

CAMBIOS DE COMPOSICIÓN FLORÍSTICA EN BOSQUES APROVECHADOS DE LA ESTACIÓN EXPERIMENTAL CAPARO.

CHANGES OF FLORISTIC COMPOSITION IN LOGGED FORESTS AT THE CAPARO EXPERIMENTAL STATION.

Lozada, J¹; Arends, E¹; Sánchez, D¹; Villarreal, A¹; Soriano, P² y Costa, M².

Resumen.

El aprovechamiento selectivo de maderas es una perturbación que genera una sucesión vegetal. En este proceso algunas especies, adaptadas a la luz, pueden resultar favorecidas y aumentan su importancia. Por su parte, las especies adaptadas a la sombra pueden resultar perjudicadas y disminuyen. El objetivo de este trabajo fue evaluar, mediante parcelas permanentes, los cambios en la composición florística en comunidades forestales con diferentes intensidades de aprovechamiento. Se ejecutó un diseño estadístico de bloques completos al azar, donde se evaluaron los árboles y palmas en parcelas de 1 ha. En estos bosques de bajo, las parcelas testigo están dominadas por *Attalea butyracea*, *Pouteria reticulata*, *Spondias Bombin* y *Trichantera gigantea*. En las parcelas con bajo impacto no hay cambios significativos en la composición florística. En medio impacto hay un ligero aumento de pioneras. En alto impacto, las pioneras *Cecropia peltata* e *Inga sp1*. llegan a tener una importancia conjunta de 20%, a los 11-13 años, pero ya se observa su declive.

Palabras clave: manejo forestal, sucesión vegetal, Llanos Occidentales.

Abstract.

Selective logging is an interference that generates a forest succession. In this process some species, adapted to the light, can be favored and they increase their importance. On the other hand, the species adapted to the shade can be injured and they diminish. The objective of this work was to evaluate, by means of permanent plots, the changes in the floristic composition in forest communities with different logging intensities. A statistical design of random complete blocks was executed, where the trees and palms were evaluated in 1 ha plots. In these clay soil forests, the control plots are dominated by *Attalea butyracea*, *Pouteria reticulata*, *Spondias mombin* and *Trichantera gigantea*. In low impact plots there are not significant changes in the floristic composition. In medium impact there is a slight increase of pioneers. On high impact, the pioneers *Cecropia peltata* and *Inga sp1*. reach a combined importance of 20%, to the 11-13 years, but their decline is already observed.

Key words: forest management, forest succession, Western Plains.

¹Grupo de Investigación Manejo Múltiple de Ecosistemas Forestales (GIMFFOR), Instituto de Investigaciones para el Desarrollo Forestal (INDEFOR), Facultad de Cs Forestales y Ambientales, Universidad de Los Andes. Mérida, Venezuela. e-mail: jolozada@ula.ve

²Jardín Botánico de la Universidad de Valencia, España.

INTRODUCCIÓN.

El manejo forestal es una modalidad de uso del bosque basada en un aprovechamiento selectivo de árboles, que permite mantener gran parte de la cobertura boscosa y de la vida silvestre y de donde se espera obtener cosechas futuras de madera (Johns, 1985). El aprovechamiento no significa una corta a matarasa porque los bosques tropicales son muy heterogéneos y la extracción se concentra en unas pocas especies “comerciales”, que por sus características permiten un procesamiento industrial rentable y tienen amplia aceptación en el mercado (Centeno, 1993).

Sin embargo, las distintas operaciones del aprovechamiento constituyen un impacto al ecosistema que genera el desarrollo de una sucesión vegetal (Lozada y Arends, 2000a). En un primer estadio, los claros generados por el aprovechamiento pueden ser dominados por lianas (Fredericksen y Mostaccedo, 2000). Posteriormente se presentan bosques secundarios con especies de crecimiento rápido y madera blanda; luego, y de manera muy paulatina, entran especies de crecimiento más lento y maderas más duras (Rivas-Martínez, 2004). Kariuki et al (2006) indican que después de 44 años de regeneración, algunos bosques sub-tropicales aprovechados poseen altas densidades de individuos delgados y de especies intolerantes a la sombra. También se ha reconocido que en los claros hay cambios en las condiciones microclimáticas que favorecen a las especies pioneras no-comerciales (Felton et al, 2006).

Las comunidades secundarias son cada vez más extensas en todo el mundo. Finegan (1992) indica que, en el futuro, estos bosques cobrarán importancia para el suministro de recursos forestales debido a una oferta restringida de especies primarias. Las especies secundarias tienen poca durabilidad natural, pero pueden ser protegidas con preservantes químicos.

Entre 1990 y 2000, se eliminaron 9.391.000 ha/año en todo el mundo. Para ese período la tasa de deforestación en Venezuela fue 218.000 ha/año, lo cual significa un 0,4% anual de sus bosques (FAO, 2003). El sector al norte del Orinoco está sometido a mayores presiones antrópicas. Por ejemplo, la Reserva Forestal Ticoporo pasó de una cobertura boscosa de 90%, en 1963, a 20% en 2001 (Osorio, 2002). Buena parte de las áreas deforestadas son sometidas a la producción agropecuaria y después abandonadas. FAO (1996) indica que, para 1990, existían 165.000.000 ha de bosques secundarios en Latinoamérica.

Smith et al (1997) hacen especial énfasis en las funciones que cumplen los bosques secundarios. Como servicios ecológicos se destacan: recuperación de los nutrientes del suelo, regulación de los flujos de agua, reducción de la erosión, mantenimiento de biodiversidad, acumulación de carbono, bancos de germoplasma. Como servicios económicos se señalan: frutos comestibles, plantas medicinales, madera, materiales de construcción, combustible, alimentos para animales. Guariguata y Ostertag (2001) señalan que la mayoría de los estudios relacionados con la sucesión secundaria enfatizan la composición florística en las diferentes etapas. Sin embargo los ecosistemas recuperan sus funciones mucho antes que (hipotéticamente) sean florísticamente similares a las condiciones previas. Ejemplo de ello es la retención de nutrientes que ejerce el

desarrollo de raíces y el control de luz, temperatura y humedad por parte del dosel. China y Helmer (2003) indican que estos bosques se asemejan a ciertas plantaciones porque crean mejores condiciones microclimáticas, estimulan la acumulación de carbono orgánico en el suelo y atraen a la vida silvestre encargada de la dispersión de semillas.

Por todo lo antes expuesto, se desarrolló una investigación con el objeto de caracterizar los bosques primarios y los intervenidos, con diferentes intensidades de aprovechamiento, para establecer comparaciones en cuanto a su estructura y composición florística.

METODOLOGÍA.

Área de Estudio.

La Reserva Forestal Caparo se encuentra en los llanos occidentales de Venezuela, al sur-oeste del Edo. Barinas, y tiene una superficie aproximada de 174.000 ha. La Estación Experimental está situada al oeste de la Reserva, en las coordenadas 70°50'W y 07°25'N, y posee aproximadamente 7.000 ha (Jurgenson, 1994).

El área pertenece a una llanura aluvial ubicada a unos 50 km de la Cordillera de Los Andes. La altitud media es 140 msnm, con desniveles máximos de 2 m en 10 km y una ligera inclinación del terreno hacia el este (Jurgenson, 1994; Vincent, 1970).

La temperatura media anual es de 24.8°C y la precipitación total anual es 1.753 mm. Las lluvias son marcadamente estacionales y van desde marzo hasta diciembre; el mes más lluvioso es julio (Franco, 1982). De acuerdo al Sistema Rivas-Martínez (2004), la clasificación bioclimática de esta zona es Tropical Pluviestacional, Infratropical Superior, Subhúmedo Superior.

Los suelos constituyen un continuo entre dos unidades geomorfológicas extremas (Franco, 1982; Schargel, 2005). El “Banco” se presenta en posiciones relativamente altas, los suelos son de textura arenosa, moderado a bien drenados, con fluctuaciones del nivel freático, pero sin inundaciones. El “Bajío” está en posiciones bajas, expuesto a inundaciones, con una textura arcillosa, permeabilidad lenta y fuerte moteo por óxidos de hierro y manganeso, debido a las fluctuaciones del nivel freático. El alto contenido de arcilla da origen al cuarteamiento, causado por la contracción y expansión de la misma. Este proceso, junto a una erosión reticular y la actividad de las lombrices, genera la formación de microzuros. Debido al material reciente, los suelos de la planicie aluvial son ricos en nutrientes, al compararlos con otros ecosistemas neotropicales (Kammesheidt et al, 2001).

El sitio específico del estudio pertenece a Selvas de Bajío, que en general poseen 3-4 estratos, un dosel de 25 m de altura y 70% de cobertura. Las especies más importantes en el bosque potencial son *Attalea butyracea*, *Pouteria reticulata*, *Trichanthera gigantea*, *Trichilia maynasia*, *Spondias mombim*, *Terminalia oblonga*, *Cordia thaisiana*, *Licania apetala*, *Ormosia macrocalyx* y *Clarisia biflora* (Guevara, 2001).

Diseño de la investigación.

En 1987 se estableció un diseño estadístico de bloques completos al azar con 3 tratamientos y tres replicaciones. Los tratamientos se ubicaron aleatoriamente (Figura 1) y se aplicaron según las siguientes prescripciones:

T 9: corta parcial, árboles con dap > 20 cm.

T 10: corta parcial, árboles con dap > 40 cm.

T 11: corta parcial, árboles con dap > 60 cm.

T 0: área sin intervenir (testigo).

Figura 1.

Diseño de la parcela.

En la Estación Experimental Caparo, Vincent (1970) utilizó parcelas de 20 x 25 m; Franco (1982) de 50 x 50 m y Guevara (2001) de 20 x 50 m. Sin embargo, Lamprecht (1990) recomienda que en bosques tropicales heterogéneos el área mínima de muestreo sea de 1 ha. Este fue el tamaño seleccionado para cada parcela o replicación (100 x 100 m) y se considera que representa el área mínima de estudio, de acuerdo al método de la curva especies-área.

Cada parcela se divide en 16 subparcelas de 25 x 25 m. Esto permite facilidades operativas en el terreno y analizar la frecuencia de cada especie dentro de la parcela (Figura 2).

Figura 2

Levantamiento Estructural.

En cada parcela se midieron todos los árboles y palmas con diámetro mayor o igual a 10 cm dap (diámetro a la altura del pecho, es decir 1.3 m de altura). En cada individuo se evaluaron los siguientes aspectos:

- Ubicación en sub-parcela.
- Identificación de la especie.
- Circunferencia a la altura del pecho (cap).
- Altura total y de fuste.

Con estos datos se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI) de cada especie (Curtis y McIntosh, 1951), según la siguiente ecuación:

$$IVI = A\% + F\% + D\%$$

donde: A%: abundancia relativa; F%: frecuencia relativa; D%: dominancia relativa.

Análisis de los Datos.

Se desarrolló un análisis de conglomerados, mediante el programa MVSP Versión 3.131 © (Kovach Computing Services, 2004), utilizando los siguientes procedimientos:

- **UPGMA.** Realiza las conexiones medias utilizando las distancias entre cada par de puntos, sin balances que pretendan corregir la desigualdad de puntos. La medida de distancia seleccionada es el Coeficiente de Sorensen (Cs) que se calcula de la siguiente forma (Pielou, 1984; Murguía y Villaseñor, 2003):

$$Cs = \frac{2a}{(2a + b + c)}$$

donde: a= número de especies presentes en ambas parcelas; b= número de especies exclusivas de la parcela b; c= número de especies exclusivas de la parcela c.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Composición florística de los bosques primarios.

El Cuadro 1 muestra las 10 especies más importantes que resultaron en los levantamientos de las parcelas testigo y las primeras mediciones (antes de la perturbación) de las parcelas con tratamiento. Se destaca la palma *Attalea butyracea* por los altos valores de IVI% en **todos** los inventarios. Existen evidencias de que esta especie es dominante en todo el piedemonte oriental de los Andes Venezolanos, tanto en comunidades primarias como en las intervenidas (Franco y Fölster, 1982; Plonczak, 1993; Veillón, 1997; Guevara, 2001; Kammesheidt et al, 2001).

Cuadro 1

Es llamativo que ninguna otra especie, en ningún levantamiento, supera los valores de importancia de *A. butyracea*. Las demás especies tienen valores medios a bajos de IVI% y pueden estar ausentes en algunas parcelas.

Los resultados reportados por Guevara (2001), en diferentes selvas de bajío (Cuadro 2), confirman que algunas de las especies señaladas como características de Caparo, en condiciones de bajío, son las de mayor importancia fitosociológica en estas comunidades primarias.

Cuadro 2

Se realizó un análisis de conglomerados, utilizando el Índice de Sorensen. El resultado (Figura 3) indica que las parcelas tienen una similaridad superior al 70%, con lo cual se demuestra que fue muy adecuada la selección de los sitios para materializar el diseño experimental, ya que toda el área de estudio es bastante homogénea.

Obviamente hay pequeñas diferencias entre las parcelas, generadas por las estrategias de dispersión y desarrollo de cada especie, que se reflejan en la composición florística de cada sitio.

Figura

Nivel de impacto producido en cada parcela.

Los tratamientos fueron diseñados para generar distintas intensidades de intervención. Es decir, al disminuir el DMC (diámetro mínimo de cortabilidad) se esperaba un mayor nivel de biomasa extraída y, por ende, un mayor impacto.

Al ejecutar estos tratamientos, la fitomasa se redujo en los porcentajes que se indican en el Cuadro 3. Allí se muestran los niveles de impacto generados y eso va a tener una alta influencia en la composición florística posterior que se desarrollará en cada parcela. Las parcelas 10r1, 10r3, 09r1 y 09r2 sufrieron un alto impacto con un 60 a 80% de eliminación del área basal. Las parcelas 10r2 y 11r2 tuvieron un impacto intermedio, representado por un 34 a 40% de reducción del área basal. Las parcelas 09r3, 11r1 y 11r3 sufrieron una perturbación muy baja, que apenas afectó entre 3 y 13% del área basal.

Cuadro 3

Variación de la composición florística.

Debido a la alta diversidad presente en estas parcelas, el análisis se realizó con las especies más representativas y que ilustran la dinámica florística en estos ecosistemas.

En el Cuadro 4 se presentan los datos de las parcelas que sufrieron un bajo impacto. Puede observarse como la palma *Attalea butyracea* mantiene su alto nivel de importancia durante todo el período de evaluación. Especies típicas de las comunidades primarias, como *Pouteria reticulata*, *Spondias mombin* y *Trichantera gigantea*, se mantienen con una importancia intermedia en el bosque, no son gravemente perjudicadas por la perturbación, pero tampoco aprovechan los espacios creados para aumentar su presencia. Se nota que las especies pioneras *Cecropia peltata*, *Inga sp1* y *Triplaris americana*, estaban presentes en la comunidad primaria (antes de la intervención), debido probablemente a claros naturales, y como era de esperarse aumentan ligeramente su presencia.

Cuadro 4

El Cuadro 5 muestra los datos de las parcelas de medio impacto. Se repite el comportamiento de *Attalea butyracea*, demostrando que esta palma no resulta beneficiada ni perjudicada por la intervención. *Pouteria reticulata* presenta, en este caso, una indudable disminución de su magnitud. *Spondias Bombin* reduce su importancia pero ya exhibe una obvia recuperación. Por su parte, *Trichantera gigantea* se mantiene casi en los mismos niveles. Las pioneras exhiben un evidente aumento de importancia, debido a los claros más grandes que se produjeron en estos tratamientos.

Cuadro 6

El Cuadro 6 contiene los valores de las parcelas que sufrieron un alto impacto. En este caso se observa que inmediatamente después de la intervención aumenta la importancia de *Attalea butyracea*. No se considera que esto sea producto de un aumento de la abundancia o dominancia de esta especie. Se estima que con el aprovechamiento y su impacto asociado, desaparecieron individuos de otras especies, *A. butyracea* no se tumbó y se mantuvo con más importancia. En este caso se destaca la disminución y escasa recuperación de *Pouteria reticulata*. Se interpreta que esta especie es una nómada y, por su alta densidad, tiene un crecimiento muy lento. *Spondias mombin* repite su comportamiento de recuperación, lo cual la señala como una especie nómada de rápido crecimiento (es de baja densidad). *Trichantera gigantea* está presente antes de la intervención y luego aumenta su importancia. Se estima que esta especie aprovecha los pequeños claros, tiene diámetros pequeños, pocos de sus individuos fueron tumbados, se presenta frecuentemente en macollas y se le atribuye una alta capacidad de rebrote después de las perturbaciones. *Triplaris americana* tiene un comportamiento similar, también es una especie de pequeños diámetros, Kammesheidt (2000) señala que su hoja grande le permite sobrevivir en los estratos medios e inferiores del bosque y se ve favorecida por la perturbación. *Cecropia peltata* e *Inga* sp1. muestran el comportamiento típico de pioneras tempranas (Lozada y Arends, 2000b). Se destaca que entre estas dos especies se reúne un 20% del IVI% en el período 11-13 años. También se nota que en este lapso alcanzan su máximo desarrollo e inmediatamente comienzan a declinar, lo cual es un rasgo característico de pioneras con rápido crecimiento y ciclo de vida muy corto.

Cuadro 6

Con respecto a la diversidad, el Cuadro 7 muestra que hubo una reducción en H' en las parcelas con alto impacto, pero con medio o bajo impacto no hubo cambios significativos. En cuanto a la estructura, en todas las parcelas ocurrió una restitución del área basal y, a los 20 años de recuperación, casi se ha logrado la misma dominancia o se ha superado la precedente. Al considerar que estas comunidades secundarias poseen una cobertura (> 75%) y diversidad similar a las del bosque primario, se deduce que estos bosques recobraron su capacidad en funciones como el suministro de hábitat a la fauna y la regulación del régimen hídrico.

Cuadro 7

CONCLUSIONES.

Los resultados muestran que las especies pioneras *Cecropia peltata* e *Inga* sp1 se hacen muy importantes en las parcelas con alto impacto, pero después del lapso 11-13 años comienzan a declinar. Especies como *Trichantera gigantea* y *Triplaris americana*, poseen características que les permiten aprovechar pequeños y grandes claros y son favorecidas por la perturbación. Por su parte, *Spondias mombin*, considerada una nómada, disminuye con el aprovechamiento pero, al tener una densidad baja, muestra una rápida recuperación. Finalmente, se evidencia

que especies como *Pouteria reticulata*, de carácter nómada, típica del bosque primario, con madera de alta densidad y alto valor comercial, tiene una recuperación muy lenta en los bosques aprovechados.

BIBLIOGRAFÍA.

- Centeno, J. 1995. Estrategia para el desarrollo forestal de Venezuela. Fondo Nacional de Investigaciones Forestales. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales. Caracas, Venezuela. Mimeografiado. 83 p.
- China, D y Helmer, E. 2003. Diversity and composition of tropical secondary forests recovering from large-scale clearing: results from the 1990 inventory in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 180: 227-240.
- Curtis, J y McIntosh, R. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32: 476-496.
- FAO. 1996. Forest Resource Assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. FAO Forestry Paper, 130. Roma. 170 p.
- FAO. 2003. State of the World's Forests 2003. FAO. Roma. 151 p.
- Felton, A; Felton, AM; Wood, J and Lindenmayer, D. 2006. Vegetation structure, phenology, and regeneration in the natural and anthropogenic tree-fall gaps of a reduced-impact logged subtropical Bolivian forest. *Forest Ecology and Management* 235 (1-3): 186-193.
- Finegan, B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47(1-4): 295-321.
- Franco, W. 1982. Estudio y levantamiento de sitios con fines de manejo forestal en la Unidad Uno de la Reserva Forestal Caparo, Estado Barinas. Trabajo de ascenso. Facultad de Cs. Forestales, Universidad de Los Andes. Mérida, Venezuela. 183 p.
- Franco, W y Fölster, H. 1982. Estudio de los suelos de la Reserva Forestal Caparo, Estado Barinas, con énfasis en las propiedades físicas y régimen hídrico de los mismos. VII Congreso Venezolano de Ciencias del Suelo. San Cristóbal, Venezuela. 14 al 20 de noviembre de 1982.
- Fredericksen, T and Mostacedo, B. 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 131(1-3): 47-55.
- Guariguata, M y Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- Guevara, J. 2001. Recursos Fitogenéticos y Relaciones Florísticas de la Flórmula Arbórea de las Comunidades Forestales en la Estación Experimental Caparo, Estado Barinas. Tesis M.Sc. Universidad Central de Venezuela. Maracay. 201 p.
- Johns, A. 1985. Selective logging and wildlife conservation in tropical rain-forest: problems and recommendations. *Biological Conservation* 31(4): 355-375.
- Jurgenson, O. 1994. Mapa de vegetación y uso actual del Área Experimental de la Reserva Forestal de Caparo, Estado Barinas. Facultad de Cs. Forestales, Universidad de Los Andes. Cuaderno del Comodato ULA-MARNR No 22. Mérida, Venezuela.
- Kammesheidt, L. 2000. Some autoecological characteristics of early to late successional tree species in Venezuela. *Acta Oecologica* 21(1): 37-48.
- Kammesheidt, L; Torres, A; Franco, W y Plonczak, M. 2001. History of logging and silvicultural treatments in the western Venezuelan plain forests and the prospect for sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 148: 1-20.

- Kariuki, M; Kooyman, R; Smith, R; Wardell-Johnson, G and Vanclay, J. 2006. Regeneration changes in tree species abundance, diversity and structure in logged and unlogged subtropical rainforest over a 36-year period. *Forest Ecology and Management* 236 (2-3): 162-176.
- Kovach Computer Services. 2004. Multi Variate Statistical Package (MVSP Version 3.13I). En: <http://www.kovcomp.co.uk/mvsp/>
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los trópicos*. Agencia de Cooperación Técnica Alemana (GTZ). Eschborn, Alemania. 335 pp.
- Lozada, J y Arends, E. 2000a. Impacto de diferentes intensidades de aprovechamiento forestal sobre la masa remanente, en la Estación Experimental Caparo. *Revista Forestal Venezolana* 44 (1): 73-80.
- Lozada, J y Arends, E. 2000b. Clasificación ecológica de especies arbóreas, con fines de aprovechamiento forestal, en la Estación Experimental Caparo, Barinas – Venezuela. *Revista Forestal Venezolana* 44 (1): 81-91.
- Murguía, M y Villaseñor, J. 2003. Estimating the effect of the similarity coefficient and the cluster algorithm on biogeographic classifications. *Ann. Bot. Fennici* 40: 415-421.
- Osorio, R. A. 2002. Evaluación de las deforestaciones en la Reserva Forestal de Ticoporo, Estado Barinas, en base al análisis de imágenes multitemporal de percepción remota. Tesis de Magister Scientiae. Universidad de Los Andes, Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado. Mérida, Venezuela. 70 p.
- Pielou, E. 1984. *The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination*. John Wiley & Sons. New York. 263 p.
- Plonczak, M. 1993. Estructura y Dinámica de Desarrollo de Bosques Naturales Manejados Bajo la Modalidad de Concesiones en los Llanos Occidentales de Venezuela. Instituto Forestal Latinoamericano. Mérida, Venezuela. 139 pp.
- Rivas-Martínez, S. 2004. Clasificación Bioclimática de la Tierra. En: http://www.ucm.es/info/cif/book/global_bioclimatics_7.htm
- Schargel, R. 2005. Geomorfología y Suelos de los Llanos Venezolanos. En: Hétier, J y López, R (Editores). *Tierras Llaneras de Venezuela*. IRD, CIDIAT, UNELLEZ. Mérida, Venezuela. 367 p.
- Smith, J; Sabogal, C; de Jong, W y Kaimowitz, D. 1997. Bosques secundarios como recurso para el desarrollo rural y la conservación ambiental en los trópicos de América Latina. Center for International Forestry Research. Occasional Paper No.13. Jakarta, Indonesia. 31 p.
- Veillon, JP. 1997. Los bosques naturales de Venezuela. Parte III. Los bosques tropófitos o veraneros de la zona de vida Bosque Seco Tropical. Universidad de Los Andes, Instituto Forestal Latinoamericano. Mérida, Venezuela. 127 p.
- Vincent, L. 1970. Estudio sobre la tipificación del bosque con fines de manejo en la Unidad I de la Reserva Forestal de Caparo. Tesis M.Sc. Facultad de Cs. Forestales, Universidad de los Andes. Mérida, Venezuela. 255 p.

AGRADECIMIENTOS.

Al CDCHT-ULA (Proyecto FO-673-08-01-B) por aportar los recursos financieros necesarios para desarrollar esta investigación. Al personal de la Estación Experimental Caparo por su valioso apoyo durante la realización de los trabajos de campo.

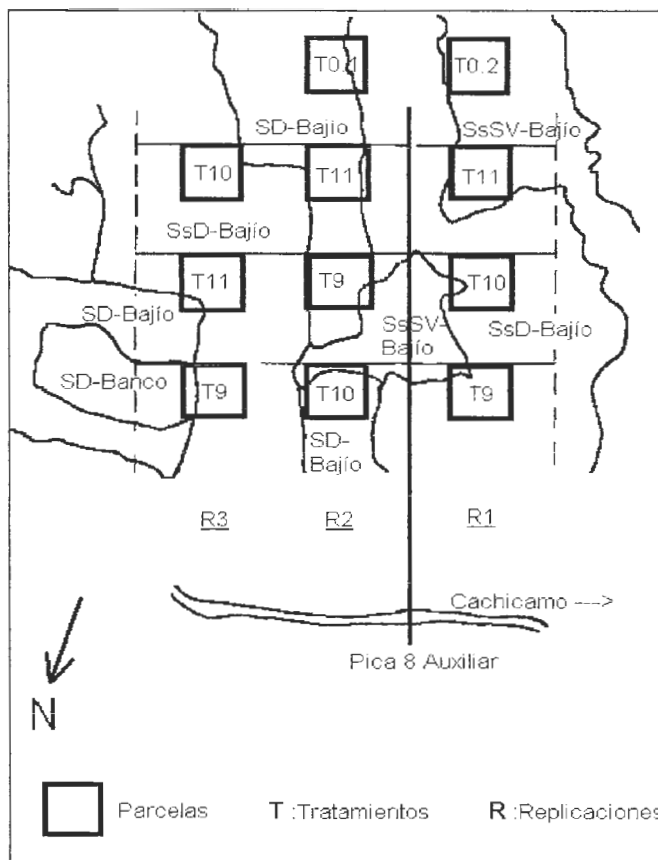


Figura 1. Diseño estadístico establecido en la Estación Experimental Caparo.

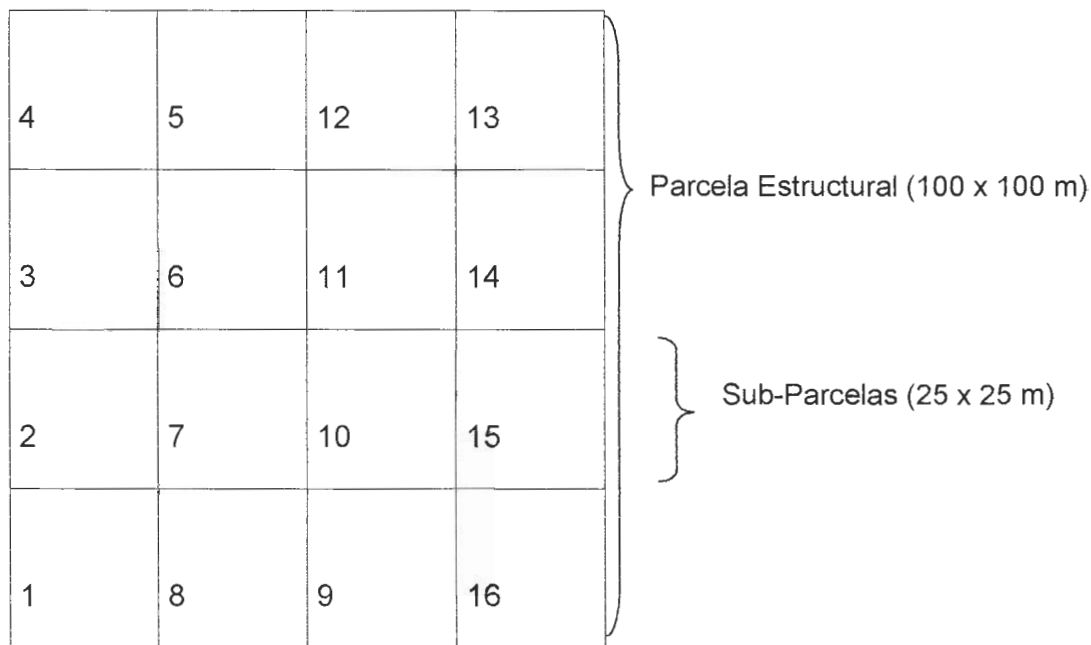


Figura 2. Diseño de las parcelas en la Estación Experimental Caparo.

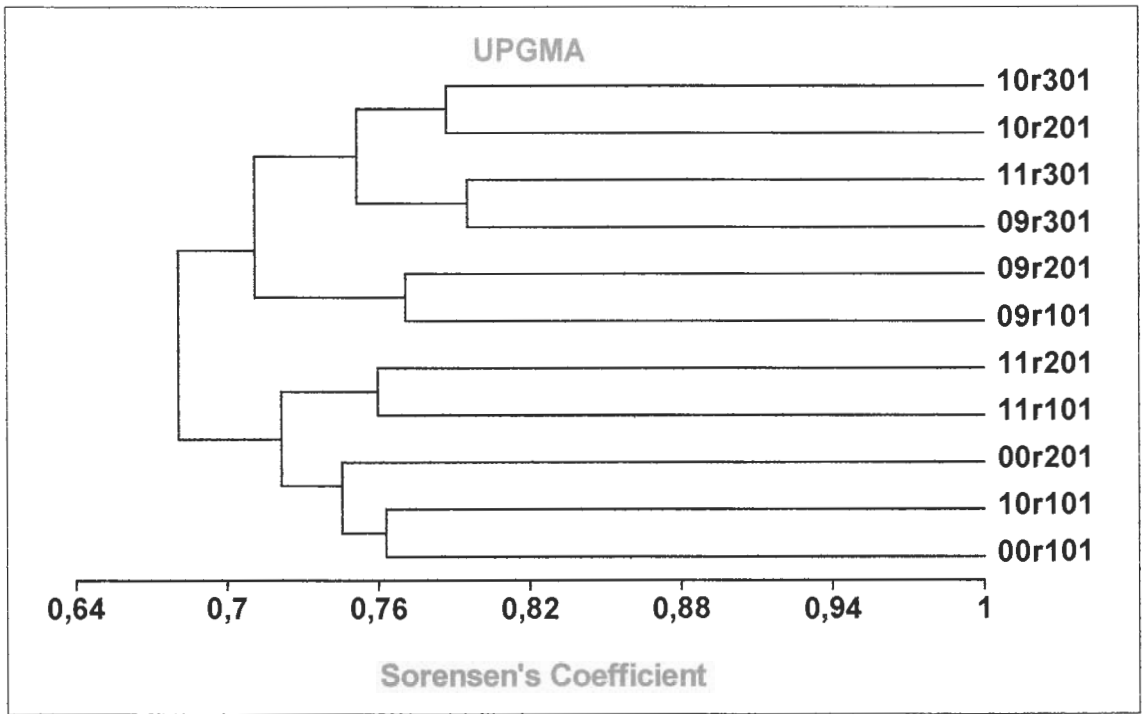


Figura 3. Análisis de conglomerados para las comunidades potenciales.

Cuadro 1. Valores de IVI% de las especies más importantes en las comunidades sin intervención.

Especie	Parcelas										
	0r101	0r201	9r101	9r201	9r301	10r101	10r201	10r301	11r101	11r201	11r301
<i>Attalea butyracea</i>	17,9	12,5	16,7	11,8	15,5	12,2	27,1	20,5	18,2	17,6	16,6
<i>Pouteria reticulata</i>	10,7	8,7	7,1	9,6	5,2	1,1	4,8	5,8	5,1	6,3	0,8
<i>Spondias mombin</i>	4,2	5,1	2,0	2,8	5,8	6,4	5,7	4,0	6,2	5,8	2,3
<i>Trichantera gigantea</i>	6,2	10,4	0,9	3,7	0,0	9,4	1,6	2,8	7,7	6,7	0,0
<i>Terminalia oblonga</i>	3,4	1,4	2,0	3,6	4,4	3,1	4,7	6,3	2,5	3,9	4,8
<i>Sapium aubletianum</i>	6,5	3,2	4,0	2,2	0,0	6,1	1,9	3,2	2,6	2,1	7,6
<i>Syagrus sancona</i>	2,8	4,7	3,8	3,8	5,3	2,9	2,9	3,8	4,8	1,7	2,2
<i>Pachira quinata</i>	4,4	2,2	6,5	2,1	3,1	6,8	0,0	0,0	1,9	6,6	0,9
<i>Brosimum alicastrum</i>	0,0	2,4	3,5	3,4	3,4	2,5	3,1	2,9	4,0	4,0	2,2
<i>Luehea seemanii</i>	3,2	1,7	2,2	2,7	5,7	2,6	2,3	1,6	3,0	3,0	2,7

Cuadro 2. Comparación de los resultados de este trabajo¹ con los encontrados por Guevara² (2001). Valores expresados en IVI%.

Especie	Promedio ¹	SDBj ²	SsDBj ²	SSVBj ²
<i>Attalea butyracea</i>	17,0	4,4	22,9	18,7
<i>Pouteria reticulata</i>	5,9	-	23,1	6,6
<i>Spondias Bombin</i>	4,6	8,3	-	3,2
<i>Trichantera gigantea</i>	4,5	-	2,8	6,1
<i>Terminalia oblonga</i>	3,7	-	-	4,7
<i>Sapium aubletianum</i>	3,6	1,3	1,3	1,1
<i>Syagrus sancona</i>	3,5	1,4	9,1	0,8
<i>Pachira quinata</i>	3,1	9,5	1,6	-
<i>Brosimum alicastrum</i>	2,9	-	4,2	1,7
<i>Luehea seemanii</i>	2,8	3,6	1,3	-

Cuadro 3. Niveles de afectación expresados en porcentajes de fitomasa.

Parcela	Abundancia	Área Basal
09r3	11	3
11r1	15	12
11r3	4	13
10r2	23	34
11r2	25	39
10r1	46	63
10r3	35	65
09r1	64	76
09r2	67	79

Cuadro 4. Valores de IVI%, por especie, en las parcelas de bajo impacto.

	Etapa (en años).				
	0	1_3	6_8	11_13	16_17
<i>Attalea butyracea</i>	16,8	17,2	15,8	14,7	15,2
<i>Pouteria reticulata</i>	3,7	3,9	3,6	3,5	2,7
<i>Spondias Bombin</i>	4,8	4,7	4,1	4,2	4,4
<i>Trichantera gigantea</i>	2,6	2,4	2,8	2,9	2,8
<i>Cecropia peltata</i>	1,2	1,3	4,5	4,2	4,5
<i>Inga sp1.</i>	2,9	2,3	3,3	2,9	2,6
<i>Triplaris americana</i>	3,1	2,2	1,6	3,4	3,4

Cuadro 5. Valores de IVI%, por especie, en las parcelas de medio impacto.

	Etapa (en años).				
	0	1_3	6_8	11_13	16_17
<i>Attalea butyracea</i>	22,4	25,6	22,4	19,5	18,7
<i>Pouteria reticulata</i>	5,6	4,7	4,0	3,4	3,2
<i>Spondias Bombin</i>	5,8	3,8	3,6	3,8	4,4
<i>Trichantera gigantea</i>	4,2	4,0	3,2	3,4	3,9
<i>Cecropia peltata</i>	0,7	0,4	7,2	9,6	9,5
<i>Inga sp1.</i>	0,3	0,6	4,4	4,6	4,3
<i>Triplaris americana</i>	2,1	1,9	2,6	5,2	5,6

Cuadro 6. Valores de IVI%, por especie, en las parcelas de alto impacto.

	Etapa (en años).				
	0	1_3	6_8	11_13	16_17
<i>Attalea butyracea</i>	15,3	28,4	15,6	13,0	13,0
<i>Pouteria reticulata</i>	5,9	1,9	1,2	1,0	1,0
<i>Spondias Bombin</i>	3,8	2,6	2,9	2,8	3,5
<i>Trichantera gigantea</i>	4,2	5,9	5,0	5,3	6,0
<i>Cecropia peltata</i>	0,7	2,2	11,1	11,8	10,3
<i>Inga sp1.</i>	2,1	1,7	9,4	7,1	3,5
<i>Triplaris americana</i>	1,7	1,7	2,9	7,0	8,4

Cuadro 7. Valores promedio para la diversidad y el área basal, en las parcelas evaluadas.

Nivel de impacto	Etapa (años)									
	0		1_3		6_8		11_13		16_17	
	H'	Dom	H'	Dom	H'	Dom	H'	Dom	H'	Dom
Alto	3,3	19,7	3,0	6,0	2,9	11,5	3,0	15,0	3,1	17,8
Medio	3,2	23,1	3,1	14,5	3,2	17,9	3,1	20,6	3,1	21,3
Bajo	3,3	16,4	3,3	15,1	3,3	17,5	3,3	20,0	3,3	19,9

(H': Índice de Shannon-Wiener; Dom: dominancia en m²/ha)