Universidad Nacional Experimental
de los Llanos Occidentales
"EZEQUIEL ZAMORA"

LA UNIVERSIDAD QUE SIEMBRA

VICERRECTORADO
DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA
ESTADO PORTUGUESA

COORDINACIÓN
ÁREA DE POSTGRADO

UNA METODOLOGÍA PREDICTIVA DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA FAUNA EN HÁBITATS INALTERADOS Y PERTURBADOS

Autor: Juan Elías García Pérez
Tutor: Dr. Andrés Eloy Seijas Y.

Guanare, julio de 2009

Universidad Nacional Experimental
de los Llanos Occidentales
"EZEQUIEL ZAMORA"

La Universidad que siembra

Vicerrectorado de Producción Agrícola
Coordinación de Área de Postgrado
Postgrado Manejo de Fauna Silvestre y Acuática

UNA METODOLOGÍA PREDICTIVA DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA FAUNA EN HÁBITATS INALTERADOS Y PERTURBADOS

Requisito parcial para optar al grado de

Magister Scientiarum

AUTOR: Juan Elías García-Pérez

C.I: 5700763

TUTOR: Dr. Andrés Eloy Seijas Y.

Guanare, julio de 2009

APROBACIÓN DEL TUTOR

Yo Andrés Eloy Seijas Y., cédula de identidad Nº 4055932, en mi carácter de tutor del Trabajo Técnico, Trabajo Especial de Grado, Trabajo de Grado o Tesis Doctoral, titulado UNA METODOLOGÍA PREDICTIVA DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA FAUNA EN HÁBITATS INALTERADOS Y PERTURBADOS, presentado por el (la) ciudadano (a) Juan Elías García Pérez, para optar al título de *Magister Scientiarum* por medio de la presente certifico que he leído el Trabajo y considero que reúne las condiciones necesarias para ser defendido y evaluado por el jurado examinador que se designe.

En la ciudad de Guanare , a los 19 días del mes de octubre del año 2009

Nombre y Apellido: Juan Elías García Pérez

_____

Firma de Aprobación del tutor

Fecha de entrega: _____

INDICE

Lista de Tablas y Figuras…… i

Resumen……ii

Capítulo 1 (Introducción).

1.1. Marco del Trabajo……1
1.2. Objetivos……5

Capítulo 2 (Metodología)

2.1 Elaboración de la Matriz Especies-Unidades de Hábitat……..6
2.2 Probabilidad de permanencia de las especies para cada tipo de hábitat……6
2.3 Uso del espacio……8
2.4 Relacionando el tamaño corporal con el área ocupada por una población mínima viable……..10
2.5 Elaboración del SIG……12
2.6 Cálculo del grado de aislamiento de los fragmentos y las poblaciones……...13

Capítulo 3 (Resultados y Discusión)

3.1 Estimación del Área de Vivienda y Área Mínima Viable……14
3.2 Análisis Espacial de un Área Hipotética……16
3.3 Análisis a través de escalas del paisaje, con Especies Hipotéticas y Reales……21
3.4 Determinación de un Índice de Conservación de Paisajes……...22

Conclusiones ……..27

Bibliografía……...29

LISTA DE TABLAS Y FIGURAS

TABLAS

1. Ecuaciones para el cálculo de las áreas de vivienda, para diferentes gremios tróficos, tomada de Robinson y Redford (1986)……...9

2. Muestra de las áreas de vivienda individual y de 100 individuos, para especies de mamíferos de diferentes gremios, calculados con **AreaVital**……..…...15

3. Muestra de las áreas de vivienda individual y de 100 individuos, para especies de mamíferos de diferentes gremios, calculados con densidades de biomasa (Jetz *et al*. 2004)……..……15

4. Categorías, para las tres escalas, del Índice de Conservación del Paisaje, asociados a posibles actividades de uso de la tierra……24

FIGURAS

1. Representación de una hoja de cálculo de **EXCEL**®, en donde aparece la función **AreaVital**……..14
2. Paisaje hipotético, en un área de 10000 km^2, en la cual se muestran fragmentos de bosque húmedo tropical con distintas escalas de intervención……17
3. Clasificación, con número de poblaciones viables, del paisaje hipotético, mostrado en la Figura 2……18
4. Paisaje de la Figura 2, tal como sería visto por individuos de la especie *Panthera onca*……19
5. Número de poblaciones viables estimadas para el paisaje de la Figura 2, en función de la capacidad de desplazamiento de las especies……...20
6. El mismo paisaje con la capacidad máxima de desplazamiento de las especies menor que 2000 m……20
7. El mismo paisaje con la capacidad máxima de desplazamiento de las especies menor que 6000 m……22

Agradecimientos

Al Dr. Andrés Eloy Seijas Y., por haber sido tan paciente conmigo, por todas las discusiones informales en la oficina, y por ser un ejemplo a seguir.

Al Dr. Martin Correa-Viana por sus sabias correcciones y por haber sido (v.f.), conjuntamente con el Dr. Andrés Eloy Seijas, parte de mi conciencia cuando yo estaba recién llegado a la UNELLEZ.

Al Dr. Juhani Ojasti, por sus sabios consejos y su estímulo constante, mientras yo cursaba la escolaridad del posgrado.

A los profesores José Luis Altuve y Antonio Utrera, por su ayuda prestada en muchas ocasiones.

A mis compañeros de posgrado Daniel, Ildemaro, Benito, Carmen, Mireya, Misael, Mariana y Roberto.

A mis tutoreados pasados y presentes, en especial a Alí Morillo, Andry Pereira, Luis Mieres, María Zapata y Walter Schargel, por su permanente contacto y ayuda.

A mis amigos de siempre: Capelli, Humberto, Manuel, Guillermo.

A la UNELLEZ, por permitirme ser parte de ella.

UNIVERSIDAD NACIONAL EXPERIMENTAL DE LOS LLANOS OCCIDENTALES "EZEQUIEL ZAMORA"

VICERRECTORADO DE PRODUCCIÓN AGRICOLA

COORDINACIÓN DE ÁREA DE POSTGRADO

MAESTRÍA MANEJO DE RECURSOS NATURALES

MENCIÓN MANEJO DE FAUNA SILVESTRE Y ACUATICA

UNA METODOLOGÍA PREDICTIVA DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA FAUNA EN HÁBITATS INALTERADOS Y PERTURBADOS

AUTOR: Juan Elías García Pérez

TUTOR: Dr. Andrés Eloy Seijas Y.

AÑO: 2009

RESUMEN

Se diseñó una metodología, que permite inferir el estado actual de conservación de la fauna de un área determinada mediante la estimación de poblaciones mínimas viables (PMV) de especies de mamíferos terrestres no voladores, existentes en el lugar, o hipotéticamente creadas, que funcionarían como especies sombrillas para el resto de especies animales no voladoras debido a sus mayores requerimientos energéticos y de área. Para ello se presentan dos formas de abordar los cálculos. Una usando una función de hoja de cálculo en la que se estima regresión de densidades animales por gremios tróficos y la otra, que incorpora el cálculo de densidades de biomasa por niveles tróficos. Se sugiere el uso simultáneo de ambos estimadores porque permiten la obtención de valores ajustados a las densidades naturales de individuos (el primero) y a la productividad de ambiente (el segundo). Con el modelo se busca en primer término, determinar el número de poblaciones viables presentes en cada fragmento de hábitat estudiado. En este caso en bosques con distintos grados de intervención. Posteriormente, si aquellas especies que no presentan PMV, en ningún fragmento, tienen la capacidad de formar metapoblaciones con una PMV. Para simplificar los cálculos y no trabajar con una lista voluminosa de especies, se propone la creación de tres especies de mamíferos carnívoros hipotéticas, una de 1000 g de peso, que sería la especie representante de todos los mamíferos de tamaño menor a ese peso y que ayudaría a evaluar la escala del micropaisaje, una especie de 10000 g que serviría para evaluar el mesopaisaje y un depredador tope de 100000 g a nivel del macropaisaje. Se plantea un sistema de puntuación a las tres escalas del paisaje, para determinar las prioridades de uso esos paisajes en función del estado de conservación de sus comunidades animales.

Palabras Clave: Poblaciones mínimas viables, especies sombrilla,, Ecología del paisaje, metapoblaciones, gremios tróficos, densidades animales, fragmentos de hábitat, Venezuela.

UNIVERSIDAD NACIONAL EXPERIMENTAL DE LOS LLANOS OCCIDENTALES "EZEQUIEL ZAMORA"

VICERRECTORADO DE PRODUCCIÓN AGRICOLA

COORDINACIÓN DE ÁREA DE POSTGRADO

MAESTRÍA MANEJO DE RECURSOS NATURALES

MENCIÓN MANEJO DE FAUNA SILVESTRE Y ACUATICA

A PREDICTIVE METHODOLOGY OF WILDLIFE CONSERVATION STATE IN PRISTINE AND DISTURBATE HABITATS

AUTHOR: Juan Elías García Pérez

TUTOR: Dr. Andrés Eloy Seijas Y.

YEAR: 2009

ABSTRACT

A methodology that let infer the wildlife actual conservation state of a determinate landscape was made. This methodology uses the estimates of minimum viability populations (MVP) of non volant terrestrial mammals, real or hypothesize created, that inhabits the area of interest and being the umbrella species of all terrestrial non volant animals, because the higher area and energetic requirements. For that, two way of approach the calculus was made. One way using a worksheet function that estimates the regression of animal densities vs trophic guilds, and the other one add biomass densities for trophic levels. The simultaneous use of both estimators because let achieve adjusted values to the natural densities of individuals (the first one) and environment productivity (the second one). With the model was search, to determine the number of viable populations existing in each studied habitat patch. In this case in forest with different intervention grades. Latter, if that species that no present PMV, in any patch, what species have the capability of forming metapopulations with one MVP. For simplify the calculus and no work with too large species list, the creation of three hypothetical carnivore mammal species was made, one of 1000 g in weigh that being the surrogate of all mammal species lesser than this weigh, this species was helping to evaluate the micro-landscape scale, one 10000 g species was helping evaluate the meso-landscape and a top predator of 100000 g to macro-landscape level. For determining use priorities in function of animal communities conservation state, a scoring system at the three landscape scales was proposed.

Key Words: Minimun viable populations, umbrella species, landscape ecology, metapopulations, trophic guilds, animal densities, habitat patches, Venezuela.

1. Introducción

1.1 Marco del Trabajo

La actual crisis de extinciones, representa una pérdida muy rápida de biodiversidad, entre 100 y 1000 veces las tasas de extinciones de las especies en tiempo geológico (Pimm *et al* 1995; Baillie *et al.* 2004). La extinción de una especie, generalmente comienza con la extinción de poblaciones locales lo que conduce, paulatinamente a la extinción total de la especie, cuando desaparece la última población. Sin embargo, cada vez que desaparece una población se está perdiendo parte del acervo de la biodiversidad, pues éstas pueden tener características únicas que van a desaparecer para siempre (Baillie *et al.* 2004).

Entre las causas principales de extinción, se citan la destrucción y fragmentación de hábitat (Diamond 1984a, 1989 en Caughley 1994, Groombridge 1992, Pimm y Askins 1995, Pimm y Raven 2000, Rodríguez y Rojas-Suárez 1995, 1996, 2008, Pullin 2002, Henle *et al.* 2004, Lindenmayer y Burgman 2005) y, se sabe, que esta es bastante más severa que otras causas, pues explicaría total o parcialmente entre 86 y 88% para aves, anfibios y mamíferos (Baillie *et al.* 2004, Rodríguez y Rojas-Suárez 2008).

Entre las diferentes consecuencias ecológicas de la pérdida y fragmentación de hábitat, Fahrig (2003) señaló las siguientes:

- Reducción de la cantidad de hábitat disponible.
- Incremento en el número de fragmentos.
- Disminución en el tamaño de los fragmentos.
- Incremento en el aislamiento de los fragmentos.

La Biogeografía de Islas, con sus diferentes premisas, brinda una herramienta teórica para calcular el número de especies que puede albergar un fragmento o reserva (Diamond 1975, Simberloff 1997). Por lo cual es una de las teorías más usadas, conjuntamente con la teoría de las metapoblaciones (Hansky y Gilpin 1991), para comprender parte de los procesos de extinción y colonización que ocurren en los fragmentos de hábitat (Wilcox 1980, Harris 1984)

En cuanto a los fenómenos de extinción que se presentan en los fragmentos, estos son analógicos a los que surgen la formación de las islas **continentales**, que se crearon por efecto de la dinámica ecológica sobre un hábitat ya existente, y son constituídas por biotas que quedaron aisladas por causas naturales y cuyas comunidades no están influenciadas mayormente por las inmigraciones, sino por las extinciones de la biota atrapada (Brown 1971, Diamond 1976, Terborgh 1976, Whitcomb *et al.* 1976, Lomolino *et al.* 1989) y como tal ocurre, también en los hábitat fragmentados, donde una extensión de hábitat natural ha sido fraccionada y la matriz de hábitat circundante presenta condiciones poco favorables para el flujo bidireccional de individuos, lo cual favorece las extinciones locales sobre las inmigraciones (Brown 1971), mientras se restablece el equilibrio, cuando las extinciones se convierten en cero.

Entonces, al realizar la analogía con "islas de hábitat" **continentales** el enfoque dado debe ser de no equilibrio, para aquellas especies con poca vagilidad, o en el caso de que la matriz del hábitat circundante sea muy hostil. En estas circunstancias, el no equilibrio está condicionando el número de especies del fragmento, y el equilibrio se alcanzará a largo o mediano plazo con menos especies de las que existían antes de ser aislada el área en cuestión. Sin embargo, el número final de especies es una función del tamaño y de los recursos aportados por el fragmento. Se ha señalado que

existe una correlación muy significativa entre la cantidad de especies presentes y el tamaño de los fragmentos, para vertebrados e invertebrados terrestres (ver referencias en Bennett 1998).

Siguiendo con la relación especies-individuos-área, se ha estimado que el tiempo medio de extinciones incremente con un aumento en la capacidad de carga, si se tienen altos números de individuos (Henle *et al.* 2004).

Cabe resaltar que este patrón de relajamiento, o extinciones locales, sigue las mismas pautas de exclusiones selectivas de especies según su nivel trófico, tamaño corporal y selectividad de hábitat (Brown 1971). Este tiempo de retardo entre el aislamiento y las extinciones, es denominado **deuda de extinción** (Tilman *et al*. 1994, Hanski y Ovaskainen 2002, Baldi y Vòrös 2006, Rodriguez *et al*. 2007) que puede extenderse por décadas o, aún, siglos. Por lo cual, muchas especies pueden permanecer en los fragmentos, pero la vida de sus poblaciones estan condenadas a la extinción (Hanski 2005), con lo cual se puede subestimar su estado actual de conservación.

Los fragmentos, entonces, serán vistos como islas en un sistema modulado (Sismondo 2000), en donde van a existir subconjuntos de especies entrelazados, en función del tamaño y forma de cada fragmento, como una respuesta a la relajación de la fauna de sistemas insulares continentales (Bay 1996, Patterson y Atmar 2000, Watson 2003). Por tanto, las especies más abundantes en cuanto a su densidad, son también las más frecuentemente encontradas en los fragmentos (Watson 2003) y las especies halladas en los fragmentos pequeños también aparecen en los más grandes, pero también habrá especies exclusivas de los más grandes (Bay 1996).

En la **Biología de la Conservación** se incorporan los principios

aplicables en la preservación de la biodiversidad, y en ellos se sintetiza la ecología, genética, biogeografía, etología y la biología reproductiva, con la forestería y el manejo de fauna (Brussard 1991). Principalmente existen dos grandes tendencias (Caughley 1994) dentro de esta disciplina:

a) **El paradigma de las pequeñas poblaciones** y los factores que conducen a prolongar su persistencia.

b) **El paradigma de la declinación de las poblaciones** y las causas que actúan para disminuir el tamaño de éstas.

Para los efectos de este estudio se seguirá el primer paradigma, mencionado anteriormente, en el cual se busca indicar el estado actual de conservación de determinado paisaje o unidad de manejo mediante poblaciones viables de especies sombrillas.

Es importante resaltar que la finalidad de este estudio es aplicarlo a la planificación, y diagnóstico, de áreas naturales sometidas o no a manejo.

1.2. Objetivos

1.2.1. General

Desarrollar una metodología predictiva del estado de conservación de la fauna silvestre en hábitats inalterados y perturbados.

1.2.2. Específicos

- Elaborar una matriz especies-hábitat.
- Determinar probabilidades de ocurrencia para cada hábitat
- Trasladar a un sistema de información geográfica, la relación encontrada
- Cuantificar los tamaños de los fragmentos
- Establecer cuantas poblaciones mínimas viables (**PMV**) soporta cada fragmento.
- Verificar, en caso de no existir ninguna **PMV**, para una especie determinada, la distribución de las subpoblaciones, para determinar si constituyen una metapoblación que forme una **PMV**.
- Simplificar la metodología con el diseño de especies sustitutas
- Asignar valores ponderados del estado de conservación de una unidad de paisaje, en función del porcentaje de **PMV** existentes.

2 Metodología

2.1. Elaboración de la matriz especies-unidades de hábitat

Con el propósito de usar un sistema de múltiples especies sombrillas, se escogieron especies de mamíferos no voladores, de todos los órdenes, tamaños y grupos tróficos que se distribuyen en el país, al norte del Orinoco. Con esto se pretendía usar a los mamíferos como sustitutos sombrilla de las especies de otros vertebrados terrestres no voladores, tales como anfibios y reptiles; pues los dos últimos son organismos ectotermos y tienen menos requerimientos energéticos que mamíferos de su mismo tamaño y nivel trófico (Peters 1983).

El ordenamiento, se llevó a cabo, apoyándose en Handley (1976) y Linares (1998). Se elaboró una matriz de doble entrada en la cual se ubicaron los hábitats en las filas y los mamíferos en las columnas, y se colocó la información en una hoja de cálculo del programa Excel®. Para cada especie se asignó una probabilidad de permanencia en cada tipo de hábitat.

2.2 Probabilidad de permanencia de las especies para cada tipo de hábitat

La probabilidad de permanencia de una población de determinada especie dentro de cada unidad de hábitat fue una predicción que se elaboró basada en los registros de distribuciones conocidas (Scott *et* al. 1993, Scott y Jennings 1998), y que, para comunidades naturales de Norteamérica ha sido comprobada su precisión (Edwards *et al.* 1996). Esta probabilidad se estimó según lo observado en la literatura, particularmente Handley (1976), Eisenberg (1989), Bisbal (1994), Pérez *et al.* (1994), Rodríguez y Rojas-Suárez (1995, 2008), Linares (1998) y Soriano *et al.* (1998).

Como parte del estimado de las prevalencias de especies en un lugar determinado, y tomando la información disponible (Swihart *et al.* 2003), la amplitud de nicho (hábitat y dieta) y los factores físicos (tamaño y aislamiento del parche), fueron los factores considerados para cada especie, y las probabilidades resultantes fueron consideradas como una consecuencia de la percepción particular del hábitat (Dramstat *et al*. 1996), que tiene cada especie.

Una clasificación de cuatro categorías, con valores que varían de cero (no existe ninguna probabilidad de permanencia, con lo cual puede considerarse como *barrera*), hasta uno (hábitat *optimo*, certeza total de permanencia) en esa unidad de hábitat, modificada de Lidicker (1995), fue empleada para predecir la probabilidad de permanencia de las especies de mamíferos en un determinado tipo de hábitat. En orden decreciente de probabilidad de permanencia, tendríamos los hábitats que pueden considerarse *marginales* y *atravesables*, aquí las probabilidades de permanencia serán de 0,5 y 0,1 respectivamente. Por ejemplo la probabilidad de una especie que habita un bosque siempre verde no intervenido (Y0) será 1, si intervenido la intervención es moderada, se considera un hábitat marginal (Y1), con una capacidad de carga disminuída a la mitad. Por tanto, su probabilidad de permanencia desciende a 0,5 y si la intervención es severa (Y2), con la capacidad de carga reducida a un 10% su probabilidad de permanencia cae a 0,1. Finalmente, la probabilidad de permanencia será cero (0) si el bosque está completamente devastado, hábitat abierto, no existe en la forma de bosque.

Adicionalmente, se puede inferir que esta categorización de probabilidades de permanencia está en consonancia con la tesis de que las poblaciones animales dependen de un suministro de energía que, incluso, es

más importante que el área para determinar la cantidad de especies que pueden estar presentes en un fragmento o isla determinados (Allen *et al*. 2007).

Se tomó como premisa básica que, según la teoría metabólica de la ecología, la capacidad de carga de un ambiente determinado, para cualquier población, está en función directa de la cantidad de energía disponible, e inversamente proporcional a la tasa metabólica de esa especie (Marquet *et al.* 2004).

2.3 Uso del espacio

La predicción de la abundancia de los seres vivos es uno de los problemas centrales dentro de la ciencia de la ecología (Peters 1983). Existe una relación inversa entre el tamaño corporal y la abundancia de los animales, (Damuth 1981, 1991, 1993; Lawton 1989, Peters 1983). Es una relación de escala, con la cual se pueden predecir las densidades animales y luego esto puede extrapolarse para el área de vivienda de un individuo de determinada especie. Se han realizado, además, varios ensayos que tratan de relacionar la densidad poblacional de mamíferos con el tamaño corporal (Brown y Maureer 1986, Blackburn *et al*. 1990, Blackburn y Gaston 1997, Gaston *et al*. 2000) y los hábitos tróficos (Eisenberg 1980, McNab 1980, Robinson y Redford 1986).

Se analizó el uso del espacio, en función de los gremios tróficos y el tamaño de los animales (Robinson y Redford 1986, Swihart *et al.* 1988, Arita *et al*. 1997) y densidad de biomasa (Belovsky 1987, Eisenberg 1980, 1990; Glanz 1990, Janson y Emmons 1990). Para ello se realizó lo siguiente:

Para calcular las densidades óptimas para cada especie, se siguieron los estimados de los análisis de regresión para cada gremio trófico, obtenidos por Robinson y Redford (1986). En ellos, se relacionan las densidades poblacionales con la masa corporal usando logaritmos de base 10. Los gremios analizados por estos autores incluyeron: **Herbívoros-Ramoneadores (HR), Frugívoros-Herbívoros (FH), Frugívoros-Granívoros (FG), Frugívoros-Omnívoros (FO), Insectívoros-Omnívoros (IO), Mirmecófagos (MI)** y **Carnívoros (CA)**, (Tabla 1)**.** Cabe destacar que todas las rectas de regresión, que se usaron para estos estimados, son estadísticamente significativas.

Tabla 1. Ecuaciones para el cálculo de las áreas de vivienda, para diferentes gremios tróficos,.

Ecuación de área de vivienda	Categoría Trófica
Log Area= Log (6,99)ha –(1,33)ha/g*Log(Peso)g	Herbívoro-Ramoneador
Log Area= Log (4,64)ha –(0,88)ha/g*Log(Peso)g	Frugívoro-Herbívoro
Log Area= Log (3,37)ha –(0,59)ha/g*Log(Peso)g	Frugívoro-Granívoro
Log Area= Log (3,15)ha –(0,61)ha/g*Log(Peso)g	Frugívoro-Omnívoro
Log Area= Log (3,07)ha –(0,67)ha/g*Log(Peso)g	Insectívoro-Omnívoro
Log Area= Log (4,08)ha –(1,02)ha/g*Log(Peso)g	Mirmecófago
Log Area= Log (3,64)ha –(0,99)ha/g*Log(Peso)g	Carnívoro

Tomada de Robinson y Redford (1986).

Para aquellos mamíferos arborícolas, se estableció una reducción compensatoria de la densidad, en los hábitat perturbados, debido a las adaptaciones que poseen como resultado del cambio de hábitos de vida necesarios para pasar de terrestres a organismos árborícolas. Las cuales, contribuyen a incrementar su supervivencia vía reducción de la depredación y la competencia, pero con menos productividad y mayor dependencia del hábitat arbóreo (Sibly y Brown 2007).

Para comparar con una metodología mas simplificada, se trabajó, además con un estimado de **densidad de biomasa**, para lo cual se asumió primero: que cada individuo tiene unos requerimientos mínimos de energía; dependiendo de su tamaño y nivel trófico y segundo: la eficiencia de la transferencia de la energía entre los niveles tróficos. Se estableció que la relación energética para los omnívoros era 20%, mientras que en el caso de los carnívoros resultó 1,5% de la energía disponible para los herbívoros; sin importar el tamaño de cada uno de ellos (Jetz *et al* 2004), lo que está en consonancia con la regla de equivalencia energética (Allen *et al.* 2002, Brown *et al*. 2004).

Por tanto el cálculo se realizó basado en un estimado conservador de 6000 gramos de biomasa por hectárea para cada especie de consumidor primario, 1200 g/ha para cada especie de omnívoro y 90 g/ha para cada especie del nivel de los carnívoros. Estos valores pueden cambiar dependiendo de la productividad del ecosistema sobre el cual se esté trabajando, pero manteniendo las proporciones de energía para cada gremio.

2.4 Relación del tamaño corporal con el área ocupada por una población mínima viable

Para los efectos de este trabajo se realizaron estimados, en función del tamaño y nivel trófico de las especies, de las áreas requeridas por cada una de ellas. Se consideró viable una población de 100 individuos de una especie, que está entre 50 individuos para mantener la variabilidad genética a corto plazo y 500 para persistir a largo plazo (Belovski 1987).

Se estimó el área ocupada por una población viable de cada especie (Belovsky 1987, Rai 2003) tomando en cuenta las ecuaciones de Robinson

y Redford (1986). Estas ecuaciones que se basan en la premisa de que cada especie tiene unos requerimientos mínimos de área y energía que dependen de su tamaño y nivel trófico (McNab 1980). Esto en consonancia con la idea de que los individuos de cada especie tienen sus requerimientos especiales de energía, lo cual en un momento determinado puede ser más importante que el área para el establecimiento de una población (Burness *et al*. 2001, Morgan Ernest *et al* 2003).

El número de poblaciones viables que cabe en cada fragmento se calculó fundamentado en que cada población tiene un flujo energético similar, independientemente de la especie o nivel trófico: REGLA DE EQUIVALENCIA ENERGÉTICA (Allen *et al.* 2002).

Se realizaron los cálculos con Excel®, y se estimaron los números de poblaciones viables que, presumiblemente existen, para cada fragmento.

En caso de aquellas especies que no tengan, al menos, una población mínima viable en algún fragmento, se procedió a calcular el número de individuos de esa especie que existan en el área total de los parches con el(los) tipo(s) de hábitat que ocupan.

Luego se aplicó un enfoque nuevo, tratando este conjunto de parches como subpoblaciones dentro de una **metapoblacion** (Hanski y Gilpin 1991), y a través de ello, se predicen cuales parches funcionan como fuentes o sumideros (Richtie 1997), siguiendo el modelo de Pulliam (1988), considerándose fuentes aquellos donde la probabilidad de permanencia sea igual a 1 y sumideros cuando sea de 0,1.

2.5 Elaboración del SIG

La información generada en la hoja de cálculo se asocia a un **Sistema de Información Geográfico**, concretamente ArcView® versión 3.2, y a partir de allí se determina la ubicación de los fragmentos de hábitat y su cantidad de poblaciones viables mantenidas, para generar un modelo espacialmente explícito (Dunning *et al*. 1995, Noon y McKelvey 1996, Johnson 1998).

Para simular algunas condiciones ecológicas, tales como los efectos de borde, se calculó la dimensión fractal de los fragmentos de cada tipo de hábitat realizando una regresión entre el logaritmo del área y el logaritmo del perímetro del fragmento. Esto, rindió un área efectiva, extrayéndole la raíz cuadrada al área y elevándola al valor obtenido de la pendiente de la regresión, que era la dimensión fractal de los fragmentos. Ello permitió una primera aproximación para un enfoque de la ecología del paisaje, con las diferentes calidades de paisaje distribuídas a través de un mosaico de parches.

2.6 Cálculo del grado de aislamiento de los fragmentos y las poblaciones

Para calcular el grado de aislamiento de las poblaciones, lo cual conduce a extinciones locales en el transcurso del tiempo (Andrên 1994, Stouffer y Bierregaard 1995; Newmark 1996), se basó en la premisa de que las distancias de dispersión son proporcionales al área de vivienda de una manera lineal (Bowman *et al.* 2002). Cuando las poblaciones quedan aisladas y se realiza un modelaje de metapoblaciones (Gilpin 1996, Wiens 1996) para evaluar su persistencia y viabilidad en el tiempo, se toma como distancia de dispersión máxima 40 veces la raíz cuadrada del **área de**

vivienda, y como distancia promedio siete veces la raíz cuadrada de ésta, tal como fue calculado para mamíferos norteamericanos (Bowman *et al.* 2002).

Se realizaron áreas de amortiguamiento, alrededor de cada fragmento, con diferentes anchos de dispersión, asociados al valor de 40 veces la raíz cuadrada del área de vivienda de las especies.

La conectividad de estos fragmentos viene dada, entonces por la capacidad que tengan los individuos para desplazarse entre los diferentes tipos de hábitat (Lomolino 1984, Bennett 1998), y de ésta dependen propiedades individuales de las especies tales como área de vivienda. Por otra parte el flujo de nutrimentos y de energía en un ecosistema están íntimamente ligados a la conectividad (Fahrig 2003) y al tiempo que han estado aisladas (Watson 2003) y todo está reflejado en las conectividades de los fragmentos con sus áreas de amortiguamiento.

Se analiza el número de fragmentos formados, en función de la vagilidad de las especies, definida como 40 veces la raíz cuadrada del **área de vivienda** de animales de esa especie, esto para reproducir de alguna manera la percepción que cada especie tiene del paisaje y observar las posibilidades de conectividad entre las poblaciones, como una medida del grado de conservación del paisaje. Se siguió el enfoque de los contornos (Fischer *et al*. 2004, en Lindenmayer y Burgman 2005).

3. Resultados y discusión

3.1 Estimación del Área de Vivienda y Área Mínima Viable

Se aplicaron las fórmulas encontradas en (Robinson y Redford 1986), en la cuales se determinan las ecuaciones de escala de la densidad poblacional en función de las categorías tróficas. Se creó una función **AreaVital,** en la hoja de cálculo **EXCEL**®, que para calcular de manera fácil el área de vivienda de cada especie, con la información de su gremio trófico y su peso (Figura 1.).

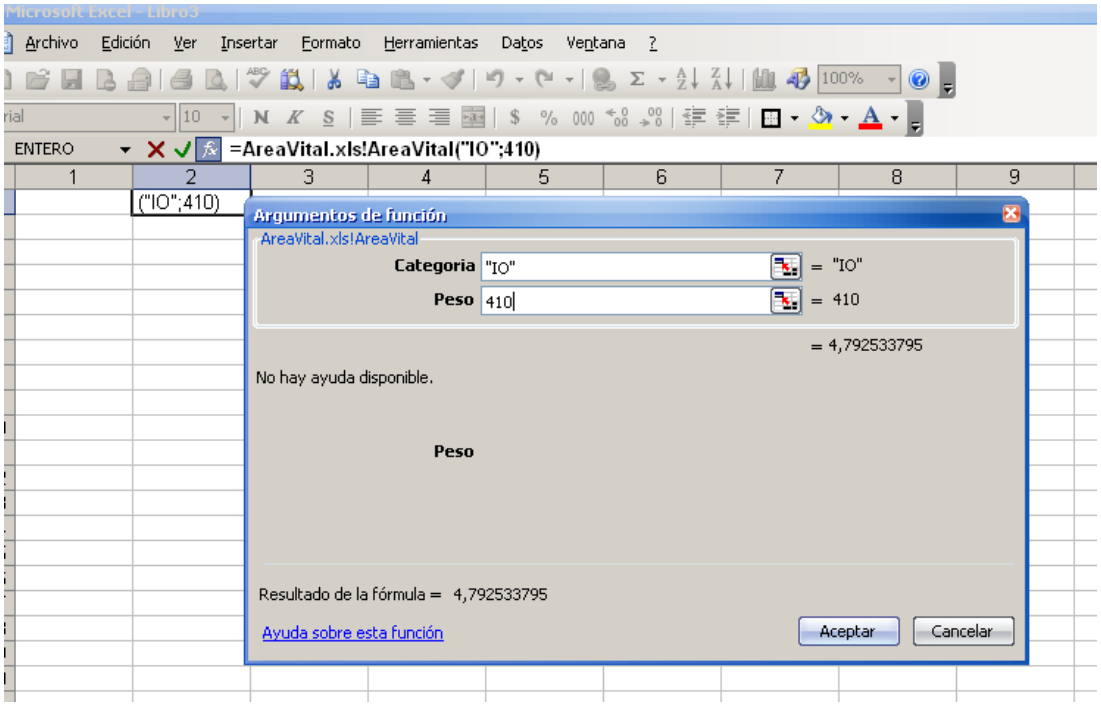

Figura 1. Representación de una hoja de cálculo de **EXCEL**®, en donde aparece la función **AreaVital** mostrando los valores del área de vivienda (en hectáreas) de un mamífero insectívoro-omnívoro (IO) de 410 gramos de peso.

Para calcular el área donde la capacidad de carga del ambiente permite la presencia de una población mínima de 100 individuos de una especie determinada, se usó la siguiente fórmula, se multiplicó **AreaVital** por 100 (Tabla 2.).

Tabla 2. Muestra de las áreas de vivienda individual y de 100 individuos, para especies de mamíferos de diferentes gremios, calculados con **AreaVital**. CPH= *Caluromys philander*, CLA= *C. lanatus*, COL= *Cebus olivaceus*, CPR= *Coendou prehensilis*, EBA= *Eira barbara*, PON= *Panthera onca*, MAM= *Mazama americana*.

Especie	CPH	CLA	COL	CPR	EBA	PON	MAM
Gremio	IO	IO	FO	FG	CA	CA	FH
Peso (g)	270	410	3100	5300	7000	80000	45000
Area Vivienda (ha)	3,623	4,79	9,54	6,71	146,77	1637	28,49
Area 100 ind. (ha)	362,3	479	954	671	14677	163700	2849

También se trabajó con **densidades de biomasa** por hectárea y los cálculos de áreas para los organismos mencionados en la Tabla 2, se refieren en la Tabla 3.

Tabla 3. Muestra de las áreas de vivienda individual y de 100 individuos, para especies de mamíferos de diferentes gremios, calculados con densidades de biomasa (Jetz, *et al*, 2004).

Especie	CPH	CLA	COL	CPR	EBA	PON	MAM
Densidad biomasa (g/ha)	1200	1200	1200	1200	90	90	6000
Peso (g)	270	410	3100	5300	7000	80000	45000
Area Vivienda (ha)	0,22	0,34	2,58	4,42	78	890	7,5
Area 100 ind. (ha)	22	34	258	442	7800	89000	750

Como se puede observar, los valores de densidades son más altos y de áreas de vivienda son más bajos (Prueba de los Signos = 7, 1 gl, $p < 0,01$) si se calculan con **densidades de biomasa**, que si se calculan con **AreaVital**, esto nos puede ofrecer un límite superior y uno inferior para los

cálculos de evaluación de algún área determinada.

Sin embargo, para un paisaje de unas 400000 ha., en la cuenca del rio Uribante, no se encontraron diferencias significativas entre los valores de **PMV,** obtenidos con ambos métodos, (prueba de Friedman = 10, 5g.l., p > 0,05, ns), lo que puede indicar que las diferencias, en cuanto a la capacidad de estimar PMV, pueden ser mayores cuando el área de estudio es de menor tamaño. Ambos métodos parecen funcionar bien si se consideran los principios básicos. Si se conoce la productividad de un área dada, las densidades de biomasa pueden ser ajustadas a esa productividad, manteniendo la relación 60-12-1, para herbívoros, omnívoros y carnívoros, pueden ser una buena y sencilla opción. En caso no conocerse la productividad, con **AreaVital** se calculan las áreas necesarias para las **PMV**. Sin embargo, en ambos casos se deberían usar las dos para tener los valores superior e inferior del estimado.

3.2 Análisis Espacial de un Área Hipotética

Para comenzar los análisis, tomaremos un paisaje de bosque hipotético, con una matriz que permite intercambios, pero que no ofrece condiciones de permanencia para ninguna especie de bosque (Fig. 2) esto se hizo con fines demostrativos, pero si la matriz permite sobrevivencia de individuos de cualquier especie, se sumaría a su hábitat y formaría parte de él.

Este paisaje hipotético, fue creado a una escala, que permite incluir en su análisis poblaciones viables tanto de depredadores tope reales, como el jaguar (*Panthera onca*), como de un carnívoro hipotético de 100 kg de peso.

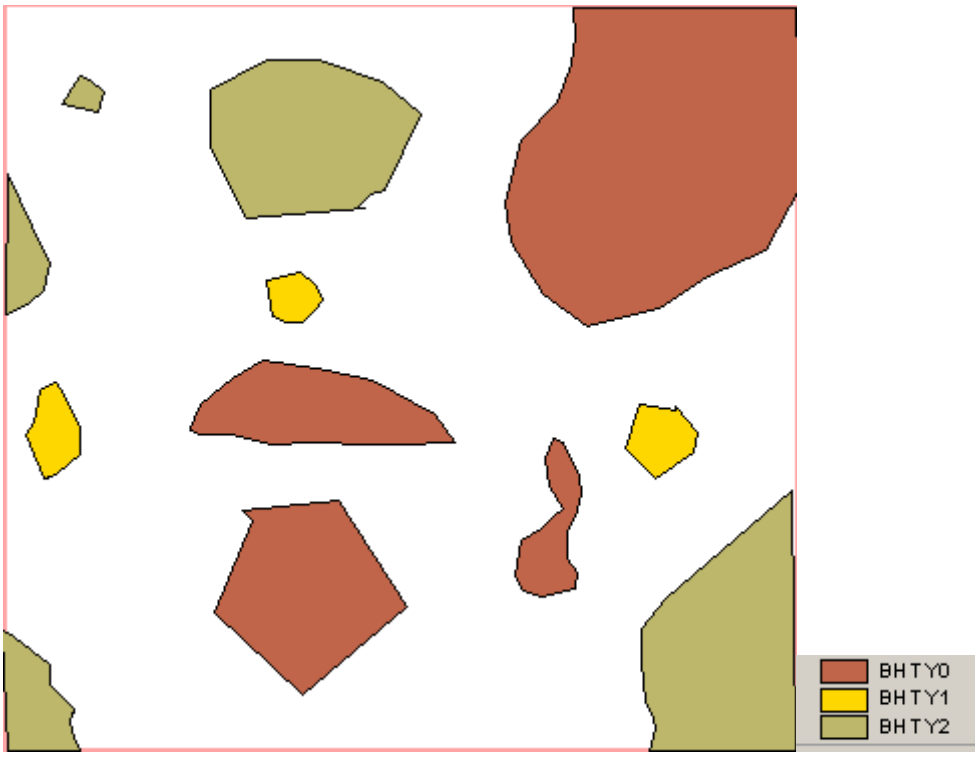

Figura 2.- Paisaje hipotético, en un área de 10000 Km^2, donde se muestran fragmentos de Bosque Húmedo Tropical con escalas de intervención: Y0 = sin intervención; Y1= moderadamente intervenido y Y2= severamente intervenido.

Se realizaron los cálculos, para éste ejemplo, con AreaVital y aquí tenemos el reordenamiento con el número de poblaciones viables, que dependen del área y la calidad del hábitat, que se estimaron para cada fragmento (Fig. 3). En este caso todas las poblaciones están restringidas a cada fragmento, y cada uno de ellos presenta un subconjunto de las especies que presenta aquel que tenga la mayor cantidad de éstas (Sismondo 2002).

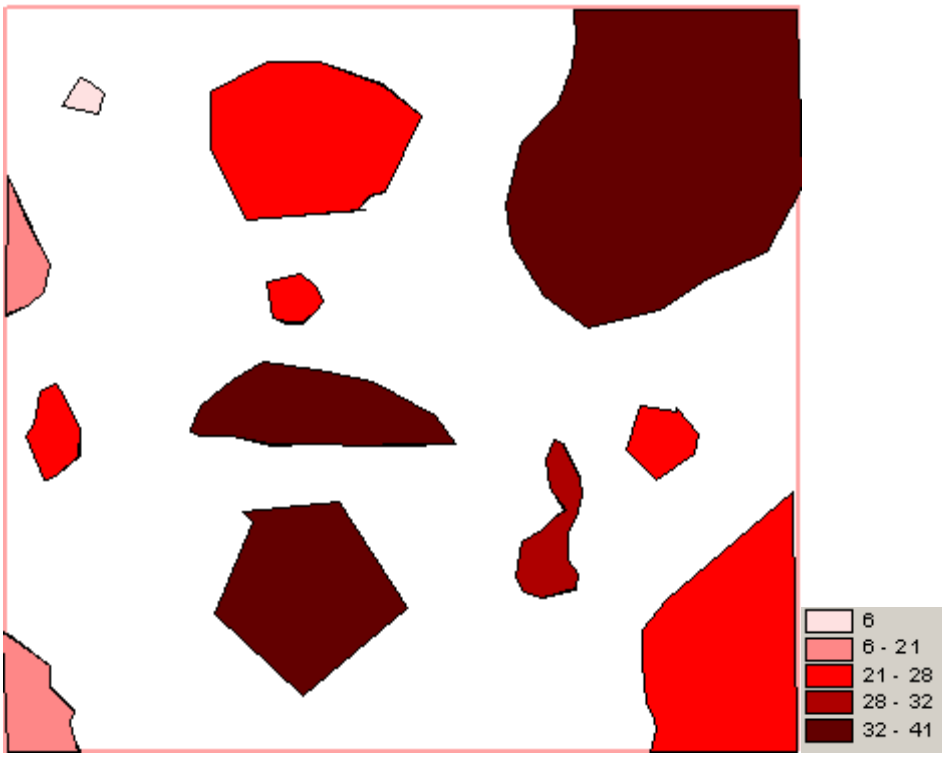

Figura 3.- Clasificación, con número de poblaciones viables, del paisaje hipotético, mostrado en la Figura 2.

En la Figura 3 se muestra un paisaje completamente aislado, en el cual sólo se muestran las poblaciones viables que contiene cada fragmento, y en el cual las especies que están en el fragmento mas pobre, están en todos los demás. Sin embargo, si, por ejemplo se coloca la especie PON (Tabla 2), la cual es la que tiene mayores requerimientos de área y no tiene ninguna PMV, en los fragmentos. Se construye un Buffer de Areas, para el área de ocupación de esta especie, con el ancho de su capacidad máxima de dispersión 40 veces la raíz del área de vivienda (15000 m), tenemos un área completamente conectada para esa especie (Fig. 4). En este caso la capacidad de carga del ambiente sería la suma de las capacidades de carga de cada fragmento y todo el paisaje funcionaría como un conjunto de metapoblaciones para esa especie, en un cambio de escala biológica y paisajística.

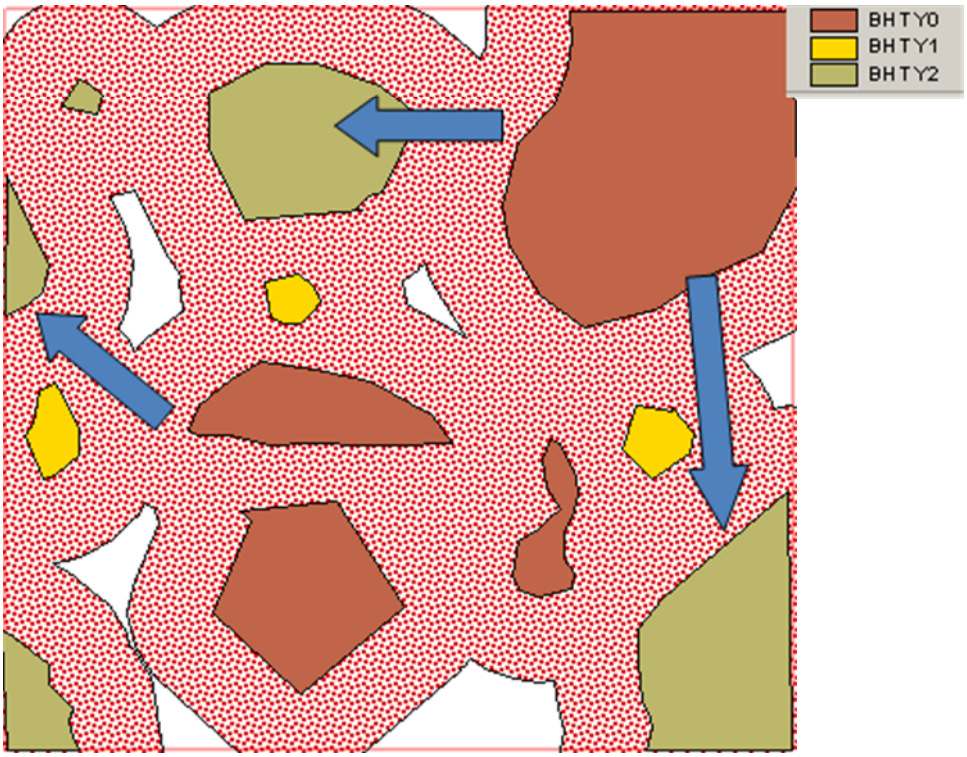

Figura 4. Paisaje de la Figura 2, tal como sería visto por individuos de la especie *Panthera onca*. Los fragmentos de BHTY0, funcionarían como hábitat fuente y los de BHTY2, como sumideros.

Mientras especies con una vagilidad baja, que también son las mas pequeñas, mantienen poblaciones viables en fragmentos sencillos (Fig. 5), las especies con la mayor vagilidad mantendrán poblaciones con alto número de individuos a través de todo el paisaje conectado (Fig. 4), sin embargo estas especies pequeñas estarían aisladas en cada fragmento (Fig. 6).

Por tanto sería ideal un área con distintos tamaños de fragmento que garanticen al menos una población viable de las especies menores de 1000 g, y con suficiente conectividad para mantener poblaciones de grandes carnívoros. Con esto se sugiere entrar en la controversia SLOSS, si es más importante un área grande y contínua, o varias pequeñas (Simberloff 1997).

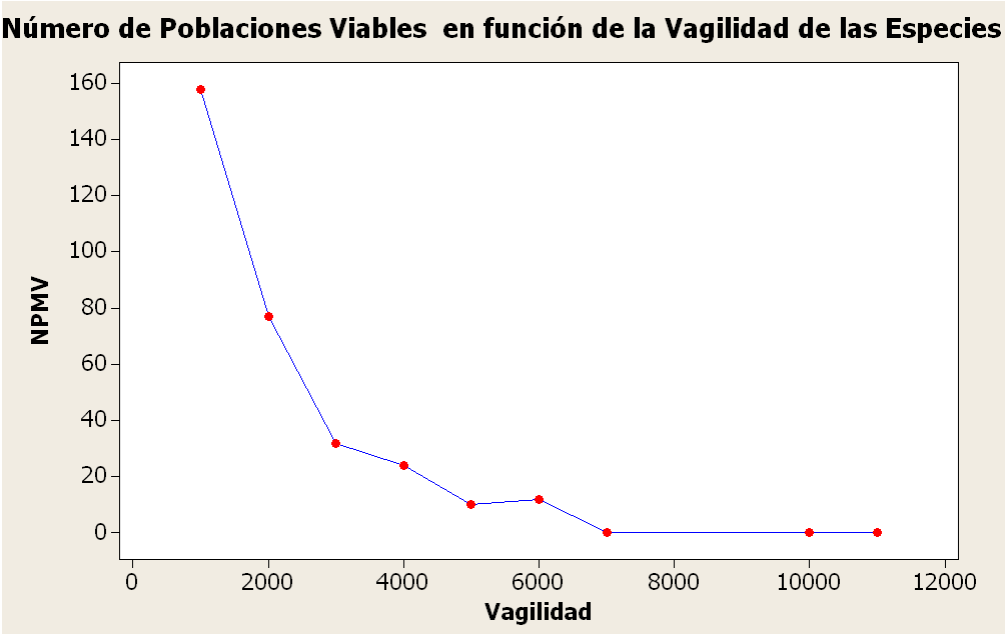

Figura 5. Número de poblaciones viables estimadas (NPMV),para el paisaje de Figura 2, en función de la capacidad de desplazamiento de las especies (Vagilidad) medida en metros. Nótese que la gran mayoría (más de 80% de las poblaciones corresponden con especies cuya capacidad de desplazamiento es menor a 2000 m.

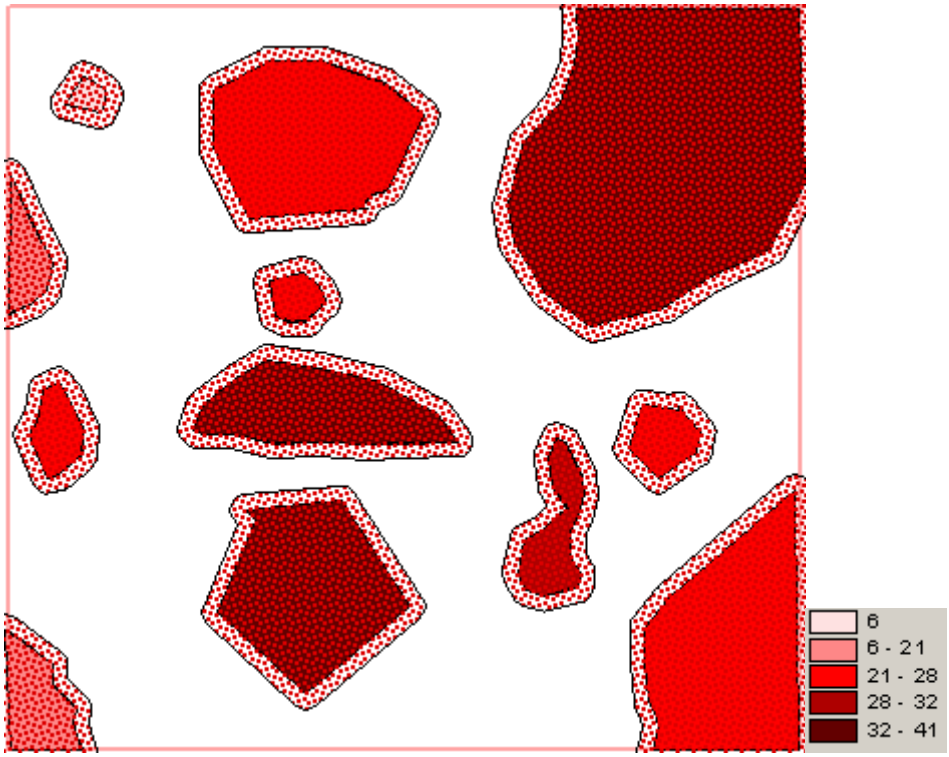

Figura 6.-El mismo paisaje con la capacidad máxima de dispersión de las especies menor que 2000 m, los 12 fragmentos están aislados.

3.3. Análisis a través de escalas del paisaje, con especies hipotéticas y reales.

Por otra parte y, para simplificar aún mas los cálculos, se determinó que los mamíferos con peso menor a 1000 g se les realizaran los cálculos con ese peso, pues por razones energéticas y metabólicas, mamíferos muy pequeños consumen mucho alimento. Entonces tienden a tener requerimientos de área mayores que los estimados para su peso, pero nunca mayores que uno de 1000 g y su mismo nivel trófico (Kelt y van Vuren 1999), entonces los mamíferos de 1000 g, reales o hipotéticos, funcionan como especies sombrillas para todos los menores de ese peso y su mismo gremio trófico. Por tanto, si creamos un mamífero carnívoro hipotético de 1000 g, ese será la sombrilla de todos los micromamíferos de cualquier fragmento o unidad de estudio y de todos los vertebrados ectotermos menores de ese peso, pues estos consumen menos energía y tienen menos requerimientos espaciales (Marquet *et al*.,2004), por lo cual pueden tener mayores densidades (Peters 1983).

Su capacidad de dispersión estaría entre 1000 y 2000 m, para unir fragmentos que estén separados a esa distancia, y necesitaría unas 1000 ha de hábitat óptimo para sobrevivir. Con lo cual se evaluaría paisajes del órden de las 10000 ha.

Para paisajes del órden de 100000 o más hectáreas, se trabajaría, además con carnívoros de 10 kg; y la especie tope, que sería *Panthera onca* de hasta 100 kg, se usaría en conjunto con los grupos anteriores para paisajes regionales de mas de 1000000 ha.

Entonces la evaluación, del área que se estudiaría, sería a nivel de escalas Micropaisaje (Para el carnívoro de 1000 g, y sus especies asociadas de menor peso), Mesopaisaje (Para los carnívoros intermedios, o el

hipotético de 10 kg, y sus especies asociadas, bien sea en fragmentos o a nivel de área de ocupación) y Macropaisaje para el depredador tope, (mayormente a través de metapoblaciones).

3.4.- Determinación de un Indice de Conservación de Paisajes

Si el paisaje cumple con la conservación de todas las especies pequeñas tiene 100% en Micropaisaje, el porcentaje va cambiando en la medida en que no todas las especies tengan poblaciones mínimas viables estimadas, en Mesopaisaje deben existir, al menos, metapoblaciones viables de las todas las especies con hasta 6000 m de capacidad de dispersión ver Figura 7, y para el Macropaisaje, al menos una PMV del depredador tope, garantizaría la máxima puntuación.

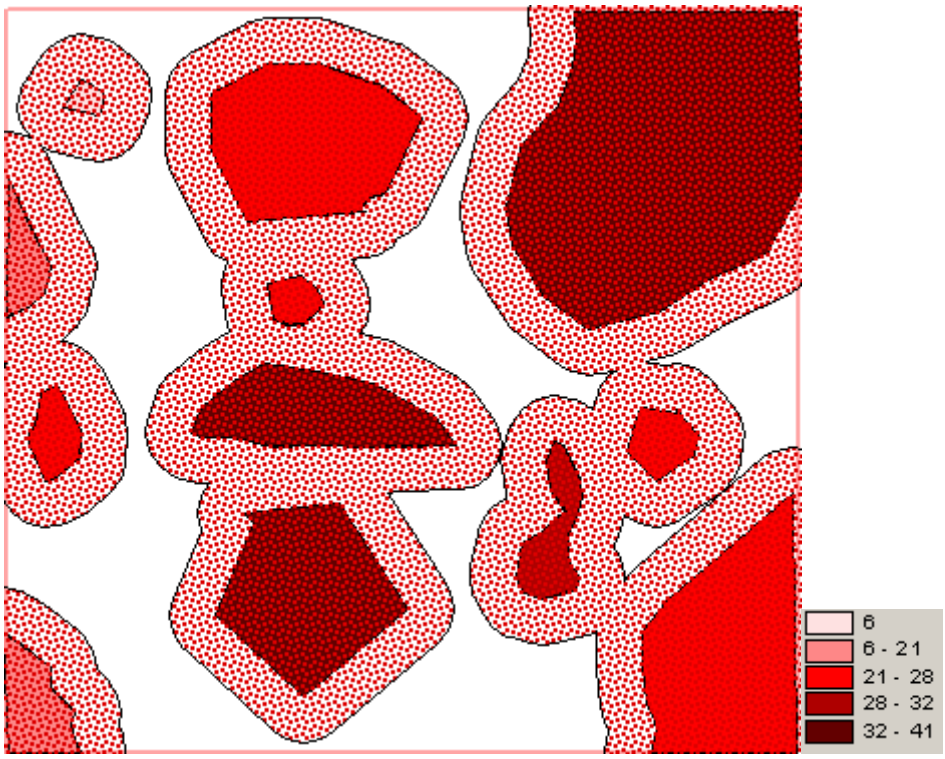

Figura 7.- El mismo paisaje con la capacidad máxima de dispersión de las especies menor a 6000 m, los 12 fragmentos están conectados en cuatro grandes fragmentos, muy contiguos entre si, lo que garantiza que el depredador del Mesopaisaje (10 kg) tenga, al menos una PMV en el paisaje.

El paisaje, hipotéticamente presentado tiene acá tiene un puntaje de 100% en Micropaisaje, con 41 poblaciones viables en el fragmento mas grande de hábitat no intervenido, 100% en Mesopaisaje y 100% en Macropaisaje, con una población viable del depredador tope. Para darle valores mas manejables, permítase denominar:

Indice de Conservación del Paisaje = Conservación Micropaisaje (Valores desde 0 a 1) + Conservación Mesopaisaje (Valores desde 0 a 1) + Conservación Macropaisaje (Valores desde 0 a 1) con valores máximos de tres (3) y mínimos de cero (0).

Para el nivel del Micropaisaje, el cero indica ninguna población viable y el uno indica todas las especies del Micropaisaje con poblaciones viables, y los valores intermedios indican fracciones del total de especies; para el nivel de Mesopaisaje el cero indica ninguna población viable de los mamíferos intermedios, ni por fragmento ni por área de ocupación de subpoblaciones y el uno si todas las especies tienen poblaciones viables; y para el nivel Macropaisaje, si el depredador tope tiene una población viable será uno y si no la tiene será la fracción de población viable que cabe en el área de ocupación del fragmento.

Entonces el paisaje hipotético tiene un:

Indice de Conservación del Paisaje= 1+1+1= 3, ese es el valor máximo que puede obtenerse en un paisaje de escala tres, pues tendría el máximo valor de conservación en las tres escalas del paisaje.

Como la intención de esta metodología es evaluar la biodiversidad animal, en áreas con posibilidades de ser sometidas a cualquier tipo de manejo o uso, y que una porción de ella conserve, de ser posibles, todas las propiedades del ecosistema, se sugiere que se sigan los lineamientos

mostrados en la Tabla 4.

Si en las áreas con valores menores, está una subpoblación de una especie en alguna categoría de amenaza, su área de ocupación debe ser

Tabla 4.- Valores de Indice de Conservación del Paisaje, asociados a posibles actividades de uso de la tierra, en función del puntaje obtenido para las diferentes escalas

Escala	Aprovechamiento intensivo	Aprovechamiento moderado	Conservación
Micropaisaje	0-0,3	0,3-0,75	>0,75
Mesopaisaje	0-0,6	0,6-1,5	>1,5
Macropaisaje	0-0,9	0,9-2,25	>2,25

protegida contra todo manejo no conservacionista, sin embargo esta metodología no está sesgada hacia las especies amenazadas, sino mas bien hacia el mantenimiento de las propiedades del ecosistema.

Tomando en cuenta que la **Conservación *in situ*** de las comunidades naturales, encara inversiones poco costosas en función de la cantidad de especies y procesos que puede conservar, y que se busca mantener a largo plazo (Soulé y Kohm, 1989), es más productivo invertir en conservación en aquellos paisajes que tengan un valor más alto del índice.

4. Conclusiones.

Comprobar los fundamentos de este trabajo son muy dificiles, pues existen factores que dificultan la estimación de las densidades animales en el campo, sin embargo hay datos puntuales que pueden ayudar a discernir la viabilidad de la metodología.

Los cálculos de área de vivienda estimados, a través de los métodos presentados en este trabajo, para el jaguar, según la función AreaVital fueron de 1637 ha y por densidad de biomasa 890 ha, ver Tablas 2 y 3. En un estudio realizado por Soisalo y Cavalcanti (2006), se obtuvieron valores para las densidades de jaguar, en la región del Pantanal, en Brasil, con instrumentos de telemetría, de 6,6 individuos por 100 km^2, lo que se traduce en un individuo por cada 1515 ha, y con marcaje fotográfico de 10,3 -11,7 individuos por 100 km^2, con un individuo cada 900- 1000 ha, lo cual no contradice los valores teóricos obtenidos con la metodología aquí diseñada y, además, refuerza la idea de usar los dos métodos de estimar las densidades animales, incluso funcionando como límites superior, densidad de biomasa, e inferior, ÁreaVital, de los estimados de densidades.

Los efectos de la destrucción de hábitat, incluida la deuda de extinción, pueden demorar muchos años para expresarse en toda su extensión, por lo que es difícil validar de una manera más directa este trabajo. Sin embargo, algunos estudios realizados no contradicen lo aquí expresado, por ejemplo en los fragmentos de bosque, en este caso islas entre 0.7 y 100 ha, creados por el llenado del vaso de una represa, en Tailandia, todos los mamíferos grandes y medianos desaparecieron, y los pequeños que permanecieron presentaron extinciones locales a partir de los cinco años después de la fragmentación. Estas fueron mas severas en las islas pequeñas y se piensa que aún no se han estabilizado estos procesos (Lynam 1997).

Otro ejemplo lo constituyen, las extinciones en las islas que se formaron luego de ser creado el canal de Panamá, en donde luego de 80 años de ser fragmentado el paisaje, en las islas menores a 18 ha, las más pequeñas, sólo sobrevivía una especie de roedor, de las 16 especies posibles de pequeños mamíferos posibles, presentes en el bosque de tierra firme (Adler y Seamon 1991, en Lyman 1997).

El modelo reproduce eventos presentes y futuros, referentes a las extinciones de especies ocurridas luego de la fragmentación de un bosque, que ocurren tal como lo predice la presente metodología, y puede ayudar a establecer riesgos de extinción en ausencia de datos a nivel de especie (Rodríguez *et al*. 2007).

La metodología presentada, puede irse actualizando en la medida en que más información sobre densidades naturales de las especies, comportamiento, productividad del hábitat, la tasa de destrucción de de hábitat, entre otras variables intervinientes, sean conocidas.

Esta metodología sirve para evaluar, *a priori*, la idoneidad de áreas a ser usadas para implementar acciones de conservación, *in situ*, bien sea para establecer reservas (Landry *et al*. 2001) o para implementar programas de reintroducción de especies con el objetivo de recuperar poblaciones.

Además, puede adaptarse a los criterios geográficos usados para elaborar listas rojas de especies (UICN 2001), con lo que se pueden ofrecer resultados en función del grado de amenaza que presenten las poblaciones en el paisaje a estudiar, con lo cual se le puede dar mayor rigurosidad a las evaluaciones de paisajes, que se realizan con el propósito de llenar los requisitos de ley, para lograr una intervención del ambiente.

5.- Bibliografía

Akcakaya, H. R., M. A. Burgman & L. R. Ginzburg. 1997. Applied population ecology: Principies and computer exercises using RAMAS EcoLab 1.0. Aplied Biomathematics, Setauket, New York.

Allen, A. P., J. H. Brown & J. F. Gillooly. 2002. Global biodiversity, Biochemical Kinetics, and the Energetic-Equivalence Rule. Science 297:1545-1548.

Allen, A.P., J. F. Gillooly & J. H. Brown. 2007. Recasting the species-energy hypothesis: the different roles of kinetic and potential energy in regulating biodiversity. In: *Scaling Biodiversity* (Edts. D Storch, PA Marquet, JH Brown) Cambridge University Press.

Andrèn, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with differents proportions of suitable habitat: A review. Oikos 71: 355-366.

Arita, H. T., F. Figueroa, A. Frisch, P. Rodríguez & K. Santos-del Prado. 1997. Geographical range size and the conservation of mexican mammals. Conservation Biology 11 (l): 92100.

Baldi, A. and J. Vôrôs. 2006. Extinction debt of Hungarian reserves: A historical perspective. Basic and Applied Ecology 7: 289-295.

Bay, M. D. 1996. Breeding habitats in Early Sussesional Oldfields: the effect of Area on Community Structure. Proc. Okla. Acad. Sci. 76: 67-73.

Belovsky, G. E. 1987. Extinction models and mammalian persistence. pp 35-57, en M. E. Soulé, edt. Viable populations for conservation. Cambridge University Press, Cambridge, G.B.

Bennet, A.F. 1998. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Suiza & Cambridge, RU, x + 254 pp.

Blackburn, T. M. & K. Gaston. 1997. A critical assessment of the form of the interspecific relationship between abundance and body size in animals. J. Animal Ecology, 66: 233-249.

Blackburn, T. M., P. H. Harvey & M. A. Pagel. 1990. Species number, population density and body size in natural communities. J. Animal Ecology, 59: 335-345.

Bowman, J., A. G. Jarger & L. Fahrig. 2002. Dispersal Distance of Mammals is proportional to Home Range Size. Ecology 83(7): 2049-2055.

Brown, J. H. 1971. Mammals on mountaintops: Non equilibrium insular biogeography. Am. Nat. 105 (945):467-478.

Brown, J. H., J. F. Gillooly, A. P. Allen, V. M. Savage & G. B. West. 2004 Toward a metabolic Theory of Ecology. Ecology 85 (7): 1771-1789.

Brussard, P. F. 1991. the role of ecology in biological conservation. Ecological Applications, 1 (l): 6-12.

Burness, G. P., J. Diamond & T. Flannery. 2001. Dinosaurs, dragons, and

dwarfs: The evolution of maximal body size. Proc. Natl. Acad. Sci. 98 (25): 14518-14523.

Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. Journal of Animal Ecology. 63: 215-244.

Croizat, L. 1976. Panbiogeografía Analítica y Sintética ('Panbiogeografía") de las Américas. Boletín de la Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales. XXXV (103-106):1-l889.

Damuth, J. 1981. Population density and body size in mammals. Nature, 290: 699-700.

Damuth, J. 1991. Of size and abundance. Nature, 351: 268-269.

Damuth, J.1993. Cope's rule, the island rule and the scaling of mammalian population density. Nature, 365: 748-750.

Diamond, J. D. 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. Biol. Conserv. (7): 129-146.

Diamond, J. D. 1976. Island biogeography and conservation: Strategy and limitations. Science 193: 1027-1029.

Dramstad, W. E., J. D. Olson & R. T. T. Forman. 1996. Landscape ecology principies in landscape architecture and land-use planning. lsland Press, Washington, D.C.

Dunning, J. B., D. J. Steward, B. J. Danielson, B. R. Noon, T. L. Root, R. H. Lamberson & E. E. Stevens. 1995. Spatially explicit population models:

Current forms and future uses. Ecological Applications 5 (l): 3-1 1.

Edwards Jr., C. T., E. T. Deshler, D. Foster & G. C. Moisen. 1996. Adequacy of wildlife habit relation models for estimating spatial distributions of terrestrial vertebrates. Conservation Biology 10 (l): 263-270.

Eisenberg, J. F. 1980. The density and biomass of tropical mammals. pp 35-55, In M. E. Soulé & B. A. Wilcox, (edts.) Conservation biology, an evolutíonary-ecological perspective. Sinauer, Sunderland, Mass.

Eisenberg, J. F. 1990. Neotropical mammal communities. pp. 358-370. en A. H. Gentry, (ed.), Four neotropical rainforests.Yaie University Press, New Haven, Connecticut.

Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. Annu. Rev. Ecol. Syst. 2003. 34: 487-515.

Gaston, K. J., T. M. Blackburn, J. J. D. Greenwood, R. D. Gregory, R. M. Quinn & J. H. Lawton. 2000. Abundance-occupancy relationships. J. Applied Ecology, 37 (1): 39-59.

Gilpin, M. 1996. Metapopulations and wildlife conservation: Approaches to modelling spatial structure. pp 11-27, en D. R. McCullough, (ed.), Metapopulations and wildlife conservation. lsland Press, Washington, D.C.

Glanz, W. E. 1990. Neotropical mammal densities: How unusual is the community on Barro Colorado lsland. pp. 287-313, en A. H. Gentry, (ed.), Four neotropical rainforests.Yale University Press, New Haven, Connecticut.

Green, D. G. 1994. Connectivity and complexity in landscapes and ecosystems. Pacific Conservation Biology (en prensa).

Griffiths, D. 1992. Size, abundance, and energy use in communities. J. Animal Ecology, 61: 307-315.

Groombridge, B. (edt.) 1993. 1994 IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Hanski, I. 2005. Lanscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. EMBO reports 6 (5): 388-392.

Harris, L. D. 1984. The fragmented forest. Island biogeographic theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago Press, Chicago, lllínois.

Henle, K., S. Sarre & K. Wiegand. 2004. The role of density regulation in extinction processes and population viability análisis. Biodiversity and Conservation 13: 9-52.

IUCN. 1994. IUCN red list categories. World Conservation Union.IUCN Species Survival Commission, Giand, Suiza.

Janson,C. H. & L. H. Emmons. 1990. Ecological structure of the non fiying mammal community at Cocha Cashu Biological Station, Manu National Park, Peru. pp. 314-338, en A. H. Gentry, (ed.), Four neotropical rainforests.Yaie University Press, New Haven, Connecticut.

Jetz,W., C. Carbone, J. Fulford, J. H. Brown. 2004. The Scaling of Animal Space Use. Science, 306: 266-268.

Johnson, A. R., J. A. Wiens, B. T. Milne & T. O. Crist. 1992. Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. Landscape Ecology. 7 (1): 63-75.

Johnston, C. A. 1998. Geographic information systems in ecology. Blackweil Science, Oxford,UK.

Kelt, D.A. & D. van Vuren. 1999. Energetic Constrains and the Relationship between Body Size and Home Range Area in Mammals. Ecology 80(1): 337-340.

Lambeck, R. J. 1997. Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. Conservation Biology, 11 (4): 849-856.

Landry, M., V. G. Thomas and T. D. Nudds. 2001. Sizes of Canadian National Parks and the Viability of Large Mammal Populations:Policy Implications. The George Wright FORUM 18 (1): 13-23.

Lawton, J. H. 1989. What is the relationship between population density and body size in animals?. Oikos, 55 (3): 429-434.

Lidicker, W. Z. Jr 1995. The landscape concept: something old, something new. pp. 3-1 9, In W. Z. Lidicker Jr., edt. Landcape approaches in mammalian ecology and conservation. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota.

Lidicker Jr., W. Z. & W. D. Koenig. 1996. Responses of terrestrial vertebrales

to habitat edges and corridors. pp 85-109, In D. R. McCullough, edt. Metapopulations and Wildlife conservation. lsland Press, Washington, D.C.

Lindenmayer, D. and M. Burgman. 2005. Practical conservation biology. CSIRO PUBLISHING, Collingwood, Australia. 609 pp.

Lomolino, M. V. 1984. Mammalian island biogeography: effects of area, isolation and vagility. Oecologia (Berlin) 61: 376-382.

Lomolino, M. V., J. H. Brown & R. Davis. 1989. Island biogeography of montane forest mammals in the American Southwest. Ecology 70 (1): 180-194.

Marquet, P.A., F.A. Labra & B. A. Maureer. 2004. Metabolic Ecology: Linking Individuals to Ecosystems. Ecology 85(7): 1794-1796.

McNab, B. K. 1980. Food habits, energetics, and the population biology of Mammals. American Naturalist. 116 (l):106-124.

Milne, B. T. 1997. Applications of fractal geometry in wildlife biology. pp 32-68, In J. A. Bissonette, edt. Wildlife and landscape ecology: Effects of pattem and scale. Springer Verlag, New York.

Milton, K. & M. L. May. 1976. Body weight, diet and home range area in primates. Nature, 259: 459-462.

Morgan Ernest, S. K., B. J. Enquist, J. H. Brown, E. L. Charnov, J. F. Gillooly, V. M. Savage, E. P. White, F. A. Smith, E. A. Hadly, J. P. Haskell, S. K. Lyons, B. A. Maurer, K. J. Niklas & B. Tiffney. 2003. Thermodynamic and

metabolic effects on the scaling of production and population energy use. Ecology Letters 6: 990-995.

Newmark, W. D. 1996. lnsularization of Tanzanian Parks and the local extinction of large Mammals. Conservation Biology 10(6): 1519-1556.

Noon, B. R. & K. S. McKelvey. 1996. A common framework for conservation planning: Linking individual and metapopulation models. pp 139-165, In D. R. McCullough, edt. Metapopulations and Wildlife conservation. lsland Press, Washington, D.C.

Patterson, B. D. & W. Atmar. 2000. Analizing species composition in fragments. 9-24 pp. In Rheinwald, G. edt. Isolated Vertebrate Communities in the Tropics. Proc. 4th Int. Symp., Bonn. Bonn. Zool. Monogr. 46.

Pérez H., R., P. Soriano & D. Lew. 1994. Marsupiales de Venezuela. Cuadernos Lagoven. Caracas, Venezuela.

Peters, R. H. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University Press,. New York. 329 pp.

Pimm, S. L., G. L. Russell, J. L. Gittleman and T. M. Brooks. 1995. The future of Biodiversity. Science 269: 347-350.

Pullian, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. American Naturalist. 132:652- 661.

Pullin, A. S. 2002. Conservation Biology. Cambridge University Press, New York. 345 pp.

Rai, U. K. 2003. Minimum Sizes for Viable Population and Conservation Biology. Our Nature (2003) 1: 3-9

Ritchie, M. E.1997. Populations in a landscape context: Sources, sinks and metapopulations. pp. 160-184, In J. A. Bissonette, edt. Wildlife and landscape ecology. Springer-Veriag, New York.

Robinson, J. G. and K. H. Redford. 1986. Body size, diet, and population density of neotropical forest Mammals. Am. Nat. 128 (5): 655-680.

Rodriguez, J. P. y F. Rojas-Suárez. 1995. Libro rojo de la fauna Venezolana. PROVITA. Caracas, Venezuela.

Rodriguez, J. P. & F. Rojas-Suárez. 1996. Guidelines for the design of conservation strategies for the animals of Venezuela. Conservation Biology 10 (4): 1245-1252.

Rodríguez, J. P. y F. Rojas-Suárez (edts.) 2008. Libro rojo de la fauna Venezolana. Tercera Edición. Provita y Shell de Venezuela, S.A., Caracas, Venezuela. 364 pp.

Rodríguez, J. P., J. K. Balch and K. M. Rodríguez-Clark. 2007. Assessing extinction risk in the absence of species-level data: Quantitative criteria for terrestrial ecosystems. Biodiversity and Conservation 16:183-209.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs & C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. Conservation Biology 5(1): 1 8-32.

Scott, J. M., B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. C. Edwards Jr., J. Ulliman & G. Wright. 1993. Gap analysis: A geographic approach to protection of biological diversity. Wildlife Monographs 123: 1-64.

Scott, J. M. & M. D. Jennings. 1998. Large-Area mapping of biodiversity. Annals of the Missouri Botanical Garden. 85 (1): 34-47.

Sibly, R. M. and J. H. Brown. 2007. Effects of body size and lifestyle on evolution of mammal life histories. PNAS 104(45): 17707-17712.

Silva, M., and J. A. Downing. 1995. The allometric scaling of density and body mass: a nonlinear relationship for terrestrial mammals. American Naturalist 145:704–727.

Simberloff, D. 1997. Biogeographic Approaches and the New Conservation Biology. pp 274-284, In Pickett, S.T.A., R. S. Ostfeld, M. Shachak & G. E. Likens edts. The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity. Chapman and Hall.

Sismondo, S. 2000. Island Biogeography and the Multiple Domains of Models. Biology and Philosophy 15: 239-258.

Soisalo, M. K. & S. M. C. Cavalcanti. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. Biological Conservation 129: 487-496.

Soriano, P. J., A. Díaz de Pascual, J. Ochoa G. & M. Aguilera. 1998. Biogeographic analysis of the mammal communities in the Venezuelan

Andes. Interciencia. 24 (1l): 1 -l 1.

Soulè, M. E. & K. A. Kohm.1989. Research priorities for conservation biology. lsland Press, Washington, D.C.

Stouffer, P. C. & R. 0. Bierregaard, Jr. 1995. Use of amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. Ecology, 76(8):2429-2445.

Swihart, R. K., N. A. Slade & B. J. Bergstrom.1988. Relating body size to the rate of home range use in Mammals. Ecology, 69 (2): 393-399.

Terborgh, J. 1976. Island biogeography and conservation: Strategy and limitations. Science 193: 1029-1030.

Tilman, D., R. M. May, C. I. Lehman & M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. Nature, 371: 65-66

Turner, M. G., G. J. Arthaud, R. T. Engstrom, S. J. Hejl, J. Liu, S. Loeb & K. McKelvey. 1995. Usefulness of spatially explicit population models in land management. Ecologícal Applications, 5 (l):12-16.

Watson, D. M. 2002. A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. Journal of Biogeography 29: 823-834.

Watson, D. M. 2003. Long-term consequences of habitat fragmentation-highland birds in Oaxaca, México. Biological Conservation 111: 283-303.

Wiens, J. A. 1996. Wildlife in patchy environments: Metapopulations,

mosaics, and management. pp 53-83, In D. R. McCullough, edt. Metapopulations and Wildlife Conservation.lsland Press, Washington, D.C.

Whitcomb, R. F., J. F. Lynch, P. A. Opler & C. S. Robbins. 1976. Island biogeography and conservation: Strategy and limitations. Science 193: 1030-1032.