

# La conectividad del hábitat y nuestras áreas protegidas

Silvia D. Matteucci

CONICET-GEPAMA-FADU-UBA

## Resumen

En un medio fragmentado, la conectividad funcional del paisaje es una de las propiedades más importantes para la conservación de la biodiversidad natural. La evaluación de esta propiedad en un paisaje determinado para las poblaciones de especies de importancia ecológica o económica constituye una herramienta imprescindible para el manejo de áreas protegidas y el diseño de redes de hábitat y de ecosistemas. Se presenta un ensayo de evaluación de la conectividad funcional potencial para el mono de noche (*Aotus azarai azarai*) y el chancho quimilero (*Catagonus wagneri*), en el Parque Nacional Río Pilcomayo y su entorno y en el Parque Nacional-Reserva Provincial Copo y sus alrededores, respectivamente. Los resultados muestran una drástica reducción de la conectividad funcional potencial en ambas áreas de estudio en relación al paisaje modelo de cada una de las áreas, y en los últimos 20 años, a consecuencia de los avances de las fronteras agrícola y urbana. Se discuten las posibles consecuencias de la pérdida de conectividad en función del comportamiento de las especies. Se puso de manifiesto la escasez de información de campo disponible referida a distribución de las especies, tamaño de población, ocupación de hábitat y distancia de dispersión, requerida para la evaluación de la conectividad funcional. Como conclusión se desprende la necesidad de información sobre la dinámica espacial de las poblaciones de muchas especies supuestamente objetivo de protección de los parques nacionales y otras reservas naturales, como herramienta para el manejo de las áreas protegidas y su entorno y del diseño de redes de hábitat y ecosistemas que impidan el aislamiento de las mismas.

**Palabras clave:** conservación de la biodiversidad, conectividad funcional, *Catagonus wagneri*, *Aotus azarai azarai*, Gran chaco argentino, longitud de correlación.

## Introducción

El manejo de las áreas protegidas establecidas para la protección de las especies nativas y los ecosistemas en que habitan se sustenta sobre la interacción de las especies con el ecosistema y de las especies entre sí. En un medio fragmentado, como los que actualmente imperan en gran parte del planeta, la conectividad del hábitat y de los ecosistemas es una de las características del paisaje de mayor importancia para la persistencia de poblaciones viables de especies y para la dispersión y colonización de parches de hábitat no ocupados.

La conectividad de hábitat, entendiendo por hábitat el espacio que reúne las condiciones y requerimientos de una especie o grupo de especies, es un concepto que describe la factibilidad de traslado de un animal entre parches de hábitat de buena

calidad en respuesta tanto a la estructura espacial del mosaico como al comportamiento de traslado del animal en respuesta a la configuración del paisaje (Taylor *et al.*, 1993). La misma definición es válida para los flujos ecológicos entre ecosistemas de un mosaico heterogéneo, en cuyo caso se habla de conectividad de ecosistemas o del paisaje. Redes de hábitat es un conjunto de parches de hábitat para una especie particular que puede trasladarse entre los parches conectados por espacios no hostiles y así mantener una población viable en un espacio fragmentado. Las redes de ecosistemas son conjuntos de ecosistemas conectados que facilitan los flujos entre ecosistemas y permiten la persistencia de los procesos ecológicos a escalas mayores. Esta idea se emplea desde hace unos años para el diseño de redes de áreas protegidas.

La conectividad tiene dos componentes: estructural y funcional (Crooks y Sanjayan, 2006). La componente estructural se refiere al arreglo espacial de los parches de hábitat en relación a otros elementos del paisaje. Se cuantifica sin tener en cuenta el comportamiento del organismo, poblaciones ni especies, por lo cual no tiene valor para la toma de decisiones en la selección del área, el diseño y el manejo de las áreas protegidas. Las métricas basadas sólo en la estructura del paisaje son estáticas, tienen significado a una única escala mientras que cada especie percibe el paisaje a una escala particular, que puede ser y generalmente es, diferente de la escala de medición de la configuración del mosaico. Dicho de otra manera, no hay un único valor crítico umbral al cual un mosaico aparece desconectado para todas las especies simultáneamente; a un mismo valor de conectividad una especie puede percibir el paisaje como conectado mientras que para otra aparece desconectado y la población se extingue localmente (Pearson *et al.*, 1996 citado por Taylor *et al.*, 2006). Para esta especie puede haber en el mosaico una proporción adecuada de hábitat para mantener una población viable pero si el hábitat se distribuye en parches separados a distancias mayores que las de movimiento de los individuos, éstos no pueden usar toda la superficie de hábitat (Taylor *et al.*, 2006).

La componente funcional tiene en cuenta el comportamiento de los individuos, especies o procesos ecológicos; esto es, sus respuestas al patrón espacial. La conectividad funcional requiere mucha información, no sólo de la configuración espacial de los elementos del paisaje o del mosaico, sino también de variables de comportamiento como extensión ocupada por la población o el proceso, distancia del movimiento, distancia de dispersión natal, preferencias de hábitat, ubicación de las poblaciones, entre otras, para cuya obtención se requiere trabajo de campo intensivo. Frecuentemente, la medición directa de la conectividad mediante la medición de los movimientos de los individuos y cálculo de las velocidades de traslado en el paisaje no es factible por razones logísticas (D'Eon *et al.*, 2002).

Se han desarrollado muchas técnicas y diferentes métricas para la evaluación de la conectividad funcional, que difieren en el grado de complejidad y de requerimientos de información (Fagan and Calabrese, 2006). Pero, no siempre se dispone de toda la información requerida para calcular o medir la conectividad funcional real, y en este caso se emplea como variable substituta la conectividad funcional potencial (Calabrese and Fagan, 2004). Los métodos que evalúan la conectividad funcional potencial

requieren menos variables de comportamiento y se obtiene un dato que evalúa las vías potenciales de flujo de organismos o procesos y una métrica de conectividad potencial del mosaico, sin un conocimiento acerca del uso real de dichas vías ni de los parches de hábitat, por lo cual el índice es una aproximación o modelo que habrá que validar con información independiente.

En trabajos anteriores evalué el grado y tipo de los cambios de usos de la tierra en los alrededores de tres áreas protegidas en la llanura chaco-pampeana (Matteucci, 2008; 2009a; 2009b). En los tres casos de estudio hice un análisis estructural porque el objetivo era evaluar la tasa y tipo de avance de las fronteras de conversión de usos de la tierra. En las tres áreas protegidas se comprobó que los cambios de uso de la tierra en sus entornos son de diversos tipos según las condiciones naturales y las estrategias de ocupación de la tierra y en los tres se han producido cambios, de mayor o menor cuantía, alrededor y dentro de las áreas protegidas, poniendo en peligro su efectividad. En este trabajo, retomo los dos casos de la Región Chaqueña (Parque Nacional-Reserva Provincial Copo y Parque Nacional Río Pilcomayo) para incorporar una visión funcional en el análisis.

Desde el punto de vista funcional interesa conocer si las condiciones requeridas para sostener poblaciones viables se mantienen, tanto el entorno como el interior de las áreas protegidas. Si la respuesta es negativa, interesa evaluar en qué medida se han deteriorado dichas condiciones y si la configuración espacial actual dentro del parque podría sostener poblaciones viables. En este trabajo se evalúan las condiciones de calidad de hábitat y de conectividad del paisaje para poblaciones de fauna registrada alguna vez en las áreas protegidas. Los resultados dan pautas para pocas especies y no son aplicables para planes de manejo de otras especies que no sean las elegidas para ejemplificar los cambios ocurridos en el lapso de tiempo que abarca el estudio.

## Métodos

### Selección de las especies

El estudio se realizó en dos reservas y sus entornos: Parque Nacional-Reserva Provincial Copo y Parque Nacional Río Pilcomayo, en las Ecorregiones Chaco Seco y Chaco Húmedo, respectivamente (ver Matteucci, 2009a para una descripción de

los parques). De la lista de especies de fauna registradas en estas dos áreas protegidas seleccioné aquellas de mamíferos nombradas con mayor frecuencia en las descripciones de estas áreas protegidas: puma (*Puma concolor*); yaguareté (*Panthera onca*), oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*), Tatu carreta (*Priodontes maximus*), quimillero (*Catagonus wagneri*); pecarí labiado (*Tayassu pecari*), pecarí de collar (*Pecari tajacu*), tapir (*Tapirus terrestris*), en el PN-RP Copo; y en el PN Río Pilcomayo, mono aullador (*Alouatta caraya*), mono caí (*Cebus nigritus*), mono de noche o mirikiná (*Aotus azarai azarai*), aguara guazu (*Chrysocyon brachyurus*), y el ave maitu (*Crax fasciolata*). Elegí estas especies porque supuse que aquellas en peligro y los mamíferos serían las más estudiadas y habría más datos de campo disponibles.

Como primer paso realicé una búsqueda bibliográfica con el objetivo de encontrar los datos requeridos para la evaluación de la conectividad del paisaje para las especies seleccionadas. Descubrí que hay muy pocos datos disponibles sobre comportamiento de especies en la Argentina, y en particular en estas reservas y sus entornos. Encontré varios trabajos realizados en Formosa oriental (Chaco Húmedo) sobre la dieta, estructura poblacional y densidad de población, comportamiento social, vida sexual y cuidado parental de los monos aullador y mirikiná (Fernández-Duque, 2005). Elegí el mono de noche (*Aotus azarai azarai*) para ejemplificar la situación del PN Río Pilcomayo y su entorno por varias razones: a) es endémico del Gran Chaco; b) es una especie en peligro; c) se conoce su área de actividad y la distancia de dispersión natal (distancia de traslado para formar una nueva familia en otro grupo social una vez alcanzada la madurez sexual; d) los datos provienen de estudios realizados en cercanías de mi área de estudio.

El mono de noche es pequeño, territorial y vive en grupos monógamos de pocos individuos en el Chaco Húmedo argentino. Aunque se lo conoce como nocturno, y su actividad es preferentemente de noche, muestra actividad también durante el día (Fernández-Duque, 2006). Pasa su vida en el dosel arbóreo y no se lo ve ni de día ni de noche fuera del bosque. Su área de actividad es de 4 a 12 ha, y una vez que ha madurado sexualmente, a la edad de 2 a 4 años, se traslada entre 185 y 2.243 m (distancia máxima mediana=660 m) para formar su propia familia en otro grupo social (Fernández-Duque, 2009). Si bien los estudios no se realizaron en mi área de estudio, al menos se realizaron en el mismo Complejo de Ecosistemas (Chaco Oriental del Bajo Río

Paraguay). La descripción que el autor presenta del patrón geomorfológico y de cobertura vegetal en su área de estudio coincide con la del PN Río Pilcomayo y su entorno (Fernández-Duque, 2009). No encontré datos del aguará guazú, ni tampoco del maitú, ambas catalogadas en peligro de extinción.

Una situación similar se presentó con la fauna del Chaco Seco. Hay muchos trabajos realizados para el yaguareté pero la mayoría en países vecinos y ninguno en el Chaco Seco, y en la mayoría de las regiones se desconoce su área de actividad y su distancia de dispersión. Ambas variables dependen de la disponibilidad de presas y esta depende de las condiciones climáticas, de la estructura del paisaje, de la ocupación humana y de interacciones inter e intraespecíficas. Para el yaguareté, el área de actividad varía entre 10 y 300 km<sup>2</sup> (Canevari y Vaccaro, 2007), dependiendo de esas condiciones. En Brasil, se midieron áreas de actividad promedio entre 49,4 km<sup>2</sup> (hembras en el Pantanal) a 265 km<sup>2</sup> (machos en el Cerrado) (Astete *et al.*, 2008). Encontré datos de campo de especies de pecarí, la mayoría para el Amazonas brasileño, México o Perú, pero no para la Argentina, excepto los trabajos involucrados con las interacciones pecaríes-humanos (Altrichter y Boaglio, 2004; Altrichter, 2005). Para ejemplificar los efectos de los cambios de uso de la tierra alrededor del PN-RP Copo elegí el quimillero por las siguientes razones: a) es el único pecarí endémico de la Región Chaqueña; b) está en peligro de extinción según la IUCN y ha sido declarado Monumento Natural en la provincia de Chaco, junto con otras especies; c) es un recurso alimenticio importante en la zona (Altrichter, 2006); d) se dispone de datos de área de actividad; e) la especie será estudiada en los próximos años y el modelo potencial propuesto podrá ser validado. Además, los pecaríes son una de las presas del yaguareté, el cual no es visto con frecuencia y probablemente la población es muy reducida a causa de la caza, de los cambios de uso de la tierra y de la reducción de las poblaciones de presas.

El quimillero (*Catagonus wagneri*), así llamado por alimentarse de los frutos de quimil (*Opuntia quimilo*), es el chancho de mayor tamaño de la región chaqueña y el único endémico del Chaco Seco donde habita los matorrales espinosos y bosques secos. Está adaptado al ambiente seco y cálido. En el Chaco seco paraguayo su área de actividad es de 1.100 ha y recorre 2,2 km por día, descansa por la noche en sitios distintos, y retorna al mismo sitio en ciclos de casi 42 días (Taber, 1993). En un estudio más reciente, se observó que los quimilleros pre-

fieren sitios con alto porcentaje de tierras boscosas, alejados de áreas con mayor densidad de asentamientos urbanos y de áreas con mayor densidad de caminos (Altrichter y Boaglio, 2004).

### **Selección de las métricas de conectividad funcional potencial**

Ya que sólo se contó con datos de extensión del área de actividad de las especies, del hábitat preferido y de distancia de dispersión, no fue posible calcular la conectividad funcional real, la cual requiere censos de población para determinar la ocupación de los parches de hábitat.

La métrica seleccionada para evaluar la conectividad del paisaje es la longitud de correlación, derivada de la teoría de la percolación aplicada a mosaicos bidimensionales. La Longitud de Correlación requiere primero el cálculo del radio de giro de cada parche de hábitat, que es una medida de la distancia promedio que recorre un organismo desde un punto elegido al azar para llegar al borde del parche sin salir del mismo (Gardner, 1999). El modelo de conectividad/percolación califica cada parche de acuerdo a su contribución a la conectividad total del paisaje. Cuanto más extendido es un parche mayor es su radio de giro; a igualdad de superficie, un parche alargado tiene mayor radio de giro que uno circular. Al nivel del paisaje, se calcula el índice de longitud de correlación (LC) como el promedio de radios de giro ponderados por el área de cada parche y representa la conectividad intraparche del paisaje para un organismo que está confinado a un tipo de hábitat y no puede atravesar la matriz en la que se insertan los parches de hábitat. La longitud de correlación es igual al radio de giro si el paisaje

está ocupado totalmente por un sólo parche de hábitat (Rothley and Rae, 2005). LC vale 0 cuando cada parche es tan pequeño como una celda e incrementa a medida que los parches incrementan en cantidad de píxeles y en expansión. Todos los cálculos se realizan en mapas en formato raster y se puede calcular con el programa Fragstats (McGarigal *et al.*, 2002) o con los programas de simulación de modelos neutrales. El Fragstats calcula el radio de giro como el promedio de las distancias en metros entre cada celda del parche y el centroide del parche y la longitud de correlación como la suma sobre todos los parches del radio de giro del parche  $i$  multiplicado por la proporción de la superficie total de hábitat ocupada por el parche  $i$  (tamaño del parche  $i$ /superficie total de hábitat) (McGarigal *et al.*, 2005).

La LC por sí sola no da idea de la fragmentación, por eso también he calculado las métricas: superficie total de hábitat (suma de las superficies de los parches de hábitat), cantidad de parches de hábitat, tamaño promedio de hábitat, Índice de parche mayor como el porcentaje del área total de hábitat concentrado en el parche de mayor tamaño.

### **Preparación de los mapas raster**

#### **Río Pilcomayo**

En este Complejo de Ecosistemas del Chaco Húmedo los bosques aparecen como parches relativamente extensos o alargados en los bordes de los cursos de agua (bosques de galería) en una matriz de tierras bajas con pastizales, sabanas de caranday y humedales. Los límites de los parches bos-

**Percolación es el flujo en un medio desordenado.** La teoría de la percolación junto con el modelado matemático provee herramientas robustas para comprender el papel de un medio heterogéneo en el movimiento de materiales y prever el comportamiento del objeto en movimiento; por ejemplo, el flujo de un líquido en un medio poroso, o el movimiento de arcillas en un medio líquido. La sustancia que fluye no se disuelve en el medio, sino que lo atraviesa pasando por los sitios en que el flujo se ve facilitado por la presencia de poros o corredores de menor resistencia. La teoría se aplicó en ecología de paisajes para describir el movimiento de organismos en un espacio heterogéneo compuesto por parches de hábitat (sitio apto) en una matriz hostil (sitio no apto). Los individuos atravesarán el espacio desde un sitio apto a otro, y la facilidad con que se atraviesa el mosaico heterogéneo depende de su estructura espacial (cómo se ordenan las celdas aptas en relación a las hostiles) y de la movilidad del organismo. La variable que mide el grado de factibilidad del movimiento es la conectividad funcional. El modelo se aplica también para describir el flujo del agua, el avance de un incendio, o de cualquier otro proceso físico o ecológico que ocurre en un espacio heterogéneo. La percolación es un proceso crítico porque tiene un umbral de proporción de sitios aptos por encima del cual todo el espacio aparece conectado. Para una distribución aleatoria de píxeles aptos, este umbral es de 0,5928 (59% de píxeles aptos). Ese valor cambia para distribuciones regulares y agrupadas y según el arreglo espacial.

cosos son netos y se distinguen claramente en el paisaje. Los mapas de bosques del Parque Nacional Río Pilcomayo y su entorno para los años 1987-89 y 2007 fueron elaborados a partir de las imágenes satelitales Landsat 5 de esos años mediante una clasificación supervisada realizada con «Find Like Areas» del ArcView 3.3 (Matteucci, 2009a). La resolución del mapa raster de bosques es de 30 m.

Ambos mapas de bosques son Booleanos, con valores 1 en los píxeles de bosque y 0 en los demás. Esto supone que la matriz es hostil, lo cual es aceptable para el mono de noche ya que pasa su vida en el dosel del bosque. Alrededor del parque nacional generé un entorno de 30 km desde el borde del mismo, con la función «Create Buffers» en el shape del PN Río Pilcomayo provisto por APN, para obtener el mapa del área de estudio (un único polígono), el cual resultó con una superficie de 363.257 ha. Elegí este ancho del buffer porque es la distancia que permite abarcar la franja de mayor crecimiento urbano a lo largo de la ruta nacional 86, causante de la interrupción de los parches de bosques hacia el Sur. Los mapas raster de bosques fueron recortados para incluir sólo el área de estudio.

El paisaje modelo se generó a partir del mapa raster de 1987, mediante un filtrado con un kernel 3x3 píxeles, con la función «Neighborhood statistics». Este proceso produjo un mapa con parches menos perforados e incrementados en tamaño con un borde de un píxel. De este modo, se obtuvo un mapa con mayor cantidad de hábitat y más parches conectados internamente y menos fragmentados por carreteras, pero con el mismo arreglo espacial de los parches de bosque del paisaje original. El paisaje modelo se generó con el objetivo de tener un patrón de comparación de las métricas.

### **Parque Nacional-Reserva Provincial Copo**

El área de estudio comprendió las dos áreas protegidas, que son linderas, más un buffer de 50 km desde el borde de las áreas protegidas, resultando en una superficie total de 20.375,71 km<sup>2</sup>. El patrón del paisaje en el Chaco seco es totalmente distinto de aquel del Chaco Húmedo en que se encuentra el PN Río Pilcomayo. Los tres tipos de vegetación leñosa, hábitat preferido por el chancho quimilero, se funden entre sí y con los pastizales sin límites netos, por lo cual fue necesario obtener un mapa de cobertura.

El mapa de cobertura se realizó mediante una clasificación automática de las imágenes Landsat de 1988-89 en 10 clases, y un filtrado con un kernel de 3x3 píxeles para disminuir el ruido (píxeles aislados). Se reclasificaron las clases de cobertura en 5 categorías: suelo desnudo o con muy baja cobertura de pastizal (incluye los paleocauces menos vegetados y las áreas quemadas), pastizal, matorral, bosque bajo denso, bosque bajo con emergentes. Este mapa de cobertura, con resolución 50 m, se empleó como situación de referencia; es el paisaje modelo ideal en el cual las áreas vegetadas se suponen no fragmentadas por actividad humana.

Los mapas reales de 1988-89 y 2007 (con actividad humana) se obtuvieron en varios pasos. Mediante digitalización manual en pantalla con las imágenes satelitales como fondo, se construyeron tres capas: disecciones (rutas, caminos y otras construcciones lineales); asentamientos humanos (puestos, poblados y ciudades); y parcelas de cultivo. La capa de disecciones se convirtió en una capa de polígonos creando buffers de 5 m de radio en los caminos secundarios y de 10 m de radio en las rutas para obtener caminos de 10 m de ancho y rutas de 20 m de ancho. Las tres capas de polígonos se unieron para obtener un mapa de áreas modificadas para cada año. Los mapas de áreas modificadas se superpusieron con el mapa del área de estudio (un único polígono) y de la resultante se eliminaron las áreas modificadas para construir para cada año un mapa de parches naturales y seminaturales (incluye tierras ganaderas en pastizales naturales), que quedó conformado por parches separados por las disecciones y perforados por parcelas de cultivo y áreas urbanas. Por comunicaciones personales se supone que las personas que pasan por los caminos secundarios extienden las actividades de caza alrededor de 200 m hacia ambos lados de las carreteras, por lo cual se generaron áreas interiores en los parches con la función «Create Core Areas» de la extensión «Patch Analyst» en ArcView 3.3. El mapa de cobertura total se obtuvo cortando el mapa raster de paisaje modelo con la capa de áreas naturales mediante la función «Clip grids to polygon theme» del Patch Analyst (Elkie *et al.*, 1999). Esta operación se realizó con las capas vectoriales de áreas naturales de 1988-89 y 2007, para obtener sendas capas de cobertura total por año, con 6 clases: suelo desnudo, pastizal, matorral, bosque bajo denso, bosque bajo con emergentes y tierras convertidas. Cada uno de estos mapas se reclasificó para obtener un mapa Booleano con valores 1 en los píxeles cubiertos por vegetación leñosa (hábitat) y 0 en las demás categorías (no hábitat).

## Cálculo de las métricas

Los mapas raster se exportaron en formato ASCII para ingresarlos en el programa Fragstats, en el cual se calculó el tamaño de parches en hectáreas y radio de giro en metros, al nivel de parches. Los resultados se pasaron a una planilla de cálculo en la cual se eliminaron todos los parches de superficie inferior a 4 ha (área mínima de actividad de los monos) en los mapas de Río Pilcomayo y los inferiores a 600 ha (área mínima de actividad del quimilero). La Longitud de Correlación del paisaje se calculó con los restantes parches en la planilla de cálculo. El procedimiento de cálculo se repitió para el Parque Nacional Río Pilcomayo y el área protegida PN-RP Copo, para verificar cuán efectiva es el área protegida en la conservación de las condiciones de hábitat. Los valores obtenidos para el área de estudio no son comparables con los obtenidos para las áreas protegidas porque las métricas de conectividad son muy sensibles a la escala ya que al reducir el área los parches próximos a los bordes se truncan y disminuye su área y su expansión. Se puede comparar los cambios entre años dentro de un mismo área de análisis.

## Resultados y Discusión

### El mono de noche en el Parque Nacional Río Pilcomayo y su entorno

Las variables que reflejan el estado del paisaje (área total de hábitat, promedio de radio de giro y longitud de correlación) disminuyeron en el período

de 20 años que abarca el estudio (Tabla 1), tanto en el área que comprende el entorno como dentro del parque nacional. En el entorno del parque se produjo fragmentación, como lo muestra el incremento de la cantidad de parches, y la reducción del tamaño promedio; en cambio, dentro del parque la cantidad de parches disminuyó apenas mientras que el tamaño promedio se mantuvo casi igual. El tamaño máximo de parche también disminuyó, confirmando la fragmentación del hábitat en el entorno y menor grado de fragmentación pero desgaste de los bordes en el área protegida.

La razón de cambio (columnas 4 y 7 de la Tabla 1) se calculó como  $(V_f - V_i) / V_i * 100$ , siendo  $V_i$  y  $V_f$  los valores inicial y final, respectivamente, de la variable. Un valor negativo indica una reducción del valor de la variable.

El paisaje modelo tiene un 25% de píxeles de hábitat; si la distribución de los píxeles aptos fuese aleatoria, la fracción de píxeles de hábitat estaría muy por debajo del valor crítico, y lejos de estar totalmente conectado; sin embargo, la longitud de correlación (LC) es muy alta comparativamente. En 1987, la LC es 64% inferior a la del paisaje modelo y la de 2007 es aún menor. Las métricas de superficie también muestran disminución marcada en 1987 con respecto al paisaje modelo, especialmente el índice de parche mayor, que da una idea de la cohesión del hábitat.

Hasta 2007, aparentemente había espacio disponible de hábitat para el mono de noche en el área de estudio y en el Parque Nacional. No tenemos datos acerca del área mínima de hábitat requerida para

Tabla 1. Métricas de parches y paisajes y razón de cambio para cada escala espacial.

Métrica	Área de estudio			RC (%)	Parque Nacional		RC (%)
	Paisaje Modelo	1987	2007	PM-1987	1987	2007	
Superficie total de hábitat (km <sup>2</sup> )	893,56	536,32	425,00	-39,98	144,11	86,13	-40,23
Cantidad de parches	1.126	958	1.103	-14,92	176,00	171,00	-2,84
Tamaño promedio de parche (ha)	79,36	44,02	38,53	-44,53	81,88	50,37	-38,49
Tamaño mínimo de parche (ha)	4,05	4,05	4,05	0,00	4,04	4,12	1,98
Tamaño máximo de parche (ha)	37.483,29	11.503,44	6.033,51	-69,31	6.495,20	653,12	-89,94
Promedio del radio de giro del parche (m)	251,51	270,96	257,53	7,73	335,79	300,69	-10,45
Índice de parche máximo (%)	41,95	21,45	14,20	-48,87	45,07	7,58	-83,18
Longitud de Correlación (m)	11.524,63	4.102,49	2.619,14	-64,40	3.275,22	866,05	-73,56

RC: razón de cambio. Las métricas del área de estudio no son comparables con las del PN (ver explicación en texto), las diferencias entre años dentro de una misma unidad territorial admiten comparación. Índice de parche máximo es el porcentaje del área total del hábitat en el parche de mayor tamaño. El área de estudio comprende el parque nacional y un buffer de 30 km de ancho desde el borde del parque nacional.

sostener una población viable pero, siendo que el área de actividad es 4 ha, quedan parches del tamaño adecuado para permitir la supervivencia de varios grupos sociales. Desconocemos el estado de conservación de los parches de bosque, ya que no tenemos estudios de campo que evalúen la composición de especies del bosque, la cobertura del dosel y la integridad del ecosistema. Tampoco hay datos sobre la densidad de población de los monos de noche en la zona. La presencia de espacio por sí sola no garantiza la persistencia de una población viable, pero sugiere que valdría la pena el estudio poblacional de los monos.

El comportamiento del mono de noche durante la dispersión natal sugiere una estrategia de evitación de la endogamia (cruzamiento sexual entre individuos de la misma familia) (Fernández-Duque, 2009). El achicamiento de los parches podría resultar en un incremento de la probabilidad de endogamia y deterioro de la población. Esta especie puede tener un rol importante en el bosque como dispersor de semillas y control biológico de insectos, ya que

se alimenta de frutos e insectos. No disponemos de estudios de interacción entre especies, de modo que no sabemos si esto realmente ocurre pero si la interacción existiera, la disminución de la densidad de monos podría afectar la densidad de especies de la flora o incrementar la de especies de insectos.

En la franja costera, hasta unos 50 km desde los bordes del parque nacional, la cantidad de hábitat y de parches, y la continuidad de los mismos ha disminuido considerablemente en los 20 años desde 1987-89 hasta 2007. Al comienzo del período de estudio, los parches de bosques se interrumpían hacia el sur por la presencia de la ruta nacional 86 y del área urbana, pero se prolongaban hacia el Este y el Oeste a partir del Parque Nacional en 1987-89 (Fig. 1, arriba). En 2007, la franja de bosques se achica hacia el Sur por el crecimiento urbano y se interrumpe también hacia el Oeste (Fig. 1, abajo). Queda una tenue oportunidad para desarrollar planes de manejo tendientes a la preservación de los bosques hacia el Este, previo estudio de la presencia y densidad de población de monos en estos parches.

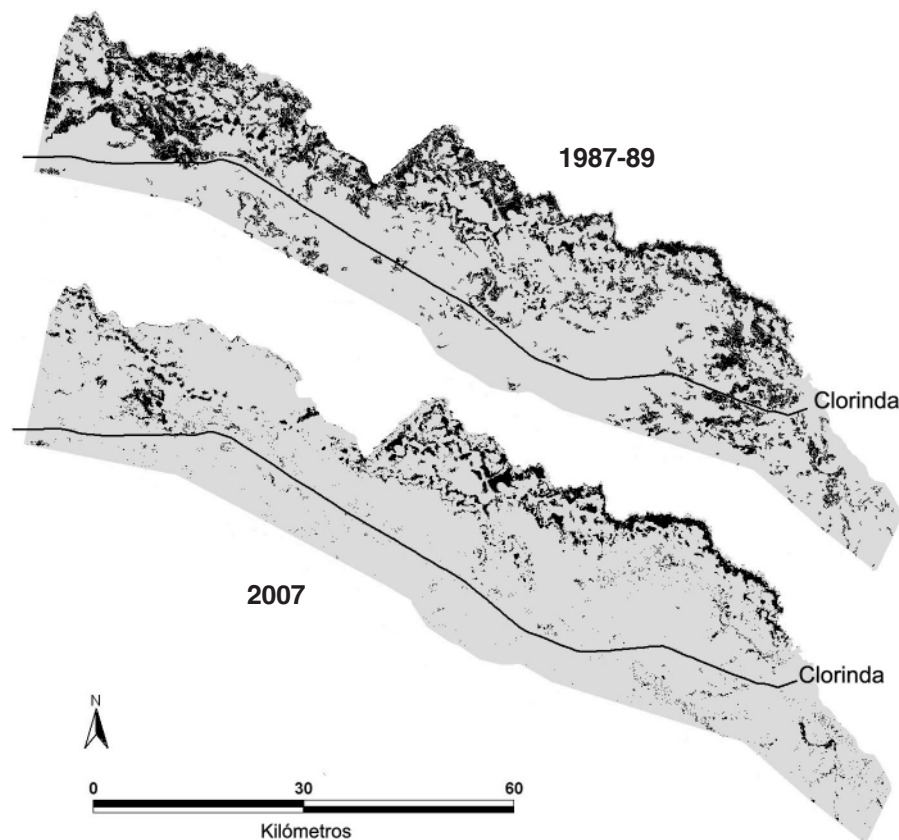


Figura 1. Distribución de los parches de bosque en 1987-89 y 2007 en la franja costera a lo largo del río Pilcomayo. Línea negra: Ruta Nacional 86; parches de bosque en negro.

### El chancho quimilero en el Parque Nacional-Reserva Provincial Copo

Los datos muestran una muy notable fragmentación comparando el paisaje modelo con el estado del área de estudio en 1988-89 y 2007. A consecuencia de la presencia de caminos, áreas urbanas y parcelas de cultivo, para 1988-89 la superficie total de hábitat (cubierta vegetal leñosa) era 27% inferior al paisaje ideal, el tamaño promedio de parche 90% y el índice de parche máximo 85%. Las medidas de conectividad intraparche (radio de giro promedio) y su promedio ponderado en el paisaje (Longitud de correlación) también son inferiores en 1988, en un 51 y un 87%. Esto indica que en promedio los parches internamente mantienen cierto grado de expansión pero al ser más pequeños la conectividad promedio en el paisaje disminuye (CL), ya que la ponderación del radio de giro por el tamaño del parche reduce el peso de los parches grandes e incrementa el de los pequeños. Los cambios entre 1988 y 2007 no son tan marcados y son insignificantes en comparación con los producidos a partir del paisaje modelo (Tabla 2).

Estos datos coincidirían con las observaciones realizadas en el Chaco seco paraguayo, en cuanto

a que las poblaciones se están fragmentando. Este hecho traería una disminución del tamaño de población; para la fecha de la publicación (1993) se estimaba que en Paraguay debía haber unos 5.000 individuos y se especulaba con que en la Argentina y Bolivia la población debía ser mayor (Taber, 1993). En la Argentina no tenemos datos del tamaño poblacional ni de ocupación de los parches de hábitat, por lo cual no podemos afirmar que todos ellos estén ocupados.

En el área protegida conformada por el parque nacional y la reserva provincial, de 1988 a 2007 desaparecieron algunos parches, que debían ser los más pequeños porque el tamaño promedio de parche se incrementó (Tabla 3). En 1988 había disecciones que marcaban bordes de parcelas, tanto en el parque nacional como en la reserva provincial. En 2007, algunas de las parcelas se desmontaron, otras se recuperaron y muchas disecciones desaparecieron (se cubrieron de vegetación). Estas observaciones pueden explicar el incremento del Índice de parche máximo, del radio de giro y de la longitud de correlación; al eliminarse las disecciones los parches se encuentran más expandidos y la conectividad aumenta.

Tabla 2. Métricas del área de estudio en el paisaje modelo, en 1988 y en 2007.

Métrica	P-Modelo	1988	2007
Superficie total de hábitat (km <sup>2</sup> )	12.909,68	9.473,60	7.754,22
Cantidad de parches	40	291	214
Tamaño promedio de parche (ha)	32.274,19	3.255,53	3.623,42
Tamaño mínimo de parche (ha)	648,00	601,00	607,50
Tamaño máximo de parche (ha)	920.199,50	101.499,75	106.690,75
Índice de parche mayor (%)	71,28	10,71	13,76
Promedio del radio de giro del parche (m)	4.612,76	2.245,60	2.288,61
Longitud de Correlación (m)	32.334,82	4.281,91	5.187,03

P-Modelo: Paisaje Modelo, sin disectar.

Tabla 3. Métricas del mosaico en el Parque Nacional-Reserva Provincial Copo en 1988 y 2007.

Métrica	PN y RM	
	1988	2007
Superficie total de hábitat (km <sup>2</sup> )	1.715,78	1.714,39
Cantidad de parches	22	19
Tamaño promedio de parche (ha)	7.799,00	9.023,11
Tamaño mínimo de parche (ha)	610,25	693,25
Tamaño máximo de parche (ha)	101.540,50	106.727,00
Índice de parche máximo (%)	59,18	65,25
Promedio del radio de giro del parche (m)	2.693,81	2.759,52
Longitud de Correlación (m)	9.168,95	10.326,05



El quimilero es un recurso alimenticio importante para los pobladores del chaco seco, y funciona como caja chica a través de la venta ocasional de animales vivos, carne, piel y productos hechos con piel de pecaríes (Altrichter, 2003). Su rol en el ecosistema es múltiple, es presa de los grandes felinos, y podría ser dispersor de las plantas de cuyos frutos se alimenta, y del quimil, si transporta las pencaas en su cuerpo (cosa que no aparece en la bibliografía). Su alimentación principal son los frutos de cactáceas (quimil y otras) de donde probablemente obtiene el agua. También come raíces de bromeliáceas, frutos de Acacia y Prosopis y ocasionalmente hierbas, carroña y pequeños animales.

El quimilero está adaptado a las condiciones de sequía y calor, y presenta características morfológicas en la implantación dental, las cavidades nasales y las órbitas oculares que podrían ser adaptaciones asociadas a la actividad mayormente diurna, en condiciones en que el aire puede estar cargado de polvo (Grubb and Groves, 1993). Existe evidencia circunstancial de que el quimilero bebe agua rara vez; en un estudio realizado en Paraguay se observó que no salieron de su territorio en búsqueda de agua aún cuando no tenían agua superficial por una sequía de 5 meses (Taber, 1993). Estas características los ubica como futuros pobladores de un área más amplia que probablemente se torne más árida y cálida, hacia el sur y hacia el oeste, a causa del cambio climático.

## Conclusiones

Ambas áreas de estudio han sufrido cambios más o menos drásticos en la configuración espacial de su paisaje, y la disminución de las medidas de conectividad potencial para las dos especies seleccionadas permite suponer que las poblaciones de ellas están en peligro. Hasta el presente no existen datos disponibles para evaluar la conectividad funcional real de estos mamíferos, ni de otras especies. La densidad de las poblaciones en el paisaje, la ocupación o no de los parches de hábitat, el comportamiento de traslado tanto en dispersión natal como en búsqueda de alimento, son todos datos esenciales para el manejo de áreas protegidas y para el diseño de redes que mitiguen el efecto de los cambios de usos de la tierra en el entorno de las reservas naturales.

La técnica de evaluación de la conectividad que he empleado no es la mejor. La métrica Longitud de Correlación tiene varias críticas. La LC no tiene un

intervalo fijo de variación por lo cual las comparaciones son difíciles (Saura y Pascual-Hortal, 2007). En este trabajo generé modelos ideales a partir de los mapas reales como patrón de comparación. La LC no es sensible al incremento de distancia entre parches; sólo considera la conectividad interna de los parches (Saura y Pascual-Hortal, 2007). En el caso del mono de noche, la matriz es hostil para la especie, el área de actividad del mono está dentro del parche y sus movimientos, incluyendo la dispersión natal, se producen sin salir del bosque, por lo tanto la CL es una medida funcional válida. No es el caso para el chanco quimilero, ya que nada le impide cruzar los caminos y otras áreas desnudas como los paleocauces y podría usar los parches pequeños como pasaderas entre parches grandes. La LC no tiene en cuenta estas situaciones y el modelo resulta ser una aproximación bajo el supuesto basado en la observación de que el quimilero no es observado en las cercanías de las carreteras, en sitios con alta densidad de carreteras o de asentamientos humanos. La LC no es sensible a la fragmentación, por eso es necesario combinarla con otras métricas indicativas de este proceso, como cantidad de parches, superficie promedio de parches e índice de parche mayor.

En la última década y media se ha desarrollado la técnica de evaluación de la conectividad funcional sobre la base de la teoría de grafos. En el modelo gráfico del paisaje, los parches se asimilan a nodos y las uniones entre parches son las aristas. Con este modelo se puede estudiar áreas muy extensas puesto que la base de datos requerida se reduce considerablemente en relación a aquella contenida en los mapas raster de igual superficie. La distancia entre parches de hábitat se puede medir como distancia euclidiana o como costo de dispersión dando valores de resistencia a los parches que no son de hábitat pero que la especie en cuestión puede atravesar con mayor o menor dificultad. De esta manera se van incorporando más detalles sobre el comportamiento de la especie a la medición de la conectividad funcional. Las computaciones no son sencillas pero se han desarrollado varios software para los cálculos y una gran cantidad de métricas derivadas de las operaciones matemáticas con la red de nodos, cada una con ventajas y desventajas (Keitt *et al.*, 1997; Minor and Urban, 2007; Pascual-Hortal y Saura, 2008).

Más allá de los resultados obtenidos para estas dos áreas protegidas, surgen muchas preguntas en relación al estudio ecológico de las poblaciones nativas, especialmente aquellas en peligro de

extinción: ¿por qué no tenemos información sobre área de actividad, comportamiento de la dispersión, ocupación de hábitat, para las especies nativas? ¿Por qué no se investigan estos temas? ¿Faltan biólogos formados? ¿Falta presupuesto para investigación en el estudio de la dinámica poblacional de la fauna y la flora nativas? ¿Por qué los pocos estudios disponibles de este tipo se han hecho en terrenos privados y no en las áreas protegidas? ¿Por qué hay más estudios de este tipo en los países vecinos que en el nuestro? ¿Es «el nicho vacío» lo que determina que investigadores extranjeros, con más medios económicos, estén estudiando nuestros recursos? ¿Es esto conveniente? ¿No es esto también un mecanismo de apropiación de los recursos de nuestro país, siendo la información uno de los re-

ursos estratégicos para una nación? El año de la biodiversidad llega a su fin: ¿hemos podido responder a estas preguntas? Es lo mínimo que nos debemos los argentinos.

### Agradecimientos

Agradezco a la Comisión Nacional Espacial por la provisión de las imágenes satelitales de la década 2007. Las imágenes de 1987-88 fueron bajadas de la página Web del «Global Land Cover Facility» (<http://glcfapp.glcf.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>). Agradezco a Micaela Camino por facilitarme bibliografía sobre el chancho quimilero. Investigación financiada por el subsidio de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica PICT2006 N° 2450.

### BIBLIOGRAFÍA

- ALTRICHTER, M. 2003. Wildlife in the life of local people of the semi-arid Argentine Chaco. *Biodiversity and Conservation* 15: 2719-2736.
- ALTRICHTER, M. 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biological Conservation* 126: 351-362.
- ALTRICHTER, M. 2006. Wildlife in the life of local people of the semi-arid Argentine Chaco. *Biodiversity and Conservation* 15: 2719-2736.
- ALTRICHTER, M. and G.I. BOAGLIO. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation* 116: 217-225.
- ASTETE, S.; R. SOLLMANN and L. SILVEIRA. 2008. Comparative Ecology of Jaguars in Brazil. CAT News Special Issue 4 - The Jaguar in Brazil: 9-14.
- CALABRESE, J.M and W.F. FAGAN. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and Environment* 2(10): 529-36.
- CANEVARI, M. y O. VACCARO. 2007. Guía de mamíferos del sur de America del sur. Primera Edición, Editorial L.O.L.A., Buenos Aires.
- CROOKS, K.E. and M. SANJAYAN. 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. In: K.E. Crooks and M. Sanjayan (eds.) *Connectivity Conservation*, Cambridge University Press. Pp. 1-19.
- D'EON, R.G.; S.M. GLENN; I. PARFITT and M.J. FORTIN. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology* 6(2): 10. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art10>
- ELKIE, P.; R. REMPEL and A. CARR. 1999. Patch Analyst User's Manual. Natural Resources Northwest Science & Technology, Thunder Bay, Ont. TM-002.
- FAGAN, W.F. and J.M. CALABRESE. 2006. Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. In: K.E. Crooks and M. Sanjayan (eds.) *Connectivity Conservation*, Cambridge University Press. Pp. 297-317.
- FERNÁNDEZ-DUKE, E. 2006. Aotinae. Social Monogamy in the Only Nocturnal Haplorhines. In: C.J. Campbell, A. Fuentes, K.C. MacKinnon, M. Panger, S.K. Bearder (eds.) *Primates in Perspective*. Oxford University Press, New York/Oxford. Pp. 139-185.
- FERNÁNDEZ-DUQUE, E. 2009. Natal dispersal in monogamous owl monkeys (*Aotus azarai*) of the Argentinean Chaco. *Behaviour* 146(4-5): 583-606.
- GARDNER, R.H. 1999. RULE: map generation and a spatial analysis program. In: J.M. Klopatek and R.H. Gardner (eds.) *Landscape ecological analysis. Issues and applications*. Springer, New York. Pp. 280-303.
- GRUBB, P. and C.P. GROVES. 1993. The Neotropical Tayassuids (Tayassu and Catagonus), Taxonomy and description. In: W.L.R. Oliver (ed.) *Pigs, Peccaries and Hippos: Status survey and conservation action plan*. IUCN, Gland, Switzerland. Pp. 15-20.

- KEITT, T.H.; D.L.URBAN and B.T. MILNE. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* [online]1(1): 4. Available from the Internet. URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4/>
- MATTEUCCI, S.D. 2008. Áreas protegidas y el avance de las fronteras agrícola y urbana. *Fronteras* 7: 1-10. ISSN 1667-3999.
- MATTEUCCI, S.D. 2009a. Cambios de uso de la tierra en el entorno de las áreas protegidas en la Llanura chaqueña. Posibles consecuencias sobre la efectividad de las reservas naturales. *En: J. Morello, A. F. Rodríguez (eds.) El Chaco sin bosques: la pampa o el desierto del futuro. UNESCO-GEPAMA-FADU-UBA. Orientación Grafica Editora, Buenos Aires. Pp 291-311. (ISBN:978-9-879260-73-9).*
- MATTEUCCI, S.D. 2009b. Efecto del entorno sobre las áreas protegidas: el caso de la reserva de la biosfera Parque Costero del Sur, Provincia de Buenos Aires. *En: J. Athor (ed.) Parque Costero del Sur. Naturaleza, conservación y patrimonio cultural. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires, Argentina. Pp. 37-49 (ISBN 978-9-872534-63-9).*
- McGARIGAL, K.; B.J. MARKS; C. HOLMS and E. ENE. 2002. Fragstats. Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Version 3.3. [http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats\\_downloads.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html)
- McGARIGAL, K.; S. CUSHMAN and C. REGAN. 2005. Quantifying habitat loss and fragmentacion. USDA Forest Service, Rocky Mountain Region, Denver, Colorado.
- MINOR, E.S. and D.L. URBAN. 2007. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecological Applications* 17(6): 1771-1782.
- PASCUAL-HORTAL, L. and S. SAURA. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *European Journal of Forest Research* 127: 23-31.
- ROTHLEY, K.D. and C. RAE. 2005. Working backwards to move forwards: graph-based connectivity metrics for reserve network selection. *Environmental Modeling and Assessment* 10: 107-113.
- SAURA, S. and L. PASCUAL-HORTAL. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83: 91-103.
- TABER, A.B. 1993. The Chacoan Peccary (*Catagonus wagneri*). *In: W.L.R. Oliver (ed.) Pigs, Peccaries and Hippos: Status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, Switzerland. Pp.: 41-51.*
- TAYLOR, P.D.; L. FAHRIG; K. HENEIN and G. MERRIAM. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-572.
- TAYLOR, P.D.; L. FAHRIG and K.A. WITH. 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. *In: K.E. Crooks and M. Sanjayan (eds.) Connectivity Conservation, Cambridge University Press. Pp.: 29-43.*
-