

ISSN 1018 - 5674

FOLIA AMAZONICA

VOL. 11

N° 1-2

Diciembre 2000



iiap

INSTITUTO
DE INVESTIGACIONES
DE LA AMAZONÍA PERUANA

IQUITOS - PERÚ

PRESIDENTE DEL IIAP

Doctor Dennis del Castillo Torres

GERENTE GENERAL (e)

Ingeniero Roger Beuzeville Zumaeta

ÁREA DE PUBLICACIONES

Ing. Roger Beuzeville Zumaeta

Edición : Anna Maria Lauro
Composición : Angel G. Pinedo Flor
Corrección de pruebas : Alvaro Cerrón-Palomino

© **IIAP**

Avda. Abelardo Quiñones km 2,5

Apto. 784. Teléf.: (094) 265515 - 265516, Fax: 265527. Iquitos-Perú.

E-mail: comedi@iiap.org.pe

CONTENIDO

1. NEBEL, G. *Arbol de la llanura aluvial amazónica Maquira coriacea* (Karsten) C.C. Berg: *aspectos de ecología y manejo.* **5**
2. BALUARTE, J. *Avances sobre la biología, ecología y utilización del cesto Tamshi (Thoracocarpus bissectus (Vell.) Harling).* **31**
3. NEBEL, G.; GRADSTED, J.; SALAZAR V., A. *Deposito de detrito, biomasa y producción primaria neta en los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonía Peruana.* **41**
4. NEBEL, G.; KVIST, L.P.; VANCLAY, J.; VIDAURRE, H. *Dinámica de los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonía Peruana: efectos de las perturbaciones e implicancias para su manejo y conservación.* **65**
5. BALUARTE, J.; VÁSQUEZ R., M. *El intercambio de productos forestales diferentes de la madera en el ámbito de Iquitos – Perú.* **99**
6. NEBEL, G. *El uso sostenible de la tierra en los bosques de la llanura aluvial inundable peruana: opciones, planeamiento e implementación.* **113**
7. GALY, S.; RENGIFO, E.; HAY, Y.O. *Factores de la organización del mercado de las plantas medicinales en Iquitos - Amazonía Peruana.* **139**
8. PUERTAS, P.; BODMER, R.; LOPEZ PARODI, J.; AGUILA, J. del; CALLE, A. *La importancia de la participación comunitaria en los planes de manejo de fauna silvestre en el Nor Oriente del Perú.* **159**
9. BALUARTE, J. *La manufactura de muebles a partir de productos forestales no maderables en Iquitos – Perú.* **181**

ARBOL DE LA LLANURA ALUVIAL AMAZÓNICA *Maquira coriacea* (Karsten) C.C. Berg: ASPECTOS DE ECOLOGÍA Y MANEJO¹

Gustav Nebel²

RESUMEN

Maquira coriacea es un árbol de valor comercial que se encuentra a lo largo y ancho de los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonía. En este documento se describe su reproducción, su patrón de dispersión y otros atributos sobre la biología y ecología de su población. Se observaron densidades de hasta 14 individuos por hectárea con DAP > 10 cm, con un área basal de 2 m²/ha y un volumen de 38 m³/ha. El principal periodo de fructificación coincidió con la inundación anual, pero también se produjeron frutos en otros periodos del año. Se encontró regeneración natural con densidades de hasta 150 ind/m² concentrados alrededor de los árboles madre; sin embargo, su permanencia fluctúa a lo largo del año por la mortalidad causada por las inundaciones y la marchitez en los periodos secos. Con el fin de desarrollar modelos de (1) relación altura-diámetro y (2) incremento de diámetro, se usaron principalmente datos de crecimiento de nueve parcelas de muestreo de una ha. Estas relaciones indican que el límite óptimo de diámetro de apeo para obtener el máximo volumen de producción es de 115-130 cm de DAP, los cuales pueden ser obtenidos en 135-300 años. Debido a que se ha observado producción de semillas en individuos muchos más pequeños, tales límites diamétricos no deberían ser desventajosos para la regeneración.

Palabras clave: Zonas húmedas, autoecología, reproducción, regeneración, dispersión, crecimiento, silvicultura, triplay.

1 Traducción del original en inglés "The amazon flood plain forest tree *Maquira coriacea* (Karsten) C.C. Berg: aspects of ecology and management".

2 Royal Veterinary and Agricultural University. Department of Economics and Natural Resources. Unit of Forestry, Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg C., Denmark. Phone: + 45 35 28 22 32; Fax: 45 35 28 26 71. E-mail: gne@kvl.dk

ABSTRACT

Maquira coriacea is a commercial tree species which can be found throughout the Amazon flood plain forests. Its stocking, reproduction, dispersion pattern, and other attributes of population biology and ecology will be described in this paper. Densities up to 14/ha of individuals ≥ 10 cm DBH were observed, corresponding to a basal area of 2 m²/ha and a volume of 38 m³/ha. The main period of fruiting coincided with the annual flooding, but fruits were also produced in other parts of the year. Seedlings with densities up to 150/m² were concentrated around mother trees, and the stocks fluctuated much over the year due to mortality caused by flooding and wilting in dry periods. Growth data mainly from nine one-hectare permanent sample plots were used to develop models of (1) the height - diameter relationship and (2) diameter increment. These relationships indicate an optimal felling limit for maximum volume production of 115-130 cm DBH, which can be obtained in 135-300 years. Since seed production has been observed in much smaller individuals, such diameter limits should not be detrimental to regeneration.

Key words: Peru, wetlands, autecology, reproduction, regeneration, dispersion, growth, silviculture, plywood.

1. INTRODUCCION

Los bosques húmedos tropicales se caracterizan por su compleja estructura y ecología; factores que a menudo complican el manejo del bosque. Recientemente, se han reforzado los esfuerzos para conocer a mayor profundidad la ecología de las especies arbóreas (por ej. Hubell y Foster, 1986; Bawa *et al.*, 1990; Gómez-Pompa y Burley, 1991; Hubell 1995; Whitmore, 1995), muchos investigadores han descrito aspectos de la autoecología de las especies arbóreas del bosque tropical desde varios puntos de vista y usando diferentes métodos (por ej. Henriques y Sousa, 1989; Peters, 1990; Clark y Clark, 1992; McCormick, 1995; Zagt, 1997).

Este estudio se concentra en una especie arbórea maderable comercial que crece en los bosques de las llanuras aluviales inundables peruanas. El objetivo es describir aspectos de su biología y ecología y proporcionar información útil para su manejo.

2. MATERIALES Y METODOS

El estudio de *Maquira coriacea* (Karsten) C.C. Berg se basa en los datos de campo de los bosques de la llanura aluvial inundable cercana a la localidad de Jenaro Herrera (4°55'S, 73°44'O), localizada en el bajo Ucayali, en la selva baja de la Amazonía Peruana. Los aspectos generales de los bosques de las llanuras aluviales inundables peruanas, son descritos por Kvist y Nebel (1999), mientras que los detalles específicos del lugar de estudio fueron proporcionados por Nebel *et al.* (1999a, 1999b, 1999c, 1999d).

2.1. Recolección de datos

- I. En nueve parcelas permanentes de muestreo de una hectárea (Nebel *et al.*, 1999a) se registraron todos los individuos con DAP igual o mayor a 10 cm, mientras que en las sub-parcelas de 0,64 ha (Nebel *et al.*, 1999b) se registraron los individuos a partir de 1,5 m de altura hasta 10 cm de DAP. Las nueve parcelas de una hectárea fueron equitativamente distribuidas en los tres tipos de bosque de restinga alta, restinga baja y tahuampa, mientras que las sub-parcelas de sotobosque fueron establecidas solamente en los bosques de restinga. Después de establecer las parcelas, a fines de 1993, se llevó a cabo el apeo a dos intensidades. En cada tipo de bosque se dejó una parcela sin intervenir, mientras que las dos parcelas restantes fueron sometidas a un apeo moderado e intensivo, respectivamente. Todos los individuos fueron medidos nuevamente en 1994, 1995 y 1997. El crecimiento se registró en 1995 y 1997. Los registros incluyeron la medición del DAP, las coordenadas y la altura total estimada (Nebel *et al.*, 1999a). Los datos de *M. coriacea* se usan para describir (1) su posición en los diferentes tipos de bosque, (2) su estructura poblacional y (3) su dinámica poblacional. Se consignaron un total de 432 registros de crecimiento de 147 individuos de *M. coriacea*.
- II. A fines de 1994, se evaluó la presencia de plántulas de *M. coriacea* (altura < 1,5 m), tanto en las parcelas de restinga alta como de restinga baja (Censo I). Dentro de las sub-parcelas de 20x20 m se estimaron las densidades de plántulas. Estos datos son usados para evaluar la dispersión de las plántulas y para evaluar el éxito de la regeneración.
- III. A fines de 1996, se registraron en las parcelas de una hectárea (Censo I) los individuos de *M. coriacea* previamente no registrados. Sin embargo, solamente

fueron registrados los individuos de las parcelas de los bosques de restinga alta, y de dos de las tres parcelas ubicadas en el bosque de restinga baja. Se midieron el DAP y la altura total. Se registraron un total de 312 individuos. Los datos son usados para analizar los patrones de dispersión.

- IV. A fines de 1996 y a comienzos de 1997, se establecieron, en el bosque de restinga alta, parcelas permanentes de muestreo adicionales. Las parcelas fueron formadas como transectos de 40 m de ancho y una longitud total de 2,4 km, de modo que cubrían un área de 9,6 ha. Se registró un total de 444 individuos de *M. coriacea* con alturas por encima de 1,5 m. Los registros incluyeron las mediciones del DAP, las coordenadas y las alturas total y comercial. Se seleccionaron 80 individuos que representaban el rango total del diámetro y, mensualmente, durante el periodo de marzo 1997 a mayo 1998, se evaluó su fructificación. Los datos son usados para describir la relación altura - DAP y los patrones de fructificación.
- V. Antes y después de la inundación, en 1998, se evaluó la cantidad de plántulas en las parcelas permanentes de muestreo establecidas en cuatro direcciones perpendiculares, lejos de los fustes de cinco árboles madre aislados de *M. coriacea*. En cada dirección se establecieron 25 parcelas con una longitud de 2 m. Se consideraron segmentos de cinco parcelas y, empezando desde los más cercanos al fuste del árbol, las parcelas tuvieron anchos de 1, 2, 3, 4 y 5 m por cada segmento. Los datos son usados para evaluar la cantidad de plántulas en relación a la distancia desde los árboles padres.

2.2. Análisis de datos

Los valores de importancia de la especie (IVIs) para el estrato superior y el sotobosque fueron calculados mediante la sumatoria de las densidades relativas, frecuencias relativas y dominancias relativas de la especie. El método concuerda con Curtis y McIntosh (1950, 1951; fórmula dada por Nebel *et al.*, 1999a).

Se evaluaron los patrones de dispersión de los individuos de *M. coriacea* pertenecientes al estrato superior y al sotobosque en los bosques de restinga alta y baja. Con el fin de cuantificar el grado de asociación a diferentes niveles, se calculó el índice de dispersión de Morisita para diversos tamaños de parcelas cuadradas (de 5, 10 y 20 m de longitud de lado, respectivamente).

$$I = \frac{\sum_{i=1}^q ni.(ni - 1)}{N.(N - 1)} .q \quad (1)$$

Donde n_1, \dots, n_q son los números de individuos observados en cada parcela cuadrada y N es el número total de individuos observados. La partida de la aleatorización ($I = 1,0$) fue evaluada con la prueba de F (Greig-Smith, 1983). Asimismo, la distribución de las plántulas en cada tipo de bosque fue examinada usando un cuadrante de 20 m de longitud. Para evaluar el impacto de los tratamientos de apeo (Censo I), se analizaron posteriormente y en forma separada los datos de las parcelas sin intervenir. De esta manera, se determinó si el establecimiento y la sobrevivencia de las plántulas habían sido alterados, lo que podría resultar en un patrón de dispersión de plántulas distorsionado luego de ser comparado con las condiciones originales del rodal.

Los volúmenes se refieren al fuste y son calculados usando un factor de forma de 0,5, determinado por Cannell (1984) para algunas especies arbóreas tropicales.

2.3. Distribución, morfología, propiedades de la madera y extracción

El género *Maquira* (Moraceae) comprende cuatro especies neotropicales presentes principalmente en la parte norte de Sudamérica, las cuales se encuentran en la cuenca amazónica. El hábitat de *M. coriacea* son los bosques de la llanura aluvial inundable a lo largo y ancho de la cuenca del Amazonas, la cuenca del Orinoco y la cuenca del Alto río Paraguay, mientras que las otras especies se encuentran generalmente en bosques no inundables (Berg, 1972; Berg y Rosselli, 1996). *M. coriacea* es conocida en Perú como capinurí (Gentry, 1993) y juntamente con *M. sclerophylla* (Ducke) C.C. Berg como muiratinga o capinurí en Brasil (Chichignoud *et al.*, 1990).

M. coriacea es un árbol de grandes aletas que alcanza una altura de 45 m. Tiene un tronco cilíndrico de corteza lisa y ramas auto-desprendibles conspicuas que alcanzan diámetros de 1,3 m a más. Látex de color crema presente en la madera, corteza y hojas. Es dioica con flores masculinas (4-10 mm en diámetro), en manojos de 1-6, mientras que las flores femeninas se presentan solas o en pares, formando frutos elipsoidales o subglobosos de cerca de 1 cm de diámetro (Berg, 1972; Gentry, 1993).

La madera de *M. coriacea* es de color blanco a marrón amarillento con un peso verde de 1 050 kg/m³ y un peso específico de 470 kg/m³ al 12% de contenido de humedad. La contracción tangencial es de 6,7 a 9,4%, mientras que la contracción radial está en el rango de 3,4 a 4,2%. Es fácil de aserrar pero crea una superficie lanosa y el alto contenido de sílice desafila las sierras. Se puede laminar mediante torneado o rebanoado a temperatura ambiente. La madera puede ser secada en dos días con un ligero riesgo de alabeo y rajaduras. Es de pobre durabilidad natural y, generalmente, se usa en la fabricación de madera contrachapada y en algunos otros productos de madera de poco valor comercial (Texeira *et al.*, 1988; Chichignoud *et al.*, 1990).

Ros-Tonen (1993) considera a *M. coriacea* como una de las especies más importantes extraídas de los llanos inundables de Brasil. Junto con *Ceiba pentandra* (L.) Gaertner y *Virola surinamensis* (Rolander) Warburg, es una especie de gran importancia para la producción de láminas y madera contrachapada en Brasil, aportando un ingreso de divisas del orden de 178 millones de dólares en 1989. En el departamento peruano de Loreto, *M. coriacea* es utilizada en la industria de la madera contrachapada. Según datos no publicados del Banco Central de Reserva del Perú, esta especie se hizo cargo de cerca de 2 500 m³ (10%) de la producción de madera contrachapada en 1996, mientras que el 90% restante se produjo a base de *C. pentandra* (Kvist y Nebel, 1999).

3. RESULTADOS

3.1. Reproducción

Los árboles femeninos de *M. coriacea* pueden tener una prolongada y abundante fructificación. Un estudio fenológico indicó periodos bianuales de fructificación. El período entre diciembre y abril (aproximadamente) rinde la mayor cantidad de frutos y, parcialmente, coincide con el periodo de inundación anual (marzo a mayo). El otro período de fructificación es de junio a agosto y es menos vigoroso. Se observó fructificación en árboles de 40 cm de DAP a más. Solamente el 32% de los individuos de esta categoría de tamaño no presentó fructificación. Igualmente, Berg (1972) acotó que probablemente las especies florecen a lo largo de todo el año y Pekka Soini (comunicación personal) informó que *M. coriacea*, en la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, tiene características ecológicas relevantes, ya que su abundante y prolonga-

da producción de frutos es una importante fuente de alimento para mamíferos y aves mayores.

Los animales mayores comen el fruto de *M. coriacea*. Sin embargo, a juzgar por la presencia de las plántulas, la gran mayoría de frutos queda por debajo de las copas de los árboles madre y solamente una pequeña proporción tiene una mayor dispersión (Figura 2). En este caso, las plántulas se presentan típicamente en agrupaciones de 20-50 individuos, lo que significa que pudieron ser dejados caer en el lugar por los animales al descansar o defecar. Los frutos que caen durante la época de inundación germinan al mermar el agua y pueden formar alfombras de plántulas con densidades de hasta 150/m² por debajo de la copa de los árboles madre (Figura 2). La depredación de la semilla posterior a la etapa de dispersión puede ser alta y, probablemente, se debe a roedores. Son raros los ataques de pestes a las plántulas, pero largos periodos de sequía pueden causar la muerte. Casi todas las plántulas que sobreviven hasta la inundación perecen debido a ésta (Figura 2). Observaciones preliminares de un experimento sobre la exposición de plántulas a diferentes periodos de inundación indican que ellas empiezan a morir después de un mes de total inundación.

3.2. Población, estructura y dinámica

M. coriacea alcanzó considerables IVIs en todos los tipos de bosque, tanto en el estrato superior como en el sotobosque (Figura 3). En el estrato superior, la dominancia relativa fue más elevada que la densidad relativa, lo que indica que los individuos alcanzaron diámetros tan grandes como los diámetros de los promedios del bosque. Contrariamente, en el sotobosque, su dominancia relativa fue igual o menor que su densidad relativa, indicando alturas de árboles promedios o menores que los promedios.

El croquis de la posición de los árboles mostró que los individuos de *M. coriacea* en el sotobosque de la restinga alta, tienen un patrón de distribución heterogéneo y en grupos, mientras que no existe evidencia de patrón alguno en los individuos del estrato superior de la restinga alta o entre los relativamente pocos individuos en la restinga baja. Esto también fue evidente a partir de la proporción frecuencia relativa/densidad relativa (Figura 3). Concordantemente, los cálculos del índice de Morisita para parcelas cuadradas de diferente longitud (Figura 4) mostraron una partida ($P < 0,001$) de la dispersión al azar hacia la agrupación ($I_g > 1$) en el sotobosque de restinga alta, aún cuando el estrato superior fue más o menos aleatoriamente espaciado ($P > 0,05$).

En el sotobosque de restinga alta, *M. Coriacea* presentó una curva aproximadamente exponencial negativa en valores de I_8 al incrementar el área cuadrada de las parcelas (Figura 4). Aunque no se efectuaron los cálculos para las parcelas cuadradas extremadamente pequeñas, los resultados sugirieron un patrón de “puntos fuentes” con una alta densidad poblacional, rodeada de grupos más difusos de individuos con densidad declinando más o menos exponencialmente desde los centros de la población (Hubbell, 1979, 1980). Este patrón era particularmente pronunciado cuando se consideró a las parcelas no intervenidas en forma individual. Las plántulas, tal como se registraron en el Censo II, presentaron una pronunciada y altamente significativa ($P < 0,001$) agregación al nivel de la parcela cuadrada de 20x20 m ($I_8 > 6$ y > 12 para la restinga alta y baja, respectivamente).

Cuando analizamos separadamente, las plántulas de las parcelas no intervenidas no mostraron alejamiento significativo de la distribución aleatoria. Sin embargo, aquí se presentaron las plántulas en cantidades tan grandes que el índice de Morisita no sería apropiado para evaluar su patrón de distribución al nivel de las parcelas cuadradas de 20x20 m (Greig-Smith, 1983). En efecto, el promedio de la densidad de plántulas en las parcelas no tratadas en 1994 era de 10 000 y 4 000 por hectárea en la restinga alta y baja, respectivamente, comparado con la de 250 y 100 en las parcelas tratadas. Sin embargo, si la apertura de copas causa menos regeneración, no puede concluirse a partir de los resultados mencionados, ya que pueden haber sido decisivos otros factores, tales como la densidad de los árboles madre y la reducción temporal en la producción de frutos (debido a las perturbaciones).

La densidad disminuyó con el incremento de los diámetros, mostrando un patrón conocido como J invertida (Cuadro 1).

La relación altura - DAP fue diseñada usando la ecuación monomolecular o ecuación de Mitscherlich (Figura 5):

$$h = 44,55 \cdot (1 - 0,9725 \cdot e^{(-0,02361 \cdot d)}) \quad (2)$$

donde h es la altura (m) y d es el DAP (cm).

La restinga alta contiene el mayor stock de *M. coriacea*, tanto en términos de densidad como de área basal, mientras que en la restinga baja el crecimiento (en área basal y volumen) en el periodo 1993-1997 fue el más alto (Cuadro 2).

El mayor crecimiento en diámetro promedio anual de los árboles individuales se presentó en la clase 50-70 cm (2,2 cm/año), pero hubo una considerable variación (Cuadro 3). El área basal relativa promedio y el crecimiento en volumen, dentro de las clases de tamaño, varió de 5% a 45%. El tiempo en que los árboles alcanzan 130 cm de DAP es de 112 y 33 años, en función de las tasas promedio y máximo de crecimiento en DAP, respectivamente.

El incremento en diámetro de *M. coriacea* fue generalmente alto, pero varió considerablemente con el DAP. Usando la variable DAP se ajustaron dos modelos basados en la ecuación de Wykoff (cf. Vanclay, 1994). El primer modelo se ajustó para los datos de las parcelas no tratadas, usando la variable DAP (3), mientras que el segundo modelo se fijó para los datos de las parcelas tratadas, usando de la misma manera, la variable DAP (4):

$$\Delta d = \sqrt{e^{(-9,521892 + 3,063883 \cdot \ln(d) - 0,000489 \cdot d^2)}} \quad (3)$$

$$\Delta d = \sqrt{e^{(-9,480924 + 3,105072 \cdot \ln(d) - 0,000509 \cdot d^2 + 15,346986 \cdot e^{(-\sqrt{d})}})} \quad (4)$$

donde Δd es el incremento diamétrico en cm y d es el DAP en cm. Las pruebas F. Standard mostraron buen ajuste de todos los modelos ($R^2 = 0,45$ (2); $0,54$ (3), $P < 0,0001$). El modelo (3) predice que el incremento anual corriente de DAP llega a su máximo alrededor de 55 cm DAP y es relativamente bajo para pequeños diámetros, resultando en un bajo incremento anual corriente en DAP que alcanza su máximo cerca de los 120 cm DAP (Figura 6a). El modelo (4) también predice que el incremento anual del DAP alcanza su máximo alrededor de los 55 cm DAP, pero tiene incrementos más altos a diámetros más pequeños, lo que resulta en un alcance más temprano y más pronunciado del incremento promedio anual alrededor de los 100 cm DAP (Figura 6b).

4. DISCUSION

La madera de *M. coriaca* es apropiada para la producción de contrachapados y se extrae en gran cantidad en toda la extensión de su hábitat natural, los llanos inundables

de América del Sur tropical (Berg, 1972; Texeira *et al.*, 1988; Chichignoud *et al.*, 1990; Ros-Tonen, 1993). Es generalmente abundante, frecuente y dominante en los bosques de las llanuras aluviales inundables peruanas, aunque aparentemente prefiere los bosques de restinga de corta inundación y se convierte en menos dominante en los bosques de tahuampas de inundación más prolongada. La importancia total relativa (IVIs) de *M. coriacea* correspondió a 1,5-5% de todas las especies del estrato superior y a 0,3-2,5% del sotobosque (Figura 3), lo cual es alto para una sola especie del bosque húmedo tropical. Aplicando un apropiado manejo, estos valores podrían ser manipulados tal vez hasta un punto más alto, si se quisiera.

Los estudios fenológicos del *M. coriacea* en 1997 y 1998 mostraron que la mayor fructificación tuvo lugar entre diciembre y mayo, coincidiendo con el periodo de inundación anual. Sin embargo, en 1997 los árboles también fructificaron de junio a agosto, mientras que en 1998 no se observó fructificación en este periodo, talvez debido a la inusual acrecencia de un periodo seco que impidió el desarrollo del fruto (Figura 1).

Estas observaciones están de acuerdo a Zerg (1972), quien sostuvo que la especie, probablemente, florece todo el año.

Similarmente, Pekka Soini (comun. personal) informo que *M. coriacea* en la Reserva Natural Pacaya Samiria es una fuente importante de alimento para mamíferos y grandes pájaros, debido a su prolongada y abundante producción de frutos. Desde que muchos otros árboles de la llanura aluvial inundable solamente fructifican después de la inundación, es importante contar con individuos en edad fértil de *M. coriacea*, como una fuente de alimento para pájaros y mamíferos.

El debilitamiento durante prolongados periodos de sequía y el ahogamiento relacionado con los periodos de mayor inundación, parecieron ser las principales causas de mortalidad, lo cual resulta en fluctuaciones en el tiempo del stock de plántulas (Figura 2). Debido a que las densidades de plántulas fueron claramente más elevadas debajo de la copa de los árboles padre, se pudo notar también restricciones en el espacio (Figura 2). A pesar de las fluctuaciones en tiempo y espacio con relación a la presencia de semillas y plántulas, se puede decir que, desde el punto de vista del manejo forestal, el patrón reproductivo es positivo. Parece que es posible esperar encontrar, en gran parte del año, abundante cantidad de plántulas localizadas cerca de los árboles semilleros. Sin embargo, las observaciones realizadas en nuestras parcelas tratadas sugieren que la germinación de las semillas o el establecimiento de las plántulas y el crecimiento pueden ser impedidos por la directa y repentina exposición a condiciones de mucha luz. En áreas con periodos de inundación más prolongados,

donde mueren las plántulas, excepto en años con periodos cortos de inundación, plantar plántulas de mayor tamaño puede ser una manera de conservar la especie, puesto que la tolerancia a la inundación generalmente aumenta con el tamaño de los individuos (Gill, 1970). Desde el punto de vista del establecimiento de plántulas, es preferible llevar a cabo las operaciones de extracción justo después de la inundación a fin de permitir a las plántulas crecer antes de la siguiente inundación. Esto podría no estar de acuerdo con la ventaja técnica de apearse los árboles justo antes de la inundación y permitir el transporte por flotación de las trozas hasta las triplayeras junto con otras especies flotantes. En los bosques estudiados se encontraron abundantes plantones mayores, pero éstos disminuyeron con la duración de la inundación (Cuadro 1). El objetivo del manejo debería orientarse a favorecer estos plantones, los cuales son abundantes en la restinga alta y donde el riesgo de la erosión genética sería menor si son favorecidos con éxito.

Los diferentes patrones de dispersión de *M. coriacea* en el sotobosque y el estrato superior de la restinga alta (Figura 4) pueden ser interpretados de varias maneras. La distribución en manchales de los individuos en el sotobosque puede reflejar una variación de condiciones microzonales y procesos biológicos cruciales en el establecimiento y sobrevivencia de las plántulas. La reducción en el agrupamiento de plántulas con el incremento en su tamaño puede ser indicador de un auto clareo, una mortalidad dependiente de la densidad o de la incompleta colonización del sitio (Hubbell, 1979, 1980; Greig-Smith, 1983; Henriques y Sousa, 1989). En la restinga alta, las condiciones de crecimiento fueron más o menos homogéneas en términos de drenaje y fertilidad del suelo, lo que implica que existen otros factores que causaron el agrupamiento de plantones. No obstante las condiciones de luz fueron en manchas, en la parcela en donde se llevó a cabo no había mayor tendencia hacia una dispersión aleatoria, dando lugar a condiciones más homogéneas de luz. Es más probable que la dispersión restringida de semillas sea la razón principal de la distribución por grupos dispersos de los plantones, los cuales, debido a la mortalidad dependiente de la densidad, desarrollaron a una dispersión más aleatoria entre todos los individuos mayores (Figura 4).

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *M. coriacea* (Cuadro 3) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de las especies. Sin embargo, al compararlo con las predicciones de los modelos de crecimiento desarrollados (2) y (3), los resultados del crecimiento por clase diamétrica indican un desarrollo relativamente rápido, especialmente cuando se toma como base el máximo crecimiento. Los modelos combinados de incremento en diámetro y altura predicen el término del incremento promedio anual en volumen aproximadamente

a los 130 cm DAP, cuando se usan los datos de las parcelas no tratadas (Figura 6c) y alrededor de 115 cm DAP en las parcelas tratadas (Figura 6d). Estos puntos también indican el límite óptimo del diámetro de apeo para la máxima producción en volumen, el cual se alcanza en aproximadamente 300 y 135 años, respectivamente. La considerable diferencia entre los dos modelos se debe principalmente al lento desarrollo de los individuos jóvenes en las parcelas no tratadas, lo que indica que los tratamientos de apeo pueden tener un efecto deseable sobre el crecimiento de *M. coriacea*. Así, el diámetro límite para la óptima producción en volumen está en el rango de 115-130 cm DAP, dependiendo del tipo de modelo utilizado, el cual es alcanzado en 135–300 años. Si estos límites son también económicamente óptimos, depende de otros factores. Debido a que se ha observado fructificación en individuos de 45 cm DAP, y que ésta puede ser abundante en árboles de 60-100 cm DAP, un diámetro límite en el rango de 115-130 cm DAP no debería tener repercusiones en la regeneración de la especie. Tal como se indicó mediante las tasas de máximo crecimiento (Cuadro 3), el desarrollo del crecimiento puede ser tal vez aún mejor con los tratamientos óptimos de raleo.

El relativo alto stock de *M. coriacea* (Cuadro 2) es algo inusual en los bosques húmedos neotropicales ricos en especies, para una sola especie arbórea comercial (por ej. Lamprecht, 1989, 1993; Silva, 1989). Más aún, sus tasas de crecimiento fueron relativamente altas (Cuadro 2, Cuadro 3, Figura 6). Combinado con sus características reproductivas, las cuales son relativamente positivas desde el punto de vista del manejo forestal, implica que existen muchas opciones de manejo forestal. A pesar de la tendencia de las plántulas y plantones de crecer agrupados (Figura 2, Figura 4), la distribución horizontal y vertical de los individuos más grandes fue relativamente homogénea, lo cual es deseable para implementar un sistema silvicultural policíclico, especialmente en la restinga alta. La abundante y confiable regeneración, por otro lado, sería probablemente también suficiente para lograr el establecimiento de un sistema silvicultural monocíclico que se concentre en la especie. Cualquiera de estas propuestas serían factibles, dependiendo de los objetivos de la empresa. Sin embargo, el sistema policíclico puede ser más consistente con el mantenimiento de muchos otros servicios proporcionados por los bosques de la llanura inundable. Puesto que ellos están, por naturaleza, adaptados a las grandes perturbaciones (Foster *et al.*, 1986; Salo *et al.*, 1986; Foster, 1990a, 1990b; Worbes *et al.*, 1992; Salo y Kalliola, 1993; Worbes, 1997), pueden probablemente sostener los disturbios ocasionados por la extracción maderera, especialmente los bosques de restinga de rápida respuesta. *M. coriacea* podría contribuir significativamente a la extracción maderera en tales sistemas.

5. RECONOCIMIENTOS

Al Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) y su estación de campo en el Centro de Investigaciones Jenaro Herrera (CIJH) por proporcionar gratuitamente sus instalaciones de campo y la logística. Al personal del CIJH y a la gente de Jenaro Herrera por aceptar contribuir a completar el trabajo de campo, especialmente a Manuel Isuiza, Héctor Vidaurre, Luis Freitas, Arístides Vásquez, Nitzen Saavedra, David Maytahuari, Francisco Cahique, Julio Irarica, Leandro Ruiz y Jaime Vásquez. Los fondos fueron proporcionados por la Agencia Danesa de Desarrollo Internacional (DANIDA) y el Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR).

6. BIBLIOGRAFIA

- BAWA, K.S.; ASHTON, P.S.; NOR, S.M. 1990. Reproductive ecology of tropical forest plants: management issues. In: K.S. Bawa; M. Hadley (editors). *Reproductive ecology of tropical forest plants*. París: UNESCO. pp. 3-13.
- BERG, C.C. 1972. *Flora Neotropica*. Olmedieae, Brosimaeae (Moraceae). Monograph N° 7. New York: Hafner Publishing Company. 229 pp.
- BERG, C.C.; ROSSELLI, P.F. 1996. New taxa and combinations in Moraceae and Cecropiaceae from Central and South America. In: *Novon*, 6:230-252.
- CANNELL, M.G.R. 1984. Woody biomass of forest stands. In: *Forest ecology and management*, 8: 299-312.
- CHICHIGNOUD, M.; DEÓN, G.; DETEINNE, P.; PARANT, B.; VANTOMME, P. 1990. *Tropical timber atlas of Latin America*. Yokohama: ITTO/CTFT, 218 pp.
- CLARK, D.A.; CLARK, D.B. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. In: *Ecological Monographs*, 62(3): 315-344.
- CURTIS, J.T.; MCINTOSH, R.P. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. In: *Ecology*, 31(3): 435-455.

- _____ 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. In: *Ecology*, 32(3): 476-496.
- FOSTER, R.B. 1990a. Long-term change in the successional forests community of the Rio Manu floodplain. In: A.H. Gentry (editor). *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press, pp. 565-572.
- _____ 1990b The floristic composition of the Rio Manu floodplain forest. In: A.H. Gentry (editor), *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press, pp. 99-111.
- FOSTER, R.B.; ARCE, J.B.; WACHTER, T.S. 1986. Dispersal and the sequential plant communities in Amazonian Peru floodplain. In: A. Estrada; T.H. Fleming (editors). *Frugivores and seed dispersal*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers. pp. 357-370.
- GENTRY, A.H. 1993. *A field guide to the families and genera of woody plants of northwest South America (Colombia, Ecuador, Perú) with supplementary notes on herbaceous taxa*. Chicago: University of Chicago Press. 895 pp.
- GILL, C.J. 1970. The flooding tolerance of woody species - a review. In: *Forestry Abstracts*, 31 (4): 671-688.
- GÓMEZ-POMPA, A.; BURLEY, F.W. 1991. The management of natural tropical forests. In: A. Gomez-Pompa; T.C. Whitmore; M. Hadley (editors). *Rain forest regeneration and management*. Paris: UNESCO. pp. 3-18.
- GREIG-SMITH, P. 1983. Quantitative plant ecology. In: *Blackwell Scientific Publications*. 359 pp.
- HENRIQUES, R.P.B.; SOUSA, E.C.E.G. 1989. Population structure, dispersion and microhabitat regeneration of *Carapa guianensis* in Northeastern Brazil. In: *Biotropica*, 21 (3): 204-209.
- HUBBELL, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. In: *Science*, 203 (4387): 1299-1309.
- _____ 1980. Seed predation and the coexistence of tree species in tropical forests. In: *OIKOS*, 35: 214-229.

- _____. 1995. Toward a global research strategy on the ecology of natural tropical forests to meet conservation and management needs. In: A.E. Lugo; C. Lowe (Editors). *Tropical forests: management and ecology*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 423-437.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. 1986. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: M. Soulé (editor). *Conservation biology: science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland. pp. 205-231.
- KVIST, L.P.; NEBEL, G. A. 1999. *Review of Peruvian flood plain forests: Ecosystems, inhabitants and resource use*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- LAMPRECHT, H. *Silviculture in the tropics*. 1989. *Tropical forest ecosystems and their tree species - possibilities and methods for their long-term utilization*. Eschborn: GTZ, 296 pp.
- _____. 1993. Silviculture in the tropical natural forests. In: L. Pancel (editor), *Tropical forestry handbook*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 727-810.
- MCCORMICK, J.F. 1995. A review of the population dynamics of selected tree species in the Luquillo experimental forest, Puerto Rico. In: A.E. Lugo; C. Lowe (editors). *Tropical forests: management and ecology*. Berlin: Springer Verlag. pp. 224-257.
- NEBEL, G.; KVIST, L.P.; VANCLAY, J.K.; CHRISTENSEN, H.; FREITAS, L.; RUIZ, J. 1999a. *Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit. of Forestry. Unpublished manuscript.
- NEBEL, G.; DRAGSTED, J.; VANCLAY, J.K. 1999b. *Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: II. The understorey of restinga forests*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.

- NEBEL, G.; KVIST, L.P.; VANCLAY, J.K.; VIDAURRE, H. 1999c. *Forest dynamics in flood plain forests in the Peruvian Amazon: Effects of disturbance and implications for management and conservation*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- NEBEL, G.; DRAGSTED, J.; SALAZAR, A.V. 1999d. *Litter fall, biomass and net primary production in flood plain forest in the Peruvian Amazon*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- PETERS, C.M. 1990. Population ecology and management of forest fruit trees in Peruvian Amazonia. In: A.B. Anderson (editor). *Alternatives to deforestation: Steps toward sustainable use of the Amazon rain forest*. New York: Columbia University Press. pp. 86-98.
- ROS-TONEN, M.A.F. 1993. *Tropical hardwood from the Brazilian Amazon*. Saarbrücken - Fort Lauderdale: Verlag Breitenbach Publishers. 279 pp.
- SALO, J.; KALLIOLA, R. 1993. Necesidades para el futuro en la selva baja peruana: Conservación e investigación científica. In: R. Kalliola; M. Puhakka; W. Danjoy (editors). *Amazonia peruana. Vegetación húmeda trropical en el llano subandino*. Jyväskylä: PAUT/ONERN. pp. 235-250.
- SALO, J.; KALLIOLA, R.; HÄKKINEN, I.; MÄKINEN, Y.; NIEMELÄ, P.; PUHAKKA, M.; COLEY, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of lowland forest. In: *Nature*, 322:254-258.
- SILVA, J.N.M. 1989. *The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging*. Oxford: Oxford Forestry Institute. 302 pp.
- TEIXEIRA, D.E.; SANTANA, M.A.E.; SOUZA, M.R. de. 1988. Amazonian timbers for the international market. In: *ITTO Technical Series 1*. Yokohama: IBDF/ITTO. 94 pp.
- VANCLAY, J.K. 1994. *Modelling forest growth and yield. Applications to mixed tropical forests*. Wallingford: CAB International. 312 pp.

- WHITMORE, T.C. 1995. Perspectives in tropical rain forest research. In: A.E. Lugo; C. Lowe (editors). *Tropical forests: ecology and managements*. Berlin: Springer- Verlag. pp. 397-407.
- WORBES, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplain. In: W.J. Junk (editor). *The central Amazon floodplain Ecology of a pulsing system*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 223-266.
- WORBES, M.; KLINGE, H.; REVILLA, J.D.; MARTIUS, C. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. In: *Journal of Vegetation Science*, 3: 553-564.
- ZAGT, R.J. 1997. Tree demography in the tropical rain forest of Guyana. *Series 3*. Utrecht University, Tropenbos-Guyana. 251 pp.

Cuadro 1. Distribución diamétrica del número de árboles.

DAP (cm)	Restinga alta	Restinga baja	Tahuampa
0 -9	418	35	- ¹
10-19	18	5	6
20-29	8	5	2
30-39	6	2	-
40-49	2	1	2
50-59	2	-	1
60-69	2	3	1
70-79	1	4	1
80-89	1	-	1
90-99	1	1	-
110-119	1	-	-
120+	1	-	-

1 Datos no disponibles.

Cuadro 2. Stock y crecimiento de *Maquira coriacea* en bosques de la llanura aluvial inundable.

	Restinga alta	Restinga baja	Tahuampa
Densidad (ind/ha)	14,3	7,0	4,7
Area basal (m ² por ha)	2,1	1,4	0,7
Volumen del tronco (m ³ por ha)	37,9	23,8	11,1
Diámetro (cm) correspondiente al área basal promedio en pie	30,7	41,8	36,3
Crecimiento promedio anual del área basal (m ² /ha/año)	0,085	0,087	0,025
Crecimiento promedio anual de volumen (m ³ /ha/año)	1,46	1,68	0,47

Cuadro 3. Crecimiento de individuos de *Maquira coriacea* por clases diamétricas.

DAP	Número de registros de crecimiento	Crecimiento en DAP (cm/año)			Crecimiento relativo área basal (%año)		Crecimiento relativo volumen (%año)		Crecimiento por clases diamétricas a través de los años	
		Limite de confianza \pm 95%	Max.	Rango	Limite conf. 95%	Rango	Crec. Medio Estimado	Rango	Crec. Medio Estimado	Crec. Máximo Estimado
<1	11	0,02 \pm 0,049	0,17	0,59	21 \pm 10,2	118	26 \pm 12,2	142	(1)	(1)
1 – 5	115	0,21 \pm 0,0 20	0,98	1,13	31 \pm 5,4	517	45 \pm 8,7	856	19	4
5 – 10	67	0,27 \pm 0,035	0,96	1,22	8 \pm 1,2	56	11 \pm 1,8	86	19	5
10 – 20	100	0,66 \pm 0,060	3,47	3,73	12 \pm 1,1	60	18 \pm 8,7	98	15	3
20 – 30	41	1,75 \pm 0,134	3,65	3,65	17 \pm 1,4	35	23 \pm 2,0	51	6	3
30 – 50	45	1,66 \pm 0,172	3,84	3,84	10 \pm 1,1	25	13 \pm 1,6	34	12	5
50 – 70	19	2,21 \pm 0,287	5,76	5,23	8 \pm 1,1	19	10 \pm 1,4	24	9	3
70 -	34	1,78 \pm 0,211	5,81	5,91	5 \pm 0,6	17	6 \pm 0,7	20	34 ²	10 ²
Sum/Media	432	0,83 \pm 0,048	-	-	16 \pm 0,6	-	23 \pm 2,5	-	112	33

1 Períodos de crecimiento de 1 cm no están incluidos, porque el valor calculado de las medias es altamente irreal.

2 Período esperado para alcanzar 130 cm DAP.

Figura 1

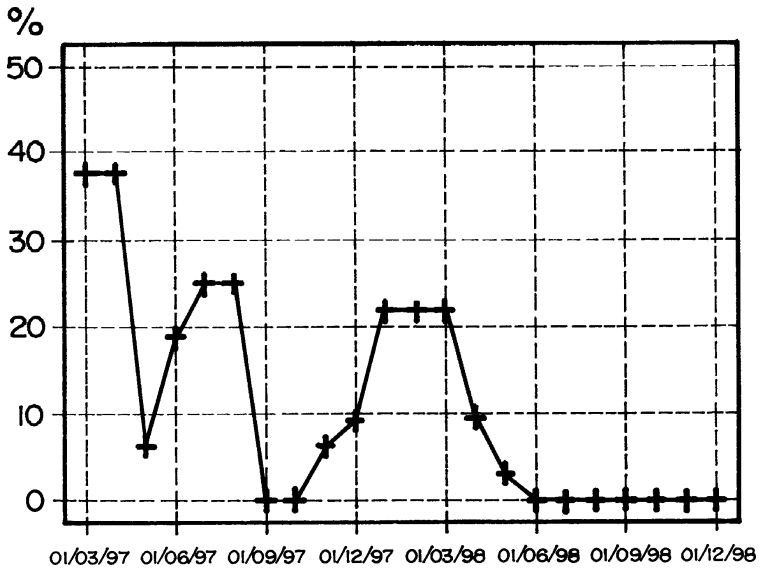


Fig. 1 Porcentaje de árboles madre entre 28 individuos de *Maquira coriacea* con DAP por encima de 42 cm.

Figura 2

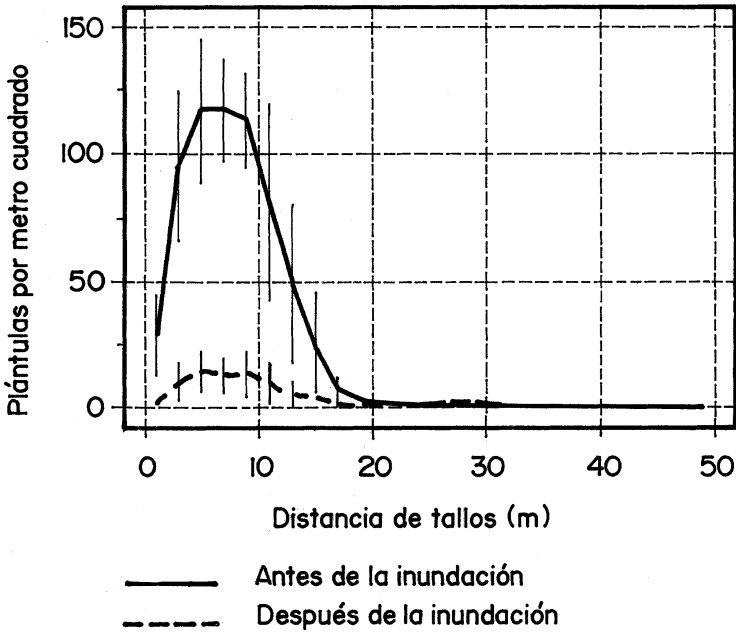


Fig. 2. Densidad de plántulas observadas en las parcelas localizadas a diferentes distancias de los tallos de cinco árboles madre aislados de *Maquira coriacea*. Promedio y límites al 95% de confianza para la densidad de plántulas antes y después de la inundación.

Figura 3

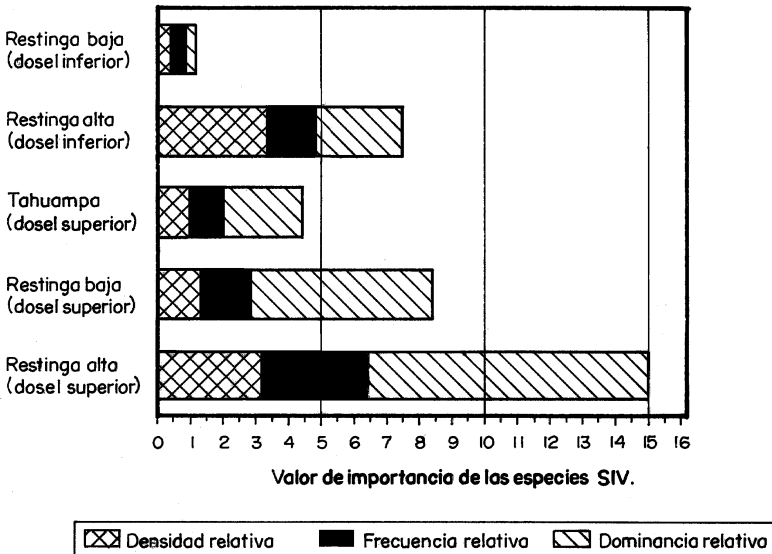


Fig. 3. Valores de importancia de las especies para *Maquira coriacea* en diferentes tipos de bosque y componentes de rodal. Por definición, la suma de los IVIs para todas las especies en un bosque o en un componente de rodal debe ser igual a 300.

Figura 4

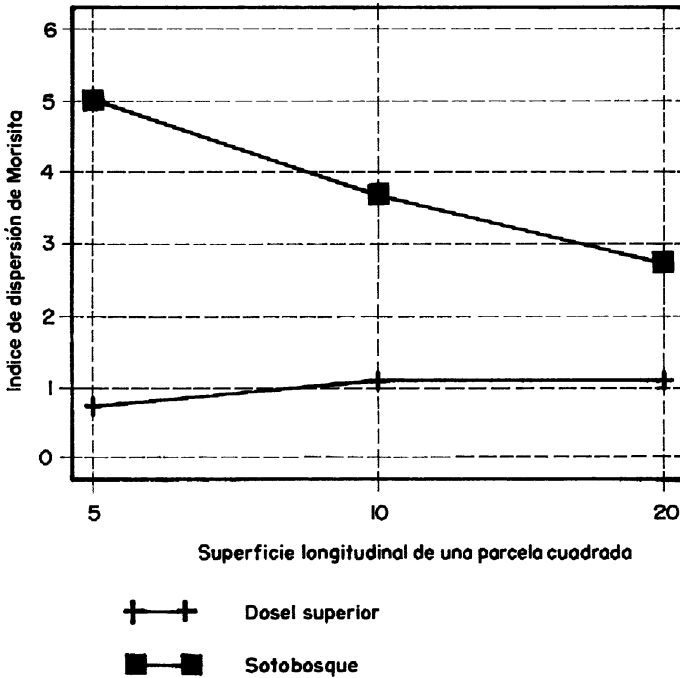


Fig. 4. Índice de dispersión de Morisita (I_s) para los individuos de *Maquira coriacea* de estrato superior y sotobosque en cuadrantes de diferentes longitudes establecidos en la restinga alta. La abscisa está sobre una escala exponencial de acuerdo al área de la parcela muestra.

Figura 5

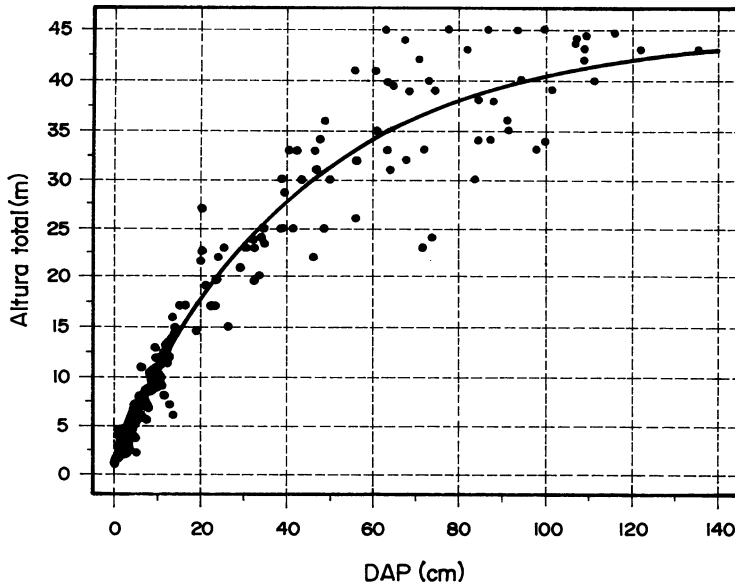


Fig. 5. Altura total versus DAP de *Maquira coriacea*: observaciones y correlaciones (modelo (2)).

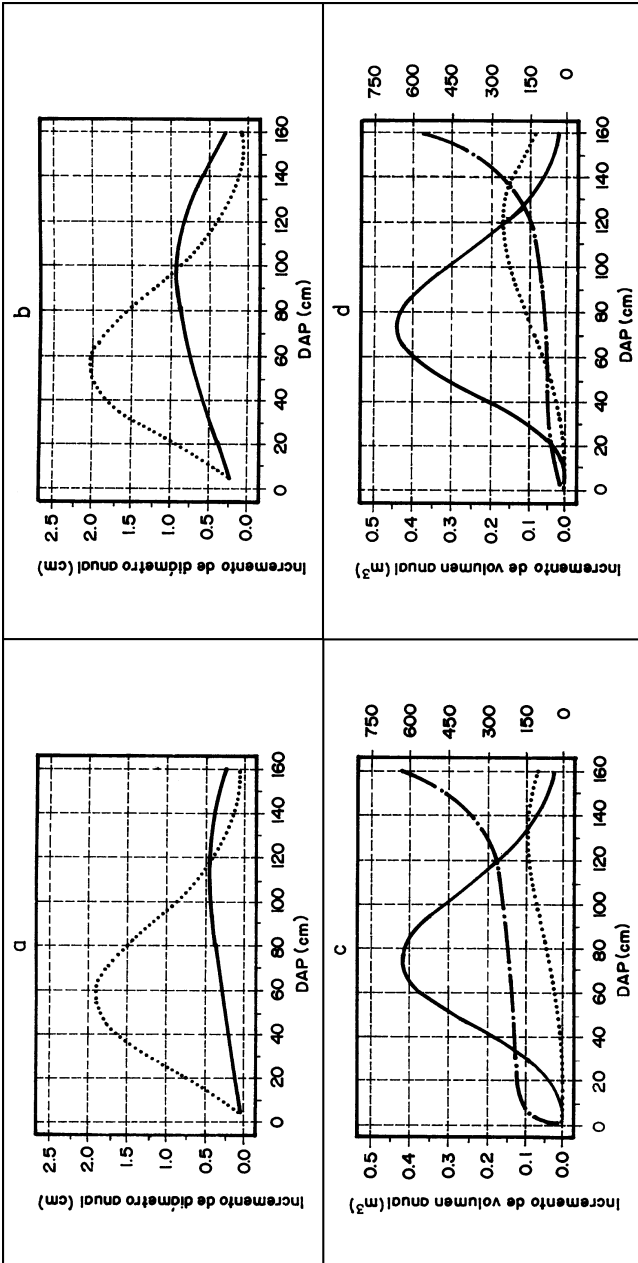


Fig. 6. Diámetro e incrementos de volumen anuales actuales y promedios para individuos de *Maquira coriacea* en función del DAP; tiempo requerido por un árbol para alcanzar el diámetro recomendado: a) Desarrollo pronosticado del diámetro a partir de los datos colectados en las parcelas no tratadas (modelo (3)), b) Incremento pronosticado del diámetro a partir de los datos colectados en las parcelas tratadas (modelo(4)), c) Incremento pronosticado de volumen al combinar los modelos (2) y (3), d) Incremento pronosticado de volumen al combinar los modelos (2) y (4).

AVANCES SOBRE LA BIOLOGÍA, ECOLOGÍA Y UTILIZACIÓN DEL CESTO TAMSHI (*Thoracocarpus bissectus* (Vell.) Harling)

Juan Baluarte Vásquez ¹

RESUMEN

La fabricación de muebles de fibras vegetales utiliza como principal insumo las raíces de cesto tamshi (*Thoracocarpus bissectus* (Vell.) Harling) de la familia Cyclanthaceae. Todo el material utilizado proviene de bosques naturales. La actividad es antigua, emplea mano de obra y genera ingresos a 500 pobladores de Iquitos, aproximadamente; no obstante esta situación, se desconoce aspectos básicos de la especie. La planta es una hemiepífita monoica, crece a 15-20 m de altura sobre el fuste de los árboles y palmeras, cuenta con 12-19 raíces epigeas monopódicas y simpódicas, nodosas; tiene entre 80,3 y 85 cm de espacio internodal; corteza externa pardo oscuro, la interna pardo claro, leñosa, se desprende en forma de escamas, dejando al descubierto el material fibroso. En una hectárea de bosque de terraza alta se puede encontrar 16 plantas que producen 164 raíces equivalentes a 1 965,44 m de longitud. La planta se propaga de semilla, aunque es probable que también tenga propagación vegetativa. El método de extracción es irracional; pero los sistemas alternativos de aprovechamiento muestran resultados alentadores caracterizados por la rápida regeneración de las raíces podadas. La conversión del material radicular del estado verde al seco, implica la reducción de 48,5% de su peso inicial.

Palabras clave: Fibra vegetal, tamshi (*Thoracocarpus bissectus*), producto forestal no maderable, Amazonía Peruana.

ABSTRACT

The root of “cesto tamshi” (*Thoracocarpus bissectus* (Vell.) Harling, *Cyclanthaceae* Family) is commonly used as the main material for plant fiber based furniture

1 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Avda. A. Quiñones km 2,5 – Iquitos (Perú). E-mail: cijh@iiap.org.pe; jbaluarte@iiap.org.pe

manufacturing. All this material comes from the natural forests. This traditional activity uses local labor and provides economic benefits to around 500 people from Iquitos. Regardless this situation, basic aspects of this species are still unknown. *T. bissectus* is a monoic hemiepiphyte plant, growing 15-20 m above the stem of trees and palms; roots 12-19, epigeous, monopodial and sympodial; knotty, inter knot space 80,3-85 cm; bark, outer dark brown, inner light brown, woody, detached as scales, leaving the fiber material exposed. 16 individuals can be easily found in one hectare plot from high restinga, supplying 164 roots equivalent to 1 965,44 m long. Reproduction is mainly through seed propagation, although vegetative propagation is also probable. Harvesting system is non rational, where alternative systems show promising results characterized by the rapid regeneration. Conversion of raw material from wet to dry implies a 48,5% of initial weight reduction

Key words: Plant fiber, tamshi (*Thoracocarpus bissectus*), non timber forest product, Peruvian Amazon.

1. INTRODUCCION

La producción de muebles con fibras vegetales en la región, está basada en la extracción de material proveniente de poblaciones silvestres, donde el principal insumo utilizado es la raíz de cesto tamshi. La presión que se ejerce sobre este recurso obliga a los pobladores rurales a buscar nuevas áreas cada vez más distantes de los centros de producción.

Esta actividad provee mano de obra y genera ingresos a 500 pobladores de la ciudad de Iquitos, aproximadamente. No obstante esta situación, se desconoce aspectos básicos de la especie como la taxonomía, biología, ecología y las características físicas y mecánicas. Con este estudio se pretende contribuir al conocimiento de algunos aspectos antes mencionados.

El uso de esta especie tiene un ámbito geográfico muy restringido en nuestra región, no obstante la especie cuenta con una amplia distribución geográfica. *Thoracocarpus bissectus* también se utiliza para la producción de fibras vegetales en Costa Rica, donde igualmente se extrae de su hábitat natural (Ocampo, 1994).

El estudio se basó en una encuesta a una población de 36 artesanos de la ciudad de Iquitos, dedicados a la fabricación de muebles de fibras vegetales. La colecta de material fibroso y muestras botánicas se realizó con la participación de un artesano,

se ubicó cuatro plantas en los bosques de terraza alta de la localidad de Sinchicuy. La densidad del cesto tamshi se determinó en una parcela de 0,25 ha, donde se evaluó cada una de las plantas y el material radicular y fibroso.

2. AREA DE EVALUACION

El estudio se realizó en el caserío Sinchicuy, distrito de Indiana, ubicado en la margen izquierda del río Amazonas. Sinchicuy se encuentra a 30 minutos de Iquitos en bote motor 185 HP, siguiendo el cauce del río Amazonas. La altitud sobre el nivel del mar es de 122 m, el clima es cálido con un promedio anual de precipitación de 2,7 m y una temperatura de 25°C.

3. DESCRIPCION BOTANICA

Familia	:	Cyclanthaceae
Género	:	Thoracocarpus
Especie	:	<i>Thoracocarpus bissectus</i> (Vell.) Harling
Sinónimo	:	<i>Carludovica tristicha</i> Drude <i>Dracontium bissectum</i> Vell. Conc. (Araceae)

Thoracocarpus bissectus, cuyo nombre vernacular es “cesto tamshi”, es una planta hemiepipfita, monoica, crece a 15-20 m de altura sobre el fuste de árboles altos, el tallo es anillado, tortuoso y de consistencia blanda, envuelve el tronco y las ramas altas de los árboles hospederos. La distancia entre anillos varía en función del diámetro del tallo (4 a 7 cm entre anillos). Se contaron hasta 48 matas de hojas sobre toda la ramificación de la planta.

Las hojas son semejantes a palmeras, espiraladas; el pecíolo de 25 cm de longitud, es acanalado en toda su extensión; la base de la hoja es asimétrica; limbo bisectado a partir de $2/3$ ó $3/4$ de la base, los segmentos miden de 64-67 de largo por 3-5 cm de ancho; cada segmento se une a través de una nervadura central prominente de 14 cm de longitud por 5 mm de ancho. Cada hoja paralelógrama cuenta con 11-15 nervaduras finas que van desde la base hasta el ápice, dividiéndose 6 en el segmento más pequeño del limbo y 8 en el más grande. En las axilas de las hojas se aprecian cerca de 8 brácteas prominentes, colocadas una encima de la otra (Foto 1).

Flores estaminadas, simétricas en forma de embudo, flores pistiladas con el ovario mayormente inmerso en el pedúnculo; tépalos libres, agudos a acuminados; estigmas

lateralmente comprimidos, ligeramente uncinados (Hammel, *Flora de Costa Rica*, en prensa).

Las infrutescencias son espádices axilares, verde al inicio y marrón en la madurez, elipsoide de 5,7 por 3 cm (Hammel, *Flora de Costa Rica*, en prensa), conformado por varios compartimientos (aproximadamente 107) a manera de celdas cuadradas, estos compartimientos están soldados basalmente. Las semillas son elipsoides aplanados y amarillos (Hammel, *Flora de Costa Rica*, en prensa). La infrutescencia se une a la planta por un receptáculo de 6 cm de largo por un centímetro de sección, superficie anillada cuya distancia entre anillos se reduce conforme se acerca a la base del fruto.

Las raíces epígeas lianescentes se originan desde diversas partes del tallo, en este caso se distinguió hasta 5 ejes que proporcionan un número variable de raíces nodosas (12-19) que se proyectan al suelo en forma paralela y a escasos 5 -10 cm del tallo del árbol hospedero (Foto 2). Las raíces principales se bifurcan en otras raíces secundarias y éstas, a su vez, en otras más.

Las raíces cuentan con una sección transversal de 1 a 2 cm; en promedio, la distancia entre nudos es de 80,3-85,0 cm, la corteza externa es pardo oscuro, laminar, al desprenderlo se observa una superficie color crema de textura granulosa, luego de esta cubierta hay una segunda corteza interna, pardo claro, de consistencia leñosa y quebradiza que cubre el material fibroso. En la planta, se presentan dos tipos de raíces, la primera raíz, monopódica, es aquella que tiene un solo eje en toda su longitud, mientras que la raíz simpódica es aquella que tiene varios ejes dicotómicos. La primera es muy escasa, en cambio las raíces simpódicas son muy frecuentes, ocasionadas supuestamente por un insecto que se alimenta del meristemo de la cofia.

4. DISTRIBUCION

La planta es nativa de los bosques húmedos tropicales. Se distribuye entre 0-500 msnm desde Costa Rica, en Centro América, hasta Brasil, Perú y Bolivia, en América del Sur (Hammel, *Flora de Costa Rica*, en prensa). En el Perú se le encuentra en los departamentos de Amazonas, Cusco, Huánuco, Loreto, Madre de Dios, Pasco y San Martín (Brako y Zarucchi, 1993). En el departamento de Loreto, habita en los bosques primarios de terraza alta y media de las cuencas de los ríos Nanay, Tigre, Napo, Marañón, Ucayali y Amazonas.

5. ESTRATEGIA DE CRECIMIENTO Y ARQUITECTURA DE RAICES

Cesto tamshi germina a partir de semillas en el suelo. La planta escala el fuste del árbol hospedero más cercano, luego desarrolla un eje principal a partir del cual se originan en ambos lados pequeñas raíces transversales que sujetan la planta en el árbol hospedero, en forma simultánea se forman raíces verticales dirigidas hacia el suelo. Los primeros años del desarrollo arquitectural, las raíces epígeas se sujetan en el tallo del árbol para después desprenderse y anclar en el suelo. Estas raíces epígeas pueden ser monopódicas o simpódicas con dicotomía reiterativa.

Una vez ancladas en el suelo, las raíces lo exploran, desplazándose superficialmente, en el horizonte cercano a la capa de materia orgánica, hasta más de 5 m de longitud. A lo largo de este eje subterráneo, se observa varias raíces finas transversales al eje principal; se han contado hasta 63 raíces de diferentes tamaños, que llegan a medir hasta 53 cm de longitud; estas raíces dan origen, a su vez, a otras raíces terciarias orientadas en diferentes direcciones, todas ellas hacia el estímulo de materia orgánica.

6. ABUNDANCIA Y RENDIMIENTO DE CESTO TAMSHI

La densidad de “cesto tamshi” fue inventariada en una parcela de 0,25 ha, ubicada en un típico bosque de altura, sobre suelo de textura arcillosa, bien drenado. El dosel superior del bosque es de 25-30 m de altura, es dominado por diversas especies de Palmae, Lecythydaceae, Miristicaceae, Olacaceae y Sapotaceae, con un DAP promedio de 61 cm.

En la parcela se contó el número de plantas, se evaluó el número de raíces epígeas, su longitud, la distancia entre nudos y el peso verde del material radicular.

En este tipo de bosque se encontró cuatro plantas con 41 raíces epígeas cada una, que suman 491,36 m de raíz (16/ha, 164/ha y 1 965,44 m de raíz/ha, respectivamente). En estado verde, el material evaluado en la parcela de 0,25 ha pesa 53,67 kg con corteza y nudos (214,68 kg/ha en total). El material fibroso, en estado seco, sin corteza y exento de nudos, es decir listo para ser utilizado, se reduce al 48,5% de su peso inicial.

7. PROPAGACION

La planta se reproduce a partir de semillas. Cada planta produce varias semillas que son dispersadas entre setiembre y octubre. En el bosque es común encontrar plántulas de cesto tamshi debajo de plantas semilleras. Observaciones preliminares muestran la posibilidad de crecimiento vegetativo a partir del tallo de la planta, las plántulas crecen solas hasta los 20 cm; después, se sujetan al tallo cercano de cualquier planta, en algunos casos la planta busca otros fustes rectos que le permitan hospedarse en forma definitiva.

8. METODO DE EXPLOTACION

La especie no se cultiva, toda la materia prima utilizada en la fabricación de muebles y artesanías proviene de poblaciones silvestres.

La extracción de las raíces de cesto tamshi se realiza cortando su base al nivel del suelo, luego se procede a jalar con fuerza cada una hasta lograr que ésta se desprenda de la planta, en el suelo se retira los nudos y se forma grupos de raíces con longitudes homogéneas. Este mismo procedimiento se repite con las otras plantas hasta formar atados que permitan su traslado en el bosque. Otros extractores prefieren formar rollos con las raíces antes de quitar los nudos (Foto 3).

Muchas veces este método de extracción es inadecuado para las plantas, porque al jalar las raíces, éstas caen con toda la planta, ocasionando inevitablemente su muerte. Para evitar esta situación, se recomendaría extraer la raíz utilizando tijeras telescópicas artesanales o subiéndolo al árbol hospedero. El corte debe realizarse en la unión de la raíz con el tallo de la planta. Observaciones preliminares sobre sistemas alternativos de extracción, muestran resultados alentadores por la rápida regeneración de las raíces podadas, lo que posibilitaría aprovecharlo sin abatir la planta.

9. USOS Y PROCESAMIENTO DE LA FIBRA

Las raíces de cesto tamshi constituyen el principal insumo para la manufactura de muebles. Los muebles fabricados con cesto tamshi son atractivos y exóticos (Foto 4) y cuentan con un enorme potencial de exportación.

A nivel artesanal, las raíces descortezadas y exentas de nudos se deshebran con cuchillo en varias secciones, luego se las hace pasar por la fibrihiladora para pulirlas y uniformar el tamaño, quedando listas para tejer sobre una estructura de madera y lianas para el caso de muebles, también se teje otro tipo de objetos como pantallas de luz, cestos, etc.

Para fabricar un mueble de un cuerpo, se utiliza entre 3,5 y 5 kg de fibras cesto tamshi, cada kilo de fibras cuesta \$ 1 y está constituido por 10 brazas de raíz (aproximadamente 15 m) lo que quiere decir que para fabricar un mueble, se requiere entre 52,5 a 75 m de fibra, equivalente a \$ 3,5 – 5 de fibra.

10. BIBLIOGRAFIA

BRAKO, L.; ZARUCCHI, J. 1993. *Catalogue of the flowering plants and Gimnosperms of Perú*. St. Louis, Missouri (USA): Missouri Botanical Garden. 1286 pp.

OCAMPO, R. 1994. Situación Actual de los Productos No Maderables del Bosque en Costa Rica. Informe Técnico. En: *Consulta de Expertos sobre Productos No Madereros para América Latina y Caribe*. Santiago de Chile: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). 31 pp.



Foto 1. Muestra colectada de cesto tamshi.



Foto 2. Raíces epígeas de cesto tamshi.



Foto 3. Rollo de cesto tamshi colectado.



Foto 4. Muebles de cesto tamshi.

DEPOSITO DE DETRITO, BIOMASA Y PRODUCCION PRIMARIA NETA EN LOS BOSQUES DE LA LLANURA ALUVIAL INUNDABLE DE LA AMAZONIA PERUANA¹

Gustav Nebel², Jens Gradsted² y Angel Salazar Vega³

RESUMEN

La densidad expresada en biomasa y el incremento de fustes y ramas en parcelas permanentes de muestreo, localizadas en tres bosques naturales maduros de la llanura aluvial inundable, adyacentes al río Ucayali, en la Amazonía Peruana, fueron estudiados durante un periodo de cuatro años. Adicionalmente, en las mismas parcelas de muestreo se recolectó, semanalmente, durante un año, el depósito caído de detrito fino. Los tres bosques, que localmente son conocidos como restinga alta, restinga baja y tahuampa, están situados en suelos aluviales ricos en nutrientes. La inundación en ellos promedió 1, 2 y 4 meses por año, respectivamente. El depósito de detrito fino fue alrededor de 700 g/m²/año en los tres bosques, de los cuales el 60% estuvo constituido por hojas. El depósito de detrito parece correlacionarse con la inundación y la precipitación, pero el factor más probable que induce la defoliación es la inhibición del crecimiento causado por la inundación. Las hojas que caen al final o justo después de la inundación, tuvieron áreas específicas foliares menores que aquellas hojas que caen durante el resto del año (aproximadamente 60cm²/g *versus* 110cm²/g). El área foliar específica promedio anual se incrementó con la disminución promedio del período de inundación de los bosques. Asumiendo en 12 meses la

-
- 1 Traducción del original en inglés "Litter fall, biomass and net primary production in flood plain forests in the Peruvian Amazon".
 - 2 Universidad Real de Veterinaria y Agricultura. Departamento de Economía y Recursos Naturales, Unidad de Forestales. Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg C., Dinamarca. Teléf.: 45 35 28 22 32; Fax: 45 35 28 26 71. E-mail: gne@kvl.dk
 - 3 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Avda. Abelardo Quiñones km 2,5. Iquitos (Perú).

duración de una hoja, el índice de área foliar se estimó en 4,2-4,4. Estos datos podrían incrementarse al efectuar las correcciones por pérdida a causa de herbívoros y por la clasificación errónea del detrito foliar como desperdicio. Para árboles con más de 10 cm DAP el volumen de madera de los tres tipos de bosque fue de 662-750 m³/ha y el incremento del volumen de madera fue de 23-28 m³/ha/año. Las densidades del volumen de madera pesada en los bosques fue de 0,55-0,66. El promedio de la biomasa viva sobre la superficie del suelo de los tres bosques fue de 34 493-48 692 g/m². En la masa viva sobre el suelo se registró una producción primaria neta (PPN) de 2 082-2 558 g/m²/año, sin contar las pérdidas por herbívoros. Este nivel concuerda con el rango observado en los bosques húmedos tropicales, pero es bajo en comparación a los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonía brasileña, en donde se registró un PPN de hasta 3 360 g/m²/año. Sin embargo, en los bosques de la llanura aluvial inundable brasileños se aplicó un método diferente de evaluación. En este estudio se registró un alto nivel de producción de biomasa en comparación con otros bosques lluviosos tropicales (1 709 *versus* 734 g/m²/año). Esto es significativo teniendo en cuenta que, durante las inundaciones, los procesos de crecimiento de los árboles son inhibidos por varios meses cada año y que este evento coincide con los meses de más alta precipitación.

Palabras clave: Zonas húmedas, área foliar específica, índice de área foliar, densidad de la madera, carbón.

ABSTRACT

During a four-year period the biomass density and increment of stems and branches were studied in one-hectares permanent sample plots located in three ripe natural flood plain forests adjacent to the Ucayali river in the Peruvian Amazon. Additionally, on the same sample plots fine litter fall was collected on a weekly basis during one year. The three forests which are locally known as high restinga, low restinga and tahuampa are situated on nutrient rich alluvial soils. They were on the average inundated for 1, 2 and 4 months per year, respectively. The fine litter fall was around 700 g/m²/year in all three forests, by which around 60% was identified as leaves. The litter fall seemed to be correlated with both flooding and precipitation, but the most probable factor inducing leaf shedding was growth inhibition caused by flooding. Leaves falling at the end of and just after the inundation had lower specific leaf areas than leaves dropping during the rest of the year (approximately 60 cm²/g *versus* 110 cm²/g). The average annual specific leaf area increased with decreasing average

flooding period of the forests. Under the assumption of a 12 month leaf duration the leaf area index was estimated to be 4,2-4,4. Corrections for herbivory losses and erroneous classification of leaf litter as trash would result in higher values. For trees larger than 10 cm diameter at breast height the wood volume of the three forest types was 662-750 m³/ha, and the wood volume increment was 23-28 m³/ha/year. The volume weighted wood densities was 0,55-0,66 g/cm³ in the forests. The average aboveground living biomass of the three forests was 34 493-48 692 g/m². A NPP of 2 082 - 2 558 g/m²/year was registered in the aboveground living biomass, excluding losses to herbivory. This level was within the range observed in tropical moist forests, but low in comparison to flood plain forests in the Brazilian Amazon, where a NPP of up to 3 360 g/m²/year was registered. However, in the Brazilian flood plain forests a differing method was applied. In the present study a high level of wood biomass production was registered in comparison to other tropical rain forests (1 709 *versus* 734 g/m²/year). This is noteworthy taking into consideration that growth processes of trees are inhibited several months each year during the flooding, and this event is coincident with the months of highest precipitation.

Key words: Wetlands, specific leaf area, leaf area index, wood density, carbon.

1. INTRODUCCION

Con el fin de entender como están organizados y como funcionan los ecosistemas forestales, es necesario conseguir información sobre su estructura y dinámica. Tal información es también un importante prerrequisito para el desarrollo de los sistemas de manejo adaptados. En esta responsabilidad es importante el rol de la densidad de biomasa y la producción primaria neta (PPN). Consecuentemente, desde años atrás, mucha de la investigación se ha concentrado en aspectos relacionados con estos parámetros asociados (por ej. Lieth y Whittaker, 1975; Murphy, 1975; UNESCO, 1978a, b; Medina y Klinge, 1983; Brown y Lugo, 1984; Jordan, 1983, 1985, 1989; Ryan *et al.*, 1994; Brown, 1997; Base de Datos PPN, 1999). Sin embargo, aun existen problemas, especialmente los relacionados con la elección de la metodología y el muestreo en tiempo y espacio. Esto se hace más pronunciado en los complejos ecosistemas de bosque húmedo tropical, los cuales cubren una vasta área y por ende varían considerablemente en estructura, composición florística y dinámica de bosque (Whittaker y Marks, 1975; Proctor, 1983, 1984; Brown, 1997). Por ejemplo, debido a que las propiedades del subsuelo son difíciles de estudiar, muchos estudios se han concentrado en aspectos de la superficie del suelo (UNESCO, 1978a; Medina

y Klinge, 1983; Base de Datos PPN, 1999). Las pérdidas de PPN por causa de herbívoros puede ser significativa, pero igualmente difícil de estimar (por ej. Coley, 1982; Janzen, 1983; Wint; 1983; Morrow, 1984).

Una mayor preocupación acerca de que los cambios climáticos son provocados por un elevado contenido de CO₂ atmosférico, ha acentuado la necesidad de conocer la biomasa mundial y su dinámica. Se cree que las principales causas del mayor contenido de CO₂ atmosférico, son las emisiones por combustión de fuentes fósiles de energía, pero otros factores, como los cambios en la cobertura de la vegetación, pueden también influir significativamente en el ciclo de carbono mundial (informes en Apps y Price, 1996). El rol de los bosques tropicales atrajo especial atención, sin embargo existen pocos datos que pueden ser usados en el desarrollo de modelos para el contenido y flujo del carbono (por ej. Brown y Lugo, 1984; informes en Apps y Prince, 1996; Brown, 1997).

Worbes (1997), estudió la densidad de biomasa y PPN de dos rodales jóvenes de bosque de la llanura aluvial inundable con suelos ricos en nutrientes cerca de Manaus, Brasil. Registró un promedio de densidades de biomasa moderado (25 800 y 27 900 g/m²) y altos niveles de PPN (2 380 y 3 360 g/m²/año), sin contar con la pérdida por herbívoros. Sin embargo, la gran extensión de los bosques de la llanura aluvial inundable amazónica, justifica realizar posteriores estudios a fin de observar si se mantienen estos niveles en otros lugares y otros tipos de bosque. Este estudio contribuye con datos sobre densidad de biomasa, PPN y otros parámetros relacionados en tres tipos de bosque de la llanura aluvial inundable de la selva baja de la Amazonía Peruana. En las parcelas permanentes de muestreo, se monitoreó durante cuatro años la densidad de la biomasa viva en la superficie del suelo y el incremento de fustes y ramas. En las mismas parcelas de muestreo se recolectó semanalmente, durante un año, el depósito de detritos finos, lo cual permitió estimar el índice de área foliar (IAF).

2. AREA DE ESTUDIO

Los estudios de campo fueron realizados en tres bosques de la llanura aluvial inundable en las localidades de Braga-Supay y Lobillo, aproximadamente a 10 km al suroeste de Jenaro Herrera (4°55'S, 73°44'O), en el Bajo Ucayali, en la Amazonía Peruana. En Braga-Supay se estudiaron los tipos de bosque de restinga alta y restinga baja, mientras que en Lobillo se estudió el tipo de bosque de tahuampa. En todos los casos la vegetación fue de bosque lluvioso primario alto y cerrado, aunque los árboles de

las especies más valiosas pudieron haber sido talados hace más de 30 años. El bosque de restinga baja es probablemente una etapa de sucesión más joven que la de los demás bosques. Los tres bosques se inundan anualmente durante la creciente del río Ucayali que llega al máximo alrededor del mes de abril. El promedio aproximado de los periodos de inundación anual fue: restinga alta un mes, restinga baja dos meses y tahuampa cuatro meses. En el periodo 1966-1997 el promedio de precipitación anual fue de 2 715mm/año. Los meses menos lluviosos van de junio a setiembre con precipitaciones mensuales de 142-186mm. Los aspectos generales de los bosques de la llanura aluvial inundable peruana fueron descritos por Kvist y Nebel (1999), mientras que los detalles específicos de los lugares de estudio fueron dados por Nebel *et al.* (1999a, 1999b, 1999c).

3. METODOS

3.1. Recolección de datos

En 1993 se establecieron, en cada uno de los tres tipos de bosque de la llanura aluvial inundable, tres parcelas permanentes de muestreo de una hectárea. Cada parcela de muestreo estaba dividida en 25 subparcelas de 20x20m cada una, con excepción de una parcela en donde se establecieron 24 subparcelas. Se inventarió toda la vegetación con diámetro a la altura del pecho (DAP) por encima de los 10 cm (estrato superior; Nebel *et al.*, 1999a) y en los dos bosques de restinga se elaboraron submuestras de la vegetación por encima de 1,5 m de altura y hasta 10 cm de DAP (sotobosque; Nebel *et al.*, 1999b). En cada tipo de bosque se dejó una parcela permanente de muestreo como parcela de control sin tratamiento, en un experimento silvicultural. Los datos de la dinámica del bosque se colectaron durante el periodo 1993-1997 midiendo repetidamente todos los individuos en 1994, 1995 y 1997 (Nebel *et al.*, 1999c). Los datos del inventario de 1993 se usaron para estimar la densidad de la biomasa viva sobre la superficie del suelo, mientras que la correspondiente PPN se estimó mediante mediciones repetidas en las parcelas sin tratamiento.

El estudio del depósito de detrito fino siguió básicamente las recomendaciones dadas por Proctor (1983). Dentro de cada una de las tres parcelas permanentes de muestreo no intervenidas, de los tres tipos de bosque, se colocaron, en 1997, 25 trampas de detrito en posiciones seleccionadas aleatoriamente en cada una de las 25 subparcelas de 20x20 m. En el caso en que la posición estuviera ocupada por un árbol, se colocó

la trampa a un lugar cercano al seleccionado. Una canasta de 10 cm de fondo, elaborada con una malla metálica de 2mm sujeta a una estructura de tubo de plástico, delimitaba una superficie de trampa de detrito de 50 cm²; luego, en la parte superior, se colocó una tela de tejido fino, a fin de retener adecuadamente el detrito fino que cayera. También, para cuando el agua de la inundación alcanzara las trampas, fueron colocados postes de 1 m de altura por encima del suelo, lo que permitió elevar las trampas por encima del agua y la vegetación circundante.

Semanalmente y en el periodo del 2/12/97 al 24/11/98, se colectó el detrito fino incluyendo pequeñas ramas con diámetros de hasta 2 cm. Cada semana, se recolectaron las piezas de tela colocadas en la parte superior de la malla metálica de cada trampa, con su contenido, siendo reemplazadas por otras piezas de tela vacías. Para 25 de los 52 censos se dibujó en un papel los contornos de las hojas recolectadas con una proporción área/peso conocida. Estos fueron luego cortados y pesados. El detrito de cada trampa fue colocado entre hojas de periódico y puesto en una prensa que fue usada para secar el material de detrito en una secador de plantas a base de kerosene por espacio de 3-4 días. Las tres fracciones consistentes en hojas, partes reproductivas y pequeñas ramas, corteza y desperdicio fueron pesadas separadamente, inmediatamente después de secadas y almacenadas en bolsas de plástico. Una muestra representativa de detrito perteneciente a todo el periodo de recolección fue secada en estufa hasta alcanzar peso constante en un laboratorio y se determinó un factor de conversión para la relación entre el peso de la planta seca en prensa y peso seco en estufa. El área foliar específica (AFE) se determinó como la relación *área de la hojal/peso de la hoja seca*. Los datos fueron utilizados para estimar el depósito de detrito fino, AFE, IAF, biomasa, contenido de carbón y PPN en el estrato inferior del bosque (*superficie del suelo*) consistente en hojas, partes reproductivas y pequeñas ramas, corteza y desperdicios.

3.2. Estimación de parámetros

Para estimar el AFE, IAF, la biomasa y la PPN se aplicaron métodos no destructivos de muestreo, debido a que estos requirieron menos tiempo y se pudieron integrar mejor en un proyecto donde las parcelas de muestreo fueron usadas para otros propósitos (Kvist *et al.*, 1999; Nebel *et al.*, 1999a, 1999b, 1999c). Según Medina y Klinge (1983) se asumió una duración de vida de 12 meses para las tres fracciones de detrito fino de hojas, partes reproductivas y pequeñas ramas, corteza y desperdicios. Consecuentemente, tanto el estimado de IAF como de la biomasa, para este componente de bosque, son valores anuales promedio.

Para cada una de las 52 recolecciones semanales se calcularon las contribuciones al IAF como el producto del AFE por el peso del detrito foliar. En las semanas donde el AFE no fue medido directamente, el estimado se hizo por extrapolación.

La biomasa viva por sobre la superficie del suelo, como la biomasa de las hojas, las partes reproductivas y pequeñas ramas, la corteza y los desperdicios, fueron estimadas como el depósito de detrito acumulado durante el año. La biomasa viva por sobre la superficie del suelo, como la de los fustes y ramas se calcularon en base a la suma de las biomاسas de los árboles individuales. Se utilizó un factor de forma común de 0,6 para el volumen de los fustes y ramas de todas las especies (por ej. Muller y Nielsen, 1965; Cannell, 1984). La densidad de la madera de varias especies fue consultada en trabajos anteriores (Chichignoud *et al.*, 1990; Kroll *et al.*, 1994; Brown, 1997). Se estimó una relación DAP-altura para todas las especies representadas por más de 20 individuos, en las parcelas permanentes de muestreo. El resto de individuos fueron agrupados, determinándose una relación común. En todos los casos se utilizó la siguiente función logarítmica:

$$h = a + b \ln(d)$$

en donde h es la altura y d es el DAP.

La PPN por sobre la superficie del suelo, excluyendo la pérdida por herbívoros, se calculó como la suma de la PPN de la fracción de detrito fino, del sotobosque y del bosque de estrato superior. La PPN de la fracción de detrito fino se encontró sumando las 52 recolecciones semanales de detrito fino. Los estimados de la PPN del sotobosque y del bosque de estrato superior se determinaron promediando dos biomاسas periódicas (1993-1995 y 1995-1997). Cada incremento periódico fue calculado como la suma de los incrementos de los árboles individuales en las parcelas de muestreo.

El contenido de carbono de la biomasa se estimó como el 50% de la biomasa seca en estufa (Brown, 1997).

3.3. Análisis estadístico

Las diferencias entre los tipos de bosque en relación a las sumas anuales de depósito de detrito fino calculado para cada subparcela fueron probadas en el SAS[®] procedimiento GLM, usando un análisis univariado de varianza con los tipos de bosque

como factores fijos. Se ejecutaron comparaciones en pares utilizando la prueba de Tukey-Kramer. Pruebas similares se realizaron para el AFE y el IAF.

Los parámetros de depósito de detrito fueron sujetos a un análisis de varianza con el procedimiento GLM en un modelo mixto con el tipo de bosque, el tiempo y la combinación tipo de bosque X tiempo, considerados como factores fijos y las trampas por tipo de bosque como factores aleatorios.

A partir de las mediciones de 1993, se calcularon el volumen y la biomasa para cada subparcela de las nueve parcelas de una hectárea. Las diferencias entre los tipos de bosque fueron probadas con el procedimiento MIXTO usando un análisis de variancia univariado con el tipo de bosque como factor fijo y las parcelas de una hectárea localizadas dentro del tipo de bosque como efecto aleatorio.

Las diferencias entre los tipos de bosque en relación al incremento de volumen y a la biomasa fueron probadas en base a los promedios de dos incrementos periódicos (1993-1997 y 1995-1997) para cada subparcela, en las tres parcelas de una hectárea sin tratamiento. El procedimiento MIXTO fue utilizado con el tipo de bosque considerado como factor fijo y las subparcelas colocadas dentro del tipo de bosque como efecto aleatorio.

4. RESULTADOS

4.1. Depósito de detrito fino y AFE

El depósito total de detrito fino durante el periodo de estudio fue de 693-714 g/m²/año (Cuadro 1). La fracción foliar fue del 60% del total del depósito de detrito fino. El 16% estaba constituido por partes reproductivas y el 24% restante consistió de pequeñas ramas, corteza y desperdicios. No se observaron diferencias significativas entre los tipos de bosque, excepto para la fracción de pequeñas ramas, corteza y desperdicios, las cuales fueron significativamente más bajas en la tahuampa que en la restinga alta (Cuadro 1).

El depósito de detrito fino varió considerablemente durante todo el año y, al parecer, hubo una correlación entre la inundación del bosque y la precipitación. Cuando los bosques estuvieron inundados de enero a abril, el depósito de detrito fino se aceleró, decayendo después hasta julio. A partir de allí y durante todo el periodo seco del año, el depósito se estabilizó en un nivel más o menos constante (Figura 1). Se detectaron significativas interacciones relacionadas al depósito de detrito entre el tipo de bos-

que y el tiempo, lo que implica que el patrón de tiempo del depósito de detrito en los bosques fue diferente.

El área foliar específica (AFE) promedio de las hojas, en la restinga alta, fue significativamente diferente del AFE de las hojas de tahuampa (Cuadro 2). Los valores de AFE durante los meses de marzo a junio fueron alrededor de 60 cm²/g, mientras que los valores durante el resto del año fueron de aproximadamente 110 cm²/g (Figura 2). Se encontraron interacciones significativas entre el tipo de bosque y el tiempo con respecto al AFE de las colecciones de detrito foliar, lo que significa que el patrón del tiempo del AFE de las hojas depositadas fue diferente en los bosques. El índice de área foliar fue de 4,2-4,4 y no se encontraron diferencias significativas entre los tipos de bosque.

4.2. Biomasa, carbono y PPN

El volumen de las ramas y fustes del estrato superior vivo de los tres tipos de bosque varió de 662 a 750 m³/ha y el incremento de volumen fue de 23-28 m³/ha/año. Entre los tipos de bosque se encontraron estrechas diferencias significativas relacionadas con el volumen en pie ($P = 0,09$). La densidad estimada del volumen de madera pesada para el inventario de 1993 fue de 0,55 en la restinga alta, pero alcanzó valores considerablemente altos de 0,62 y 0,66 en la restinga baja y la tahuampa, respectivamente (Cuadro 3).

Cuadro 1. Depósito anual de fracciones de detrito fino recolectados en 25 trampas de 52 colecciones semanales en cada uno de los tres tipos de bosque durante el periodo 2/12/97-24/11/98. Promedio y límites al 95% de intervalo de confianza.

	Restinga alta (g/m ² /año)	Restinga baja (g/m ² /año)	Tahuampa (g/m ² /año)	Total (g/m ² /año)
Hojas	417 ± 20 a	430 ± 22 a	411 ± 22 a	419 ± 12
Pequeñas ramas, corteza y desperdicios	187 ± 15 a	169 ± 11 ab	159 ± 9 b	172 ± 7
Partes reproductivas	97 ± 13 a	115 ± 12 a	123 ± 16 a	112 ± 8
Total	702 ± 37 a	714 ± 35 a	693 ± 25 a	703 ± 18

Los números con las mismas letras no son diferentes significativamente para un $\alpha=0,05$.

Cuadro 2. Promedio anual de área foliar específica de las hojas recolectadas por 25 trampas en 25 recolecciones semanales de tres tipos de bosque de la llanura inundable durante el periodo 2/12/97 – 24/11/98. Índice de área foliar de los mismos bosques de llanura inundable. Se asume una duración de la hoja de 12 meses. El índice de área foliar se calculó como el producto del área foliar específica por el peso del detrito foliar de cada una de las 52 recolecciones semanales. Promedios y límites de confianza al 95%.

	Restinga alta	Restinga baja	Tahuampa	Total
Área foliar específica (cm ² /g)	102,9 ± 3,7 a	98,2 ± 3,5 ab	94,7 ± 3,8 b	98,6 ± 2,1
Índice de área foliar	4,4 ± 0,2 a	4,4 ± 0,3 a	4,2 ± 0,2 a	4,3 ± 0,1

Los números con las mismas letras no son diferentes significativamente para un $\alpha=0,05$.

La biomasa de los fustes y ramas vivas sobre la superficie del suelo de los estratos superiores de bosque fueron de 34 493 a 48 691 g/m² (Cuadro 4) y los valores para el bosque de tahuampa fueron significativamente más altos que para los bosques de restinga. El promedio total de la biomasa viva por sobre la superficie del suelo fue de 44 034 g/m², correspondiéndole 22 017 g/m² al contenido de carbono (Cuadro 4). En promedio, la biomasa del sotobosque y de la fracción de detrito fino constituyeron el 8,3% y el 1,6% del total de la biomasa, respectivamente.

Cuadro 3. Volumen en pie e incremento del volumen en pie de los fustes y ramas del estrato superior vivo sobre la superficie del suelo en los tres tipos de bosques de la llanura aluvial inundable. Densidad del volumen de madera pesada de los tres tipos de bosques de la llanura aluvial inundable calculados a partir de las densidades de la madera dados por Chichignoud *et al.* (1990), Kroll *et al.* (1994) y Brown (1997). Promedio y límites de confianza al 95%.

	Restinga alta	Restinga baja	Tahuampa
Volumen de fuste y ramas del estrato superior vivo (m ³ /ha)	654 ± 86 a	618 ± 97 b	773 ± 68 a
Incremento en volumen de fuste y ramas del estrato superior vivo (m ³ /ha/año)	23 ± 4 a	28 ± 5 a	26 ± 2 a
Densidad del volumen de madera pesada (g/cm ³)	0,55	0,62	0,66

Los números con letras iguales no difieren significativamente para un $\alpha=0,05$.

La PPN de la biomasa viva de los fustes y ramas en los estratos superiores del bosque fue de 1 185–1 675 g/m²/año. En los sotobosques de la restinga la PPN fue de 191–254 g/m²/año para toda la biomasa de fustes y ramas vivas por sobre la superficie del suelo. Entre los tipos de bosque se detectaron, a partir del PPN, estrechas diferencias significativas en los estratos superiores (P=0,07).

Cuadro 4. Biomasa viva por sobre la superficie del suelo de los diferentes estratos del bosque en los tres tipos de bosque de la llanura aluvial inundable. Los valores para las fracciones de fuste y rama del estrato superior y del sotobosque se basaron en cuatro inventarios forestales realizados durante 1993-1997 en parcelas permanentes de muestreo de una hectárea. Los valores para la fracción de detrito fino fueron estimados a partir del depósito anual de detrito fino recolectado por 25 trampas en 25 recolecciones semanales en los tres tipos de bosque durante el periodo 2/12/97 – 24/11/98. El contenido de carbón fue estimado como el 50% de la biomasa: Seca a la estufa. Promedios y límites de confianza al 95%.

	Restinga alta (g/m²/)	Restinga baja (g/m²/)	Tahuampa (g/m²/)	Total (g/m²/)
Biomasa de fuste y ramas del estrato superior vivo	34 493 ± 3 740 a	35 793 ± 6 311 a	48 691 ± 4 312 b	39 682 ± 2 894
Biomasa de fuste y ramas del sotobosque	3 686 ± 421 a	3 610 ± 386 a	—	3 649 ± 269
Biomasa viva de la fracción de detrito fino	702 ± 37 a	714 ± 35 a	693 ± 25 a	703 ± 18
Biomasa viva por sobre la superficie del suelo	38 881	40 117	49 384 ¹	44 034
Contenido de carbono de la biomasa viva por sobre la superficie del suelo	19 441	20 059	24 692 ¹	22 017

1 No se incluye la biomasa viva del sotobosque.

Los números con las mismas letras no son diferentes significativamente para un $\alpha=0,05$

5. DISCUSION

5.1. Depósito de detrito fino

Se sabe que la inundación de los árboles en los bosques de la llanura aluvial inundable causa la latencia cambial (Gill, 1970; Crawford, 1982; Hook, 1984; Kozłowski, 1984; Junk, 1989; Schluter *et al.*, 1994; Armstrong *et al.*, 1994; Worbes, 1997). Asimismo, el crecimiento y desarrollo de las hojas pueden ser inhibidos durante la inundación y a menudo sucede una extensiva abscisión de las hojas (Kozłowski, 1984; Richards, 1996). De acuerdo a estas observaciones, en el presente estudio se observó, durante la inundación, una mayor caída de las hojas (Figura 1), similares resultados se obtuvieron en bosques de la llanura aluvial inundable de Brasil (Worbes, 1986, 1997). Las interacciones significativas entre tipos de bosque y tiempo, con respecto al depósito de detrito, pueden haber sido causadas por la ocurrencia de la inundación en diferentes épocas en los tres tipos de bosque, lo que reduce en diferentes épocas de mayor depósito de detrito. También se ha reportado correlación entre la caída de hojas y los periodos relativamente secos (por ej. Wright y Cornejo, 1990; Richards, 1996), aunque en un experimento donde se regaron los bosques durante el periodo seco, no se pudo demostrar que la sequía favoreciera la caída de las hojas (Wright y Cornejo, 1990). En el presente estudio, la mayor caída de hojas coincidió con la inundación y con los meses más lluviosos del año (Figura 1; Kvist y Nebel, 1999).

Comparado con otros estudios, el depósito de detrito fino en las localidades de Braga-Supay y Lobillo fue modesto. Los 700 g/m²/año contrastan con los valores que a menudo exceden los 900 g/m²/año de otros bosques lluviosos de la selva baja tropical (por ej. UNESCO, 1978a; Leigh y Windsor, 1982; Jordan, 1983, 1985, 1989; Medina y Klinge, 1983; Proctor, 1984) y los 1 060 g/m²/año de un bosque comparativo de la llanura aluvial inundable amazónica de Manaus (Worbes, 1997). Los estudios de depósitos de detrito, generalmente, se han basado en muestras demasiado pequeñas que solamente representaban una porción de año (Proctor, 1983). En este estudio se aplicó un número relativamente grande de trampas, así como se hicieron recolecciones frecuentes en todo el periodo de un año con el fin de obtener una muestra satisfactoria de recolecciones de detrito que fuera más representativa tanto en tiempo como en espacio. De esta manera, se obtuvieron estimados estadísticamente aceptables de depósito de detrito (Cuadro 1) y se detectó una considerable variación anual (Figura 1). Bajo las condiciones de campo puede ser difícil conseguir recolectar depósito de detrito fino seco al horno a peso constante. Sin embargo, tal como lo

señaló Proctor (1983), pueda que se tenga grandes diferencias en los estimados de depósito de detrito ocasionados por las diferencias en los métodos de secado aplicados. En el presente estudio se registró una pérdida de peso promedio de 8,6% en las recolecciones de detrito que fueron secadas a peso constante en el laboratorio luego de haberlos dejado secar por varios días en las prensas. Por lo que, a fin de corregir el peso de las recolecciones de depósito de detrito, se desarrolló una función.

Solamente alrededor del 60% del total de depósito de detrito fino fue registrado como detrito foliar, el cual tuvo una baja proporción si se le compara con los resultados de otros estudios (por ej. Medina y Klinge, 1983; Proctor, 1983, 1984). En este estudio, sin embargo, algunas pequeñas piezas de hojas fueron clasificadas como desperdicio, debido a que se consideró que no todo el material fácilmente identificable pertenecía a esta fracción. Por lo tanto, se debe tener cuidado al comparar estos resultados con los de otros estudios en los cuales no se aplicó la fracción de desperdicio (Proctor, 1983).

La media anual de AFE de alrededor de 100 cm²/g fue comparable a los resultados reportados para otros bosques lluviosos de selva baja tropical, aunque fue más alta que la observada en lugares de bosque lluvioso de selva baja con suelos pobres en nutrientes (Medina y Klinge, 1983; Jordan, 1985, 1989). La variación durante el año muestra que las hojas más pesadas con bajos valores de AFE caen de los árboles durante y justo después de la inundación de los bosques (Figura 1 y 2). Debido a que tales hojas están usualmente asociadas con especies siempre verdes o con lugares de dosel expuesto al sol (Medina y Klinge, 1983) y que pueden ser adaptaciones a medio ambientes rigurosos (Grubb, 1977; Jordan, 1989), el depósito de tales hojas durante la inundación sugiere que la inundación causa tensiones altas. Además, los valores de AFE, que observados para las hojas de los bosques con la mayor inundación son significativamente más bajos, apoyan esta hipótesis (Cuadro 2).

El IAF puede variar considerablemente en tiempo y espacio, especialmente en los bosques lluviosos tropicales florística y estructuralmente heterogéneos (Medina y Klinge, 1983). En este estudio no se observaron diferencias significativas en IAF entre los tipos de bosque. Comparado con otros estudios de bosques húmedos tropicales donde se consideran normales los valores de IAF de 5-10 (Whittaker y Likens, 1975; Medina y Klinge, 1983; Jordan, 1985, 1989; Base de Datos PPN, 1999), los valores de 4,2-4,4 del presente estudio fueron bajos. Sin embargo, esta desviación puede ser en parte explicada por factores relacionados a los métodos aplicados. En otros estudios el IAF fue medido directamente con métodos destructivos o fue calculado en base a las recolecciones de detrito foliar que cubrían una porción del año

solamente (Medina y Klinge, 1983). Tal como se explicó líneas arriba, la aplicación de la fracción de desperdicio en este estudio puede haber excluido de los datos de cálculo de IAF una parte del depósito de las hojas. Además, las pérdidas por herbívoros de porciones de hojas, pueden ser considerables (por ej. Coley, 1982; Janzen, 1983; Wint, 1983; Morrow; 1984), pero en esta investigación no se hicieron las correcciones pertinentes. Por otro lado, asumir la duración de vida de 12 meses de las hojas es de capital importancia al estimar el IAF en este estudio y las desviaciones pueden haber influenciado significativamente en los resultados.

5.2. Biomasa y PPN

Los valores totales de biomasa viva por sobre la superficie del suelo del presente estudio estuvieron dentro del rango común, comparado con los de otros bosques lluviosos de selva baja tropical -pero en sus límites superiores- y, especialmente, en comparación con los bosques de lugares de suelos pobres en nutrientes (Whittaker y Likens, 1975; Medina y Klinge, 1983; Brown y Lugo, 1984; Jordan, 1985, 1989; Brown, 1997; Base de Datos de PPN, 1999). Las diferencias significativas entre tipos de bosque con respecto a sus densidades de biomasa, que muestran densidades crecientes con la llegada del periodo de inundación, son causadas principalmente por las diferencias entre las densidades de la madera de los bosques, aunque también, sin embargo, se encontraron grandes diferencias en el volumen de madera (Cuadro 4). El volumen de madera relativamente bajo del bosque de restinga baja se podría deber a su etapa de sucesión joven, lo cual está de acuerdo con las indicaciones florísticas observadas por Nebel *et al.* (1999a). Sin embargo, las diferencias en densidades de la madera entre los tipos de bosque son difíciles de explicar y en parte contradicen las observaciones hechas por Worbes (1997), quién encontró densidades de madera crecientes en relación a la etapa de sucesión.

La PPN por sobre la superficie del suelo en los bosques de Braga-Supay y Lobillo, excluyendo las pérdidas por herbívoros, fue de 2 082-2 558 g/m²/año. Estos datos se encuentran en el rango de valores reportados para otros bosques lluviosos de selva baja tropical -en el límite superior- (por ej. Murphy, 1975; Whittaker y Likens, 1975; UNESCO, 1978a; Medina y Klinge, 1983; Jordan, 1983, 1985, 1989; Base de Datos de PPN, 1999). Por otra parte, esto difirió con el valor para un rodal de bosque semejante de 80 años de la llanura aluvial inundable brasileña estudiado por Worbes (1997), éste registró una PPN de 3 360 g/m²/año, excluyendo las pérdidas por herbívoros. Sin embargo, esta diferencia puede deberse, en parte, a los cálculos de PPN efectuados por Worbes (1997). Para obtener un estimado de la PPN él sumó los

valores para el depósito de detrito fino, depósito de madera muerta y el incremento de madera registrado en diferentes estudios de bosques de la llanura aluvial inundable. Comparándolo con los métodos aplicados en este estudio, ello resultó ser una sobre estimación de la PPN, debido a que deben haber sido contados ya sea el depósito de madera muerta (asumiendo que el total de biomasa se encuentra en situación estable) o el incremento de madera, a fin de proveer resultados semejantes, no ambos. Al utilizar solamente uno de estos dos datos, la PPN para el mencionado rodal de zona inundable fue de 2 220-2 500 g/m²/año, lo cual concuerda con los resultados de este estudio.

Muller y Nielsen (1965) compararon la productividad en un bosque húmedo tropical con la de un bosque templado de abedul. Ellos encontraron niveles semejantes de producción de biomasa de madera en los dos bosques (900 y 960 g/m²/año, respectivamente), a pesar de tener una producción primaria mucho más alta en el bosque húmedo tropical. Jordan (1983) revisó los estudios de PPN de los bosques húmedos tropicales, también estudió la relación entre la madera y la producción de detrito en ecosistemas forestales que se presentan bajo diferentes balances de radiación de la superficie de la tierra. Encontró que las proporciones de producción de detrito fueron las más bajas en las regiones con los más bajos balances de radiación y que las proporciones aumentaron con el aumento del balance de radiación. Sin embargo, no se pudieron detectar diferencias significativas entre la producción de madera de diferentes regiones. Por ejemplo, en los estudios mencionados por Jordan (1983), el promedio de producción de madera y de detrito en lugares con el más alto balance de radiación en la superficie de la tierra, fue de 743 y 975 g/m²/año, respectivamente. La conclusión fue que la más alta PPN pertenece a las regiones tropicales, pero que la producción de madera estaba al mismo nivel que en las regiones templadas.

Los hallazgos de este estudio contrastan con estos resultados. En los bosques de Braga-Supay y Lobillo la producción de madera de 1 709 g/m²/año fue tremendamente más alta y la producción de detrito de 703 g/m²/año fue más baja, dando como resultado una diferente relación de producción madera/detrito. Teniendo como base estos datos, no se puede saber si esto se debe a que los bosques se encuentran en una etapa de sucesión caracterizada por una alta producción de madera o a las características inherentes de los bosques de la llanura aluvial inundable que crecen en suelos aluviales ricos en nutrientes. Debido a que los tres tipos de bosque habían entrado a una fase de dinámica de espera y tenían elementos florísticos que pertenecen a las fases secundarias (Nebel *et al.*, 1999a), parecía más probable que la productividad de madera fuera simplemente alta. Es relevante indicar que este nivel fue alcanzado en un medio ambiente donde los procesos de crecimiento fueron obstaculizados durante

una gran parte del año, que además coincidió con el periodo de alta precipitación. Sin embargo, la producción de biomasa leñosa encontrada en base a los incrementos radiales, en un bosque brasileño de llanura aluvial inundable semejante, fue más baja (720 g/m²/año; Worbes, 1997), lo cual enfatiza la necesidad de desarrollar más estudios sobre la productividad en los bosques de la llanura aluvial inundable amazónica.

6. RECONOCIMIENTOS

Al Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) y su estación de campo del Centro de Investigaciones Jenaro Herrera (CIJH) quienes amablemente proporcionaron las facilidades y la logística de campo. Estamos en deuda con el personal del CIJH y los pobladores de Jenaro Herrera por aceptar y contribuir a la culminación del trabajo de campo, especialmente a Arístides Vásquez y Julio Irarica quien pacientemente recolectaron y secaron las muestras de detrito fino. Anders Ræbild realizó un comentario en una versión preliminar del manuscrito. El y Brigitte Ron proporcionaron consejos en los análisis estadísticos. Los fondos fueron proporcionados por la Agencia Danesa de Desarrollo Internacional (DANIDA).

7. BIBLIOGRAFÍA

- APPS, M.J.; PRICE, D.T. 1996. *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Berlin: Springer. 452 pp.
- ARMSTRONG, W.; BRÁNDLE, R.; JACKSON, M.B. 1994. Mechanisms of flood tolerance in plants. In: *Acta Botanica Neerlandica*, 43(4): 307-358.
- BROWN, S. 1997. *Estimating biomass and biomass change of tropical forests*. Rome: FAO Forestry Paper, 134. 55 pp.
- BROWN, S.; LUGO, A.E. 1984. Biomass of tropical forests: A new estimate based on forest volumes. In: *Science*, 223: 1290-1293.
- CANNELL, M.G.R. 1984. Woody biomass of forest stands. In: *Forest Ecology and Management*, 8:299-312.

- CHICHIGNOUD, M.; DÉON, G.; DÉTEINNE, P.; PARANT, B.; VANTONUNE, P. 1990. *Tropical timber atlas of Latin America*. Yokohama: ITTO/CTFT. 218 pp.
- COLEY, P.D. 1982. Rates of herbivory on different tropical trees. In: E.G. Leigh; S. Rand; D.M. Windsor (editors). *The ecology of a tropical forest. Seasonal rhythms and long-term changes*. Washington: Smithsonian Institution Press. pp. 123-132.
- CRAWFORD, R.M.M. 1982. Physiological responses to flooding. In: *Enc. Plant Physiol*, 12B: 453-477.
- GILL, C.J. 1970. The flooding tolerance of woody species - a review. In: *Forestry Abstracts*, 31(4): 671-688.
- HOOK, D.D. 1984. Adaptations to flooding with fresh water. In: T.T. Kozlowski (editor). *Flooding and plant growth*. Academic Press. pp. 265-294.
- JANZEN, D.H. 1983. Food webs: who eats what, why, how, and with what effects in a tropical forest? In: F.B. Golley (editor). *Tropical rain forest ecosystems. Structure and function*. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company. pp. 167-182.
- JORDAN, C.F. 1983. Productivity of tropical rain forest ecosystems and the implications for their use as future wood and energy sources. In: F.B. Golley (editor). *Tropical rain forest ecosystems. Structure and function*. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company. pp. 117-136.
- _____ 1985. *Nutrient cycling in tropical forest ecosystems*. Wiley, Chichester.
- _____ 1989. *An Amazonian rain forest. The structure and function of a nutrient stressed ecosystem and the impact of slash-and-burn agricultura*. UNESCO. 176 pp.
- JUNK, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: L.B. Holm-Nielsen; I.C. Nielsen; H. Baislev (editors). *Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press Limited. pp. 47-64.

- KVIST, L.P.; NEBEL, G. 1999. *A review of Peruvian flood plain forests: Ecosystems, inhabitants and resource use*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- KVIST, L.P.; ANDERSEN, M.K.; STAGEGAARD, J.; HESSELSON, M.; LLAPAPASCA, C. 1999. *Extraction from woody forest plants in flood plain communities in Amazonian Peru: Evaluation, choice and conservation status of resources*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- KOZLOWSKI, T.T. 1984. Responses of woody plants to flooding. In: T.T. Kozlowski (editor). *Flooding and plant growth*. Academic Press. pp. 129-163.
- KROLL, B.S.; NALVARTE, W.A.; MARMILLOD, D. 1994. *Arboles del Perú. Especies forestales de Dantas*. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina.
- LEIGH, E.G.; WINDSOR, D.M. 1982. Forest production and regulation of primary consumers on Barro Colorado Island. In: E.G. Leigh; S. Rand; D.M. Windsor (editors). *The ecology of a tropical forest. Seasonal rhythms and long-term changes*. Washington: Smithsonian Institution Press. pp. 111-122.
- LIETH, H.L.; WHITTAKER, R.H. 1975. *Primary productivity of the biosphere*. Berlin: Springer-Verlag. 339 pp.
- MEDINA, E.; KLINGE, H. 1983. Productivity of tropical forests and tropical woodlands. In: *Enc Plant Physiol*, 12D: 281-303.
- MORROW, P.A. 1984. Assessing the effects of herbivory. In: E. Medina; H.A. Mooney; C. Vásquez-Yanes (editors). *Physiological ecology of plants of the wet tropics*. The Hague: Dr. W. Junk Publishers. pp. 225-231.
- MURPHY, P.G. 1975. Net primary productivity in tropical terrestrial ecosystems. In: H. Lieth; R.H. Whittaker (editors). *Primary productivity of the biosphere*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 217-231.
- MÜLLER, D.; NIELSEN, J. 1965. Production brute, pertes par respiration et production nette dans la forêt ombrophile tropicales. In: *Det forstlige forsgsvaesen*, 29: 73-160.

- NEBEL, G.; KVIKST, L.P.; VANCLAY, J.K.; CHRISTENSEN, H.; FREITAS, L.; RUÍZ, J. 1999a. *Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- NEBEL, G.; DRAGSTED, J.; VANCLAY, J.K. 1999b. *Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: II. The understorey of restinga forests*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics ad Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- NEBEL, G.; KVIKST, L.P.; VANCLAY, J.K.; VIDAURRE, H. 1999c. *Forest dynamics in flood plain forests in the Peruvian Amazon: Effects of disturbance and implications for management and conservation*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- PPN DATABASE. 1999. http://daaci.esd.ornl.gov/npp/npp_home.html. March 2. 1999.
- PROCTOR, J. 1983. Tropical forest litterfall I. Problems of data comparison. In: S.L. Sutton; T.C. Whitmore; A.C. Chadwick (editors). *Tropical rain forest: Ecology and management*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. pp. 267-273.
- _____ 1984. Tropical forest litterfall II. The data set. In: A.C. Chadwick; S.L. Sutton (editors). *Tropical rainforest: The Leeds symposium*. Leeds Philosophical and Literary Society, Leeds. pp. 83-113.
- RICHARDS, P.W. 1996. *The tropical rain forest*. Cambridge: Cambridge University Press. 575 pp.
- RYAN, M.G.; HUBBARD, R.M.; CLARK, D.A.; SANFORD, R.L. 1994. Woody-tissue respiration for *Simarouba amara* and *Minquartia guianensis*, two tropical wet forest trees with different growth habitats. In: *Oecología*, 100: 213-220.

- SCHLÜTER, U.B.; FUREH, V.B.; JOLY, C.A. 1994. Physiological and anatomical adaptations by young *Astrocaryum jauari* Mart. (Arecaceae) in periodically inundated biotopes of Central Amazonia. In: *Biotropica*, 25(4): 384-396.
- UNESCO. 1978a. *Gross and net primary production and growth parameters. Tropical forest ecosystems. A state-of-knowledge report.* Unesco/UNEP/FAO. pp. 233-248.
- _____ 1978b. *Secondary production. Tropical forest ecosystems. A state-of-knowledge report.* Unesco/UNEP/FAO. pp. 249-255.
- WHITTAKER, R.H.; LIKENS, G.E. 1975. The biosphere and man. In: H. Lieth; R.H. Whittaker (editors). *Primary productivity of the biosphere.* Berlin: Springer-Verlag. pp. 305-328.
- WHITTAKER, R.H.; MARKS, P.L. 1975. Methods of assessing terrestrial productivity. In: H. Lieth; R.H. Whittaker (editors). *Primary productivity of the biosphere.* Berlin: Springer-Verlag. pp. 55-1 18.
- WINT, G.R.W. 1983. Leaf damage in tropical rain forest canopies. In: S.L. Sutton; T.C. Whitmore; A.C. Chadwick (editors). *Tropical rain forest: Ecology and management.* Oxford: Blackwell Scientific Publications. pp. 229-239.
- WORBES, M. 1986. Lebensbedingungen und Holzwachstum in zentralamazonischen Überschwemmungswäldern. In: *Scripta Geobotanica*, 17: 7-112.
- _____ 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: W.J. Junk (editor). *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system.* Berlin: Springer-Verlag. pp. 223-266.
- WRIGHT, S.J.; CORNEJO, F.H. 1990. Seasonal drought and the timing of flowering and leaf fall in a Neotropical forest. In: K.S. Bawa; M. Hadley (editors). *Reproductive ecology of tropical forest plants.* Paris: UNESCO. pp. 49-61.

Figura 1

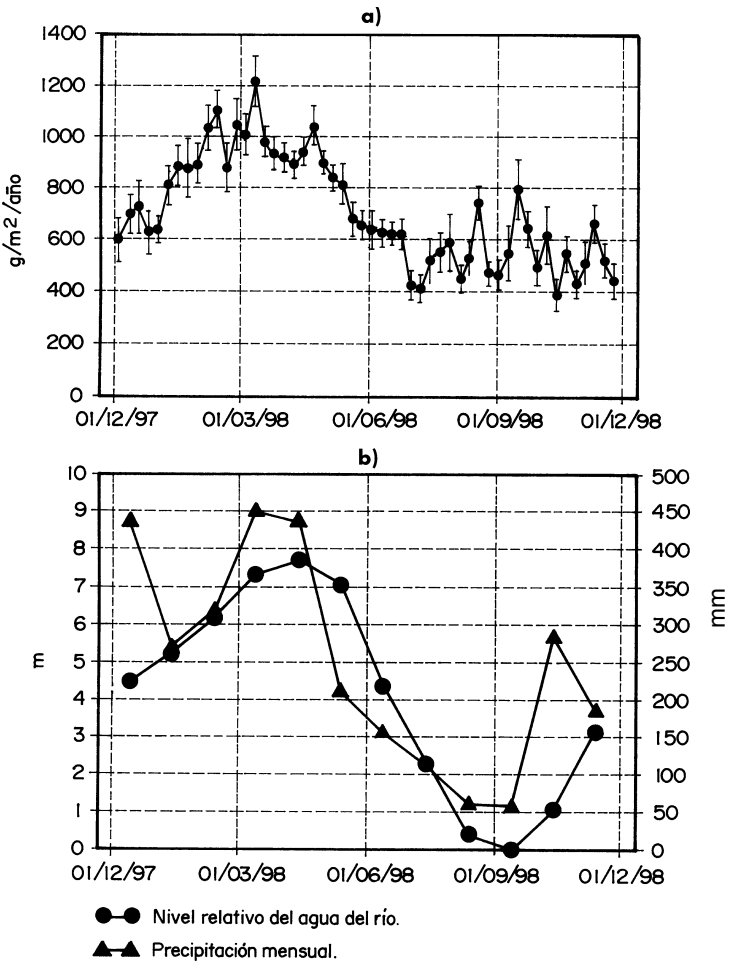


Fig. 1. a) Promedio y límites al 95% de confianza de 52 colecciones semanales de detritos finos en 75 trampas de detritos colocados en tres bosques de la llanura aluvial inundable. Los valores semanales fueron recalculados para expresar $\text{g}/\text{m}^2/\text{año}$. b) Eje izquierdo y cruces: promedio relativo mensual del nivel del agua en el río Ucayali en Jenaro Herrera en el período de setiembre 1987 a febrero 1997. Eje derecho y cuadrados: precipitación mensual en Jenaro Herrera en el periodo de diciembre 1997 a diciembre 1998.

Figura 2

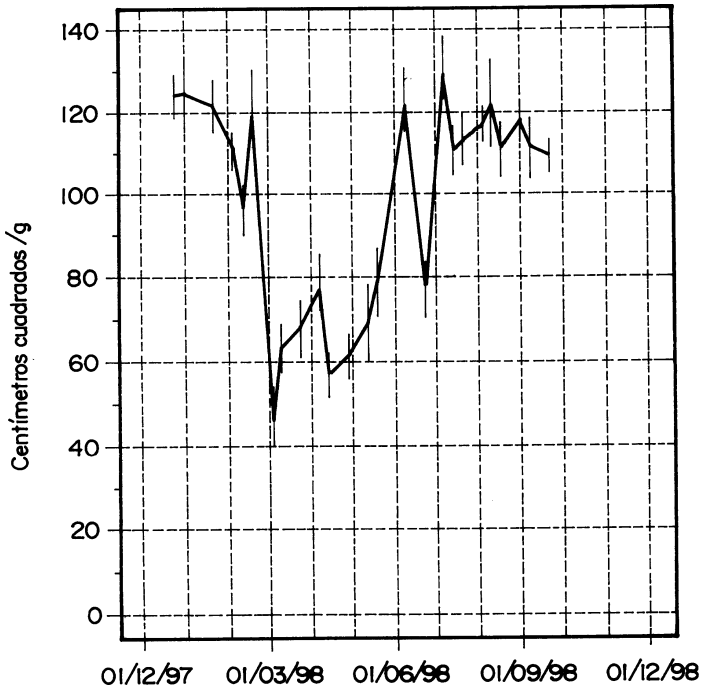


Fig. 2. Promedio específico del área de la hoja y límites al 95% de confianza para las hojas de 25 colecciones mensuales de detritos. Para calcular las áreas específicas de hoja, se usaron semanalmente todas las hojas de 75 trampas de detritos situadas en tres bosques de la llanura aluvial inundable.

DINAMICA DE LOS BOSQUES DE LA LLANURA ALUVIAL INUNDABLE DE LA AMAZONIA PERUANA: EFECTOS DE LAS PERTURBACIONES E IMPLICANCIAS PARA SU MANEJO Y CONSERVACION¹

Gustav Nebel², Lars Peter Kvist³, Jerome Vanclay³ y Héctor Vidaurre⁴

RESUMEN

En el periodo 1993-1997 se estudió la dinámica del bosque en nueve parcelas permanentes de muestreo de una hectárea para individuos ≥ 10 cm de DAP. Para ello se instalaron tres parcelas en cada uno de los tres tipos de bosque natural de la llanura aluvial inundable del bajo Ucayali en la Amazonía Peruana. Luego de realizar el inventario de tres parcelas en cada uno de los tres tipos de bosque, se sometió una primera parcela a una tala intensiva y una segunda a una tala ligera, dejando la tercera parcela sin intervención. Entre lo más destacable de estos bosques húmedos neotropicales, está el promedio anual de mortalidad y las tasas de repoblación en las parcelas no intervenidas: mortalidad de 2,20-3,16%/año, repoblación de 2,99-4,57%/año. La mortalidad de los individuos presentó una desviación significativa en la dispersión aleatoria hacia el agrupamiento. El incremento anual en área basal fue de alrededor de 1 m²/ha/año, lo que corresponde a las tasas promedio de incremento anual en área basal de 3,51-3,79%/año en las parcelas no intervenidas. No se observó disminución alguna en el incremento en área basal inclusive en las parcelas interve-

-
- 1 Traducción del original en inglés "Forest dynamics in flood plain forest in the Peruvian Amazon: effects of disturbance and implications for management and conservation".
 - 2 Universidad Real de Veterinaria y Agricultura, Departamento de Economía y Recursos Naturales, Unidad de Forestales, Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg C., Dinamarca. Teléf.: 45 35 28 22 32; Fax: 45 35 28 26 71.
 - 3 Universidad Cruz del Sur, Centro para el Manejo de Costas. PO Box 5125, East Lismore, NSW 2480, Australia.
 - 4 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Avda. Abelardo Quiñones km 2,5. Iquitos (Perú).

nidas en donde durante el primer año se redujo hasta el 35% del área basal del rodal original, por mortalidad. El incremento medio anual en diámetro aumentó de 4,0-4,5 mm/año en las parcelas no intervenidas hasta 5,3-6,8 mm/año en las parcelas intervenidas. El stock de especies maderables comerciales fue alto, con áreas basales de 2,6-10,0 m²/ha y volúmenes de 59-240 m³/ha. Asimismo, fueron considerables los correspondientes crecimientos de área basal y el volumen de especies maderables comerciales, alcanzando valores de 0,1-0,3 m²/ha/año 2-9 m³/ha/año, respectivamente. De igual manera, el incremento medio de DAP de las especies maderables fue de 3,9-9,0 mm/año, en donde los valores más altos corresponden a las parcelas intervenidas. Estos atributos sugirieron que el manejo forestal de estos bosques con fines de producción de madera, puede ser flexible y proporcionar rendimientos relativamente altos, con bases sostenibles. Se identificaron varias características especiales tanto biológicas como técnicas y se discutieron sus implicancias en el manejo y la conservación.

Palabras clave: Zonas húmedas, mortalidad, repoblación, crecimiento, incremento, sucesión forestal, silvicultura, parcelas permanentes de muestreo, dinámica de bosque.

ABSTRACT

Forest dynamics was studied from 1993 to 1997 for individuals ≥ 10 cm DBH in nine one-hectare permanent sample plots. They were established in natural flood plain forests located on the lower Ucayali river in the Peruvian Amazon. After inventories of three plots in each of three forest types, a light and a heavy felling treatment were applied to each of two plots, while a third plot was kept untreated. Average annual stem mortality and recruitment rates in the untreated plots were among the highest observed in neotropical rain forests: mortality 2,20-3,16 %/year, recruitment 2,99-4,57 %/year. Dead individuals significantly deviated from random dispersion towards clumping. The average annual basal area growth was around 1 m²/ha/year, corresponding to average annual basal area growth rates of 3,51-3,79 %/year in the untreated plots. No decrease in basal area growth was observed even in the treated plots where up to 35% of the original stand basal area died during the first year. The average diameter growth increased from 4,0-4,5 mm/year in the untreated plots to 5,3-6,8 mm/year in the treated plots. The stocking of commercial timber species was high with basal areas of 2,6-10,0 m²/ha and volumes of 59-240 m³/ha. The corresponding growth of basal area and volume of commercial timber species were also considerable, reaching values of 0,1-0,3 m²/ha/year and 2-9 m³/ha/year, respectively. Likewise, the mean DBH increment of the timber species was 3,9-9,0

mm/year, showing the highest figures in treated plots. These attributes suggested that forest management for timber production in these forests can be flexible and provide relatively high yields on a sustained basis. Several special biological and technical features of the forests were identified, and their implications for management and conservation were discussed.

Key words: Wetlands, mortality, recruitment, growth, forest succession, silviculture, permanent sample plots, forest dynamics.

1. INTRODUCCION

El uso y manejo sostenible de los bosques húmedos tropicales naturales es todavía materia de estudio y presenta interesantes problemas relacionados con las condiciones culturales, socio-económicas y políticas (por ej. Buschbacher, 1990; Vanclay, 1993; Bruenig, 1996). Sin embargo, está claro que el uso y manejo sostenible de los bosques húmedos tropicales requieren un mejor conocimiento del funcionamiento de estos ecosistemas y sus respuestas a las intervenciones de manejo (por ej. Gómez-Pompa y Burley, 1991; Hubell, 1995; Whitmore, 1995), a pesar de los recientes avances (por ej. Leigh *et al.*, 1982; Graaf, 1986; Lamprecht, 1989, 1993; Silva, 1989; Bawa y Hadley, 1990; Gómez-Pompa *et al.*, 1991; McDade *et al.*, 1994; Vanclay, 1994; Richards, 1996).

Este artículo aporta información acerca de la dinámica de los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonía Peruana, tanto al estado natural como con intervención. Estos bosques se encuentran entre los más intensivamente aprovechados del área y suministran un amplio rango de productos con fines tanto comerciales como de subsistencia (por ej. Kvist *et al.*, 1995, 1999a, 1999b; Kvist y Nebel, 1999), lo cual resalta la necesidad de comprender mejor su funcionamiento y respuesta a las intervenciones. No obstante esto, hasta ahora son pocos los reportes del crecimiento y la dinámica de los bosques de la llanura inundable amazónica obtenidos a través de mediciones de parcelas permanentes de muestreo (Gentry y Terbourgh, 1990; Korning y Balslev, 1994a). Se estudiaron, por un periodo de cuatro años subsiguientes a las intervenciones de tala, los procesos de la dinámica forestal relacionados con la estructura del bosque para individuos ≥ 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP), en algunas de las nueve parcelas permanentes de muestreo de una hectárea. Se analizaron la mortalidad, la repoblación y el crecimiento, los cuales fueron comparados con otros estudios, además se describieron los patrones de sucesión forestal. Finalmente, se discuten las implicancias para el manejo y conservación de los bosques.

2. EL AREA DE ESTUDIO

Los estudios se llevaron a cabo en tres tipos de bosque de la llanura aluvial inundable amazónica: restinga alta, restinga baja y tahuampa, aproximadamente a 10 km al suroeste de Jenaro Herrera (4°55'S, 73°44'O) en el departamento de Loreto del Perú. Los aspectos generales de los bosques de la llanura aluvial inundable peruana fueron descritos por Kvist y Nebel (1999). La ubicación, las condiciones de crecimiento, la composición florística y estructura de los estratos superiores (individuos ≥ 10 cm DAP) dentro de los bosques en estudio, fueron descritos por Nebel *et al.* (1999a). Similarmente, la composición florística y estructura del sotobosque (árboles de hasta 1,5 m de altura y 10 cm DAP) de los bosques de restinga fueron descritos y comparados con el estrato superior por Nebel *et al.* (1999b).

3. METODOS

En el periodo de julio a noviembre de 1993 se establecieron nueve parcelas permanentes de muestreo de una hectárea con tres parcelas ubicadas en cada uno de los tres tipos de bosque: parcelas 1-3 en restinga alta, parcelas 4-6 en restinga baja y parcelas 7-9 en tahuampa. Se registraron todos los individuos $\geq 8,5$ cm DAP (Nebel *et al.*, 1999a), de modo que se pudiera disponer con datos de crecimiento de los individuos ≥ 10 cm DAP y también de aquéllos que crecen dentro de los tamaños de clase. Con el fin de investigar la respuesta de los bosques a las intervenciones, se efectuó la tala direccional de árboles seleccionados. La tala en las restingas alta y baja se realizó al final de diciembre de 1993 y al comienzo de enero de 1994, respectivamente. Los bosques de tahuampa no fueron intervenidos hasta después de agosto de 1994. En cada tipo de bosque se dejó una parcela sin intervenir (parcelas 3, 6 y 9), las otras dos parcelas fueron moderadamente taladas (parcelas 2, 5 y 8) e intensamente taladas (parcelas 1, 4 y 7), respectivamente. Los árboles a talar estuvieron dispersos por todas las parcelas y luego de talados fueron dejados en el mismo sitio hasta deteriorarse. Se estableció una zona de 20 m alrededor de todas las parcelas intervenidas, la que fue sometida a las mismas intensidades de tala que dentro de las parcelas. En las parcelas que fueron intensamente intervenidas se talaron 25/29 fustes/ha (18-26% del área basal), mientras que en las moderadamente intervenidas se talaron 13-15 fustes/ha (6-11% del área basal, Cuadro 1).

Las parcelas se volvieron a medir en los periodos de agosto-setiembre de 1994, setiembre-noviembre de 1995 y agosto-octubre de 1997. Las nuevas mediciones incluyeron el registro de individuos muertos y la evaluación de la posición y la forma de la

copa según la clasificación de Dawkins (Alder y Synnott, 1992). En 1994 se midió el DAP de todos los árboles, a excepción de los más grandes, en los puntos de medición marcados. Debido a que en 1994 se perdieron algunas mediciones, estos datos no se utilizaron para el análisis. En 1995 y 1997 se midió el DAP de todos los árboles previamente marcados, en los puntos de medición señalados, y se registró el crecimiento de los nuevos individuos que sobrepasaron los 8,5 cm DAP de acuerdo a los métodos usados durante el establecimiento de la parcela (Nebel *et al.*, 1999a). Usando un modelo para el crecimiento exponencial en tiempo continuo, se calcularon las tasas de mortalidad, de repoblación y de crecimiento de área basal (por ej. Begon *et al.*, 1996; Hastings, 1996; Kimmins, 1997). Las tasas anuales de mortalidad se calcularon usando un modelo para crecimiento exponencial en tiempo continuo según la fórmula siguiente (por ej. Lieberman *et al.*, 1985a; Phillips *et al.*, 1994; Condit *et al.*, 1995):

$$r_m = \frac{\ln(N_0) - \ln(N_0 - N_m)}{\Delta t}$$

Las tasas anuales de repoblación según Phillips *et al.*, 1994 son:

$$r_r = \frac{\ln(N_0 - N_m + N_r) - \ln(N_0 - N_m)}{\Delta t}$$

y las tasas anuales de crecimiento de área basal son:

$$r_g = \frac{\ln(N_0 - N_m + \Delta N) - \ln(N_0 - N_m)}{\Delta t}$$

donde N_0 es el número de fustes o del área basal al comienzo del periodo Δt ; N_m y N_r son los individuos o el área basal que murió o fueron repoblados durante el periodo Δt , respectivamente; ΔN es el incremento en área basal de los individuos que sobrevivieron al periodo Δt . La vida media del rodal y el doble del tiempo del rodal (T) de la población inicial fueron calculados a partir de las tasas anuales de mortalidad de los fustes y de la repoblación de los fustes (r), respectivamente:

$$T = \frac{\ln(2)}{r}$$

Los patrones de dispersión de los individuos muertos ≥ 10 cm DAP en las parcelas no intervenidas se calcularon usando el índice de dispersión de Morisita (I_δ) calculado para tamaños cuadrados de parcelas no confiables (longitud de lado 5, 10 y 20 m, respectivamente):

$$I_\delta = \frac{\sum_{i=1}^q n_i \cdot (n_i - 1)}{N \cdot (N - 1)} \cdot q$$

donde n_1, \dots, n_q son los números de individuos observados en cada uno de los cuadrantes q y N es el número total de individuos observados. La desviación de la aleatorización fue ($I_\delta = 1,0$), se probó mediante la prueba de F (Greig-Smith, 1983).

Para las especies comerciales se evaluaron varios parámetros del rodal y de crecimiento. Se incluyeron en el análisis todas las especies clasificadas, al entrevistar a los pobladores de la zona, como comercialmente valiosas (Kvist *et al.*, 1999a). Para el cálculo de los volúmenes se utilizó en todas las especies un factor de forma de 0,6 (por ej. Cannell, 1984). La relación DAP-altura para cada una de las especies presentes con más de 20 individuos se determinó usando una función logarítmica, mientras que para el cálculo se agruparon los individuos de las especies menos valiosas:

$$h = a + b \cdot \ln(d)$$

donde h es la altura y d es el DAP.

Cuadro 1. Descripción de las intervenciones de tala realizadas en las parcelas permanentes de muestreo ubicadas en bosques de la llanura aluvial inundable de Braga-Supay y Lobillo.

	Parcelas					
	1	2	3	4	5	6
Tipo de bosque	Restinga Alta	Restinga Alta	Restinga Baja	Restinga Baja	Tahuampa	Tahuampa
Tratamiento	Intensivo	Moderado	Intensivo	Moderado	Intensivo	Moderado
Fustes talados (% del total)	25 (5,3)	13 (2,9)	29 (5,5)	15 (2,5)	25 (4,8)	13 (2,6)
Área basal talada (% del total)	6,40 (25,5)	2,69 (10,8)	3,66 (18,4)	1,50 (6,3)	5,51 (20,3)	2,94 (10,2)

4. RESULTADOS

Las intervenciones con tala causaron graves daños a los rodales remanentes y en la primera evaluación, en 1994, la tasa anual de mortalidad reflejada en área basal fue de 24-41% en la tala intensiva y de 11-15% en la tala moderada (Cuadro 2, Figura 1). En los años subsiguientes a la tala, las parcelas intervenidas de la restinga baja y de la tahuampa mostraron una tasa anual de mortalidad más alta que la de las parcelas no intervenidas (Figura 1). Las tasas anuales de mortalidad de las parcelas no intervenidas, en términos de fuste y área basal, fueron relativamente altas (1,6-5,2 %/año y 0,9-4,4 %/año, respectivamente; Cuadro 2, Figura 1). En los años subsiguientes a las intervenciones las tasas anuales de crecimiento también variaron considerablemente con respecto a las tasas más altas en las parcelas intervenidas (Cuadro 2).

Para los tres tipos de bosque, el promedio de las tasas anuales de mortalidad en términos de fuste fue relativamente constante en todas las clases diamétricas. Sin embargo, los individuos más desarrollados de la restinga alta tuvieron elevadas tasas de mortalidad anual y los árboles de mediano tamaño de la tahuampa tuvieron bajas tasas anuales de mortalidad (Figura 2).

Los individuos muertos durante el periodo 1993-1997 tendieron a agruparse en las parcelas no intervenidas 3, 6 y 9 de los tres tipos de bosque (Figura 3). El índice de dispersión de Morisita (I_8) reveló, para todas las parcelas y tamaños de cuadrantes (Figura 3), una diferencia significativa ($P < 0,001$) del rango de dispersión en relación al agrupamiento ($I_8 > 1$).

El crecimiento anual del área basal fue de 0,71-1,16 m²/año, con una tendencia a las más altas tasas de crecimiento absoluta y relativa en la restinga baja (Cuadro 2, Figura 4). No se observó ninguna disminución del crecimiento en área basal de las parcelas intervenidas.

El incremento medio anual en diámetro varió de 4,0 a 6,8 mm/año calculado por parcelas en los dos periodos de medición, con límites de confianza al 95% de $\pm 0,3-0,8$ mm/año (Cuadro 2). Se encontró una pronunciada tendencia a un elevado crecimiento en diámetro, en relación a las crecientes intensidades de tala (Figura 5). Más aún, en la mayoría de las parcelas, el incremento en diámetro fue el más alto del período 1995-1997 (Figura 5). La notable diferencia entre los incrementos en diámetro en la parcela siete entre los dos periodos de mediciones puede deberse, en parte, a la tardía intervención de tala en el bosque de tahuampa (agosto-octubre 1994).

En las parcelas no intervenidas (3, 6 y 9) se observó que los promedios de las tasas anuales de mortalidad del fuste y del área basal en la restinga alta fueron los más altos (parcela 3, Cuadro 3). La restinga baja y la tahuampa (parcelas 6 y 9) tuvieron casi los mismos promedios de tasas anuales de mortalidad, sin embargo, el promedio de la tasa anual de mortalidad del área basal en la restinga baja fue considerablemente más bajo que el de la tahuampa (Cuadro 3). Los promedios de las tasas anuales de repoblación y del área basal en la restinga alta fueron los más altos (Cuadro 3). La vida media del rodal y el tiempo doble en la restinga alta son los más bajos (22 y 16 años, respectivamente) y comparado con otros bosques húmedos neotropicales, los valores para este bosque están dentro del rango más dinámico (Cuadro 3). En los tres tipos de bosque la sumatoria de los promedios de las tasas anuales de crecimiento de área basal y de repoblación sobrepasaron el promedio de las tasas anuales de mortalidad, lo cual indica que estos tipos de bosque se encuentran en la fase de crecimiento, lo cual se hace más notorio en el bosque de restinga baja (Cuadro 3).

Las especies maderables comercialmente valiosas tuvieron una densidad de 44-89 árboles por hectárea (9-17% del total de número de fustes). Estos individuos aportan una considerable área basal de 2,6-10,0 m²/ha (10-40% del total del área basal) y un volumen de 59-240 m³/ha (Cuadro 4). El incremento en área basal y en volumen de los individuos sobrevivientes fue de 0,1-0,3m²/ha/año y de 2-9m³/ha/año, los que corresponden a tasas de crecimiento de 2,4-5,3%/año (Cuadro 4). Las tasas de crecimiento en área basal de las especies maderables fueron más bajas que las demás especies en conjunto, a pesar de que éstas tuvieron incrementos medio anuales en diámetro más elevados (comparar Cuadro 2 y Cuadro 4).

Cuadro 2. Stock, mortalidad, repoblación y crecimiento de individuos ≥ 10 cm DAP en las parcelas permanentes de muestreo ubicadas en los bosques de restinga alta (parcelas 1-3), restinga baja (parcelas 4-6) y tahuampa (parcelas 7-9) de la llanura aluvial inundable de Braga-Supay y Lobillo. Las parcelas 1, 4 y 7 fueron sometidas a una tala intensiva, las parcelas 2, 5 y 8 a una tala moderada, mientras que las parcelas 3, 6 y 9 no fueron intervenidas. Los números entre paréntesis son los promedios de las tasas anuales de mortalidad, repoblación o crecimiento. El incremento en DAP presenta la media y los límites de confianza al 95%.

Parcela	Año	Periodo (años)	Individuos		Area basal (m ²)			Incremento en diámetro (mm/año)
			repoblación	mortalidad	repoblación	mortalidad	crecimiento de árboles sobrevivientes ¹	
1	93		469					
				25,07				
1	94	1,04	395	26 (6,5)	100 (23,0)	0,23 (1,4)	8,72 (41,1)	---
1	95	1,13	433	49 (10,7)	11 (2,5)	0,46 (2,4)	0,28 (1,5)	1,55 (4,3)
1	97	1,92	493	88 (10,3)	28 (3,5)	1,00 (2,9)	0,60 (1,7)	1,86 (5,2)
				20,39				6,2 (0,8)
2	93		447					
				25,03				
2	94	1,04	441	33 (7,5)	39 (8,8)	0,30 (1,3)	3,62 (15,0)	
2	95	1,17	476	49 (9,3)	14 (2,8)	0,45 (1,8)	0,75 (2,9)	1,69 (3,6)
2	97	1,92	493	49 (5,5)	32 (3,6)	0,58 (1,4)	1,11 (2,6)	1,62 (3,7)
				23,95				5,5 (0,7)

Continúa...

... Continúa

Parcela	Año	Periodo (años)	Individuos		Area basal (m ²)		Incremento en diámetro (mm/año)
			reproducción	mortalidad	reproducción	mortalidad	
3	93		452		25,19		
		1,04	23 (4,9)	12 (2,6)		0,20 (0,8)	0,43 (1,7)
3	94		463		25,67		
		1,17	30 (5,5)	9 (1,7)		0,37 (1,3)	1,66 (3,0)
3	95		484		26,08		
		1,92	29 (3,3)	46 (5,2)	26,02	0,25 (0,5)	2,12 (4,4)
3	97		467				
							1,86 (3,9)
							4,5 (0,6)
4	93		526		19,88		
		1,13	36 (6,9)	79 (14,5)		0,30 (1,8)	4,73 (24,1)
4	94		483		16,27		
		1,04	6 (12,1)	15 (3,0)		0,60 (3,7)	1,99 (6,0)
4	95		531		17,17		
		1,92	102 (10,0)	47 (4,8)		0,99 (3,2)	1,46 (4,6)
4	97		586		18,75		
							2,23 (6,9)
							6,8 (0,7)
5	93		601		23,67		
		1,00	36 (6,3)	43 (7,4)		0,32 (1,5)	2,51 (11,2)
5	94		594		22,30		
		1,04	52 (8,3)	19 (3,1)		0,50 (2,2)	0,86 (3,8)
5	95		627		23,01		
		1,96	71 (5,9)	51 (4,3)		0,66 (1,6)	2,24 (5,2)
5	97		645		23,57		
							2,28 (5,3)
							6,0 (0,7)
6	93		569		24,32		
		0,83	19 (4,0)	14 (3,0)		0,16 (0,8)	0,75 (3,7)
6	94		573		24,28		
		1,08	24 (3,9)	10 (1,06)		0,24 (0,9)	1,66 (3,6)
6	95		587		25,34		
		1,92	31 (2,8)	22 (2,0)		0,28 (0,6)	0,50 (1,0)
6	97		594		27,20		
							2,13 (4,3)
							4,4 (0,5)

Continúa...

... Continúa

Parcela	Año	Periodo (años)	Individuos		Area basal (m ²)		Incremento en diámetro (mm/año)
			reproducción	mortalidad	reproducción	mortalidad	
7	93						
			521		27,14		
		1,08	7 (1,4)	72 (13,7)	0,06 (0,3)	7,52 (29,9)	---
7	94		456		19,94		
		1,08	41 (8,7)	42 (8,9)	0,45 (2,2)	1,52 (7,3)	5,3 (0,4)
7	95		456		20,31		
		1,92	58 (7,2)	65 (8,0)	0,53 (1,5)	2,09 (5,7)	6,6 (0,6)
7	97		449		20,46		
8	93		507		28,84		
		1,08	9 (1,7)	36 (6,8)	0,07 (0,3)	3,56 (12,1)	---
8	94		479		25,83		
		1,08	33 (6,6)	32 (6,4)	0,28 (1,0)	1,11 (4,1)	4,4 (0,3)
8	95		481		26,16		
		1,92	38 (4,3)	36 (4,1)	0,34 (0,7)	2,48 (5,2)	4,6 (0,4)
8	97		483		25,51		
9	93		532		26,91		
		1,08	11 (1,9)	10 (1,8)	0,09 (0,3)	0,40 (1,4)	---
9	94		533		27,15		
		1,13	26 (4,4)	18 (3,1)	0,25 (0,9)	1,29 (4,3)	4,2 (0,4)
9	95		541		27,55		
		1,92	27 (2,7)	27 (2,7)	0,24 (0,5)	1,21 (2,3)	4,0 (0,4)
9	97		541		28,24		

1 Los números sin paréntesis se refieren al periodo 1993-1995.

Cuadro 3. Mortalidad, repoblación y crecimiento en los bosques húmedos neotropicales de selva baja. Referencias: (1) Rankin-de-Merona (1990); (2) Phillips *et al.* (1994) y Phillips y Gentry (1994); (3) Korning y Balslev

	No, de ref,	Area	Min, DAP	Periodo de tiempo	No, de enumeraciones
		(ha)	(cm)	(años)	
Amazonas					
Brasil, Manaus, Tierra firme	1	5	10	1981-1986 (5)	1
Brasil, Manaus, Arcilla	2	2	10	1956-1971 (15)	1
Ecuador, Cuyabeno, Tierra firme, Parcela 1	3	1	10	1988-1990 (2,5)	1
Ecuador, Añangu, Tierra firme, Parcela 2	3	1	10	1986-1990 (4,9)	1
Ecuador, Añangu, Tierra firme, Transecto 1	3	1,1	10	1982-1990 (8,5)	1
Ecuador, Añangu, Tierra firme, Transecto 2	3	1	10	1982-1990 (8,5)	1
Ecuador, Jatun Sacha, Selva alta	2	1	10	1987-1992 (5,0)	1
Perú, Cocha Cashu, Llano inundable	4	0,9	10	1974-1995 (10)	1
Perú, Braga-Supay, Llano inund., Restinga alta, Parcela 3 ¹	5	1	10	1993-1997 (4,1)	2
Perú, Braga-Supay, Llano inund., Restinga baja, Parcela 6 ¹	5	1	10	1993-1997 (3,8)	2
Perú, Lobillo, Llano inundable, Tahuampa, Parcela 9 ¹	5	1	10	1993-1997 (4,1)	2
Perú, Mishana, Arenoso	2	0,95	10	1983-1990 (7,58)	1
Perú, Tambopata, Pantano inundado	2	0,6	10	1993-1990 (7)	1
Perú, Tambopata, Llano inundable de altura	2	0,95	10	1983-1991 (7,75)	1
Perú, Tambopata, Llano inundable antiguo	2	1	10	1983-1991 (7,75)	1
Perú, Tambopata, Selva alta	2	1	10	1979-1991 (11,67)	5
Perú, Tambopata, Selva alta	2	2	10	1983-1991 (7,75)	1
Perú, Yanamono, Llano inundable antiguo	2	1	10	1983-1993 (9,75)	4
Venezuela, San Carlos, Tierra firme ¹	6	1	10	1975-1985 (10)	2
América Central y El Caribe					
Costa Rica, La Selva, Parcela 1	7	4,4	10	1969-1982 (13)	1
Costa Rica, La Selva, Parcela 2	7	4	10	1969-1982 (13)	1
Costa Rica, La Selva, Parcela 3	7	4	10	1969-1982 (13)	1
Panamá, Isla Barro Colorado	8	1,5	2,5	1968-1978 (10)	1
Panamá, Isla Barro Colorado, Bosque joven	9	5	19	1975-1990 (5)	1
Panamá, Isla Barro Colorado, Bosque antiguo	9	2	19	1975-1980 (5)	1
Panamá, Isla Barro Colorado, Bosque maduro	9	50	1	1982-1985 (3)	1

1 Promedio de las tasas de mortalidad, de repoblación y de crecimiento para más de un periodo.

(1994a); (4) Gentry y Terborgh (1990); (5) este estudio; (6) Uhl *et al.* (1988); (7) Lieberman *et al.* (1985a, 1990); (8) Lang y Knight (1983); (9) Putz y Milton (1982); (10) Hubbell y Foster (1990).

Tasa de mortalidad	Media vida	Tasa de repoblación	Tiempo doble	Mortalidad de área basal		Repoblación de área basal		Incremento medio anual en área basal de los árboles sobrevivientes	
				(m ² /ha/año)	(%/año)	(m ² /ha/año)	(%/año)	(m ² /ha/año)	(%/año)
1,16	60	0,91	76	-	-	-	-	-	-
1,84	38	0,81	86	-	-	-	-	-	-
1,05	66	3,12	22	0,44	1,65	0,2	0,76	0,92	3,38
1,89	37	1,91	38	0,37	1,73	0,1	0,49	0,63	2,89
1,88	37	-	-	0,74	2,41	-	-	0,63	2,09
3,08	23	-	-	1,28	4,13	-	-	0,75	2,6
1,46	48	1,63	43	-	-	-	-	-	-
1,79	39	0,96	73	-	-	-	-	-	-
3,16	22	4,57	16	0,83	3	0,2	0,81	0,85	3,51
2,2	32	3,56	20	0,39	1,89	0,18	0,69	0,99	3,79
2,49	28	2,99	24	0,7	2,69	0,14	0,58	-	3,73
1,62	43	1,23	56	-	-	-	-	0,91	-
0,7	99	0,94	74	-	-	-	-	-	-
1,84	38	2,83	25	-	-	-	-	-	-
2,85	24	2,37	29	-	-	-	-	-	-
1,97	35	1,96	35	-	-	-	-	-	-
2,69	26	2,25	31	-	-	-	-	-	-
2,91	25	2,32	30	-	-	-	-	-	-
1,18	59	1,74	40	-	-	-	-	-	-
2,34	30	2,12	33	0,53	2,07	0,11	-	-	1,43
2,62	26	2,71	26	0,64	2,15	0,14	0,46	-	0,83
2,91	24	2,99	23	0,76	3,05	0,2	-	0,36	1,12
2,21	32	0,9	77	-	-	-	0,53	-	-
1,83	38	-	-	-	-	-	-	0,23	-
1,09	64	-	-	-	-	-	0,88	-	-
3,02	23	4,48	16	-	-	-	-	0,25	-

Cuadro 4. Stock y crecimiento de los individuos ≥ 10 cm DAP de las especies maderables comerciales en las parcelas permanentes de muestreo ubicadas en los bosques de restinga alta (parcelas 1-3), restinga baja (parcela 4-6) y tahuampa (7-9) del llano inundable de Braga-Supay y Lobillo. Las parcelas 1, 4 y 7 fueron sometidas a una tala intensiva, las parcelas 2, 5 y 8 a una tala moderada, mientras que las parcelas 3, 6 y 9 no fueron intervenidas. Los números son valores promedio y el incremento en diámetro muestra la media y los límites de confianza al 95%.

Parcela	Número de individuos	Área basal (m ² /ha)	Volumen (m ³ /ha)	Incremento área basal (m ² /ha/año)	Tasa de crecimiento área basal (%/año)	Incremento volumen (m ³ /ha/año)	Tasa de crecimiento volumen (%/año)	Incremento DAP (mm/año)
1	52	6,0	146	0,3	4,3	6	4,3	9,0 ± 3,0
2	64	6,2	136	0,2	2,7	4	2,7	6,2 ± 1,6
3	74	10,0	240	0,3	3,3	8	3,4	6,8 ± 1,9
4	47	4,4	116	0,2	4,9	6	5,3	7,3 ± 2,3
5	73	7,0	181	0,2	2,7	5	2,5	6,9 ± 1,9
6	75	9,1	286	0,3	3,3	9	3,0	6,2 ± 1,8
7	44	2,6	59	0,1	3,2	2	3,3	5,5 ± 1,3
8	66	4,7	105	0,1	2,4	3	2,5	4,1 ± 1 0,9
9	89	6,1	145	0,2	3,0	4	3,1	3,9 ± 1,0

5. DISCUSION

5.1. Mortalidad y repoblación

Los promedios de las tasas anuales de mortalidad en las parcelas no intervenidas de Braga-Supay y Lobillo (mortalidad por fuste 2,20-3,16%/año; mortalidad por área basal 1,89-3,00%/año) fueron relativamente altos comparados con las tasas de mortalidad en los bosques neotropicales de selva baja (Cuadro 3; Condit *et al.*, 1995) y otros bosques húmedos tropicales de selva baja (Swaine *et al.*, 1987a, 1987b; Phillips y Gentry, 1994; Phillips *et al.*, 1994). No se observaron tasas de mortalidad más bajas en las parcelas intervenidas donde las áreas basales son menores (Cuadro 2, Figura 1), aunque esto era de esperarse debido a la mínima competencia en estas parcelas. Evidentemente, la tala ha contribuido a que perdure una elevada tasa de mortalidad varios años después de las intervenciones. Los promedios de las tasas

anuales de repoblación de las parcelas no intervenidas también fueron altos (repoblación del fuste 2,99-4,57%/año; repoblación del área basal 0,58-0,81%/año; Cuadro 3). Consecuentemente, la vida media de los rodales y el tiempo doble para las parcelas no intervenidas fueron bajas, lo que indica que los tres tipos de bosque son muy dinámicos. En realidad, estos bosques están dentro de los más dinámicos de los bosques húmedos neotropicales de selva baja de los cuales se dispone información (Cuadro 3).

Phillips *et al.* (1994) encontró que el promedio de las tasas de mortalidad y repoblación (dinamismo) explicaba mejor la riqueza en especies que aquellos factores medioambientales primarios, relacionados al suelo y clima, de 25 bosques húmedos tropicales estudiados. Gentry (1988, 1992) identificó los últimos y mejores indicadores de predicción de la riqueza de especies en un estudio, sin incluir factores relacionados a los procesos de la dinámica forestal. Sin embargo, la relativamente baja riqueza en especies de los bosques de la llanura aluvial inundable de Braga-Supay y Lobillo (90-125 especies por 500 fustes; Nebel *et al.*, 1999a) combinada con altas tasas de mortalidad y repoblación, no corresponde a la correlación entre estos dos factores observados por Phillips *et al.* (1994). Una explicación podría ser que los bosques de Braga-Supay y Lobillo están todavía en fuerte desarrollo de sucesión, mientras que la información de Phillips *et al.* (1994) excluye lugares donde la mortalidad y el crecimiento son temporalmente elevados. Mientras tanto, la estructura de los bosques y la presencia de árboles mayores y especies características de sucesiones tardías en los bosques de Braga-Supay y Lobillo (Nebel *et al.*, 1999a) indican que todos estos bosques están bien desarrollados. Los bosques inundados, normalmente, contienen menos especies que sus contrapartes no inundadas (Gentry, 1982, 1986; Campbell *et al.*, 1986; Balslev *et al.*, 1987; Junk, 1989; Dumont *et al.*, 1990; Freitas, 1996a, 1996b; Worbes, 1997; Nebel *et al.*, 1999a). Esto podría ser una probable explicación de la razón por la cual los bosques de Braga-Supay y Lobillo difieren de la correlación entre la dinámica del bosque y la riqueza de las especies observada por Phillips *et al.* (1994). Consecuentemente, nuestros resultados no están en desacuerdo con la hipótesis de Phillips *et al.* (1994) quien propone que la alta productividad ayuda a mantener la riqueza de las especies, mediante la promoción de frecuentes y espacialmente impredecibles perturbaciones a pequeña escala. Los bosques de la llanura aluvial inundable pueden conservar mínimas riquezas de especies teniendo en cuenta que muchas de éstas no se establecen ni sobreviven en lugares inundados. Esto también está indicado por la relativamente baja riqueza de especies y las altas tasas de mortalidad y repoblación para los lugares de bosque de la llanura aluvial inundable en Manu y Tambopata en el Perú mencionado en la serie de datos de Phillips *et al.* (1994).

El análisis de las tasas de mortalidad y repoblación, basado en la densidad de fustes y de área basal, proporcionan limitada información, ya que es posible obtener valores numéricamente similares a partir de diferentes situaciones (Lieberman *et al.*, 1985a; 1990). Por un lado, las etapas iniciales de sucesión forestal pueden estar dominadas por la mortalidad espacial y depender de la densidad de los individuos pequeños y de mediano tamaño en pie, los cuales no causan la caída de otros árboles en el proceso de formación de claros. Por otro lado, las etapas tardías de sucesión pueden estar dominadas por la dinámica de los claros, en donde la formación de claros domina el escenario y los patrones de mortalidad y repoblación tienden a estar agrupados (por ej. Brokaw, 1982; Lieberman *et al.*, 1985a; Korning y Balslev, 1994a; Van der Meer y Bongers, 1995a).

Por lo tanto, una alternativa o complemento al estudiar las tasas de mortalidad y de repoblación, medidas en función de los fustes o áreas basales, es la de investigar la formación y regeneración de los claros, por ejemplo sus tasas, sus patrones y sus procesos (por ej. Brokaw, 1982; Lieberman *et al.*, 1985a; Korning y Balslev, 1994a; Vander der Meer y Bongers, 1995a). Los estudios referentes a la formación de los claros son débiles debido a que toma mucho tiempo el registrar los datos y las estimaciones varían mucho con las definiciones de claro. Por ejemplo, Van der Meer y Bongers (1995b) encontraron que las tasas anuales de formación de claros en un bosque húmedo tropical de selva baja en la Guyana francesa van de 0,22 a 2,87 %/año cuando se aplican tres diferentes definiciones de claros para una misma área. La manera de cómo mueren los árboles puede proporcionar útil información ecológica acerca de los ecosistemas en estudio, por ejemplo los árboles caídos dominan en un estadio sucesional de dinámica de claros, mientras que los árboles quebrados dominan en los bosques expuestos a daños por el viento. Las desviaciones de la tasa de mortalidad constante, en relación a los diámetros, pueden ser un indicador de la formación de claros si se tiene una elevada mortalidad entre los individuos más desarrollados. De la misma manera, la agrupación de individuos muertos indica formación de claros y la ocurrencia agregada de la regeneración sugiere que, en los claros, se está llevando a cabo el rejuvenecimiento. En ambos casos se debe conocer la distribución horizontal de los individuos; asimismo, el análisis de la regeneración demanda inventariar a los individuos de menor tamaño.

En Braga-Supay y Lobillo, las altas tasas de mortalidad de los individuos más desarrollados, en el bosque de restinga alta no intervenido (parcela 2; Figura 2), indican que este bosque está en una tardía fase sucesional, pues los árboles más desarrollados tienen elevadas probabilidades de morir. Por el contrario, bajas tasas de mortalidad entre los individuos desarrollados de la parcela del bosque de restinga baja no intervenido (Figura 2), sugieren una temprana fase sucesional. La dispersión en relación

al agrupamiento de los árboles muertos en los tres tipos de bosque (Figura 3), indica que se ha alcanzado un estadio sucesional de dinámica de claros y que no hay evidencia, por estos datos, de que la restinga baja sea un tipo de bosque joven.

5.2. Crecimiento

El crecimiento en área basal de los bosques de Braga-Supay y Lobillo fue considerable; asimismo, en las parcelas donde se llevaron a cabo intervenciones, no hubo tendencia a un incremento medio anual basal más bajo que en aquellas parcelas no intervenidas (Cuadro 2, Cuadro 3, Figura 4). Esto demuestra que los bosques fueron capaces de soportar las intervenciones de tala en donde hasta el 35% del área basal original murió durante el primer año sin mostrar significativas pérdidas de incremento. En el último periodo de medición (1995-1997; Figura 4) existe una tendencia a un crecimiento más elevado en área basal, lo cual puede reflejar condiciones más favorables de crecimiento debido, probablemente, a inundaciones más breves. El incremento relativo y absoluto es muy semejante a otros bosques húmedos neotropicales de selva baja (Cuadro 3) y tienden a ser altos al final. Sin embargo, se debe advertir que algunos estudios utilizan largos periodos de medición y una sola enumeración, lo que implica omitir el crecimiento de los árboles moribundos en este periodo.

Un mayor incremento anual en diámetro en relación a una progresiva intensidad de tala (Cuadro 2, Figura 4) refleja que el crecimiento en área basal -casi constante- se dispersa en pequeñas áreas basales de los rodales remanentes. De igual forma, para la mayoría de las parcelas, el segundo periodo de medición (1995-1997; Figura 4) tiene el promedio más alto de incremento en diámetro. Los incrementos en diámetro de 4,0-6,8 mm/año en promedio, en las parcelas intervenidas y no intervenidas, equipara los resultados de otros bosques húmedos neotropicales de selva baja. Por ejemplo, Worbes *et al.* (1992) analizó la formación de los anillos de crecimiento anual en los árboles del bosque de la llanura aluvial inundable de la Amazonía central. Ellos determinaron el promedio de crecimiento en diámetro y la densidad de la madera en los árboles dominantes de tres etapas de sucesión forestal: pionero (9,4 mm/año, 0,44 g/cm³); secundario temprano (4,3 mm/año, 0,46 g/cm³); secundario tardío (3,0 mm/año, 0,56 g/cm³) y clímax (2,0 mm/año, 0,86 g/cm³). Korning y Balslev (1994b) midieron el crecimiento promedio en diámetro para 15 especies de cobertura media y de cobertura en los bosques de la llanura aluvial inundable y de tierra firme de Ecuador: 0,7-11,1 mm/año, media de 3,0 mm/año. Lieberman *et al.* (1985b) proyectaron el crecimiento de 32 especies del dosel medio y dosel superior en un bosque húmedo de selva baja en América Central y determinaron tasas promedio de crecimiento: 0,6-

13,4 mm/año, media de 3,3 mm/año. Clark y Clark (1992) estudiaron el desarrollo en diámetro de seis especies de árbol en un bosque de América Central y determinaron incrementos en diámetro promedio para individuos ≥ 10 cm DAP que van de 0,8-12,3 mm/año sobre las clases diamétricas. Ellos encontraron significativas variaciones, año a año, en el crecimiento en diámetro de las especies estudiadas y, a la vez, una baja auto-correlación en el crecimiento en diámetro para individuos pequeños (hasta 10 cm DAP), así como una alta auto-correlación para individuos mayores (≥ 10 cm DAP).

El stock y crecimiento de las especies maderables comerciales variaron mucho entre las parcelas de una hectárea y los tipos de bosques (Cuadro 4), pero los niveles fueron generalmente altos comparados con los resultados de otros bosques húmedos tropicales naturales (por ej. Lamprecht, 1989, 1993; Silva, 1989). El alto stock de madera comercial sugiere que se puede alcanzar una considerable flexibilidad en las operaciones de extracción, lo cual implica que se puede prevenir la sobre explotación de la poblaciones de algunas especies. Parece razonable que en los bosques de restinga se pueda alcanzar incrementos de más de 5 m³/ha/año, lo que indica que en los sistemas silviculturales policíclicos se pueden mantener rendimientos sostenibles mediante ciclos de corta relativamente cortos. No hubo indicaciones de pérdidas de crecimiento, incluso en las intervenciones intensivas y el stock de especies comerciales del rodal remanente respondió con elevados incrementos, tanto de DAP como de tasas de crecimiento. La manipulación de la composición florística, en relación a una creciente representación de especies comerciales y a la introducción al mercado de especies de menor valor comercial, pueden -en el futuro- incrementar los rendimientos en madera de los bosques de la llanura aluvial inundable.

5.3. Sucesión forestal

Los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonía están influenciados por procesos fluviales dinámicos, que causan grandes perturbaciones al medio ambiente, y por complejas condiciones medio ambientales ligadas a las inundaciones. Esta situación crea un escenario desigual con hábitats entremezclados y relativamente pequeños, caracterizados por diferentes condiciones medioambientales y etapas de sucesión (por ej. Foster *et al.*, 1986; Salo *et al.*, 1986; Worbes *et al.*, 1992; Worbes, 1997; Kvist y Nebel, 1999). Los análisis de las condiciones de crecimiento, la composición florística y la estructura de los bosques de Braga-Supay y Lobillo, indicaron que estos representan diferentes tipos, debido probablemente a los diferentes promedios de los periodos de inundación anual y los registros de establecimientos. Todos

ellos contienen árboles desarrollados y maduros, pero la composición de especies de la restinga baja sugirió que ésta podría estar en una etapa de sucesión más joven (Nebel *et al.*, 1999a). Los datos de la dinámica forestal de las parcelas no intervenidas apoyan en parte esta opinión. Los tres tipos de bosque están en la etapa de crecimiento, en la cual el crecimiento en área basal excede al área basal. Esta tendencia es más pronunciada en la restinga baja que en la restinga alta y la tahuampa que están más cerca de una etapa homeostática (Cuadro 3). Además, una tasa más baja que el promedio de la tasa de mortalidad en la mayor clase diamétrica y en la restinga baja, indica una etapa de sucesión joven (Figura 2), aunque la dispersión de los individuos muertos muestra un patrón de agrupamiento (Figura 3). Hay, por lo tanto, evidencia de que los bosques de restinga alta y de tahuampa se encuentran en una fase de crecimiento caracterizada por una dinámica de claros, mientras que la restinga baja es probablemente más joven.

5.4. Implicancias para el manejo y la conservación de los bosques

Es posible identificar algunos atributos relacionados con las características biológicas y técnicas de los bosques de la llanura aluvial inundable, los cuales tienen importantes implicancias en el manejo y la conservación de los bosques (Cuadro 5).

Parece que en los bosques de la llanura aluvial inundable la productividad puede ser alta y las intervenciones abruptas pueden llevarse a cabo dentro del rango natural de ocurrencia de las alteraciones del medio ambiente. Sin embargo, factores tales como la intensidad de la inundación, los posibles impactos en otras partes de la comunidad (por ej. poblaciones de peces) y los obstáculos en el planeamiento y la logística, debido a la presencia de hábitats irregulares, impiden su manejo. No se sabe hasta qué punto pueden, estas características y sus implicancias en el manejo y la conservación, ser extrapoladas a los bosques de la llanura aluvial inundable amazónica. Las condiciones ambientales diversas y complejas sugieren que se debe tener mucho cuidado al basar el planeamiento del uso de la tierra en resultados generalizados. Desde el punto de vista ecológico, el planeamiento del uso de la tierra es prerequisite para clasificar, a gran escala, las llanuras aluviales inundables de acuerdo a importantes factores medio ambientales y de vegetación, tales como periodo de inundación; origen del paisaje; edad del establecimiento, composición y estructura de la vegetación. Las técnicas del sensoramiento remoto pueden ser de gran ayuda en esta labor. Además, es necesario contar con conocimientos más específicos sobre la ecología de algunas de las especies para la producción de madera y de productos no maderables más usados y extraídos.

Cuadro 5. Algunos atributos relacionados a las características biológicas y técnicas de los bosques de la llanura aluvial inundable y sus implicancias en el manejo y la conservación.

Atributo	Características en el medio ambiente de la llanura aluvial inundable.	Implicancias en el manejo y la conservación de los bosques.
Estructura comunitaria	Interacciones entre las poblaciones de medio ambientes terrestres y acuáticos.	Se deben considerar los posibles impactos debido a las intervenciones forestales en el ambiente acuático, por ejemplo la alimentación y la crianza de poblaciones de peces.
Química del suelo y condiciones físicas	Suelos aluviales generalmente fértiles. Distribución irregular y entremezclada de sustancias químicas y propiedades físicas, debido a la variación horizontal y vertical según los registros de sedimentación. Por ejemplo, causando una variable fertilidad y patrones de drenaje.	Poco riesgo de disminución de los nutrientes del suelo al remover la biomasa. El potencial de producción del suelo y la composición y estructura del suelo cambian en forma más uniforme dentro de pequeñas distancias.
Inundación	Cambios en la exposición a la inundación según el nivel del terreno, lo que implica que, en diferentes lugares, la tolerancia a la inundación de las plantas determina el éxito de su crecimiento, especialmente en las etapas juveniles. Largas inundaciones, generalmente, ocasionan una disminución en el potencial de producción vegetal. Presencia de tipos de vegetación especializada para diferentes grados de inundación.	Los sistemas de manejo deben tener en cuenta que algunos tipos de vegetación son típicos de ciertos patrones de inundación. Debido a que los individuos más desarrollados son, generalmente, más resistentes a las inundaciones que los pequeños, es importante ayudar a mejorar su crecimiento en las etapas juveniles a fin de lograr un buen establecimiento, por ejemplo mediante el clareo de liberación o la plantación de individuos de mayor tamaño.
Régimen de alteración de la vegetación	En el cinturón meándrico tienen lugar grandes alteraciones relacionadas con la erosión y el depósito de sedimentos; los bosques de llano inundable, aparentemente, tienen un alto poder de recuperación. Muchos bosques de llano inundable están en etapas de sucesión relativamente tempranas.	Las intervenciones forestales relativamente abruptas pueden tener lugar dentro del rango de las alteraciones que regularmente ocurren. A través de intervenciones continuas, ciertas etapas de sucesión forestal pueden ser mantenidas permanentemente al nivel deseable.

Continúa...

... Continúa

Atributo	Características en el medio ambiente de la llanura aluvial inundable.	Implicancias en el manejo y la conservación de los bosques.
Dinámica de la vegetación	Las tasas de crecimiento, de mortalidad y de repoblación son, generalmente, altas si se comparan con las de otros lugares de bosque húmedo tropical. Los bosques responden, sin pérdida del potencial de crecimiento, a las intervenciones, sin remoción, de hasta el 25% del área basal.	Alto potencial de producción. Buena respuesta a las intervenciones.
Ubicación	Proximidad al sistema natural de la infraestructura ribereña.	Fácil acceso y costos de extracción relativamente bajos, cuando se transporta por flotación o en chatas/barcos.
Tamaño del hábitat	A menudo, pequeñas porciones de medio ambientes uniformes y etapas de sucesión que pueden ser ubicadas lejos unas de otras.	Los sistemas de manejo y conservación deben ser capaces de controlar y lidiar con pequeñas y dispersas entidades de producción.

6. RECONOCIMIENTOS

El Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), su estación de campo y el Centro de Investigaciones Jenaro Herrera (CIJH), gentilmente proporcionaron las instalaciones de campo y la logística. El personal del CIJH y el pueblo de Jenaro Herrera aceptaron y contribuyeron a la culminación del trabajo de campo, especialmente Arístides Vásquez, Nitzen Saavedra, David Maytahuari, Francisco Cachique, Julio Irarica, Leandro Ruíz, Jaime Vásquez y Hugo Vásquez. Henry Meilby y Wil de Jong comentaron la versión preliminar de este manuscrito. Los fondos fueron proporcionados por la Agencia Danesa de Desarrollo Internacional (DANIDA) y el Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR).

7. BIBLIOGRAFIA

ALDER, D.; SYNNOTT, T.J. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forests. In: *Tropical Forestry Papers* N° 25. Oxford: Oxford Forestry Institute. 124 pp.

- BALSLEV, H.; LUTEYN, J.; OLIGAARD, B.; HOIM-NIEISEN, L.B. 1987. Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain roces in Amazonian Ecuador. In: *Opera Botanica*, 92: 37-57.
- BAWA, K.S.; Hadley, M. 1990. *Reproductive ecology of tropical forest plants*. Paris: UNESCO. 420 pp.
- BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. 1996. *Ecology. Individuals, populations and communities*. Oxford: Blackwell Science. 1068 pp.
- BROKAW, N.V.L. 1982. Treefalls: Frequency, timing, and consequences. En: J.E.G. Leigh; A.S. Rand; D.M. Windsor (editors). *The ecology of a tropical forest. Seasonal rhythms and long-term changes*. Washington, D.C: Smithsonian Institution Press. pp. 101-108.
- BRUENIG, E.F. 1996. *Conservation and management of tropical rainforests. An integrated approach to sustainability*. Wallingford: CAB International. 339 pp.
- BUSCHBACHER, R.J. 1990. Natural forest management in the humid tropics: ecological, social, and economic considerations. In: *Ambio*, 19(5): 253-258.
- CAMPBELL, D.G.; DOUGIAS, C.D.; PRANCE, G.T.; MACIEL, U.N. 1986. Quantitative ecological inventory of terra firme and várzea tropical forest on the Río Xingu, Brazilian Amazon. In: *Brittonia*, 38(4): 369-393.
- CANNELL, M.G.R. 1984. Woody biomass of forest stands. In: *Forest Ecology and Management*, 8: 299-312.
- CLARK, D.A.; CLARK, D.B. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. In: *Ecological Monographs*, 62(3): 315-344.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. In: *Ecological Monographs*, 65(4): 419-439.

- DUMONT, J.F.; LARNOTTE, S.; KAHN, F. 1990. Wetland and upland forest ecosystems in Peruvian Amazonia: Plant species diversity in the light of some geological and botanical evidence. In: *Forest Ecology and Management*, 33134: 125-139.
- FOSTER, R.B.; ARCE, J.B.; WACHTER, T.S. 1986. Dispersal and the sequential plant communities in Amazonian Peru floodplain. In: A. Estrada; T.H. Fleming (editors). *Frugivores and seed dispersal*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers. pp. 357-370.
- FREITAS, L.A. 1996a. *Caracterización florística y estructural de cuatro comunidades boscosas de la llanura aluvial inundable en la zona Jenaro Herrera, Amazonía Peruana*. Documento Técnico N° 21. Iquitos: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. 73 pp.
- _____ 1996b. *Caracterización florística y estructural de cuatro comunidades boscosas de terraza baja en la zona de Jenaro Herrera, Amazonía Peruana*. Documento Técnico N° 26. Iquitos: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. 77 pp.
- GENTRY, A.H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. In: M.K. Hecht; B. Wallace; G.T. Prance (editors). *Evolutionary biology*. Volumen 15. New York: Plenum Press. pp. 1-84.
- _____ 1986. Sumario de patrones fitogeográficos neotropicales y sus implicaciones para el desarrollo de la Amazonía. En: *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 16(61): 101-116.
- _____ 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. In: *Ann Missouri Bot Gard*, 75: 1-34. San Luis (USA).
- _____ 1992. Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. In: *OIKOS*, 63: 19-28.
- GENTRY, A.H.; TERBORGH, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu "mature" floodplain forest. In: A.H. Gentry (editor). *Four neotropical rainforests*. New Haven and London: Yale University Press. pp. 542-563.

- GÓMEZ-POMPA, A.; BURLEY, F.W. 1991. The management of natural tropical forests. In: A. Gomez-Pompa; T.C. Whitmore; Hadley (editors). *Rain forest regeneration and management*. Paris: UNESCO, pp. 3-18.
- GÓMEZ-POMPA, A.; WHITRNORE, T.C.; HADLEY, M. 1991. *Rain forest regeneration and management*. Paris: UNESCO. 457 pp.
- GRAFF, D.N.R. 1986. *A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Surinam*. Den Haag: CIP-Gegevens Koninklijke Bibliotheek. 250 pp.
- GREIG-SMITH, P. 1983. *Quantitative plant ecology*. Blackwell Scientific Publications. 359 pp.
- HASTINGS, A. 1996. *Population biology. Concepts and models*. New York: Springer. 220 pp.
- HUBBELL, S.P. 1995. Toward a global research strategy on the ecology of natural tropical forests to meet conservation and management needs. In: A.E. Lugo; C. Lowe (editors). *Tropical forests: management and ecology*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 423-437.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. 1990. Structure, dynamics, and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. In: A.H. Gentry (editor). *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press. pp. 522-541.
- JUNK, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: L.B. Holm-Nielsen; I.C. Nielsen; H. Balslev (editors). *Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press Limited. pp. 47-64.
- KIMN-IINS, J.P. 1997. *Forest ecology. A foundation for sustainable management*. New Jersey: Prentice Hall. 596 pp.
- KORNING, J.; BALSLEV, H. 1994a. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. In: *Journal of Tropical Ecology*, 10: 151-166.

- _____ 1994b. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. In: *Journal of Vegetation Science*, 4: 77-86.
- KVIST, L.P.; NEBEL, G. 1999. *A review of Peruvian flood plain forests: Ecosystems, inhabitants and resource use*. Copenhagen - Dinamarca: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- KVIST, L.P.; ANDERSEN, M.K.; HESSEISOE, M.; VANCLAY, J. 1995. Estimating use-values and relative importance of Amazonian flood plain trees and forests to local inhabitants. In: *Commonwealth Forestry Review*, 74(4): 293-300.
- KVIST, L.P.; ANDERSEN, M.K.; STAGEGAARD, J.; HESSEISOE, M.; LLAPAPASCA, C. 1999a. *Extraction from woody forest plants in flood plain communities in Amazonian Peru: Evaluation, choice and conservation status of resources*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- KVIST, L.P.; GRAM, S.; CÁCERES, A.C.; ORÉ, I.B. 1999b. *Socio-economy of villagers in the Peruvian Amazon with a particular focus at extraction: A comparison of seven flood plain communities along the lower Ucayali and Marañon rivers*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- LAMPRECHT, H. 1989. *Silviculture in the tropics. Tropical forest ecosystems and their tree species - possibilities and methods for their long-term utilization*. Eschbom: GTZ. 296 pp.
- _____ 1993. Silviculture in the tropical natural forests. In: L. Pancel (editor). *Tropical forestry handbook*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. pp. 727-810.
- LANG, G.E.; KNIGHT, D.H. 1983. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. In: *Ecology*, 64(5): 1075- 1 080.
- LEIGH, E.G.; RAND, A.S.; WINDSOR, D.M. 1982. *The ecology of a tropical forest. Seasonal rhythms and long-term changes*. Washington: The Smithsonian Institution. 503 pp.

- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; HARTSHORN, G.S.; PERALTA, R. 1985a. Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. In: *Journal of Tropical Ecology*, 1: 97-109.
- _____. 1985b. Mortality patters and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. In: *Journal of Ecology*, 73: 915-924.
- _____. 1990. Forest dynamics at La Selva biological station, 1969-1985. In: A.H. Gentry (editor). *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press. pp. 509-521.
- MCDADE, L.A.; BAWA, K.S.; HESPENHEIDE, H.A.; HARTSHORN, G.S. 1994. *La Selva. Ecology and natural history of a Neotropical rain forest*. Chicago: The University of Chicago Press.
- NEBEL, G.; KVIST, L.P.; VANCLAY, J.; CHRISTENSEN, H.; FREITAS, L.; RUÍZ, J. 1999a. *Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: I. Overstorey*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- NEBEL, G.; DRAGSTED, J.; VANCLAY, J. 1999b. *Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon: II. The understorey of restinga forests*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources, Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- PHILLIPS, O.L.; GENTRY, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. In: *Science*, 263: 954-958.
- PHILLIPS, O.L.; HALL, P.; GENTRY, A.H.; SAWYER, S.A.; VÁSQUEZ, R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. In: *Pro. Natl. Acad. Sci. (USA)*, 91: 2805-2809.
- PUTZ, F.E.; MILTON, K. 1982. Tree mortality rates on Barro Colorado Island. In: E.G. Leigh; A.S. Rand; D.M. Windsor (editors). *The ecology of a tropical forest. Seasonal rhythms and long-term changes*. Smithsonian Institution. pp. 95-100.

- RANKIN-DE-MÉRONA, J.M.; HUTCHINGS, H.; LOVEJOY, T.E. 1990. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. In: A.H. Gentry (editor). *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press. pp. 573-584.
- RICHARDS, P.W. 1996. *The tropical rain forest*. Cambridge: Cambridge University Press. 575 pp.
- SALO, J.; KALLIOLA, R.; HÁKKINEN, L.; MÁKINEN, Y.; NIEMELÁ, P.; PUHAKKA, M.; COLEY, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. In: *Nature*, 322: 254-258.
- SILVA, J.N.M. 1989. *The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging*. Oxford: Oxford Forestry Instituto. 302 pp.
- SWAYNE, M.D.; HALL, J.B.; ALEXANDER, I.J. 1987a. Tree population dynamics at Khade, Ghana (1968-1982). In: *Journal of Tropical Ecology*, 3: 331-345.
- SWAYNE, M.D.; LIEBERMAN, D. Y PUTZ, F.E. 1987b. The dynamics of tree populations in tropical forests: a review. In: *Journal of Tropical Ecology*, 3: 359-366.
- UHL, C.; CIARK, K.; DEZZEO, N.; MAQUIRINO, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. In: *Ecology*, 69(3): 751-763.
- VAN DER MEER, P.J.; BONGERS, F. 1995a. Patterns of treefalls and branchfalls. In: P.J. Van der Meer (editor). *Canopy dynamics of a tropical rain forest in French Guiana*. Den Haag: CIP-Data Koninklijke Bibliotheek. pp. 35-57.
- _____ 1995b. Formation and closure of canopy gaps in the rain forest of Nouragues, French Guiana. In: P.J. Van der Meer (editor). *Canopy dynamics of a tropical rain forest in French Guiana*. Den Haag: CIP-Data Koninklijke Bibliotheek. pp. 58-78.
- VANCLAY, J. 1993. Saving the tropical forest: needs and prognosis. In: *Ambio*, 22(4): 225-23 1.
- _____ 1994. *Modelling forest growth and yield. Applications to mixed tropical forests*. Wallingford: CAB International. 312 pp.

- WHITMORE, T.C. 1995. Perspectives in tropical rain forest research. In: A.E. Lugo; C. Lowe (editors). *Tropical forests: ecology and management*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 397-407.
- WORBES, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: W.J. Junk (editor). *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 223-266.
- WORBES, M.; KLINGE, H.; REVILLA, J.D.; MARTIUS, C. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. In: *Journal of Vegetation Science*, 3: 553-564.

Figura 1

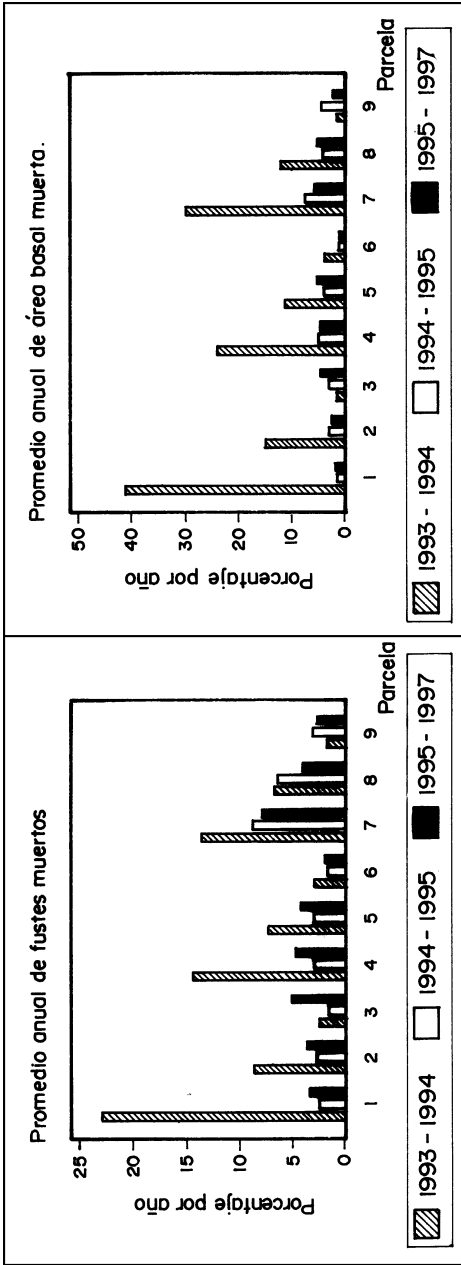


Fig. 1. Tasas anuales de mortalidad expresada en términos de fuste y área basal. Los datos pertenecen a las parcelas muestras situadas en los bosques de restinga alta (parcela 1-3), restinga baja (parcelas 4-6) y tahuampa (parcelas 7-9) en Braga – Supay y Lobillo, Amazonia Peruana. Las parcelas 1, 4 y 7 fueron sometidas a un apeado intenso, las parcelas 2, 5 y 8 a un apeado moderado, mientras que las parcelas 3, 6 y 9 permanecieron intactas.

Figura 2

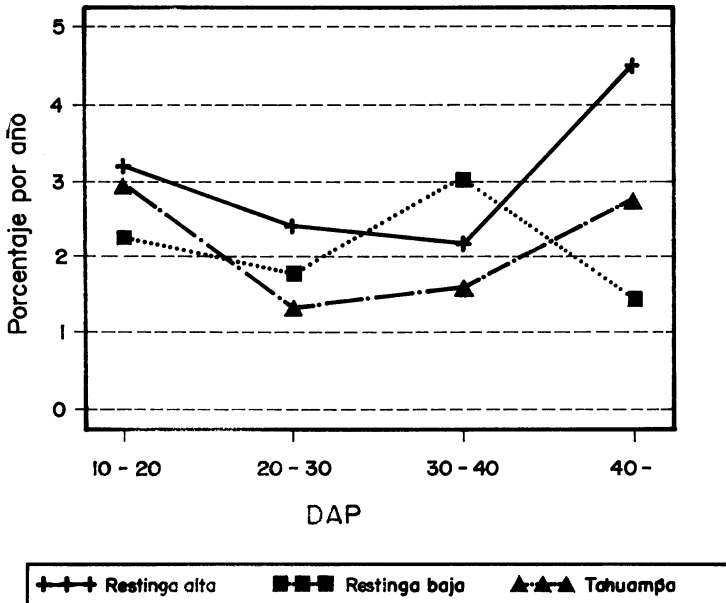


Fig. 2. Tasas de mortalidad promedio anual expresada en términos de fuste por clase diamétrica para las parcelas-muestra-permanentes-intactas, localizadas en los bosques de la llanura aluvial inundable de Braga-Supay y Lobillo, Amazonía Peruana.

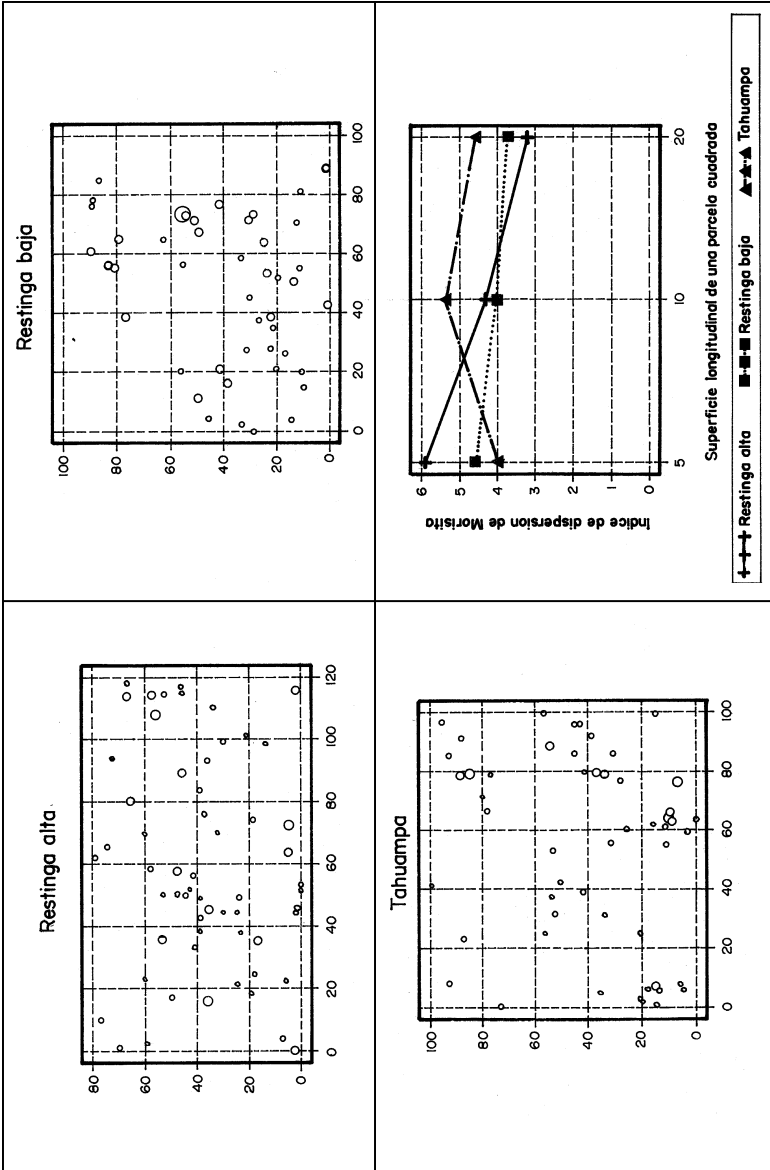


Fig. 3. Dispersión de individuos muertos en las parcelas permanentes de muestreo sin tratamiento durante el periodo 1993 a 1997. En los bosques de la llanura aluvial inundable de Braga – Supay y Lobillo, Amazonía Peruana. Los valores corresponden al índice de dispersión de Morisita (I_s)

Figura 4

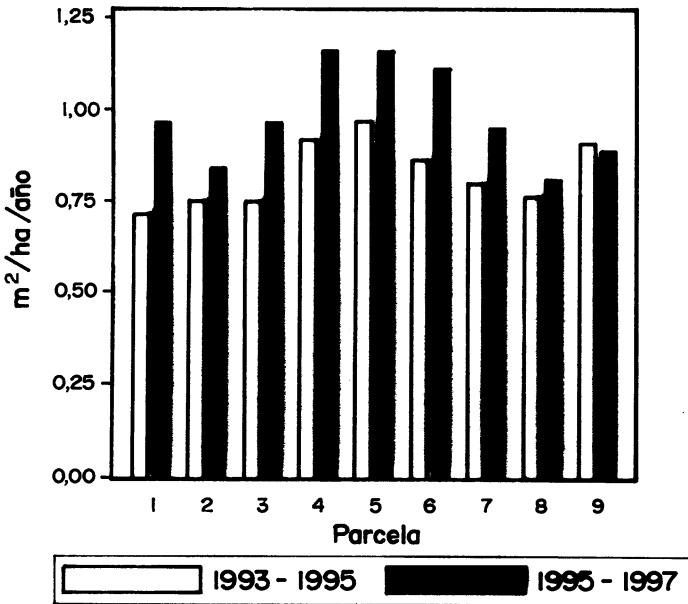


Fig. 4. Incremento medio anual en área basal ($m^2/ha/año$) en parcelas permanentes de crecimiento situadas en los bosques de la llanura aluvial inundable de restinga alta (parcelas 1-3), restinga baja (parcelas 4-6) y tahuampa (parcelas 7-9) en Braga-Supay y Lobillo, Amazonía Peruana. Las parcelas 1, 4 y 7 fueron sometidas a un apeo intenso; las parcelas 2, 5 y 8 a un apeado moderado, mientras que las parcelas 3, 6 y 9 permanecieron intactas.

Figura 5

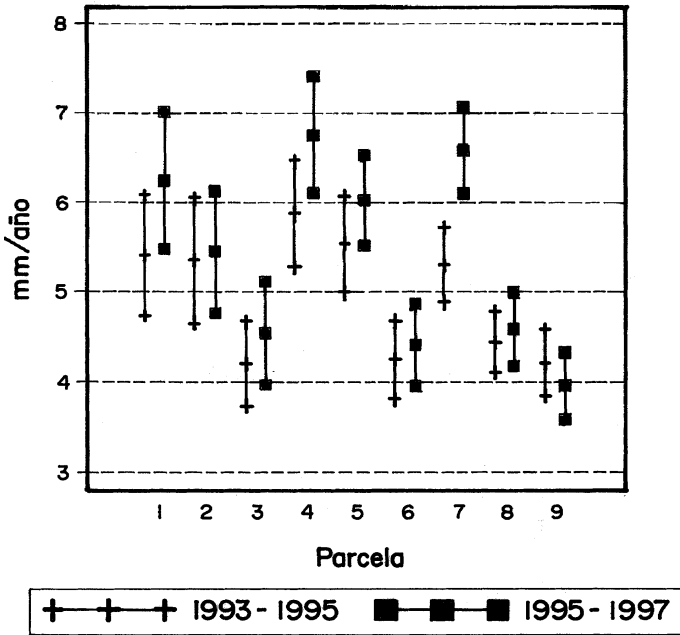


Fig. 5. Promedio y límites al 95% de confianza para el incremento medio anual en diámetro (mm/año) de los individuos < 10 cm DAP en las parcelas permanentes de crecimiento localizadas en los bosques de la llanura aluvial inundable de restinga alta (parcelas 1-3), restinga baja (parcelas 4-6) y tahuampa (parcelas 7-9) en Braga-Supay y Lobillo, Amazonía Peruana. Las parcelas 1, 4 y 7 fueron sometidas a un apeo intenso; las parcelas 2, 5 y 8 a un apeado moderado, mientras que las parcelas 3, 6 y 9 permanecieron intactas.

EL INTERCAMBIO DE PRODUCTOS FORESTALES DIFERENTES DE LA MADERA EN EL AMBITO DE IQUITOS - PERU

Juan Baluarte Vásquez¹ y Mauro Vásquez Ramírez²

RESUMEN

En el presente documento se reporta el volumen de venta mensual de los productos forestales no maderables, comercializados con mayor frecuencia en el mercado de Iquitos, y la participación de los principales centros de expendio en esta actividad económica. El 63% de los productos forestales diferentes de la madera que se comercializan en Iquitos, corresponden a alimentos (frutas y hojas tiernas), el 15% tienen uso medicinal, el 11% para artesanías y el 11% restante tiene otros usos. En el mercado de Morona Cocha se comercializa el 21% del volumen de ventas, seguido de Belén y Bellavista-Nanay con 19 y 15%, respectivamente. El volumen de comercialización mensual es de 184,41 t, correspondiendo a irapay (*Lepidocaryum tenue*) el 42%. Cuatro productos: irapay (*L. tenue*), aguaje (*Mauritia flexuosa*), ungurahui (*Oenocarpus bataua*) y aguajillo (*Mauritiella aculeata*), congregan juntos el 84% del volumen de venta mensual. El importe mensual generado por la venta de los 27 productos comercializados es de S/. 63 716, correspondiendo a aguaje (*M. flexuosa*), huambé (*Philodendron* sp.), irapay (*L. tenue*) y ungurahui (*Oenocarpus bataua*) el 56% de este monto; cada uno de los cuatro productos antes mencionados genera ingresos mensuales superiores a 5 000 nuevos soles, constituyéndose en productos atractivos para la comercialización y sustento de los pobladores de la región.

Palabras clave: Comercialización, productos forestales diferentes de la madera, Amazonía Peruana.

-
- 1 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Avda. A. Quiñones km 2,5. E-mail: pet@iiap.org.pe; jbaluarte@iiap.org.pe
 - 2 Proyecto Especial de Desarrollo Colombo-Peruano. Non Timber Forest Products Interchange around Iquitos-Peru. Calle Brasil 355. Iquitos (Perú).

ABSTRACT

Monthly volume sales of non timber forest products frequently commercialized in the Iquitos market and the participation of the main trading centers are reported in this paper. 63% of non timber forest products commercialized in Iquitos are connected to food (fruits and young leaves), 15% are used for medicine, 11% for handicraft, and the remaining 11% is derived to different uses. At Morona Cocha market 21% of the sales volume is commercialized, while in Belen and Bellavista-Nanay markets only the 19% and 15% are exchanged, respectively. Monthly commercialized volume is 184,41 t, where 42% corresponds to irapay (*Lepidocaryum tenue*). Four non timber forest products, irapay (*L. tenue*), aguaje (*Mauritia flexuosa*), ungurahui (*Oenocarpus bataua*) and aguajillo (*Mauritiella aculeata*) make altogether 84% of the monthly sales volume. Incomes generated for selling the 27 products is S/. 63 716, where aguaje (*M. flexuosa*), haumbé (*Philodendron sp.*), irapay (*L. tenue*) and ungurahui (*O. bataua*) hold the 56% of this amount. Each product above mentioned provides monthly incomes higher than S/. 5 000, turning attractive this products both for interchanging and local people subsistence.

Key words: Commercialization, non timber forest products, Peruvian Amazon.

1. INTRODUCCION

A pesar de que la agricultura, principalmente de cultivos anuales, ha reemplazado a la extracción forestal como la actividad económica más importante en el ámbito de Iquitos, los productos forestales diferentes de la madera siguen contribuyendo en gran medida a la economía local (Vásquez y Gentry, 1989; Mejía, 1995; Padoch, 1990).

Debido a la enorme trascendencia que ha cobrado la comercialización de los productos del bosque, muchas familias de la región obtienen 50% o más de su ingreso monetario de estos productos (Padoch, 1990). Sin embargo, la comercialización de estos productos ha sido escasamente tratada en nuestra región, a excepción de los productos elaborados usando palmeras (Mejía, 1992; Pacheco, Espíritu e Hidalgo, 1992).

Los productos forestales diferentes de la madera representan uno de los grupos de productos más complejos desde el punto de vista de la comercialización debido a su número, versatilidad y variedad de aplicaciones (Lintu, 1995).

Históricamente, la comercialización de los productos forestales diferentes de la madera, en la zona, está caracterizada por la aparición de auges pasajeros de ciertos productos, cuyas ganancias han sido escasamente revertidas en nuestra región.

Durante el período de ejecución del presente estudio -setiembre, octubre y noviembre de 1997-, correspondiente a la época de vaciante y media vaciante de los ríos de la región, se ha registrado y monitoreado la comercialización de 27 especies forestales diferentes de la madera de origen vegetal; de ellas, el 63% pertenece al rubro de alimentos (frutas y hojas tiernas), el 15% a medicinas, el 11,11% a artesanías, el 7,4% a materiales de construcción y el 3,7% a hojas para empaquetar alimentos.

El escaso número de productos comercializados está, probablemente, relacionado con el período de ejecución del presente estudio ya que, como es conocido, gran parte de los productos que se comercializan en Iquitos, principalmente frutas, tienen carácter estacional.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1. Jurisdicción y características de la zona donde se realizó el trabajo

El presente estudio se realizó en el ámbito de las ciudades de Iquitos y Punchana. Ambas ciudades pertenecen a la provincia de Maynas, región Loreto, 03°45'S y 73°15'O, a una altitud de 126 msnm. Presentan un clima con las siguientes características: precipitación media anual, 2 876,5 mm; temperatura media, 24,3°C y humedad relativa promedio mensual, 80%.

2.2. Características de los centros de expendio monitoreados durante el presente trabajo

Los centros de expendio seleccionados para el presente trabajo se indican en el Cuadro 1. Allí, se resaltan las características más importantes como ubicación y accesibilidad.

Cuadro 1. Principales centros de expendio de productos forestales diferentes de la madera en el ámbito de Iquitos.

CENTROS DE EXPENDIO	CARACTERISTICAS
ASTORIA	Ubicado al norte de la ciudad de Iquitos, distrito de Punchana, a orillas del río Amazonas, en la Av. de la Marina, fácil acceso. En años anteriores uno de los centros de mayor acopio de productos forestales diferentes de la madera que eran exportados a países europeos, principalmente.
BELLAVISTA – NANAY	Ubicado al norte de la ciudad de Iquitos, en el distrito de Punchana, a orillas del río Nanay. La accesibilidad es fácil ya que el lugar es paradero de muchas líneas de transporte.
MERCADILLO MORONA COCHA Y ALREDEDORES	En esta zona se encuentra el mayor número de centros de acopio y comercialización de hojas para cubiertas de techo, principalmente de irapay, yarina y otros. Está ubicado al lado oeste de la ciudad, frente al lago de Morona Cocha, en la Av. del Ejército, curva de Morona Cocha. Es de fácil acceso.
P. BELEN Y ALREDEDORES	Ubicado en la parte sur-este de la ciudad, en la desembocadura del río Itaya al río Amazonas. Es el centro de acopio y comercialización más grande de Iquitos.
MERCADILLO “LA NORTEÑITA”	Ubicado en la parte nor-oeste de la ciudad de Iquitos en las intersecciones de las calles Putumayo y Manco Capac. De fácil acceso. Se caracteriza por no ser un centro de acopio directo, ya que los productos forestales diferentes de la madera que se ofertan son adquiridos en centros de acopio mayores.
MERCADO DE PRODUCTORES	Ubicado en la parte nor-este de la ciudad, a orillas del río Amazonas, en la intersección de las calles La Condamine con Requena. Cuenta con infraestructura nueva para el acopio y comercialización de productos. De fácil acceso.

Continúa...

Continúa...

CENTROS DE EXPENDIO	CARACTERISTICAS
QUISTOCOCHA	Ubicado a 42 minutos aproximadamente de la ciudad, con un recorrido de 13 km por la carretera Iquitos-Nauta; el acceso es a través de la vía terrestre. En dicho caserío se encuentra el Parque Zoológico de Quistococha.
RUMOCOCHA	Ubicado a 20 minutos aproximadamente de la ciudad, con un recorrido de 6 km por la carretera que conduce a Santa Clara. El acceso es por vía terrestre y fluvial a través del río Nanay. Está a orillas del río Nanay.
SANTA CLARA	Uno de los balnearios más importantes de Iquitos, ubicado 48 minutos aproximadamente de la ciudad, con un recorrido de 15 km. El acceso es por vía terrestre y fluvial por el río Nanay. Está a orillas del río Nanay.
SANTO TOMAS	Balneario turístico, ubicado a 50 minutos aproximadamente, con un recorrido de 16 km. El acceso es por vía terrestre y fluvial a través del río Nanay.

Fuente: Recolección de información en trabajos de campo.

El procedimiento consistió en visitas de una vez por semana durante tres meses (septiembre-noviembre 1997) a los centros de expendio seleccionados para el presente trabajo. Este seguimiento permitió conocer el volumen de comercialización diario y mensual, el precio unitario de cada producto y el monto total recaudado diaria y mensualmente por la venta de los productos forestales diferentes de la madera.

2.3. Especies de productos forestales diferentes de la madera

El monitoreo de la comercialización de los productos forestales diferentes de la madera, se ha limitado al registro de 27 especies de origen vegetal, que se comercializan con mayor frecuencia en los centros de expendio arriba citados.

3. RESULTADOS Y DISCUSIONES

3.1. Centros de expendio monitoreados durante el presente trabajo

Los centros de comercialización monitoreados en el presente estudio han sido identificados en base a la accesibilidad de los extractores e intermediarios para la comercialización de los productos.

Los centros de expendio ubicados en poblados cercanos a Iquitos y en la ribera del río Nanay, están caracterizados por la venta directa de los extractores de estos productos; entre estos lugares están Bellavista-Nanay, Morona Cocha y alrededores, Santa Clara, Rumococha y Santo Tomás.

El mercadillo de Morona Cocha y alrededores se ha especializado en la venta de irapay, por esta razón este lugar aporta el 37% de la venta mensual de este producto en Iquitos, cuyo monto de comercialización mensual es similar a los resultados reportados por Pacheco, Espíritu e Hidalgo (1992). En general, este mercadillo es el mayor centro de comercialización de productos diferentes de la madera, allí se comercializa el 21% del volumen de ventas mensuales de productos forestales diferentes de la madera, seguido de los mercados de Belén y Bellavista-Nanay con 19% y 15%, respectivamente. En estos tres mercados juntos se comercializa el 55% de los productos forestales diferentes de la madera, en Iquitos. Esta realidad nos permite sugerir que el control de estos productos se centraliza en estos tres principales mercados.

No obstante, constituir el mercado de Morona Cocha en el principal centro de comercialización de productos forestales diferentes de la madera, contribuye con una menor variedad de productos que se comercializan en el ámbito de Iquitos. En este aspecto, el mercado de Belén muestra una mayor variedad (89%), seguido del mercado Bellavista-Nanay con 85% de los productos que se comercializan en el ámbito de Iquitos.

La comercialización de estos productos en los centros de expendio citados, se desarrolla libremente, utilizando diversas unidades de medida, dependiendo del tipo y cantidad del producto, pudiendo ser sacos, rollos o porciones.

La existencia de este mercado paralelo, escasamente controlado por el sector agrario, demuestra que esta actividad se desarrolla dentro de un contexto bastante informal,

perjudicando al Estado peruano por la evasión de impuestos que generaría el aprovechamiento de este recurso.

3.2. Especies de productos forestales diferentes de la madera que se comercializan en el ámbito de Iquitos

Las 27 especies que proporcionan productos forestales diferentes de la madera, que se comercializan en los centros de expendio del ámbito de Iquitos, se clasifican en: (a) alimenticios (frutas y hojas tiernas), 63%; (b) medicinales, 15%; (c) artesanales, 11%; (d) materiales de construcción, 7%; (e) empaques de alimentos, 4% (Figura 1).

Esta situación refleja que la población amazónica utiliza los productos del bosque para satisfacer sus necesidades elementales como alimentación, salud y vivienda; siendo estos productos de trascendental importancia para la vida del poblador de esta región del país.

El número de especies, evaluadas en este informe, que proporcionan productos forestales diferentes de la madera, es inferior a los resultados reportados por Vásquez y Gentry (1989); Padoch (1990) y Mejía (1995). Este escaso número de especies está relacionado con el período en el que se desarrolló el presente estudio, ya que muchos de los productos forestales diferentes de la madera, son estacionales, especialmente los frutos.

3.3. Volumen comercializado e ingresos generados en los centros de venta monitoreados

En el Cuadro 2 del Anexo, se presentan los montos comercializados en toneladas (t) y nuevos soles (S/.) por trimestre y mensual, generado por la comercialización de productos forestales diferentes de la madera, en los principales centros de expendio del ámbito de Iquitos. El Cuadro 3 resume esta información; allí, se puede apreciar que el volumen de venta mensual de estos productos asciende a 184 401 toneladas equivalente a S/. 63 716.

Cuadro 2. Comercialización de productos forestales diferentes de la madera en los principales centros de expendio del ámbito de Iquitos, monitoreados durante tres meses (setiembre a noviembre de 1997).

""PROD	ASTORIA		MERCADO DE PRODUCTOR		PUERTO BELEN Y ALREDEDOR		BELLAVISTA NANAY		MERCADILLO MORONA COCHA Y ALREDEDOR	
	M. C.		M. C.		M. C.		M. C.		M. C.	
	t	S/.	t	S/.	t	S/.	t	S/.	t	S/.
Aguaje	10,20	2 793,80	6,12	1 740,00	31,62	8 100,00	18,36	4 950,00	15,30	3 825,00
Aguajillo	3,78	907,50	0,00	0,00	13,23	3 300,00	4,73	765,00	0,00	0,00
Ampihuasca	0,00	0,00	0,01	352,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bombonaje	0,96	840,00	0,00	0,00	2,52	2 427,00	1,68	1 035,00	0,00	0,00
Camu Camu	0,53	600,00	0,47	525,00	1,74	1 950,00	0,65	735,00	1,07	1 200,00
Castaña	0,72	480,00	0,20	123,00	1,35	768,00	0,50	354,00	0,18	108,00
Cañabrava	8,40	900,00	6,30	480,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chambira	0,90	225,00	0,62	240,00	0,86	330,00	0,74	285,00	0,27	105,00
Charichuelo	0,11	127,50	0,10	97,50	0,35	345,00	0,27	342,00	0,00	0,00
Chope	0,00	0,00	0,23	75,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chuchuasi	0,09	150,00	0,00	0,00	0,06	105,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cinamillo	0,28	165,00	0,00	0,00	0,94	550,00	0,26	150,00	0,00	0,00
Hoja de Bijao	0,00	0,00	0,00	0,00	0,52	570,00	0,18	194,00	0,00	0,00
Huambé	0,46	1 380,00	0,17	1 185,00	0,50	3 195,00	0,36	2 415,00	0,23	1 485,00
Huito	0,04	60,00	0,03	30,00	0,07	129,00	0,05	127,50	0,03	53,50
Irapay	13,50	2 250,00	0,00	0,00	20,25	4 650,00	36,00	6 570,00	85,50	14 250,00
Leche Caspi	0,04	90,00	0,00	0,00	0,11	187,50	0,09	360,00	0,02	52,50
Leche de Ojé	0,04	480,00	0,03	495,00	0,08	1 365,00	0,06	570,00	0,00	0,00
Palmito	1,31	813,00	0,72	450,00	2,30	1 230,00	0,95	588,00	1,08	582,00
Parinari	0,04	36,00	0,00	0,00	0,20	285,00	0,09	135,00	0,00	0,00
Pijuayo	1,92	2 010,00	1,20	1 185,00	4,20	4 380,00	1,68	1 725,00	0,96	825,00
Sachamango	0,13	102,00	0,01	12,75	0,28	252,00	0,12	171,00	0,06	61,50
S. de grado	0,05	750,00	0,02	367,50	0,09	1 335,00	0,08	735,00	0,02	300,00
Shimbillo	0,43	303,00	0,32	180,00	0,42	232,50	0,30	160,50	0,19	105,00
Tamishi	0,06	200,00	0,23	450,00	0,09	1 680,00	0,14	2 820,00	0,05	810,00
Ubos	0,87	948,00	0,00	0,00	1,96	1 710,00	1,50	1 194,00	0,48	495,00
Ungurahui	7,80	2 040,00	2,93	780,00	23,40	6 195,00	15,60	3 840,00	10,73	2 525,00
TOTAL	52,64	18 650,80	19,70	8 768,25	107,13	45 271,00	84,38	30 221,00	116,16	26 782,50

M.C.= Monto de comercialización t = toneladas

MERCADILLO LA NORTEÑITA		SANTA CLARA		RUMOCOCHA		SANTO TOMAS		QUISTOCOCHA		MONTO COMERCIAL		INGRESO	
M. C.		M. C.		M. C.		M. C.		M. C.		TOTAL	MENS.	TOTAL	MENS.
t	S/.	t	S/.	t	S/.	t	S/.	t	S/.	t	t	S/.	S/.
3,57	1 095,00	15,30	3 645,00	9,18	2 190,00	5,61	1 470,00	2,55	645,00	117,81	39,27	30 453,80	10 151,27
0,00	0,00	7,12	1 845,00	3,78	866,25	0,00	0,00	0,00	0,00	32,63	10,88	7 683,75	2 561,25
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	352,50	117,50
0,00	0,00	0,91	738,75	0,12	75,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,19	2,06	5 115,75	1 705,25
0,44	495,00	1,09	1 155,00	0,80	786,00	0,57	645,00	0,35	390,00	7,72	2,57	8 481,00	2 827,00
0,23	177,00	0,65	292,50	0,54	215,00	0,41	183,00	0,00	0,00	4,77	1,59	2 700,50	900,17
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,70	4,90	1 380,00	460,00
0,47	180,00	1,17	450,00	0,86	330,00	0,51	177,00	0,37	142,50	6,77	2,26	2 464,50	821,50
0,00	0,00	0,11	100,50	0,11	93,00	0,05	52,50	0,03	30,00	1,12	0,37	1 188,00	396,00
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	75,00	25,00
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,05	255,00	85,00
0,00	0,00	0,11	67,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,59	0,53	932,50	310,83
0,00	0,00	0,68	729,00	0,57	624,00	0,20	211,00	0,47	510,00	2,62	0,87	2 838,00	946,00
0,00	0,00	0,26	1 620,00	0,20	1 260,00	0,13	645,00	0,00	0,00	2,31	0,77	13 185,00	4 395,00
0,01	19,95	0,05	55,50	0,02	39,00	0,01	16,50	0,00	0,00	0,32	0,11	530,95	176,98
0,00	0,00	19,20	2 902,50	24,75	4 290,00	31,50	4 770,00	0,00	0,00	230,70	76,90	39 682,50	13 227,50
0,00	0,00	0,08	147,00	0,02	45,00	0,03	60,00	0,00	0,00	0,39	0,13	942,00	314,00
0,00	0,00	0,06	757,50	0,01	165,00	0,01	105,00	0,00	0,00	0,29	0,10	3 937,50	1 312,50
0,45	300,00	1,67	627,00	0,81	330,00	0,18	60,00	0,00	0,00	9,45	3,15	4 980,00	1 660,00
0,00	0,00	0,05	75,00	0,01	18,75	0,02	30,00	0,00	0,00	0,42	0,14	579,75	193,25
0,24	273,00	1,02	795,00	0,84	660,00	0,60	453,00	0,36	315,00	13,02	4,34	12 621,00	4 207,00
0,03	33,00	0,19	153,00	0,13	165,00	0,04	63,00	0,00	0,00	0,98	0,33	1 013,25	337,75
0,00	0,00	0,04	502,50	0,08	1 200,00	0,02	121,50	0,00	0,00	0,38	0,13	5 311,50	1 770,50
0,32	180,00	0,65	360,00	0,42	202,25	0,27	150,00	0,23	127,50	3,55	1,18	2 000,75	666,92
0,00	0,00	0,02	251,25	0,03	450,00	0,02	191,25	0,00	0,00	0,62	0,21	6 852,50	2 284,17
0,00	0,00	2,24	1 320,00	1,35	795,00	0,77	558,00	0,31	225,00	9,49	3,16	7 245,00	2 415,00
2,44	757,50	12,68	2 880,00	6,34	1 470,00	2,44	540,00	0,98	232,50	85,31	28,44	21 260,00	7 086,67
8,20	3 510,45	65,36	21 469,50	50,96	16 269,25	43,37	10 501,75	5,64	2 617,50	553,32	184,43	184 062,00	61 354,00

Cuadro 3. Volumen e ingreso mensual de productos diferentes de la madera comercializados en los centros monitoreados.

N° PRODUCTO	UNIDAD DE MEDIDA UM	EQUIVAL. PROM/UM (Kg)	PRECIO UNIT/UM (S/.)	VENTA MENSUAL		
				UM	(t)	(S/.)
1. Aguaje	Saca	68,00	17,56	577,00	39,270	10 152
2. Aguajillo	Saca	63,00	14,85	172,50	10,867	2 561
3. Ampihuasca	Rollo	0,90	23,50	5,00	0,004	117
4. Bijao	Rollo	0,25	0,27	3 480,00	0,870	939
5. Bombonaje	Carga	8,00	6,62	257,50	2,060	1 704
6. Camu-camu	Bolsa	0,44	0,49	5 780,00	2,572	2 832
7. Cañabrava	Ciento	140,00	13,14	35,00	4,900	460
8. Castaña	Fruto	1,50	0,85	1 060,00	1,590	901
9. Cinamillo	Porción	0,85	0,50	625,00	0,531	312
10. Chambira	Porción	1,30	0,47	1 735,00	2,255	815
11. Charichuelo	Porción	0,50	0,53	746,00	0,373	395
12. Chopé	Porción	0,30	1,00	25,00	0,007	25
13. Chuchuhuasi	Porción	0,60	1,00	85,00	0,051	85
14. Huambé	Rollo	2,20	14,33	350,00	0,770	5 015
15. Huasaf	Unidad	1,50	0,79	2 100,00	3,150	1 659
16. Huito	Unidad	0,10	0,17	1 052,00	0,105	179
17. Irapay	Ciento	150,00	25,85	512,50	76,875	13 248
18. Leche huayo	Bolsa	0,25	0,57	550,00	0,137	313
19. Ojé	Botella	0,50	6,91	190,00	0,095	1 313
20. Parinari	Porción	0,35	0,48	402,50	0,140	193
21. Pijuayo	Racimo	4,00	3,88	1 085,00	4,340	4 210
22. Sachamango	Unidad	0,25	0,26	1 310,00	0,327	340
23. Sangre de grado	Botella	0,50	7,01	252,50	0,126	1 170
24. Shimbillo	Porción	0,90	0,51	1 315,00	1,183	670
25. Tamshi	Rollo	0,50	9,52	420,00	0,210	3 998
26. Ubos	Bolsa	0,85	0,65	3 720,00	3,162	2 418
27. Ungurahui	Saca	65,00	16,21	437,50	28,437	7 097
TOTAL		—	—	—	184,401	63 716

Las Figuras 2 y 3 muestran los productos con mayor volumen de venta e ingresos monetarios mensuales generados por la comercialización en los mercados del ámbito de Iquitos.

Cuatro productos (irapay, aguaje, ungurahui y aguajillo) generan juntos el 84% del volumen de venta mensual (Figura 2).

Asimismo, cuatro productos (aguaje, huambé, irapay y ungurahui) congregan juntos el 56% de los ingresos monetarios generados por la venta de estos productos (Figura 3). Se observa que irapay es el producto que genera mayor ingreso (21%), seguido de aguaje, ungurahui y huambé con 16, 11 y 8%, respectivamente. Cada uno de estos cuatro productos genera ingresos que superan los 5 000 nuevos soles mensuales.

Esta realidad nos permite afirmar que algunos productos forestales diferentes de la madera, constituyen un atractivo negocio para muchos pobladores de Iquitos.

4. BIBLIOGRAFIA

LINTU, L. 1995. La comercialización de los productos forestales no maderables en los países en desarrollo. En: *Unasyuva* 46 (183): 37 - 41.

MEJIA, K. 1992. Las palmeras en los mercados de Iquitos. En: *Bull. de l'Institut Français d'Etudes Andines* 21(2): 755-769.

_____. 1995. *Diagnóstico de los recursos vegetales de la Amazonía Peruana*. Documento Técnico N°16. Iquitos, Perú: IIAP. 59 pp.

PACHECO, T.; ESPIRITU, J.; HIDALGO, J. 1992. Comercialización de hojas de palmeras utilizadas como techos en Iquitos, Perú. En: *Conocimiento* 2 (2-3). pp. 165-174.

PADOCH, C. 1990. Importancia económica y comercialización de los productos del bosque y de las purmas en la región de Iquitos. En: Denevan; Padoch (editores). *Agroforestería tradicional en la Amazonía Peruana*. Documento 11. Lima: CIPA. pp.162-193.

VASQUEZ, R.; A.H. GENTRY. 1989. Use and misuse of forest harvested fruits in the Iquitos area. In: *Conservation Biology*, 3(4): 1-11.

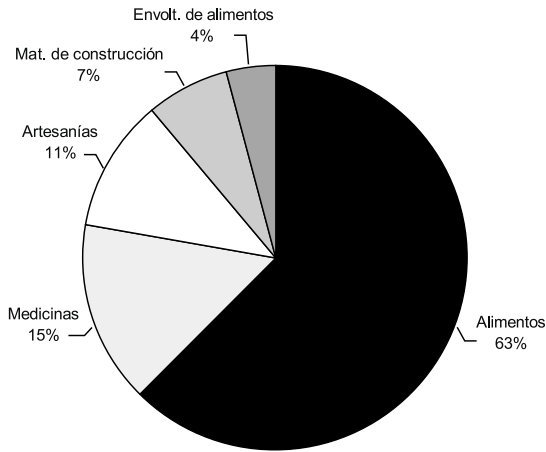
Figura 1

Fig. 1. Clasificación de productos forestales diferentes de la madera comercializados en el ámbito de Iquitos.

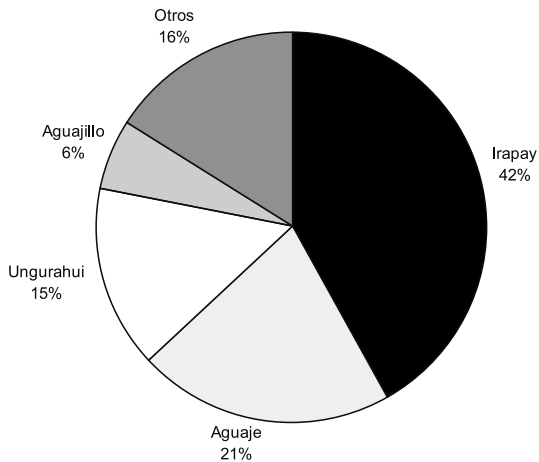
Figura 2

Fig. 2. Productos con mayor volumen de venta mensual.

Figura 3

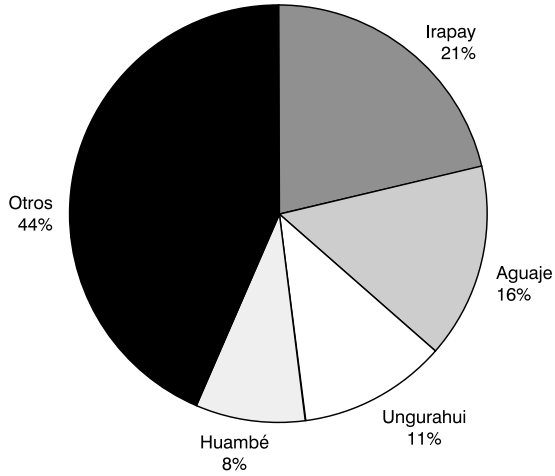


Fig. 3. Productos que generan mayores ingresos monetarios mensuales.

EL USO SOSTENIBLE DE LA TIERRA EN LOS BOSQUES DE LA LLANURA ALUVIAL INUNDABLE PERUANA: OPCIONES, PLANEAMIENTO E IMPLEMENTACION¹

Gustav Nebel²

RESUMEN

La llanura aluvial inundable comprende más del 12% de la selva baja de la Amazonía Peruana y es económicamente importante en la agricultura, pesca, caza, actividades forestales y aprovechamiento de otros productos forestales. La presión sobre los recursos de la llanura aluvial inundable está en aumento, por tanto es necesario planear e implementar el uso apropiado de la tierra. Este artículo describe algunas características especiales de las llanuras aluviales inundables e interpreta sus implicancias en el uso de la tierra. Existe una estrecha interacción entre los ecosistemas terrestres y acuáticos de las llanuras aluviales inundables, lo que refuerza la necesidad de un manejo a fin de poner especial atención a este atributo. Por naturaleza, las llanuras aluviales inundables están adaptadas a grandes perturbaciones, lo cual indica que se pueden llevar a cabo intervenciones de manejo. Sin embargo, se nota que solamente una limitada proporción de la tierra, dentro de cada hábitat, es perturbada a la vez, lo cual sugiere que se debe evitar la conversión -a gran escala- de ciertos hábitats de bosque. La mayor fertilidad de los suelos de la llanura aluvial inundable y los nuevos ingresos periódicos de material fértil, debido a la sedimentación, sugiere que el riesgo de deterioro del suelo es limitado. El potencial de producción de las llanuras aluviales inundables es relativamente alto, aunque varía de acuerdo a los patrones de inundación y drenaje, reforzando la necesidad de proporcionar información sobre la variación geográfica en estos factores ambientales. La cultura y organización de los

-
- 1 Traducción del original en inglés "Sustainable land-use in peruvian flood plain forests: options, planning and implementation".
 - 2 Royal Veterinary and Agricultural University. Department of Economics and Natural Resources. Unit of Forestry, Rolighedsvej 23, 1958 Frederiksberg C., Denmark. Phone: 45 35 28 22 32, Fax: 45 35 28 26 71. E-mail: gne@kvl.dk

habitantes de la llanura aluvial inundable ha sido dinámica, con el dominio de un sistema-patrón en muchas actividades económicas. Pocas normas legales y administrativas controlan el acceso y el uso de los recursos naturales de la llanura aluvial inundable y no se puede otorgar derechos permanentes de tenencia de la tierra en dichas áreas. Estas condiciones agudizan la necesidad de promover organizaciones e instituciones adaptadas a estas condiciones y de desarrollar un sistema de tenencia de la tierra otorgando incentivos por las actividades de manejo, con una perspectiva de largo plazo. Se descubren diferentes opciones del uso de la tierra de la llanura aluvial inundable, adaptadas a la producción de productos forestales maderables y no maderables de los bosques naturales y se discute la domesticación de recursos forestales. Se encontró que la producción de madera, sobre la base de un rendimiento sostenido en estos bosques, tiene un valor presente neto de hasta 250 US\$/ha, sin la incorporación de tratamientos de mejora del crecimiento a partir de posibles raleos y tratamientos de liberación. En promedio, el valor real del aprovechamiento de productos forestales no maderables es bajo, pero ciertos hábitats generan beneficios económicos muy altos; asimismo, el aprovechamiento de esos productos constituye la fuente principal de la economía de muchos pobladores de la llanura aluvial inundable. La domesticación de las especies arbóreas y arbustivas tiene un alto potencial en las llanuras aluviales inundables y la agroforestería ya es una actividad difundida. Los efectos de la inundación, el mal drenaje y el riesgo de erosión por la corriente del río son impedimentos para la implementación de sistemas exitosos de uso intensivo de la tierra y se puede correr el riesgo de tener distorsiones económicas si la tierra, que es apropiada para una producción agrícola de subsistencia, es convertida gradualmente, por otros agricultores, en tierras de producción comercial a gran escala.

Palabras clave: Zonas inundables, ecología, socio-economía, forestería, agroforestería, productos forestales, productos forestales no maderables, valor presente neto.

ABSTRACT

Flood plains comprise more than 12% of the lowland Peruvian Amazon, and they are economically important in agriculture, fishing, hunting, forestry and extraction of other forest products. The pressure on the flood plain resources is increasing, and planning and implementation of adapted land-uses is needed. This paper outlines some special features of the flood plains and interpret their implications for land-use. A close interaction exists between terrestrial and aquatic ecosystems of the flood

plains, stressing the need for management to pay special attention to this attribute. By nature the flood plains are adapted to large perturbations, indicating that rough management interventions can be carried out. However, it is noticed that only a limited proportion of the land within each habitat is disturbed by nature at a time, suggesting that, for example, large-scale conversion of certain forest habitats must be avoided. The generally high fertility of the flood plain soils and periodical new inputs of fertile material from sedimentation hint that the risk of soil depletion is limited. The production potential of the flood plain is relatively high, although it varies according to patterns of flooding and drainage, stressing the need to provide information on the geographic variation in these environmental factors. The culture and organization of flood plain inhabitants have been dynamic, and a pattern system prevails in many economic activities. Only few legislative and administrative regulations control the access to and use of the flood plain natural resources, and no permanent tenure rights can be issued for hand in the flood plain areas. These conditions emphasize the need to promote adapted organizations and institutions, and to develop an land tenure system fostering incentives for management working on a long-term perspective. Different flood plain land-use options encompassing production of timber and non-timber forest products from natural forests, and the domestication of flood plain forest resources are described and discussed. It is found that timber production on a sustained yield basis in the natural flood plain forests has net present values up to 250 US\$/ha in systems where growth enhancing effects from possible thinning and liberation treatments are not accounted for. On the average, the value of actual extraction of non timber forest products is low, but certain habitats generate very high economic benefits, and the extraction of these products constitute a major part of the economy of many flood plain households. Domestication of forest tree and bush species has high potential in the flood plains, and agroforestry is already widespread. Effects of flooding, bad drainage and risk of erosion by the river current are impediments to successful intensive land-use systems, and socio-economic distortions can be risked if land suited for agricultural subsistence production is gradually taken over by agriculturalist focussing on large-scale commercial production.

Key words: Flood plain, ecology, socio-economics, forestry, agroforestry.

1. INTRODUCCION

La selva baja de la Amazonía Peruana abarca alrededor de 680 000 km² (Dourojeanni, 1990). En esta área, los ríos constituyen la más importante infraestructura así como los llanos inundables y los ríos ricos en sedimentos constituyen más del 12% de la

superficie (Salo *et al.*, 1986). Una gran parte de la población rural está establecida cerca o en la misma llanura aluvial inundable, lugar en el cual desarrollan sus actividades económicas como la agricultura, la pesca, la caza, la forestería y la extracción de otros productos forestales (Kvist *et al.*, 1995, 1999a, 1999b; Kvist y Nebel, 1999). La presión sobre los recursos naturales de la llanura aluvial inundable está aumentando debido a las intervenciones a gran escala y a la sobre-explotación de ciertas poblaciones de plantas y animales (Soini *et al.*, 1996; Kvist y Nebel, 1999; Kvist *et al.*, 1999a). Simultáneamente, los intentos de planeamiento del uso de la tierra así como de manejo y conservación de los recursos naturales, han sido ineficientes o no existen. Son múltiples las causas esenciales de esta situación e incluyen factores tales como una población en aumento, que demanda un mejor bienestar económico; la alteración de las normas tradicionales del uso del recurso natural; la falta de un compromiso político y de capacidad para planificar y reglamentar la extracción.

El presente artículo delinea algunas características de la llanura aluvial inundable; a la vez, interpreta las implicancias de su uso con el propósito de apoyar el desarrollo y la implementación de sistemas apropiados de manejo de estos ecosistemas. Se describen y discuten las posibilidades de diferentes usos de la tierra y se dan algunas recomendaciones para el planeamiento y la implementación de un uso sostenible. Se pone énfasis en cuestiones ecológicas y en las condiciones que diferencian los bosques de la llanura aluvial inundable de otros tipos de bosques húmedos tropicales.

2. PROPIEDADES DE LOS LLANOS INUNDABLES Y SUS IMPLICANCIAS EN EL USO DE LA TIERRA

Las inundaciones tienen un profundo impacto ecológico en los ecosistemas de la llanura aluvial inundable amazónica. Los elementos de los sistemas terrestres y acuáticos interactúan y a menudo ambos sistemas se benefician con la asociación, especialmente cuando el ritmo de la inundación es regular (Junk *et al.*, 1989; Junk, 1997). El manejo debería considerar explícitamente este atributo, al integrar las consideraciones de posibles efectos en el otro sistema. Por ejemplo, las actividades agrícolas y forestales deben prestar atención a sus posibles efectos en la alimentación y la reproducción de las poblaciones de peces.

Los procesos fluviales causan considerables perturbaciones ambientales en la llanura aluvial inundable. La continua erosión de las riberas de los ríos y los cambios repentinos en los cursos de los ríos devastan la vegetación existente. Mientras tanto, la sedimentación trae consigo la formación de nuevas tierras, las cuales dan lugar al

establecimiento y la sucesión de la vegetación. Estos procesos operan usualmente en una pequeña extensión de terreno, mientras que los cambios menos frecuentes, debido al desplazamiento del curso del río, causan cambios en el drenaje y la sedimentación sobre áreas más grandes (Salo y Räsänen, 1989). El paisaje resultante es un mosaico complejo, en el tiempo y en el espacio, de hábitats entremezclados que se componen de diferentes ambientes y etapas de sucesión (por ej. Foster *et al.*, 1986; Foster, 1990; Gentry y Terborgh, 1990; Worbes *et al.*, 1992; Kalliola y Puhakka, 1993; Worbes, 1997; Kvist y Nebel, 1999). A menudo, los procesos de crecimiento en los bosques del llano inundable devienen en un considerable retorno del bosque (Nebel *et al.*, 1999a). Por lo tanto, se cree que los ecosistemas de la llanura aluvial inundable están adaptados a grandes perturbaciones, lo que indica que se pueden llevar a cabo leves intervenciones de manejo, dentro del rango de los procesos que naturalmente ocurren. Sin embargo, debe notarse que dentro de cada tipo de hábitat, solamente una limitada proporción de la tierra es perturbada por la naturaleza en un tiempo dado, lo cual sugiere que los ecosistemas no están adaptados a disturbios extensos simultáneos. Esto significa que las interferencias severas deben estar restringidas a una limitada proporción de cada hábitat. Con el fin de manejar los frecuentes pequeños espacios de los diferentes hábitats de la llanura aluvial inundable, debe aplicarse una propuesta flexible y de pequeña escala que incida en el manejo.

Las llanuras aluviales inundables amazónicas, así como los principales ríos de agua turbia, son de formación relativamente reciente (Räsänen *et al.*, 1987, 1992; Irion, 1989; Räsänen, 1993; Irion *et al.*, 1997) y los suelos son típicamente fértiles con un alto contenido de nutrientes valiosos y con nuevas contribuciones periódicas (por ej. Fageria *et al.*, 1991; Furch, 1997). Esto sugiere que la biomasa puede ser removida sin tener mucho en cuenta la disminución de la fertilidad del suelo (Furch, 1997). La producción potencial es relativamente alta, aunque varía en varios grados, dependiendo de las presiones relacionadas a la inundación y al drenaje. Nebel *et al.* (1999b) observaron, en los bosques de la llanura aluvial inundable peruana, considerables tasas de crecimiento de árboles y una relativamente alta producción primaria neta de la biomasa forestal leñosa. Esto sugiere que existe un gran potencial para la producción de madera; sin embargo, la fertilidad del suelo y los patrones de drenaje han cambiado considerablemente, evidenciándose la necesidad de mayor información sobre su variación espacial. La latencia cambial de las especies leñosas de la llanura aluvial inundable, como resultado de las adaptaciones morfológicas y fisiológicas, es quizá la principal respuesta de sobrevivencia a la inundación (Gill, 1970; Crawford, 1982; Hook, 1984; Junk, 1989; Schlüter *et al.*, 1993; Armstrong *et al.*, 1994; Worbes, 1997). En términos de predicción de la amplitud y la duración, el patrón de inundación es decisivo en la composición florística y en el potencial de producción de biomasa

de lugares específicos. Algunos procesos ecológicos importantes, como la dispersión, la depredación y la germinación de semillas, así como los herbívoros que atacan a las plántulas, pueden también ser influenciados por el patrón de inundación. La ocurrencia de hechos extremos, como el de años consecutivos de alta y larga inundación, son raramente cruciales para el carácter del ambiente y, consecuentemente, para la composición y estructura de la vegetación (Junk, 1989; Irion *et al.*, 1997; Junk y Piedade, 1997). El manejo en las llanuras aluviales inundables debe considerar esta estratificación ambiental, lo que implica que ciertos espacios son más apropiados para una especie y tipos de producción particulares. Esto otorga por condición, la necesidad de sistemas de manejo capaces de controlar situaciones de hábitats de pequeños espacios. Una importante herramienta para el manejo de la llanura aluvial inundable, sería también el contar con una clasificación geográfica concordante con las características de los patrones de inundación.

Las plantas y animales de las llanuras aluviales inundables de la Amazonía son generalmente diversos (Goulding, 1983; Kubitzki, 1989). Aún más, muchas de las especies parecen estar adaptadas a la dispersión y migración sobre grandes distancias, a menudo a través de los canales abiertos del agua (Gottsberger, 1978; Goulding, 1980, 1985; Kubitzki, 1989; Goulding *et al.*, 1996; Junk *et al.*, 1997; Petermann, 1997; Worbes, 1997). Esto sugiere que las especies son genéticamente algo uniformes, aunque las restricciones, en la dispersión aguas arriba, puede favorecer la formación de sub-poblaciones. A partir de esto, se puede construir la hipótesis de la existencia de un limitado riesgo de pérdida de información genética, debido a la sobre-explotación, de las poblaciones de la llanura aluvial inundable, pero esta hipótesis tiene que ser verificada experimentalmente.

Los bosques de la llanura aluvial inundable proporcionan recursos para el sostén de una gran parte de la población rural de la Amazonía Peruana. Las actividades socio-económicas varían, desde la extracción de productos directamente vendibles, hasta las operaciones de subsistencia como la pesca, la caza o la recolección de productos forestales. El amplio rango de usos del recurso natural está ligado a la gran diversificación de hábitats, ya que los diferentes tipos de bosque proveen posibilidades para distintas actividades y la extracción se ve estimulada por una frecuente alta densidad de los recursos. En el complejo escenario de la llanura aluvial inundable, la composición de los hábitats, fácilmente alcanzable por los extractores, determina, en gran medida, el portafolio de las actividades socio-económicas (Kvist y Nebel, 1999; Kvist *et al.*, 1999b). La cultura y la organización de los habitantes del llano inundable peruano son dinámicas. Ha ocurrido un gran cambio desde el dominio de las bien organizadas comunidades indígenas hasta el arribo de los europeos (Meggers, 1971;

Denevan, 1976; Moran, 1989; Roosevelt, 1989) y las actuales comunidades dominadas por mestizos, fuertemente influenciadas por factores tales como la migración de gente joven capacitada y las fuertes campañas religiosas que crearon nuevas normas (por ej. Hiraoka, 1985a; Kvist y Nebel, 1999). El feudalismo ha sido extensivo y ha dominado la organización rural durante el periodo de la extracción del caucho, a comienzos del siglo XX (por ej. Collier, 1981; Pennano, 1988). El derecho de los más fuertes todavía prevalece y la extracción comercial de los recursos de la llanura aluvial inundable continúa siendo organizada y realizada por la gente de la ciudad, creando solamente limitados retornos económicos a las comunidades rurales. En un contexto de manejo de las condiciones arriba mencionadas, es importante adquirir conocimientos sobre la capacidad de carga de los diferentes hábitats de la llanura aluvial inundable y, consecuentemente, de su valor socio-económico potencial. El desarrollo y la elaboración de herramientas que apoyen el planeamiento del eficiente uso de la tierra es de principal importancia en esta relación (por ej. la clasificación de hábitats, los mapas, etc.). Además, es necesario la promoción de estructuras de organización apropiadas para el manejo de los pocos recursos los cuales, casi siempre, están al alcance de mucha gente.

El acceso y uso de los recursos naturales de la llanura aluvial inundable peruana es controlado por pocas normas legales y administrativas y aquéllas que se han dado han sido muy raramente cumplidas. La extracción de la madera comercial está formalmente permitida a través del sistema de concesiones, lo cual ha favorecido a los pequeños dueños de concesiones de corto plazo de hasta 1 000 ha (FAO, 1993). Un gran número de extractores opera en tales concesiones, usando típicamente técnicas primitivas de apeo y transporte de trozas (Kvist y Nebel, 1999). A menudo, estos extractores operan fuera de las áreas especificadas y cortan árboles por debajo de los diámetros mínimos de corta legalmente especificados. Solamente algunos pocos agricultores poseen licencia de tenencia provisional de las áreas de la llanura aluvial inundable que cultivan; además, la actual distribución de los derechos de los usuarios se basa, principalmente, en las tradiciones y normas locales. La legislación sobre las tierras en Perú está bajo revisión y se prevé la titulación de la mayoría de la selva baja amazónica peruana mediante la subasta pública. Sin embargo, parece que se excluye a la zona de la llanura aluvial inundable debido a que este tipo de terreno está sujeto a procesos continuos de cambios de forma. Esta situación es lamentable puesto que el éxito del manejo y la conservación depende de un organismo legislativo firme y transparente relacionado con los derechos de tenencia.

3. OPCIONES DEL USO DE LA TIERRA EN LOS BOSQUES DE LA LLANURA ALUVIAL INUNDABLE PERUANA

3.1. Producción de madera en los bosques naturales

Una gran proporción de la madera que actualmente se extrae en la Amazonía Peruana proviene de los bosques inundables (Kvist y Nebel, 1999). Debido, generalmente, a las condiciones ecológicas favorables parece que se pueden aplicar varios sistemas de manejo dirigidos a producir madera. Sin embargo, deben ser excluidos algunos hábitats de la llanura aluvial inundable debido, principalmente, a la inundación prolongada o impredecible y al pobre drenaje. Según Kvist y Nebel (1999), tales hábitats incluyen las tahuampas de cuencas inundables y los bosques de bajial. En estos tipos de bosque, la densidad de las especies deseables es baja y su producción potencial y capacidad regenerativa parecen limitadas (Freitas, 1996; Kvist y Nebel, 1999). Sin embargo, la comercialización en el mercado de nuevas especies y el mejor conocimiento de las técnicas que estimulan el establecimiento y el crecimiento de especies deseables, podrían cambiar la situación.

Puesto que las profundas y extendidas perturbaciones de las llanuras aluviales inundables no suceden naturalmente y pueden tener consecuencias adversas desconocidas, se sugiere que los ecosistemas forestales no sean excesivamente manipulados abarcando grandes áreas. Por lo tanto, los sistemas silviculturales policíclicos, caracterizados por una extracción periódica y selectiva de un número limitado de árboles maduros del bosque natural, parecen ser la mejor opción para una producción comercial a gran escala en los bosques de la llanura aluvial inundable peruana. Bajo tales sistemas, la composición florística y la estructura de los bosques son ligeramente manipuladas, lo que mantiene la estabilidad del ecosistema y el funcionamiento en el tiempo y el espacio. La producción de madera en estos sistemas también considera la provisión de otros productos y servicios forestales, que ayudan a balancear económicamente el rendimiento más alto en madera conseguido en otros sistemas silviculturales. La baja demanda de capital y los retornos económicos, relativamente rápidos, que caracterizan a los sistemas policíclicos, son otras de sus ventajas ya que el capital es escaso en la economía peruana en vías de desarrollo.

Los sistemas policíclicos apropiados para los bosques de la llanura aluvial inundable peruana aún necesitan ser desarrollados, pero ya se pueden identificar algunas características. Es posible transportar la madera desde los ríos cercanos al lugar de extrac-

ción, ya sea en chatas o en balsas flotantes, con trozas de especies de baja densidad. En épocas de inundación, las trozas más ligeras pueden llevarse a flote desde los lugares de extracción hasta los ríos y luego, desde allí, ser posteriormente transportadas; también se pueden usar ventajosamente otras técnicas de baja tecnología como el arrastre con búfalos, considerando que el terreno de la llanura aluvial inundable es plano y las distancias a los cursos de agua son normalmente cortas debido a la gran cantidad de quebradas. Llevar por flotación las trozas desde el lugar de corta es la manera más simple de extraerlas, pero eso implica el riesgo de perder las trozas ya cortadas en caso de que ocurriera una baja o breve inundación. El talado está restringido a un periodo relativamente corto, previo a la inundación, con el fin de prevenir el deterioro de la madera, limitando así la capacidad de los equipos de extracción. Adicionalmente, si se requiriera colectar plántulas de las especies extraídas sería problemático talar árboles antes de la inundación, puesto que muchas especies fructifican durante y poco después de la inundación. En estos casos el talado debe ser llevado a cabo lo más pronto posible después de la inundación a fin de permitir el máximo crecimiento de las plántulas, lo que incrementa su resistencia a la siguiente inundación. Comparado con los sistemas de transporte mecanizado convencionales y el transporte con tractores de trozas, estas técnicas reducen significativamente los costos de extracción (Barros y Uhl, 1995) así como los daños por arrastre del rodal remanente.

Hasta ahora existen pocos resultados que pueden ser usados para evaluar el nivel del rendimiento sostenido de madera, a partir de los sistemas silviculturales policíclicos, en los bosques de la llanura aluvial inundable amazónica. Sin embargo, las recomendaciones fueron provistas por los datos obtenidos en nueve parcelas de muestreo permanentes de una hectárea, en los bosques de la llanura aluvial inundable de Braga-Supay y Lobillo de la Amazonía Peruana. El stock en pie de las especies de madera comercial, mayores o igual a 10 cm DAP, fue alto (59-286 m³/ha) y durante el periodo de 1993 a 1997 hubo un considerable incremento en volumen de estas especies en las parcelas de muestreo tratadas y no tratadas (2-9 m³/ha/año; Nebel *et al.*, 1999a). El volumen total de todas las especies mayores o igual a 10 cm DAP en los bosques fue de 618-773 m³/ha y la producción primaria neta de la biomasa maderable fue alta (1 709 g/m²/año; Nebel *et al.*, 1999b). La alta producción forestal abarca una considerable variación en el crecimiento de las especies individuales, demostrándose por los altos niveles de incremento en madera para un especie forestal emergente, utilizada para madera contrachapada (Nebel *et al.*, 1999c), y por una modesta tasa de crecimiento para una especie de dosel medio que proporciona una madera de alta densidad (Nebel, 1999).

Con el fin de evaluar posteriormente el rendimiento sostenido de madera de los bosques de la llanura aluvial inundable de Braga-Supay y Lobillo, se desarrollaron cinco escenarios que muestran diferentes intensidades de aprovechamiento. Se estableció, para cada especie maderable comercial, un diámetro mínimo de aprovechamiento (MHD) imaginario correspondiente al 60, 70, 80, 90 y 100% del diámetro máximo a la altura del pecho (DAP) alcanzado por los individuos de las especies. A fin de prevenir la simulación del exceso de extracción de las especies que se desarrollan a tamaños relativamente pequeños se aplicaron MHD específicos de cada especie. Se evaluaron algunos parámetros importantes para cada uno de los cinco escenarios de los tres tipos de bosque investigados (Figura 1). En cada escenario se calcularon el número y área basal promedio de los árboles comerciales que excedieron los MHD (Figura 1a, 1b), lo que resultó en un aprovechamiento simulado de hasta 22 árboles/ha correspondiendo al 22% del área basal total. De los aprovechamientos simulados, se obtuvieron considerables volúmenes de madera extraída y en el apeo más intenso, en el bosque de restinga alta, se cortó aproximadamente 150 m³/ha (Figura 1c). El incremento de las especies maderables comerciales, en las parcelas permanentes de muestreo de los tres bosques de la llanura aluvial inundable, fue relativamente alto (Figura 1d), dando lugar a ciclos de corta de hasta 55 años en los casos en que el rendimiento en madera debió ser sostenido (Figura 1e). Las utilidades netas por la extracción maderera fueron relativamente altas (Figura 1f), aunque es posible tener costos más bajos si se transportan las trozas en balsas en lugar de barcazas, tal como se asume en los cálculos. En suma, el valor capitalizado del aprovechamiento permanente, con rendimiento sostenido de madera, aplicando corta de lianas trepadoras, mapeo de árboles maderables y tres intervenciones de raleo durante cada ciclo de corta, fue bajo (Figura 1g). Sin embargo, para las tasas de interés aplicadas, la relación beneficio/costo de la extracción maderera fue positiva en los tres tipos de bosque (Figura 1h).

3.2. Productos no maderables provenientes de bosques naturales

En las llanuras aluviales inundables peruanas existen muchos productos forestales no maderables (PFNM) que provienen de una variedad de plantas y animales originarios o dependientes de los bosques naturales de la llanura aluvial inundable. Estos contribuyen significativamente a la sobrevivencia de casi todos los habitantes de la llanura aluvial inundable (Kvist *et al.*, 1995, 1999a, 1999b). En un estudio de los comuneros de siete comunidades de la llanura aluvial inundable, Kvist *et al.* (1999b) encontraron que más del 60% del valor total estimado de las economías de los campesinos entrevistados se debía a la extracción, principalmente de PFNM, y casi la

mitad de su ingreso monetario era generado por esta fuente. Los productos provenientes de animales eran responsables de más del 60% del valor de los productos extraídos, tanto para la subsistencia como para su comercialización, y en ambos casos la pesca era la más importante. Las actividades de subsistencia recaían generalmente en un rango más amplio de especies que en las actividades comercialmente dirigidas, en donde unas cuantas especies importantes constituían la columna vertebral de la extracción, aunque esto variaba mucho de acuerdo a la abundancia local de los recursos (Kvist *et al.*, 1999a, 1999b). En algunos casos, esto ha devenido en una disminución local o regional de las especies comercialmente explotadas (Kvist y Nebel, 1999). Los patrones observados concuerdan con Wilkie y Godoy (1996), quienes sugirieron que la extracción de recursos exportables, probablemente, causan una disminución en el número de especies extraídas y en la sobre-extracción. De la misma manera, la extracción de muchos PFM de las llanuras aluviales inundables peruanas parecen seguir un ciclo económico para la extracción de productos forestales (propuesto por Homma, 1996), el cual consiste en el desarrollo cronológico de las fases de expansión, estabilización, decaimiento y cultivo.

Kvist *et al.* (1999b) encontraron áreas promedio de propiedades de 100-158 ha, donde se desarrollan actividades de extracción de PFM que proporcionan ingresos de 8-15 US\$/ha/año. Consecuentemente, el VPN por hectárea de la extracción de PFM de las llanuras aluviales inundables es más bajo, debido a que los costos de extracción necesitan ser restados de los valores mencionados. Sin embargo, estas cifras eran promedios de la extracción en áreas circulares con una extensión que iba desde el caserío de los extractores hasta el límite donde ellos conducían sus actividades. Por lo tanto, las cifras promedio cubrían las enormes variaciones en la importancia de los hábitats específicos, así como del área usada y del valor fijado por los comuneros y las comunidades. Por ejemplo, ciertos lagos o rodales forestales dominados por palmeras generaban gran parte de los valores. Más aún, los comuneros, así como las comunidades, tendían a especializarse en la extracción de productos de los cuales tenían un conocimiento particular o de aquéllos con extraordinaria abundancia en el área. Al crear los incentivos económicos por la extracción de muchas categorías de PFM, es de gran importancia la localización geográfica de los hábitats utilizados en la extracción de PFM en relación a los comuneros; también lo es una infraestructura que proporcione un eficiente y efectivo costo de transporte de productos a los mercados regionales. Peters *et al.* (1989) y Muñoz-Miret *et al.* (1996) registraron grandes ingresos anuales por la extracción en los hábitats de la llanura aluvial inundable dominada por palmeras, originando VPN estimados que van desde 5 702 a 11 265 US\$/ha al 5% de tasa de interés. En ambos casos, la proximidad a los mercados locales fue esencial para obtener altos VPN. Estas condiciones acentúan la necesidad de dirigir el manejo a hábitats específicos y a especies que contribuyan, en gran

parte, al valor de la extracción. Igualmente, se puntualiza que se debe tener cuidado de no exagerar los beneficios de la extracción de PFMN basándose en los estudios concentrados en las zonas más valiosas de los bosques de la llanura aluvial inundable. Mientras tanto, la extracción de los PFMN permanece como un ventaja económicamente importante en las economías de los campesinos de la llanura aluvial inundable rural.

Desde el punto de vista biológico y técnico, algunos aspectos centrales a ser atendidos involucran el conocimiento de cada PFMN en lo que se refiere a la identificación de la especie, rendimiento potencial e incidencia geográfica. La apropiada identificación de las especies es un pre-requisito para planear la mayoría de los esfuerzos de manejo. La tarea puede parecer muy simple, pero en los complejos bosques tropicales aún persisten muchos problemas taxonómicos sin resolver. En algunos casos, algunos PFMN importantes provienen de especies pobremente conocidas científicamente, pero el problema más común de identificación es aquél en que un solo nombre vernacular comprende varias especies que proporcionan el mismo producto. En los bosques del llano inundable peruano, todavía existe confusión en los nombres de las especies de algunos PFMN, pero -generalmente- sucede en especies usadas con fines de subsistencia (Kvist *et al.*, 1999a). El rendimiento potencial de los PFMN puede ser evaluado de diferentes maneras e interactúa estrechamente con la estructura de la población de la especie en cuestión la cual -a su vez- está influenciada por los impactos de la extracción y el monitoreo de la regeneración y los rodales. Los modelos de crecimiento pueden proporcionar buenas estimaciones del rendimiento potencial de las poblaciones de especies de PFMN, pero este método requiere de datos que raramente están disponibles. Alternativamente, el desarrollo en la categoría de las poblaciones de las especies extraídas puede ser evaluado tomando como base las entrevistas a la población local en lo que respecta a indicadores seleccionados tales como distribución de clase por tamaño, densidad y frecuencia. De esta manera, puede ser posible conocer si las extracciones, tal como históricamente sucedió, excedían el rendimiento potencial sostenido de las poblaciones. En los bosques de la llanura aluvial inundable del Perú, pocos datos están disponibles para elaborar modelos de crecimiento (por ej. Nebel, 1999), mientras que las evaluaciones de las categorías de las poblaciones de especies que proporcionan PNM han indicado en varias especies una sobre-extracción y un proceso de reducción (Kvist y Nebel, 1999; Kvist *et al.*, 1999a). Con el fin de ayudar a elaborar mejores estimaciones y modelos de rendimiento potencial sostenido de PFMN, en los bosques de la llanura aluvial inundable peruana, es necesario contar con conocimiento adicional, poniendo énfasis en las especies comercialmente valiosas. Además, existe limitado conocimiento sobre la extensión de los hábitats que contienen las especies proveedoras de PFMN, por lo

que se incide en la necesidad de proporcionar tal información. En muchos casos, la extracción es depredadora, lo que implica que los individuos que proveen el producto son removidos o relegados en la reproducción. Las poblaciones de tales especies son susceptibles de desaparecer, por lo que es obvio la necesidad de desarrollar y promover técnicas de aprovechamiento de bajo impacto así como el mejoramiento de la regeneración y los rodales.

La organización y la reglamentación del acceso y el uso de los recursos base de los PFSM es vital para el uso sostenible de la tierra, poniendo especial atención, básicamente, al comportamiento de los campesinos y otros extractores del recurso. Algunos ejemplos de factores reguladores son las condiciones del mercado, la accesibilidad a los recursos naturales, las habilidades y capacidad técnica de los extractores, los valores culturales, así como los sistemas institucionales y de la propiedad (por ej. Almeida, 1996). Muchos de estos factores ameritan ser tratados con especial atención al relacionarlos con el manejo para producción de PFSM de los bosques de la llanura aluvial inundable del Perú. No se promulgan, formalmente, los derechos permanentes de los usuarios de la tierra. Esto constituye un problema, pues el rol de los sistemas de reglamentación de extracción del recurso, basados en la tradición, está disminuyendo junto con los cambios de los valores culturales de los habitantes de la llanura aluvial inundable, incrementándose actividades que corresponden a intereses externos de motivación comercial. El incentivo para los campesinos, por actuar solidariamente con otros, está debilitado y, en general, los extractores del recurso tienden a no priorizar los beneficios en el largo plazo. Existen ya algunas normas sobre la extracción de ciertos productos, pero éstas -a menudo- no se cumplen debido a la corrupción, ignorancia y falta de instituciones capaces de controlar las actividades de extracción. Bajo estas condiciones, parece importante llevar a cabo una revisión del sistema de propiedad, lo cual es socio-económicamente honesto, dando como resultado la distribución de la tierra para intereses identificados. También es esencial reforzar un apropiado sistema institucional y organizacional con el deseo y la capacidad de promover el manejo y la conservación, especialmente en aquellas tierras comunes donde se desarrollan los PFSM. Un servicio de extensión en buen funcionamiento es otro de los requerimientos para el soporte del uso sostenible de los PFSM.

3.3. Domesticación de los recursos del bosque de la llanura aluvial inundable

Es posible la domesticación de ciertas especies forestales de poblaciones naturales que ya no pueden abastecer el mercado con los productos demandados. Sin embargo,

la domesticación solamente sucede si es técnica, económica y socio-culturalmente factible. Está, muchas veces, precedida de un periodo de sobre-extracción de las poblaciones naturales, debido a que los incentivos económicos para los extractores hacen que continúen sus actividades, a pesar del riesgo de reducir el recurso natural base, y debido a que las normas sobre actividades de extracción son raramente cumplidas en esta etapa (por ej. Homma, 1996; Wilkie y Godoy, 1996). La domesticación de las especies leñosas perennes tiene lugar en los sistemas agroforestales o mediante el establecimiento de plantaciones, mientras que la crianza de animales domésticos, asociada con bosques naturales, puede tomar varias formas, según la categoría de los animales.

La agroforestería ya es ampliamente practicada en las llanuras aluviales inundables peruanas y podría ser la forma dominante de agricultura. Las prácticas de agricultura migratoria aún prevalecen en los cultivos de subsistencia y casi todos los campesinos poseen chacras. Las excepciones son los cultivos como arroz y frijoles en las playas, cerca al curso de los ríos, que son dejadas al descubierto luego de las inundaciones anuales (Hiraoka, 1985b, 1989, 1992; Padoch y de Jong, 1992; de Jong, 1995, 1999; de Jong *et al.*, 1999; Kvist y Nebel, 1999). Sin embargo, la domesticación de especies leñosas perennes o animales tiene un rol menor en la mayoría de las tierras bajo agroforestería de la llanura aluvial inundable del Perú, debido a que en los cultivos migratorios la regeneración natural domina las purmas. La excesiva infestación de los campos con malezas y pestes, después de algunos años de cultivo, constituye una razón importante para dejar de lado las purmas. Algo de domesticación de especies leñosas perennes tiene lugar en las chacras en donde se producen muchos tipos de productos que van desde fruta hasta madera. Los parámetros relacionados a las condiciones ecológicas, así como socio-económicas, determinan las especies utilizadas (de Jong, 1999). El establecimiento de plantaciones puras de especies leñosas perennes y la domesticación de animales, son todavía relativamente raros en las llanuras aluviales inundables peruanas, aunque en estos últimos años se ha incrementado la plantación del arbusto frutal *Myrciaria dubia* (H.B.K.) Mc. Vaugh (Myrtaceae). La extracción de las limitadas poblaciones naturales de esta especie ya no puede seguir abasteciendo el mercado con suficiente fruto, que es usado en jugos, refrescos y medicina natural, debido principalmente a su alto contenido de ácido ascórbico.

Desde el punto de vista ecológico y técnico, en las llanuras aluviales inundables peruanas sería factible establecer plantaciones con fines madereros y otros productos. La alta fertilidad de los suelos reduce el riesgo de la pérdida de nutrientes del suelo. Una gran limitante para una producción que demanda altas inversiones y que requiere, además, de un largo plazo, es la exposición de muchos lugares de la llanura

aluvial inundable a la erosión causada por la corriente del río, lo que agudiza la necesidad de considerar seriamente su localización. El mal drenaje y la excesiva duración de la inundación restringe también las áreas aptas para plantaciones y agroforestería. Muchos cultivos se ven afectados negativamente debido al estancamiento del agua o la inundación y solamente una limitada porción de las llanuras aluviales inundables, situadas en las partes altas, es apta para fines agrícolas y agroforestales. La tolerancia al estancamiento de agua o a la inundación de varias especies leñosas perennes frutícolas de las llanuras aluviales inundables, sugiere que se cuente con abundante área disponible para la domesticación de estas especies. Sin embargo, al presente, existe poca información sobre la superficie de las tierras de la llanura aluvial inundable expuesta a diferentes periodos de inundación. Es fundamental, entonces, en el planeamiento del uso de la tierra, proveer tal información y es un prerequisite para evitar consecuencias ecológicas inadvertidas debido a la conversión de ciertos hábitats en plantaciones homogéneas o rodales agroforestales. Dentro de un contexto socio-económico, es importante estar consciente de que los cultivos en las partes altas de las llanuras aluviales inundables es de gran importancia en las actividades de subsistencia. Por lo tanto, la promoción del uso competitivo de la tierra podría reducir la igualdad socio-económica. De cualquier manera, es necesario y posible mejorar la eficiencia de la producción agrícola actual mediante la introducción de sistemas mejorados de manejo. Una posibilidad puede ser la aplicación de sistemas agroforestales mejorados en purmas que incluye árboles maderables y frutales. Un resultado satisfactorio demandará, probablemente, aplicar una propuesta basada en la participación de la comunidad así como en la eliminación de las dificultades ocasionadas por la incertidumbre en el derecho a la tenencia de la tierra.

4. PLANEAMIENTO E IMPLEMENTACIÓN DEL USO SOSTENIBLE DE LA TIERRA EN LOS BOSQUES DE LA LLANURA ALUVIAL INUNDABLE

El presente nivel de vida en la Amazonía Peruana necesita ser mejorado y, en relación a este tema, existe la posibilidad de considerar diversas formas de incrementar el valor de la producción. Las actuales actividades socio-económicas de los habitantes de la llanura aluvial inundable amazónica están concentradas en la agricultura migratoria, la pesca y la extracción de PFM (por ej. Hiraoka, 1985a, 1985b, 1989, 1992; Bergman, 1990; Padoch y de Jong, 1990; Kvist *et al.*, 1999a, 1999b; de Jong, 1995, 1999; de Jong *et al.*, 1999). El valor estimado de las economías de los campesinos es de 2 217 US\$/año (Kvist *et al.*, 1999a). Las actividades basadas en la

comercialización, que en gran parte son desarrolladas por intereses económicos urbanos, tienden a concentrarse en la extracción maderera y la pesca (Kvist y Nebel, 1999).

Sin embargo, como se indica más adelante, es probable que el valor potencial económico de la producción en las llanuras aluviales inundables sea mucho más elevado. Las mejoras deben ser logradas a través de mejoras de la producción primaria así como de la producción de productos con mayor valor agregado. Un ejemplo es la producción de madera de los bosques naturales de la llanura aluvial inundable. La producción anual actual de madera redonda, en los más de seis millones de hectáreas de las llanuras aluviales inundables de la Amazonía Peruana, es de alrededor de $400\,000\text{m}^3$ ¹. Sin aplicar tratamientos silviculturales que mejoren el crecimiento, el incremento anual de los volúmenes en pie de las restingas forestales fue de $2\text{-}5\text{ m}^3/\text{ha/año}$, teniendo en cuenta el tipo de bosque y la intensidad de aprovechamiento (Figura 1). Asumiendo que los bosques localizados en solamente el 10% de las llanuras aluviales inundables puedan sostener una producción de $3\text{m}^3/\text{ha/año}$, esto resultaría en un potencial de producción de 1,8 millones $\text{m}^3/\text{año}$, lo que indica que existe un considerable potencial de producción no utilizado. Con los beneficios de la extracción de madera, basado en el principio de rendimiento sostenido, sería posible, en 75 ha de bosques de restinga² aproximadamente, obtener un beneficio equivalente a los 2 217 US\$/año. Similar potencial existe al incrementar el valor de otras mercancías tanto de subsistencia como de fines comerciales, tal como se indicaba también en las secciones anteriores de este documento.

Tal como sucede en otras partes, el efecto satisfactorio del planeamiento y la implementación del uso sostenible de la tierra en las llanuras aluviales inundables del Perú, depende de un genuino compromiso político que redunde en decisiones firmes y claras, tomadas en un proceso participativo que involucre importantes entes económicos. Si el uso sostenible de la tierra debe ser adecuadamente planificado e

1 Datos de la extracción de madera redonda de especies forestales de la llanura aluvial inundable en los departamentos de Loreto y Ucayali, proporcionados por Kvist y Nebel (1999), sumados; asumiendo que la producción de madera redonda en el departamento de Ucayali se podría estimar expandiendo la producción de madera aserrada, plywood y parquet con un factor que iguale al factor que existe en el departamento de Loreto entre estas mercancías.

2 De la Figura 1 se escogió un escenario con MHD del 80%, que resulta en beneficios netos del aprovechamiento de la madera de aproximadamente 500 US\$/ha y ciclos de rotación para el rendimiento sostenido de madera de alrededor de 17 años.

implementado en las llanuras aluviales inundables peruanas, esto demandará una estrategia integral de uso de la tierra que pueda guiar el proceso. En la elaboración de tal estrategia se propone considerar los siguientes tópicos:

- Intervenciones del manejo extensivo pueden ser llevadas a cabo, puesto que los ecosistemas, por naturaleza, están adaptados a grandes perturbaciones.
- Las interferencias, dentro de cada hábitat, deben de ser dispersas y restringidas a una limitada proporción al mismo tiempo, tal como sugería la forma como ocurrían los procesos naturales de la dinámica de la llanura aluvial inundable, lo cual implica también que se debe evitar la conversión en gran escala de ciertos hábitats en otros usos de la tierra.
- Es posible quitar grandes cantidades de nutrientes con la extracción de productos, ya que los suelos son fértiles y periódicamente reciben nuevas remesas de material fértil debido a la sedimentación.
- Se debe restringir o prohibir los sistemas de uso de la tierra que involucren la utilización de pesticidas que dañen el ambiente, así como otros compuestos químicos fácilmente lixiviables y esparcibles hacia las corrientes abiertas de agua.
- Se debe evitar el establecimiento de usos intensivos de la tierra en áreas con alto riesgo de erosión debido a la corriente de los ríos.
- Se debe desarrollar herramientas de manejo y sistemas de uso de la tierra capaces de controlar el desarrollo de recursos uniformes en áreas de pequeña escala.
- Las llanuras aluviales inundables deben ser clasificadas de acuerdo a factores ambientales que determinan áreas de producción y de conservación (por ej. periodos de inundación, situación del drenaje, tipo de hábitat, riesgo de erosión).
- Se debe definir e implementar un sistema de tenencia de la tierra que comprenda las llanuras aluviales inundables, sin considerar el carácter geográficamente dinámico del medio ambiente.
- Se debe reforzar e incrementar las investigaciones concernientes a las posibilidades y problemas más relevantes de los diferentes usos de la tierra.
- Se deben crear y apoyar instituciones y organizaciones capaces de colaborar con el manejo de las llanuras aluviales inundables.

5. RECONOCIMIENTOS

Me gustaría agradecer a todas las personas que cordialmente apoyaron o participaron en la conducción del trabajo de campo a fin de crear la base para redactar este artículo. El Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) gustosamente proporcionó su apoyo y sus instalaciones en Perú. Estoy en deuda con el personal del IIAP y con muchas otras personas por sus comentarios fructíferos. Lars Peter Kvist, Jens Dragsted y especialmente Anders Ræbild comentaron las primeras versiones de este manuscrito. El financiamiento fue proporcionado por la Agencia Danesa de Desarrollo Internacional (DANIDA).

6. BIBLIOGRAFIA

- ALMEIDA, M.W.B. 1996. Household extractive economies. In: J.E.M. Arnold; M.P. Ruiz (editors). *Current issues in non-timber forest products research*. CIFOR/ODA, Bogor. pp. 119-142.
- ARMSTRONG, W.; Brandle, R.; Jackson, M.B. 1994. Mechanisms of floor tolerance in plants. In: *Acta Botanica Neerlandica*, 43(4): 307-358.
- BARROS, A.C.; UHL, C. 1995. Logging along the Amazon river and estuary: patterns, problems and potential. In: *Forest Ecology and Management*, 77:87-105.
- BERGMAN, R. 1990. Economía amazónica. Estrategias de subsistencia en las riberas del Ucayali en el Perú. Lima: Centro Amazónico de Antropología y Aplicación Práctica. 209 pp.
- COLLIER, R. 1981. Jague al Batón. La historia del caucho en la Amazonía. Lima: Centro Amazónico de Antropología y Aplicación Práctica. 259 pp.
- CRAWFORD, R.M.M. 1982. Physiological responses to flooding. In: *Enc. Plant. Physiol.*, 12B: 453-477.
- JONG, W. de. 1995. Diversity, variation, and change in ribereño agriculture and agroforestry. Den Haag: CIP-DATA Koninklijke Bibliotheek. 168 pp.

- _____. 1999. Tree and forest management in the floodplains of the peruvian Amazon. Bogor: Center for International Forestry Research. Unpublished manuscript.
- JONG, W. de; FREITAS, L.; BALUARTE, J.; KOP, P. van de; SALAZAR, A.; INGA, H.; MELÉNDEZ, W.; GERMANÁ, C. 1999. Secondary forest dynamics in the Amazon floodplain in Peru. Bogor: Center for International Forestry Research. Unpublished manuscript.
- DENEVAN, W.M. 1976. The aboriginal population of Amazonia. In: W.M. Denevan (editor). *The native population of the Americas in 1492*. Wisconsin: The University of Wisconsin Press. pp. 205-234.
- DOUROJEANNI, W.M. 1990. Amazonía ¿que hacer? Iquitos: Centro de Estudios Teológicos de la Amazonía. 444 pp.
- FAGERIA, N.K.; WRIGHT, R.J.; BALIGAR, V.C.; SOUZA, C.M.R. 1991. Characterization of physical and chemical properties of varzea soils of Goias state of Brazil. In: *Commun. Soils Sci. Plant. Anal.*, 22(15&16): 1631-1646.
- FAO. 1993. Management and conservation of closed forest in tropical America. In: FAO Forestry Papers, N° 101. Rome. 141 pp.
- FOSTER, R.B. 1990. The floristic composition of the río Manu floodplain forest. In: A.H. Gentry (editor). *Four neotropical rainforests*. New Haven: Yale University Press. pp. 99-111.
- FOSTER, R.B.; ARCE, J.B.; WACHTER, T.S. 1986. Dispersal and the sequential plant communities in Amazonian Peru floodplain. In: A. Estrada; T.H. Fleming (editors). *Frugivores and seed dispersal*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers. pp. 357-370.
- FREITAS, L.A. 1996. Caracterización florística y estructural de cuatro comunidades boscosas de la llanura aluvial inundable en la zona Jenaro Herrera, Amazonía Peruana. Documento Técnico N° 21. Iquitos: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. 73 pp.
- FURCH, K. 1997. Chemistry of várzea and igapó soils and nutrient inventory of their floodplain forests. In: W.J. Junk (editor). *The central Amazon floodplain. Ecology of pulsing system*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 47-68.

- GENTRY, A.H.; TERBORGH, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu "mature" floodplain forest. In: A.H. Gentry (editor). *Four neotropical rainforests*. New Haven and London: Yale University Press. pp. 542-563.
- GILL, C.J. 1970. The flooding tolerance of woody species: A review. In: *Forestry Abstracts*, 3(4): 671-688.
- GOTTSBERGER, G. 1978. Seed dispersal by fish in the inundated region of Huamaita, Amazonia. In: *Biotropica*, 10(3): 170-183.
- GOULDING, M. 1980. The fishes and the forest. Explorations in Amazonian history. Berkeley: University of California Press. 289 pp.
- GOULDING, M. 1983. The role of fishes in seed dispersal and plant distribution in Amazonian floodplain ecosystems. In: *Sonderd naturwiss Ver Hamburg*, 7: 271-283.
- _____ 1985. Forest fishes of the Amazon. In: G.T. Prance; T.E. Lovejoy (editors). *Amazonia*. Oxford: Pergamon Press. pp. 267-276.
- GOULDING, M.; SMITH, N.J.H.; MAHAR, D.J. 1996. *Floods of fortune. Ecology and economy along the Amazon*. New York: Columbia University Press. 193 pp.
- HIRAOKA, M. 1985a. Mestizo subsistence in riparian Amazonia. In: *National Geographic Research*, 1(2): 236-246.
- _____ 1985b. Cash cropping, wage labor, and urban ward migrations: changing floodplain subsistence in the peruvian Amazon. In: *Studies in Third World Countries*, 32: 199-243.
- _____ 1989. Ribereños changing economic patterns in the peruvian Amazon. *Journal of cultural Geography*, 9(2): 103-119.
- _____ 1992. Caboclo and ribereño resource management in Amazonia: A review. In: K.H. Redford; C. Padoch (editors). *Conservation of Neotropical forest. Working from traditional resource use*. New York: Columbia University Press. pp. 134-157.

- HOMMA, A.K.O. 1996. Modernization and technological dualism in the extractive economy of Amazonia. In: J.E.M. Arnold; M.P. Ruiz (editors). *Current issues in non-timber forest products research*. CIFOR/ODA, Bogor, pp. 59-83.
- HOOK, D.D. 1984. Adaptations to flooding with fresh water. In: T.T. Kozlowski (editor). *Flooding and plant growth*. Academic Press. pp. 265-294.
- IRION, G. 1989. Quaternary geological history of the Amazon lowlands. In: L.B. Holm-Nielsen; I.C. Nielsen; H. Balslev (editors). *Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press Limited. pp. 23-34.
- IRION, G.; JUNK, W.J.; MELLO, J.A.S.N. de. 1997. The large central Amazonian river floodplains near Manaus: geological, climatological, hydrological and geomorphological aspects. In: W.J. Junk (editor). *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 23-46.
- JUNK, W.J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. In: L.B. Holm-Nielsen; I.C. Nielsen; H. Balslev (editors). *Tropical forest. Botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press Limited. pp. 47-64.
- 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: W.J. Junk (editor). *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 3-20.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: D.P. Dodge (editor). *Proceedings of the international large river symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. pp. 110-127.
- JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: W.J. Junk (editor). *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Berli: Springer-Verlag. pp. 147-185.
- JUNK, W.J.; SOARES, M.G.M.; SAINT-PAUL, U. 1997. The fish. In: W.J. Junk (editor). *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 385-408.

- KALLIOLA, R.; PUHAKKA, M. 1993. Geografía de la selva peruana. In: R. Kalliola; M. Puhakka; W. Danjoy (editors). *Amazonía peruana. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. Jyvaskyla: PAUT/ONERN. pp. 9-22.
- KUBITZKI, K. 1989. The ecogeographical differentiation of Amazonian inundation forest. In: *Pl. Syst. Evol.*, 162: 285-304.
- KVIST, L.P.; ANDERSEN, M.K.; HESSELSON, M.; VANCLAY, J. 1995. Estimating use-values and relative importance of Amazonian flood plain trees and forests to local inhabitants. In: *Commonwealth Forestry Review*, 74(4): 293-300.
- KVIST, L.P.; NEBEL, G. 1999. *A review of peruvian flood plain forests: Ecosystems, inhabitants and resource use*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources. Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- KVIST, L.P.; ANDERSEN, M.K.; STAGEGAARD, J.; HESSELSON, M.; LLAPAPASCA, C. 1999a. *Extraction from woody forest plants in flood plain communities in Amazonian Perú: Evaluation, choice and conservation status of resources*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources. Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- KVIST, L.P.; GRAM, S.; CÁCERES, A.C.; ORÉ, J.B. 1999b. *Socio-economy of villagers in the peruvian Amazon with a particular focus at extraction. A comparison of seven flood plain communities along the lower Ucayali and Marañón rivers*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources. Unit of Forestry. Unpublished manuscript.
- MEGGERS, B.J. 1971. *Amazonía. Man and culture in a counterfeit paradise*. Illinois: AHM Publishing Corporation. 182 pp.
- MORAN, E.F. 1989. Models of native and folk adaptation in the Amazon. In: *Advances in Economic Botany*, 7: 22-29.
- MUÑIZ-MIRET, N.; VAMOS, R.; HIRAOKA, M.; MONTAGNINI, F.; MENDELSON, R. O. 1996. The economic value of managing the acai

palm (*Euterpe oleracea* Mart.) in the floodplains of the Amazon estuary, Pará, Brazil. In: *Forest Ecology and Management*, 87: 163-173.

NEBEL, G. 1999. *Minquartia guianensis* Aubl.: Use, ecology and management in forestry and agroforestry. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources. Unit of Forestry. Unpublished manuscript.

NEBEL, G.; KVIST, L.P.; VANCLAY, J.K.; VIDAURRE, H. 1999a. *Forest dynamics in flood plain forest in the peruvian Amazon: Effects of disturbance and implications for management and conservation*. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources. Unit of Forestry. Unpublished manuscript.

NEBEL, G.; DRAGSTED, J.; SALAZAR, A.V. 1999b. Litter fall, biomass and net primary production in flood plain forests in the peruvian Amazon. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources. Unit of Forestry. Unpublished manuscript.

NEBEL, G.; DRAGSTED, J.; SIMONSEN, T.R.; VANCLAY, J.K. 1999c. The Amazon flood plain forest tree *Maquira coriacea* (Karsten) CC. Berg: Aspects of ecology and management. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Economics and Natural Resources. Unit of Forestry. Unpublished manuscript.

PADOCH, C.; JONG, W. de. 1990. Santa Rosa: The impact of the forest products trade on an Amazonian place and population. In: *Advances in Economic Botany*, 8: 151-158.

_____. 1992. Diversity, variation, and change in ribereño agriculture. In: K.H. Redford; C. Padoch (editors). *Conservation of neotropical forest. Working from traditional resource use*. New York: Columbia University Press. pp. 158-174.

PENNANO, G. 1988. *La economía del caucho*. Iquitos: CETA. 264 pp.

PETERMANN, P. 1997. The birds. In: W.J. Junk (editor). *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 419-452.

- PETERS, C.M.; GENTRY, A.H.; MENDELSON, R.O. 1989. Valuation of an Amazonian Rainforest. In: *Nature*, 339: 655-656.
- RÄSÄNEN, M. 1993. La geohistoria de vegetación en la selva baja peruana. In: R. Kalliola; M. Puhakka; W. Danjoy (editors). *Amazonía peruana. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. Jyvaskyla: PAUT/ONERN. pp. 43-68.
- RÄSÄNEN, M.E.; NELLER, R.; SALO, J.; JUNGNER, H. 1992. Recent and ancient fluvial deposition systems in the Amazonian foreland basin, Peru. In: *Geol. Mag.*, 129(3): 293-306.
- RÄSÄNEN, M.E.; SALO, J.; KALLIOLA, R. 1987. Fluvial perturbation in the Western Amazon basin: regulation by long-term sub-Andean tectonics. In: *Science*, 238: 1398-1401.
- ROOSEVELT, A. 1989. Resource management in Amazonia before the conquest: Beyond ethnographic projection. In: *Advances in Economic Botany*, 7: 30-62.
- SALO, J.; KALLIOLA, R.; HAKKINEN, I.; MAKINEN, Y.; NIEMELA, P.; PUHAKKA, M.; COLEY, P.D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. In: *Nature*, 322: 254-258.
- SALO, J.; RÄSÄNEN, M.E. 1989. Hierarchy of landscape patterns in western Amazon. In: L.B. Holm-Nielsen; I.C. Nielsen; H. Balslev (editors). *Tropical forest Botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press. pp. 239-251.
- SCHLÜTER, U.B.; FURCH, V.B.; JOLY, C.A. 1993. Physiological and anatomical adaptations by young *Astrocaryum jauari* Mart. (Arecaceae) in periodically inundated biotopes of Central Amazonia. In: *Biotropica*, 25(4): 384-396.
- SOINI, P.; SICCHAR, L.A.; GIL, N.G.; FACHIN, T.A.; PEZO, R.; CHUMBE, A.M. 1996. Una evaluación de la fauna silvestre y su aprovechamiento en la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Perú. Documento Técnico N° 24. Iquitos: Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. 64 pp.

- VERISSIMO, A.; BARRETO, P.; MATTOS, M.; TARIFA, R.; UHL, C. 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case Paragominas. In: *Forest Ecology and Management*, 55: 169-199.
- WILKIE, D.S.; GODOY, R.A. 1996. Trade, indigenous rain forest economies and biological diversity – model predictions and directions for research. In: J.E.M. Arnold; M.P. Ruiz (editors). *Current issues in non-timber forest products research*. Bogor: CIFOR/ODA. pp. 83-102.
- WORBES, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: W.J. Junk (editor). *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Berlin: Springer-Verlag. pp. 223-266.
- WORBES, M.; KLINGE, H.; REVILLA, J.D.; MARTIUS, C. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. In: *Journal of Vegetation Science*, 3: 353-564.

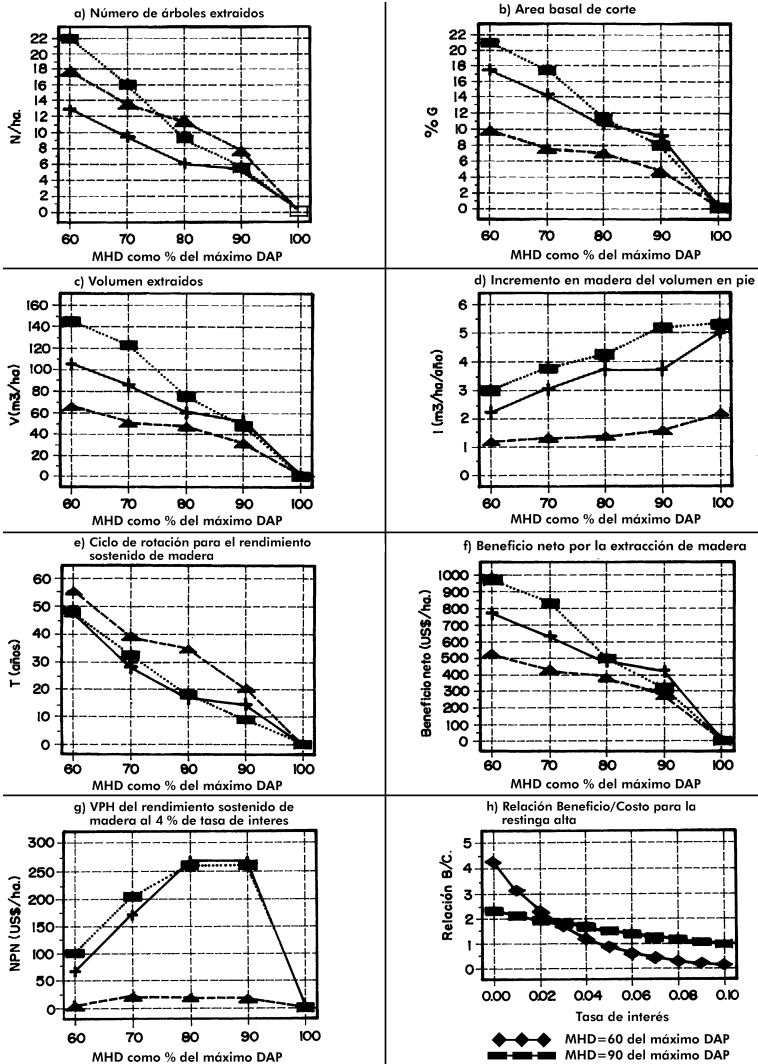


Fig. 1. Importantes parámetros para escenarios que muestran diferentes intensidades de aprovechamiento en concordancia con el diámetro mínimo de corte (DMC) como porcentaje del máximo diámetro a la altura del pecho (DAP) de especies comerciales en tres bosques peruanos de llano inundable (cuadrado = restinga alta; triángulos = restinga baja; cruces = tahuampa).

FACTORES DE LA ORGANIZACIÓN DEL MERCADO DE LAS PLANTAS MEDICINALES EN IQUITOS - AMAZONÍA PERUANA

Sébastien Galy¹, Elsa Rengifo² y Yann Olivier Hay¹

RESUMEN

La ciudad de Iquitos, conocida por muchos como la capital de la Amazonía Peruana, es el lugar donde se comercializa en grandes volúmenes y con una antigüedad de casi cuatro décadas, una gran variedad de especies amazónicas de uso medicinal (Dourojeanni, 1990).

El creciente comercio de plantas medicinales, ocasionado por la demanda de los mercados locales, nacionales e internacionales, para el abastecimiento de diferentes clientes -laboratorios de la industria de fitomedicamentos, universidades e institutos de investigación, entre los principales- es una de las principales causas del interés y explotación selectiva de dichas especies.

La utilización por la población de aproximadamente 500 plantas medicinales, 134 de ellas en forma comercial en el Pasaje Paquito de Iquitos, contribuye -en forma destacada- al cuidado de la salud y a la generación de ingresos económicos en el poblador amazónico. De estas plantas, solo 19 tienen un alto valor comercial.

El potencial de la comercialización de plantas medicinales es todavía muy grande, pero el mal manejo actual de estos recursos naturales nos puede llevar a una situación crítica.

Palabras clave: Plantas medicinales, mercados, recursos naturales, potencial económico.

-
- 1 Ingenieros de desarrollo rural en países tropicales, Médecins Aux Pieds Nus. 222 rue Vaugirard 75015 Paris - France. Tele-fax : 00 33 1 45 67 07 33. E-mail: www.mapn.org
 - 2 Bióloga, responsable del Proyecto Plantas Medicinales y Biocidas de la Amazonía Peruana, Programa de Aprovechamiento Sostenible de la Biodiversidad. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Avda. A. Quiñones km 2,5. Iquitos (Perú).

RÉSUMÉ

La ville d'Iquitos, capital de l'Amazonie péruvienne, est un lieu important de commerce de plantes médicinales, et ce depuis presque 4 décennies (Dourojeanni, 1990).

La demande croissante en plantes médicinales, sous l'influence des marchés locaux, nationaux et internationaux, pour l'approvisionnement de différents clients comme les laboratoires, universités et instituts de recherches, est une des principales causes de l'intérêt et de l'exploitation sélective des espèces concernées.

La population d'Iquitos utilise une moyenne de 500 plantes de façon traditionnelle, dont 134 d'entre elles sont commercialisées au " Pasaje Paquito " d'Iquitos, ce qui contribue, de manière parallèle, à l'amélioration de la santé et la création d'un micromarché local. De toutes ces plantes, seules 19 ont une haute valeur commerciale.

Le potentiel de la commercialisation des plantes médicinales est encore très important, mais la gestion actuelle des ressources naturelles pourrait nous mener très vite à une situation critique.

Mots Clés: Plantes médicinales, marché, ressources naturelles, potentiel économique.

ABSTRACT

The city of Iquitos, the capital of Peruvian Amazon, is the place where an important amount of various medicinal plants is being exchanged since 4 decades ago (Dourojeanni, 1990).

The growing trading of medicinal plants, due to the demand of local, national and international markets for the supply of different clients like laboratories, universities and research institutes is one of the main causes of the interest and the selective exploitation of these species.

The inhabitants of Iquitos use approximately 500 medicinal species, from whom 134 are sold in the " Pasaje Paquito ". This contributes to health and economy of a part of the Amazonian population. Of these plants, 19 have high commercial value. The potential of the commercialization of medicinal plants is still very important, but the present management of these natural resources can lead to a critical situation.

Key words: Medicinal plants, markets, natural resources, economic potential.

1. INTRODUCCIÓN

La comercialización de algunos recursos naturales, entre ellos las plantas medicinales económicamente claves para empresas farmacéuticas y químicas a escala mayor, es un potencial con que cuenta la Amazonía. Este recurso, con un buen manejo y leyes apropiadas, puede generar divisas y mejorar la economía local y nacional (PNUD, 1997). Asimismo, frente a los costosos medicamentos manufacturados, es una alternativa para la cura y prevención de enfermedades en las personas de bajos recursos económicos y para las que prefieren la opción de lo natural.

Sin embargo, esta actividad comercial es difícil de evaluar, pues se caracteriza por la escasez de datos confiables (Padoch, 1992).

Para dar cuenta de lo que acontece con la comercialización de la plantas medicinales amazónicas, presentamos la experiencia del Pasaje Paquito en el mercado de Belén y la experiencia de las empresas ubicadas en Iquitos que comercializan estos recursos a nivel nacional e internacional.

Ad portas del siglo XXI, realizamos un estudio preliminar que, aunque no nos permita alcanzar conclusiones definitivas, sí nos permite formular algunas hipótesis que deberán ser confirmadas por investigaciones más largas en el futuro.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en la ciudad de Iquitos, capital de Loreto, durante los meses de marzo a junio de 1999, como parte de las actividades del convenio entre el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana –IIAP- y la ONG francesa Médecins Aux Pieds Nus (Médicos Descalzos).

Se seleccionó esta ciudad porque abriga un mercado local de venta de plantas medicinales muy desarrollado y por ser uno de los lugares donde se ubican siete empresas que comercializan plantas medicinales en el ámbito nacional e internacional (Galy, Rengifo, Hay, 1999).

El trabajo consistió en realizar entrevistas y encuestas sobre los temas de comercialización, extracción y cultivo, a los vendedores de plantas medicinales y a perso-

nas que tenían vínculos con el negocio; asimismo, se visitó y rescató información en instituciones públicas y privadas. A la vez, se realizó una búsqueda de información a través de Internet.

Se visitó un total de 70 personas, a 45 de las cuales se les aplicó encuestas estructuradas.

3. RESULTADOS

3.1. Mercado local

El mercado de Belén se ubica en el extremo sur de la ciudad de Iquitos, en la orilla del río Itaya, escenario que ha sufrido cambios en el transcurrir del tiempo. El mercadillo de plantas medicinales se inició aquí a finales de la década de los 60 con las señoras María de Marreros y María de Yap; luego, el número de personas dedicadas a este negocio se fue incrementando paulatinamente.

En 1994 existían 28 puestos de venta, en su mayoría bajo la responsabilidad de una mujer. Podríamos decir que esta actividad de comercialización es un espacio donde las mujeres pueden desarrollar y generar ingresos económicos. En 1999, existían 32 puestos en esta zona y, además de éstos, una ampliación de 10 puestos adicionales donde las productoras vendían directamente sus productos. Desde 1997 se han establecido siete puestos permanentes atendidos por mujeres; la mayoría de ellas se ha especializado en plantas frescas. En los mercados Modelo y Central, se observa también la venta, en pequeña escala, de plantas medicinales.

El total de especies comercializadas en el mercado de Belén es de 134 (Cuadro 1).

El proceso se inicia con el extractor para la mayoría de las especies, quien vende la materia prima al rematista y éste al comerciante, en algunos casos al acopiador, siguiendo una secuencia en el flujo de la comercialización (Figura 2). El valor final de una especie depende de varios factores como disponibilidad de la especie, lugar de acopio y demanda, entre los principales. Estas plantas, en su mayoría, no provienen de áreas de cultivo, sino de bosques naturales con el 60,4 % (Figura 3). Según sus formas de comercialización, hemos distinguido 10 categorías (Figura 4). Las que ocupan el primer lugar son las plantas en estado fresco, con una variedad de 62 especies; en segundo lugar las cortezas, con 27 especies; las raíces, con 22 especies;

licores a base de corteza, hojas, raíces solas y/o combinadas, con 19 variedades y, finalmente, harinas /polvos 12; resinas 8; frutos 5; semillas 4; aceites 4 y flores 4.

3.2. Empresas

De las siete empresas que comercializan plantas medicinales en Iquitos (Cuadro 2), sólo cinco tienen su sede aquí; las otras dos tienen sólo una sucursal en esta ciudad. La más antigua tiene 10 años, lo que demuestra que este comercio está todavía joven en la región Loreto.

Cinco de las empresas tienen una relación con un laboratorio de investigación, porque eso les beneficia en varias formas: primero, los laboratorios de investigación pueden ser clientes estables e importantes cuando están haciendo estudios de una planta. En segundo lugar, esta cooperación es un indicador de seriedad y permite validar científicamente los productos comercializados. Las empresas que no tienen este tipo de convenio recurren a investigadores individuales para certificar la buena calidad de los productos.

3.3. Plantas con alto valor comercial

Todavía es difícil evaluar de manera precisa la cantidad de especies medicinales del bosque amazónico. De las 60 000 a 90 000 especies vegetales estimadas en la región, solamente entre 2 000 y 3 000 especies fueron inventariadas en la farmacopea y, aproximadamente, 500 de ellas son utilizadas en la ciudad de Iquitos (Mejía, Rengifo, 1997).

Para que sea comercializada a nivel nacional o internacional, una planta debe haber sido estudiada por institutos de investigación para mostrar el efecto terapéutico y la ausencia de toxicidad. Por estas razones, el número de plantas con alto valor comercial es reducido en comparación con las que son usadas por la población local. La lista de estas plantas comercializadas a nivel nacional e internacional asciende a 19 especies (Cuadro 3).

De las 19 especies vegetales comercializadas, sólo 6 se venden en gran cantidad (Cuadro 4). Las otras representan ventas puntuales, de pequeñas cantidades, y muy irregulares. Eso explica las variaciones importantes notadas entre las ventas del año 1998 y las de los cinco primeros meses de 1999.

La inestabilidad vinculada con este comercio es un fenómeno que concierne a la totalidad de las especies, hasta las especies mundialmente conocidas como la ‘uña de gato’ (*Uncaria sp.*) o el ‘ayahuasca’ (*Banisteriopsis caapi*). En tal sentido, es muy difícil anticipar la evolución del mercado, tanto por los políticos y los investigadores como por los empresarios mismos.

3.4. Destinos de los productos

Si bien existe un mercado nacional, los empresarios no tienen una explicación del motivo por el cual se satura rápidamente.

La gran mayoría de las plantas medicinales tiene como destino la ciudad de Lima. Sin embargo, una pequeña parte de productos es exportado directamente desde Iquitos hacia Europa, Japón o Estados Unidos.

El fenómeno de convergencia de productos en Lima se explica por el hecho que la mayoría de las plantas, vendidas como materia primaria por las empresas de Iquitos, es comprada por empresas de Lima que se encargan de su procesamiento en cápsulas u otras formas de presentación. Estos productos son luego exportados hacia los países extranjeros, sobre todo los occidentales.

Solamente una empresa loreтана tiene las máquinas necesarias para procesar las plantas, lo que ilustra bien el retraso de la región Loreto en comparación con la ciudad de Lima, donde está concentrada la casi totalidad de la industria y la tecnología.

3.5. Extracción del bosque

No hemos podido determinar de manera precisa ni las características ni los lugares de extracción de las especies medicinales del bosque, porque las grandes distancias y las limitaciones logísticas existentes en la Amazonía Peruana no facilitan este trabajo. En todo caso, podría ser el tema de un programa de investigación más largo. Sin embargo, se nota que hay algunas zonas más apropiadas para la extracción por las facilidades de transporte hacia Iquitos. Las tres zonas de extracción más importantes son el río Napo, el río Nanay y la carretera Iquitos-Nauta.

El extractivismo sigue modelos de funcionamiento muy específicos. Entre las empresas encuestadas en Iquitos, se nota tres tipos de extractivismo:

- Algunas empresas trabajan con extractores, quienes están empleados a tiempo completo en la cosecha y el transporte de las plantas medicinales hasta la ciudad de Iquitos. Esta mano de obra es calificada y tiene capacidades en determinación botánica de las especies vegetales. Es frecuente encontrar varias especies con un sólo nombre vernacular (por ejemplo, ‘uña de gato’ corresponde a *U. tomentosa* y *U. guianensis*) y esta confusión es un obstáculo que impide a las empresas trabajar con las poblaciones locales.
- Otras empresas trabajan con extractores ocasionales. Estas personas, que son las que sacan y transportan las plantas, son empleadas solamente en caso de existir pedidos. Esta mano de obra es también calificada y sabe evitar la confusión referida en el caso anterior.
- Por último, otras empresas proceden de una tercera manera para abastecerse. En caso de pedido, se van a las comunidades para comprar directamente las especies necesitadas en la cantidad requerida. El empresario hace una supervisión del trabajo para verificar que se extrae la especie correcta. Este modo de operación se practica particularmente con las comunidades nativas que son propietarias de territorios de gran superficie y riqueza vegetal.

Eventualmente, una empresa puede abastecer a otra empresa en caso de pedidos puntuales y en pequeñas cantidades. Este caso se da generalmente con especies raramente comercializadas, cuyo costo de prospección y extracción es más alto que el de la compra directa del producto a otra empresa.

3.6. Cultivo de especies medicinales

La ausencia de informaciones fiables nos impide cuantificar el recurso de cada planta con alto valor comercial, lo que debería animar a recurrir a un cierto principio de precaución. El cultivo es la forma más segura de garantizar la perennidad de las especies y, por ende, del mercado. La legislación actual incentiva el cultivo de las especies medicinales que tienen un alto valor comercial. Sin embargo, algunos obstáculos hacen que el cultivo de las plantas medicinales no sea muy practicado por el momento.

De todas las empresas encuestadas, una sola practica el cultivo de la especie que comercializa y éste ha sido impuesto por el laboratorio cliente. Se trata de 5 000 árboles de sangre de grado (*Croton lechleri*) que fueron sembrados en 1992 y que van a poder ser cosechados a partir del año 2000. Como el ayahuasca (*Banisteriopsis*

caapi) y la uña de gato (*Uncaria sp.*), la sangre de grado fue investigada suficientemente para asegurar un mínimo de datos fiables sobre su cultivo.

En lo que respecta a las otras seis empresas, se discernen dos tipos de reacción:

- Cuatro de ellas no tienen previsto cultivar las plantas medicinales por razones económicas. El cuidado del terreno, la mano de obra necesaria y todos los otros gastos representan una inversión elevada, sobre todo cuando la extracción del medio silvestre es totalmente gratuita. De otro lado, la inestabilidad actual del mercado de la mayoría de las especies comercializadas no permite evaluar precisamente el tipo y la cantidad de especies a cultivar, existiendo siempre el riesgo de que desaparezca el mercado para un producto determinado.
- Desde hace algún tiempo, dos empresas están empezando a invertir en el cultivo y en viveros de plantas medicinales. Pero las características de este cultivo varían según las especies. Para la sangre de grado (*Croton lechleri*) se practica un cultivo de unas centenas de plantones; para la chacruna (*Psychotria viridis*), el mapacho (*Nicotiana tabacum*) y el jergón sachá (*Dracontium loretense*), se hace un cultivo de unas decenas de plantones. Eso se debe, sea a un pedido mínimo (jergón sachá), sea a una ausencia de datos agronómicos que desanima a los empresarios a cultivar en mayor escala. En este caso, el cultivo que se está realizando se parece más a un “ensayo agronómico” que a un verdadero cultivo. Para la uña de gato (*Uncaria sp.*) y el ayahuasca (*Banisteriopsis caapi*), a pesar de los datos agronómicos accesibles, no se ha empezado en Loreto un cultivo significativo para satisfacer la demanda del mercado internacional.

4. DISCUSIÓN

4.1. Peligros de la explotación de especies medicinales

Problema de la extracción

A pesar de las advertencias de los científicos sobre la importancia de una gestión inteligente del recurso vegetal amazónico, la extracción directa del bosque es por el momento la fuente más frecuente de acopio por parte de las empresas, porque es la más simple y rentable a corto tiempo. Las empresas que encuentran dificultades para emprender el cultivo de especies medicinales en gran escala, afirman que sin “un

apoyo efectivo del gobierno”, nunca el cultivo podrá ser utilizado como alternativa de producción frente a la extracción.

La inestabilidad del mercado internacional, la falta de datos agronómicos y de información relativa a los costos de producción no incentivan el cultivo para la mayoría de las plantas con alto valor comercial. Pero para la uña de gato, que tiene un mercado asegurado y datos agronómicos y económicos, no se está realizando un plan de cultivo para lograr la sostenibilidad del recurso. Igualmente, nos podemos preguntar si se cultivaría la sangre de grado sin la presión actual que manifiesta el laboratorio cliente.

En estas condiciones, todos los interesados deben tener conciencia de su función y su interés respectivo en el manejo sostenible de plantas medicinales. A nivel político, es fundamental que el apoyo del gobierno no sólo se reduzca a la simple asignación de terrenos, que frecuentemente no son utilizados, e incluso son desconocidos para algunos propietarios. El gobierno podría incentivar, a través de apoyos especiales, a los empresarios para que presenten un plan de manejo sostenible pactado con los extractores. Sería responsabilidad de los investigadores supervisar estos planes y capacitar a los empresarios y a los extractores, brindando más informaciones agronómicas y económicas e investigando un mayor número de especies de plantas medicinales. Por otro lado, clientes extranjeros no tendrían que seguir con un negocio “ciego” sino, más bien, asegurarse de que los productos comprados no sean extraídos del bosque sin un plan de manejo adecuado.

Peligro de desaparición de las plantas medicinales

Para poder medir los riesgos que implica la explotación del recurso, es importante verificar cuál es la parte de la planta que se usa, así como el tipo botánico (árbol, arbusto, liana, hierba) y las características de la regeneración de la planta. En la Figura 1 se ilustra el peligro que representa la explotación de las especies medicinales con alto valor comercial.

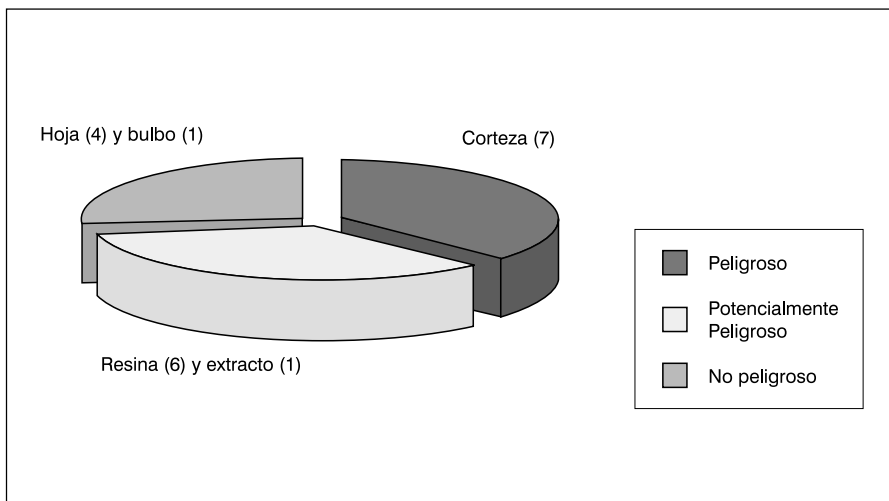


Figura 1: Peligro de explotación de las 19 especies comercializadas.

Los números entre paréntesis se refieren al número de especies.

El peligro es máximo cuando se usa la raíz o la corteza de un especie medicinal que no tiene un crecimiento rápido. En este caso, una sobre-explotación puede llevar rápidamente a la desaparición de la especie, como lo que ha ocurrido con el palo de rosa (*Tabebuia rosea*). El caso presente del jergón sachá (*Dracontium lorentense*) no representa un peligro por la alta regeneración de esta planta. Respecto a la explotación de las resinas, se considera como potencialmente peligrosa: aunque se pueda sacar la resina sin matar al árbol, la cantidad extraída es mayor cuando se corta el árbol. En este sentido, podría ser interesante ver cuál es la proporción de los que usan cada opción.

La comercialización de hojas o de raíces de hierbas no representa un peligro para la supervivencia de las especies vegetales.

La Figura 1 nos enseña que el futuro de la mayoría de las especies medicinales comercializadas va a depender únicamente del modo de explotación de las poblaciones silvestres, lo que confirma la necesidad de una política nacional de manejo de los recursos medicinales amazónicos.

4.2. Evolución del mercado

La totalidad de los empresarios encuestados están de acuerdo en decir que el futuro de la comercialización de las plantas medicinales es muy prometedor. Sin embargo, el desarrollo de este mercado tendrá consecuencias todavía imprevisibles: la velocidad con la cual se crean las empresas nos induce a preocuparnos por las repercusiones que provocaría, sobre los recursos naturales, un aumento importante de las exportaciones de algunas plantas medicinales.

Si todos los interesados, investigadores, políticos, extractores y comerciantes no prevén esta evolución y no aplican las medidas preventivas pertinentes, los efectos podrían ser nefastos en el corto plazo para la economía y el medio ambiente amazónico.

5. RECOMENDACIONES

El mercado de plantas medicinales amazónicas es bastante inestable y no está todavía bien definido para la casi totalidad de especies medicinales, actualmente vendidas en el área de Iquitos.

Una explotación duradera en el tiempo deberá acompañarse de una política adaptada, como podrían ser el cultivo y el manejo adecuado de las especies con una extracción sostenible. De esta actitud depende la sostenibilidad de la cosecha y globalmente el futuro del comercio de las especies vegetales medicinales amazónicas. Podría ser un riesgo para el futuro que esta responsabilidad sea sólo de las comunidades, especialmente nativas, para las cuales la venta de estos productos es una fuente potencial importante de ingresos.

Los cambios de una extracción no controlada del bosque hacia un manejo sostenible de los recursos naturales, se están percibiendo. Pero los varios obstáculos actuales imponen que este plan de manejo sea planteado con todos los protagonistas si se quiere una transición exitosa.

En este delicado contexto, habrá que contar con la conciencia de cada uno: políticos, investigadores, comunidades y empresarios para evitar que este patrimonio sea dilapidado.

6. BIBLIOGRAFIA

- DOUROJEANNI, MARC J. 1990. *Amazonía ¿que hacer?* Iquitos (Perú): Centro de Estudios Teológicos de la Amazonía. 374 pp.
- ESTRELLA, E., 1995. *Plantas Medicinales Amazónicas: Realidad y Perspectivas*. Lima (Perú): Tratado de Cooperación Amazónica.
- GALY, S.; RENGIFO, E.; HAY, Y.O. 1999. *Estado actual de la comercialización y utilización de plantas medicinales en la región de Iquitos - Amazonía Peruana*. Informe interno. IIAP/MAPN. 21 pp.
- MEJIA K.; RENGIFO, E. 1997. *Plantas medicinales de uso popular en la Amazonía Peruana*. Iquitos (Perú): AECI-GRL-IIAP.
- PADOCH, C. 1992. *Marketing of Non-Timber forest Products in Western Amazonía: General Observations and Research Priorities*. In: *Advances in Economic Botany* 9 : 43-50. The New York Botanical Garden.
- PNUD, 1997. *Informe sobre el desarrollo humano del Perú, temas y experiencias*. New York - EU: Nations Unis. pp. 87-95.

Cuadro 1: Lista de especies que se comercializan en Iquitos
(Pasaje Paquito)

Nombre Científico	Nombre Vulgar	Familia	Categoría
<i>Abuta grandiflora</i>	Abuta	Menispermaceae	Co
<i>Alchornea castaneifolia</i>	Ipururo	Euphorbiaceae	Fr,Co
<i>Alpinia nutans</i>	Canelilla *	Zingiberaceae	Fr
<i>Alternanthera braseliana</i>	Lancetilla *	Amaranthaceae	Fr
<i>Anacardium occidentale</i>	Casho *	Anacardiaceae	Fr
<i>Aniba roseadora</i>	Palo de rosa	Lauraceae	Ace
<i>Aparisthium cordatum</i>	Ushaquiro	Euphorbiaceae	Co,Li
<i>Artocarpus altilis</i>	Pan del arbol	Moraceae	Re
<i>Aspidosperma excelsum</i>	Remocaspi	Apocynaceae	Co
<i>Ayapana pallustris</i>	Caguena *	Asteraceae	Fr
<i>Bactris gasipaes</i>	Pijuayo *	Arecaceae	Ra
<i>Banisteriopsis caapi</i>	Ayahuasca	Malpighiaceae	Co
<i>Bauhinia glabra</i>	Motelo-sango	Fabaceae	Co
<i>Bixa orellana</i>	Achiote *	Bixaceae	Fr,Fr
<i>Brosimum acutifolium</i>	Murure	Moraceae	Re,Co
<i>Brosimum rubescens</i>	Palisangre	Moraceae	Co
<i>Brugmansia aurea</i>	Toé *	Solanaceae	Fr
<i>Brunfelsia grandiflora</i>	Chiric-sanango	Solanaceae	Ra,Li
<i>Brysonima coriacea</i>	Indano	Malpighiaceae	Co,Li
<i>Cactus sp.</i>	Chupocasho	Cactaceae	Fr
<i>Cajanus cajan</i>	Puspo poroto *	Fabaceae	Fr
<i>Campsiandra angustifolia</i>	Huacapurana	Fabaceae	Co,Li
<i>Canna indica</i>	Achira*	Cannaceae	Se
<i>Caryodaphnopsis fosteri</i>	Achuni-sanango	Lauraceae	Ra,Li
<i>Cassia reticulata</i>	Retama	Fabaceae	Flo
<i>Cedrela odorata</i>	Cedro	Meliaceae	Co
<i>Cestrum auriculatum</i>	Hierba santa *	Solanaceae	Fr
<i>Chenopodium ambrosoides</i>	Paico *	Chenopodiaceae	Fr
<i>Chlorophora tinctoria</i>	Insira	Moraceae	Re
<i>Cissus sicyoides</i>	Sapo huasca	Vitaceae	Co
<i>Citrus limon</i>	Limón *	Rutaceae	Fr
<i>Citrus paradisi</i>	Toronja *	Rutaceae	Fr
<i>Clusia rosea</i>	Renaquilla	Clusiaceae	Re, Ra

<i>Coffea arabica</i>	Café *	Rubiaceae	Fr
<i>Coix lacryma-jovi</i>	Rosario	Poaceae	Se
<i>Commelia sp.</i>	Alacrancito*	Commeliaceae	Ra,Ha
<i>Copaifera paupera</i>	Copaiba	Fabaceae	Ace
<i>Cornutia odorata</i>	Salvia (Chingura)	Verbenaceae	Fr
<i>Costus arabicus</i>	Caña agria	Zingiberaceae	Fr
<i>Couropita guianensis</i>	Ayahuma	Lecythidaceae	Fr
<i>Crecentia cujete</i>	Tutumo *	Bignoniaceae	Fru
<i>Croton lechleri</i>	Sangre de grado	Euphorbiaceae	Re
<i>Curcuma longa</i>	Guisador *	Zingiberaceae	Ra
<i>Cymbopogon citratus</i>	Yerba Luisa *	Poaceae	Fr
<i>Cyperus articulatus</i>	Piri-piri periquito *	Cyperaceae	Ra,Ha
<i>Cyperus diffusus</i>	Boa piri-piri*	Poaceae	Fr,Ha
<i>Desamidium adscenses</i>	Amor seco	Fabaceae	Fr
<i>Dieffenbachia obliqua</i>	Patiquina blanca *	Araceae	Fr
<i>Dioscorea decorticans</i>	Macaquiño	Dioscoreaceae	Ra,Ha
<i>Dracontium lorentense</i>	Jergón sachá	Araceae	Ra,Ha
<i>Elaeis oleifera</i>	Palma	Arecaceae	Ace
<i>Eleuterine bulbosa</i>	Yahuar piri-piri *	Iridaceae	Ra
<i>Erythrina fusca</i>	Amasisa	Fabaceae	Co
<i>Erythroxylum coca</i>	Coca *	Erythroxylaceae	Fr
<i>Euterpe precatoria</i>	Huasai	Arecaceae	Ra
<i>Fevillea cordifolia</i>	Habilla	Cucurbitaceae	Se
<i>Ficus insipida</i>	Ojé	Moraceae	Re
<i>Fittonia verschaffeltii</i>	Motelillo *	Acanthaceae	Ha, Ra
<i>Genipa americana</i>	Huito	Rubiaceae	Fru
<i>Gossypium barbadense</i>	Algodón *	Malvaceae	Fr
<i>Hibiscus abelmoschus</i>	Mishuishma	Malvaceae	Fr
<i>Himatanthus suucuba</i>	Bellacocaspi	Apocynaceae	Re
<i>Hura crepitans</i>	Catahua	Euphorbiaceae	Fr
<i>Hymenaea oblongifolia</i>	Azucar huayo	Fabaceae	Co,Li
<i>Jatropha curcas</i>	Piñón blanco *	Euphorbiaceae	Fr,Se
<i>Jatropha gossypifolia</i>	Piñón rojo *	Euphorbiaceae	Fr
<i>Justicia pectoralis</i>	Cariñito *	Asteraceae	Fr
<i>Kalanchoe pinnata</i>	Hoja del aire	Crassulaceae	Fr
<i>Laportea aestuans</i>	Ishanga colorada	Urticaceae	Fr
<i>Licaria canella</i>	Moena	Lauraceae	Co
<i>Lippia alba</i>	Pampa orégano *	Verbenaceae	Fr
<i>Ludwigia hyssopifolia</i>	Arco sachá	Onagraceae	Fr

<i>Malachra alceifolia</i>	Malva	Malvaceae	Fr
<i>Mansoa alliacea</i>	Ajo sachá hembra *	Bignoniaceae	Fr,Li
<i>Mansoa alliacea</i>	Ajo sachá macho*	Bignoniaceae	Fr,Li
<i>Maquira coriacea</i>	Capinuri	Moraceae	Re
<i>Maranta arundinacea</i>	Camarón *	Marantaceae	Ra,Ha
<i>Maranta arundinacea</i>	Shimipampana *	Marantaceae	Ra,Ha
<i>Maytenus macrocarpa</i>	Chuchuhuasi	Celastraceae	Co,Li
<i>Menta piperita</i>	Menta *	Labiatae	Fr
<i>Minuartia guianensis</i>	Fierro-caspi	Oleaceae	Co,Li
<i>Momordica charantia</i>	Papailla	Cucurbitaceae	Fr
<i>Mucuna rostrata</i>	Ojo de vaca	Fabaceae	Se
<i>Nicotiana tabacum</i>	Tabaco *	Solanaceae	Fr
<i>Ocimum americanum</i>	Sharamasho *	Labiatae	Fr
<i>Ocimum basilicum</i>	Albahaca*	Labiatae	Fr
<i>Ocimum micranthum</i>	Albaquilla*	Labiatae	Fr
<i>Ocotea aciphylla</i>	Canela sachá	Lauraceae	Co,Li
<i>Oenocarpus bataua</i>	Ungurahui	Arecaceae	Ace
<i>Ormosia coccinea</i>	Huayruro	Fabaceae	Se
<i>Passiflora nitida</i>	Granadilla	Passifloraceae	Fr
<i>Passiflora quadrangularis</i>	Tumbo *	Passifloraceae	Fr
<i>Peperomia flavamentata</i>	Congonita	Piperaceae	Fr
<i>Persea americana</i>	Palta *	Lauraceae	Fr
<i>Petiveria alliacea</i>	Mucura *	Phytolaccaceae	Fr
<i>Phyllanthus stipulatus</i>	Chanca piedra	Euphorbiaceae	Fr
<i>Physalis angulata</i>	Bolsa mullaca	Solanaceae	Fr
<i>Piper aduncum</i>	Cordoncillo	Piperaceae	Fr
<i>Piper callosum</i>	Guayusa *	Piperaceae	Fr
<i>Piper peltata</i>	Santa María	Piperaceae	Fr
<i>Pithyrusa adunca</i>	Suelda con suelda	Loranthaceae	Fr
<i>Plantago major</i>	Llantén *	Plantaginaceae	Fr
<i>Pogostemon heyneanu</i>	Oriza *	Labiaceae	Fr
<i>Polypodium decumanum</i>	Cotochupa	Polypodiaceae	Ra
<i>Portulacca oleraceae</i>	Verdolaga	Portulacaceae	Fr
<i>Pseudobombax munguba</i>	Punga	Bombacaceae	Co
<i>Psidium guayaba</i>	Guayaba *	Myrtaceae	Fr
<i>Ricinus comunis</i>	Higuerilla	Euphorbiaceae	Se
<i>Rosa canina</i>	Rosa Castilla *	Rosaceae	Flo
<i>Rosa centrifolia</i>	Rosa maceta *	Rosaceae	Flo
<i>Sambucus mexicana</i>	Sauco *	Caprifoliaceae	Fr

<i>Schinopsis peruviana</i>	Cocobolo	Anacardiaceae	Co,Li
<i>Scleria microcarpa</i>	Cortadera	Cyperaceae	Ra
<i>Scoparia dulcis</i>	Ñucño-pichana	Scropulariaceae	Fr
<i>Senna</i> aff. <i>bacillaris</i>	Mataro	Fabaceae	Fru
<i>Smilax febrifuga</i>	Zarzaparrilla	Smilacaceae	Ra
<i>Solanum mammosum</i>	Teta de vaca	Solanaceae	Fru
<i>Spondias mombin</i>	Ubos	Anacardiaceae	Co,Li
<i>Stachytarpheta cayenensis</i>	Verbena blanca	Verbenaceae	Fr
<i>Swartzia polyphylla</i>	Cumaceba	Fabaceae	Co,Li
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Tahuari	Bignoniaceae	Co,Li
<i>Tachigalia tessmannii</i>	Tangarana	Fabaceae	Co
<i>Tagetes erecta</i>	Rosa-sisa *	Asteraceae	Flo
<i>Tynnanthus panurensis</i>	Clavo huasca	Bignoniaceae	Co,Li
<i>Uncaria guianensis</i>	Uña de gato	Rubiaceae	Co,Li
<i>Uncaria tomentosa</i>	Uña de gato	Rubiaceae	Co,Li
<i>Unonopsis floribunda</i>	Icoja	Annonaceae	Co,Li
<i>Verbena officinalis</i>	Verbena negra	Verbenaceae	Fr
<i>Vetiveria zizanoides</i>	Pachuli *	Poaceae	Ra
<i>Xanthosoma hebeborifolium</i>	Mano abierta *	Araceae	Ra,Ha
<i>Xanthosoma</i> sp.	Buzeta hembra*	Araceae	Ra,Ha
<i>Xanthosoma</i> sp.	Buzeta macho *	Araceae	Ra,Ha
<i>Xanthosoma violaceum</i>	Patiquina negra *	Araceae	Fr
<i>Zamia ulei</i>	Lengua de perro	Cycadaceae	Ra

Legenda :

* = Especies cultivadas

Ace = Aceites

Co = Corteza

Flo = Flores

Fr = Frescas

Fru = Frutos

Ha = Harinas

Li = Licores

Ra = Raíces

Re = Resinas

Se = Semillas

Figura 2: Canales de comercialización de plantas medicinales.

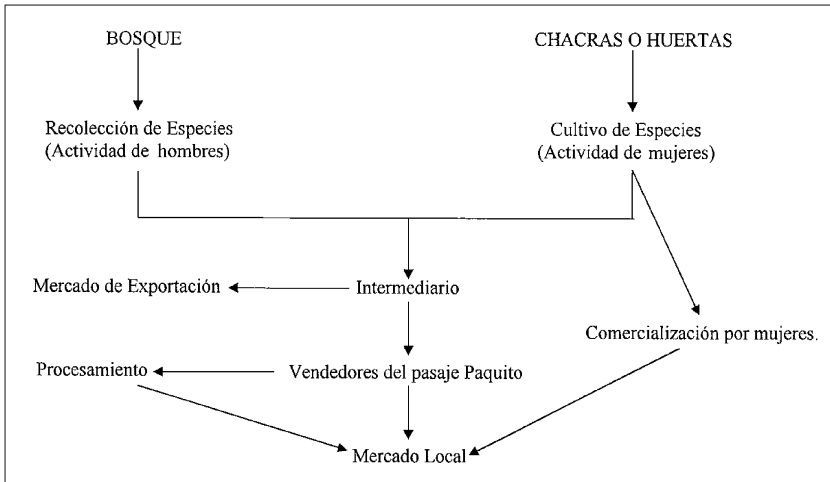


Figura 3: Distribución de especies comercializadas según su procedencia.

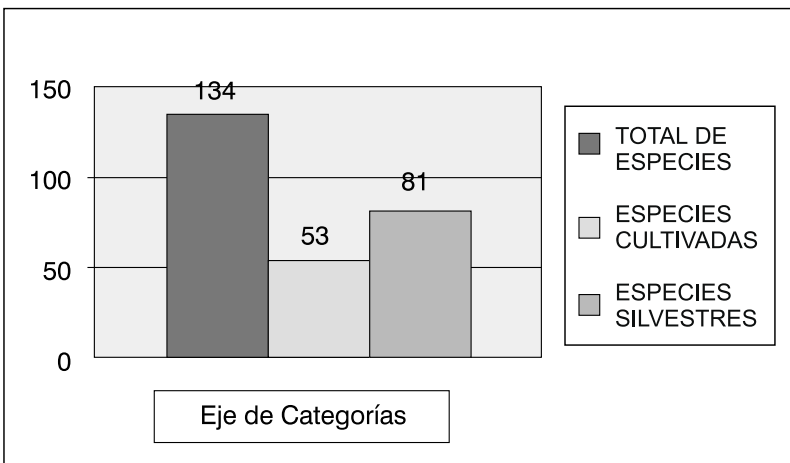
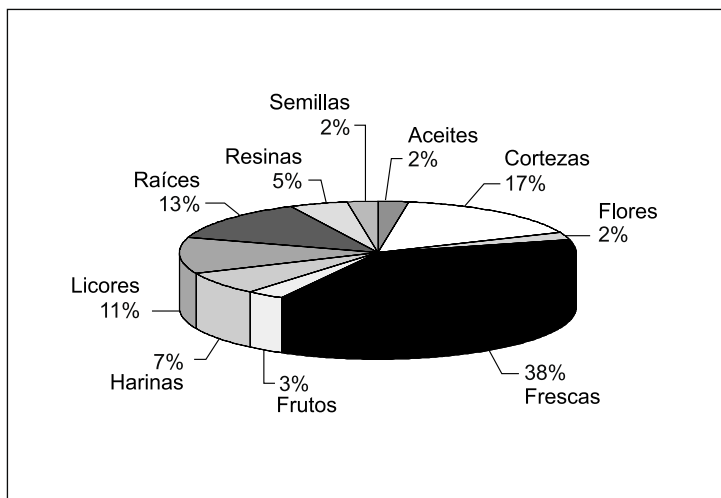


Figura 4: Formas de comercialización de plantas medicinales en el Pasaje Paquito.



Cuadro 2: Empresas localizadas en Iquitos.

Nombre	Origen	Representante	Ocupación anterior	Sede	Relaciones con laboratorio
Servicio Integral de Comercial	1989	M.F.P.	Negocio	Lima	SI (Italo peruano)
Amazonian Natural Products	1991	F.A.	Botánico	Iquitos	SI (americano)
Estación Biológica ISULA	1993	J.G.C.C.	Médico	Iquitos	SI (canadiense)
Productos Naturales Amazónicos	1995	C.G.	Botánico	Iquitos	SI (peruano)
R.MUELLA S.A.	1995	H.S.G.	Negocio	Lima	SI (peruano)
Chacruna (ex-Semillas Amazónicas)	1996	E.B.R.	Agrónoma	Iquitos	NO
Laboratorio Selva	1997	L.L.V	Químico	Iquitos	NO

Cuadro 3: Lista de plantas medicinales exportadas.

Nombre científico	Nombre Vulgar	Familia	Tipo vegetal	Parte utilizada
<i>Banisteriopsis caapi</i> (Spruce ex Grise.)	Ayahuasca	MALPIGHIACEAE	Liana	Corteza
<i>Brosimum acutifolium</i> Huber Subsp.	Murure	MORACEAE	Arbol	Corteza y Resina
<i>Bursera graveolens</i> (H.B.K.)*	Palo Santo	BURSERACEAE	Arbol	Corteza
<i>Copaifera paupera</i> (Herzog)	Copaiba	FABACEAE	Arbol	Resina
<i>Croton lechleri</i> Muell.Arg.	Sangre de grado	EUPHORBIACEAE	Arbol	Resina
<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.)	Copal	BURSERACEAE	Arbol	Resina
<i>Diplopterys cabrerana</i>	Chariponga	MALPIGHIACEAE	Liana	Hoja
<i>Dracontium lorentense</i> K. Krause	Jergón sachá	ARACEAE	Hierba	Bulbo
<i>Ficus insipida</i> (Will.)	Ojé	MORACEAE	Arbol	Resina
<i>Genipa americana</i> L.	Huito	RUBIACEAE	Arbol	Extracto
<i>Hevea brasiliensis</i> (Will.) Muell. Arg.	Chiringa	EUPHORBIACEAE	Arbol	Resina
<i>Maytenus macrocarpa</i> (R & P) Briquet	Chuchuhuasi	CELASTRACEAE	Arbol	Corteza
<i>Nicotiana tabacum</i> L.	Mapacho o Tabaco	SOLANACEAE	Hierba	Hoja
<i>Psychotria viridis</i> R & P	Chacrana	RUBIACEAE	Liana	Hoja
<i>Trichocereus pachanoi</i> (Britton & Rose)*	San Pedro	CACTACEAE	Cactus	Hoja
<i>Uncaria tomentosa</i> (Will.) D.C.	Uña de gato	RUBIACEAE	Liana	Corteza
<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) Gmelin	Uña de gato	RUBIACEAE	Liana	Corteza
<i>Viola calophylla</i> Warburg	Cumala blanca	MYRISTICACEAE	Arbol	Resina
<i>Vismia angusta</i> Miq.	Pichirina	CLUSIACEAE	Arbol	Hoja y Corteza

* Especie no amazónica.

Cuadro 4: Plantas medicinales exportadas en 1998 y principio de 1999*.

Nombre científico	Nombre vulgar	Parte utilizada	Cantidad vendida en 1998	Cantidad vendida hasta junio 1999
<i>Banisteriopsis caapi</i> (Spruce ex Grise.)	Ayahuasca	Corteza	4 990,5 kg	50 kg
<i>Brosimum acutifolium</i> Huber Subsp.	Murure	Corteza Resina	25 kg -	- 10 l
<i>Bursera graveolens</i> (H.B.K.)	Palo Santo	Corteza	-	40 kg
<i>Copaifera paupera</i> (Herzog)	Copaiba	Resina	140 l	2 l
<i>Croton lechleri</i> Muell. Arg.	Sangre de grado	Resina	50 607,5 l	31 685 l
<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.)	Copal	Resina	7,25 l	-
<i>Diplopterys cabrerana</i>	Chariponga	Hoja	5 kg	9 kg
<i>Dracontium lorentense</i> K. Krause	Jergón sachá	Bulbo	2 kg	-
<i>Ficus insipida</i> (Will.)	Ojé	Resina	940 l	7 885
<i>Genipa americana</i> L.	Huito	Extracto	-	4 l
<i>Hevea brasiliensis</i> (Will.) Muell. Arg.	Chiringa	Resina	-	29 l
<i>Maytenus macrocarpa</i> (R & P) Briquet	Chuchuhuasi	Corteza	50 kg	-
<i>Nicotiana tabacum</i> L.	Mapacho o Tabaco	Hoja	45,5 kg	225 kg
<i>Psychotria viridis</i> R & P	Chacruna	Hoja	4 786,5 kg	89 kg
<i>Trichocereus pachanoi</i> (Britton & Rose)	San Pedro	Hoja	21,5 kg	110 kg
<i>Uncaria tomentosa</i> (Will.) D.C.	Uña de gato	Corteza	775 kg	1 175 kg
<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) Gmelin	Uña de gato	Corteza		
<i>Virola calophylla</i> Warburg	Cumala blanca	Resina	8 l	-
<i>Vismia angusta</i> Miq.	Pichirina	Hoja Corteza	93 kg 35 kg	-
<i>Diversas plantas</i>	Muestra de plantas	-	440 kg	-

* **Fuente:** Dirección Regional de Agricultura de Iquitos. Especies más vendidas.

LA IMPORTANCIA DE LA PARTICIPACION COMUNITARIA EN LOS PLANES DE MANEJO DE FAUNA SILVESTRE EN EL NOR ORIENTE DEL PERU

Pablo Puertas¹, Richard Bodmer², José López Parodi¹, Javier del Aguila¹ y Arsenio Calle¹

RESUMEN

En este documento se analizan las acciones de manejo de fauna silvestre con participación comunitaria realizadas tanto en la Reserva Comunal Tamshiyacu - Tahuayo (RCTT) como en la Reserva Nacional Pacaya Samiria (RNPS), nor-oriente del Perú. El objetivo fue determinar métodos para obtener y analizar información biológica con participación comunitaria. Las áreas de estudio comprendieron: 1) el área del Tahuayo-Blanco, en la RCTT, 2) el área del canal de Puinahua, en la RNPS y 3) el área del Samiria-Marañón, en la RNPS. La información fue obtenida con ayuda de cazadores locales, denominados localmente como inspectores, en el caso de la RCTT y como expertos, en el caso de la RNPS. Esta información incluyó número de cazadores, especies cazadas, tiempo de captura, campamentos utilizados, tiempo de residencia y accesibilidad a los sitios de caza. Consideramos una necesidad realizar investigaciones para mejorar el sistema de co-manejo; asimismo, la metodología descrita en este estudio puede ser utilizada también para la pesca y forestería. Una recomendación es incorporar el análisis de fauna silvestre realizado por las comunidades locales. Adicionalmente, el manejo debe tomar en consideración la zonificación de las áreas de caza, rotación de la caza y una reducción de las cosechas no sostenibles. El manejo de fauna silvestre con participación comunitaria requiere de consideraciones políticas que involucren acciones tendientes al mejoramiento del hábitat y al empoderamiento de las comunidades locales en las áreas de co-manejo.

Palabras clave: Participación comunal, manejo de fauna silvestre, co-manejo comunal, Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo, Reserva Nacional Pacaya Samiria.

-
- 1 Programa Integral de Desarrollo y Conservación Pacaya Samiria. Junglevagt for Amazonas (WWF, AIF/DK). Pevas 120, Iquitos (Perú). E-mail: ppsgrupo@rail.org.pe
 - 2 University of Kent at Canterbury. Canterbury, Kent CT2 7NS, England. E-mail: R. Bodmer@ukc.ac.uk

ABSTRACT

This study analyses the community based co-management of wildlife in the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo (RCTT) and the Reserva Nacional Pacaya Samiria (RNPS), northeastern Peru. The objective of the research was to determine methods to obtain and analyze biological information with community participation. The study comprised : 1) the Tahuayo-Blanco area in the RCTT, 2) the Canal de Puinahua area in the RNPS, and 3) the Samiria- Marañón area in the RNPS. The information was collected with the help of local hunters called hunting inspectors in the case of the RCTT, and hunting experts in the case of the RNPS. This information included the number of hunters, time out hunting, species hunted, camps, time of residence, and accessibility to the hunting sites. Further research needs to focus on the improvement of the co-management system in order to comply with other activities such as fishing and forestry. One recommendation would be to incorporate wildlife analysis by the local communities. In addition, the current management needs to take into consideration the zoning of hunting areas, rotation of hunting, and reduction of unsustainable harvests. Community-based wildlife management requires political considerations that involve actions toward the enrichment of the habitat and the empowering of the local communities in the co-management areas.

Key words: Community participation, wildlife management, community based-co-management, Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo, Reserva Nacional Pacaya Samiria.

1. INTRODUCCION

La extracción de recursos naturales es una de las principales actividades de los habitantes amazónicos, sea de los que viven en los bosques inundables que los que viven en tierra firme (Beckerman, 1994; Bodmer, 1994). Una de las áreas de tierra firme es el Tahuayo-Blanco y, en el caso de la Reserva Nacional Pacaya Samiria, éstas comprenden las siguientes zonas: 1) canal del Puinahua, en la cuenca del Ucayali y 2) zona del Marañón-Samiria, ambas comprendidas en las áreas de influencia del Programa Integral de Desarrollo y Conservación Pacaya Samiria (PPS). La gente local de esas áreas, como de otros bosques tropicales, utilizan en la alimentación, preferentemente, animales de tamaño pequeño, mientras que los de tamaño mediano a grande, contribuyen a su economía a través de la venta de carne de monte (Redford y Robinson, 1991; Bodmer, 1994; Bodmer *et al.*, 1997).

La fauna silvestre juega un papel importante en la vida de la gente amazónica ya que es utilizada para la obtención de ornamentos, pieles, plumas, mascotas, animales domesticados, zoológicos; para uso biomédico, caza deportiva, turismo, materiales de construcción y en la percepción de su mundo cultural (Aspelin, 1975; Flowers, 1983, 1994; Yost y Kelley, 1983; Vickers, 1991; Redford y Robinson, 1991; Dufour, 1994). En consecuencia, la fauna silvestre en los bosques tropicales puede ser fácilmente sobre-explotada y reducida a la extinción causando cambios en la dinámica poblacional de las especies e influyendo en el desenvolvimiento de las comunidades humanas (Robinson y Redford, 1994; Robinson y Bodmer, 1999).

Debido a que la mayoría de los habitantes locales explotan los recursos de caza de modo no sostenible, algunas comunidades han empezado a asumir responsabilidades para conservar sus recursos, ya sea por iniciativa comunitaria propia o representadas por grupos comunales organizados. Estudios conducidos tanto en la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo (RCTT) como en la Reserva Nacional Pacaya Samiria (RNPS), indican que la gente local ha empezado a manejar la fauna silvestre como una alternativa de conservación (Bodmer y Puertas, 2000). Sin embargo, la implementación del manejo comunal de fauna silvestre requiere contar con datos de campo que concuerden con la realidad de la gente local.

Consideramos que las sugerencias proporcionadas en este documento podrían ayudar a las comunidades locales y a los planificadores de áreas naturales protegidas a establecer un sistema de caza sostenible a través de la implementación de políticas de manejo comunal, fundamentadas con información biológica relevante.

2. ANTECEDENTES SOBRE ACCIONES DE MANEJO COMUNAL DE FAUNA SILVESTRE

Los antecedentes de manejo de recursos naturales en Sudamérica indican que, mayormente, se han tomado medidas proteccionistas para salvaguardar áreas con especies de fauna y flora amenazadas (Townsend, 1996). Sin embargo tales medidas, debido a sus visión centralista, legalista y burocrática se dieron y se siguen dando sin la participación de las comunidades siendo, por consiguiente, deficiente en su funcionalidad y aplicación práctica. Este es el caso de los programas de manejo de recursos naturales en el nor-orientе peruano. Por ejemplo, el caso de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, que fue creada en 1982 sin tomar en consideración a los habitantes del lugar que ancestralmente han ocupado esas tierras.

Muchos de los habitantes de las áreas protegidas del nor-oriental peruano son gente pobre que usa los recursos de las áreas naturales protegidas para fines de subsistencia y comercialización, principalmente en los mercados de las ciudades y pueblos de Iquitos, Requena, Pucallpa, Nauta y Yurimaguas. Entre esos bosques, la RCTT y la RNPS aprovisionan de carne de monte a los pobladores. Sin embargo, en el caso de los bosques de la RNPS, éstos se encuentran entre los más amenazados de la Amazonía debido a su fácil accesibilidad para la extracción de los recursos naturales por vía fluvial (Bodmer *et al.*, 1999).

La conservación de los recursos naturales en la Reserva Nacional Pacaya Samiria, a través del sistema de guardaparques, no viene dando los resultados esperados debido a que los lugareños no están involucrados en el proceso de la toma de decisiones con el INRENA. Esto ha dado lugar a una triste historia de acciones represivas, abuso, subestimación y desprecio hacia la gente local la cual, desde hace tiempo, está en contra del sistema de guardaparques. Sin embargo, recientemente, las comunidades locales se sienten motivadas debido a la iniciativa del gobierno peruano de hacer participar, por primera vez, a las poblaciones locales, en la toma de decisiones para la elaboración del Nuevo Plan Maestro de la RNPS; es decir, participarán haciendo llegar al equipo planificador de la RNPS sus propuestas de zonificación, las diversas formas de uso de recursos naturales para su posterior aprovechamiento sostenido, bajo planes comunales de manejo.

Las experiencias de conservación en aquellas regiones con bosques tropicales, tales como Brasil, Bolivia y África, indican que una de las mejores maneras para conservar los recursos naturales es involucrando a las comunidades locales (Metcalf, 1994; Townsend, 1996). Por ejemplo, el éxito de la reserva Mamirauá, en la Amazonía del Brasil, se debe a las iniciativas de manejo de recursos naturales con participación comunitaria.

2.1. Sistemas de uso sostenible de la fauna silvestre mediante el manejo comunal

El manejo comunal apunta a que las comunidades rurales jueguen un papel fundamental en la conservación de las especies y ecosistemas, así como en el manejo mediante el uso sostenible de los bosques (Little, 1994). Las comunidades locales que viven en los estuarios costeros y en los bosques tropicales y de savanas empezaron a tomar responsabilidades para manejar y conservar los recursos naturales (Maltby *et al.*, 1992; Bodmer, 1994; Poffenberger, 1994).

El manejo comunal de fauna silvestre funciona mejor si es co-manejado con investigadores, Organismos No gubernamentales (ONG) y autoridades de gobierno (Pinkerton, 1989). El impacto real del manejo comunal puede ser minuciosamente analizado únicamente mediante estudios de largo plazo. Estos permiten un mejor entendimiento de: 1) las iniciativas y acciones de manejo comunal basadas en el co-manejo y 2) las limitaciones de los recursos biológicos y las respuestas al manejo. El manejo comunal de la RCTT comenzó mucho antes del establecimiento legal de la reserva en 1991. Acciones medioambientales tomadas por las comunidades del alto Tahuayo tuvieron una mayor influencia para crear la reserva. Las comunidades se dieron cuenta de la degradación de los recursos naturales de sus bosques; esto permitió que tomaran iniciativas comunales para proteger los recursos naturales (Bodmer, 1994).

Las comunidades del alto Tahuayo implementaron una serie de reglas para la extracción de recursos naturales y el uso de la tierra que se determinan, por consenso, en cada comunidad. Las comunidades también tomaron acuerdos formales relacionados a reglas de acceso y puestos de vigilancia. Todavía no están precisadas, entre las comunidades y los promotores, las mejores técnicas de manejo y es por eso que es necesario desarrollar una fuerte ligazón entre las investigaciones biológicas y los promotores o trabajadores de extensión (Bodmer y Puertas, 2000).

La caza de animales es una de las principales actividades que se están realizando en la zona de subsistencia de la RCTT. El primer plan de manejo de fauna silvestre aplicado por las comunidades fue con respaldo gubernamental y se centró en un tipo de caza. En el Tahuayo, durante la década de 1980, madereros foráneos extrajeron más del 50% de mamíferos de caza que los habitantes locales (Bodmer *et al.*, 1988). Para el desarrollo de esta actividad, los patrones habilitaron a sus trabajadores con escopetas y cartuchos en vez de proporcionarles alimentos básicos, razón por la cual los madereros cazaron en exceso muchas especies de fauna silvestre. Las comunidades expresaron su preocupación a las autoridades de gobierno, quienes a su vez promovieron el área como “una reserva en estudio”. Esta categorización legal hizo posible terminar con las concesiones madereras en 1988 y reducir la sobre-explotación de fauna silvestre por los madereros. Como consecuencia de esto, en 1991 las comunidades observaron que muchos cazadores comerciales habían comenzado a ingresar al área. Con la ayuda de los promotores, las comunidades del alto Tahuayo empezaron a implementar el sistema de vigilancia, prohibiendo a los cazadores de la ciudad la entrada al área. En cambio, se permitió el ingreso de la gente local a la zona de subsistencia.

El establecimiento de planes de manejo con participación comunal requiere integrar información biológica de las especies de caza, economía y uso sostenible con los deseos de las comunidades locales. Por consiguiente, se requiere involucrar a todos los actores interesados como son: 1) las comunidades locales, 2) los investigadores, 3) los promotores de las ONG y 4) los representantes de instituciones gubernamentales.

2.2. Estudios de largo plazo de las poblaciones de fauna silvestre: ¿Puede el manejo comunal conservar las poblaciones de fauna silvestre?

Estudios de largo plazo conducidos sobre las sacas y las poblaciones de mamíferos, en la Reserva Comunal Tamshiyacu, examinaron el impacto del manejo comunal. Este tipo de estudio se viene haciendo también en otras áreas de la Amazonía Peruana, como la Reserva Nacional Pacaya Samiria. Programas y planes de manejo fueron establecidos en la RCTT con participación comunal en el manejo de fauna silvestre mediante actividades de investigación y extensión comunal. Esos planes de manejo desarrollaron prácticas que restringieron el acceso a la caza, capacitaron a registradores de caza y pesca, implementaron un sistema de cuotas e impuestos, así como el desarrollo de un programa de cosecha orientado a la caza de animales machos (ACA 1998).

En el caso de la RCTT, los estudios sobre las poblaciones de animales incluyeron análisis de densidades, análisis de estructura de edades, modelos de cosechas y de sostenibilidad. De acuerdo a los análisis efectuados, resultó que los primates y el tapir o sachavaca eran sobrecazados, en cambio, los artiodáctilos y roedores grandes, aparentemente, no eran sobrecazados (Bodmer, 1994; 1995; Bodmer *et al.*, 1999). De este modo, la información obtenida permitió a los promotores transmitir adecuadamente a las comunidades locales la necesidad de reducir la caza de primates y de la sachavaca, así como también la de mantener a niveles normales la cosecha de artiodáctilos y de roedores grandes.

Un análisis preliminar indica que, luego de cuatro años de manejo comunal en la RCTT, la cosecha de artiodáctilos mostró una ligera, pero no significativa, diferencia entre 1991, 1994 y 1995 medidos como el número de animales cosechados/100km² por año. Similarmente, la cosecha de los roedores grandes y de la sachavaca no mostró diferencias significativas entre 1991, 1994 y 1995. Sin embargo, los cazadores cosecharon significativamente menos primates entre 1991 y 1995 lo que, al parecer, fue debido a acciones de manejo comunal (ACA 1998).

En el caso de la RNPS, la inundación de los ríos Marañón y Samiria influyen la abundancia de animales. Es por eso que la caza ocurre mayormente en la creciente, entre marzo y junio, y con menor intensidad en la vaciante, entre julio y noviembre. La caza es una actividad importante para la gente que vive en la zona de amortiguamiento de la RNPS, razón por la cual, estudios sobre la dinámica poblacional de las especies de caza fueron conducidos en la zona del Samiria-Marañón (Bodmer *et al.*, 1999). Entre los resultados, se reporta que muchas de las especies están siendo sobrecazadas y que urge una reducción a niveles sostenibles para evitar sus extermiación.

Por consiguiente, en el marco del Proyecto Manejo y Conservación Participativa de Recursos Naturales del PPS se desarrolla un plan de manejo de fauna silvestre con participación comunitaria teniéndose en consideración ciertas características específicas, como modo de vida del animal, tipo de alimentación, época de pariciones, entre otros aspectos ecológicos y de la dinámica poblacional. Como complemento a las acciones de manejo comunal, también se proyecta desarrollar un programa de educación ambiental. Para ello, se considera importante continuar con los estudios de fauna si se desea realizar un programa de manejo a largo plazo con participación activa de las comunidades locales, así como de instituciones gubernamentales y no gubernamentales como el Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA), Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, Programa Integral de Desarrollo y Conservación Pacaya Samiria, World Wildlife Fund-Oficina Programa Perú, Pro Naturaleza, entre otras instituciones gubernamentales y no gubernamentales. Ello, en un proceso de co-gestión o gestión conjunta para dar viabilidad al manejo comunal de fauna silvestre.

2.3. Conservación de hábitats de la fauna silvestre

El manejo de hábitats, tanto en la Reserva Nacional Pacaya Samiria como en la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo, incluye programas agroforestales diseñados para beneficiar tanto a las comunidades locales como a la fauna silvestre. Las palmeras son frecuentemente taladas en ambas reservas para obtener los frutos. Los animales de caza también se alimentan de los frutos de palmeras. La reducción del área de palmeras incide negativamente en la capacidad de carga de animales de caza y por consiguiente reduce el número de animales que pueden ser cazados sosteniblemente (Bodmer *et al.*, 1999). La sobre-explotación de la palmera de aguaje (*Mauritia flexuosa*) preocupa a mucha gente, principalmente del Samiria, Marañón y alto Tahuayo, debido a consecuencias económicas por la pérdida de los frutos y de la

poblaciones de fauna silvestre. En el caso de la RCTT, desde 1992 más de 20 familias del alto Tahuayo plantaron y manejaron grandes cantidades de palmeras de aguaje. La recuperación de hábitats en dicha reserva puede ahora ser posible si más familias continúan plantando y manejando palmeras de aguaje (Penn, 1994, 1999; ACA, 1998).

3. PERIODO Y AREAS DE ESTUDIO

Las acciones realizadas en el marco del presente estudio comprendieron los años de 1992 a 1996 en la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo y los años de 1994 a 2000 en la Reserva Nacional Pacaya Samiria.

3.1. El área de estudio en la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo (RCTT)

El área de estudio está localizada en la parte media y superior del río Blanco, afluente del río Tahuayo y comprende la zona de establecimientos humanos y la de subsistencia de la RCTT (Fig. 1). La RCTT está localizada en el nor-oriental peruano y cubre un bosque continuo de 322 500 ha, conformado, predominantemente, por bosques de altura (>75%) y, en menor proporción, por bosques inundables (Bodmer *et al.*, 1997).

La mayoría de los habitantes rurales de la reserva son gente detribalizada, conocida como “ribereños” (Puertas y Bodmer, 1993; Bodmer *et al.*, 1997). Ellos, comúnmente, practican la pesca, la agricultura, la caza, la extracción a pequeña escala de productos maderables y la colección de otros productos del bosque como frutos, nueces y fibras (Coomes, 1992).

3.2. El área de estudio en la Reserva Nacional Pacaya Samiria (RNPS)

El área de estudio en la RNPS comprende las zonas de influencia del Programa Integral de Desarrollo y Conservación Pacaya Samiria y de las comunidades indígenas organizadas de AIDECOS (Asociación Indígena de Desarrollo y Conservación del Samiria) y ADECOP (Asociación de Desarrollo y Conservación del Puinahua). Una zona se encuentra situada en el curso medio del canal del Puinahua y la otra se ubica en el curso inferior de los ríos Samiria y Marañón (Fig. 1).

La RNPS es la única área protegida de la Amazonía Peruana que está formada, principalmente, por hábitats inundables. Sin embargo, esos hábitats se encuentran entre los más vulnerables de la Amazonía por la calidad del suelo y la accesibilidad a la extracción de madera, caza y pesca (Bodmer *et al.*, 1999).

A la población, en la RNPS, también se le denomina localmente ribereños y está constituida, en un 80%, por indígenas pertenecientes al grupo étnico Cocama y cerca de un 20% por otros grupos indígenas y por mestizos y blancos (PPS 1995). Entre las principales actividades destacan la pesca seguida por la agricultura de arroz, maíz, frijol, maní, plátano y yuca, así como la caza de animales silvestres y la recolección de productos del bosque, como aguaje y chonta.

4. METODOS

En este estudio, destacamos el método participativo utilizado con las comunidades locales de la RCTT y su extensión en la RNPS para la elaboración y el desarrollo de planes de manejo de fauna silvestre.

4.1. La metodología participativa para el manejo de fauna silvestre

El método participativo se basa en generar interés en las comunidades locales por el manejo de fauna silvestre, involucrando a investigadores y extensionistas o promotores, para trabajar con los cazadores, cuando se evalúa el impacto de las cosechas (Bodmer y Puertas, 2000). Uno de esos métodos es el registro de la caza, que involucra a la familia de los cazadores en la colección de datos. Este método participativo ayuda a los investigadores, promotores y cazadores a encontrar caminos comunes para discutir asuntos de fauna silvestre.

La información sobre las especies de caza y la variación de la extracción, según las temporadas del año, fueron usadas para interpretar la dinámica de la caza y evaluar su impacto sobre las poblaciones de caza tanto dentro como fuera de la reserva, en un sistema de fuente-sumidero. Es decir, para observar si los animales de las zonas con poca caza (zonas fuente) están repoblando las zonas con caza persistente (sumideros) o viceversa.

La comunidad 7 de Julio, situada en el río Blanco, fue el punto de partida para el registro de la actividad de caza, tanto en las áreas situadas dentro como fuera de la RCTT. Observaciones directas fueron realizadas con la ayuda de cazadores locales

que viven en la parte media del río Blanco. Tres cazadores, con sus respectivas familias, fueron capacitados durante 1993 para registrar la actividad de caza; de ellos, dos colaboraron de manera efectiva. Las viviendas de estos cazadores, llamados localmente como inspectores o registradores de caza, se encontraban estratégicamente ubicadas a la orilla del río Blanco a fin de visualizar y registrar con facilidad a los cazadores que iban de subida o de bajada. Durante los primeros seis meses del estudio, los registros de caza fueron controlados continuamente a fin de evaluar su funcionalidad y realizar los ajustes del caso. Posteriormente, éstos fueron controlados mensualmente y luego cotejados, a fin de complementar y uniformar la información entre uno y otro registrador. La colaboración de la mujer de los registradores de caza fue muy valiosa durante la ausencia del marido. Ellas continuaron registrando la actividad de caza cuando el marido iba de cacería o cuando llevaba a vender productos agropecuarios a la ciudad de Iquitos.

Cuando algunos cazadores no fueron controlados oportunamente, éstos fueron controlados indirectamente a través de la información proporcionada por habitantes del lugar o informantes clave. Estos informantes clave fueron aquéllos que testificaron haber observado *in situ* el número y sexo de los especímenes cazados y que no fueron reportados oportunamente al registrador de caza. Asimismo, estos informantes clave reportaron la venta de carne de monte del cazador no reportada en el mercado de Iquitos.

El registro de la caza incluía información sobre la cantidad cazada por especie, sexo, fechas de ingreso y salida del cazador. Esto último fue registrado para determinar los días de permanencia de caza.

En el caso de la RNPS, el registro de la caza se realizó con apoyo de cazadores locales pertenecientes a nueve comunidades, de modo similar a lo realizado en la RCTT.

5. RESULTADOS

5.1. Fortalecimiento del sistema de co-manejo comunitario

En la actualidad, el manejo de fauna silvestre con participación comunitaria representa una verdadera alternativa de conservación. Sin embargo, requiere de un proceso de co-manejo basado en las comunidades a fin de asegurar, en el largo plazo, el verdadero manejo comunal. Es decir, partir de iniciativas dadas y conducidas por las

mismas comunidades, propiciando el aprovechamiento sostenible de aquellas especies aptas para ello y protegiendo aquellas especies cuya caza no está siendo realizada en los niveles sostenibles.

El manejo comunal se basa en la adquisición y comunicación de la información (Bodmer y Puertas, 2000). Para ello, se necesita utilizar el siguiente diseño: hacer que la gente local implemente el manejo de las poblaciones de caza. Los estudios biológicos de los animales de caza proveen información sobre el impacto de la caza y la efectividad de su manejo. Simultáneamente, la investigación y promoción agroforestal con énfasis en aguaje y chonta proveen información sobre el mejoramiento de hábitats de fauna silvestre y la efectividad de su manejo. Resultados de tales estudios son luego transmitidos a la gente local a través de actividades de promoción o extensión. Por cierto, el retorno de la información acerca de las poblaciones de animales de caza a la gente local, puede ser adecuadamente transmitida solo si contiene resultados de investigaciones complementarias y componentes de extensión. En otras palabras, el impacto del manejo puede ser determinado a través de investigaciones sobre las poblaciones de animales de caza que, luego, serán debidamente comunicadas a las comunidades mediante actividades de extensión. Por consiguiente, las investigaciones tienden el puente que liga las realidades de la biología poblacional con el manejo comunitario de los recursos naturales.

En el co-manejo deben participar, además de las comunidades locales, los siguientes actores: trabajadores de extensión o promotores de Organismos No Gubernamentales (ONG), funcionarios de Organismos Gubernamentales (OG) e investigadores (Bodmer y Puertas, 2000). Asimismo, se considera necesario considerar a los actores secundarios tales como comerciantes, localmente denominados “regatones”, y habitantes de los principales poblados o ciudades.

El proceso de co-manejo basado en las comunidades, en el caso específico del Tahuayo-Blanco, debe estar orientado expresamente al conocimiento de los niveles de caza, al análisis e interpretación de la caza, a la reglamentación y el cumplimiento de acuerdos sobre su manejo, en un ambiente armónico, de consenso comunal. A su vez, este proceso debe estar orientado a fortalecer la organización intra e intercomunitaria, a fin de monitorear de una manera efectiva el desarrollo de las actividades del manejo comunal participativo para conseguir los propósitos en el largo plazo.

Un paso importante en el co-manejo, con énfasis en el manejo comunal participativo de fauna silvestre, fue iniciado en Noviembre de 1993 en la zona del Tahuayo-Blanco y centralizada en la Comunidad El Chino. Acuerdos comunales para el cumpli-

miento de un reglamento de caza, con la participación de moradores y autoridades políticas de las comunidades de Esperanza, Buena Vista, El Chino y otros habitantes del río Blanco fueron logrados. A través de las reuniones comunales y explicando a cada morador los alcances del reglamento, se promovió la participación de la gente local en un 80%. Posteriormente, el 6 de marzo de 1994, en asamblea general con participación de dichas comunidades y principales actores, fue sustentado y aprobado dicho reglamento. Sin embargo, el reconocimiento legal a través de la firma del reglamento, dando amparo a los acuerdos comunales logrados, se obtuvo solo el 27 de marzo de 1994.

Durante 1995, factores adversos como la falta constante de los trabajadores de extensión, economía comunal debilitada por la creciente de los ríos Amazonas y Tahuayo, sistema tradicional de patronazgo imperante en la zona y corrupción de autoridades políticas y policiales locales, debilitaron el esquema de organización comunal. Ello debido a que tales personas vieron a la reserva como una oportunidad para satisfacer ambiciones personales a través de la extracción de carne de monte y madera, a pesar de sus restricciones legales. En consecuencia, el reglamento de caza quedó suspendido.

Sin embargo, un grupo compuesto por siete familias, pioneras de la creación de la reserva, decidió organizarse para combatir estratégicamente el sistema de corrupción imperante y continuar llevando a cabo el co-manejo basado en comunidades. La estrategia desarrollada fue: 1) la creación y el establecimiento permanente de una comunidad autónoma con el nombre de San Pedro, 2) la búsqueda de aliados en los antiguos habitantes del río Blanco, situados aguas arriba de San Pedro, mediante la creación de una comunidad anexa, con el mismo nombre de 7 de Julio y 3) denunciar a las autoridades competentes de las corrupciones habidas en El Chino. Esa estrategia dio los resultados esperados ya que hicieron caer el sistema de patronazgo y de corrupción de autoridades en la zona. A la fecha, aún es necesaria una coordinación intercomunitaria más efectiva.

En la actualidad, se sugiere que la Comunidad de San Pedro sea el centro de las actividades promotoras del co-manejo que coordine tanto con los moradores de las comunidades aledañas sobre el accionar de la reserva como también con los principales actores a nivel local. Sin embargo, para ello se requiere una efectiva presencia e integración de los extensionistas de fauna con los líderes de las comunidades beneficiarias. También se requiere que haya un constante flujo de información entre investigador y extensionista a fin de que este último sea un buen receptor y transmita adecuadamente la información recibida a los miembros de las comunidades encargadas del co-manejo. Experiencias habidas sugieren que una inadecuada transmisión

de la información efectuada por los trabajadores de extensión puede hacer fracasar las acciones del co-manejo (Bodmer y Puertas, 2000). Desde luego, es necesaria una constante capacitación de los trabajadores de extensión, hecha por expertos en el manejo de fauna silvestre basado en comunidades. Por consiguiente, el principal propósito de este estudio es que en el largo plazo las propias comunidades puedan manejar la caza a través de la información obtenida por ellos mismos sobre el esfuerzo de caza.

Una vez fortalecido el sistema de manejo comunal a nivel local, el paso siguiente sería buscar el respaldo político a nivel regional, para así obtener el respaldo legal a los acuerdos y gestiones que las comunidades realizan en el contexto de manejo comunal. Para el logro de esto, las comunidades deben tener el respaldo de los principales actores a nivel local. Por otro lado, deben estar debidamente organizadas y capacitadas para llevar a cabo el co-manejo basado en comunidades.

5.2. Importancia del manejo comunal para la conservación de las áreas protegidas

Una manera promisoría para manejar la sobrecaza en las áreas protegidas, como la RNPS, sería tener áreas donde no se realice caza, o “áreas fuente”, y las zonas adyacentes con caza persistente o “áreas sumidero”, tanto en las zonas de uso como de amortiguamiento. El manejo de fauna silvestre debería tener un fuerte involucramiento comunal mediante un efectivo trabajo de extensión. El trabajo de extensión comunal debe tener en consideración los requerimientos biológicos de los animales de caza, así como de la realidad social y económica del poblador local. Recientemente, se ha dado mucha atención a las condiciones socio-económicas de la gente local y sus necesidades para llegar a tener una mejor condición de vida como un pre-requisito para el desarrollo sostenible (Pinkerton, 1989). Esto, sin duda, resalta la importancia de la conservación comunal en las áreas naturales protegidas. De igual importancia es el reconocimiento de que una mejor información biológica de las especies y ecosistemas debe incorporarse en los esfuerzos de la conservación comunal. Indudablemente, la conservación comunal fracasará si, atinadamente, no se toman en consideración ciertos atributos biológicos de las especies.

Como las comunidades locales dependen de la fauna silvestre para satisfacer sus necesidades básicas, el futuro de su conservación dependerá del uso sostenible de la misma. En ese sentido, estudios como el presentado en este artículo contribuirán al uso de las poblaciones de fauna silvestre de modo sostenible.

Finalmente, tanto el uso sostenible como las estrategias de fuente-sumidero necesitan ser incluidas en las iniciativas de conservación comunal en las áreas naturales protegidas de la Amazonía con énfasis en la RNPS y la RCTT. Las comunidades locales de esas áreas necesitan reconocer el valor de las áreas sin caza como poblaciones fuente, ello a fin de garantizar el uso sostenible a largo plazo de sus recursos. Las comunidades que reconocen y consideran las áreas protegidas como zonas fuente lo hacen porque concuerdan en la necesidad de usar la fauna silvestre según su realidad socio-económica. Por consiguiente, con áreas fuente o áreas protegidas funcionando como áreas fuente, la caza será sostenible y los esfuerzos del manejo comunal tendrán más posibilidad de ser exitosos. Es decir, las comunidades tendrán más interés en proteger las áreas debido al beneficio que obtendrían de un sistema de caza más sostenible. Por consiguiente, ello haría decrecer los conflictos entre los guardaparques y las comunidades locales y podría ser una alternativa financieramente sostenible para las áreas naturales protegidas.

6. CONCLUSIONES

Una alternativa viable para la conservación de los bosques amazónicos es hacer el manejo de los recursos naturales con la participación de las comunidades locales. Tanto la Reserva Nacional Pacaya Samiria como la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo representan excelentes modelos para esa alternativa. Sin embargo, para alcanzar los objetivos a largo plazo, el sistema de co-manejo requiere ser fortalecido, los hábitats de la fauna silvestre necesitan ser mejorados, la caza, pesca, recursos forestales y otros recursos naturales necesitan ser manejados por la gente local. Para alcanzar esta última meta, es muy importante que la gente local y las autoridades de gobierno tengan acceso a la información sobre el recurso a manejar.

La comunicación de la información necesita ser en un lenguaje con terminologías entendibles para promover su adecuado entendimiento y ampliar la participación en el análisis de uso del recurso a manejar. Por cierto, en el futuro la misma gente local analizaría la situación de sus recursos para luego decidir el manejo de la fauna silvestre mediante la implementación de un sistema participativo.

7. RECOMENDACIONES PARA LAS ACCIONES DE MANEJO COMUNAL

Este estudio recomienda que la dirección para la conservación de la fauna silvestre, tanto en la RCTT como en la RNPS, debe tener en consideración los siguientes criterios: 1) tanto el uso sostenible como la estrategia fuente-sumidero necesitan ser incluidas en las iniciativas de manejo comunal de fauna silvestre en las áreas naturales protegidas de la amazonía, con énfasis en la RNPS y la RCTT; 2) es necesaria una adecuada actitud de las autoridades de gobierno, de los investigadores y trabajadores de extensión o promotores para proveer una adecuada información técnica y respetar las realidades socio-económicas de la gente local; 3) capacidad de una coordinación efectiva; 4) mucha energía y fuerza de voluntad por parte de las autoridades del gobierno para apoyar las gestiones del manejo comunal de fauna silvestre; 5) sentido común para entender tanto las necesidades de la gente local como las tendencias actuales de la cooperación técnica internacional y 6) alternativas económicas para la extracción no sostenible de la fauna silvestre.

El co-manejo debe ser realizado durante todo el proceso de realización de un plan de manejo de fauna silvestre, principalmente durante las fases de registro de información básica, diseño, implementación, ejecución y el monitoreo a dicho plan de manejo. Ello debido a que las comunidades nativas y ribereñas por sí solas no podrían conducir un plan de manejo ante un ecosistema complejo, con una débil economía y organización comunal, así como con una falta de respaldo gubernamental ante las iniciativas de manejo comunal.

Finalmente, a fin de hacer los programas de manejo de fauna silvestre de la RNPS y la RCTT más sostenibles, es necesario elaborar planes de manejo comprensivos que permitan cierta flexibilidad en las prácticas y generen un flujo de información en base a lecciones aprendidas. Eso dará lugar a la elaboración de programas adecuados a la situación local que, con apoyo del componente de extensión, recomiende a la gente local, ya sea cazadores o pescadores u otros manejadores, ajustar el uso de los recursos naturales según los límites sostenibles. Ello, según la característica biológica de las especies y las posibilidades de comercialización de los productos correspondientes.

8. AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a los colegas y amigos que proporcionaron su valioso apoyo y sugerencias durante esta investigación, en especial a César Reyes, Etercit Pezo, James Penn, Rolando Aquino, David Freitas, Manuel Isuiza, José Mondragón, Sebastián Velarde y Greta Arriaga. También agradecemos al Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA) y al Ministerio de Agricultura - Perú por las autorizaciones concedidas. Asimismo agradecemos al Centro de Investigaciones Veterinarias y de Altura (IVITA) de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM) y a la University of Florida por las facilidades concedidas. Este trabajo fue financiado por Wildlife Conservation Society, the Chicago Zoological Society, Junglevagt for Amazonas (AIF-WWF/DK), Biodiversity Support Program (BSP), Rainforest Conservation Fund (RCF), Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONCYTEC) y la Asociación para la Conservación de la Amazonía (ACA). Estamos en deuda por el invaluable soporte proporcionado por las comunidades de la Reserva Nacional Pacaya Samiria y la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo. Finalmente, nuestra gratitud a un recordado amigo y héroe de la conservación, Milton Chumbe Ayllón, con quien compartimos gratas experiencias de campo.

9. BIBLIOGRAFIA

- ASOCIACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA AMAZONIA (ACA). 1998. *Community-based Natural Resources Management Programs in the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo, Perú*. Annual report. 45 pp.
- ASPELIN, P. 1975. External articulation and domestic production: The artifact trade of the Maimainde of northwestern Mato Grosso, Brazil. In: *Latin American Studies Program Dissertation, Series N° 59*. Ithaca, N.Y.: Cornell University.
- BECKERMAN, S. 1994. Hunting and fishing in Amazonia: Hold the Answers, What are the questions? In: A. Roosevelt (ed.). *Amazonian Indians from Prehistory to the Present, Anthropological Perspectives*. Tucson: University of Arizona Press. Pp. 177-200.
- BODMER, R. 1993. Priorities for the conservation of mammals in the Peruvian Amazon. In: *Oryx*, 29(1): 23-28.

- _____. 1994. Managing wildlife with local communities: The case of the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo. In: D. Western; M. Wright; S. Strum (ed.). *Natural Connections: Perspectives on Community Based Management*. Washington DC: Island Press. pp.113-134.
- _____. 1995. Susceptibility of mammals to overhunting in Amazonia. In: J. Bissonette; P. Krausman (ed.). *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future*. Bethesda, Maryland: The Wildlife Society. pp. 292- 295.
- BODMER, R.; FANG, T.; MOYA, L. 1988. Ungulate management and conservation in the Peruvian Amazon. In: *Biological Conservation*, 45: 303-310.
- BODMER, R.; PENN, J.; FANG, T.; MOYA, L. 1990. Management programmes and protected areas. The case of the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo, Peru. In: *Parks*, 1: 21-25.
- BODMER, R.; PENN, J.; PUERTAS, P.; MOYA, L.; FANG, T. 1997. Linking conservation and local people through sustainable use of natural resources: Community-based management in the Peruvian Amazon. In: C. Freese (ed.). *Harvesting Wild Species: Implications for Biodiversity Conservation*. Baltimore, MD: The John Hopkins University Press. pp. 315-358.
- BODMER, R.; PUERTAS, P. 2000. Community Based Co-Management of Wildlife in the Peruvian Amazon. In: J. Robinson; Bennet, L. (ed.). *Hunting of Tropical Wildlife*. University of Chicago Press.
- BODMER, R.E.; PUERTAS, P. E.; GARCÍA, J.E.; DÍAS, D.; REYES, D. 1999. Game animals, palms and people of the flooded forests: Management considerations for the Pacaya-Samiria National Reserve. In: Ch. Padoch; J. Marcio Ayres; M. Pinedo-Vásquez; A. Henderson (ed.). *Várzea Diversity, Development, and Conservation of Amazonia's Whitewater Floodplains. Advances in Economic Botany*. New York: The New York Botanical Garden Press. Pp. 217-230.
- COOMES, O. 1992. *Making a Living in the Amazon Rainforest: Peasants, Land, and Economy in the Tahuayo River Basin of Northeastern Peru*. Doctoral Dissertation. University of Wisconsin-Madison.

- DUFOUR, D. 1994. Diet and nutritional status of Amazonian peoples. In: A. Roosevelt (ed.). *Amazonian Indians from Prehistory to the Present: Anthropological Perspectives*. Tucson: University of Arizona Press. pp. 151-175.
- EISENBERG, J. 1989. *Mammals of the Neotropics: The Northern Neotropics*, Vol. 1. Chicago: University of Chicago Press. 449 pp.
- EMMONS, L.H. 1990. *Neotropical Rainforest Mammals. A Field Guide*. Chicago: University of Chicago Press. 281 pp.
- FLOWERS, N.M. 1983. Seasonal Factors in subsistence, nutrition, and child growth in a central Brazilian Community. In: R.B. Hames; W.T. Vickers (ed.). *Adaptive responses of Native Amazonians*. New York: Academic Press. pp. 357-390.
- _____ 1994. Subsistence strategy, social organization, and warfare in central Brazil in the context of European penetration. In: A. Roosevelt (ed.). *Amazonian Indians from Prehistory to the Present: Anthropological Perspectives*. Tucson: University of Arizona Press. pp. 249-269.
- LITTLE, P.D. 1994. The link between local participation and improved conservation: A review of issues and experiences. In: D. Western; R.M. Wright; S.C. Strum (ed.). *Natural Connections: Perspectives in Community-Based Conservation*. Washington, DC: Island Press. pp.374-372.
- MALTBY, E.; DUGAN, P.J.; LEFEUVRE, J.C. 1992. *Conservation and development: The sustainable use of wetland resources*. Gland, Switzerland: IUCN.
- METCALFE, S. 1994. The Zimbabwe communal areas management program for Indigenous Resources (CAMPFIRE). In: D. Western; R. M. Wright (ed.). *Natural Connections*. Washington DC: Island Press. pp. 161-192.
- NOWAK, R.; PARADISO, J. 1983. *Walker's Mammals of the World*, Vol. 1-2. 4th edition. Baltimore: John Hopkins Press. 1362 pp.
- Programa Integral de Desarrollo y Conservación Pacaya Samiria (PPS). 1995. Propuesta de Proyecto Segunda Fase. 25 pp.

- PENN, J.W. 1994. Agroforestería orientada a la fauna silvestre y necesidades humanas: desafíos y realidades de la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo. En: *Kanatari*, 490: 6-7; 491:6-7.
- _____. 1999. *The Aguaje Palm (Mauritia flexuosa L.f.): Examining its role as an Agroforestry Species in a Community Conservation Project*. M.A. dissertation. USA: Universidad de Florida.
- PINKERTON, E. 1989. Introduction: Attaining better fisheries management through co-management prospects, problems, and propositions. In: Pinkerton, E. (ed.). *Co-operative Management of Local Fisheries: New Directions for Improved Management and Community Development*. Vancouver: University of British Columbia Press. pp. 3-33.
- POFFENBERGER, M. 1994. The resurgence of community forest management in Eastern India. In: D. Western; R.M. Wright; S.C. Strum (ed.). *Natural Connections: Perspectives in Community-Based Conservation*. Washington, DC: Island Press. pp.53-79.
- PUERTAS, P.; BODMER, R. 1993. Conservation of a high diversity primate assemblage. In: *Biodiversity and Conservation*, 2: 586-593.
- REDFORD, K.; ROBINSON, J. 1991. Subsistence and Commercial Uses of Wildlife in Latin America. In: J. Robinson; K. Redford (ed.). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: University of Chicago Press. pp. 6-23.
- ROBINSON, J.G.; BODMER, R. 1999. Invited paper: Towards wildlife management in tropical forests. In: *Journal of Wildlife Management*, 63 (1): 1-13.
- ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. 1991. Sustainable harvest of Neotropical forest animals. In: J.G. Robinson; K.H. Redford (ed.). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: University of Chicago Press. pp. 415-429.
- _____. 1994. Measuring the sustainability of hunting in tropical forests. In: *Oryx*, 25(4): 249-256.
- TOWNSEND, W. 1996. *Nyao Ito: Caza y Pesca de los Sirionó*. Instituto de Ecología. Universidad Mayor de San Andrés FUND-ECO. 137 pp.

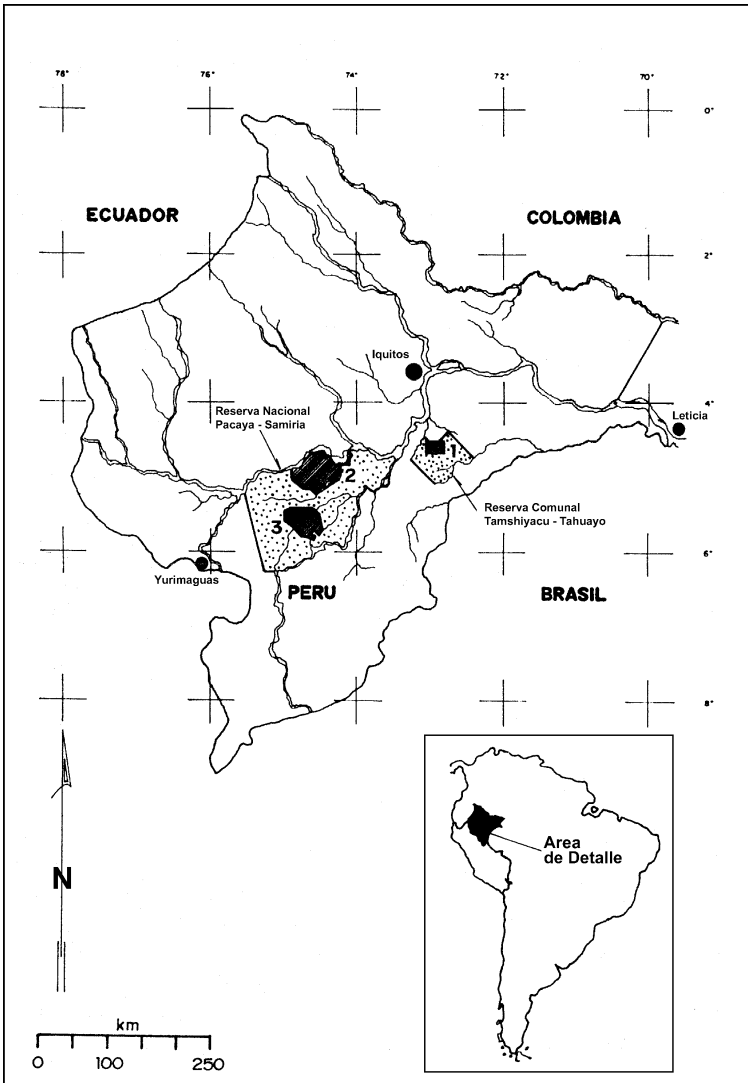
VICKERS, W. 1980. An analysis of Amazonian hunting yields as a function of settlement age. In: R. Hames; K.M. Kesingers (ed.). *Working Papers on South American Indians*. Bennington: Bennington College, VT. pp. 7-29.

——— 1991. Hunting yields and game composition over ten years in an Amazonian village. In: J. Ronbinson; K. Redford (ed.). *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: University of Chicago Press. pp. 53-81.

YOST, J.A.; KELLEY, P.M. 1983. Shotguns, blowguns, and spears: The analysis of technological efficiency. In: R.B. Hames; W.T. Vickers (ed.). *Adaptive Responses of Native Amazonians*. New York: Academic Press. pp. 189-224.

ANEXO

Figura 1: Localización de las áreas de estudio en la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo y Reserva Nacional Pacaya Samiria. 1) área del Tahuayo-Blanco, 2) área del Samiria-Marañón y 3) área del Canal de Puinahua.



LA MANUFACTURA DE MUEBLES A PARTIR DE PRODUCTOS FORESTALES NO MADERABLES EN IQUITOS - PERU

Juan Baluarte Vásquez¹

RESUMEN

La manufactura de muebles, a partir de productos forestales no maderables, es una actividad antigua que ocupa mano de obra y genera ingresos económicos a muchas familias de la localidad; sin embargo, no ha progresado debido a diversos factores que limitan su desarrollo. Entre los principales obstáculos que impiden el florecimiento de esta actividad, está la ausencia de mercado permanente que demande estos productos y la falta de financiamiento. Otro factor implícito es el relacionado con el escaso nivel tecnológico, una de cuyas consecuencias es la baja calidad de los productos. En Iquitos, existen entre 30 a 40 talleres familiares dedicados informalmente a esta actividad, todos estos locales no cuentan con infraestructura especializada, son de pequeño tamaño y forman parte de la vivienda del artesano. La actividad es temporal y de subsistencia, debido a los escasos ingresos económicos que genera; sin embargo, es una industria prometedor. El proceso de manufactura es totalmente artesanal, basado en operaciones tecnológicas sencillas, utilizando herramientas simples, tanto convencionales como no convencionales, y careciendo de equipo mecánico motorizado. Como resultado de este escaso nivel tecnológico, el proceso de fabricación conlleva un elevado porcentaje de desperdicios. Las principales especies que se utilizan para la manufactura de estos muebles son: tamshi (*Thoracocarpus bissectus*), huambé (*Philodendron solimoesense*), cashavara (*Desmoncus* sp.) y uña de gato (*Uncaria guianensis*, *U. tomentosa*).

Palabras clave: Transformación, mueblería, productos forestales no maderables, Amazonía Peruana.

1 Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Avda. A. Quiñones km 2,5. Iquitos (Perú). E-mail: jbaluarte@iiap.org.pe

ABSTRACT

Furniture manufacturing from non timber forest products is a traditional activity involving labor and economic benefits to a number of local families. However, due to several development limiting factors, no substantial progress has been yet attained. The main drawbacks for this activity flourishing are the lack of a permanent market demanding these products and financial support. The low technologic level leading to low quality products is among the other factors. 30 to 40 family informal workplaces exist around Iquitos city, with no adequate infrastructure, small size and attached to the house of the artisan. This activity is temporary and of subsistence due to the low incomes generated from it, nevertheless it is a promising industry. The manufacturing process is entirely handcrafted based on an easy technology where simple conventional and non conventional tools are used, requiring no engine-operated mechanical equipment. As a consequence of this low technology the manufacturing process results in a high waste generation. The main forest species for non timber products used to make furniture are “tamshi” (*Thoracocarpus bissectus*), “huambe” (*Philodendron solimoense*), “cashavara” (*Desmoncus sp.*), and “uña de gato” (*Uncaria guianensis*, *U. tomentosa*).

Key words: Manufacture, furniture, non timber forest products, Peruvian Amazon.

1. INTRODUCCION

En la Agenda 21 y en los Principios Forestales de la Comisión de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y Desarrollo -CNUMAD- (1992a, 1992b), se ha identificado a los productos forestales no maderables como un área importante que requiere de una acción concertada con el fin de asegurar su potencial para contribuir al desarrollo económico y a la generación de empleo e ingresos, de manera sostenible.

En Iquitos, se desarrolla todo un conjunto de actividades en torno a los productos forestales no maderables, en el que destaca la manufactura de muebles.

El estudio de pequeñas empresas de elaboración de productos del bosque ha sido ampliamente documentado por FAO (1990) para realidades diferentes a la nuestra. En nuestra región este tipo de actividad ha sido escasamente tratado. La fabricación de muebles, a partir de productos forestales no maderables, es una actividad que, en forma paralela a la industria formal del mueble, se viene desarrollando desde tiem-

pos pretéritos en nuestra localidad; sin embargo, no ha progresado debido a diversos factores que limitan su desarrollo.

Entre los principales obstáculos, que impiden el desarrollo de esta actividad, está la ausencia de un mercado permanente que demande estos productos y la falta de financiamiento. Otro factor implícito es el relacionado con el escaso nivel tecnológico que trae la baja calidad de los productos.

Este trabajo se ha realizado con el objeto de determinar el estado de la industria del mueble, a partir de productos forestales no maderables, en Iquitos; identificar sus factores limitantes así como las posibilidades de desarrollo.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudio

El estudio se realizó en la ciudad de Iquitos y en los poblados aledaños, comprendidos en el cuadrante ubicado entre las coordenadas 72 53' 00" O, 3 22' 00" S y 73 21' 00" O, 04 05' 00" S. El área, pertenece a la provincia de Maynas, circunscripción de la región Loreto.

2.2. Ejecución del estudio

Etapa de gabinete

Está se dividió en dos sub-etapas: la primera, previa a la salida al campo, consistió en la preparación de los formularios de encuesta y la segunda, al regreso del campo, en sistematización, análisis e interpretación de resultados; en esta última etapa se utilizó el programa STAT-PAC para el procesamiento de los resultados.

Etapa de campo

Consistió en la aplicación de encuestas a 36 artesanos que se dedican a la manufactura de muebles a partir de productos forestales no maderables. Se trató, en lo posible, de cubrir el 100% de la población artesanal; sin embargo, no se descarta la posibilidad de que se haya omitido a algunos artesanos, debido a las dificultades para localizarlos.

Con el objeto de cubrir el mayor número posible de encuestados, se amplió la población hasta las localidades de Indiana y Tamshiyacu, ambas ubicadas en el área de influencia de Iquitos.

3. RESULTADOS

3.1. Materia prima

Especies que se utilizan

Los artesanos encuestados expresan que utilizan huambé y tamshi en porcentajes de 69% y 72% respectivamente, también afirman que utilizan cashavara y uña de gato en porcentajes similares de 31%. Asimismo, el 94% de los artesanos agregan que se puede utilizar otras especies. En el Cuadro 1, se presenta las especies utilizadas en la fabricación de muebles.

Cuadro 1. Especies forestales no maderables que se utilizan en la manufactura de muebles.

N. COMUN	N. CIENTIFICO	FAMILIA	USOS
Tamshi	<i>Thoracocarpus bissectus</i> (Vell.) Harling	Cyclanthaceae	Respaldos y asientos de muebles típicos
Huambé	<i>Philodendron solimoense</i> A. C. Smith	Araceae	Respaldos y asientos de muebles típicos
Cashavara	<i>Desmoncus sp.</i>	Arecaceae	Respaldos y asientos de muebles finos de madera
Uña de gato	<i>Uncaria guianensis</i> (Aublet) Gmelia <i>U. tomentosa</i> (Willdenow ex Roemer & Schultes) DC.	Rubiaceae	Estructura y armazón de muebles típicos

Procedencia

El 97% de los encuestados responde que la materia prima procede de poblaciones silvestres; correspondiendo el 29% a los bosques cercanos al río Nanay y tributarios, el 21% a los bosques ribereños de la parte baja del río Amazonas, el 15% a los

bosques aledaños a la localidad de Tamshiyacu, el 12% al río Napo y afluentes; mientras que el 24% expresa que provienen de otros lugares de la región Loreto.

Asimismo, el 44% de los artesanos encuestados declara que la materia prima es extraída por ellos mismos, el 11% afirma que la adquiere en el mercado de Morona Cocha, el 3% del río Amazonas, el 3% del río Momón y el 39% de diferentes lugares.

Condiciones en las que se utiliza

El 37% de los encuestados indica que la materia prima se utiliza seca, un 20% la utiliza fresca; mientras que el 31% expresa que utiliza indistintamente, es decir fresca o seca; el 11% responde que la utiliza semi-seca.

3.2. Tecnología empleada para la manufactura de muebles

Diseños

El 64% manifiesta que los diseños que utiliza para la fabricación de muebles son parte de su creatividad; el 17% afirma que fabrica con base a muestras proporcionadas por los clientes; mientras que el 19% sostiene que recurre a otras fuentes como revistas, periódicos, etc.

Infraestructura, equipos y herramientas

La fabricación de estos muebles se realiza en forma casera, es decir no utiliza infraestructura especializada ni equipos industriales.

El 69% expresa que utiliza un conjunto de herramientas constituido por alicate, machete, corta uña, tijera, lesna, sierra, cepillo, navaja, formón, escofín, cuchillo, escuadra y agujones; también manifiestan que utilizan clavo, lija y tachuela. El 31% puntualiza que, además de las herramientas antes mencionadas, utilizan también la fibrihiladora.

Rendimiento de la materia prima

El volumen de materia prima que se utiliza depende del tamaño, modelo y tipo de tejido. El 46% contesta que adquiere en pequeña cantidad (50 kg), el 20% responde que compra en volúmenes de 150 a 200 kg; mientras que el 17% precisa que compra entre 50 a 100 kg y un porcentaje similar afirma adquirir entre 100 a 150 kg.

El 39% de los artesanos declara un alto porcentaje de desperdicios (40-50%), el 31% dice que se pierde entre 20% a 30% de materia prima, el 28% expresa un volumen de

desperdicios entre el 10% y 20%; mientras que el 3% menciona diferentes volúmenes de desperdicios.

Asimismo, manifiestan que el 59% de la materia prima se desperdicia en la preparación del material, el 24% lo atribuyen a la preparación y al despunte, el 9% al despunte, el 6% por el tipo de herramienta y el 3% lo imputan a las condiciones en que se encuentra el material.

3.3. Proceso de manufactura

El proceso de manufactura es sencillo, está caracterizado por un conjunto de operaciones manuales y de escaso nivel tecnológico.

Para el caso del tamshi, el proceso comprende las siguientes operaciones: descortezado de la liana, deshebrado de la liana en tiras; inmediatamente, las tiras se exponen al sol para el secado; luego se procede a pulirlas para obtener fibras de sección uniforme, utilizando un fibrihilador o un machete, según la habilidad del operario; el grosor de la fibra depende del artículo a producir y la arquitectura del tejido; seguidamente se clasifica las fibras en tamaños homogéneos.

Para construir la estructura del mueble, se utiliza bejucos de uña de gato o listones de madera, dependiendo del tipo de mueble a fabricar. En el caso de los bejucos, se colecta y selecciona material de diámetro aproximado a 6 cm; luego, se descorteza y seca; seguidamente, se uniforma el diámetro en una máquina tarugueadora hasta obtener una sección de 5 cm de diámetro; luego se colocan las piezas en moldes ablandando la fibra del leño con agua hervida para facilitar el moldeado, permaneciendo allí hasta que se estabilice y endurezca de acuerdo al modelo de la estructura seleccionada.

Una vez concluido el armazón, se procede al tejido del mueble, aplicando pegamento al final de cada fibra para obtener mayor consistencia y asegurar la estrecha unión de las fibras del tejido.

El acabado del mueble consiste en aplicar lija sobre la superficie áspera y fibrosa del tejido, una vez concluida esta operación se procede a aplicar laca o barniz para una mejor presentación del mueble. La Figura 1, esquematiza todo este proceso.

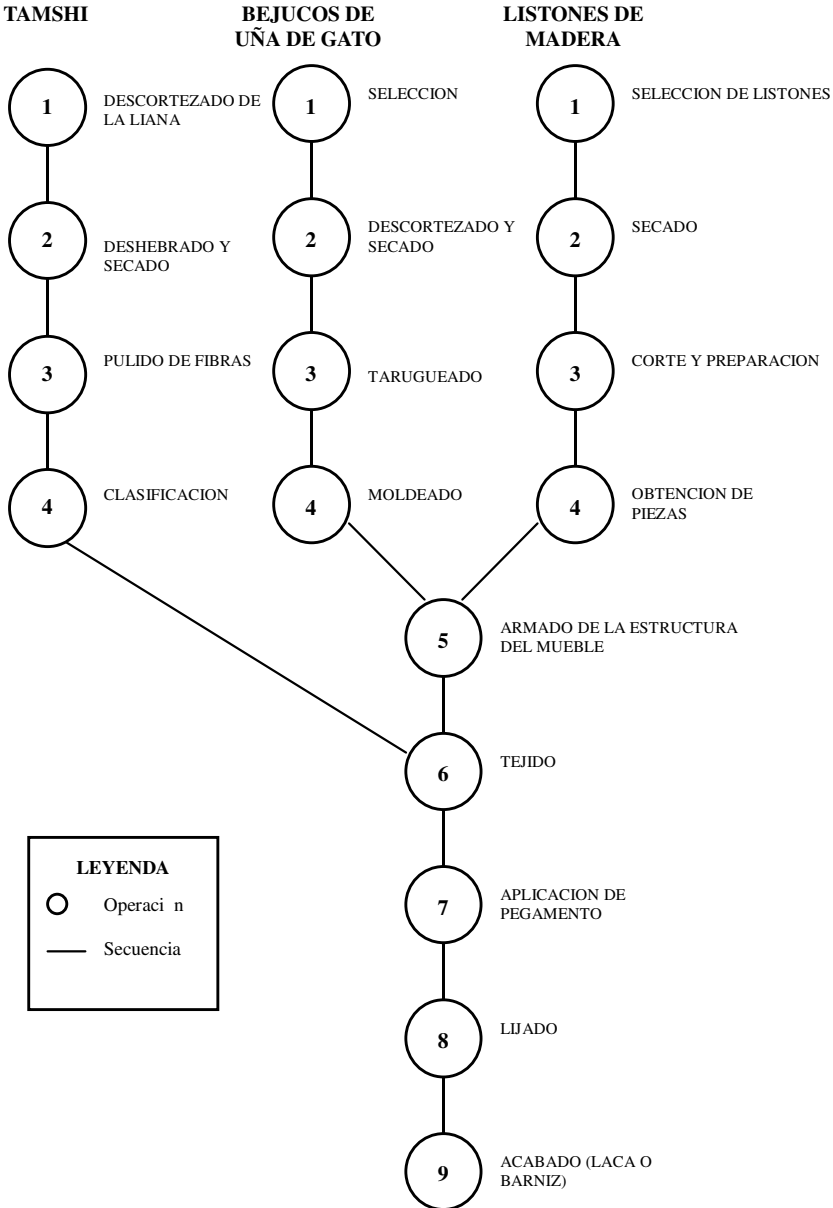


Figura 1. Proceso de manufactura de muebles a partir de cesto tamshi.

3.4. Comercialización

Mercado y precios

El 75% de los artesanos señala que la ausencia de mercado demandante, en forma permanente, es un factor limitante para la producción de estos muebles; el 11% hace constar que el mercado, junto con el financiamiento, limita el desarrollo de esta actividad; el 8% expresa que el problema está en el mercado y la materia prima en general; mientras que el 3% opina que son el mercado, el financiamiento y la materia prima, juntos, los que limitan la actividad.

El precio por la venta de los muebles que se fabrican está en función de la oferta y la demanda en el mercado local.

Flujo de comercialización

La comercialización de estos productos es simple, generalmente se fabrican a pedido del cliente; es decir, de fabricante a cliente sin pasar por el intermediario. El cliente proporciona una cuota inicial al artesano para la adquisición de la materia prima. La cancelación del mueble es a la entrega del bien.

3.5. Organización y tamaño de la actividad

El 97% de los artesanos encuestados afirma que no cuentan con licencia de funcionamiento, mientras que el 3% expresa que posee esta documentación. Como consecuencia de esta situación, el 100% manifiesta no pertenecer a ninguna asociación que los agrupe.

El 37% afirma que en el taller trabaja solo una persona; el 34% contesta que trabajan dos personas; el 11% expresa que trabajan cuatro personas; mientras que el 18% menciona que trabajan entre tres a ocho personas. Asimismo, puntualizan que la mayoría de los trabajadores son familiares, correspondiendo el 70% a hombres y el 30% a mujeres.

3.6. Apoyo y fomento a la actividad

Debido a la informalidad en que se desarrolla esta actividad, no cuenta con apoyo financiero de ninguna institución pública ni privada. No obstante esta situación, el 94% de los artesanos asevera que esta actividad podría prosperar.

El 86% de los artesanos muestra predisposición favorable hacia la capacitación, contra el 14% que afirma no estar interesado.

4. DISCUSIONES

4.1. Materia prima

En nuestro país, la extracción, transformación y comercialización de los productos forestales no maderables está normado por el Decreto Ley 21147 «Ley Forestal y Fauna Silvestre» y por el Reglamento de Extracción y Transformación Forestal (Decreto Supremo N° 161-77-AG). Esta ley encarga al Ministerio de Agricultura la responsabilidad de normar, regular y controlar la conservación de estos recursos. Asimismo, otorga al Ministerio de Industria y Turismo, junto con el de Agricultura, la competencia de supervisar las plantas de transformación de productos del bosque.

La supervisión de este vasto sector se desarrolla sin discriminación alguna por parte de estos dos sectores públicos, dando el mismo trato tanto a las industrias de mayor envergadura como a las pequeñas. Esta situación impulsa a los artesanos dedicados a esta línea de producción a permanecer en la informalidad.

En la región Loreto, la materia prima utilizada para la transformación de productos del bosque procede mayormente del medio natural. La extracción de algunas especies tratadas en este documento ha sido reportado por Vásquez (1994) y Marmillod (1996).

Una característica particular de muchos artesanos dedicados a la manufactura de muebles, a partir de productos forestales no maderables, constituye el autoabastecimiento de la materia prima; situación que los diferencia de otras actividades afines, donde la materia prima, generalmente, es adquirida en los principales centros de expendio de nuestra localidad.

La materia prima procede de diferentes lugares de la región Loreto, la mayor parte se extrae de los bosques cercanos al río Nanay y de las quebradas principales; una cantidad considerable proviene de la parte baja del río Amazonas.

Un aspecto importante, que es necesario resaltar, es el estado en que se utiliza la materia prima, pues mientras que otros productos similares se utilizan previo secado -como el caso del mimbre (*Salix viminalis*), (Mansur, 1995)- un considerable número de artesanos de nuestra región la utiliza indistintamente -ya sea verde o deshidratada- y otro grupo, igualmente numeroso, afirma utilizarla en estado seco.

4.2. Características de la actividad

En Iquitos, existen entre 30 a 40 locales dedicados informalmente a la manufactura de muebles a partir de productos forestales no maderables, todos estos locales no cuentan con infraestructura especializada ya que forman parte de la vivienda del artesano. La actividad es prácticamente de subsistencia, debido a los escasos ingresos económicos que genera.

Utiliza pocas especies, las más utilizadas son el tamshi y el huambé, pero se utiliza también la cashavara y la uña de gato.

Los diseños que se utilizan para la fabricación de los muebles son parte de la creatividad del artesano, aunque también fabrican basándose en diseños proporcionados por los clientes, otros obtienen sus diseños de revistas, periódicos, etc.

El proceso de manufactura es totalmente artesanal, basado en operaciones tecnológicas sencillas, donde se utilizan herramientas simples tanto convencionales como no convencionales, carece de equipo mecánico motorizado.

Como producto de este escaso nivel tecnológico el proceso de fabricación deviene en un elevado porcentaje de desperdicios.

La ausencia de un mercado demandante es una seria limitante para la producción industrial de estos muebles; no obstante, consideran que el financiamiento junto con el mercado son los principales factores que limitan el despegue de esta actividad. Sin embargo, la permanencia a través del tiempo es un indicador de que existe un mercado, por lo menos local. No obstante, un factor que no fue enunciado por los encuestados pero que se evidenció en las visitas de campo es el relacionado con el escaso nivel tecnológico que trae una baja calidad de los productos.

Los artesanos dedicados a este oficio desarrollan su actividad temporal e informalmente, no integran ninguna asociación que los agrupe y, consecuentemente, no reciben apoyo financiero de ninguna entidad pública ni privada. Sin embargo, consideran que la actividad podría prosperar.

No obstante, esta actividad podría contribuir directamente al desarrollo de la mujer, éstas se encuentran relegadas, siendo su participación más notoria en la comercialización de los productos.

5. CONCLUSIONES

- En el área de influencia del estudio se ha identificado 36 artesanos con igual número de establecimientos. El taller es de pequeño tamaño, de tipo familiar, no cuenta con infraestructura ni equipos especializados, se desarrolla temporal e informalmente.
- Las principales especies utilizadas para la fabricación de muebles a partir de productos forestales no maderables son: tamshi (*Thoracocarpus bissectus*), huambé (*Philodendron solimoesense*). Algunos utilizan cashavara (*Desmoncus* sp.) y, en pequeña cantidad, uña de gato (*U. guianensis*, *U. tomentosa*).
- La gran mayoría se autoabastece de materia prima, que es extraída de poblaciones silvestres procedentes de los bosques cercanos al río Nanay y tributarios, bosques ribereños al río Amazonas (parte baja), de los bosques aledaños a la localidad de Tamshiyacu y del río Napo y afluentes.
- Los diseños que se utilizan para la fabricación de los muebles son propios, también se fabrican basándose en diseños proporcionados por los clientes, otros obtienen sus diseños recurriendo a revistas, periódicos, etc.
- El proceso de fabricación es totalmente artesanal, utilizándose herramientas sencillas, tanto convencionales como no convencionales.
- En todo el proceso de producción se presenta un elevado porcentaje de desperdicios (20-50%), debido fundamentalmente al escaso nivel tecnológico.
- Los principales factores que limitan el desarrollo de esta actividad son: la ausencia de un mercado permanente, la falta de financiamiento y el escaso nivel tecnológico.
- Los artesanos dedicados a esta actividad poseen escasos ingresos económicos; es decir, es una actividad de subsistencia, no están en gremios y no reciben apoyo financiero de ninguna entidad pública ni privada.

6. BIBLIOGRAFIA

CONFERENCIA DE LA NACIONES UNIDAS SOBRE EL MEDIO AMBIENTE Y EL DESARROLLO. 1992a. *Agenda 21*. Consejo de la Tierra. Río de Janeiro, Brasil. 598 pp.

_____. 1992b. *Principios Forestales*. Consejo de la Tierra. Río de Janeiro, Brasil. 8 pp.

MANSUR, E. 1995. El mimbre, una pequeña industria prometedora. En: *Revista Bosques y Desarrollo* N° 14 (38-40). Lima (Perú): Fundación Bosques y Desarrollo. Organización Internacional de Maderas Tropicales.

MARMILLOD, D. 1996. *Efecto del aprovechamiento forestal sobre la población de bayal, una especie no maderable. Implicaciones ecológicas para una silvicultura con fines de producción diversificada en bosques de El Petén, Guatemala*. Primer borrador, documento de trabajo. Turrialba (Costa Rica): CATIE. 11 pp.

ORGANIZACION DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACION (FAO). 1990. *Pequeñas empresas de elaboración de productos del bosque*. Primera reimpresión 1993. Roma (Italia): FAO. 290 pp.

VASQUEZ, M. 1994. Extracción y comercialización de productos forestales diferentes de la madera en el ámbito de la Unidad Forestal de Iquitos - Perú. Tesis para optar el título de Ingeniero Forestal UNAP. Iquitos (Perú). 123 pp.



iiap

FOLIA AMAZÓNICA – IIAP

ISSN: 1018-5674

SUSCRIPCIÓN ANUAL*/ANNUAL SUSSCRIPTION*

	NACIONAL/ LOCAL	AMÉRICA	RESTO DEL MUNDO
PERSONAL	US\$ 20	US\$ 25	US\$ 35
INSTITUCIONAL	US\$ 30	US\$ 35	US\$ 45

FORMA DE PAGO / PAYMENT

- Contado
- Master Card
- Visa
- Transferencia Bancaria

• Enviar el pago a la cuenta:

Nuevos Soles S/. Bco. Interbank = 740-821776-7

Dollars US\$ Bco. de Crédito = 390-1059267168

SOLICITANTE

- Nombre : _____
- Dirección : _____
- Institución : _____
- Dirección : _____

INFORMES

Área de Publicaciones

Av. Abelardo Quiñones km 2.5

Apartado Aéreo 784 Iquitos – Perú

Telf.: (00 51) 094 265515 – 265516

Fax: (00 51) 094 265527

E-mail: occt@iiap.org.pe • cdi@iiap.org.pe

* No cubre gastos de envío aéreo.