

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA

FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS

ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA FORESTAL

FILIAL JAÉN



**“METODOLOGÍAS DE MUESTREO DE LA
DIVERSIDAD FLORÍSTICA”**

TRABAJO MONOGRÁFICO

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO FORESTAL**

**PRESENTADO POR EL BACHILLER
JOSÉ WILDER CAMPOS CABRERA**

**ASESOR
Ing. Leiwier Flores Flores**

JAÉN – PERÚ

2020



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA
"Norte de la Universidad Peruana"
Fundada por Ley N° 14015 del 13 de Febrero de 1962
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE INGENIERÍA FORESTAL
FILIAL JAÉN
Bolívar N° 1342 – Plaza de Armas – Telf. 431080
JAÉN – PERÚ



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TRABAJO MONOGRAFICO

En la ciudad de Jaén, a los siete días del mes de Enero del año dos mil veinte, se reunieron en el ambiente del auditorio principal de la Universidad Nacional de Cajamarca - Sede Jaén, los integrantes del Jurado designados por el Consejo de Facultad de Ciencias Agrarias, según Resolución de Consejo de Facultad N° 244-2017-FCA-UNC, de fecha 13 de Julio de 2017, con el objeto de evaluar la sustentación del trabajo Monográfico titulado: **"METODOLOGIAS DE MUESTREO DE LA DIVERSIDAD FLORISTICA"**, la misma que fue sustentada por el Bachiller en Ciencias Forestales don **JOSÉ WILDER CAMPOS CABRERA**, para optar el Título Profesional de **INGENIERO FORESTAL**.

A las dieciséis horas y quince minutos de acuerdo a lo estipulado en el Reglamento respectivo, el Presidente del Jurado dio por iniciado el acto. Después de la exposición del trabajo, formulación de preguntas y de la deliberación del Jurado, el Presidente del Jurado anunció la aprobación por unanimidad con el calificativo de catorce (14); que constituye el 50% de la nota final del Curso de Actualización con fines de Titulación.

Por tanto, el sustentante queda expedito para que se le expida el correspondiente Título Profesional de Ingeniero Forestal.

A las dieciocho horas y cinco minutos, el Presidente del Jurado dio por concluido el acto.


Dr. Segundo P. Vaca Marquina
PRESIDENTE


Ing. M. Sc. Segundo M. Tafur Santillán
SECRETARIO


Ing. M. Sc. Germán Pérez Hurtado
VOCAL


Ing. Leiver Flores Flores
ASESOR

DEDICATORIA

A Dios por iluminarme, ser mi guía y darme fuerzas para enfrentar los diversos obstáculos de la vida.

A Emily Celeste, Camila Zahori, mis pequeñas princesitas , Piero Valentino, mi hijo menor y a mi esposa Deysi, porque son el motor y fuerza para la culminación de mi carrera y este trabajo.

AGRADECIMIENTO

Expreso mi profundo agradecimiento a todos los docentes de la Escuela Académico Profesional de Ingeniería Forestal de la Universidad Nacional de Cajamarca - Filial Jaén, que contribuyeron en mi formación y que aún continúan impartiendo sus enseñanzas.

Al Ing. Leiwer Flores Flores, por asesorar el presente trabajo monográfico y a todas aquellas personas que contribuyeron a la elaboración de la presente monografía.

A mis padres y hermanos por ser parte de mi vida cotidiana y darme aliento de ánimo para la culminación de mi carrera profesional.

CONTENIDO

	Pág.
DEDICATORIA	
AGRADECIMIENTO	
RESUMEN	
ABSTRACT	
INTRODUCCIÓN	8
CAPÍTULO I: GENERALIDADES SOBRE LA DIVERSIDAD FLORÍSTICA	10
1.1. Los trópicos del planeta	10
1.2. Perú megadiverso	11
1.3. Endemismo	12
1.4. Tipos de diversidad biológica y rareza de especies	12
1.5. Causas de la rareza de especies	14
1.6. Enfoque metodológico para evaluar biodiversidad	15
1.7. La relación especies-área	16
1.8. Composición florística y estructural del bosque	17
1.9. Fitosociología	18
1.10. Análisis silvicultural del bosque	20
1.11. Estudio de la regeneración natural	20
1.12. Estructuras verticales	21
1.13. Dinámica de la regeneración natural	22
1.14. Dinámica del vuelo del bosque	24
CAPÍTULO II: METODOLOGÍAS DE MUESTREO DE LA DIVERSIDAD FLORÍSTICA	28
2.1. Introducción	28
2.2. Metodología para el monitoreo de la regeneración natural	29
2.3. Metodologías en el estudio de la vegetación	30
2.3.1. Método de transectos variables para evaluación rápida de comunidades de plantas en los trópicos	31
2.3.2. Método de la décima de hectárea (0.1 ha = 1000 m ²)	32
2.3.3. Método de la parcela de una hectárea	32
2.4. Medición de la biodiversidad al nivel de especie	33

RESUMEN

La diversidad florística es el conjunto de elementos vegetales que están ocupando una superficie determinada de formas estructurales distintas, pudiendo ser bosques, matorrales, paramos, etc. El interés creciente por la conservación de la diversidad florística ha llevado a un esfuerzo por definirla y averiguar porqué existe y cómo se pierde, por lo que su estudio y caracterización se constituye en una herramienta fundamental para planificar y ejecutar su manejo a través de metodologías de muestreo de la diversidad florística. Existen metodologías de muestro de la diversidad florística para el monitoreo de la regeneración natural, metodologías en el estudio de la vegetación por método de transectos, método de la décima de hectárea, método de la parcela de una hectárea, medición de la biodiversidad al nivel de especie (alfa), análisis del bosque natural, el método del árbol padre. Se ha recopilado información sobre la sistematización de la aplicación de diferentes investigaciones realizadas utilizando metodologías de muestreo de la diversidad florística, de investigaciones realizadas a nivel local-regional, a nivel nacional y a nivel de sudamérica; en la sistematización de las investigaciones se tuvo énfasis en los lugares realizados, las metodologías empleadas y los resultados obtenidos en la investigación. A nivel local, de las metodologías utilizadas en estudios de diversidad florística en bosques de neblina la que mejor se ha adaptado es por el método de transectos y en ecosistemas de bosque seco la metodología de árbol padre.

Palabras clave: Metodologías de muestreo, diversidad, diversidad florística.

ABSTRACT

The floristic diversity is the set of vegetable elements that are occupying a determined surface of several structural forms, it may be many forest, thicket, desert, etc. The growing interest for the floristic diversity has carried on to an effort to define it and find out why is it exist? and how is it lose? For that its study and characterization it constitutes a fundamental tool for planning and execute its management through sampling methodologies of the floristic diversity. It exists sampling methodologies of the floristic diversity to the monotorian of the natural regeneration, methodologies in the study of the vegetation by transect methods, tenth of hectare method, the plot of a hectare method, measurement of the biodiversity at the species level (alpha), analysis of the natural forest, the father tree method. It has collected information about tha systematization of the applying of different realized investigations using sampling methodologies of the floristic diversity, of realized research at the local-region level, at national level and at South American level; in the systematization of the searching it had emphasis at the realized places, the used methodologies in studies of floristic diversity in foggy forest is the one of the best that has adapted is by the transect method and enviroment of dry forest the father tree method.

Key words: Sampling Methodologies, diversity, floristic diversity

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad es la riqueza biológica de un área geográfica. Uno de los aspectos más importantes y fácil de observar es la vegetación, la cual es el conjunto de elementos florísticos que están ocupando una superficie determinada de formas estructurales distintas, pudiendo ser bosques, matorrales, paramos, etc., y, toda esta cubierta tiene su propia composición florística, estructura y diversidad que la caracterizan y origina su nombre. En cambio, flora se refiere a los elementos florísticos: especies, que están presentes con diferentes individuos formando poblaciones, siendo en la actualidad de alto interés conocer su diversidad florística (Magurran 1989, Neumann y Starlinger 2001).

La flora en su estado natural, es muy diversa y ha brindado por siglos una serie de beneficios a la humanidad. De otro lado es importante resaltar que los agricultores han vivido en armonía con la naturaleza usando los recursos florísticos desde tiempos inmemorables, realizando un tipo de extractivismo de subsistencia. Lamentablemente en los últimos tiempos la apertura de carreteras, de mercados, ha incentivado la sobreexplotación de los recursos existentes, ya sea para extracción de madera, ampliación de frontera agrícola, extracción de subsistencia. Esto ha disminuido las posibilidades de conocimiento de especies que posiblemente eran muy escasas, pero que con estas actividades se exterminaron a nivel local y nacional y otras se encuentran en peligro de extinción. Por esta razón, surgen los planes de manejo y conservación florística, para lo cual es necesario caracterizar la vegetación y la flora mediante muestreos sistemáticos, obteniendo parámetros estructurales como densidad, abundancia, dominancia, frecuencia, índice de valor de importancia e índices de diversidad y similitud que permiten medir la diversidad e interpretar el real estado de conservación de la flora de un sector determinado. Esta información permite conocer cómo funcionan los bosques y otros tipos de cobertura vegetal, y se constituye en una herramienta para planificar y ejecutar su manejo (Mopt 1985, Magnussen y Boyle 1995). En esta perspectiva es muy importante que el Ingeniero Forestal, Agrónomo, Ambiental y Biólogo conozca las metodologías de

muestreo que le permitan caracterizar la diversidad florística en cualquier ecosistema.

Existen numerosos trabajos realizados para describir la estructura y diversidad de especies de los bosques mesófilos de montaña y algunos de ellos hacen observaciones ecológicas de las especies (Cao et al. 1997; Vázquez y Givnish, 1998). La mayoría de éstos han considerado solamente los índices de Shannon y Simpson y no presentan información referente a esquemas de muestreo y su eficiencia en la determinación de la diversidad; de allí que es el interés de este trabajo monográfico presentar en forma sistematizada, las generalidades sobre la diversidad florística, diferentes metodologías de evaluación y muestreo de la diversidad florística y por último presentar algunas aplicaciones de estas metodologías en investigaciones hechas sobre la diversidad florística tanto a nivel del Perú como de otros países de América. Para desarrollar la monografía se consideró los objetivos siguientes:

- Revisar, recopilar y sistematizar trabajos de investigación que sirvan como ejemplos de muestreo de la diversidad florística.
- Aportar conocimientos sistematizados sobre diferentes metodologías de muestreo de la diversidad florística
- Aportar conocimientos sistematizados sobre las generalidades de muestreo de la diversidad florística.

CAPÍTULO I:

GENERALIDADES SOBRE LA DIVERSIDAD FLORÍSTICA

Los trópicos del planeta

Los trópicos abarcan la zona entre el trópico de Cáncer y el trópico de Capricornio, respectivamente a 23° 27' latitud norte y sur, desde la visión astronómica. De acuerdo a criterios geobotánicos y ecológicos, es más apropiado definir a los trópicos según sus condiciones climáticas específicas y su vegetación característica. En muchos casos, éstos han sido clasificados de acuerdo a la temperatura, por ejemplo: haciendo coincidir la zona tropical con las isotermas anuales de 20 °C, las cuales se encuentran aproximadamente a una latitud de 30° N y 26° S; según esto, un 47 % de la superficie terrestre es tropical. De acuerdo a Koppen (1932), las isotermas de 18 °C del mes más frío, son las que delimitan los trópicos y éstos abarcarían un 30 % de la superficie terrestre (Lamprecht 1990).

Los trópicos se definen principalmente de acuerdo a la periodicidad climática como periodicidad térmica, fotoperiodicidad y periodicidad hídrica, de las que pueden producir las más variadas combinaciones. Para el clima tropical es válido lo siguiente:

- **Referente a la periodicidad térmica diaria y anual**, las oscilaciones de temperatura durante el día son mayores que las anuales. Los trópicos poseen un clima con variaciones térmicas diarias acentuadas, en contraste con los climas de todas las zonas extra tropicales, en las que las variaciones térmicas anuales son mayores.
- **Referente a la fotoperiodicidad**, la duración del día y de la noche presenta variaciones relativamente pequeñas. En el Ecuador (= línea equinoccial), el día y la noche duran respectivamente 12 horas durante todo el año. En las latitudes de los trópicos de Cáncer y de Capricornio, la duración del día más largo es de 13,5 y la del más corto de 10,5 horas.
- **Referente a la periodicidad hídrica**, no se presentan características específicamente tropicales.

1.1. Perú megadiverso

Un país megadiverso es aquél en el que se pueden encontrar un gran número de especies. Los países megadiversos poseen, por tanto, un invaluable recurso (Challenger 1998).

El Perú es uno de los países más valiosos del planeta tierra, por su altísima diversidad de paisajes, recursos vivos o biodiversidad, sus riquezas minerales y la contribución valiosa de sus agentes al bienestar del mundo (Brack et al 2010), cuya diversidad de especies a nivel peruano lo presenta de la manera siguiente:

- 1º lugar. 4400 plantas nativas utilizadas por la población.
- 1º lugar. 2 000 especies de peces marinos y continentales.
- 1º lugar. 3 532 especies de mariposas.
- 1º lugar. 128 plantas nativas domesticadas.
- 2º lugar. Más de 1 806 especies de aves.
- 3º lugar. 350 mariposas endémicas.
- 3º lugar. 333 especies de anfibios.
- 3º lugar. 462 especies de mamíferos.
- 4º lugar. Doce países albergan el 70 % de la biodiversidad del mundo: Brasil, Colombia, Ecuador, Perú, México, Zaire, Madagascar, Australia, China, India, Indonesia y Malasia.
- 5º lugar. 7500 plantas endémicas.
- 7º lugar. 109 aves endémicas.
- 9º lugar en endemismo.
- 10º lugar. 98 reptiles endémicos.
- 11º lugar. 46 mamíferos endémicos.
- 12º lugar. 298 especies de reptiles.
- 12º lugar. 89 anfibios endémicos.
- 10 %. 25 000 especies de flora
- 10%. 3000 especies de orquídeas.

1.2. Endemismo

Una especie endémica es la que se limita a un área geográfica particular. El área geográfica puede definirse por los límites políticos, tales como países o departamentos, por límites ecológicos o por aspectos geográficos. Las especies amenazadas están consideradas en peligro debido a una fuerte reducción de sus poblaciones o de su hábitat (León et al. 2006).

Los datos acerca de las especies endémicas y amenazadas son un factor clave para identificar sitios prioritarios para la conservación. Las especies en peligro exigen acciones concretas para evitar su extinción. Las especies endémicas también requieren atención debido a sus distribuciones frecuentemente limitadas y por tanto, sensibles a la alteración de su hábitat. Para ayudar a prevenir la pérdida de la biodiversidad, por lo tanto, se debe proteger el hábitat tanto de las especies en peligro como de las endémicas.

El territorio de Cajamarca alberga 948 especies únicas de flora nativa que representa un 17 % del total nacional, poniendo así a Cajamarca como el segundo departamento después de Huánuco más rico en flora nativa. De éstas, 296 especies son exclusivas de Cajamarca (León y Col 2006).

La zona representa el 3,3 % de taxones endémicos de la región Cajamarca y el 33,3 % de las especies endémicas de los BTES del Marañón. Los niveles altos de endemismo de los BTES de Jaén se pueden atribuir al carácter fragmentado de este hábitat y a su aislamiento geográfico que lo inducen a la especiación (Hensold 1999).

1.3. Tipos de diversidad biológica y rareza de especies

Existen básicamente tres niveles de la biodiversidad: el genético, el ecológico y el biogeográfico que han sido reconocidos, con diferentes nombres por distintos autores.

La biodiversidad no depende sólo de la riqueza de especies, sino también de la dominancia relativa y la abundancia de cada una de ellas. Las especies, en general, se distribuyen según jerarquías de abundancias, desde algunas especies muy abundantes hasta algunas muy raras. Cuanto mayor el grado

de dominancia de algunas especies y de rareza de las demás, menor es la biodiversidad de la comunidad. Esto es muy común, por ejemplo, en algunos tipos de vegetación templada como los bosques de pinos, donde hasta el 90 % de la biomasa del ecosistema está formada por sólo una o dos especies, y el 10 % restante por una cantidad grande de plantas de baja abundancia (Halffter y Ezcurra 1992).

Moreno (2001), nos da a entender que el problema de la biodiversidad implica, entonces, discutir el problema de la rareza biológica. Por "especies raras" entendemos todas aquellas que se encuentran en números suficientemente bajos como para representar un problema de conservación, y en algunos casos, como para encontrarse amenazadas de extinción. La conservación de la biodiversidad es fundamentalmente un problema vinculado al comportamiento ecológico de las especies raras. Son estas especies "invisibles", como las llamó Halffter (1992), las responsables del comportamiento de las curvas especie-área, y de la forma de los diagramas de abundancias de especies, dos herramientas metodológicas de gran importancia en el estudio de la biodiversidad.

En un contexto biogeográfico, la biodiversidad se mide cuantificando la heterogeneidad biogeográfica en una zona o región dada; conformada por la diversidad de ecosistemas en una región determinada, ésta es la diversidad alfa (Moreno 2001).

A nivel ecológico, la biodiversidad tiene dos expresiones bien definidas en el análisis de comunidades: la diversidad presente en un sitio, o diversidad y la heterogeneidad espacial, o diversidad alfa. La diversidad es una función de la cantidad de especies presentes en un mismo hábitat, y es el componente de la diversidad más importante (y más comúnmente citado) de las selvas tropicales húmedas y de los arrecifes coralinos, por sólo dar dos de los ejemplos más conocidos (Moreno 2001). La diversidad alfa es una medida del grado de partición del ambiente en parches o mosaicos biológicos, es decir, mide la contigüidad de hábitats diferentes en el espacio. Este componente de la diversidad es particularmente importante en el manejo de policultivos, y en sistemas agro silvícolas de uso múltiple. En estos sistemas manejados se

busca compensar la menor diversidad de los cultivos con un incremento de la heterogeneidad espacial, o diversidad alfa (Moreno 2001).

1.4. Causas de la rareza de especies

Se entiende que la superficie de la Tierra, es un fino mosaico de condiciones y recursos que definen diferentes nichos fundamentales, y representan lugares que son habitables por diferentes especies. Si conocemos bien la ecología de la especie, podemos caracterizar sus "áreas habitables". La rareza de las especies tiene mucho que ver con la de sus áreas habitables. Podemos decir que una especie es rara cuando: i) Sus áreas habitables son raras. Por ejemplo, condiciones físico-químicas raras en la naturaleza, pueden tener una flora y fauna especializada a estas raras condiciones. Un ejemplo de este tipo de rareza es el de las plantas adaptadas a los suelos con serpentinitas, que presentan una gran concentración de metales pesados. Este tipo de suelos son muy raros a escala global. Ejemplo: Melide; ii) sus áreas donde viven permanecen habitables durante un corto período de tiempo. Ejemplo: especies adaptadas a las fases iniciales de la sucesión; iii) sus depredadores, competidores y parásitos, mantienen sus poblaciones por debajo de su nivel de carga. Este es un proceso común en los casos de especies cazadas por el hombre; iv) sus áreas habitables son pequeñas. Esto es particularmente aplicable a las especies habitantes de islas (no sólo islas oceánicas, si no todo tipo de islas "ecológicas"). Las islas están frecuentemente habitadas por especies endémicas, que no se encuentran en ningún otro lugar del mundo; v) parte de sus áreas habitables están más allá de su rango de dispersión. Esto puede ocurrir también con las especies de las islas; vi) sus recursos, aunque son predecibles, están presentes sólo en pequeñas cantidades o en densidades relativamente bajas. Esto se puede aplicar a muchos súper-depredadores, habitualmente aves y mamíferos, que se alimentan también de otros mamíferos o aves, y que tienen poblaciones de baja densidad, recorriendo amplias zonas para la búsqueda del alimento. Ejemplo: águila imperial; y vii) la escasa variabilidad genética entre sus miembros limita su adaptabilidad a diferentes hábitats. Muchas de las especies presentes en las listas de especies amenazadas son especies que se reproducen asexualmente (Cordero 2000).

1.5. Enfoque metodológico para evaluar biodiversidad

Deborah Rabinowitz, una ecóloga con formación en demografía vegetal, se dedicó a estudiar este problema en más detalle, no tanto desde el punto de vista estadístico, si no con un énfasis fundamental en el comportamiento biológico de las especies raras. Dirzo (1990) encontraron que las causas de la rareza ecológica de las especies se dan a varias escalas:

- a) **Rareza biogeográfica.** Por un lado, hay especies que sólo crecen en regiones muy específicas, y forman endemismos biogeográficos muy particulares. *Heterotheca thiniicola*, es una compuesta endémica de las dunas del gran desierto de Altar, Sonora, México, y sólo crece en esa región, aunque sus poblaciones muestren densidades realmente altas en los aproximadamente 5 kilómetros que conforman su área de distribución (Lamprecht 1990.). Lo mismo ocurre con varias especies de animales de cuevas, islas, o alta montaña, que sólo ocurren en un lugar restringido, aunque pueden ser abundantes en él.
- b) **Rareza de hábitat.** Otras especies, en cambio, son muy específicas en cuanto al hábitat, pero no son endémicas a nivel biogeográfico. Este grupo está formado por lo que se conoce en ecología como especies estenoecas o de hábitat restringido, en contraste con las especies euriecas o de distribución amplia. Las plantas de los oasis de los desiertos son un caso típico de este grupo. La yerba del manso (*Anemopsis californica*, Saurauiaceae) crece en los manantiales de agua del desierto Sonorense, y es colectada intensamente como medicinal (Ezcurra 1990). Aunque su distribución biogeográfica es relativamente amplia, su hábitat es muy específico. El secado de los manantiales y el bombeo de agua para riego está destruyendo muy rápidamente su hábitat en todo el desierto, y está poniendo a la especie en peligro de extinción.
- c) **Rareza demográfica.** Hay especies que son demográficamente raras, es decir, que presentan densidades bajas en toda el área de distribución, aunque ésta sea amplia y aunque no estén asociadas a hábitats muy específicos. Un ejemplo notable de este nivel de rareza ecológica es la cola de zorro (*Setaria geniculata*), una gramínea que se encuentra a lo largo de

todo el continente americano, desde California hasta la Patagonia, pero que no crece en densidades altas en ninguna parte (Moreno 2001). La rareza de esta especie no radica ni en su distribución biogeográfica ni en su preferencia de hábitat, que son ambas amplias, sino en el hecho de que sus poblaciones son crónicamente "ralas", y que en ninguna parte llega a ser un componente importante de la comunidad.

1.6. La relación especies-área

Moreno (2001), menciona a Sir Ronald Fisher, en 1943, quien abordó por primera vez un problema que ha resultado ser de inmensa trascendencia en la ecología de la conservación. Basado en la idea de que existe en la naturaleza un gran número de especies raras, y que cuanto más grande sea una muestra biológica, mayor será el número de estas especies incluido, en la cual debería haber una relación entre el tamaño de un área y el número de especies que habitan en dicha área. Aunque la estadística de lo que se ha llamado las relaciones especies-área es algo compleja. Halffter (1988), Ezcurra (1990); presenta una revisión actualizada de este problema, las conclusiones básicas de la teoría de las relaciones especies-área merecen ser discutidas con algún detalle.

El interés de la relación teórica entre el número de especies y el tamaño del área no radica sólo en problemas estadísticos de muestreo. Es también de capital importancia en problemas de biogeografía y conservación. Al definir un modelo teórico que predice el comportamiento estadístico de las especies raras como una función del área que las contiene, el modelo permite, entre otras cosas, evaluar el tamaño de una reserva natural, o entender la dinámica de extinción de especies en islas y hábitats fragmentados. Un adecuado conocimiento de las relaciones especie-área es de gran importancia en los estudios de evaluación y de inventario de la riqueza biológica de una determinada región.

La relación **especie-área** tiene también aspectos de importancia para la agricultura. En particular, el **modelo de Preston** ha sido de gran importancia en estudios de adaptación de insectos fitófagos a nuevos cultivos. Moreno, (2001) demostró que la cantidad de insectos fitófagos asociados a diferentes

especies de árboles dependía del tamaño de área de distribución del huésped, y seguía el modelo de relación especie-área. También demostró que, cuando nuevos cultivos se introducen a una región, la fauna nativa de insectos se adapta selectivamente a la oferta del nuevo recurso en menos de 300 años, siendo el número de insectos-plaga proporcional al área plantada. Según este modelo (Preston) cuanto mayor el área plantada, mayor el número de insectos-plaga. Uno de los trabajos más conocidos vinculado al tema de las relaciones especie-área es el de Moreno (2001) sobre la teoría de biogeografía de islas en equilibrio de especies. El número de especies encontrados en una isla ya colonizada, es proporcional al área de la misma y sigue el modelo de Preston, además manifiesta que la teoría de la conservación es obvia: cuanto más fragmentado un hábitat, más las áreas protegidas funcionarán como islas biológicas en un "océano" de ecosistemas modificados. Los diseños de las reservas naturales deben tomar en cuenta estas ideas relacionadas con la extinción de especies en hábitats fragmentados.

1.7. Composición florística y estructural del bosque

Según estudios hechos por Quiroz & Quesada (2005), la metodología utilizada para realizar un estudio de la composición florística y estructural de un bosque primario en Costa Rica fue por medio del establecimiento y medición de parcelas permanentes de muestreo. El bosque se ubica en la región Huetar Norte, de propiedad del Hotel La Laguna del Lagarto Lodge, ubicado en Boca Tapada de Pital, San Carlos, Alajuela, en las coordenadas geográficas 296003 (10°41'70") latitud norte y 516463 (84°10' 60") longitud oeste. En dicha región la precipitación anual oscila entre 4100 mm y 2700 mm, con una temperatura media anual que varía entre 24 °C y 27 °C. Los bosques de la región se clasifican como bosque húmedo tropical (bh-T), según la clasificación de Zonas de vida de Holdridge (1978). Según la leyenda del mapa mundial de suelos de la FAO, los suelos de Boca Tapada se clasifican como Dystric Cambisoles y se caracterizan por tener más del 60 % de arcilla, baja saturación de bases, valores de pH entre 3,9 a 4,5 y baja capacidad de intercambio catiónico.

El muestreo del inventario realizado fue de tipo sistemático con arranque aleatorio en carriles perpendiculares a un carril central, con el fin de reducir el error de muestreo. El establecimiento de ocho parcelas permanentes de muestreo se realizó en sitios con pendientes menores al 10 %. El área de cada parcela fue de 2500 m², subdividida en subparcelas de 10 m x 10 m. Dentro de cada parcela se identificaron y midieron todos los individuos con un diámetro mayor a 10 cm, medido a una altura de 1,3 m del suelo.

La determinación y análisis de la estructura del bosque, se basaron en los siguientes:

- a. **Estructura vertical:** El análisis de la estructura vertical se realizó por medio de la distribución del número de individuos por clase de altura, según las categorías de IUFRO, donde el piso más alto se encuentra a una altura mayor a 2/3 de la altura superior; el piso medio entre 2/3 y 1/3 de la altura superior y el piso inferior a una altura <1/3 de la altura superior (Lamprecht 1990).
- b. **Estructura horizontal:** Para la determinación de la estructura horizontal del bosque se tomaron valores de dominancia, abundancia y frecuencia, además se determinó la distribución diamétrica, área basal por clase diamétrica, clases de frecuencia y el Índice de Valor de Importancia.
- c. Otra clasificación para las clases de altura, se efectuó por medio de las exigencias de luz que presentan las diferentes especies (por gremio ecológico), para ello se tomó el individuo de cada especie que presentó la mayor altura, por ser el árbol que ha logrado desarrollarse por completo al constituirse en el individuo de mayor vigorosidad y que ha incrementado sus dimensiones (en altura como en diámetro) al máximo.

1.8. Fitosociología

La Fitosociología surge en el sur de Europa, a través de numerosas ideas que se plasman en la práctica a partir de los trabajos de Braun-Blanquet. Esta escuela, que enfoca el estudio de la vegetación a través del reconocimiento de comunidades vegetales, se caracteriza por centrarse en la composición florística de dichas comunidades, haciendo especial énfasis en las especies

de diagnóstico, entendiendo por tales a aquellas que son más sensibles a las características del medio y por tanto resultan mejores indicadores que las restantes, de rango más amplio. Son precisamente estas especies de diagnóstico las que se usan para organizar las comunidades en una clasificación formal jerárquica. Las unidades fitosociológicas son de gran interés para entender la variación de la cubierta vegetal y poder aplicar estrategias de conservación a un territorio dado; por ello esta metodología ha sido la elegida en la descripción de comunidades en la Unión Europea a través de la Directiva Hábitats (Ramírez et al. 1997).

Análisis fitosociológico: En el estudio fitosociológico de la estructura de un rodal se pueden medir y valorar caracteres cuantitativos como densidad, cobertura, frecuencia y valor de importancia, determinados por Ramírez et al (1997), como:

- **Densidad:** Es el número de individuos por unidad de superficie.
- **Frecuencia:** La frecuencia es el porcentaje de cuadrantes en los que se encuentra una determinada especie.
- **Cobertura:** Consiste en determinar el espacio, volumen o peso que presentan todos los individuos de una especie.
- **Índice de Valor de Importancia:** Este valor se obtiene de la tabla de vegetación. Se calcula basándose en coberturas y frecuencias relativas. Aguirre (2013), describe al índice de valor de importancia (IVI), como que tan importante es una especie dentro de la comunidad. Las especies que tienen el IVI más alto significa entre otras cosas que es dominante ecológicamente: que absorbe muchos nutrientes, que ocupa mayor espacio físico, que controla en un porcentaje alto la energía que llega a este sistema. Este índice sirve para comparar el peso ecológico de cada especie dentro del ecosistema.

Para calcular este parámetro se utiliza la DR, FR y DmR, utilizando la fórmula:

$$\text{Índice Valor Importancia (IVI)} = (DR + DmR + FR)/3$$

Donde:

DR: Densidad Relativa

DmR: Dominancia relativa

FR: Frecuencia relativa.

Los valores resultantes pueden variar entre 0,0 a 1,0 ó de 0 a 100 %.

1.9. Análisis silvicultural del bosque

Los sistemas de clasificación hasta ahora mencionados permiten la asignación de un determinado bosque a una u otra formación forestal mayor. Con ello se obtiene una idea general respecto a su estructura, su composición y a las condiciones del medio ambiente. Esto, no es suficiente como base para la planificación silvicultural local, ni para la ejecución de ésta. Se requieren informaciones exactas, por ejemplo: sobre las especies arbóreas locales, su proporción, su distribución, las masas en pie, el desarrollo futuro de los vuelos, las estrategias de la repoblación, etc. El sistema de información necesario debe suministrar datos dasonómico-silviculturales amplios, unívocos y objetivos. La recopilación de la información del bosque sirve para poder compararse entre sí, a ser posible, con métodos estadístico-matemáticos (Lamprecht 1990).

1.10. Estudio de la regeneración natural

El estudio de la regeneración natural, es uno de los aspectos prioritarios de la actividad forestal, por la reducción que producirán si se puede inducir una regeneración de especies valiosas cuantitativa y cualitativamente suficiente para reemplazar a perpetuidad los árboles aprovechados. La regeneración natural es el conjunto de procesos mediante el cual los árboles del bosque denso se restablecen por medios naturales, considerando que el conocimiento de la regeneración natural debe servir como base a la solución de los problemas prácticos para la formación de rodales, pues permite comprender los mecanismos de cambio en la composición florística, fisionómica y estructural, por lo que considera que la regeneración natural depende de varias premisas, que con frecuencia son muy diferentes, según la especie arbórea de que se trate, siendo imprescindible la cantidad suficiente de semillas viables y las condiciones micro climáticas y edáficas adecuadas para la germinación y el posterior desarrollo (Lamprecht 1990).

La regeneración natural puede considerarse como un proceso natural que el ecosistema forestal permite aprovechar gratuitamente, sin embargo el manejo forestal basado en la regeneración natural, no solo permite ahorrar gastos de instalación y mantenimiento de viveros o plántulas forestales, sino también garantizar, a través de una larga selección natural una composición florística del bosque, que mejor se preste para determinadas condiciones de sitio (Beek y Sáenz 1992).

Los árboles tropicales han desarrollado una increíble variedad de estrategias de supervivencia para polinizar sus flores, dispersar sus semillas e incrementar el establecimiento de plántulas dentro de las poblaciones (Peters 1996).

La evaluación de la regeneración natural de árboles padres puede ser dividido en cuatro categorías: Brinzal de 0.1 a 1.49 m de altura; latizal de 1.50 m a 9.9 cm de DAP, fustal con DAP mayor o igual de 10.0 cm y menor de 40.0 cm de DAP y árbol maduro mayores a 40.0 cm de DAP (Castillo 1993).

1.11. Estructuras verticales

IUFRO hace una clasificación simple de la estructura vertical del vuelo, en la que se distingue: piso superior (altura $> 2/3$ de la altura superior del vuelo), piso medio ($< 2/3 > 1/3$) y piso inferior ($< 1/3$ de la altura superior del vuelo) (Lamprecht 1972).

El máximo número de árboles y de especies se encuentra en el piso inferior y/o medio y el menor número de especies en el piso superior. Por el bajo número de árboles, la mezcla es especialmente alta. Sólo aproximadamente $1/5$ (21 %) del total de las especies están presentes en todos los pisos y son definidas como “especies con distribución vertical continua”. La mayoría de las especies del piso medio o inferior del vuelo, pertenecen sobre todo al grupo de árboles menores de segundo o tercer porte, los cuales no son capaces de alcanzar el piso superior. Debido a sus reducidas dimensiones, éstos no son tan interesantes para la producción de madera (Lamprecht 1972).

1.12. Dinámica de la regeneración natural

Brown y Kappelle 2001, el éxito de cualquier regeneración depende de varias premisas, que con frecuencia son muy diferentes, según la especie arbórea de que se trate. En todo caso, son imprescindibles las siguientes condiciones:

- Cantidades suficientes de semillas viables.
- Condiciones (micro) climáticas y edáficas adecuadas para la germinación y el desarrollo.

La mayoría de las especies fructifican con frecuencia. Sin embargo, las semillas de algunas de ellas pierden muy rápidamente su alto poder germinativo inicial, a veces después de pocos días o semanas. En el bosque pluvial se pueden encontrar árboles con frutos durante todo el año. En los bosques húmedos deciduos se observa una cierta concentración de fructificación poco antes o después del inicio de la época lluviosa.

Por regla general, muchas especies tienen una producción de semillas suficiente para garantizar ininterrumpidamente la existencia de material germinativo viable. En regiones con clima de lluvias variables, el suministro de agua es a veces insuficiente durante la época seca. Sin embargo, para el desarrollo inicial exitoso, las condiciones locales de insolación son decisivas. Por lo tanto, se puede realizar una clasificación de las especies arbóreas de acuerdo a sus requerimientos de luz, de la siguiente forma:

- Especies arbóreas de luz o heliófitas, que requieren plena insolación durante toda su vida.
- Especies arbóreas esciófitas, que se regeneran a la sombra del vuelo y poseen eventualmente la capacidad de efectuar allí todo su desarrollo o requieren sombra cuando menos en su juventud.
- Especies parcialmente tolerantes de sombra o hemiescíofitas, que son capaces de degenerarse tanto a la luz como a la sombra, pero que ya a una edad temprana requieren plena luz, cuando menos desde arriba.

Manifiestan que las especies nómadas con frecuencia tienen semillas aladas, como las de las Dipterocarpaceas, o bien cuentan con otros dispositivos que facilitan su dispersión. Entre ellas también abundan las especies anemocoras, mientras que las zoócoras e hidrocoras son probablemente más escasas. Si la adecuación de una semilla para ser transportada es buena, la probabilidad que ésta tiene de arribar a un claro con condiciones de luz favorables es indudablemente mayor. La producción de semillas debe ser muy elevada para garantizar la sobrevivencia de las especies nómadas, ya que ocurren grandes mermas inevitables, especialmente cuando el poder germinativo se pierde con rapidez. Contrariamente a las especies esciófitas de los bosques primarios, las especies nómadas son capaces de regenerarse en áreas deforestadas grandes. Sin embargo, se enfrentan al poder competitivo normalmente superior de las especies pioneras. A pesar de que los muestreos de regeneración expuestos no pueden ser directamente comparados entre sí, estos coinciden en los siguientes aspectos:

- Generalmente existen abundantes semillas viables de una gran cantidad de especies arbóreas.
- Una regeneración latente está más o menos omnipresente, pero en términos florísticos sólo corresponde parcialmente al bosque actual, siendo a menudo más pobre en especies que éste.
- El material menor es el de mayor presencia numérica y al aumentar la altura o la edad de la muestra, disminuye rápidamente el número de individuos de la regeneración.
- Las condiciones locales de luz ejercen influencia sobre el establecimiento y el desarrollo de la regeneración. Las especies esciófitas tienen capacidad de establecerse en bosques densos ya durante la fase de sombra y de permanecer en estado latente por tiempo prolongado. Las especies oportunistas también consiguen establecerse, pero desaparecen después de unos años si no encuentran claros. Esto es válido para activación de la regeneración de las esciófitas. Por el contrario, la regeneración exitosa de las pioneras heliófitas está limitada en primer término a superficies de campo abierto o bien a los claros de mayores dimensiones en el bosque.

Una alta intensidad de luz favorece también el desarrollo de muchas especies hemiesciófitas si soportar los extremos climáticos de áreas de campo abierto o bien la alta presión competitiva ejercida por las especies heliófitas y/o la maleza.

- Además de la luz, en el proceso de regeneración juegan un papel importante una serie de factores bióticos y abióticos. Su éxito o su fracaso dependen de todo el conjunto de factores ambientales.
- Las variaciones con relación al tiempo-espacio que ocurren constantemente en pequeñas superficies, tanto las casuales como las causales, a las cuales están sometidos los diferentes factores y con ello la constelación total, lograrán imponerse siempre distintas especies o combinaciones de ellas.
- La abundante presencia de plántulas no significa en ningún caso que la regeneración se haya establecido definitivamente. Muchas veces ésta es efímera y desaparece a corto plazo, de forma casi total, para lo cual la carencia de luz es una de las probables causas principales.

1.13. Dinámica del vuelo del bosque

Lamprecht (1990), aunque para determinadas especies arbóreas y grupos de ellas aún se desconoce mucho respecto a su comportamiento en la comunidad, a su patrón de regeneración y a las formas de desarrollarse, ya se pueden sacar algunas conclusiones preliminares en cuanto a la dinámica de los bosques tropicales húmedos. El esbozo de un modelo de desarrollo que es presentado a continuación, adolece aún de muchas imprecisiones. Aun cuando este modelo demostrara ser correcto en sus aspectos fundamentales, para lo que existen algunas indicaciones, es necesaria una revisión crítica constante y también la realización de correcciones. Los conocimientos especializados son considerados menos importantes que la capacidad de poder comprender las informaciones recién obtenidas, en función de todo el contexto y la capacidad de poder ubicar estos conocimientos en el sitio correcto, dentro del complejo y desconcertante mosaico de espacio-tiempo-vida, en el que se desarrollan los bosques húmedos tropicales.

Muchas investigaciones sobre los bosques de transición, coinciden en los siguientes resultados:

- El número de especies arbóreas por unidad de superficie se incrementa con el progreso de la sucesión, las abundancias se reducen: los cocientes de mezcla son altos al principio, pero luego decrecen y se aproximan cada vez más a los valores típicos del bosque clímax.
- Las abundancias relativas de las especies anemócoras y de las zoócoras se reducen, pero en cambio las de las barócoras aumentan, lo cual significa que las especies del bosque primario con semillas pesadas, adquieren cada vez mayor importancia en la composición.
- Los diagramas de frecuencias muestran que el número de especies con distribución horizontal y vertical continua se reduce, es decir que los bosques se vuelven florísticamente siempre más heterogéneos.
- La velocidad del retorno de las especies barócoras del bosque primario depende de la distancia a que se encuentren los próximos árboles padres. Pero es indudable que en muchos casos la dispersión zoócora de frutos y semillas pesadas también juega un papel importante. Cuando se realizan rozas de una o varias hectáreas en el bosque primario, se observa que gran parte de las especies originales vuelven después de unos 30 a 50 años. En bosques secundarios con 50 años de edad, 2/3 de todas las especies existentes en los bosques primarios vecinos. Sólo faltaron aquellas que poseen reducidas abundancias dentro de los bosques climáticos.
- El número de especies que cuentan con árboles semilleros fértiles y con regeneración, aumenta con el desarrollo del bosque. En contraste, la proporción de especies presentes que cuenta exclusivamente con árboles jóvenes, se reduce. En otras palabras, la inmigración y el retorno de especies están prácticamente concluidos.
- El porcentaje de especies sin regeneración aumenta con la edad del bosque. En primer lugar se ven afectadas las pioneras heliófitas, en caso de que aún existan árboles padres, luego las oportunistas y, en menor

grado, las especies esciófitas del bosque primario. En la fase tardía del desarrollo de los bosques de transición, alcanzada después de unos 60 a 80 años, ya se encuentran muchas semejanzas fisionómicas con los bosques climácicos. Poseen tres o más pisos y de una superficie pequeña a otra, se puede observar una gran heterogeneidad en la composición florística y en sus dimensiones (alturas y diámetros). Muchas veces la proporción relativamente grande de especies nómadas (“pioneras longevas”), ubicadas en posiciones dominantes o predominantes, permiten reconocer aún el carácter de bosque secundario. Los pisos inferiores del dosel están compuestos en su mayor parte por especies esciófitas. Se trata tanto de especies del sotobosque, como de material joven de especies de primer porte en estado de espera o en surgimiento. La regeneración, si es que existe, se compone mayormente de especies que toleran sombra por largos períodos. Cualquier repoblación de oportunistas es efímera y desaparece rápido en caso de que no se aumente lo suficiente el suministro de luz, mediante la formación de aberturas. Las pioneras heliófitas de vida corta no están presentes.

Se pueden diferenciar 4 fases en la dinámica del bosque climácico:

- **La fase de regeneración**, que se inicia con la apertura de un claro. En ella puede estar incluida la regeneración en estado de espera que ya existía y ha sido activada mediante el aumento de luz y/o una regeneración nueva, establecida después de abrirse el claro.
- **La fase de surgimiento o de estructuración**, cuyo transcurso depende del tamaño original del claro y de su eventual ampliación, de la combinación de especies existente dentro de la regeneración en desarrollo, así como de muchas otras variables. En cualquier caso, ésta es la fase con la mayor dinámica. Para las especies que son claramente capaces de alcanzar el piso superior, el potencial de crecimiento vertical es decisivo para el éxito o la derrota en la lucha por sobrevivir. La fase de estructuración es relativamente corta.
- **La fase de madurez o fase óptima**, que se inicia después de que la o las especies vencedoras han alcanzado posiciones de codominancia y

dominancia. Tan pronto como el dominio está asegurado, el crecimiento en altura se detiene casi por completo. Luego se produce sólo una ampliación de las copas y un incremento diamétrico un poco más rápido. La fase de madurez, relativamente estacionaria, puede durar decenios o muchas veces siglos. Los procesos dinámicos se limitan a los pisos inferiores, en los cuales se continúan observando algunos cambios entre las especies de vida corta del sotobosque.

- **La fase de degradación**, se caracteriza por la desintegración de la estructura vertical, con la consiguiente formación de claros pequeños o grandes. Esta fase generalmente dura poco tiempo y da lugar a la fase de regeneración.

CAPÍTULO II:

METODOLOGÍAS DE MUESTREO DE LA DIVERSIDAD FLORÍSTICA

2.1. Introducción

El interés creciente por la conservación de la biodiversidad ha llevado a un esfuerzo por definirla y averiguar por qué existe y cómo se pierde.

En general las expresiones ecologistas y conservacionistas se refieren a la riqueza en especies (diversidad). Pero la diversidad existe dentro de lo que denominamos especies. Justamente la presencia de distintos alelos para cada gene (variación) es la fuente primordial de materia prima para el proceso evolutivo. Además la biodiversidad se manifiesta en: a) la heterogeneidad que se encuentra dentro de un ecosistema y b) en la heterogeneidad a nivel geográfico. Esta unidad está dedicada a aclarar el significado de los distintos niveles de biodiversidad, así como a presentar las metodologías que se usan para su medición y conservación. Asimismo, presentar algunas de las diferentes metodologías de muestreo de la diversidad florística para diferentes ecosistemas.

¿Por qué el interés creciente en la biodiversidad? Por una parte la riqueza en plantas y animales tiene un valor incalculable: es el patrimonio natural. Patrimonio que es resultado de la evolución, por lo tanto de un proceso histórico, que ha ocurrido en el tiempo, irrepetible en las mismas condiciones. Pero además la pérdida de diversidad por simplificación de los ecosistemas y en los últimos años por introducción de subproductos tóxicos, es el más importante e irreversible efecto directo o indirecto de las actividades humanas. El gran pasivo del siglo XX. Los ecosistemas modificados por el hombre no forzosamente pierden productividad en biomasa, pero prácticamente en todas las ocasiones pierden diversidad (Halffter y Ezcurra 1992).

En la última década del siglo XX la diversidad biológica se ha convertido en el paradigma de lo que tenemos y estamos perdiendo, el símbolo del mundo en que nuestra cultura y concepción del universo ha evolucionado, mundo que está a punto de cambiar de manera irreversible. Quizás este significado profundo sea la mejor explicación del interés general y súbito que la

biodiversidad despierta en los países ricos de Occidente. Por otro lado, la riqueza a nivel genético tiene una gran importancia para la industria farmacéutica y el avance de la medicina.

El hombre, en todas las épocas, ha tenido necesidad de cambio y, al mismo tiempo, miedo al cambio. Esta contradicción es manifiesta en la civilización industrial que preconizó la utilización despiadada del medio natural, y que ahora muestra una inquietud creciente ante la pérdida de la diversidad biológica (Aguirre 2009).

2.2. Metodología para el monitoreo de la regeneración natural

Levantamiento de la cobertura natural y uso

La determinación de los tipos de cobertura vegetal se realiza mediante fotointerpretación e interpretación de imágenes satelitales, esta información es validada mediante recorridos de campo. Finalmente usando SIG (ArcGis, versión actualizada) se define el mapa final de los tipos de cobertura vegetal natural y uso actual del área a monitorear (Lima et al. 2012).

Evaluación de la regeneración natural

Según Lima et al. (2012), en base al mapa de vegetación y uso se define las zonas alteradas por incendios forestales y deforestación. Luego mediante entrevistas a los pobladores se define las categorías de regeneración natural, considerando el tiempo de recuperación de la vegetación luego de haber sido alterada por diferentes acciones del ser humano (Tabla 1).

Tabla 1. Categorías para evaluar la regeneración natural en zonas alteradas

Categoría	Edad de recuperación
I	2 - 3 años
II	5 - 6 años
III	8 - 10 años
Categorías sugeridas por Aguirre, 2009	

Fuente: Aguirre (2009)

La propuesta de la metodología hecha por Aguirre (2009), es para definir las especies que se regeneran e inician procesos de colonización en las zonas alteradas, se realiza el inventario de la vegetación usando cuadrantes de 10.0 x 10.0 m, con 15 unidades de muestreo por categoría (I, II y III), haciendo un total de 45 unidades de muestreo, distribuidas en forma equitativa para las tres áreas o micro-cuenca.

Paralelo al levantamiento florístico de la regeneración natural, se realiza el inventario de tres transectos de vegetación alterada hace más de 10 años y tres de bosque nativo utilizando dimensiones de 10.0 x 50.0 m, se levanta la información de todos los individuos con DAP mayor a 5.0 cm con el fin de comparar la composición y estructura entre ecosistemas alterados y no alterados y el monitoreo del ingreso y reemplazo de especies florísticas en el futuro.

Aguirre (2009), afirma que la evaluación de la estructura de la regeneración natural se realiza a través de los índices de diversidad de Shannon (H') y Sorensen (I_s) y los parámetros ecológicos: Densidad relativa (DnR), Dominancia relativa (DmR), Frecuencia relativa (FR) e Índice Valor Importancia (IVI)

2.3. Metodologías en el estudio de la vegetación

Matteucci & Colma (1982), indican que en la mayoría de los estudios de vegetación no es operativo medir todos los individuos de una comunidad, por ello se deben realizar muestreos de los mismos y estimar el valor de los parámetros de la población. En todo muestreo hay que seguir una serie de etapas o pasos, como: a) la selección de la zona de estudio; b) determinación del método para situar las unidades de muestreo (muestra); c) selección del tamaño de la muestra, es decir, del número de unidades muestrales y d) determinación del tamaño y la forma de la unidad de muestra. Para tal fin, existen varias formas para tomar decisiones en cuanto al tipo y forma de muestreo, el cual puede llevarse a cabo utilizando métodos con área o sin área definidas. En los métodos sin área, las unidades de muestra sin superficie definida son puntos o líneas y basados en puntos principalmente cuatro: individuo más cercano, vecino más cercano, pares al azar y

cuadrantes con punto central. En los métodos con área se pueden utilizar círculos, cuadrantes y transectos siendo necesario en estos últimos decidir la forma, tamaño de las parcelas, su disposición y número.

Según C. Moreno y Eduardo Pineda (2015), indican que la medición o cuantificación de la riqueza de especies de un ensamblaje es posible a través de un muestreo estructurado espacial y temporalmente. Una muestra se define como una parte o porción de un conjunto, extraída mediante métodos que permiten considerarla como representativa del propio conjunto. Planificar los muestreos adecuadamente demanda de un ejercicio de priorización, de selectividad y es la base para generar datos confiables que nos reflejen el fenómeno que se desea examinar.

El muestreo puede hacerse de cuatro formas según Greig-Smith (1983): a) seleccionando sitios típicos, representativos; b) al azar; c) en forma sistemática y d) utilizando una combinación de las anteriores. La selección de áreas representativas es completamente subjetiva (se basa en los criterios establecidos a priori por el investigador) y no permite la estimación de la precisión. El muestreo al azar es esencialmente para obtener el promedio y la variabilidad de la población. Las principales estrategias de muestreo al azar son: al azar estratificado, y sistemáticamente. Asimismo el número de muestras (n) y el tamaño de muestra van a depender de la precisión requerida y del conocimiento de la distribución espacial de la población que deseamos estudiar.

Los métodos más empleados para evaluar las comunidades vegetales en los trópicos con fines de conservación y manejo son:

2.3.1. Método de transectos variables para evaluación rápida de comunidades de plantas en los trópicos

Foster (1993), los transectos se basan en el número de individuos que se van a muestrear más bien en el área, no requiere de medidas precisas, y pueden ser modificados para que sean usados con plantas clónicas, epífitas, acuáticas, flotantes, etc., este método permite al investigador hacer más muestreos y de invertir más tiempo en la identificación de plantas críticas, ya

que, como método rápido y flexible de transectos variables, es práctico para la comparación de composición y diversidad para los distintos hábitats y clases de plantas.

2.3.2. Método de la décima de hectárea (0.1 ha = 1000 m²)

Aymard & Coello (1995), el método de la décima de hectárea, es propuesto para tres tipos de análisis de vegetación: a) para evaluar los cambios de vegetación dentro de una gradiente, donde se propone establecer un transecto de 2.0 m de ancho x 500.0 m de largo a través del gradiente; b) para evaluar la estructura y composición florística de un tipo particular de bosque, donde la medida usual es un cuadrado y c) para comparar diversidad de especies de plantas de una región cualquiera, aquí se establecen 10 transectos rectos de 2.0 x 50.0 m (1.0 m a cada lado de la línea de 50 m de largo sin seguir una dirección predeterminada). La forma, dimensiones y distribución espacial de las parcelas pueden variar conforme a los objetivos y metas que se busque. Este método es útil cuando existen limitaciones de tiempo, dinero y accesibilidad, ya que la décima de hectárea nos permite contar con mayor conocimiento del sitio de estudio sobre todo si distribuimos muestras al azar, aunque el tamaño de muestra represente solo una parte de la curva especie-área recomendada en estos estudios.

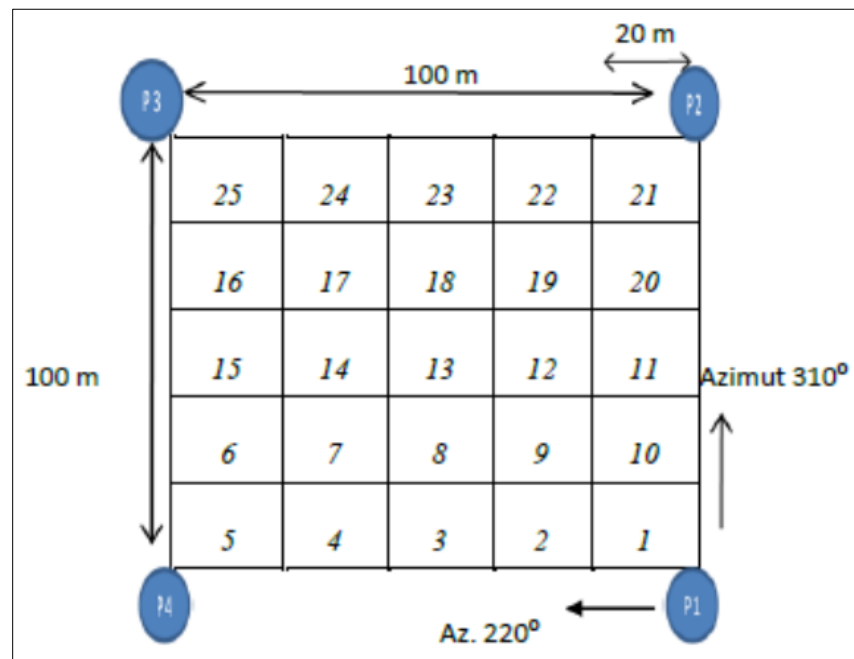
2.3.3. Método de la parcela de una hectárea

Boom (1986), Gentry (1988), Faber-Langendoen & Gentry (1991), Dallmeir et al. (1996), citados por La Torre (2003), dicen que este método provee una muestra estandarizada del análisis de datos de estructura y composición de un bosque y ha sido usado por varios años. Las ventajas de este método son numerosas (Figura 1): Provee una buena estimación de la diversidad de árboles, medida de la abundancia de especies y monitorear la diversidad de plantas, permitiendo la evaluación a largo plazo sobre datos de crecimiento, mortalidad, regeneración y dinámica del bosque. Y también para monitorear la biomasa y la dinámica del bosque y relacionar esta observación con el suelo y el clima (Phillips & Baker, 2009). La Torre (2003), durante el periodo 1987-1991 se han establecido Plots de inventario permanente en Bolivia, Perú,

Puerto Rico, y las Islas Vírgenes en USA. Missouri Botanical Garden (1991) estableció Plots de 1.0 hectárea en Colombia, Ecuador, Perú.

Las muestras se toman en bosques naturales conservados e incluyen el estudio de la flora por medio de vegetación y todos los árboles con DAP mayores o iguales a 10.0 cm, son identificados, mapeados y medidos (Phillips & Baker 2009, Dallmeir 1992).

Figura 1. Diseño del método de la parcela de una hectárea



Fuente: Pérez (2011)

2.4. Medición de la biodiversidad al nivel de especie

Moreno (2001), menciona que los estudios sobre medición de biodiversidad se han centrado en la búsqueda de parámetros para caracterizarla como una propiedad emergente de las comunidades ecológicas. Sin embargo, las comunidades no están aisladas en un entorno neutro. En cada unidad geográfica, hay un número variable de comunidades. Por ello, para comprender los cambios de la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, la separación de los componentes alfa, beta y gamma (Matteucci & Colma 1982) puede ser de gran utilidad, principalmente para medir y monitorear los efectos de las actividades humanas (Halffter 1998).

La **diversidad alfa** es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea, la **diversidad beta** es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje. Se emplea fundamentalmente para estudiar la heterogeneidad del paisaje, Igualmente, se ha usado para evaluar el efecto de añadir una comunidad diferente a un espacio protegido o de aumentar la superficie de éste, y la **diversidad gamma** es la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, resultante tanto de las diversidades alfa como de las diversidades beta (Moreno 2001).

2.4.1. **Medición de la diversidad alfa**

La mayoría de los métodos propuestos para evaluar la diversidad de especies está referida a la diversidad alfa. Para diferenciar los distintos métodos en función de las variables biológicas que miden, los dividimos en dos grandes grupos: 1) Métodos basados en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica); 2) Métodos basados en la estructura de la comunidad, es decir, la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie (abundancia relativa de los individuos, su biomasa, cobertura, productividad, etc.). Los métodos basados en la estructura pueden a su vez clasificarse según se basen en la dominancia o en la equidad de la comunidad.

Existe la discusión de qué se debe considerar como diversidad alfa, la riqueza específica o la estructura de la comunidad. En primer lugar, e independientemente de que la selección de alguna(s) de las medidas de biodiversidad se base en que se cumplan los criterios básicos para el análisis matemático de los datos, el empleo de un parámetro depende básicamente de la información que queremos evaluar, es decir, de las características biológicas de la comunidad que realmente están siendo medidas (Matteucci & Colma, 1982). Si entendemos a la diversidad alfa como el resultado del proceso evolutivo que se manifiesta en la existencia de diferentes especies dentro de un hábitat particular, entonces un simple conteo del número de especies de un sitio (índices de riqueza específica) sería suficiente para describir la diversidad alfa, sin necesidad de una evaluación del valor de importancia de cada especie dentro de la comunidad. Esta enumeración de

especies parece una base simple pero sólida para apoyar el concepto teórico de diversidad alfa.

Un método novedoso para separar la contribución de la riqueza específica y la estructura de la comunidad en la diversidad alfa es el análisis SHE (Shannon & Wiener 1976). En este análisis se descompone del índice de Shannon, para obtener la contribución del número de especies (S) y la equidad de la comunidad (E), de forma que $H' = \ln S + \ln E$.

2.4.2. Métodos para medir la diversidad florística

Como se ha desglosado en este texto, la diversidad de especies tiene distintas facetas y para cada faceta hay que buscar la aproximación más apropiada. La selección del método a emplearse debe considerar:

- El nivel de la biodiversidad que se quiere analizar: dentro de comunidades (diversidad alfa), entre comunidades (diversidad beta), o para un conjunto de comunidades (diversidad gamma).
- El grupo biológico con que se esté trabajando, la disponibilidad de datos y los trabajos previos con el mismo grupo. Para algunos taxa o bajo ciertas condiciones ambientales no es posible contar con datos cuantitativos o sistematizados. Además, resulta aconsejable utilizar los métodos que han sido aplicados con anterioridad en investigaciones con el mismo grupo taxonómico, o proporcionar los datos necesarios para aplicarlos, a fin de permitir comparaciones.
- Las restricciones matemáticas de algunos índices y los supuestos biológicos en los que se basan. En ciertos casos particulares, por ejemplo si los datos reales no tienen una distribución dada, no será válido aplicar métodos paramétricos.

Para la diversidad alfa es preciso definir aún más el aspecto biológico que se quiera describir: el número de especies (riqueza) o la estructura de la comunidad (dominancia, equidad, o riqueza y equidad en conjunto).

En cuanto a la diversidad con base en la abundancia proporcional de las especies, el índice de Shannon y el de equidad de Pielou (1974) son índices populares para medir la equidad y su relación con la riqueza de especies. Sin

embargo, ambos han sido duramente criticados principalmente porque 1) su interpretación biológica es difícil, y 2) la transformación logarítmica de los datos representa limitaciones matemáticas (Matteucci & Colma, 1982). Por su parte, el índice de Simpson es de uso común para medir el grado de dominancia de unas cuantas especies en la comunidad, y su inverso representa por lo tanto la equidad.

2.4.3. Índice de diversidad de Simpson

Aguirre (2013). Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies dominantes.

$$\sigma = \sum (P_i)^2$$

Donde: σ = Índice de dominancia

P_i = Proporción de los individuos registrados en cada especie (n/N)

n = Número de individuos de la especie

N = Número total de especies

Entonces el índice de diversidad de Simpson es:

$$\lambda = 1 - \delta$$

Donde:

λ = Índice de diversidad de Simpson

δ = Índice de dominancia

Los resultados se interpretan usando la siguiente escala de significancia entre 0 – 1. (Tabla 2).

Tabla 2. Valores de interpretación del Índice de diversidad de Simpson

Valores	Significancia
0 – 0,33	Diversidad baja
0,34 – 0,66	Diversidad media
> 0,67	Diversidad alta

Fuente: Aguirre (2013)

2.4.4. Índice de equidad de Shannon – Wiener

Aguirre (2013). Es el índice más usado, expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies de una comunidad están representadas en la muestra.

Adquiere valores entre cero cuando hay una sola especie y el logaritmo de S cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. Se puede calcular usando el logaritmo natural (más exacto) o con logaritmo base 10 El índice de Shannon y Weaver (1949 se basa en la teoría de la información (mide el contenido de información por símbolo de un mensaje compuesto por “S” clases de símbolos discretos cuyas probabilidades de ocurrencia son p_1, \dots, p_S) y es probablemente el más usado en ecología de comunidades. El índice de Shannon integra dos componentes:

- Riqueza de especies.
- Equitatividad /representatividad (dentro del muestreo).

La ecuación para su cálculo es:

$$H = \sum_{i=1}^S (P_i)(\log_n P_i)$$

Dónde:

H = Índice de la diversidad de la especie

S = Número de especie

Pi = Proporción de la muestra que corresponde a la especie i

Ln = Logaritmo natural

Interpretación citada por Aguirre (2013).

Tabla 3. Valores de interpretación del Índice de equidad de Shannon – Wiener.

Rangos	Significado
0-1,35	Diversidad baja
1,36 -3,5	Diversidad media
Mayor a 3,5	Diversidad alta

Fuente: Aguirre (2013)

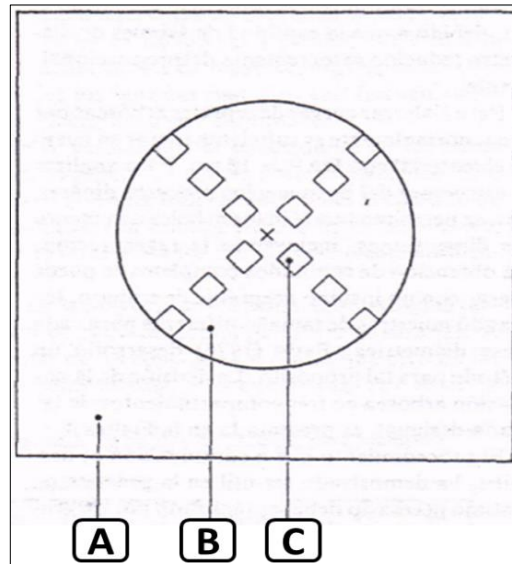
2.5. Metodología del análisis del bosque natural

Los análisis detallados de los bosques naturales, no pueden ser realizados en superficies muy extensas, sino solo como muestreos, debe responder previamente la cuestión del área mínima representativa. La respuesta en cuanto a la composición de las especies arbóreas puede obtenerse con relativa facilidad. Para ello son recopilados datos por separado, en parcelas pequeñas (Por ejemplo: 100, 200, etc., m²). Los muestreos deben ser continuos, hasta que dejen de ser encontradas especies arbóreas nuevas. De la sumatoria de las parcelas individuales, se obtiene el área mínima buscada. Los datos, que ilustra el procedimiento empleado, fueron extraídos de un bosque nublado relativamente pobre en especies, de bosques de los Andes Venezolanos. El total del área a muestrear será de 1.0 hectárea, con 20 parcelas de 500 m² cada una. Se debe inventariar todos los árboles a partir de 10.0 cm de DAP (Lamprecht 1990).

Se considera que se ha obtenido el área mínima, cuando una ampliación de esta en un 10 %, produce un incremento en especies menor del 10 %. Esto se verifica en todos los casos para superficies menores de una hectárea (10,000 m²). Lamprecht (1990), demostró que en determinados casos el

procedimiento de Caín puede conducir a errores. A pesar de ello, la curva de especies por área representa hasta ahora el mejor criterio para la determinación del área florística mínima a muestrear (Figura 2).

Figura 2. Esquema de una unidad de muestreo (método Brun 1976)



Fuente: Lamprecht (1990)

Para elaborar curvas de especies arbóreas por área, normalmente es suficiente tomar en cuenta el material con DAP > 10 cm, sin embargo, para analizar la estructura del bosque y los procesos dinámicos, se necesitan también los árboles con menores dimensiones, incluyendo la regeneración. La obtención de resultados completos se puede lograr con un insumo aceptable de trabajo, tomando muestras de tamaño diferente para cada clase diamétrica. Brun (1976) desarrolló un método para tal propósito.

- A. Una superficie cuadrada de 50 x 50 m (2,500 m²), para muestreo de árboles con más de 10 cm de DAP (Compartimiento A).
- B. Una superficie circular de d=30 m (707 m²), para muestreo de árboles pequeños de 1.30 m de altura y 10.0 cm de DAP (Compartimiento B).
- C. Doce superficies cuadradas de 2.0 x 2.0 m (48 m²), para muestreo de la regeneración entre 0.30 y 1.30 m de altura (Compartimiento C).

El procedimiento que se describe a continuación, demuestra ser útil en la práctica (el trabajo necesario debe ser realizado por un grupo entrenado de 3 personas, bajo condiciones normales):

- Apertura y delimitación de una superficie de 50 x 50 m, empleando cinta métrica y brújula.
- Determinación del centro y delimitación de 12 cuadrados de 2.0 x 2.0 m sobre las diagonales, distanciados entre sí 3.0 m, conteo de la regeneración por especie arbórea (Compartimiento C). Este trabajo debe realizarse primero, porque en el curso de las investigaciones siguientes, con frecuencia es dañada la regeneración.
- Con el dendrómetro de Blumeleiss se traza ópticamente un círculo de 15.0 m de radio a partir del centro. La inclinación del terreno se mide 2 veces en dirección al centro, como factor de corrección (coseno al cuadrado) para la medición óptica de distancias en superficies inclinadas. Se hace el inventario de todos los árboles con más de 1.30 m de altura, hasta 10.0 cm DAP (Compartimiento B).
- Muestreo de la población arbórea con más de 10.0 cm DAP (Compartimiento A) en la superficie de 50 x 50 m, se aconseja una subdivisión en bandas de unos 10.0 m de ancho.

Los métodos llamados "Diagnostic Sampling Surveys", desarrollados por Dallmeir et al. (1996), en Asia Sudoriental y utilizados para analizar bosques explotados (Dipterocarpaceae), son comparables con el sistema de Brun. Para su aplicación se procede de la siguiente forma:

- a. Determinación y apertura de la línea de tasación.
- b. Partiendo de la trocha básica, apertura de trochas paralelas para muestreo, generalmente con distanciamentos de 100 o 200 m.
- c. En las trochas de muestreo, se realizan las siguientes evaluaciones:
 - Milliacre Sampling (2.0 x 2.0 m) la regeneración entre 30.0 y 150.0 cm de altura, aproximadamente 1 año después del aprovechamiento.

- Quarter-Chain-Square-Sampling (5.0 x 5.0 m) todos los árboles con más de 1.50 m de altura y hasta DAP=10.0 cm; 4 a 5 años después del aprovechamiento.

- Half-Chain-Square-Sampling (10.0 x 10.0 m) todo el material con más de 5.0 cm de DAP; 6 a 10 años después del aprovechamiento.

No hay mucha información disponible sobre el tamaño que deben tener las muestras, para que sean representativas de los procesos dinámicos que ocurren en un tipo de bosque determinado, especialmente en lo relacionado con las fases de su desarrollo. Al investigar esta problemática en la selva amazónica del Perú, Marmillod (1982) citado por Lamprecht (1990) obtuvo los siguientes resultados:

- a. Para un límite inferior de medición de 10.0 cm de DAP, el área mínima de muestreo, representativa del total del rodal, no debiera ser menor de 1.0 hectárea.
- b. En investigaciones sobre la dinámica del bosque, se debe fijar como unidad mínima continua de muestra 1.0 hectárea.
- c. Para obtener una imagen completa de la composición florística, de la estructura de todo el bosque, del comportamiento ecológico y biocenótico de las especies arbóreas, así como de los procesos de desarrollo y regeneración, se requiere para muestrear por lo menos de 3.0 a 5.0 hectáreas.

Oldeman (1979), propone superficies de 5.0 a 10.0 hectáreas para el efecto. Ambos autores se refieren a bosques pluviales de las tierras bajas, especialmente ricos en especies y de estructura compleja. En bosques húmedos deciduos y en bosques de montaña, de estructura más simple, debieran ser suficientes superficies menores. Se puede tener la seguridad de que esto es válido para todos los tipos de bosque seco. A causa de la gran cantidad de trabajo requerida, en la práctica habrá que conformarse a menudo con muestras de menor superficie. Sin embargo, por lo menos para los tipos de bosque húmedo, el mínimo no debe ser menor de 1.0 hectárea.

La mejor manera de obtener informaciones amplias y confiables sobre los procesos dinámicos, es sin duda mediante observaciones sistemáticas a largo plazo y mediciones periódicas en parcelas permanentes adecuadas. Es urgente crear, preparar y consolidar reservas para la investigación forestal, sobre todo si se considera que las selvas vírgenes auténticas y adecuadas para tal propósito ya se han vuelto escasas.

2.6. Otras metodologías de selección del área de muestreo

Lamprecht (1990), plantea otras metodologías de selección del área o áreas de muestreo, que puede(n) ser determinada(s) aleatoria, sistemáticamente o bien mediante un expertaje, así:

- a. Aleatoriamente:** como primer paso, se estratifica toda el área del bosque, por ejemplo: con el apoyo de fotografías aéreas. Seguidamente se traza una red con las posibles superficies de muestreo sobre cada piso y luego se determinan las muestras al azar. En la mayoría de los casos, este método teóricamente óptimo resulta ser impracticable, ya que se carece de las informaciones básicas, las distancias de acceso son muy grandes, el acceso a las muestras aleatorias es problemático o bien hay dificultades para localizar las mismas en el campo.
- b. Sistemáticamente:** en direcciones y distancias determinadas con anticipación, se abren trochas paralelas, a lo largo de las cuales son tomadas las muestras, también a distancias predeterminadas. Se trata de un procedimiento con mucho insumo de trabajo, que, sin embargo, permite el muestreo de suficiente información sobre la totalidad de una región boscosa. Considerando entre otras cosas los costos, se recomienda realizar estos muestreos junto con inventarios forestales.
- c. Mediante el expertaje:** después de realizar un reconocimiento ocular satisfactorio, se localizan las áreas de muestreo en superficies que se consideran representativas. Este proceder requiere un esfuerzo relativamente menor, pero implica el peligro de una selección en base a criterios subjetivos. Por ejemplo: las distancias de acceso más cortas pueden inducir a levantar las muestras en las proximidades de carreteras

y caminos, o bien a la orilla de ríos navegables, lugares en los cuales los bosques han sido con frecuencia influenciados por el hombre.

2.7. Muestreo con el método del árbol padre

El método del árbol padre, es un procedimiento de regeneración natural que induce el establecimiento del renuevo mediante el disturbio producto de abrir el dosel maduro de una masa arbolada, generalmente coetánea, o al menos de un solo piso de especies de monte alto “reproducción por semilla” (Buenrostro 2002).

El método árboles padre se incluye dentro del método de reproducción de monte alto; además de los métodos silvícolas matarrasa, cortas sucesivas (también llamadas de protección) y de selección, en el cual se corta totalmente el área con la excepción de algunos árboles que son reservados como productores de semilla para regenerar el rodal en forma natural. Los árboles padres, ya sean aislados o en grupos, tienen la finalidad de proporcionar las semillas necesarias para repoblar el área cortada, debiendo tener las mejores características y una vez establecida la nueva población, estos árboles pueden ser eliminados en una segunda corta (corta de liberación), o dejarlos en pie indefinidamente en el área intervenida (Clark y Clark 1987).

En la forma más simple de este método, los árboles semilleros se dejan distribuidos de manera uniforme a través del área tratada; siendo otras opciones las de dejar a los árboles en grupos, líneas o fajas. La concentración de los árboles semilleros se efectúa con el propósito de protegerlos más fácilmente durante la corta y cosecha del resto de los árboles, además de propiciar la polinización cruzada, aunque la dispersión será menos eficiente y uniforme (Quiroz y Quesada 2005).

A través del método árboles padres puede asegurarse la distribución uniforme de las semillas en una cierta área, garantizando una población adecuada en los nuevos mayores que las que permite la corta a matarrasa con regeneración natural; siendo adecuado para la regeneración de especies intolerantes (Cuesta et al. 2009).

Los rodales que se producen con este método son generalmente de forma regular y de tamaño grande como sea deseable desde el punto de vista del manejo. También se producen rodales coetáneos, con la excepción del reducido número de árboles semilleros que permanecen en pie durante el resto de la nueva rotación (Cuesta et al. 2009).

Los árboles que se dejarán como fuente de semilla deben escogerse muy cuidadosamente, ya que éstos significan la única y limitada posibilidad de obtener una buena regeneración (Cuesta et al. 2009).

Para seleccionar los árboles padre deben tomarse las siguientes características: edad suficiente para producir abundante semilla, deberán formar parte del estrato dominante, copa vigorosa (no plana) bien desarrollada la cual ocupará alrededor de una cuarta parte de la altura total y su relación con el fuste no mayor de un tercio, copas de follaje abierto y un sistema radical resistente, para con ello evitar que el viento los derribe. En caso de mezcla, se debe buscar que existan individuos de la misma especie con el objeto de propiciar la polinización cruzada (Vílchez et al. 2008).

Además Cuesta et al. (2009), señalan que para la elección de árboles padre estos debe tener un solo fuste, fuerte y recto, y que no presenten daños físicos como resinado, lacrado y rayado. Asimismo, no deben ser demasiado altos pues la velocidad del viento aumenta rápidamente conforme aumenta la altura sobre el nivel del suelo, y el peligro de que sean derribados aumenta.

El número ideal de árboles semilleros a dejar varía de 16 a 20 árboles/hectárea. Si son dejados más de 20, éstos protegerán una parte considerable del área. Al respecto, Rodríguez et al. (2002), menciona que al aplicar el método árboles padre, se dejan unos 25 árboles por hectárea, los cuales deben ser vigorosos, de buena conformación, sanos y bien distribuidos para que su semilla cubra el terreno y de esa forma se tenga una buena regeneración, asimismo, que los árboles que rodean el área intervenida también son fuente de semilla.

Se hacen dos cortas dentro del método del árbol padre, la primera consiste en cortar la mayor parte de los árboles, dejando de 20 a 30 árboles por

hectárea como semilleros y la segunda es la corta final de la masa anterior dejada, es decir, la corta de liberación. El número de árboles padres a dejar varía dependiendo de las características del área; por lo que para decidir sobre el número de árboles a dejar deben tomarse en cuenta los siguientes factores (Sabogal 1980).

- Altura media de los árboles padre.
- Cantidad de semilla viable producida por árbol.
- Probabilidad de supervivencia de los árboles semilleros.
- El número de semillas necesarias para establecer la regeneración.
- La distancia a la cual la semilla puede ser dispersada para asegurar que se cubra toda el área.
- Condiciones naturales del área, así como las climatológicas.

2.7.1. Metodología de muestreo con el método del árbol padre

Castillo (1993), citado por Vásquez (2009), la evaluación de la regeneración natural a través del método del árbol padre, consistía en dividir la regeneración natural en cuatro categorías: brinzal, latizal, fustal y árbol maduro; sin embargo, esta metodología, no se adapta para casos de bosque seco por no encontrar la categoría de árbol maduro en estas condiciones, por lo que fue necesario modificarlo, para lo cual se dividió en tres categorías: brinzal, individuos con dimensiones ≥ 2.5 cm de DAP a <10.0 cm DAP, e individuos ≥ 10.0 cm de DAP a más (Figura 3).

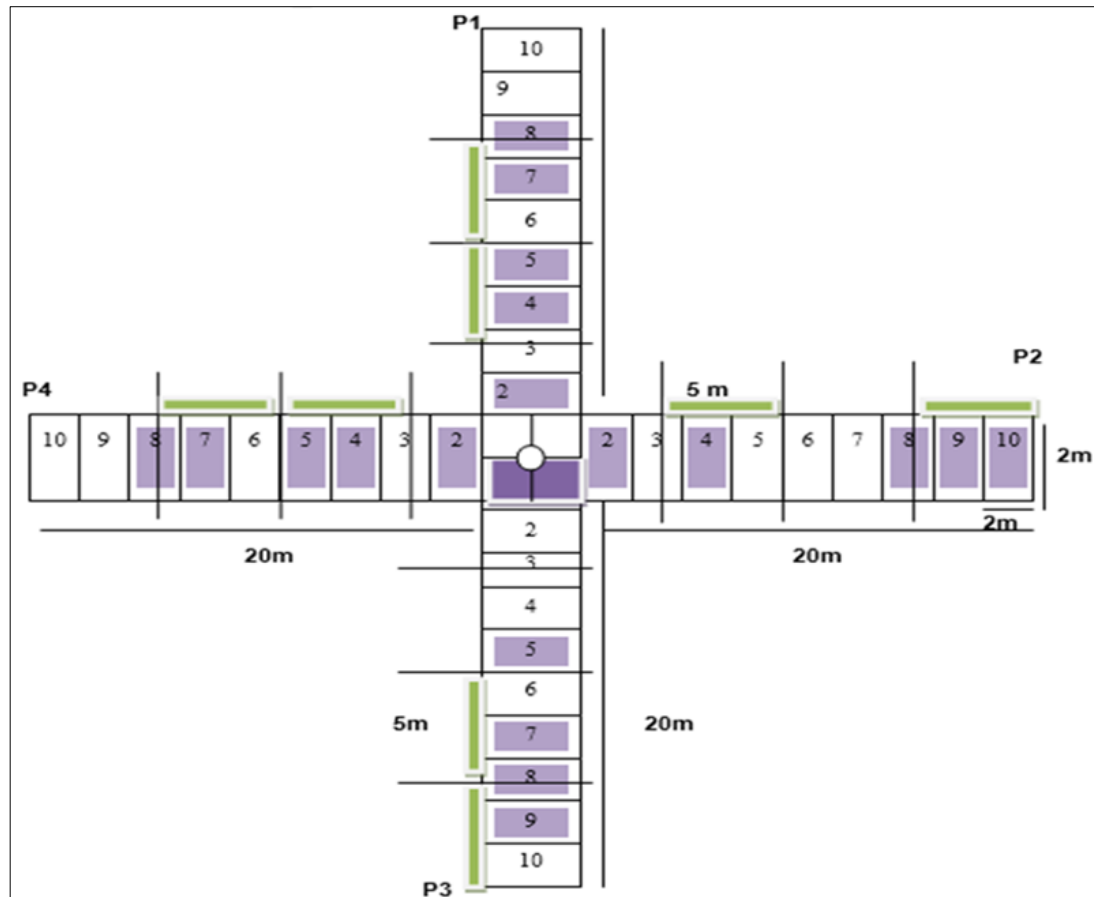
Para la evaluación, se siguió el siguiente procedimiento:

- Se establecieron cuatro parcelas de 2.0×20.0 m, siguiendo los puntos cardinales, luego se delimitaron subparcelas de 2.0×2.0 m, para facilitar el conteo de los individuos.
- Todos los individuos menores de 2.5 cm de diámetro a la altura de pecho (DAP) se evaluaron en subparcelas de 2.0×2.0 m, haciendo un total de 5 subparcelas por transecto, las mismas que fueron elegidas al azar. En total se evaluaron 20 subparcelas por árbol padre.
- Los individuos con diámetros ≥ 2.5 cm hasta <10.0 cm de DAP, se evaluaron en parcelas de 2.0×5.0 m, que fueron elegidas al azar. En total

se evaluaron dos parcelas por transecto, haciendo un total de 8 subparcelas.

- En las parcelas de 2.0 x 20.0 m se evaluaron todos los individuos mayores de 10.0 cm de DAP.
- Se evaluaron 4 árboles padre en cada sector.

Figura 3. Método del árbol padre



Fuente: Castillo (1993), citado por Vásquez (2009)

2.7.2. Análisis de datos para el método del árbol padre

Para este análisis de datos se siguió las fórmulas y la metodología usada por (Moreno 2001).

Variables vinculadas a la diversidad: Se usan los índices como los de Simpson y el índice de diversidad de Shannon & Wiener.

CAPÍTULO III:

APLICACIÓN DE MUESTREO DE LA DIVERSIDAD FLORÍSTICA

Las investigaciones aplicadas al estudio de las metodologías de muestreo de la diversidad florística son importantes para conocer la diversidad florística, a continuación se presentan metodologías y resultados de la aplicación en investigaciones realizadas, ordenadas a nivel local-regional, nacional y en otros países de América.

3.1. Composición y diversidad de la flora arbórea

Pérez (2011), investigó sobre la composición y diversidad de la flora arbórea en dos áreas de bosque en Huamantanga, distrito Jaén; las parcelas estuvieron ubicadas a altitudes de 2168 y 2543 m.s.n.m. respetivamente.

En la investigación delimitó dos parcelas de una hectárea cada una, en bosque primario, divididos en subparcelas de 20.0 x 20.0 m, haciendo un total de 25 subparcelas; donde se evaluó individuos mayores de 10.0 cm de DAP; hizo la colección, preservación, secado e identificación de muestras botánicas; muestreo de suelos; organización de los datos en una base de datos en el programa excel (Microsoft 2007); asimismo, utilizó el programa de biodiversidad Past para los cálculos del índice de Alpha Fisher y Shannon-Wiener), entre otros análisis. Determinando que la cantidad de individuos por hectárea para el primer tipo de bosque ubicado a 2168 m.s.n.m. fue 793 árboles, 32 familias, 47 géneros, (46 especies y 40 morfo-especies) y en el segundo tipo de bosque ubicado a 2543 m.s.n.m., fue de 591 árboles pertenecientes a 27 familias, 43 géneros (52 especies y 52 morfo-especies).

Los géneros *Nectandra*, *Ocotea* y *Persea* (Lauraceae), *Miconia* (Melastomataceae), *Stirax* (Styracaceae), *Prunus* (Rosaceae) sugieren un bosque montano complejo, de poca fragmentación. Asimismo reporta como especie endémica a *Symplocos sandemanii* (Simplocaceae) y a *Talauma* sp. (Magnoliaceae) como una especie nueva para la ciencia. El valor del índice de Shannon-Wiener estuvo entre (2.907 – 3.684), lo que indica que las áreas evaluadas por el autor presenta una diversidad relativamente alta, según interpretación propuesta por Aguirre (2013), alfa de Fisher (24.92 – 38.73); el

coeficiente de similitud de Sorensen 35 % para los dos tipos de bosques evaluados.

Determinó además que las 10 especies más predominantes en la primera parcela fueron: *Cyathea delgadii* (58.74), *Miconia punctata* (33.33), *Helicostylis towarensis* (21.23), *Guatteria dielsiana* (13.06), *Myrcia* sp.2 (12), *Cecropia* sp.1 (8.64), *Vismia rusbyi* (8.63), *Hedyosmum angustifolium* (8.55), *Prunus integrifolia* (8.04) y *Alchornea brevistyla* (7.98). Determinando el IVI para estas especies juntas 60.06 % de un total de 300. Mientras que en segunda parcela las 10 especies más dominantes fueron: *Cyathea delgadii* (49.84), *Miconia* sp.1 (22.15), *Hyeronima duquei* (17.77), *Elaeagia utilis* (11.19), *Ocotea benthamiana* (10.07), *Miconia clivana* (9.67), *Cinchona parabolica* (8.15), *Cinchona* sp.1 (6.33), *Persea ruizii* (6.33) y *Miconia theaezans* (6.30). Determinando el IVI para estas especies juntas 49.27 % de un total de 300.

Las familias más representativas en la primera parcela fueron: Pteridophyta (58.95), Lauraceae (47.59), Melastomataceae (35.60), Moraceae (22.10), Euphorbiaceae (17.96), Clusiaceae (11.56), Myrtaceae (11.15), Aquifoliaceae (11.05), Annonaceae (10.87), Cecropiaceae (8.37). El valor del IVI en más de la mitad estuvo conformado por Pteridophyta, Lauraceae y Melastomataceae (47.38 %). Las familias más importantes en la segunda parcela fueron: Melastomataceae (50.39), Lauraceae (48.94), Pteridophyta (48.42), Rubiaceae (41.10), Euphorbiaceae (17.65), Clusiaceae (10.54), Myrsinaceae (9.69), Theaceae (7.40), Rosaceae (6.20) y Sabiaceae (6.18); Las familias Melastomataceae, Lauraceae y Pteridophyta representan un valor del IVI de 49.25 %. Pérez (2011), determinó además que los suelos son fuertemente ácidos y textura franco-arenosa y franca; analizando este valor, indica que no son aptos para la agricultura. Según la UNC (2005), los suelos y las aguas resultan fundamentales, para las vivencias y trabajo diario de los campesinos del entorno.

3.2. Evaluación del estado actual de la población del bofillo

Vázquez (2011), realizó la evaluación del estado actual de la población del bofillo (*Esenbeckia cornuta* Eng.) en cuatro sectores del bosque

estacionalmente seco de Jaén, Shanango, Uña de Gato, Yanayacu Alto y Shumba, en los distritos de Jaén y Bellavista. Para determinar el número de individuos utilizó el método del árbol padre, el estudio de la fitosociología se evaluaron todas las especies acompañantes, en las subparcelas de 2.0 x 5.0 m, elegidas al azar, para la evaluación de la distribución natural realizó recorridos por los sectores elegidos, se georeferenciaron para elaborar el mapa de distribución de la especie.

En los sectores Shanango, Yanayacu Alto y Uña de Gato, existen mayor regeneración en la categoría brinzal que en el sector Shumba, el sector con mayor riqueza de especies fue Uña de Gato (27), luego Yanayacu Alto (25), Shanango (22) y Shumba (11). La *Esenbeckia cornuta* Eng., se encuentra en peligro crítico de extinción, por su distribución restringida en la zona de Jaén, abarcando un área menor a 5.0 km².

3.3. Estudio de la diversidad de la familia Orchidaceae

Vásquez (2009), realizó un estudio sobre la diversidad de la familia Orchidaceae en el Bosque de Huamantanga, iniciando con la instalación de 20 unidades muestrales al azar de 50 x 10 m (500 m²), cada 100 m de altitud desde los 1900 m.s.n.m. (Nueva Jerusalén) hasta los 3100 msnm cordillera Huamantanga (La Rinconada Lajeña) (Matteuci & Colma 1982), el tamaño de la muestra se estableció sobre la base del área mínima de muestreo de 0,1 ha, para bosques montanos, los cuales presentan caracteres geológico, topográfico, climático y florístico similares (Calatayud 2003). También se colectaron orquídeas fuera de los cuadrantes. La identificación lo realizó usando guías rápidas de la familia Orchidaceae de Ecuador y Perú. Se hicieron toma de fotografías en campo y de las colectas. Las orquídeas se determinación mediante bibliografía especializada, claves de identificación, patrones de descripción de especie, etc. Se hicieron análisis de datos para el estudio de diversidad: índices de Shannon – Wiener (Franco *et al.* 1995) e índice de Simpson. Usaron el Software FRANJA 1993 y PAST versión 1.84.

Vásquez (2009), registró 150 especies de orquídeas, distribuidos en 51 géneros, 7 dejan de ser endémicas para el Ecuador que comparten 50 especies agrupados en 29 géneros. Las colecciones muestran un grado

considerable de diversidad ($H' = 3,682$), considerado alto para los Índices de Shannon –Wiener. Los géneros con mayor diversidad fueron: *Epidendrum* (20 especies), *Pleurothallis* (19 especies), *Maxillaria* (17 especies), *Stelis* (17 especies), en conjunto representan el 48.7 % de la diversidad florística. Identificaron especies epífita (67 %), terrestre (32 %) y litófito (1 %).

Según este estudio las especies *Dipteranthus estrade* Dodson, *Dracula hirsuta* Luer & Andreetta, *Epidendrum medusae* (Rchb.f.) Pfitzer, *Maxillaria ambreei* Dodson, *Pleurothallis adonis* Luer, *Pleurothallis ptychofora* Luer & Hirtz, *Stelis piperina* Lindl. vell sp. aff., que se encontraron en este estudio, dejan de ser endémicas para el Ecuador donde reportaron por primera vez al sur de este país. Se identificaron 9 especies reportadas como endémicas en el Perú. *Lockhartia bennettii* Dodson, *Maxillaria gigantea* (Lindl.) Dodson, *Maxillaria xanthorhoda* Schltr., *Odonotoglossum digitatum* C. Schweinf., *Oncidium tipuloides* Rchb.f., *Otoglossum weberbaueranum* (Kraensl.) Garay & Duntz, *Prosthechea hajekii* D.E. Benn. & Christeson, *Stanhopea nigripes* Rolfe, todas ellas en peligro de extinción (León et al. 2006).

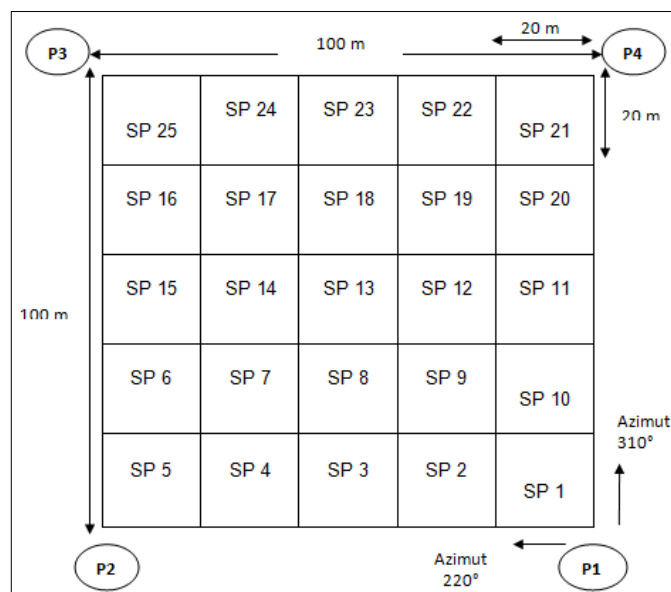
3.4. Diversidad, composición, estructura y distribución espacial

Dilas (2009), hizo un estudio sobre la diversidad, composición, estructura y distribución espacial arbórea de un área de bosques de neblina, en el distrito de Jaén; en el caserío San Luis del Nuevo Retiro, entre las coordenadas UTM 0728564 este y 9372902 norte; a una altitud promedio de 2170 m.s.n.m., en relictos de bosque de neblina.

Dilas (2009), delimitó parcelas de 1.0 hectárea, en bosque primario, divididos en subparcelas de 20 x 20 m, con un total de 25 subparcelas (Figura 4), evaluando individuos mayores de 10 cm de DAP. Reporta la presencia de 792 individuos mayores a 10 cm de DAP en una hectárea; distribuidos en 81 especies, 48 géneros y 32 familias. Las familias más abundantes fueron: Pteridophyta (33,33 %), Melastomataceae (18,31 %), Lauraceae (7,58 %), Moraceae (7,20 %) y Myrtaceae (5,30 %). Los géneros más abundantes fueron: *Cyathea* (30,93 %) (Pteridophyta), *Miconia* (17,68 %) (Melastomataceae), *Helicostylis* (6,69 %) (Moraceae), *Myrcia* (5,30 %) (Myrtaceae), *Ocotea* (4,04 %) (Lauraceae). Reporta a *Talauma* sp., como una

especie posiblemente nueva para la ciencia. El área basal total fue de 29,62 m², la altura total promedio fue de 10,53 m. Considerando la densidad, frecuencia y dominancia, el IVI para las cinco primeras especies fueron: *Cyathea* sp.1 (58,76), *Miconia punctata* (33,90), *Helicostylis towarensis* (21,96), *Guatteria dielsiana* (13,29) y *Myrcia* sp.1 (13,27). Dilas (2009), calculó los índices referenciales, para la diversidad alfa para este tipo de bosque fueron: Riqueza específica (S) (81 especies); Índice de diversidad de Margalef (11,99); Índice de diversidad alfa (α) de Williams (22,59); Índice de dominancia de Simpson (0,86); Índice de dominancia de Berger – Parker (0,31) y el Índice de equidad de Shannon – Wiener (2,86). Reportó la especie *Podocarpus oleifolius*, como la única Podocarpaceae en la parcela de estudio a 2350 msnm, comparativamente con los reportes del PEJSB (1994).

Figura 4. Distribución de subparcelas dentro del Plot 1 SLNR



Fuente: Dilas (2009)

3.5. Composición florística del bosque de neblina

UNC (2005), delimitaron parcelas para la evaluación de la vegetación, mediante transectos; diseñaron transectos con dimensiones de 2.0 x 50.0 m, formando áreas de 100 m², se diseñaron en sentido de la pendiente, para la evaluación y colección botánica consideraron todas las especies mayores de 2,5 cm de diámetro. Se evaluaron 10 transectos, 2 ubicados en la jurisdicción del caserío San Luís del Nuevo Retiro, 2 en los bosques cercanos al caserío

de La Rinconada Lajeña, 3 en el caserío San José de la Alianza y 3 en el centro poblado La Virginia, haciendo un total de 1000 m².

Las familias botánicas más representativas en el área de estudios fueron Lauraceae, Rubiaceae, Orchidaceae, diferentes especies de la división Pteridophyta, especies de la familia Podocarpaceae, entre otras. Las principales especies maderables reportadas fueron: romerillo macho (*Retrophyllum rospigliosii*), romerillo rojo (*Prumnopitys harmsiana*), saucesillo (*Podocarpus oleifolius*), pacahs (*Nectranda arnotiana*), higuerón (*Ficus casipiensis*), lechero (*Sapium cf. glandulosum*), lanche (*Calyptrotrichum sp.*), cedro (*Cedrela odorata*), roble (*Ocotea sp.*), cascarilla (*Cinchona officinalis*), barejón o laurel (*Cordia alliodora*), roble amarillo (*Terminalia tarapotensis*).

3.6. Análisis Silvicultural de regeneración natural en Podocarpaceae

Manta & Vaca (1999), realizaron el estudio en 2.0 hectáreas de bosque primario y en 1.0 hectárea de bosque intervenido en el distrito de Chirinos, provincia de San Ignacio, departamento de Cajamarca en el Nororiente del Perú, donde se encuentran los bosques más importantes de la familia Podocarpaceae. El objetivo fue conocer los impactos que genera la tala selectiva en la regeneración natural de las especies de Podocarpaceae de estos bosques y de otras especies comerciales, a través del análisis silvicultural, que permita brindar aportes que orienten las decisiones respecto a la utilización de los bosques de neblina. Se diseñaron parcelas de 20.0 x 20.0 m (400 m²), donde se ubicaron parcelas de menor tamaño en función a la categoría de regeneración; consideraron la evaluación de individuos a partir de 0.10 m de altura, hasta 39.9 cm de DAP, denominada regeneración natural y árboles maduros con DAP \geq 40 cm. La caracterización de cada tipo de bosque, consideraron: listado de la vegetación por especies y por grupos comerciales, organización horizontal, organización vertical, distribución diamétrica, iluminación y forma de copa, calidad de fuste.

Se encontraron individuos en la categoría fustal de *Nageia rospigliosii* y *Prumnopitys harmsiana*, en el bosque primario, siendo limitadas para las categorías de brinzales y latizales en ambos tipos de bosque. Los efectos negativos de la tala selectiva se ven reflejados en la disminución del área

basal. Así el bosque primario presenta 29.82 m²/ha, donde *Nageia rospigliosii* y *Prumnopitys harmsiana* contienen 12.09 m²/ha, mientras en el bosque intervenido las mismas presentan 3.55 m²/ha en el área total del bosque (23.31 m²/ha).

En el bosque primario el valor ecológico calculado a través del IVIs (Índice de valor de importancia simplificado) está dado por el grupo de especies comerciales (deseable), siendo relevante la presencia de *Nageia rospigliosii*; mientras que en el bosque intervenido el valor ecológico está representado por otras especies, el grupo deseable ocupa el segundo lugar en importancia donde destaca *Prumnopitys harmsiana*. Es notoria la escasez de *Nageia rospigliosii* y *Prumnopitys harmsiana* y la abundancia de *Cestrum* sp. (Solanaceae), evidenciando los efectos de la extracción selectiva.

3.7. Estado actual de la diversidad florística del páramo

Marcelo et al. (2006), realizaron un estudio de la diversidad florística del páramo. El área de estudio se encuentra geográficamente al Norte de la depresión Huancabamba, y al Este del río del mismo nombre, en los páramos del sector El Espino y Palambe, Jaén, Cajamarca - Perú entre las coordenadas 05° 35'–05° 41' L.S. y 79° 15'–79° 16' L.O. a altitudes entre 3000-3560 m.s.n.m. El área de estudio presenta dos zonas de vida: bosque húmedo – Montano Bajo Tropical (bh-MBT) y bosque muy húmedo - Montano Tropical (bmh-MT). El primero entre los 2800 y 3200 m.s.n.m. y la segunda entre los 3200 y los 3500 m.s.n.m.

La evaluación se hizo a través de sondeos botánicos rápidos, por su velocidad y eficiencia en escalas amplias de diversos paisajes; sin embargo, se sacrifica información detallada en la estructura de la vegetación, pero no la de composición florística de especies, pues se elimina la interferencia inherente, al ignorar especies vistas en el ecosistema no presentes en una parcela.

Se realizaron cinco evaluaciones en diferentes épocas y años: Julio y Septiembre de 2002, Febrero y Octubre de 2003 y Julio de 2004, con la finalidad de coleccionar un mayor número de muestras botánicas fértiles. Las colectas se hicieron en caminos o trochas ya establecidas, tratando de

abarcar todos los hábitats de la zona de estudio. De cada especie se colectó tres o cinco ejemplares duplicados. Las colecciones botánicas fueron realizadas siguiendo los criterios descritos por Rodríguez & Rojas (2002). La determinación se realizó en el Herbario CPUN (Universidad Nacional de Cajamarca), utilizando claves taxonómicas, comparando con especímenes existentes y revisando el material bibliográfico. Todo el material botánico fue depositado en los herbarios CPUN y MOL (Universidad Nacional Agraria La Molina).

Se reportan un total de 252 especies en 133 géneros pertenecientes a 58 familias. El 11.5% (29 especies) corresponde a Pteridophyta, el 18.7% (47 especies) a monocotiledóneas y el 69.8% (176 especies) a dicotiledóneas. Los géneros más diversos son: *Senecio* (8 especies), *Miconia* y *Valeriana* (7 especies cada uno), *Calceolaria* (6 especies), *Arcytophyllum*, *Baccharis*, y *Huperzia* (5 especies cada uno), *Carex*, *Bomarea*, *Brachyotum*, *Lycopodium*, *Pleurothallis*, *Weinmannia* y *Monnina* (4 especies cada uno).

3.8. Determinación de patrones de diversidad y composición florística

Marcelo & Reynel (2014), realizaron un estudio para determinar los patrones de diversidad y composición florística de parcelas de evaluación permanente en la selva central de Perú. El muestreo se realizó en un bosque de una hectárea, ubicada en la región Junín, provincia de Satipo, a alturas entre 990 y 1050 m.s.n.m.

De acuerdo a la metodología, para la elección del área de estudio se estratificó el bosque, luego hicieron recorridos por las diferentes formaciones y seleccionaron un área de colina que posee pendientes que van desde 20°–50°. El área elegida tuvo mejor estado de conservación y relativamente alejada de caminos o trochas. Para el establecimiento, delimitación, plaqueado y registro de los árboles, se siguió la metodología propuesta por Phillips & Baker (2006).

La localización, delimitación, plaqueado y registro de los árboles se realizó entre Febrero 2007 hasta enero 2008. Las colecciones botánicas se realizaron desde abril de 2007 hasta enero del 2009. En la primera etapa, se realizaron

colecciones de árboles menores de 10 m de alto, con la ayuda de subidores “pata de loro”, cinturón de seguridad y tijera telescópica. Las especies más abundantes ya no se colectaron. Esta tarea se realizó solo en taxones que conducen a errores de identificación como *Miconia*, *Inga*, *Virola* o Lauraceae. Además, de todos aquellos que no pudieron ser identificados en campo. Para la herborización siguieron la metodología propuesta por Bridson & Forman, (1999). Las muestras botánicas fueron depositadas en el Herbario MOL. La taxonomía de familias y géneros está basada en el APG II (2003).

Como resultados registraron 775 árboles ≥ 10 cm de DAP, representados en 102 especies, 67 géneros y 37 familias. Desde el punto de vista de la diversidad la zona de estudio posee una riqueza de especies moderada, en contraste a otras muestras estudiadas en selva central de Perú. El presente trabajo también incluye un análisis de siete parcelas de una hectárea ubicadas a lo largo de la gradiente altitudinal en selva central, establecidas en investigaciones previas. De las parcelas instaladas entre 900 y 1500 m.s.n.m. en el piso premontano, el ensamblaje de especies muestra afinidades florísticas entre ellas y con los bosques de Amazonía baja. No obstante, por encima de los 2000 msnm, la mayor presencia de familias y géneros altoandinos revela marcadas diferencias con el bosque premontano. Las familias Lauraceae, Moraceae, Rubiaceae, Melastomataceae, Urticaceae y Leguminosae, así como, los géneros *Ocotea*, *Ficus*, *Nectandra*, *Inga* y *Miconia* son los más ricos en especies en los bosques de selva central del Perú.

3.9. Diversidad florística, comunidades vegetales y propuestas de conservación del monte ribereño en el río Chili

Montesinos et al. (2019), realizaron un estudio de la diversidad florística del monte ribereño del río Chili a lo largo del cauce que atraviesa la ciudad de Arequipa (provincia y departamento de Arequipa) en los distritos de Alto Selva Alegre, Cayma, Yanahuara, Cercado, Sachaca, Tiabaya y Uchumayo. Se seleccionaron 45 áreas de muestreo donde se identificaron 245 especies de flora (Magnoliophyta y Pteridophyta) divididas en 177 géneros y 66 familias. Se evaluó la vegetación (asociaciones, composición y abundancia, especies amenazadas y endémicas) de los flancos del río Chili (Campiña Arequipeña)

así como variables ambientales (en especial las relacionadas con alteraciones antrópicas), para determinar el estado de la flora del lugar y su relación con dichas variables. De esta forma se busca resaltar la importancia del monte ribereño del río Chili, para la conservación de la diversidad y para la ciudad de Arequipa, así como el estado actual de la flora y la contaminación.

El trabajo de campo fue realizado durante los meses de enero 2016 y agosto 2017 en la cuenca del Río Chili, entre 1930- 2530 m de elevación. Las evaluaciones se realizaron en época seca (abril-diciembre) y húmeda (enero-marzo). El tamaño de los levantamientos varió de acuerdo al tamaño del monte ribereño, en algunos sectores fue de 300 m² y en otros sectores fue de 20,000 m². En total se realizaron 45 cuadrantes fitosociológicos.

La determinación de la diversidad florística se basó en la evaluación total de las zonas muestreadas. La determinación taxonómica de los taxones se realizó en campo en base a los conocimientos y estudios realizados por el primer autor y de diversas fuentes bibliográficas (Sagástegui & Leiva, 1999; Brako & Zarucchi, 1993; Montesinos-Tubée et al., 2015; Montesinos-Tubée & Zegarra-Flores, en prensa). La determinación del estatus de las especies se realizó en base a los datos del Missouri Botanical Gardens (Tropicos 2017), IPNI (2014) y Plant List (2010). Para la determinación de las especies endémicas, se utilizó el Libro Rojo de Especies Amenazadas del Perú producido por León et al. (2006). No se realizaron colectas de especies en campo. Algunas especies no fueron identificadas a nivel intraespecífico mientras que las especies no identificadas a nivel de especie fueron denominadas con "sp.".

Se registraron un total de 245 especies, divididas en 177 géneros y 66 familias. Del total, 135 especies son nativas (56 %), 15 son endémicas de Perú (6,2 %) y 82 especies introducidas (34 %). Entre las familias botánicas con mayor riqueza de especies se muestran a Asteraceae (Compuestas) posee 24 géneros con 33 especies, seguido de Poaceae (Gramíneas) con 23 géneros y 28 especies, Solanaceae (7 géneros y 16 especies), Brassicaceae (Crucíferas) con 10 géneros y 13 especies, Amaranthaceae y Fabaceae (Leguminosas) con 5 géneros y 11 especies cada una. En cuanto a los

géneros con mayor diversidad se mencionan los siguientes: *Solanum* (solanácea) con 8 especies, *Chenopodium* (Amaranthaceae) y *Cyperus* (Cyperaceae) con 5 especies cada una, *Oenothera* (Onagraceae) con 4 especies, *Baccharis* (Asteraceae), *Eragrostis* (Poaceae), *Lepidium* (Brassicaceae), *Polygonum*, *Rumex* (Polygonaceae) y *Tarasa* (Malvaceae) con 3 especies cada una.

3.10. Monitoreo de la regeneración natural de la microcuenca Jipiro

Lima et al. (2012), realizaron el monitoreo de la regeneración natural en la microcuenca Jipiro, Loja (Ecuador), jurisdicción de tres minicuecas (Sangre, El Volcán y El Salado), principales abastecedoras de agua para la ciudad de Loja, aporta con el 20 % de la demanda total. El estudio identifica las principales especies que se regeneran en la microcuenca Jipiro luego de procesos antrópicos, que alteran el normal funcionamiento, estructura y composición de estos ecosistemas y, que luego de un periodo de recuperación de la vegetación, ciertas especies forman ecosistemas con características y funciones ecológicas casi similares al original. Se estudiaron tres categorías de regeneración natural en diferentes estados de sucesión, así: categoría I (2-3 años), categoría II (5-6 años) y categoría III (8-10 años); se realizó el levantamiento florístico de todos los individuos, se instalaron 45 parcelas de muestreo de 10 x 10 m. Se calculó los parámetros ecológicos de cada categoría para definir las especies más importantes desde el punto de vista ecológico, que sumado a características fenológicas y habito de crecimiento arbóreo; se definió las diez especies forestales con potencial para recuperación hidrológica de la microcuenca Jipiro. El potencial de cada especie se determinó de acuerdo a los siguientes parámetros: forma de copa, estado sucesional, producción de hojarasca, soporte a condiciones climáticas extremas, profundidad y forma de raíz, exigencia de suelos y distribución natural. Las especies forestales que resultaron con mayor potencial para recuperación hidrológica de la microcuenca Jipiro son: *Morella pubescens*, *Weinmannia glabra*, *Croton rimbachii*, *Clethra revoluta*, *Clusia elliptica*, *Alnus acuminata*, *Juglans neotropica*, *Hedyosmum racemosum*, *Rhamnus granulosa*, *Tibouchina lepidota*.

Los resultados de los parámetros ecológicos de la regeneración natural en cada una de las categorías estudiadas se detallan a continuación:

En la categoría I, las especies con mayor densidad relativa son: *Pteridium arachnoideum* (29,69 %), *Calamagrostis macrophylla* (6,32 %), *Zeugites mexicana* (5,48 %). Las especies con mayor dominancia relativa son: *Pteridium arachnoideum* (27,23 %), *Ageratina dendroides* (6,53 %), *Baccharis genistelloides* (5 %). Las especies ecológicamente más importantes (IVI) son: *Pteridium arachnoideum* (20,30 %), *Ageratina dendroides* (4,19 %), *Baccharis genistelloides* (3,96 %).

En la categoría II, las especies con mayor densidad relativa son: *Pteridium arachnoideum* (21,6 %), *Panicum stigmatosum* (9,8 %), y *Clinopodium taxifolium* (4,7 %). Las especies con mayor dominancia relativa son: *Pteridium arachnoideum* (14,6 %), *Tibouchina lepidota* (7,7 %), *Tibouchina laxa* (4,9 %). Las especies ecológicamente más importantes (IVI) son: *Pteridium arachnoideum* (13,03 %), *Panicum stigmatosum* (3,5 %), *Tibouchina lepidota* (3,3 %).

En la categoría III, las especies con mayor densidad relativa: *Zeugites mexicana* (10,1 %), *Panicum stigmatosum* (10,03 %), *Pteridium arachnoideum* (6,23 %). Las especies con mayor dominancia relativa son: *Croton rimbachii* (6,99 %), *Chusquea scandens* (3,18 %), *Cyathea caracasana* (3,13 %). Las especies ecológicamente más importantes por su IVI son: *Zeugites mexicana* (3,8 %), *Pteridium arachnoideum* y *Panicum stigmatosum* (3,5 %).

En las zonas alteradas (más de 10 años) las especies (5 cm DAP) con densidad relativa son: *Tibouchina lepidota* (36,39 %), *Miconia cf. cladonia* (16,58 %), *Piptocoma discolor* (9,90 %). Las especies dominantes son: *Tibouchina lepidota* (32,22 %), *Miconia cf. cladonia* (19,23 %), *Piptocoma discolor* (10,15 %). Y las especies ecológicamente más importantes son: *Tibouchina lepidota* (35,00 %), *Miconia cf. cladonia* (17,47 %) y *Piptocoma discolor* (9,98 %).

En zonas no alteradas (bosque nativo) las especies con mayor densidad relativa son: *Weinmannia glabra* (10,06 %), *Miconia caelata* (7,69 %) y

Graffenrieda harlingii (6,80 %). Las especies con mayor dominancia relativa son: *Weinmannia glabra* (8,27 %), *Morella pubescens* (6,49 %) y *Miconia caelata* (5,24 %). Las especies ecológicamente más importantes resultaron ser: *Weinmannia glabra* (9,27 %), *Miconia caelata* (6,75 %) y *Graffenrieda harlingii* (5,80 %).

CONCLUSIONES Y APORTES

Se ha recopilado trabajos de investigación que sirvan como ejemplos de muestreo de la diversidad florística, los cuales se han ordenado, teniendo en cuenta la investigación local, regional, nacional y a nivel de otros países de América. Así se tiene que Pérez (2011), investigó sobre la composición y diversidad de la flora arbórea en dos áreas de bosque en Huamantanga, distrito Jaén. Vázquez (2011), realizó la evaluación del estado actual de la población del bofillo (*Esenbeckia cornuta* Eng.) en cuatro sectores del bosque estacionalmente seco de Jaén. Vázquez (2009), realizó un estudio sobre la diversidad de la familia Orchidaceae en el Bosque de Huamantanga. Dilas (2009), hizo un estudio sobre la diversidad, composición, estructura y distribución espacial arbórea de un área de bosques de neblina, en el distrito de Jaén. UNC (2005), realizó un estudio de la composición florística del bosque de neblina, en el bosque de Huamantanga- Provincia de Jaén. Manta & Vaca (1999), realizaron el estudio de Análisis Silvicultural de regeneración natural en Podocarpacea en el distrito de Chirinos, San Ignacio. Marcelo et al. (2006), realizaron un estudio de la diversidad florística del páramo en el sector El Espino y Palambe, Jaén, Cajamarca. Marcelo & Reynel (2014), realizaron un estudio para determinar los patrones de diversidad y composición florística en la selva central de Perú- provincia de Satipo. Lima et al. (2012), realizaron el monitoreo de la regeneración natural en la microcuenca Jipíro, Loja (Ecuador).

Una de las metodologías de muestreo de la diversidad florística más utilizada es el método de muestreo de la regeneración natural, el cual permite comprender los mecanismos de cambio en la composición florística, fisionómica y estructural del bosque, habiendo diferentes formas de evaluación ya sea mediante el árbol padre y/o estratificación en parcelas. Este método se puede aplicar en bosque seco, con topografía poco accidentada.

Otra metodología de muestreo es el uso de los métodos de los transectos en la evaluación de la diversidad florística, no requiere de medidas precisas, y se pueden modificar para usar con plantas de diferentes hábitos y hábitats. Este método permite al investigador hacer más muestreos y de invertir más tiempo en la identificación de plantas críticas del área, porque el método es rápido, flexible, práctico para la comparación de la composición y diversidad. Este método es el que

mejor se adapta a los bosques de neblina de la zona del ámbito de la provincia de Jaén.

Dentro de generalidades de muestreo de la diversidad florística, se menciona que los niveles de la biodiversidad son básicamente tres: el genético, el ecológico y el biogeográfico, reconocidos con diferentes nombres por distintos autores. La biodiversidad no solo depende de la riqueza de especies, sino también de la dominancia relativa y la abundancia de cada una de ellas. La mayoría de los métodos que se han propuesto para evaluar la diversidad florística están referidas a la diversidad alfa; basada en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica) y métodos basados en la estructura de la comunidad.

Es necesario realizar investigaciones aplicando diferentes metodologías para el muestreo de la diversidad florística en diferentes ecosistemas de la provincia de Jaén, como los ecosistemas del bosque seco, bosque de galería, bosque húmedo y bosque del páramo, donde es necesario usar metodologías acorde a los ecosistemas.

Usando diferentes metodologías de muestreo de la diversidad florística, se pueden sugerir algunas investigaciones en el área de ciencias ambientales y minería (clasificación UNC), en la línea de: flora, fauna y vegetación para la conservación de la biodiversidad:

- Inventarios de la flora en áreas para enriquecer la información sobre la diversidad, composición florística y los niveles de endemismos.
- Estudios de poblaciones de especies con endemismo.
- Estudios sobre la amenaza de especies endémicas.
- Evaluación de la dinámica de los bosques en parcelas permanentes.
- Estudio de plantas tóxicas para su aplicación en el control de plagas y enfermedades como barrenador del cedro (*Hypsiphylia grandella*) y otros.
- Estudio de regeneración natural de especies endémicas del bosque.
- Estudio fenológico de especies con potencial maderable en la zona.

- Estudios de regeneración natural de especies maderables.
- Estudios de la dinámica poblacional de bosques secundarios.
- Estudios de biología reproductiva de especies forestales de importancia del bosque.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Aguirre, Z. 2009. Guía para estudios de composición florística, estructura y diversidad de la vegetación natural. Universidad San Francisco Xavier de Chuquisaca, Sucre, Bolivia, 50 p.
- Aguirre, Z. 2013. Guía de métodos para medir la biodiversidad. Universidad Nacional de Loja, Ecuador, 82 p.
- APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phlogeny Group, classification for the orders and families of Flowering plants: Botanical Journal of the Linnean Society 141: 399-436.
- Aymard, G. y N. Cuello. 1995. The 0.1-Hectare Methodology: A Method for Rapid Assessment of Woody Plant Diversity. Handout 7(1): 1-16.
- Beek, R. Sáenz, G. 1992. Manejo Forestal basado en la regeneración Natural del bosque, estudio de caso en los Robledales de altura de la cordillera de Talamanca, Costa Rica. CATIE – COSUDE. Turrialba.
- Boom, B. M. 1986. A forest inventory in Amazonian Bolivia. Biotropica, 18(4): 287-294.
- Brack A.; Aranda C., Bernaldes M., Bustamante R., Campos L., Capurro F. 2010. Diagnóstico ambiental del Perú. Grupo de trabajo multisectorial. Lima febrero del 2008. 69p.
- Bridson, D. & Forman, L. 1999. The herbarium handbook. 3rd ed. Royal Botanic Gardens, Kew. 334p.
- Brown, A. D. y M. Kappelle. 2001. Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. Pp. 25-40, in M. Kappelle y A.D Brown (eds.): Bosques nublados del neotrópico. INBio, Costa Rica.
- Buenrostro G., J. L. 2002. Respuesta de la regeneración natural a intervenciones de árboles padres en el estado de Jalisco. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. División de Ciencias Forestales. Chapingo, México. 39 p.

Calatayud G. 2005. Diversidad de la familia Orchidaceae en los bosques montanos de San Ignacio (Cajamarca, Perú). Rev. Perú biol., ago./set 2005, Vol. 12, N° 2, p.309-316. ISSN 1727-9933.

Cao M., Zhang J. 1997. Tree species diversity of tropical forest vegetation in Xishuangbanna, SW China. Biodiversity-and-Conservation.7, 995-1006.

Castillo, Q. G. 1993. Estudio de la Regeneración Natural de cinco Especies Forestales en el bosque Nacional Alexander Von Humbolt, Pucallpa- Perú. 120 p.

Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas de México. Pasado, presente y futuro. CONABIO, Instituto de Biología y Sierra Madre. México.

Clark, D.; Clark, D.1987. Análisis de la regeneración de árboles del dosel en el bosque muy húmedo tropical, aspectos teóricos y prácticos. Revista de Biología Tropical (C.R.) 35 (supl, 1): 41-54.

Cordero, A. 2000. Principios Básicos de la Biología de la Conservación. 81 p.

Cuesta F.; Peralvo M.; Valarezo N. 2009. Los bosques montanos de los Andes Tropicales. Una evaluación regional de su estado de conservación y de su vulnerabilidad a efectos del cambio climático. Serie Investigación y Sistematización N° 5. Programa Regional ECOBONA-INTERCOOPERATION. Quito. 41 p.

Dallmeir F.; Kabel M.; Foster R. 1996. Floristic composition, diversity, mortality and recruitment under variant substrates: lowland tropical forest, Pakitza, Rio Manu Peru. In: D. Wilson, Sandoval A (eds) Manu: the biodiversity of southern Peru. Smithsonian Institution. Washington, DC. Editorial Horizonte, Lima. Pp 61-88.

Dilas J. 2009. Diversidad, composición, estructura y distribución espacial arbórea de un área de bosques de neblina, Jaén, Perú, 2008. Tesis para optar el título de Ingeniero Forestal – Universidad Nacional de Cajamarca. 72 p.

Dirzo, R. 1990. La biodiversidad como crisis ecológica actual ¿qué sabemos? Ciencias (Nº especial) 4:48-55.

Ezcurra, E. 1990. Por qué hay tantas especies raras? La riqueza y rareza biológicas en las comunidades naturales. Ciencias (Nº especial) 4:82-88.

Faber-Langendoen D, Gentry A. H. 1991. The structure and diversity of rain forests at Bajo Calima, Chocó region, western Colombia. Biotrópica 23(1): 2-11.

Foster R. B., Arce J. B., Wachter. T. S. 1993. Dispersal and the sequential plant communities amazonian Perú foodplain: 357-370. In: A. Estrada & T.H. Fleming (ed). Frugivores and seed dispersal. Dr. Junk, La Haya, Holanda.

Franco, L., J & Coautores. 1995. Manual de Ecología. Trillas. Tercera edición México.

Gentry, A. H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. Annals of the Missouri Bot. Garden 75: 1-34.

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 of herbaceous taxa. Published in Association with Conservation International THE UNIVERSITY OF CHICAGO PRESS CHICAGO AND LONDON. 803 p.

Greig - Smith, N. A. 1983. Quantitative plant Ecology. Butterworths Scientific Pub. London. Tercera edición. 198 p.

Halffter, G. 1988. Conservación in situ: una política para países intertropicales en desarrollo. In: El futuro del hombre en la naturaleza. Instituto de Ecología, México, D.F. 139 p.

Halffter G., Ezcurra E. 1992. La Diversidad Biológica de Iberoamérica I. CYTED-B. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el

Desarrollo. Instituto de Ecología, A.C. Secretaria de Desarrollo Social. México. 204 p.

Hensold, N. 1999. Las Angiospermas endémicas del departamento de Cajamarca, Perú.

IPCC. 1995. Climate Change. The Science of Climate Change. J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 572.

Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en Los Trópicos. Impres. TZ-República Federal de Alemania.

La Torre, M. 2003. Composición florística y diversidad en los bosques relicto los Cedros de Pampa Hermosa (Chanchamayo, Junín) e Implicancias para su Conservación. Tesis para optar el Título de Magister Scientiae en Conservación de Recursos Forestales. Universidad Nacional Agraria La Molina. 141 p.

Leiubundgut, H. 1958. Empfehlungen für die Baumklassenbildung und Methodik bei Versuchen über die Wirkung von Waldpflegemaßnahmen. Proceeding of the 12th Congress IUFRO. Oxford.

Leiva G. 2012. Algunos frutales silvestres de Solanáceas endémicos del Norte del Perú. Libro de resúmenes XVI Congreso Nacional de Botánica "Dr. Abundio Sagástegui Alva" (Del 09 al 12 de Octubre del 2012) – Universidad Nacional de Trujillo. Trujillo – Perú. 359 p.

León B., Ptiman N. & Roque J. 2006. El libro Rojo de las Plantas Endémicas del Perú. Revista Peruana de Biología. Número especial 13(2).1-967.

Lima A., Armijos J. & Aguirre Mendoza, Zhofre. 2012. Monitoreo de la regeneración natural de la microcuenca Jipiro, Loja, Ecuador. Universidad Nacional de Loja. (Lima, Armijos, docentes UNL; Zhofre, Docente-Investigador UNL). 12 p.

Lozada, J. R.; Arends, E. 2000. Clasificación ecológica de especies arbóreas, con fines de aprovechamiento forestal, en la Estación. Experimental Caparo, Barinas Venezuela. Rev. Forest. Venez. 44(1) 81-91.

Magnussen, S.; Boyle, TJB. 1995. Estimating sample size for inference about the Shannon- Weaver and the Simpson indices of diversity. For. Ecol. Manage. 78, 1- 3, 71-84.

Magurran, A. E. 1989. Diversidad Ecológica y su medición. Ediciones Vedral. Barcelona, 200 p.

Manta N., M. & Vaca M., S. 2008. Análisis Silvicultural de regeneración natural de dos tipos de bosques de Podocarpáceas en San Ignacio-Cajamarca-Perú. Artículo Científico Tesis para optar Grado de Magister Scientiae. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú. 15 p.

Matteucci, S. & Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. OEA. Washington D.C. - EE. UU. 168 p.

Marcelo J., Sanchez I., Millan J. 2006. Estado actual de la diversidad florística del páramo sectores: el Espino y Palambe, Sallique, Jaén. Cajamarca. Perú. Departamento Académico de biología Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima – Perú. 8 p.

Marcelo P., J.L. & Reynel R., C. 2014. Patrones de diversidad y composición florística de parcelas de evaluación permanente en la selva central de Perú. Herbario MOL Forestales, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional Agraria La Molina. Rodriguésia 65(1): 035-047. 2014 (<http://rodriguesia.jbrj.gov.br>). Lima, Perú. 13 p.

Michael H. Nee. 2004. Flora de la Región del Parque Nacional Amboró-Bolivia. Vol. 2. Magnoliidae – Hamamelidae - Caryophyllidae. Editorial FAN. ISBN 99905-66-36-4. Santa Cruz – Bolivia. 261 p.

Montesinos D., Nuñez H., Toni B., Álvarez E. 2019. Diversidad florística, comunidades vegetales y propuestas de conservación del monte ribereño en el río Chili. Instituto de Ciencia y Gestión Ambiental de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa, Perú. 130 p.

Mopt, CH. 1985. Guía para la elaboración del medio físico. Ministerio de obras públicas España.

Moreno, C. 2001. Método para medir la biodiversidad. Manuales & Tesis SEA. CYTED, ORCYT – UNESCO, Sociedad Entomológica Aragonesa – SEA. Editorial GORFI, S.A. Zaragoza – España. 81 p.

Moreno, C & Pineda, E 2015. Evaluación de la diversidad de especies. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México. 133 p.

Neumann, M.; Starlinger, F. 2001. The significance of different indices for stand Structure and diversity in forests. For. Ecol. and Management. 145, 91-106.

Oldeman, A. 1979. Quelques aspects quantifiables de l'arborigenese et de la sylvigenese. Oecologia Plantarum 15 (3): 289-312.

Pérez H. 2011. Composición y diversidad de la flora arbórea en dos áreas de bosque en Huamantanga, Jaén-Cajamarca-Perú. Tesis de maestría- Universidad Nacional Agraria La Molina. 189 p.

Peters, Ch. 1996. Aprovechamiento sostenible de recursos no maderables en Bosque Húmedo Tropical. Un Manual Ecológico – Instituto de Botánica.

Phillips O. & Baker T. 2006. Manual de Campo para la remediación y establecimiento de parcelas RAINFOR. In: Sixth Framework Programme (2002-2006). Proyecto PAN-AMAZONIA. Bélgica. 18 p.

PROYECTO ESPECIAL JAÉN-SAN IGNACIO-BAGUA-PEJSIB. 1994. Evaluación de recursos naturales y plan de protección ambiental PEJSIB. Instituto Nacional de Recursos Naturales. INRENA. 3v.7map (49 láminas). Lima.

Quiroz, K. & Quesada, R. 2005. Composición Florística y Estructural de un Bosque Primario. Escuela de Ingeniería Forestal, Instituto Tecnológico de Costa Rica. 15 p.

Ramírez, C., San Martín, C. y Ojeda, P. 1997. Muestreo y tabulación fitosociológica aplicados al estudio de los bosques nativos.

Rodríguez, R. & Rojas, G. 2002. El Herbario. Administración y manejo de colecciones botánicas. Editado por R. Vásquez M. Jardín Botánico de Missouri-Perú. 200 p.

Rollet, H. 1971. La regeneración natural en los bosques densos siempre verde de la llanura de la Guayana Venezolana. Boletín del sistema forestal latinoamericano e investigación y capacitación.

Sabogal C. 1980. Estudio de Caracterización Ecológico-Silvicultural del Bosque Copal Jenaro Herrera. Tesis de Ingeniero Forestal, Facultad de Ciencias Forestales/Universidad Nacional Agraria la Molina. Lima. 397 p.

Shannon C. E., 1976. Die mathematische Theorie der Mathematische Grundlagen der C.E. Shannon, W. Weaver, Editors. Oldenbourg, München, Germany. Pp. 41-76.

UNC - UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA. 2005. Expediente Técnico: Área de Conservación Municipal Bosque de Huamantanga, distrito de Jaén. (Pag. 34-53) 126 p.

Valenzuela Luis, Calatayú Gloria, Farfán Jlm, Huamantupa Isaú, Monteagudo Abel y Suclli Efraín. 2007. Flórmula de la Reserva Ecológica INKATERRA – Missouri Botanical Garden. 448 p.

Vázquez G., E. S. 2011. Estado actual de la población del bofillo (*Esenbeckia cornuta* Eng.) en los bosques estacionalmente secos de Jaén – Cajamarca. Tesis para optar Título de Ingeniero Forestal. Universidad Nacional de Cajamarca. Jaén, Perú. 88 p.

Vázquez, G. J. A.; Givnish, J. T. 1998. Vegetation of the Cerro Grande massif, Sierra de Manantlán, Mexico: Ordination of a long altitudinal gradient with high species turnover. Boletín IBUG. 6: 2-3, 227-250.

Vázquez Q., A. 2009. Diversidad de la Familia Orchidaceae en el Bosque de Huamantanga, Jaén. Tesis para optar Título de Ingeniero Forestal. Universidad Nacional de Cajamarca. Jaén, Perú. 134 p.

Vílchez A. B., Chazdon L. R., Milla Q. V. 2008. Dinámica de la regeneración en cuatro bosques secundarios tropicales de la región Huetar Norte, Costa Rica: Su valor para la conservación o uso comercial. Recursos Naturales y Ambiente. 55: 118-128.