema. No obstante, la realización de grandes quemas requiere un mayor adiestramiento y conocimiento sobre el comportamiento del fuego y, por lo tanto, la educación y capacitación de las cuadrillas reviste mayor importancia, con el consiguiente potencial de aumento de costos.

*Políticas de manejo del fuego:* si se adoptan las quemas controladas como un instrumento de manejo forestal en Bolivia, éstas deberán formar parte de un sistema integral, más amplio, de manejo del fuego. Además de usar las quemas controladas para cumplir las metas de manejo forestal, el manejo integral del fuego requiere la capacidad de poder enfrentar, de manera activa, todas las situaciones que impliquen fuego, incluyendo la prevención y/o extinción de incendios no deseados (Goldammer 1992). Aparte del conocimiento ecológico y económico pertinente, un sistema integral de manejo del fuego requiere de bastante infraestructura y de personal capacitado. Muchas personas que trabajan en manejo forestal en Bolivia expresan dudas sobre la aplicación, en el futuro cercano, del manejo de fuego en los bosques del país, señalando como dos barreras considerables para su implementación la inaccesibilidad de los bosques y la falta de capacidad institucional en las organizaciones que se ocuparían, a la larga, de esta tarea (K. Gould, Com. Pers.). Por consiguiente, si bien los estudios descritos en este capítulo sugieren que las quemas controladas podrían favorecer la regeneración de las especies maderables de los bosques secos bolivianos, es probable que los factores



institucionales y económicos delerminen, en última instancia, si éstas se integrarán al manejo forestal.

## BIBLIOGRAFÍA

- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: The ecological basis for **conservative management**. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- Bond, W. J. y B. W. van Wilgen. 1996. *Fire and Plants*. London: Chapman and Hall.
- Brokaw, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66: 682-687.
- Camacho, O. 1996. *Análisis del Impacto del Aprovechamiento Forestal en un Bosque Seco Sub-tropical*. Tesis, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz, Bolivia.
- Clark, K. y C. Uhl. 1987. Farming, fishing, and fire in the history of the upper Rio Negro region of Venezuela. *Human Ecology* 15: 1-27.
- Dawkins, H. C. y M. S. Philip. 1998. *Tropical Moist Forest Silviculture and Management: A History of Success and Failure*. Cambridge: CAB International, University Press.
- Denevan, W.M. 1976. The aboriginal population of Amazonia. En: W. M. Denvan (Ed.). *The Native Population of the Americas in 1492*. University of Wisconsin Press, Madison, EEUU. P p . 5 8 - 7 "
- Finegan B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47: 295-321.
- GEOBOL. 1981. *Mapa Geológico del Area de Concepción* (Cuad SE 20-3, con parte de SE 20-2) Proyecto Precámbrico, Servicio Geológico de Bolivia, Regional Santa Cruz y Institute of Geological Sciences National Environment Research Council, RU.
- Goldammer, J. G. 1992. *Tropical Forests in Transition: Ecology of Natural and Anthropogenic Disturbance Processes*. Basel, Birkhauser Verlag, Suiza.
- Goldammer, J. G. 1993. Historical biogeography of fire: Tropical and subtropical. En: C. J. Crutzen and J. G. Goldammer (Eds.). *The Ecological and Atmospheric and Climatic importance of Vegetation Fires*. John Wiley & Sons, Nueva York. Pp: 158-175.
- Gomez-Pompa, A. y F. W. Burley. 1991. The management of natural tropical forests. En: A. Gomez-Pompa and T. C. Whitmore (Eds.). *Rainforest Regeneration and Management*. Carnforth, UK: Parthenon Publishing Group. Pp: 3-18.
- Hartshorn, G. S. 1989. Application of gap theory to tropical forest management: natural regeneration on strip clear-cuts in the Peruvian Amazon. *Ecology* 70: 567-569.
- Holdridge, L.R. 1967. *Life Zone Ecology*. Tropical Science Center, San José, Costa Rica.
- Hopkins, M. S. y A. W. Graham. 1983. The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforests in North Queensland, Australia. *Biotropica* 15: 90-99.
- Hungerford, R. D., H4. G. Harrington, W. H. Frandsen, K. C. Ryan, y G. J. Niehoff. 1990. influence of fire on factors that affect site productivity. *Symposium on Management and Productivity of Western-Montana Forest Soils*. Boise, EEUU.



Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia

- Iporre, J. B. 1996. *Estudio de Suelos en Ins Areas de Acción Forestal Zona Lomerío*. Documento Técnico, Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. En: E.O. Wilson (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press, Washington. Pp: 130-137.
- Kennard, D. K. 2000. *Regeneration of Commercial Tree Species Following Controlled Burns in A Tropical Dry Forest in Eastern Bolivia*. Ph.D. Disertación, University of Florida, Gainesville, FL, EEUU.
- Killeen, T., B. T. Louman, y T. Grimwood. 1990. La ecología paisajística de la región de Concepción y Lomerío en la Provincia de Ñusflo de Chavez, Santa Cruz, Bolivia. *Ecología de Bolivia* 16:1-45.
- Malaisse, F. P. 1978. The miombo ecosystem. En: *7 ropical Forest Ecosystems: A State of Knowledge Report*. Paris: UNESCO. Pp. 589-606
- Middelton, B., A. Sanchez-Rojas, B. Suedmayer, y D. Michels. 1997. Fire in a tropical dry forest of Central America: A natural part of the disturbance regime? *Biotropica* 29: 515-517.
- Moreno, J. M. y W. C. Oechel. 1994. Fire intensity as a determinant factor of postfire plant recovery in southern California chaparral. En: *Fire and the Environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*. John Wiley & Sons, Nueva York. Pp. 26-45.
- Mostaceclo, B., T.S. Fredericksen, K. Gould, y h4. Toledo. En Prensa. Responses of structure and composition to wildfire in dry and sub-humid Bolivian tropical forests. *Journal of Tropical Forest Science*.
- Murphy, P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 68-88.
- Oliver, C. D. y B. C. Larson. 1996. *Forest Stand Dynamics*. Updated Edition. John Wiley & Sons, Nueva York
- Pickett, S. T. A. y P. S. White. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, San Diego, California.
- Ramírez, F. 1996. *Costos y rendimien tos de quemias controladas en claros después de un aprovechamiento forestal*. Tesis. Universidad Mayor de San Simón, Escuela Técnica Superior Forestal, Cochabamba, Bolivia.
- Saldarriaga, J. G., D. C. West, y h4. L. Thorpe 1986. *Forest succession and the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela*. Environmental Sciences Division Publication No 2694 (ORLN/TM9712). Oak Ridge national Laboratory, Oak Ridge, TN.
- Schier, G. A. 1975. Promotion of root sucker development on *Populus tremuloides* root cuttings by an anti-auxin. *Canadian Journal of Forest Research* 5: 338-340.

*Regeneración y Silvicultura  
de Bosques Tropicales en Bolivia*

*Bonifacio Mostacedo  
Todd S. Frederickson*

Editores

Santa Cruz, Febrero, 2001

