

**MAPEO DE LOS BENEFICIOS MÚLTIPLES DE REDD+ EN PARAGUAY:
UTILIZACIÓN DE LA INFORMACIÓN ESPACIAL PARA APOYAR LA
PLANIFICACIÓN DEL USO DE LA TIERRA**



**ANÁLISIS ADICIONALES DE BENEFICIOS
MÚLTIPLES DE REDD+ EN PARAGUAY:
METODOLOGÍA Y RESULTADOS**

PRODUCTO FINAL DE USO INTERNO

**P R O G R A M A
ONU-REDD+
P A R A G U A Y**

P R O G R A M A
ONU-REDD+
P A R A G U A Y

El Programa ONU-REDD es la iniciativa de colaboración de las Naciones Unidas sobre Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques (REDD) en los países en desarrollo. El Programa se puso en marcha en septiembre de 2008 para ayudar a los países en desarrollo a preparar e implementar estrategias nacionales de REDD+, y se basa en el poder de convocatoria y la experiencia de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), el Programa las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

El Centro de Monitoreo de la Conservación Mundial del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEPWCMC) es el centro especialista en la evaluación de la biodiversidad del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), la organización ambiental intergubernamental más importante del mundo. El Centro lleva trabajando más de 30 años, combinando la investigación científica con el asesoramiento práctico sobre política pública.

La reproducción de esta publicación está autorizada para fines educativos o sin ánimo de lucro, sin ningún otro permiso especial, a condición de que se indique la fuente de la que proviene. La reutilización de cualquiera de las ilustraciones está sujeta a su autorización por parte de los titulares de los derechos originales. La publicación no podrá utilizarse para la venta ni para ningún otro propósito comercial sin previa autorización por escrito del PNUMA. Las solicitudes para tal autorización, con una descripción del propósito y el alcance de la reproducción, deben enviarse al Director, UNEP-WCMC, 219 Huntingdon Road, Cambridge, CB3 0DL, Reino Unido.

DESCARGO DE RESPONSABILIDAD

Los contenidos de este informe no reflejan necesariamente las opiniones o políticas del PNUMA, las organizaciones contribuyentes o los redactores. Las denominaciones empleadas y la presentación de materiales en este informe no implican la expresión de ninguna opinión por parte de las organizaciones del PNUMA u organizaciones contribuyentes, redactores o editores relativas a la condición jurídica de cualquier país, territorio, ciudad, zona o de sus autoridades, ni respecto a la delimitación de sus fronteras o límites, o la designación de su nombre, fronteras o límites. La mención de una entidad comercial o un producto en esta publicación no implica promoción alguna por parte del PNUMA.

Preparado por: (por orden alfabético) Arnell, A., de Lamo, X., García Rangel, S., Kapos, V., King, S., Miles, L., Shennan-Farpón, Y., van Soesbergen, A. y Walcott, J.

Colaboradores: (por orden alfabético) Cabral, N.D., Casco, G., Rivarola, N., y Vera-Alcaraz, H.S

Cita: (en prensa) Metodología y resultados preliminares del análisis de beneficios múltiples adicionales de REDD+ en Paraguay. Preparado por PNUMA-WCMC, Cambridge, Reino Unido.

Índice

Introducción y contexto.....	1
Potenciales corredores biológicos entre áreas protegidas del Paraguay.....	2
Importancia de los bosques del Paraguay en el control de la pérdida de suelo por erosión hídrica.....	10
Contribución de los bosques en la prevención de la erosión hídrica en relación a la capacidad del suelo para el desarrollo de actividades agropecuarias.....	12
Importancia de los bosques en el control de la sedimentación de los ríos navegables del Paraguay.....	15
Importancia relativa de los bosques del Paraguay en el control de la erosión eólica.....	17
Referencias.....	20

Introducción y contexto

La República del Paraguay, con el apoyo del Programa ONU-REDD, está actualmente preparando la futura implementación de REDD+, un mecanismo que pretende incentivar actividades que reduzcan las emisiones derivadas de la deforestación y degradación forestal, así como también la conservación y el manejo sostenible de los bosques y el incremento de las reservas de carbono forestal. No obstante, además del objetivo principal del mantenimiento y aumento del carbono almacenado en los bosques, REDD+ tiene también el potencial de ofrecer toda una serie de beneficios adicionales, tanto de tipo social como ambiental, dependiendo de dónde y cómo sea implementado. Sin embargo, REDD+ puede conllevar riesgos de tipo social y ambiental.

Bajo este marco, y a partir de la experiencia y resultados obtenidos en proyectos previos (Walcott et al. 2015), se estableció un proyecto colaborativo para asegurar una mejor integración de los beneficios múltiples en la planificación nacional REDD+ mediante el análisis cartográfico de beneficios múltiples adicionales, no considerados en proyectos previos. El presente trabajo pretende contribuir a asegurar que estos beneficios y riesgos están debidamente considerados en la planificación de REDD+, así como también durante el desarrollo del enfoque nacional de las salvaguardas de Cancún de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC).

El presente documento describe los resultados y la metodología empleada para el análisis espacial de un conjunto de beneficios múltiples considerados prioritarios por el Equipo Técnico Nacional (ETN) del Programa Nacional Conjunto ONU-REDD Paraguay, en base a su relevancia para la planificación nacional y su viabilidad técnica. Dicho análisis consistió en evaluar: a) potenciales corredores biológicos entre áreas protegidas de Paraguay; b) la importancia de los bosques de Paraguay en el control de la pérdida de suelo por erosión hídrica, además de la relación de esta con la capacidad del suelo para el desarrollo de actividades agropecuarias; c) la importancia de los bosques en el control de la sedimentación en ríos navegables y d) la importancia relativa de los bosques en el control de la erosión eólica. Estos análisis fueron desarrollados y revisados en colaboración con las contrapartes nacionales de la Secretaría del Ambiente (SEAM), el Instituto Forestal Nacional (INFONA), así como los responsables de desarrollar la estrategia nacional REDD+ en Paraguay.

Los análisis incluidos en este trabajo, así como también los resultados del estudio previo de beneficios múltiples de REDD+ en Paraguay, pueden resultar de utilidad para planificadores y responsables políticos durante el desarrollo de una estrategia nacional REDD+ que tenga en cuenta los efectos que la ubicación espacial de acciones REDD+ pueda tener sobre la provisión de beneficios ambientales y sociales adicionales, o los costes y beneficios económicos asociados a su implementación.

Potenciales corredores biológicos entre áreas protegidas del Paraguay

La fragmentación de hábitat es considerada uno de los procesos antrópicos con efectos más negativos sobre la diversidad biológica (Fahrig 2003). En particular la deforestación y consecuente fragmentación de ecosistemas boscosos amenaza a una gran cantidad de especies a nivel mundial (Myers et al. 2000; IUCN 2015). En este sentido, los corredores biológicos, entendidos como un mosaico de diferentes tipos de uso del suelo manejado para conectar fragmentos de hábitat a través del paisaje (Bennett 1998; Miller et al. 2001), se han erigido como una de las principales herramientas para atenuar estos efectos, debido a su capacidad para conectar plantas y/o animales situados en diferentes fragmentos, disminuyendo así su riesgo de extinción (Crooks y Sanjaya 2006; Worboys et al. 2010).

La conversión masiva de masas forestales a uso agrícola y de pastoreo ha ocasionado una importante fragmentación de las zonas boscosas en Paraguay (Aide et al. 2013), creando un paisaje compuesto de fragmentos de bosque cada vez más pequeños y aislados (Gorresen y Willig 2004). Es por este motivo que Paraguay ha identificado el mantenimiento de corredores de corredores biológicos como un importante beneficio potencial de REDD+ para el país. La identificación de estos corredores, sin embargo, resulta bastante compleja debido a la capacidad diferencial de las especies para desplazarse a través del paisaje. Un mismo fragmento de hábitat, por ejemplo, puede resultar útil como corredor para ciertos grupos biológicos como las aves pero no para otros (ej. anfibios, réptiles, mamíferos) (Crooks y Sanjaya 2006).

El presente análisis pretende determinar de manera preliminar la utilidad potencial de los bosques como corredores biológicos para conectar las Áreas Silvestres Protegidas del Paraguay. El resultado final, en combinación con otras fuentes de información, puede servir como base de estudios más exhaustivos y apoyar la toma de decisiones en relación al fortalecimiento del Sistema Nacional de Áreas Protegidas y el mantenimiento de la conectividad entre estas unidades.

El área de estudio seleccionada para el análisis abarca la superficie total de Paraguay más una zona búfer de 60 km a lo largo de la frontera del país. Esta zona fue incluida para evaluar la conectividad potencial más allá de los límites administrativos de Paraguay y explorar las posibilidades de conservación a nivel transfronterizo. El análisis se realizó a 3 niveles: a) escala nacional, b) Región del Chaco y c) Región Oriental. La confección de la capa de áreas protegidas se realizó combinando una capa sobre la red de Áreas Silvestres Protegidas de Paraguay (SEAM 2011) con las áreas protegidas situadas en la zona búfer de Argentina, Bolivia y Brasil según los datos disponibles en la Base de Datos Mundial de Áreas Protegidas (WDPA 2015). La cobertura boscosa fue determinada en base a los Campos Continuos de Vegetación de las imágenes satelitales MODIS, ya que su extensión permitía abarcar toda el área de estudio y además es consistente con la información disponible a nivel nacional.

El análisis para la identificación de corredores biológicos potenciales se realizó para un total de 53 especies asociadas a hábitats boscosos (según la información sobre preferencias de hábitat disponible en IUCN (2015) de la Lista Roja de especies amenazadas de la IUCN (IUCN 2015). Las especies a incluir fueron previamente acordadas con contrapartes nacionales (Tabla 1). Los mapas de distribución de estas especies, obtenidos de la base de datos global de la Lista Roja de la IUCN (2015), se ajustaron a la cobertura boscosa actual obtenida a partir del ya mencionado producto MODIS.

NOMBRE CIENTÍFICO	CLASE	ORDEN	FAMILIA	CATEGORÍA UICN
<i>Acanthochelys pallidipectoris</i>	Reptiles	Testudines	<i>Chelidae</i>	VU
<i>Accipiter poliogaster</i>	Aves	Accipitriformes	<i>Accipitridae</i>	NT
<i>Amaurospiza moesta</i>	Aves	Passeriformes	<i>Cardinalidae</i>	NT
<i>Amazona pretrei</i>	Aves	Psittaciformes	<i>Psittacidae</i>	VU
<i>Amazona vinacea</i>	Aves	Psittaciformes	<i>Psittacidae</i>	EN
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	Aves	Passeriformes	<i>Furnariidae</i>	NT

NOMBRE CIENTÍFICO	CLASE	ORDEN	FAMILIA	CATEGORÍA UICN
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	Aves	Psittaciformes	<i>Psittacidae</i>	VU
<i>Buteogallus coronatus</i>	Aves	Accipitriformes	<i>Accipitridae</i>	EN
<i>Cabassous chacoensis</i>	Mamíferos	Cingulata	<i>Dasypodidae</i>	NT
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Mamíferos	Carnivora	<i>Canidae</i>	NT
<i>Claravis geoffroyi</i>	Aves	Columbiformes	<i>Columbidae</i>	CR
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	Aves	Passeriformes	<i>Furnariidae</i>	NT
<i>Crax fasciolata</i>	Aves	Galliformes	<i>Cracidae</i>	VU
<i>Crossodactylus schmidti</i>	Anfibios	Anura	<i>Hylodidae</i>	NT
<i>Dasybus hybridus</i>	Mamíferos	Cingulata	<i>Dasypodidae</i>	NT
<i>Eleothreptus anomalus</i>	Aves	Caprimulgiformes	<i>Caprimulgidae</i>	NT
<i>Euphonia chalybea</i>	Aves	Passeriformes	<i>Fringillidae</i>	NT
<i>Falco deiroleucus</i>	Aves	Falconiformes	<i>Falconidae</i>	NT
<i>Harpia harpyja</i>	Aves	Accipitriformes	<i>Accipitridae</i>	NT
<i>Leopardus colocolo</i>	Mamíferos	Carnivora	<i>Felidae</i>	NT
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Mamíferos	Carnivora	<i>Felidae</i>	NT
<i>Leopardus tigrinus</i>	Mamíferos	Carnivora	<i>Felidae</i>	VU
<i>Leopardus wiedii</i>	Mamíferos	Carnivora	<i>Felidae</i>	NT
<i>Leptodactylus laticeps</i>	Anfibios	Anura	<i>Leptodactylidae</i>	NT
<i>Morphnus guianensis</i>	Aves	Accipitriformes	<i>Accipitridae</i>	NT
<i>Myotis ruber</i>	Mamíferos	Chiroptera	<i>Vespertilionidae</i>	NT
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Mamíferos	Pilosa	<i>Myrmecophagidae</i>	VU
<i>Neochen jubata</i>	Aves	Anseriformes	<i>Anatidae</i>	NT
<i>Panthera onca</i>	Mamíferos	Carnivora	<i>Felidae</i>	NT
<i>Phibalura flavirostris</i>	Aves	Passeriformes	<i>Cotingidae</i>	NT
<i>Phylloscartes eximius</i>	Aves	Passeriformes	<i>Tyrannidae</i>	NT
<i>Phylloscartes paulista</i>	Aves	Passeriformes	<i>Tyrannidae</i>	NT
<i>Phylloscartes sylviolus</i>	Aves	Passeriformes	<i>Tyrannidae</i>	NT
<i>Piculus aurulentus</i>	Aves	Piciformes	<i>Picidae</i>	NT
<i>Pipile jacutinga</i>	Aves	Galliformes	<i>Cracidae</i>	EN
<i>Platyrrinchus leucoryphus</i>	Aves	Passeriformes	<i>Tyrannidae</i>	VU
<i>Polioptila lactea</i>	Aves	Passeriformes	<i>Poliptilidae</i>	NT
<i>Primolius maracana</i>	Aves	Psittaciformes	<i>Psittacidae</i>	NT
<i>Priodontes maximus</i>	Mamíferos	Cingulata	<i>Dasypodidae</i>	VU
<i>Procnias nudicollis</i>	Aves	Passeriformes	<i>Cotingidae</i>	VU
<i>Pseudastur polionotus</i>	Aves	Accipitriformes	<i>Accipitridae</i>	NT
<i>Pteroglossus bailloni</i>	Aves	Piciformes	<i>Ramphastidae</i>	NT
<i>Pteronura brasiliensis</i>	Mamíferos	Carnivora	<i>Mustelidae</i>	EN
<i>Pyrrhura devillei</i>	Aves	Psittaciformes	<i>Psittacidae</i>	NT
<i>Speothos venaticus</i>	Mamíferos	Carnivora	<i>Canidae</i>	NT
<i>Spizaetus ornatus</i>	Aves	Accipitriformes	<i>Accipitridae</i>	NT
<i>Sporophila falcirostris</i>	Aves	Passeriformes	<i>Thraupidae</i>	VU
<i>Sporophila frontalis</i>	Aves	Passeriformes	<i>Thraupidae</i>	VU

NOMBRE CIENTÍFICO	CLASE	ORDEN	FAMILIA	CATEGORÍA UICN
<i>Strix hylophila</i>	Aves	Strigiformes	<i>Strigidae</i>	NT
<i>Tapirus terrestris</i>	Mamíferos	Perissodactyla	<i>Tapiridae</i>	VU
<i>Tayassu pecari</i>	Mamíferos	Cetartiodactyla	<i>Tayassuidae</i>	VU
<i>Thylamys macrurus</i>	Mamíferos	Didelphimorphia	<i>Didelphidae</i>	NT
<i>Tinamus solitarius</i>	Aves	Tinamiformes	<i>Tinamidae</i>	NT

Tabla 1. Lista de especies consideradas en el análisis de corredores biológicos.

Una vez obtenidas las áreas de distribución asociadas a bosque para cada una de las especies consideradas, se procedió a identificar los corredores biológicos potenciales a través del siguiente análisis:

Primeramente, mediante el programa informático [Zonation](#), una herramienta de planificación espacial para orientar decisiones relacionadas con la conservación, se produjo una capa indicativa del valor de conservación en base a la distribución de las especies escogidas para el análisis (Moilanen et al. 2014). Esta capa se computó a partir del cálculo del valor de conservación marginal de cada pixel (el cual depende directamente del número total de especies que se estiman presentes allí según los mapas de distribución) mediante la extracción iterativa y por separado de cada uno de los píxeles que componen el mapa. El resultado de este proceso es un mapa ráster en donde el territorio se ha clasificado en función de su prioridad para la conservación de las especies escogidas, otorgando un valor entre 0 (prioridad nula) y 1 (máxima prioridad). El mapa de Áreas Silvestres Protegidas del Paraguay fue utilizado como máscara jerárquica para asegurar que estas áreas fuesen seleccionadas con la prioridad más alta.

Posteriormente, el mapa generado se utilizó como insumo en el análisis de corredores, el cual se realizó a partir del cálculo de: 1) las rutas de menor costo (LCPs, por sus siglas en inglés) y 2) los corredores de menor costo (LCCs, por sus siglas en inglés) entre áreas protegidas consideradas. Las LCPs son comúnmente utilizadas en el modelaje de la conectividad ecológica permitiendo identificar la ruta de menor “costo” para el movimiento de individuos entre fragmentos de hábitat (Sawyer et al. 2011). El costo se determina en base a barreras físicas, riesgo de depredación o algún otro factor relevante. Por su parte, los LCCs, se obtienen del cálculo de rutas de bajo costo alternativas en función de las LCPs. Esto permite ampliar el área disponible para planificación la conservación de la conectividad de la forma más efectiva. En este caso, el costo fue determinado en base al mapa resultante del análisis en Zonation, ofreciendo un mapa de “superficie de resistencia al movimiento” en función del valor relativo para la conservación de las especies consideradas en el análisis. Los corredores identificados representan pues aquellas rutas entre áreas protegidas que captan la mayor proporción de especies.

La figura 1 muestra el resultado del análisis a escala nacional, el cual identifica la zona del sureste del país como la zona con un mayor número de corredores potenciales. Esto es probablemente debido a que es la zona con más probabilidad de encontrar una proporción mayor de las especies consideradas, además de que existe un mayor número de áreas protegidas y una menor distancia entre ellas.

Dado que el análisis a escala nacional categoriza el territorio en función de su prioridad a escala nacional, es posible que éste subestimara la aptitud de los bosques del Chaco debido a que es en la Región Oriental donde se encuentra la mayor concentración de especies. Un análisis individualizado para cada una de las regiones puede entonces ofrecer un entendimiento más robusto y más adaptado a las diferentes condiciones ecológicas de estas dos zonas. La figura 2 muestra los resultados del análisis realizado separadamente para la Región del Chaco (2a) y la Región Oriental (2b) del país. La comparación de estos resultados con el realizado a escala nacional no permite observar diferencias significativas en la distribución de corredores en cada zona, con lo cual se puede concluir que el análisis a escala nacional es lo suficientemente robusto para resistir el efecto que la marcada concentración espacial de especies en la Región Oriental podría tener sobre el mapa en su conjunto.

De manera complementaria a la conectividad entre áreas protegidas, el análisis se repitió considerando también áreas identificadas como de alta prioridad para la conservación. La delimitación de estas áreas consistió en

seleccionar el 20% de las áreas con un valor de prioridad de conservación más alto a partir del análisis de Zonation (incluyendo todas las áreas protegidas), pero eliminando aquellas áreas con una superficie inferior a 5 km². Esto permite una delimitación más natural de los corredores, ya que abarca todas las áreas de mayor concentración estimada de especies y no sólo aquellas determinadas por la ubicación de las actuales áreas legalmente protegidas, lo que probablemente los haga más efectivos. La figura 3 representa el resultado de este análisis para la Región del Chaco, como ejemplo.

Estos mapas pueden ser útiles para indicar áreas de potencial importancia como corredor para el conjunto de especies consideradas. Las rutas de menor costo, sin embargo, no deben de ser utilizadas como insumos para una planificación más detallada sino como indicadores de los corredores que más fácilmente podrían ser implantados en la práctica debido a su menor longitud y, en consecuencia, menores costos asociados.

Cabe destacar también que la delimitación final de un eventual corredor dependerá en la práctica de otros factores, como por ejemplo el uso actual del suelo en la zona identificada como corredor potencial o la capacidad de dispersión de las especies para las cuales estará destinado el corredor.

Es importante resaltar también que el hecho que un determinado corredor sea potencialmente el más apto para el conjunto de especies consideradas no tiene por qué significar que es el más apto para una especie en particular. Los mapas de la figura 4 ilustran este hecho tomando los resultados de dos especies individuales como ejemplo: la Guyra campana (*Procnias nudicollis*), el ave nacional de Paraguay, y la Tortolita alipúrpura (*Claravis geoffroyi*), la única de las especies consideradas catalogadas como “En Peligro Crítico” de extinción según la UICN.

Figura 1. Potenciales corredores biológicos entre áreas protegidas

Este mapa muestra áreas de potencial utilidad para asegurar la conectividad de áreas protegidas que albergan especies prioritarias asociadas a ecosistemas boscosos en Paraguay. En estas zonas, las acciones REDD+ destinadas a conservar o restaurar bosques pueden contribuir a la protección de estos ecosistemas y la viabilidad a largo plazo de las especies asociadas. Para el análisis se consideraron todos aquellos vertebrados terrestres catalogados como “En Peligro Crítico”, “En Peligro”, “Vulnerable” así como también algunas especies “Casi Amenazadas” priorizadas por las partes interesadas según la Lista Roja de la UICN. Los corredores de menor costo, categorizados en una escala de color de beige a marrón según su aptitud, identifican las áreas con mayor capacidad potencial de conectar el conjunto de especies consideradas en el análisis, según sus áreas de distribución. Las rutas señaladas en rojo indican las rutas de menor costo que por su longitud son probablemente las que tengan mayor probabilidad de ser materializadas.

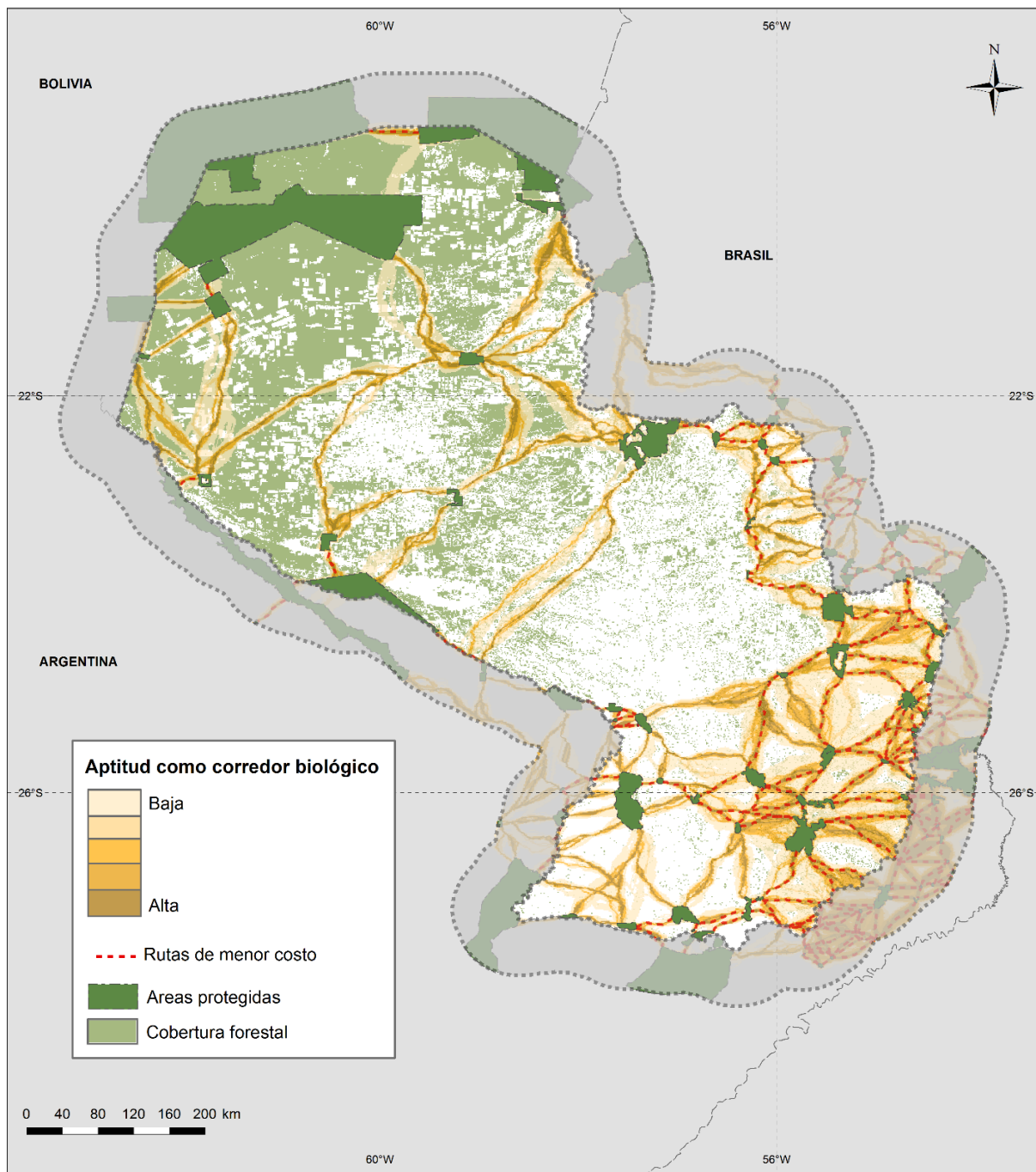


Figura 2. Potenciales corredores biológicos entre áreas protegidas para el Chaco y la región oriental

2a) Región del Chaco. 2b) Región oriental.

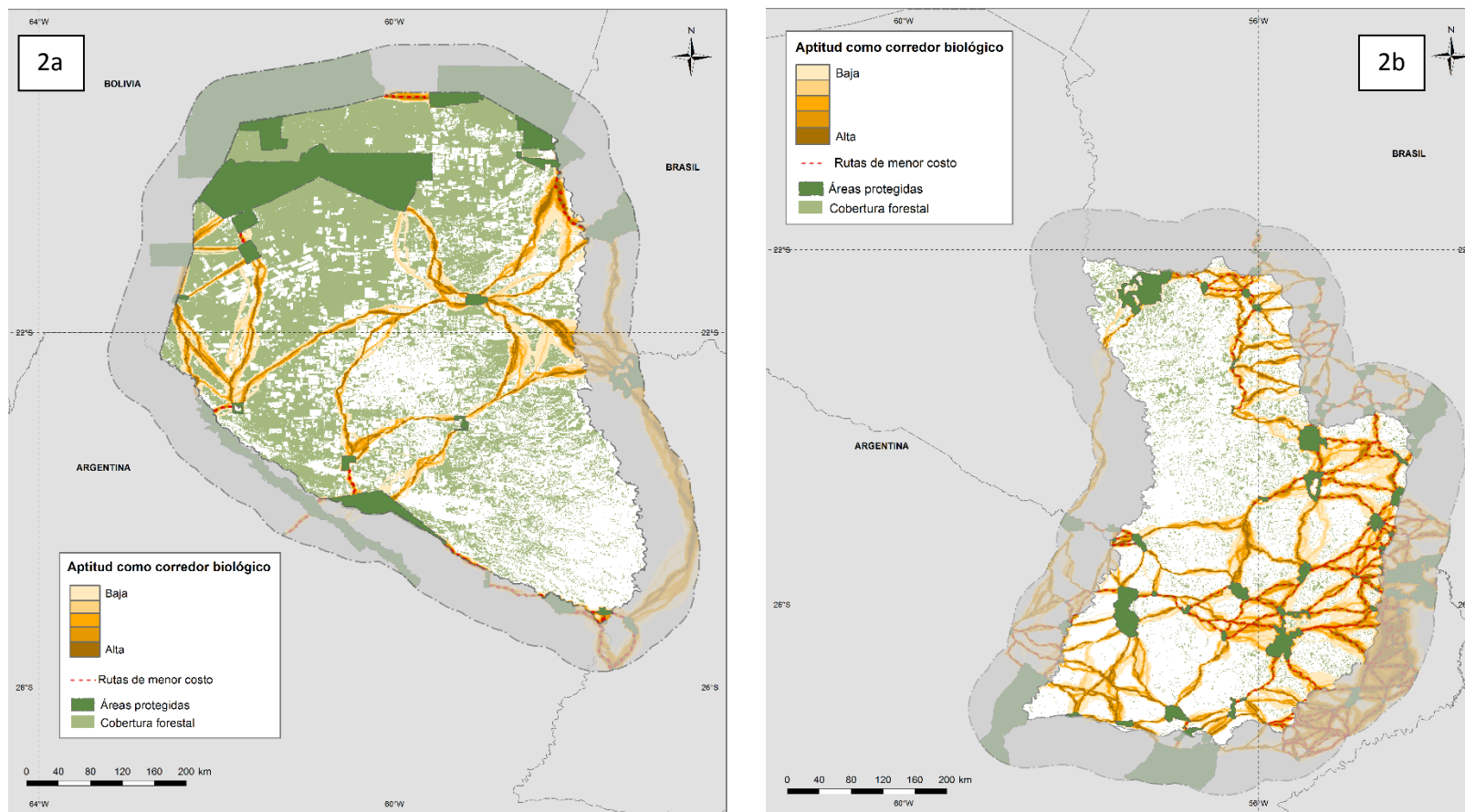


Figura 3. Potenciales corredores biológicos entre áreas protegidas y áreas de alta prioridad en el Chaco

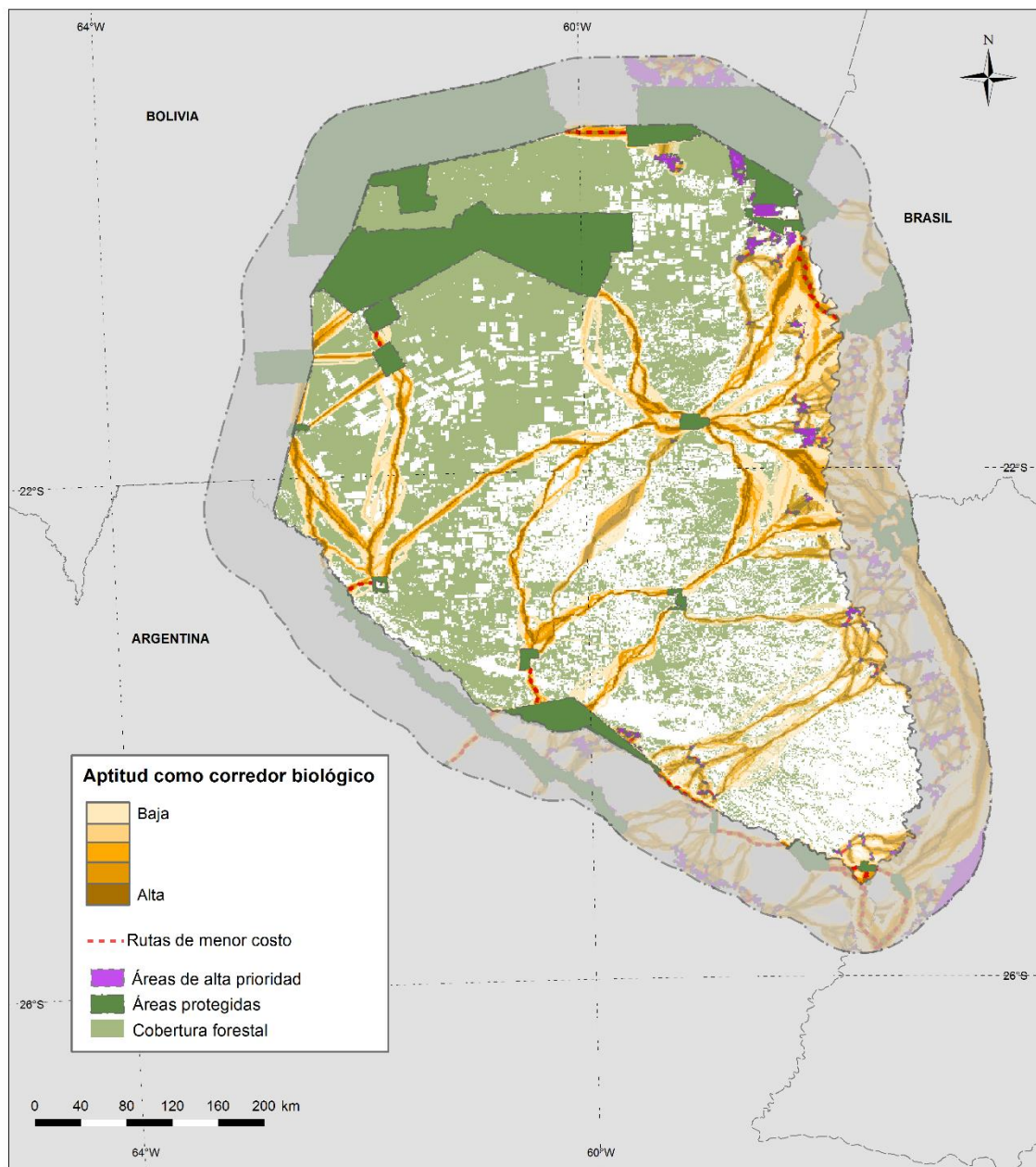
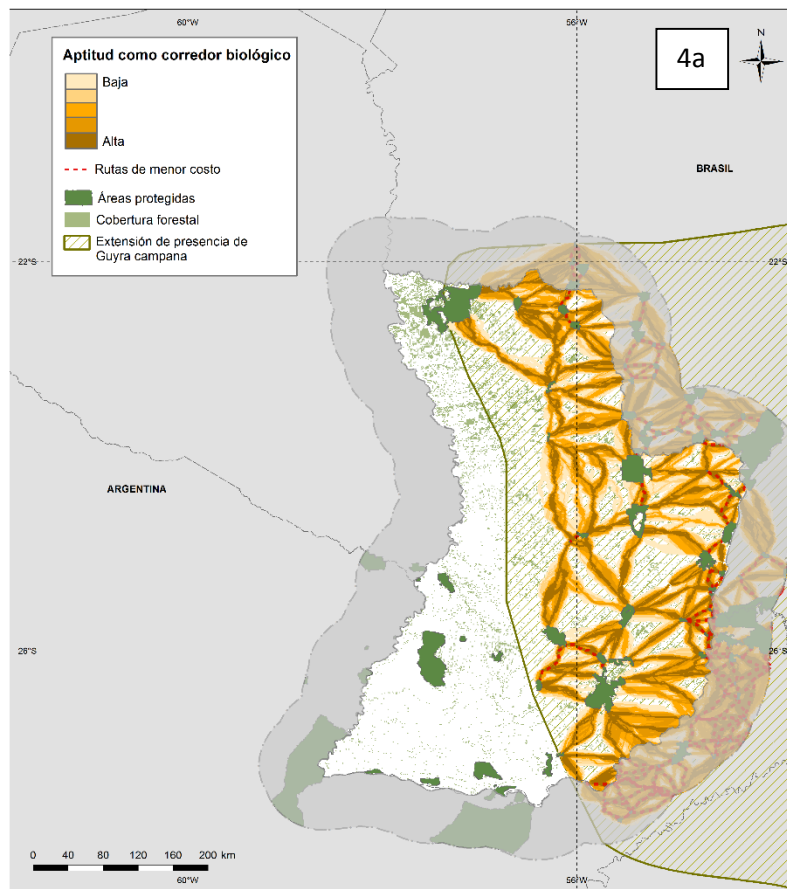


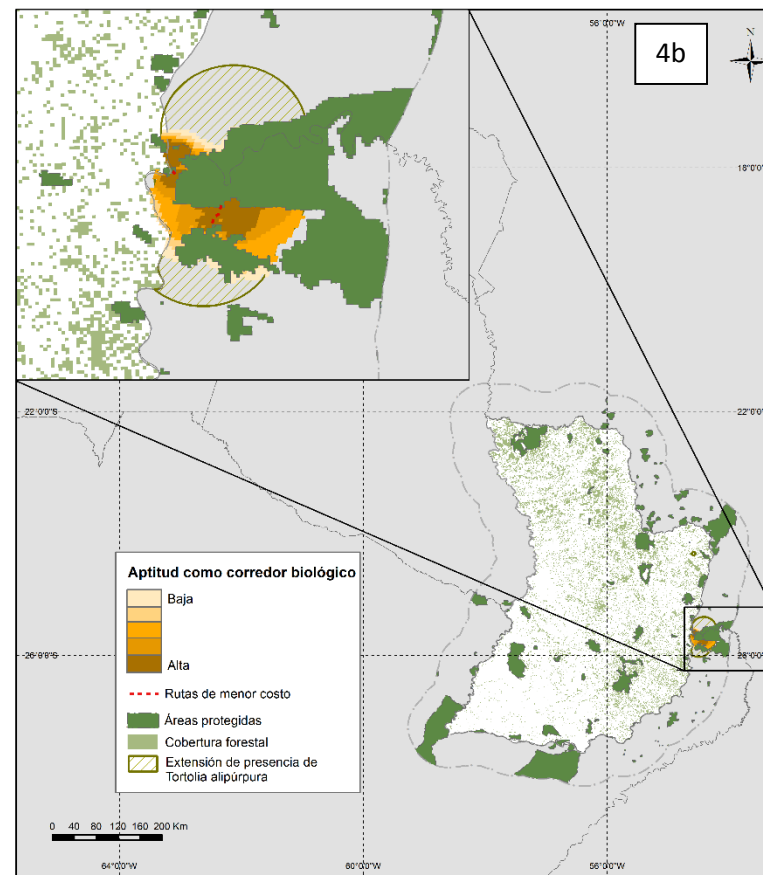
Figura 4. Resultado del análisis de corredores biológicos para las especies:

4a) *Guyra campana* (*Procnias nudicollis*) 4b) Tortolita alipúrpura (*Claravis geoffroyi*)

Guyra campana (*Procnias nudicollis*)



Tortolita alipúrpura (*Claravis geoffroyi*)



Importancia relativa de los bosques del Paraguay para el control de la pérdida de suelo por erosión hídrica

Uno de los beneficios ambientales más conocidos de los bosques, es su capacidad para retener el suelo y, por tanto, para controlar la erosión (Reubens et al. 2007). Los procesos hidrológicos son los principales responsables de la erosión del suelo, pero en casos como el del Paraguay, el viento es también un factor importante a considerar en relación a este efecto (Ver sección sobre erosión eólica). La erosión hídrica genera pérdidas importantes en la fertilidad del suelo, así como problemas de sedimentación aguas abajo (UNEP 2014). Esto puede ocasionar impactos considerables en la producción agrícola y, en la capacidad de los sistemas hidrológicos para generar energía hidroeléctrica y para servir como vías de transporte (Toy et al. 2002). Las acciones REDD+ para conservar o restaurar áreas boscosas pueden contribuir a controlar los efectos de la erosión hídrica. Este beneficio es particularmente importante para Paraguay, dada su dependencia económica en los ríos navegables Paraná y Paraguay, así como su rol en la provisión de energía hidroeléctrica (Itaipu Binacional 2015).

En respuesta a los requerimientos de una consulta nacional, se realizó un análisis para estimar el valor relativo de los bosques del Paraguay en el control de la erosión hídrica y la pérdida de fertilidad por aguas de escorrentía. La información generada también permitió evaluar la contribución de la cobertura boscosa en el control de la sedimentación aguas abajo (ver sección en sedimentación). El valor relativo de los bosques en el control de la erosión hídrica se determinó mediante el modelo *WaterWorld* (Mulligan 2013). *WaterWorld* estima, de forma espacialmente explícita, el comportamiento de los recursos hídricos frente de diversos escenarios de usos del suelo con base en modelos físicos

Cálculo de las toneladas de suelo por hectárea de cuenca que son retenidas anualmente por los bosques del Paraguay

La erosión hídrica por píxel es estimada mediante la ecuación de Thornes (1990):

$$E = kQ^m S^n * e^{-0.07*Vc}$$

Dónde *E* representa la erosión en mm de suelo por metro cuadrado por mes, *K* representa la erodibilidad del suelo, *Q* la cantidad de escorrentía en mm por metro cuadrado por mes, *M* corresponde a la constante de Manning (valor igual a 1,66), *S* es la tangente de la pendiente, *n* es un valor constante (2,0), la variable *Vc* representa el porcentaje de cobertura vegetal existente (%).

El modelo incluye también un módulo destinado al cálculo de la capacidad de transporte de sedimentos, estimada a partir de la potencia de la corriente, la cual se calcula en base a la cantidad de escorrentía y la pendiente (Kirkby, 1976):

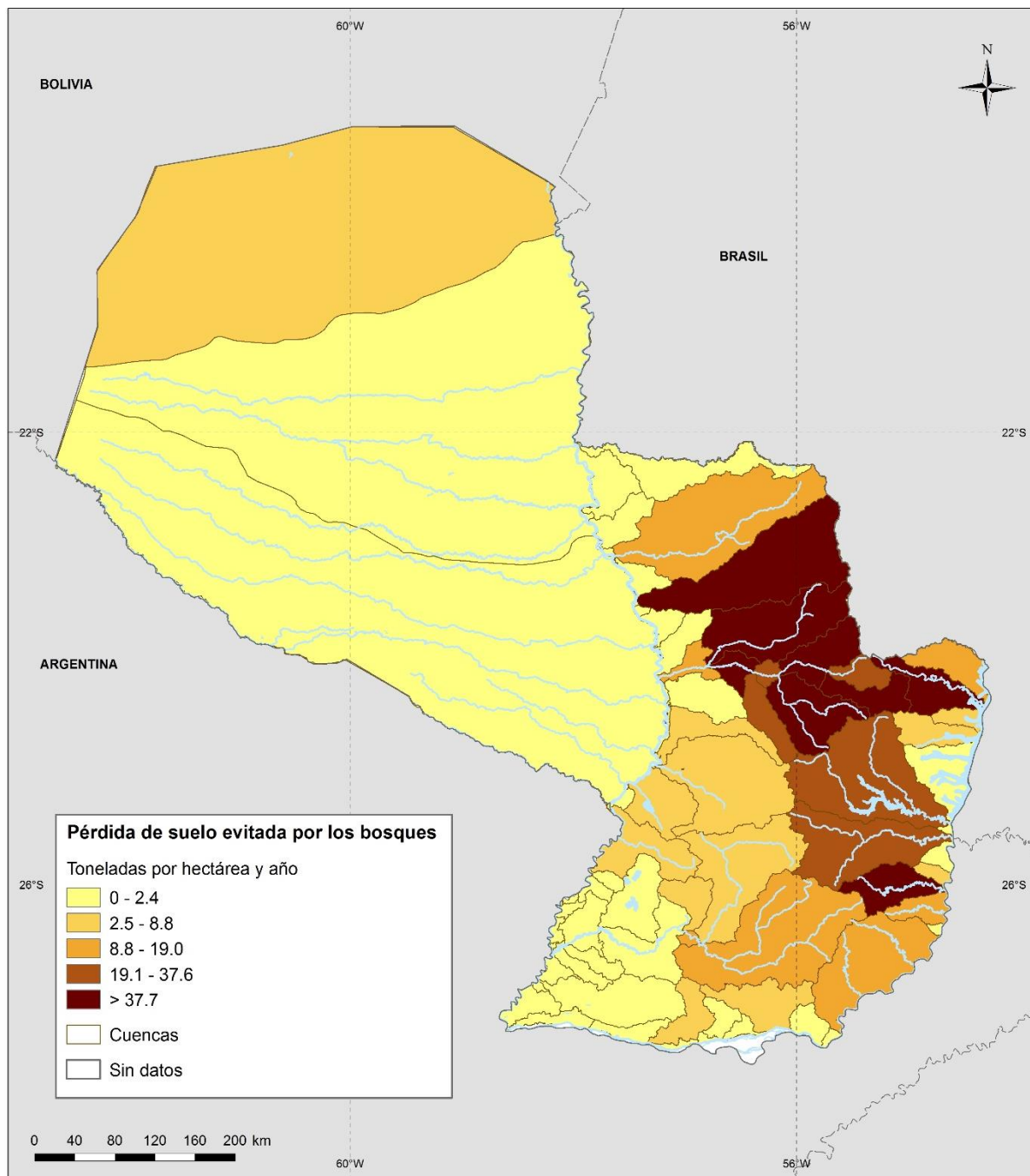
$$Tc = Q^{1.7} \sin(S)^{0.001} (1 - Vc)$$

Según la ecuación de Kirby, el transporte de sedimentos (*S*) se produce cuando la suma de sedimentos provenientes de aguas arriba más los producidos por la erosión local es menor que la capacidad de transporte (*Tc*). La deposición de sedimentos se produce mientras *S* es mayor que *Tc*, hasta que *S* se iguala a *Tc*. El modelo calcula valores mensuales, por lo que no es capaz de captar los impactos de eventos extremos de lluvia y desprendimientos súbitos de tierra.

Inicialmente, se ejecutó el modelo *WaterWorld* considerando el nivel de cobertura vegetal actual como escenario base, utilizándose para ello los Campos Continuos de Vegetación (porcentaje de cobertura de vegetación leñosa, herbácea y de suelo desnudo) del satélite MODIS. Posteriormente, se ejecutó de nuevo eliminado completamente la capa de cobertura de vegetación leñosa. La diferencia entre los diferentes valores de erosión del suelo se asume como la erosión hídrica evitada por los bosques. Estos valores fueron posteriormente utilizados para calcular el valor de erosión media por cuenca en toneladas por hectárea (diferencia de erosión hídrica del suelo para cada cuenca), dividiendo los valores medios de pérdida de suelo en cada cuenca entre el área total de cada una de ellas. La capa de las unidades hidrológicas fue derivada de la base de datos *Hydrobasins* (Lehner y Grill 2013) de nivel 7, al considerarse que esta era la unidad de trabajo más adecuada dada la extensión de la zona de estudio y la resolución espacial del análisis. La figura 5 representa el resultado final del proceso.

Figura 5. Importancia de los bosques en el control de la pérdida de suelo por erosión hídrica.

Esta figura muestra la pérdida anual de suelo que es evitada por los bosques en cada cuenca del Paraguay. Esta información fue calculada en base a la diferencia entre la pérdida de suelo existente en las condiciones actuales de cobertura boscosa, y un escenario de completa deforestación generado por el modelo WaterWorld. El beneficio obtenido por los bosques en relación a la retención del suelo, se concentra principalmente en la región oriental del Paraguay, donde la pluviosidad y la topografía, aunadas a los actuales niveles de deforestación incrementan el riesgo de erosión hídrica. Esta información puede ser utilizada para orientar prioridades espaciales en la implementación de REDD+ a fin de garantizar la continuidad de este importante servicio ecosistémico a largo plazo.



Contribución de los bosques en la prevención de la erosión hídrica en relación a la capacidad del suelo para el desarrollo de actividades agropecuarias

La erosión hídrica representa una amenaza grave para la sostenibilidad de sistemas agropecuarios, pudiendo ocasionar importantes pérdidas económicas por la descarga directa de sedimentos y/o la pérdida local de nutrientes (Pimentel et al. 1995). Pimentel et al. (1995) estimó el impacto económico de la pérdida de nutrientes a causa de la erosión del suelo en 20.000 millones de dólares anuales sólo en EEUU, mientras que para el Sureste Asiático se han calculado pérdidas entre 600 y 1.200 millones de dólares anuales (UNEP 1994). En consecuencia, los bosques aledaños a zonas agrícolas son claves para el mantenimiento de la capacidad para el uso agropecuario de los suelos al controlar procesos de erosión hídrica (Reubens et al. 2007). Las acciones REDD+ pueden favorecer la preservación de suelos productivos a través del mantenimiento y recuperación de ecosistemas boscosos. Este beneficio es clave para la economía paraguaya dado el rol preponderante de las actividades agropecuarias.

A fin de evaluar la contribución de los bosques al mantenimiento de la capacidad de los suelos para uso agropecuario en el Paraguay, se intersectó el mapa de la figura 5 con una generalización de las clasificaciones de aptitud y capacidad de uso de la tierra de Barboza Martínez (2008) y López Gorostiaga (1995) respectivamente. Esto último permitió evaluar de forma general la heterogeneidad espacial en la capacidad del suelo paraguayo para sostener actividades agrícolas y pecuarias.

La generalización se llevó a cabo a través de la reinterpretación individual de las clasificaciones antes mencionadas en función de sistema constituido por cuatro categorías generales (Buena, Moderada, Limitada, No Adecuada). Este sistema buscaba reflejar la capacidad de los suelos para ser utilizados únicamente en actividades agropecuarias (Tabla 2). En el mismo se prioriza la capacidad de uso agrícola de los suelos por encima del uso pecuario, debido a los mayores requerimientos físico-químicos necesarios para que la agricultura sea una actividad productiva, así como los rendimientos económicos superiores registrados por cultivos como la soja sobre otros usos potenciales de los suelos.

Región del Chaco		Región Oriental	
Categoría según Barboza Martínez (2008)	Nueva categoría	Categoría según López Gorostiaga (1995)	Nueva categoría
2 P	Moderada	1	Buena
10 (p)	Limitada	2	Moderada
4 N	Moderada	3	Limitada
4 N / 5 a1 a2	Moderada	4	Limitada
4 N / 9 (a1)	Limitada	5	Moderada
1 a1 a2	Buena	6	Limitada
6 p	Limitada	7	Limitada
5 a2	Moderada	8	No Apta
5 a1 a2	Moderada		
12 (n)	Limitada		
12 (n s1)	Limitada		
9 (a1)	Limitada		
13 Rp	No Apta		

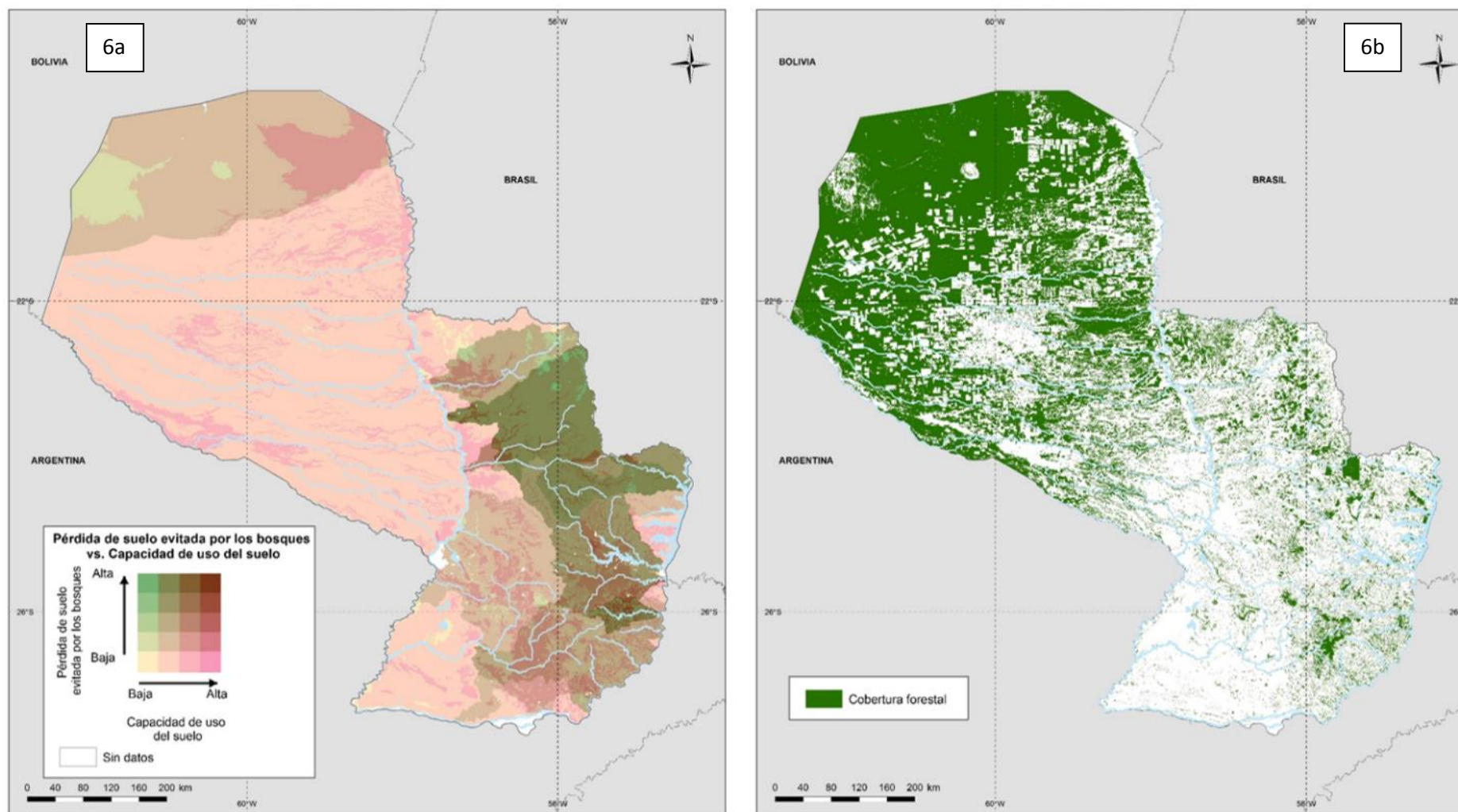
Tabla 2. Equivalencias entre las clasificaciones de aptitud y capacidad de uso de la tierra de Barboza Martínez (2008) y López Gorostiaga (1995) y el sistema generalizado utilizado para este análisis.

El análisis visual del mapa resultante evidencia la importancia de la cobertura boscosa en la región oriental del Paraguay para la protección de suelos con mayor potencial agropecuario (Figura 6a). La compleja topografía de la región oriental, combinada con una alta pluviometría y una baja densidad forestal hace que los bosques

situados en esa zona tengan un papel importante en el control de la erosión hídrica. La cobertura boscosa en los departamentos Amambay, San Pedro, Canindeyú, Caazapá y Alto Paraná, la cual incluye áreas protegidas, podría ser fundamental para la provisión de este servicio ecosistémico. Los terrenos planos característicos de la región chaqueña impiden al agua alcanzar la fuerza necesaria para levantar y transportar una cantidad considerable de partículas de suelo, haciéndolos entonces poco propensos a este tipo de erosión (Figura 6). Los bosques existentes en esta región son claves como hábitat para la biodiversidad y la provisión de otros servicios ecosistémicos.

Figura 6. Importancia de los bosques en el control de la pérdida de suelo por erosión hídrica comparada con la capacidad de los suelos para la producción agropecuaria.

La figura 6a muestra la contribución de los bosques en la reducción de la erosión hídrica (eje Y) en suelos con diferentes capacidades para uso agropecuario (eje X), mientras que la figura 6b presenta la cobertura forestal del Paraguay. El rol de los bosques en la retención de los suelos es crítico en la región oriental del Paraguay donde se concentra la mayor capacidad de uso agropecuario (Figura 6a áreas marrones y vinotinto), así como al norte del Chaco. Esta información puede ser utilizada para identificar, de forma general, áreas de bosque que potencialmente contribuyen a reducir la erosión de suelos actualmente o potencialmente productivos.



Importancia de los bosques en el control de la sedimentación de los ríos navegables del Paraguay

Los sistemas fluviales, muy en particular los ríos Paraná y Paraguay, son uno de los grandes recursos naturales del país y realizan importantes contribuciones a la economía nacional. No en vano, Paraguay es el primer exportador del mundo de energía hidroeléctrica gracias, en gran parte, al conjunto de centrales situadas a lo largo del río Paraná. Entre ellas se destaca la represa binacional de Itaipu por ser la mayor hidroeléctrica del mundo en cuanto a producción energética (Itaipu Binacional 2015). Adicionalmente, los ríos del Paraguay representan importantes vías de comunicación para conectar el país con el Océano Atlántico. El transporte fluvial es clave para el comercio de la soja por ejemplo, ya que casi el 90% de las exportaciones de este producto se realizan por vía fluvial. Tanto la generación de energía hidroeléctrica como la navegación fluvial son afectadas por la sedimentación (Durgunoglu y Singh 1993; Guerrero et al. 2013). Los sedimentos entrantes a los cursos de agua disminuyen su profundidad de navegación, la capacidad para la generación de electricidad y potencialmente la vida útil de las centrales hidroeléctricas (Durgunoglu y Singh 1993; Guerrero et al. 2013).

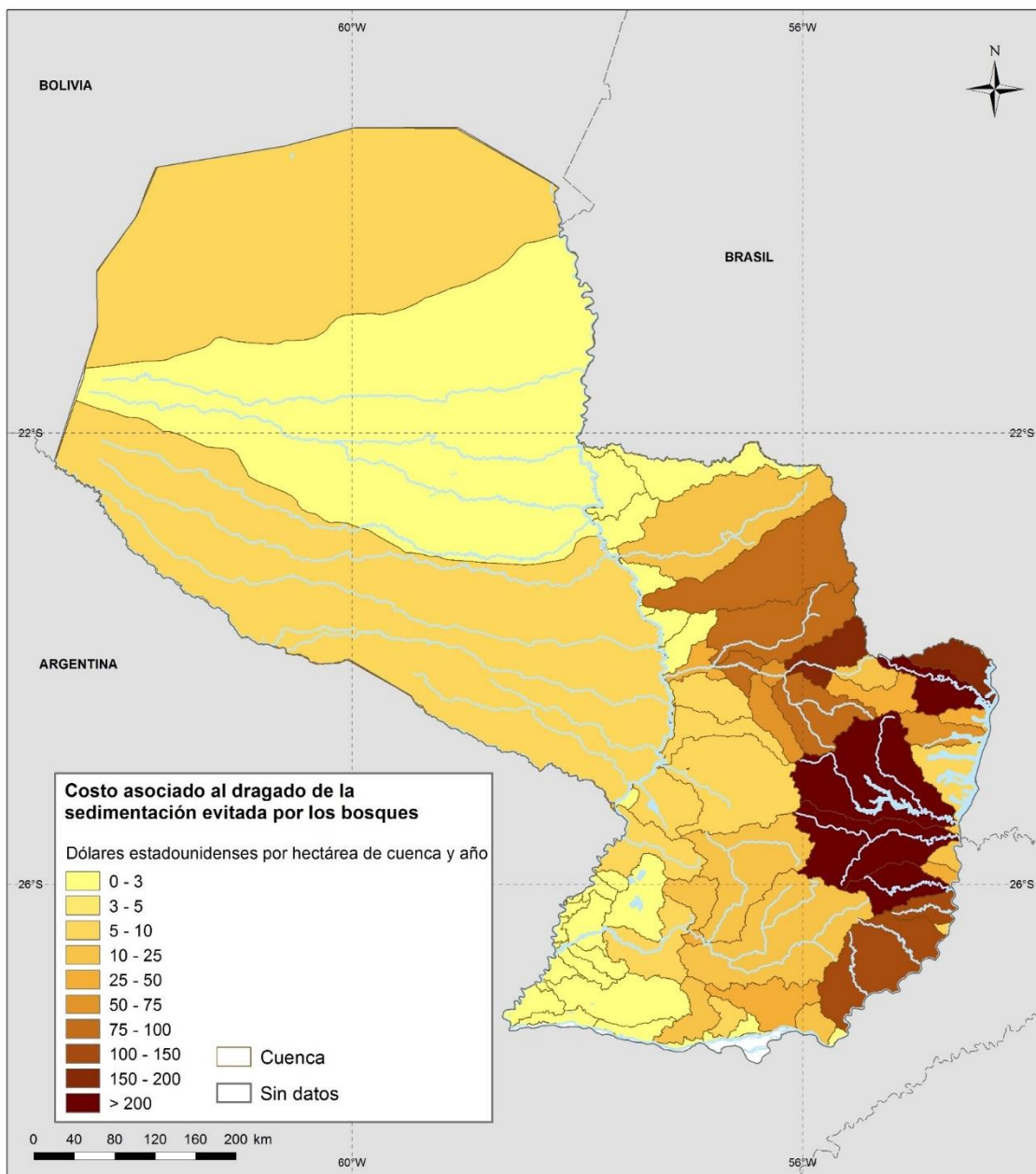
La sedimentación causada por la erosión hídrica está estrechamente relacionada a la deforestación (Toy et al. 2002). En consecuencia, esta última representa una amenaza para los sectores económicos dependientes de los sistemas fluviales del Paraguay. Las acciones REDD+ tienen el potencial de contrarrestar estos efectos al preservar y restaurar áreas boscosas capaces de controlar procesos de sedimentación.

Con el objetivo de estimar el valor monetario asociado a este servicio ecosistémico obtenido de los bosques del Paraguay, se utilizaron los valores acumulativos por cuenca generados por el modelo WaterWorld para cambios en deposición y se asignó un monto de 4,48\$ por tonelada como por metro cúbico del dragado de sedimentos (Figura 5). Esta estimación se deriva del cálculo de costos de dragado estimado por Guerrero et al. (2013) para el río Paraguay en Argentina, asumiendo que estos costos no varían significativamente para el Paraguay. A cada cuenca se le atribuyó un costo total en base a su contribución relativa en la sedimentación de los ríos navegables del país (Figura 7). Estos valores fueron calculados como dólar estadounidense por hectárea de cuenca.

La Figura 7 muestra costos elevados a medios asociados a las cuencas de la región oriental del Paraguay, que drenan tanto hacia el río Paraná como hacia el río Paraguay. Esta distribución coincide con áreas sometidas a cambios extensivos en el uso de la tierra, los cuales han reducido de forma importante la cobertura boscosa, en particular del Bosque Atlántico (R-PP 2014). La topografía y la cobertura boscosa del Chaco reducen la descarga de sedimentos de las cuencas localizadas en oeste del Paraguay y por tanto los costos asociados al dragado de ríos navegables.

Figura 7. Valoración del servicio de retención de sedimentos aportado por los bosques en función de los ríos navegables

Esta figura muestra el valor monetario estimado para cuenca hidrográfica del servicio de retención de sedimentos proporcionado por los bosques del Paraguay. El mismo fue calculado combinando la cantidad de sedimentos retenidos con los costos estimados de su dragado en los ríos Paraguay y Paraná. Este mapa puede ser utilizado como herramienta para priorizar acciones asociadas a REDD+ con miras a prevenir impactos asociados a la sedimentación de estos sistemas y sus consecuencias aguas abajo, como la reducción en la capacidad de generación de energía hidroeléctrica y en la vida útil de los embalses.



Importancia relativa de los bosques del Paraguay en el control de la erosión eólica

La erosión eólica constituye un factor clave en procesos de degradación del suelo en zonas áridas y semi-áridas (López Sánchez et al. 2007; Peterson et al. 2006). Si bien la erosión eólica es un proceso natural de formación del terreno, ciertos tipos de manejo del suelo generan impactos negativos asociados a la misma (Buschiazzo et al. 2009). En este sentido, los procesos de “agriculturización” de la Región del Chaco, basados en prácticas asociadas a ecosistemas húmedos han ocasionado la degradación de sus suelos debido principalmente de erosión eólica e hídrica (Buschiazzo 2006). Debido al papel clave que los bosques tienen en el control de la erosión eólica (Armbrust y Bilbro, 1997; Munson et al., 2011), aquellas acciones REDD+ que tengan por objetivo la conservación y restauración forestal tienen el potencial de contribuir a la conservación del suelo en zonas susceptibles a la erosión eólica. Este beneficio fue identificado por diversas partes interesadas de Paraguay como de importancia fundamental para la productividad y bienestar a largo plazo.

La incidencia e impacto de la erosión eólica depende básicamente de 4 factores clave (Shao y Leslie, 1997): el clima, las características del suelo, la topografía y la cobertura vegetal. Los dos factores climáticos con influencia directa en la erosión eólica son el viento y la humedad. En general, se considera que velocidades de viento por encima de 6 – 9 m/s empiezan a tener la energía suficiente para desplazar partículas (Mezosi et al. 2015). Asimismo, la vulnerabilidad del suelo a la erosión aumenta con su aridez, ya que los suelos húmedos presentan más resistencia al desplazamiento y por tanto, los suelos áridos son los más vulnerables a los efectos erosivos del viento (Shao y Leslie, 1997). Consecuentemente, los períodos climáticos críticos para la erosión eólica son aquellos donde los vientos fuertes tienden a ocurrir en épocas secas. La textura del suelo y el nivel de materia orgánica y carbonatos determinan también la susceptibilidad del suelo a ser afectado por la erosión eólica (Fryrear 1998). En general, se asume que los suelos de textura gruesa (de tipo arenoso) son los más proclives a la erosión eólica, mientras que los suelos de textura fina (de tipo arcilloso) suelen ser los menos vulnerables. Otro factor importante a considerar es la topografía; cuanto más compleja y más obstáculos presenta al viento, menos probabilidades existen de que alcance las velocidades necesarias para desplazar las partículas del suelo (Shao 2008). Así pues, son las zonas planas las más propensas a ser afectadas por la erosión eólica.

Todos estos factores, sin embargo, pueden tener un impacto insignificante en el terreno si el suelo dispone de una buena cobertura vegetal, ya que esta actúa como una capa de protección que impide al viento ejercer su capacidad erosiva (Armbrust y Bilbro 1997). Es posible por tanto que una determinada zona sea altamente susceptible a la erosión eólica debido a sus características climáticas, topográficas y de suelo, pero que en práctica esta erosión no se produzca debido a la existencia de una densa y permanente cobertura vegetal. El objetivo de este análisis es determinar la importancia relativa de los bosques del Paraguay en el control de la erosión eólica, mediante la estimación espacialmente explícita de los factores previamente descritos. El método empleado se basa en un análisis de superposición y está parcialmente basado en los trabajos de Mezosi *et al.* (2015), Tsogtbaatar & Khudulmur (2014) y la FAO (1979).

La capacidad erosiva del clima fue estimada en base al Factor C de la Ecuación Universal de la Erosión Eólica (USDA 1961), a partir de la fórmula propuesta por la FAO (1979). Los valores obtenidos de la ecuación fueron posteriormente clasificados en 8 clases.

Cálculo del Factor C

La FAO (1979) propone la siguiente fórmula para la estimación de la Ecuación Universal de la Erosión Eólica:

$$C = \frac{1}{100} \times \sum_{i=1}^{12} u^3 \left(\frac{PET_i - P_i}{PET_i} \right) d$$

Dónde u es la velocidad media mensual del viento (en m/s); PET_i es la evapotranspiración potencial media mensual, P_i representa la precipitación media mensual y d es el número de días del mes.

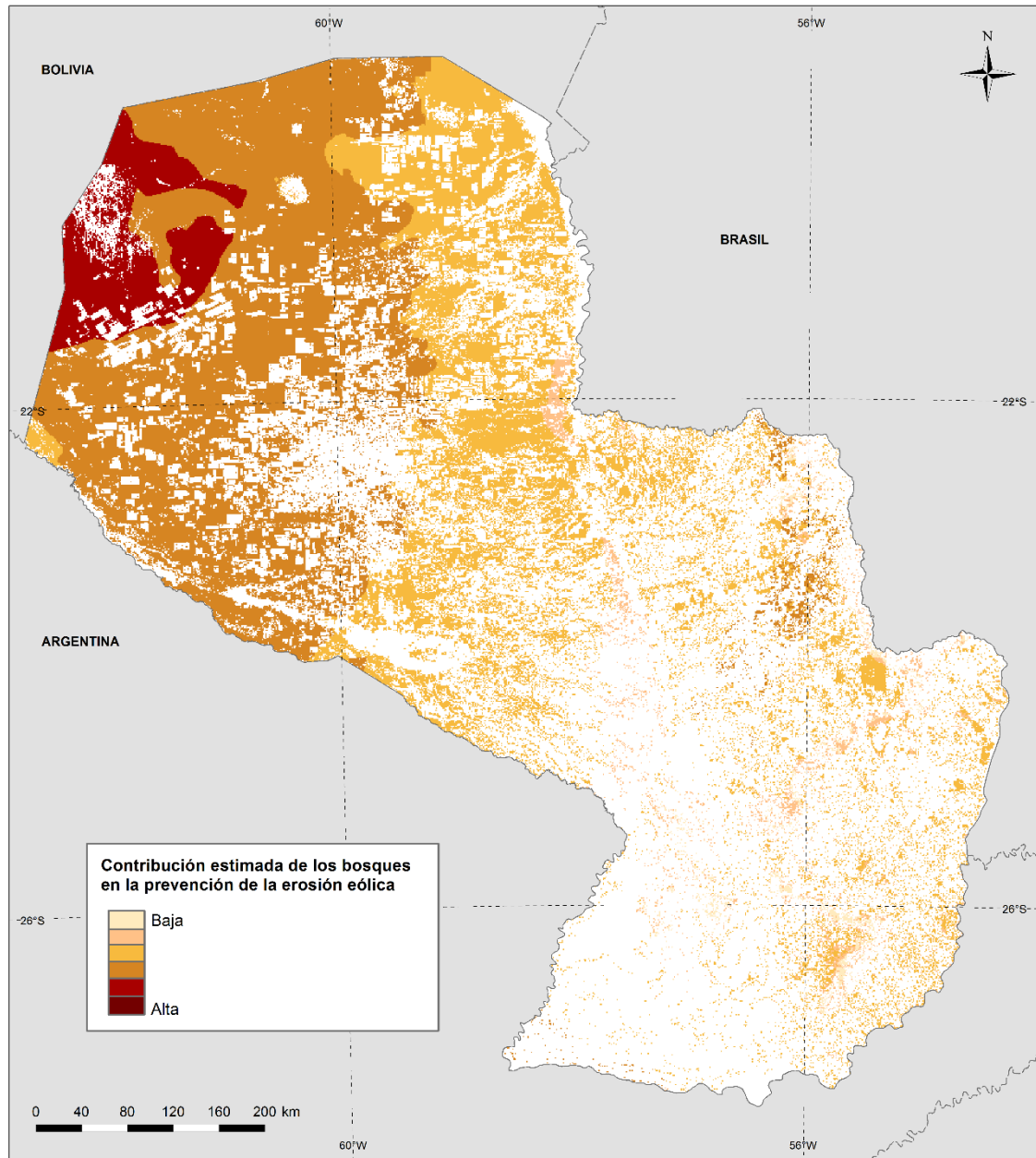
Los datos de precipitación media mensual para Paraguay fueron obtenidos de [WorldClim](#) (Hijmans et al. 2005). La evapotranspiración potencial media mensual fue obtenida de la base de datos ETP global de CGIAR-CSI (Zomer et al. 2008). En cuanto a los datos de velocidad media mensual de viento, al no disponer de una base de datos similar, se procedió a la creación de una capa espacial propia a partir de la interpolación de mediciones diarias de velocidad media de un total de 61 estaciones meteorológicas de Paraguay y zonas limítrofes de Argentina, Bolivia y Brasil. Los datos fueron descargados de la página web del Centro Nacional de Datos Climáticos de la NOAA y tratados mediante el programa estadístico R (R Development Core Team 2008) para el cálculo de las velocidades mensuales medias en cada una de las estaciones y su posterior interpolación mediante técnicas SIG.

El nivel de erodibilidad del suelo fue estimado mediante la reclasificación de los datos de textura y contenido de carbonatos de la Base de Datos Armonizada de los Suelos del Mundo (FAO/IIASA/ISRIC/ISS-CAS/JRC, 2009) en los 8 grupos de erodibilidad eólica de la USDA (Fischer et al. 2008). Por otro lado, la complejidad topográfica o rugosidad fue estimada mediante el cálculo del Índice de Rugosidad del Terreno propuesto por Riley et al (1999), el cual se computa a partir de la diferencia entre el valor de cada pixel y la media de los 8 pixeles circundantes de un Modelo Digital del Terreno (resolución 90 m). Los valores obtenidos se clasificaron posteriormente en 8 clases propuestas por el propio Riley (de "Llano" a "Extremadamente Rugoso"). Finalmente, se utilizó la capa de cobertura forestal del Inventario Forestal Nacional como representación de la superficie boscosa del país.

Al superponer las capas de erosividad climática, erodibilidad del suelo y rugosidad del terreno y combinarlas con la capa de cobertura forestal, se obtuvo el mapa final sobre la importancia relativa de los bosques del Paraguay en el control de la erosión eólica (Figura 8).

Figura 8. Importancia de los bosques en el control de la erosión eólica

Esta figura muestra la importancia relativa de los bosques en el control de la erosión eólica, en función del clima, las características del suelo y la topografía. Información sobre zonas proclives a la erosión eólica (en color oscuro) puede ser de utilidad para priorizar acciones REDD+ que tengan por objetivo prevenir la pérdida de suelo, así como también otros impactos negativos derivados de este tipo de erosión, como por ejemplo daños físicos a cultivos.



REFERENCIAS

- Aide, T. M., M. L. Clark, H. R. Grau, D. López-Carr, M. A. Levy, D. Redo, M. Bonilla-Moheno, G. Riner, M. J. Andrade-Nunez, & M. Muniz (2012) Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). *Biotropica* 45: 262-271.
- Armbrust, D. V. y Bilbro, J. D. (1997) Relating plant canopy characteristics to soil transport capacity by wind. *Agronomy Journal*, 89:157–162.
- Ben Salem, B. (1991) Prevención y control de la erosión eólica en las regiones áridas. *Unasylya* Vol. 42, No. 1
- Bennett A. (1998) *Enlazando el Paisaje: el papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre*. Gland, Suiza: IUCN.
- Buschiazzo, (2006). D. E. Management Systems in Southern South America. *Dryland Agriculture* 2nd Ed., Agronomy Monograph 23 Madison, USA: ASA/CSSA/SSSA.
- Buschiazzo, D. E, J. E. Panebiaco, G. Guevara, J. Rojas, J. J. Zurita, D. Bran, D. López, J. Gaitan y P. Hurtado. Incidencia potencial de la erosión eólica sobre la degradación del suelo y la calidad de aire en distintas regiones de la Argentina. *Ciencia del Suelo* Vol. 27, No. 2 (2009).
- Crooks, K. y M. Sanjaya (Eds). (2006). *Connectivity Conservation*. Conservation Biology 14. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Crowther, T. W., D.S. Maynard, J.W. Leff, E.E. Oldfield, R.L. McCulley, N. Fierer y M. A. Bradford. Predicting the responsiveness of soil biodiversity to deforestation: a cross-biome study. *Global Change Biology*, Vol. 20. (2014).
- Durgunoglu, A. y K. P. Singh (1993) *The economics of using sediment-entrapment reduction measures in lake and reservoir design*. Research Report 216. University of Illinois at Urbana-Champaign. Illinois, USA: Water Resources Centre.
- Fahrig, L. Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* Vol. 34 (2003).
- Fryrear, D. W. (1998) Mechanics, measurement and modeling of wind erosion. *Advances in Geocology* 31: 291–300.
- Fischer, G., F. Nachtergaele, S. Prieler, H.T. van Velthuisen, L. Verelst y D. Wiberg (2008). *Global Agro-ecological Zones Assessment for Agriculture (GAEZ 2008)*. Laxenburg, Austria: IIASA y Rome, Italy: FAO.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (1960) *Soil erosion by wind and measures for its control on agricultural lands*. Agricultural Development Paper No. 71 Rome, Italy: FAO.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (1979). *A Provisional Methodology for Soil Degradation Assessment*. Rome, Italy: FAO.
- FAO/IIASA/ISRIC/ISS-CAS/JRC, (2009). Harmonized World Soil Database (version 1.1). FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria. Gorresen, P.M. y Willig, M.R. (2004) Landscape Responses of Bats to Habitat Fragmentation in Atlantic Forest of Paragua. *Journal of Mammalogy* 85(4): 688-697.
- Gulati, A. y S. C. Rai. Cost estimation of soil erosion and nutrient loss from a watershed of the Chotanagpur Plateau, India. *Current Science* Vol. 107, No. 4 (2014).
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones y A. Jarvis. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* Vol. 25 (2005).

Itaipu Binacional (2015). Generación. Disponible en: <http://www.itaipu.gov.py/es/energia/generacion>. (consultada por última vez en noviembre de 2015).

IUCN (2015). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-3. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org>. (consultada por última vez en noviembre de 2015).

Kirkby, M. J. Hydrological slope models: the influence of climate. En: Derbyshire, E. (ed.) *Geomorphology and climate*. Chichester, UK: Wiley (1976).

Lehner, B. y G. Grill. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrological Processes*, Vol. 27, No. 15 (2013). Disponible en: www.hydrosheds.org. (consultada por última vez en noviembre de 2015).

López Sánchez, M. V., J. M. Herrero, G. G. Hevia, R. Gracia Ballarín y D. E. Buschiazzi. Determination of the wind erodible fraction of soils using different methodologies. *Geoderma* Vol. 139 (2007).

Mezősi, G., V. Blanka, T. Bata, F. Kovács, y B. Meyer. Estimation of regional differences in wind erosion sensitivity in Hungary. *Natural Hazards Earth Systems Sciences* Vol. 15 (2015).

Miller K., E. Chang y N. Johnson (2001) *En Busca de un Enfoque Común para el Corredor Biológico Mesoamericano*. Washington, USA: World Resources Institute.

Moilanen, A., F. M. Pouzols, L. Meller, V. Veach, A. Arponen, A. Leppänen y H. Kujala. Spatial conservation planning methods and software. *Zonation User Manual* Version 4 (2014). Helsinki, Finland: Zonation.

Mulligan, M. (2013) WaterWorld: a self-parameterising, physically based model for application in data-poor but problem-rich environments globally. *Hydrology Research* Vol. 44, No. 5.

Munson, S. M., Belnap, J., y Okin, G. S. (2011). Responses of wind erosion to climate-induced vegetation changes on the Colorado Plateau. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108: 3854–3859.

Myers, N, R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca y Kent, J. (2000) . Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, Vol. 403

Peterson, G.A, P. W. Unger y W. A. Payne (2006). *Dryland Agriculture*, 2nd Ed (2006). Agronomy Monograph 23. Madison, USA: ASA/CSSA/SSSA.

R Development Core Team (2008). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.

Reubens, B., J. Poesen, F. Danjon, G. Geudens y B. Muys. The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. *TRESS* Vol. 21 (2007).

Riley, S. J., S. D. DeGloria y R. Elliot. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences*, Vol. 5, No. 1-4 (1999).

Rojas, J.M, D. E. Buschiazzi y O. E. A. Arce. (2013) Parámetros edáficos relacionados con la erosión eólica en inceptisoles del Chaco. *Ciencia del Suelo*, Vol.31, No.1.

R-PP (2014). *Propuesta de preparación para la Reducción de Emisiones Causadas por la Deforestación y Degradación de los Bosques: Borrador de Trabajo versión 2*. Asunción, Paraguay: Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques.

Sawyer, S., C. Epps, y J. Brashares. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? *Journal of Applied Ecology* Vol. 48, No. 3 (2011).

- SEAM (2011). *Áreas Silvestres Protegidas*. Dirección General de Protección y Conservación de la Biodiversidad de la Secretaría del Ambiente. Asunción, Paraguay: SEAM.
- Shao, Y. y Leslie, L. M. (1997) Wind erosion prediction over the Australian continent, *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 102: 30091–30105,
- Shao, Y. (2008) *Physics and modelling of wind erosion*. Springer. Cologne.
- Sidle, R.C, A. D. Ziegler, J. N. Negishi, A. R. Nik, R. Siew y F. Turkelboom. Erosion processes in steep terrain— Truths, myths, and uncertainties related to forest management in Southeast Asia. *Forest Ecology and Management* Vol. 224, No. 1-2 (2006).
- Thornes, J. B. The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes. *Vegetation and erosion. Processes and environments*, No. 41-53 (1990).
- Toy, T. J, G. R. Foster y K. G. Renard (2002) *Soil erosion: Processes, prediction, measurement and control*. New York, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Tsogtbaatar, J. y S. Khudulmur (2014) *Desertification Atlas of Mongolia*. Mongolia: Institute of Geoecology, Mongolian Academy of Sciences.
- UNEP (1994). *Land Degradation in South Asia: Its Severity, Causes and Effects upon the People*. World Soil Resources Report 78. INDP/UNEP/FAO.
- UNEP (2014) Forest ecosystems in national economies and contribution of REDD+ in a Green Economy Transformation: The Case for Panama. Disponible en: http://www.unredd.net/index.php?option=com_docman&view=download&alias=14048-forest-ecosystems-in-national-economies-and-contribution-of-redd-in-a-green-economy-transformation-the-case-of-panama&category_slug=forest-ecosystem-valuation-and-economics&Itemid=134 (consultada por última vez en noviembre de 2015).
- USDA (1961) *A universal equation for measuring wind erosion*. USA-ARS: 22-69.
- Walcott, J., Thorley, J., Casco, G., Coronel L.M., Kapos, V. Miles, L., Blaney, R., Woroniecki, S. (2014). *Mapeo de los beneficios múltiples de REDD+ en Paraguay: utilización de la información espacial para apoyar la planificación del uso de la tierra*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Wolfe, S.A. y W. G. Nickling. The protective role of sparse vegetation in wind erosion. *Progress in Physical Geography* Vol. 17, No. 50-68 (1993).
- Worboys, G., W. Francis, y M. Lockwood. (Eds). (2010) *Connectivity conservation management: a global guide (with particular reference to mountain connectivity conservation)*. London, UK: Earthscan, Ltd.
- World Database of Protected Areas - WDPA (2015). Disponible en: <http://www.protectedplanet.org>. (consultada por última vez en agosto de 2015).
- Zomer RJ, Trabucco A, Bossio DA, van Straaten O, y Verchot LV, (2008). Climate Change Mitigation: A Spatial Analysis of Global Land Suitability for Clean Development Mechanism Afforestation and Reforestation. *Agriculture Ecosystems and Environment* 126: 67-80.

