



---

**Universidad de Valladolid**  
**Campus de Palencia**

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR  
DE INGENIERÍAS AGRARIAS**

**Máster en Ingeniería de Montes.**

**ESTRUCTURA DE REMANENTES  
FORESTALES EN LAS TIERRAS  
SEMIÁRIDAS DEL SUR DE  
SUDAMÉRICA**

Alumno: Diego Muñoz Garachana

Tutor: Felipe Bravo Oviedo

Director: Germán Baldi

Septiembre del 2015

## Contenido

1. RESUMEN .....	4
2. INTRODUCCIÓN .....	5
2.1. EL PAISAJE .....	5
2.2. LA FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE.....	6
2.2.1. MODELOS DE ESTUDIO DE LA FRAGMENTACIÓN. ....	6
2.2.2. ETAPAS DEL PROCESO DE FRAGMENTACIÓN.....	7
2.2.3. EFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN EN EL FUNCIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS NATURALES. ....	8
2.3. MÉTODOS CUANTITATIVOS PARA ESTIMACIÓN VARIABLES PAISAJE.....	11
2.3.1. SOFTWARE PARA DETERMINAR ÍNDICES DE PAISAJE .....	12
2.4. PROCESOS QUE GENERAN FRAGMENTACIÓN. ....	13
2.4.1. LA EXPANSIÓN AGRÍCOLA. ....	13
2.4.2. INTENSIFICACIÓN DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL. ....	13
2.4.3. URBANIZACIÓN. ....	13
2.4.4. ACTIVIDADES EXTRACTIVAS. ....	13
2.4.5. INFRAESTRUCTURAS DE TRANSPORTE.....	13
2.5. EXPANSIÓN AGRÍCOLA COMO PRINCIPAL CAUSA DE FRAGMENTACIÓN EN TIERRAS SEMIÁRIDAS. ....	14
2.5.1. EXPANSIÓN AGRÍCOLA EN SUDAMÉRICA.....	14
2.6. LEY BOSQUES NATIVOS ARGENTINA.....	16
2.6.1. CRITERIOS DE ZONIFICACIÓN CONSIDERADOS PARA LA DEFINICIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE CONSERVACIÓN DE ACUERDO A LA LEY 26331.....	17
2.6.2. DIFERENCIAS EN LA ZONIFICACIÓN.....	19
2.6.3. LAS CORTINAS FORESTALES COMO ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES NATIVOS FRENTE A LA EXPANSIÓN AGRÍCOLA EN EL CHACO. ....	19
2.7. COMPARACIÓN OTROS ESTUDIOS EN LA ZONA.....	20
3. OBJETIVOS.....	21
4. MATERIAL Y MÉTODOS .....	22
4.1. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	22
4.1.1. EL ESPINAL.....	22
4.1.2. EL CHACO SECO .....	24
4.2. HIPOTESIS Y JUSTIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE TRABAJO.....	26

4.3. RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN CARTOGRÁFICA Y DE INTERÉS. ....	27
4.3.1. PROCEDIMIENTO DE TOMA DATOS PARA DESCRIBIR REGIONALMENTE LA COBERTURA FORESTAL Y LAS ÁREAS AGRÍCOLAS. ....	27
4.3.2. PROCEDIMIENTO DE TOMA DATOS DE LA ZONIFICACIÓN DE CATEGORÍAS DE CONSERVACIÓN DEL BOSQUE NATIVO. ....	27
4.4. METODOLOGÍA EMPLEADA PARA DESCRIBIR A NIVEL REGIONAL EL AREA BOSCOA. ...	28
4.4.1. DIVISIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO EN GRILLAS. ....	28
4.5. METODOLOGÍA EMPLEADA PARA LA SELECCIÓN DE ÁREAS LOCALES DE ESTUDIO. ....	29
4.5.1. DESCRIPCIÓN REGIONAL DE LAS ZONAS CON MATRIZ AGRÍCOLA. ....	29
4.5.2 DESCRIPCIÓN A NIVEL REGIONAL DE LAS CATEGORÍAS DE CONSERVACIÓN DE LA LEY DE BOSQUES NATIVOS ARGENTINA. ....	30
4.5.3. SELECCIÓN DE ÁREAS DE ESTUDIO. ....	30
4.6. TRATAMIENTO DE IMÁGENES SATELITALES. ....	32
4.6.1. SELECCIÓN DE IMÁGENES SATELITALES. ....	32
4.6.3. CLASIFICACIÓN IMÁGENES SATELITALES ....	35
4.6.4. ESTIMACIÓN PRECISIÓN CLASIFICACIÓN POR EL MÉTODO OBIA. ....	36
4.6.4. CLASIFICACIÓN DE LOS REMANENTES DE BOSQUE EN CLASES. ....	37
4.6.5. ANÁLISIS DEL PATRÓN DEL PAISAJE ....	40
4.6.6. RELACIONES A ESTABLECER PARA LOS ÍNDICES DE PAISAJE. ....	42
5.1. CARACTERIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE LA SUPERFICIE BOSCOA EN LA ZONA DE ESTUDIO. ....	43
5.2. CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA SUPERFICIE BOSCOA A NIVEL PROVINCIAL. ...	44
5.3. CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA SUPERFICIE BOSCOA SEGÚN TIPOLOGÍAS DE REMANENTES. ....	45
5.3.1. COMPOSICIÓN. ....	45
5.3.2. BORDE ....	46
5.3.3. FORMA ....	47
5.3.4. CONECTIVIDAD ....	47
5.4. RELACIONES ENTRE ÍNDICES DE PAISAJES. ....	48
6. CONCLUSIONES ....	50
7. BIBLIOGRAFÍA. ....	51
8. ANEJOS ....	58

## **1. RESUMEN**

Ante el problema de la expansión agrícola en las tierras secas del sur de Sudamérica se plantea la necesidad de estudiar la heterogeneidad generada en el paisaje como consecuencia de dicho proceso. Concretamente en Argentina, esta tendencia no cambia, experimentando las masas del Chaco Seco y Espinal una acelerada deforestación. En estos paisajes se alternarán grandes masas forestales y pequeños fragmentos de bosque inmersos en una matriz agrícola, cumpliendo un rol fundamental los remanentes de bosque nativo en lo referente a la provisión de bienes y servicios eco-sistémicos. Por este motivo en el siguiente trabajo se tratará de describir la configuración y estructura espacial de los remanentes por medio del cálculo de índices de paisaje, así como realizar una diferenciación entre diferentes tipologías según su grado de fragmentación por medio de la clasificación de imágenes satelitales mediante dos métodos (OBIA y Árboles de decisión), obteniendo paisajes con altas densidades de remanentes con estructura degradada ( $ED > 480$  m/ha),  $MPS < 5$  ha) y bajas densidad de bloques compactos con las características propias del tradicional bosque nativo. Además se procedió a evaluar la existencia de relaciones entre el paisaje y determinados aspectos como el uso productivo o factores legales, obteniendo para el primero de ellos, correlaciones positivas entre la densidad de cortinas y tamaño del lote ( $r = \text{aprox } 0,5$ ) excepto en Tucumán. Caso contrario ocurrió para las Provincias de Chaco ( $r = -0,665$ ) y Santiago ( $r = -0,44$ ).

Palabras Clave: Teledetección, Analisis SIG, Ecología Paisajes, Deforestación.

## **2. INTRODUCCIÓN**

### **2.1. EL PAISAJE**

Entendemos el paisaje como un mosaico compuesto por diferentes tipos de vegetación, suelo y usos del mismo, creando una mezcla de parches naturales y antropizados que difieren de forma, tamaño y configuración (Urban et al., 1987; Turner, 1989). Refleja aspectos geológicos, climáticos, edáficos, así como los procesos antrópicos y biológicos que lo modelaron. Los principales componentes que se encuentran dentro del paisaje son los siguientes:

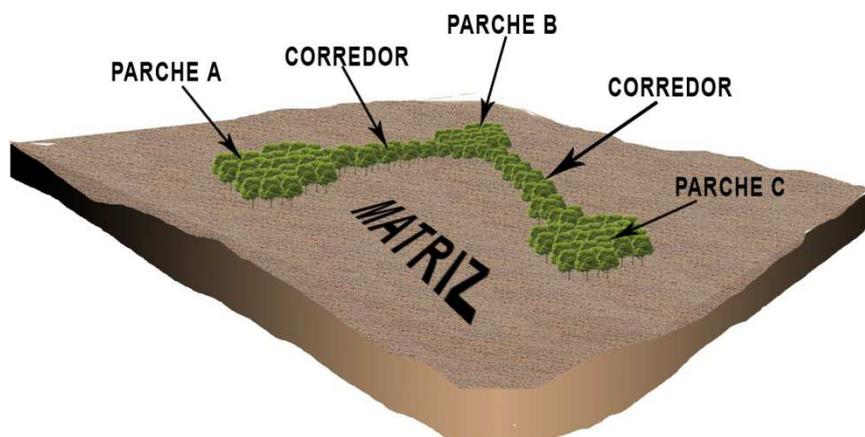
*Parches o Fragmentos:* Es el principal componente que configura el paisaje (McGarigal y Marks, 1995). Representan períodos (ámbito temporal) o áreas (ámbito espacial) de condiciones ecológicas homogéneas (Wiens, 1976). Las características más importantes de tales elementos son la forma, condicionada por la actividad humana y condiciones naturales, y la dimensión.

*Matriz:* Constituye el elemento dominante y más extenso dentro del paisaje, insertándose en él todos los elementos del paisaje (parches y corredores) (Bustamante y Grez, 1995). Desempeña un papel fundamental en la dinámica del paisaje, entre los que destacan los movimientos de energía, materiales y organismos.

*Corredores:* Son las conexiones existentes entre unos fragmentos y otros. Tienen un papel fundamental en la interconexión entre los distintos fragmentos, disminuyendo el denominado efecto distancia que determina la presencia de un menor número de especies en los fragmentos más aislados (Wilson, 1992) y por tanto facilitando la capacidad de los organismos para desplazarse entre fragmentos separados (Taylor y otros, 1993; Hilty y otros, 2006).

En la figura 1 se puede observar los componentes que configuran el paisaje.

Figura 1. Componentes que se encuentran dentro del paisaje. (Fuente: Elaboración propia.)



El funcionamiento del paisaje está asociado a las interacciones entre los elementos espaciales, mientras que la estructura depende de variables como la composición (cantidad de parches) y configuración (distribución física y/o espacial de los parches), por lo que la variación de algunas de estas características supone cambios en las dinámicas y tamaño de las poblaciones (Bustamante y Grez, 1995).

## **2.2. LA FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE.**

Se suele entender por fragmentación de un paisaje natural a la transformación y modificación del patrón del hábitat en el tiempo, generalmente impulsada por perturbaciones, pasando de una situación uniforme a una con mayor heterogeneidad. Estas transformaciones afectan negativamente tanto al funcionamiento como a la estructura del paisaje (McGarigal y Cushman, 2002; Lord y Norton, 1990).

### **2.2.1. MODELOS DE ESTUDIO DE LA FRAGMENTACIÓN.**

El estudio de la fragmentación de ecosistemas es uno de los campos de investigación con mayor desarrollo dentro de la biología de conservación (Fazey et al., 2005) debido a que es considerado un problema ambiental a nivel mundial (Sala et al., 2000). El prisma sobre el que se estudia la fragmentación se centra en los siguientes modelos conceptuales.

#### **2.2.1.1. Modelo de metapoblaciones.**

Esta teoría formulada por Levins (1969) propone describir poblaciones compuestas por subpoblaciones situadas en una serie fragmentos de hábitat y sometida a una dinámica de extinciones y recolonizaciones; mientras esta dinámica tenga un balance positivo, la persistencia de la metapoblación está asegurada. Enfatiza en el concepto de conectividad y el intercambio entre poblaciones espacialmente separadas (Hanski, 1999).

#### **2.2.1.2. Modelo de islas.**

Basado en la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967), el cual considera a los parches de hábitat fragmentado como islas aisladas en un mar constituido por hábitat inhóspito. La matriz es considerada como un medio totalmente hostil para todos los organismos. Además, este modelo propone una transición clara y abrupta entre esta matriz y los parches remanentes de hábitat, y supone que las condiciones ambientales previas a la fragmentación son homogéneas, al igual que las existentes dentro de los parches. Esta uniformidad espacial lleva implícita la existencia de una consistencia temporal; es decir, se ignora la existencia de fluctuaciones temporales en las poblaciones que puedan hacer variar su distribución dentro del paisaje fragmentado. El paradigma de la biogeografía de islas estática ha sido la perspectiva dominante desde el inicio el concepto de fragmentación. La principal ventaja del modelo de isla es su simplicidad. El paradigma de la biogeografía de islas estática ha sido la perspectiva dominante desde el inicio el concepto de fragmentación. La principal ventaja del modelo de isla es su simplicidad.

#### **2.2.1.3. Modelo de parche-matriz-corredor.**

Este modelo es una ampliación del modelo de islas, incorporando, a la concepción binaria de "hábitat adecuado" versus "matriz inhóspita", el concepto de corredor. Además de esta diferencia, se aprecia que en este modelo se da mayor relevancia la configuración geográfica del paisaje fragmentado frente a la diferencia de riqueza en especies y llega a admitirla posibilidad de que exista heterogeneidad en la matriz. Según Forman (1995), cada punto de un paisaje está situado dentro de un parche, de un corredor o de la matriz, es decir los tres elementos que configuran el paisaje para este tipo de modelo.

#### **2.2.1.4. Modelo de paisaje abigarrado.**

En este modelo propuesto por McIntyre y Barrett, 1992, se considera que el paisaje fragmentado presenta diferentes grados de modificación con respecto a la situación original por lo que la matriz puede presentar distintos niveles de permeabilidad para los organismos. Por tanto, según las características de la matriz los organismos podrán moverse por el paisaje con mayor

o menor esfuerzo (Ricketts, 2001; Tischendorf y Fahrig, 2000). Este modelo considera pequeños elementos de hábitat, como árboles aislados en el caso de paisajes forestales fragmentados (Fischer y Lindenmayer, 2002), que serían probablemente incluidos dentro de la matriz en los modelos de islas y parche- matriz- corredor, y que podrían servir como "puente" para facilitar el movimiento de los organismos dentro del paisaje, incrementando la permeabilidad de la matriz. Según lo explicado este modelo tiene en cuenta las características de la matriz a la hora de ejercer influencia en las transiciones de los diferentes elementos de paisaje en contraposición a los modelos anteriores que fijaban un paisaje binario definido en hábitat y no hábitat. Se incorpora un marco temporal a los cambios del paisaje (McIntyre y Hobbs, 1999), diferenciándose cuatro estados secuenciales intacto, abigarrado, fragmentado y relicto.

#### **2.2.1.5. Modelo de paisaje continuo.**

El modelo propuesto por Continua and Umwelt, Manning et al., 2004; modelo continuo, Fischer y Lindenmayer, 2006 engloba la definición del continuo paisajístico presentada por McIntyre y Hobbs (1999), pero incorpora también el concepto de Umwelt (von Uexküll, 1926). El Umwelt se refiere a la percepción y respuesta individual de cada especie, no sólo frente al gradiente continuo de hábitat sino también frente a otros gradientes de factores ambientales que influyen en procesos biológicos, y tiene en cuenta la escala espacial y temporal de percepción de cada organismo. Así, además de los gradientes de hábitat, Fischer y Lindenmayer (2006) consideran en concreto los gradientes de alimento, refugio, espacio y condiciones climáticas, ya que estos factores están estrechamente ligados a procesos ecológicos, y por lo tanto deberían estar relacionados con los patrones de distribución de las especies. Por tanto a diferencia de los modelos anteriores, que estipulaban una misma clasificación paisajística para todas las especies, este no lo concibe desde la misma perspectiva considerando que cada organismo no percibe el paisaje de la misma forma.

#### **2.2.2. ETAPAS DEL PROCESO DE FRAGMENTACIÓN.**

Contextualizando para nuestro estudio, la teoría de las islas es la que mejor se adapta al proceso de fragmentación y pérdida de hábitats debido a que la mayoría de los remanentes de bosque serán eliminados del paisaje dentro de una matriz nada permeable. A continuación se muestran las cuatro etapas de la transformación, representando de una forma general, secuencial y simplificada el proceso de fragmentación y pérdida de hábitats.

*Perforación:* Consiste en la perforación del hábitat natural como resultado de la conversión a otros usos de la tierra (por ejemplo, compensación agrícola, desarrollo de vivienda, aprovechamiento de la madera).

*Incisión y Disección:* Se produce la incisión y disección de hábitat natural. Puede preceder u ocurrir en conjunción con la fase de perforación. En la mayoría de los casos, hay poca reducción de superficie durante esta fase, sin embargo, pueden proporcionar vías para la intrusión de los depredadores de borde, especies invasoras, especies exóticas, enfermedades y patógenos que afectan negativamente a los organismos de interés y afectar la conectividad del paisaje mediante la alteración los patrones de movimiento de los organismos.

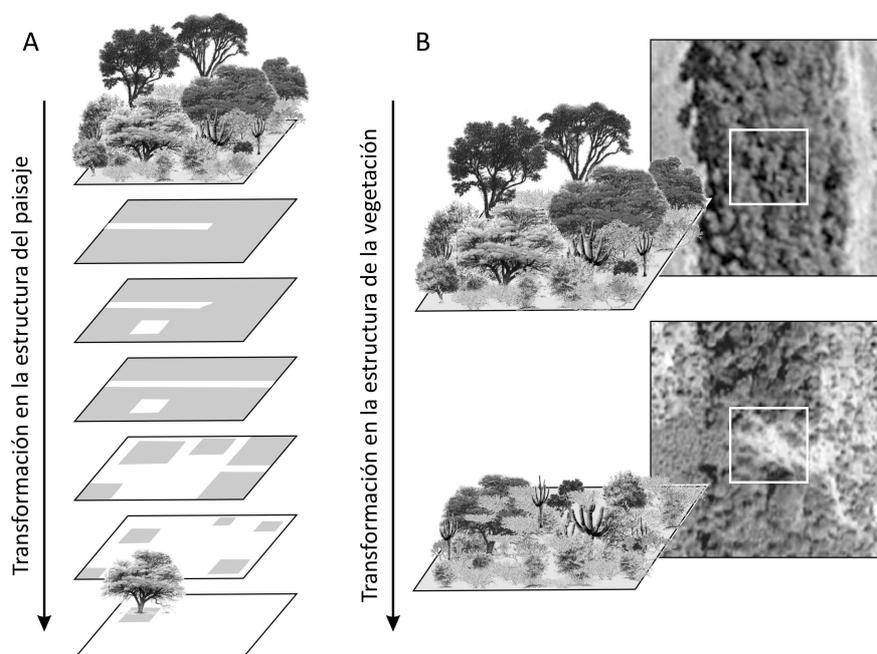
*Subdivisión:* Implica la subdivisión del hábitat en parches disjuntos. Forman (1995) se refirió a esta fase como "fragmentación", pero Jaeger (2000), le otorgo el nombre de "disipación", Durante estafase, se experimenta la transición de un paisaje caracterizado por hábitat conectados a uno dividido en fragmentos disjuntos. En este punto, la extensión del área del hábitat puede ser todavía bastante grande y aún no se puede limitar significativamente la función del paisaje para los organismos. Pese a esto, el hábitat es físicamente desconectado y puede alterar los patrones de movimiento del organismo objetivo y causar la subdivisión de

poblaciones en unidades separadas. Las consecuencias de esta subdivisión de la población serán discutirá más adelante. Esta fase puede ser confundida con la disección.

*Contracción y desgaste:* Implica la contracción y, en algunos casos, la desaparición completa del hábitat. En esta fase el paisaje está en un estado crítico con respecto a la viabilidad del hábitat viéndose amenazada las funciones del paisaje.

A continuación se muestra en la figura 2A las distintas etapas de fragmentación del paisaje en los bosques secos y en la figura 2B, la variación en la estructura boscosa a causa de este proceso.

Figura 2A. Distintas etapas del proceso de fragmentación del paisaje de bosques secos (bosques en gris, cultivo en blanco). Estas pueden ocurrir en forma simultánea o gradual (Incisión, perforación, disección, subdivisión, contracción y desgaste); Figura 2B. Modificación estructural de un fragmento de vegetación boscosa. Las imágenes constituyen un ejemplo de una cortina forestal en la provincia de Santiago del Estero (tomado de Google Earth). (Fuente: Elaboración propia, en base a Forman (1995), Jaeger (2000), y Baldi et al. (2006)).



### 2.2.3. EFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN EN EL FUNCIONAMIENTO DE LOS SISTEMAS NATURALES.

La fragmentación genera cambios progresivos en la configuración del hábitat, transformando las características originales en otras totalmente diferentes (Forman, 1995). Esto genera cambios en la estructura del paisaje, ocasionando alteraciones ambientales. Todos estos cambios producen la disminución de la superficie de hábitat, asociada a una pérdida de las cubiertas naturales en favor de usos antrópicos del territorio (urbanísticos, industriales, infraestructuras, agricultura, etc.) Los parches se podrán fragmentar en otros de menor tamaño, separados uno de otros aumentando la distancia entre ellos, provocando el aislamiento, provoca un aumento de la relación perímetro/superficie lo que supone un deterioro de la calidad del hábitat natural al estar expuesto a interferencias procedentes de hábitats periféricos, conocidos genéricamente como "matriz de hábitat", favoreciendo al efecto borde que explicaremos a continuación. Pese a esto aún no se conocen todos los

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID (CAMPUS DE PALENCIA) – E.T.S. DE INGENIERÍAS AGRARIAS  
Titulación de: Máster en Ingeniería de Montes

efectos que tiene la fragmentación sobre las diferentes especies, pudiendo ser negativos, positivos o neutrales.

#### **2.2.3.1. Efectos en la composición y riqueza de las comunidades biológicas.**

La reducción de los hábitats naturales provocada por la fragmentación favorece el incremento demográfico de especies generalistas y el descenso de las especialistas (Gascon et al., 1999). Por consiguiente, en un ecosistema fragmentado es más fácil la supervivencia y proliferación de especies invasoras (Bakker y Wilson, 2004). Una de las reglas ecológicas más estudiadas determina que las especies se ven favorecidas a medida que aumenta el tamaño de los fragmentos de hábitats natural al tener mayor riqueza de recursos que las menores, hecho que se contrapone al proceso de fragmentación de un paisaje, demostrándose que la densidad de individuos se reduce si también lo hace la superficie de su hábitat (Bowman et al., 2002; Tischendorf et al., 2005).

Esta relación área-especie variará según la especie de animales, requiriendo mayor superficie de hábitats las de mayor tamaño frente a las de menor, los carnívoros más amplios que los herbívoros, los endotermos mayores que los ectotermos y los gregarios superiores a los solitarios, llegando a la conclusión de que la reducción en la superficie forestal en un paisaje genera un proceso de extinción local en cadena comenzando por las especies forestales que presentan menor densidad poblacional por unidad de superficie debido a la mayor tasa de predación como consecuencia del efecto borde que se explicará a continuación. (Tellería y Santos, 1999; Tellería, 2001).

La teoría de la heterogeneidad del hábitat predice que una mayor heterogeneidad del paisaje se asocia con una mayor biodiversidad al existir una mayor diversidad de tipos de hábitats, sin embargo niveles altos de heterogeneidad están asociados a un elevado grado de fragmentación de los hábitats y por lo tanto la presencia de fragmentos de bosques incapaces de albergar poblaciones viables de determinados organismos.

#### **2.2.3.2. Efecto en el borde en los fragmentos de hábitat.**

Ante el aumento de la relación perímetro-área provocado por el proceso de fragmentación, los fragmentos del paisaje presentan una mayor influencia de los ambientes periféricos generando alteraciones ecológicas en ellos. Este fenómeno es conocido como efecto borde.

El concepto de efecto de borde puede definirse como el resultado de la interacción entre dos ecosistemas adyacentes o los diversos procesos asociados que inciden sobre las dinámicas y condiciones que tienen lugar en los fragmentos (Laurance, 1997)

El efecto borde disminuye a medida que aumenta la distancia hacia el interior del fragmento, decreciendo de forma diferente según las características de la matriz y del fragmento, es decir, una matriz estructuralmente similar al hábitat original presentara un contraste gradual (borde blando) mientras que si no la presenta, supondrá un enorme problema para el tránsito de especies (borde duro) (Wiens et al., 1985).

Debido a este fenómeno ocasionado por la fragmentación, se generan una serie de perturbaciones ecológicas tales como modificaciones en el microclima interno (Didham y Lawton, 1999) debido al incremento de la radiación, aumento a la exposición al viento, a las lluvias, pérdida de biomasa y alteración del flujo de nutrientes:

El incremento de la radiación se produce debido a que la entrante siempre es mayor en el borde que dentro del remanente (mayor efecto albedo), conllevando un incremento de la temperatura. En las áreas perturbadas, las temperaturas diurnas son más altas mientras que las nocturnas son más bajas que las presentes en las áreas sin alterar. Estas modificaciones de

temperaturas pueden cambiar procesos de reciclaje de nutrientes entre otros procesos y tener efectos desestabilizadores en interacciones como la competencia, la depredación y el parasitismo (Saunders et al., 1991).

La exposición al viento genera daños físicos en los fragmentos, incrementa la evapotranspiración y la desecación por reducción de humedad (Laurance et al., 2000; Saunders et al., 1991), reduce el sustrato disponible para los microorganismos y la disponibilidad de recursos provenientes del suelo (Saunders et al., 1991) y deposita semillas de especies no nativas. En los bosques tropicales la incidencia de viento caliente y seco en las áreas perturbadas y en los remanentes ocasiona un incremento en la mortalidad de los árboles y en la incidencia de fuegos forestales en el borde de los fragmentos, a la vez que evita la regeneración del bosque (Laurance et al., 2000).

Altera el ciclo hidrológico (Saunders et al., 1991, Camargo y Kapos, 1995) al cambiar las tasas de interceptación de lluvia y evapotranspiración debido a la eliminación del bosque nativa. En el caso de sustituir especies perennes por herbáceas anuales, la superficie de pérdida de agua se incrementa, al mismo tiempo que aumenta la erosión del suelo y el transporte de partículas. El impacto de este fenómeno depende de la posición del parche y de su grado de inclinación; sitios con una mayor pendiente se verán más afectados por el flujo de agua que aquéllos con una pendiente menor. Afecta además a la profundidad de la capa freática y a la distribución de sales en el perfil (Scanlon et al., 2006, Jobbágy et al., 2008, Amdan et al., 2013)

La pérdida de biomasa se produce debido al incremento en la mortalidad de los árboles de gran porte cerca de los bordes no compensada con el crecimiento de especies pioneras en sustitución de las anteriores. La conversión de bosques tropicales a pastizales reduce la concentración de nitrógeno, carbono orgánico y contenido de nutrientes del suelo (Laurance et al., 1999). Este tipo de bosques contienen cerca del 40% del carbono almacenado en los ecosistemas terrestres, por lo que una pequeña perturbación en el, puede dar como resultado un cambio significativo en el reciclaje de carbono al nivel global (Laurance et al., 1997, 1999; Phillips et al., 1998).

Provoca perturbaciones en las interacciones bióticas, ya que a través de los bordes pueden ser invadidos por especies exóticas, generalistas o flora asociada a la matriz, ocasionando una mayor competencia por los recursos alimenticios pudiendo comprometer la supervivencia de especies especialistas del hábitat por exclusión competitiva (Barrett et al., 1994), y por tanto, modificando la estructura y composición de la vegetación, con las consiguientes repercusiones sobre la comunidad faunística asociada (Palik y Murphy 1990). Además favorece el acceso de depredadores cuyo hábitat se encuentra fuera de los fragmentos sobre aquellas especies de interior que son presas de estas. Provoca cambios en el flujo de agua, modificando la tasa de interceptación de lluvia, aumenta la erosión y flujo de materiales.

### **2.2.3.3. Efectos sobre la dinámica de poblaciones.**

El proceso de fragmentación ocasiona alteraciones en los parámetros de nacimiento, mortalidad y crecimiento de las poblaciones naturales. Por ejemplo los árboles de mayor porte en parches pequeños presentan una tasa de mortalidad mayor que los presentes en parches de mayor tamaño (Laurance et al., 2000). Se sugiere que la extinción de especies de árboles en los fragmentos es un proceso lento, derivado de eventos aleatorios de muerte y nacimiento. Las especies que son favorecidas en los bosques fragmentados son de un estado de sucesión temprano (altas tasas fotosintéticas y de crecimiento, reproducción temprana, ciclos de vida cortos, etc.).

Los parches fragmentados pueden quedar divididos en distintas partes (reducción de la superficie y discontinuidad en el tiempo), de manera que las poblaciones no sólo dispondrán de menor superficie, sino que además tendrán que realizar desplazamientos hacia otros parches a través de la matriz transformada en busca de recursos. Ante este hecho se presenta la conectividad del paisaje como un parámetro muy importante para las poblaciones en paisajes fragmentados. La disminución de la conectividad entre las poblaciones puede deberse al aumento de la distancia entre fragmentos, a cambios en las características de la matriz, que la hacen menos permeable, o a una combinación de ambos factores.

Ante esta situación habrá poblaciones que sean incapaces de realizar tales desplazamientos, bien porque son incapaces de realizarlos por sus características o porque la distancia entre fragmentos es demasiado grande por lo que supone un problema tanto para el número de individuos de la población, el cual se verá reducido creando problemas de endogamia o consanguinidad provocando una disminución de la adaptación y del rendimiento biológico.

### **2.3. MÉTODOS CUANTITATIVOS PARA ESTIMACIÓN VARIABLES PAISAJE.**

La fragmentación es junto a la pérdida de hábitats uno de los principales amenazas que afectan a la diversidad biológica de los ecosistemas (Harris, 1984; Wilson, 1988; Saunders y Hobbs, 1991; Alverson y otros, 1994; Pickett y otros, 1997; Fielder y Kareiva, 1998). Ante tal problemática surgió la necesidad de comparar patrones de paisaje en el tiempo empleando métodos cuantitativos (Turner, 1989), como son las métricas o índices de paisaje que cumplen tal función.

Los métodos cuantitativos tienen como objetivo fundamental estimar la fragmentación y las consecuencias de la misma en un periodo de tiempo determinado pudiendo comparar distintas configuraciones paisajísticas en distintos momentos temporales (Gustafson, 1998). El resultado obtenido son las denominadas métricas o índices de paisaje (landscape metrics). Estos índices aportan datos numéricos acerca de características paisajísticas, configuración y composición de los paisajes, la forma que presentan los elementos del paisaje, proporción de suelo desnudo y cubierta del suelo.

Presentan 3 escalas diferentes de trabajo (McGarigal y Marks, 1995; Botequilha y otros, 2006):

*Nivel de fragmento:* Los cálculos se realizan individualmente para cada fragmento. Es el nivel adecuado, por ejemplo, para determinar cuál es el fragmento de mayor superficie entre todos los representados.

*Nivel de clase:* Los cálculos se aplican para cada conjunto de fragmentos de la misma clase, es decir, a aquéllos que tienen el mismo valor o que representan el mismo tipo de monte, uso del suelo, hábitat, etc. Es el nivel apropiado para calcular cual es la superficie que ocupa una determinada cobertura del suelo, como podrían ser los bosques, o cual es la extensión media ocupada por los fragmentos de bosque.

*Nivel de paisaje:* Los cálculos se aplican al conjunto del paisaje, por tanto, para todas las clases y fragmentos presentes en el paisaje. Los resultados obtenidos de este nivel de cálculo son el conjunto de área de cuantificado y el grado de heterogeneidad o de homogeneidad del paisaje.

Existen cinco grandes tipos de índices de paisaje: (McGarigal y otros, 1995; Botequilha y otros, 2006)

*Índices de área, superficie, densidad y variabilidad:* Se basan en la dimensión como en el número de fragmentos que conforman el área de estudio. A partir de estos se obtienen las características morfológicas del paisaje.

*Índices de forma:* Se centran en las características de forma (relación área- perímetro) de los fragmentos que constituyen un determinado paisaje. Estos nos permiten entender mejor el paisaje desde el punto de vista funcional y morfológico.

*Índices de eco-tono y hábitat interior:* Se basan en la amplitud del hábitat de borde en relación con el hábitat interior. El hábitat de interior se considera fundamental para la presencia y el mantenimiento de fauna y flora especialista, es decir, más exigente en sus requerimientos ecológicos, mientras que el hábitat de borde facilita la presencia de especies generalistas (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995).

*Índices de distancia, vecindad y conectividad.* Estos índices calculan la distancia desde el hábitat de borde de un fragmento hasta el fragmento más próximo al mismo tipo. Se trata de índices fundamentales para poder valorar el grado de aislamiento o conectividad existente entre los distintos fragmentos, partiendo de la base de que un mayor aislamiento implica una reducción de las posibilidades de albergar o mantener un mayor grado de diversidad biológica (Forman, 1995; Hilty, Lidecker y Merenlender, 2006).

*Índices de diversidad del paisaje.* Estos índices aportan información relevante para poder comparar distintos paisajes o la evolución de un paisaje en diferentes momentos históricos.

### 2.3.1. SOFTWARE PARA DETERMINAR ÍNDICES DE PAISAJE

Hoy en día, se dispone de un gran abanico de software cuya finalidad es la de cuantificar la estructura del paisaje, pudiendo destacar los siguientes:

*Fragstats:* Creado el año 1995, fue desarrollado por el Dr. Kevin McGarigal y Barbara Marks en la Universidad estatal de Oregón. Funciona esencialmente en formato raster y es considerado el programa más completo por lo que se refiere a la diversidad y capacidad para desarrollar cálculos métricos. Se trata de un programa de acceso libre disponible en la red.

*Grass:* La primera versión apareció a principios de los años 80 y fue desarrollado por el Cuerpo de Ingenieros de los Estados Unidos y el Laboratorio para la Investigación de la Construcción. Funciona esencialmente en formato raster. Grass es un sistema de información geográfica que dispone de un módulo específico para el análisis de la estructura del paisaje denominado, en su última versión, Grassr.le. Version. Es de dominio público, si bien requiere del sistema operativo Unix o Linux

*Patch Analyst:* Creado en el año 1999 por Phil Elkie, RobRempel y Angus Carr, con financiación aportada por el Ministerio de Recursos Naturales de Ontario (Canadá). Éste es un programa más modesto que los anteriores, ya que se limita a calcular exclusivamente los principales índices de paisaje. Existe una versión que trabaja en formato vectorial y otra en formato vectorial/raster, funcionan como una extensión de ArcView y es de acceso libre en la red.

*V-Late:* Creado el año 2003 por un equipo del Landscape and Resource Management Research Group, de la Universidad de Salzburg (Austria), dirigido por DirkTiede en el marco del proyecto de investigación europeo denominado SPIN (Spatial Indicators for Nature Conservation). Trabaja en formato vectorial y se presenta como una extensión de ArcGis. En este caso, también se trata de un programa de acceso libre disponible en la red.

*Conefor:* Desarrollado por Santiago Saura y Josep Torné en la Universidad Politécnica de Madrid y la Universidad de Lleida es un paquete de software que permite

cuantificar la importancia de las áreas de hábitat y enlaces para el mantenimiento o la mejora de la conectividad del paisaje. Se concibe como una herramienta para apoyar la toma de decisiones en la planificación del paisaje y la conservación del hábitat, a través de la identificación y priorización de sitios críticos para la conectividad ecológica. Las versiones anteriores de Conefor eran conocidos como Conefor Sensinode. Es de acceso libre disponible en la red.

## **2.4. PROCESOS QUE GENERAN FRAGMENTACIÓN.**

### **2.4.1. LA EXPANSIÓN AGRÍCOLA.**

Los terrenos agrícolas abarcan en torno a un 38% de la superficie terrestre y la mitad del área habitable por las sociedades humanas (Clay, 2004). El crecimiento de estos paisajes difiere según zonas; en los países en vías de desarrollo, principalmente en el África subsahariana y Sudamérica, se prevé un aumento del más del 30 % para el año 2050 (Tilman et al., 2001), por contra en los desarrollados se producirá un descenso de su superficie (Rounsevell et al., 2005). La intensificación agrícola supone la homogeneización del paisaje y la consecuente pérdida de elementos del paisaje con importantes funciones biológicas, afectando a zonas fértiles y accesibles. La fragmentación y la consecuente pérdida de hábitat en la zona de estudio del presente estudio se deben a esta causa tal y como se detallará más adelante.

### **2.4.2. INTENSIFICACIÓN DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL.**

La superficie dedicada a plantaciones forestales va en aumento a escala mundial (FAO, 2005) ya que tienen un gran papel en la conservación de la biodiversidad (Hartley, 2002; Parviainen y Frank, 2003; Atienza, 2004). Suele asociarse los aprovechamientos forestales intensivos a prácticas que inciden negativamente sobre las condiciones ambientales naturales de los hábitats, como puede ser la tala a matarrasa en bosques maduras con una periodicidad que impida el mantenimiento de la madurez de tal masa.

### **2.4.3. URBANIZACIÓN.**

Esta causa de fragmentación tiene una importancia relevante en los países desarrollados, siendo prácticamente nula en los de vías de desarrollo, presentando en los primeros un fuerte incremento en superficie de las zonas urbanizadas, considerándose uno de los mayores causantes de pérdida de biodiversidad y fragmentación territorial (Antrop, 2003; Mckinney, 2006).

### **2.4.4. ACTIVIDADES EXTRACTIVAS.**

Dentro de las actividades industriales, las extractivas merecen una mención especial por su incidencia sobre hábitats de interés natural situados en áreas no urbanizadas. La extracción de recursos del subsuelo supone la de vegetación de ciertas áreas mediante el establecimiento de explotaciones a cielo abierto, como canteras y graveras, o de prospecciones mineras y petroleras.

### **2.4.5. INFRAESTRUCTURAS DE TRANSPORTE.**

La construcción de infraestructuras de transporte, en especial carreteras de gran capacidad, afecta notablemente a la permeabilidad del paisaje en la medida que conllevan un efecto barrera sobre un amplio grupo de especies de vertebrados terrestres (Forman et al., 2003). La expansión de las infraestructuras lineales de transporte es un proceso de gran envergadura en las últimas décadas, afectando a una gran diversidad de ambientes.

## **2.5. EXPANSIÓN AGRÍCOLA COMO PRINCIPAL CAUSA DE FRAGMENTACIÓN EN TIERRAS SEMIÁRIDAS.**

La expansión de la frontera agrícola es una de las principales causas de cambios en el uso de la tierra, con la consiguiente pérdida de hábitat, biodiversidad y fragmentación del bosque nativo (Jackson et al. 2007; Rizkalla y Swihart, 2009). Los bosques son uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial por la expansión de la agricultura y actualmente muchos de ellos se encuentran altamente fragmentados por esta razón (Rosenfield et al., 1992; Geist y Lambin, 2002; Hoekstra et al., 2005; Gasparri y Grau, 2009) tal y como se explicó anteriormente.

### **2.5.1. EXPANSIÓN AGRÍCOLA EN SUDAMÉRICA.**

Las tierras de América del Sur han experimentado una pérdida y fragmentación de sus bosques en las últimas décadas, enfrentándose a una de las transiciones más importantes de su historia debido a la rápida expansión de cultivos y pastizales sobre la aún dominante vegetación natural y seminatural boscosa (Miles et al., 2006; Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010; Baldi y Jobbágy, 2012), registrándose una tasa de deforestación anual de ambientes naturales de -0,46% según informes de la FAO (2011) entre los años 2000 y 2010. Tanto la fragmentación como la pérdida de hábitats no es un proceso aleatorio, si no que se genera en zonas donde la agricultura intensiva o la ganadería son las actividades económicas rentables por la aptitud favorable de sus suelos hacia tales actividades, anteponiendo la expansión de estas prácticas frente a la conservación de la vegetación nativa boscosa. Entre los factores determinantes de estos cambios, se encuentran el reemplazo de rotaciones agrícola-ganaderas por agricultura continua, eliminación de pastizales naturales, aumento de la demanda de alimentos y de biocombustibles de los países extra-regionales donde tanto pastizales como bosques semiáridos fueron transformados principalmente para la producción de soja con fines de exportación hacia China y la Unión Europea, la creciente conectividad de áreas anteriormente remotas y la estabilización de las condiciones económicas (Unruh, 1997; Gasparri y Grau, 2009; Redo et al. 2011). Este proceso ha afectado principalmente a tres ecosistemas: El Cerrado en Brasil (Morton et al., 2006), la selva de Chiquitanos en Bolivia (Steininger et al., 2001) y el Gran Chaco Americano en Bolivia, Paraguay y Argentina (Zak et al., 2004; Boletta et al., 2006).

#### **2.5.1.1. Expansión agrícola en el Espinal**

La expansión agrícola en esta región registro sus periodos de mayor actividad a partir de 1950 desde la pampa húmeda hacia el interior provocando extensos desmontes en áreas de inestables equilibrios ecológicos por sus escasos recursos hídricos. Las principales causas de esta expansión en la actualidad es la extracción indiscriminada de la vegetación. El fuego, utilizado en muchos casos como herramienta para el manejo de las pasturas naturales, puede descontrolarse y provocar incendios con efectos negativos en las formaciones boscosas y pastizales nativos.

#### **2.5.1.2. Expansión agrícola en la Eco-región del Chaco.**

Esta eco-región tiene una importancia tremenda al ser una de las masas boscosas con mayor extensión de América del Sur, ubicándose principalmente en Argentina (en torno a un 60 % de su superficie), Paraguay y Bolivia. La singularidad de la expansión agrícola en la eco-región del Chaco reside en que el incremento de la producción tiene su explicación en la incorporación de terrenos, cuyo hábitat tradicional eran bosques nativos, a la actividad agrícola. La tasa de expansión agrícola ocurrida entre los años 2002 y 2010 fue muy alta (528.000 ha/año) (Adamoli, 2011). Tal hecho, supone una pérdida gradual de ambientes naturales, en sustitución por agroecosistemas, mediante la deforestación del bosque nativo, que tenía una

de las tasas más altas de deforestación en todo el mundo entre 2000 y 2010 (Aide et al., 2013; Hansen et al., 2013), siendo el aspecto de la expansión agropecuaria que presenta mayores problemas ambientales (Brown et al., 2005). Dentro del Gran Chaco Americano existen dos eco-regiones basadas en las condiciones climáticas de la zona: Chaco húmedo y Chaco seco; En la eco-región del Chaco húmedo, el desarrollo de la agricultura tuvo lugar a finales del siglo XIX y de nuevo en las primeras décadas del siglo XX. Toda esta área presenta unas condiciones climáticas idóneas para la actividad agrícola sin embargo la gran abundancia de tierras inundables hacen que sean pocos los núcleos agrícolas establecidos, localizados en tierras altas. Debido a esto el potencial expansivo de la agricultura en esta zona es muy reducido al estar ocupadas todas las tierras aptas para la actividad agrícola representando un 7,5 % de su superficie total (Torrella et al., 2003). En el Chaco Seco, esta transformación se manifiesta a escala regional desde principios de la década de los noventa (van Dam, 2003), con una intensificación de la deforestación alrededor de los escasos focos cultivados antiguos (anteriores a 1950), y la formación de nuevos focos en distintas partes del territorio (Zak et al., 2004; Grau et al., 2005; Volante et al., 2005; Boletta et al., 2006; Gasparri y Grau, 2009; Guyra Paraguay, 2013, Vallejos et al. in press). En el Chaco Seco en particular, la fracción cultivada llegó en 2013 al 21% del territorio (UMSEF, 2008; REDIEX, 2009; Volante et al., 2012; Guyra Paraguay, 2013), con tasas de deforestación de 980 km<sup>2</sup> año<sup>-1</sup> para el período de Septiembre 2011- Marzo 2013 (Guyra Paraguay, 2013)

Según lo explicado, será el Chaco Seco el que mayor potencial de expansión agrícola tiene y por ese motivo será esta zona el objeto del presente estudio al igual que el Espinal que pese a ser regiones marginales para la actividad agropecuaria en el pasado, no escapan a esta tendencia generalizada de deforestación y posterior cultivo con cereales, oleaginosas, y pasturas (Pengue, 2004; Morello y Rodríguez, 2009; Leguizamón, 2014).

### **2.5.1.3. Expansión agrícola en la Eco-región del Chaco Argentino**

La primera expansión agrícola que se produjo en Argentina tuvo lugar en la región pampeana, en el que algunas regiones como Mendoza, San Juan, etc. sustituyeron ecosistemas de desierto imperantes en la zona por cultivos. En la actualidad, la expansión agrícola afecta a las selvas misioneras, a Las Yungas, al pastizal pampeano semiárido, o a algunos sectores de la transición entre la estepa patagónica y los bosques andinos. Pero sin duda, el mayor proceso de expansión (en torno del 90 % de la superficie total) se manifiesta en la región del Chaco (Olson, 2001). Esta, es la tercera región con mayor biodiversidad en Argentina, después de la Selva Paranaense y las Yungas, por lo que la eliminación y la fragmentación de sus hábitat naturales es considerada la principal causa de extinción de especies a nivel mundial. Por todo esto, la preservación del bosque nativo del Chaco representa uno de los objetivos principales para la conservación en Argentina. Además de ser extensa, presenta una gran variabilidad climática, asociada a un tipo de vegetación determinada, entre las que se destacan los bosques dominados por especies del género *Schinopsis*, los “quebrachos colorados” (Morello y Adámoli, 1974; Prado, 1993) y es uno de los principales depósitos de carbono del mundo.

El proceso de expansión presentó distintos matices a lo largo de la historia; En los 70 y 80 el poroto impulsó la expansión de la frontera agrícola en Salta, en la década del 90 el algodón cumplió ese papel en Santiago del Estero y Chaco, en los últimos años el gran motor de la expansión es la soja y es previsible que en los años siguientes este papel sea desempeñado por las pasturas. Al igual que en el resto del país, la soja tuvo un papel preponderante en este aumento, pasando de representar 32 % de la producción total hasta 68 %, en igual período. Al mismo tiempo, la región recibió a buena parte de los emprendimientos ganaderos desplazados de la región pampeana por la mayor rentabilidad de la actividad agrícola. Esta combinación

constituyó una fuerte presión sobre los bosques nativos, que terminó desencadenando un proceso de desmontes generalizados. En los últimos años, se produjo un incremento de la producción agrícola, teniendo especial importancia el aumento de la producción de soja en un 78% durante el periodo 2000 y 2010 (Nassar y Antoniazzi, 2011) con lo que numerosos ecosistemas naturales se vieron afectados en detrimento de este tipo de cultivo (Aizen et al., 2009; Adamoli et al., 2011; Mastrangelo y Gavin, 2012; Gasparri et al., 2013) creando un marco propicio para que la deforestación se generalice (Grau et al., 2005).

Actualmente la demanda de soja sigue siendo muy alta, por lo que la presión que se ejercerá sobre los bosques restantes seguirá siendo elevada impulsando la deforestación (Zak et al., 2004; KlinkandMachado, 2005; Gasparri y Grau, 2009; Aide et al., 2013) (Lambin y Meyfroidt, 2011; Reenberg y Fenger 2011).

Para algunos, es el cultivo que ha permitido el despegue de la economía argentina debido a su alta productividad, destacando la plasticidad del cultivo, la simplicidad de su manejo basado en un esquema simple integrado por la siembra directa, el uso de material transgénico resistente al herbicida Glifosato, Para otros, la soja es el cultivo que dispara una rápida deforestación de los bosques nativos concentrando la riqueza en grandes corporaciones, destruye empleos rurales, expulsa comunidades indígenas, aniquila la diversidad biológica, y deteriora la calidad ambiental debido a un mayor uso de plaguicidas y fertilizantes que contaminan el suelo, el aire y los cuerpos de agua, y afectan la salud humana. Los planteos productivos se concentraron en pocos cultivos de alta productividad y alta homogeneidad genética, que a la par de maximizar la producción y la rentabilidad, simplificaron el manejo, pero al costo de concentrar mayor riesgo climático, económico y biológico (plagas y enfermedades), pérdida de materia orgánica, y sobre-extracción de algunos macro- y micro-nutrientes.

La expansión agropecuaria en la región chaqueña genera opiniones encontradas. Si bien se celebra la incorporación de nuevas áreas productivas al mapa agrícola del país y los ingresos económicos que ello implica, por otra parte se alerta sobre los riesgos que conlleva el modelo adoptado, en cuanto a la sustentabilidad tanto ambiental como social. En este sentido, existe una creciente preocupación sobre temas como la planificación y el ordenamiento territorial, cambio climático, pérdida de biodiversidad y conectividad entre ambientes. En el ámbito social, la caída del empleo rural, la concentración de la renta, el conflicto con comunidades campesinas y aborígenes, los procesos migratorios y la falta de programas específicos para pequeños productores, son temas más que relevantes. Esta expansión, a diferencia de las anteriores en la historia, está protagonizada por medianos y grandes productores, en el que no existe ninguna planificación con respecto a la política agraria a seguir más allá de la que exige la inercia del mercado con un bajo nivel de control entre provincias y nula conciencia de la problemática ambiental que esto puede suponer.

## **2.6. LEY BOSQUES NATIVOS ARGENTINA.**

En esta tesitura surge la preocupación por proteger el bosque nativo en la eco-región del Chaco, se promulgan desde comienzos de la década de los noventa, una serie de normas y leyes provinciales y nacionales que regulan el uso del territorio con un grado de cumplimiento variable (Seghezzo et al., 2011; Ginzburg et al., 2012; Collazo et al., 2013). En el año 2007 se elabora una Ley nacional Forestal en Argentina (Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos 26.331). En ella se fija los presupuestos mínimos de protección ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos y de los servicios ambientales que éstos brindan a la sociedad. Los objetivos que se pretenden alcanzar con ella son:

-Promulgar la conservación mediante la herramienta de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN), así como regular la expansión de la frontera agropecuaria y de cualquier otro cambio de uso del suelo;

-Establecer pautas para el control del proceso de pérdida de superficie de bosques nativos existentes, con el fin de alcanzar masas perdurables en el tiempo.

-Mejorar y mantener los procesos ecológicos y culturales en los bosques nativos que repercuten positivamente a la sociedad.

-Fomentar el manejo y prácticas sostenibles de los bosques nativos en temas enriquecimiento, conservación, restauración y aprovechamiento.

Esta ley es la primera experiencia de intento de ordenamiento territorial con competencias en regular los cambios en el uso del suelo en Argentina en el contexto de una gran expansión del área agrícola a partir de desmontes (Zak et al., 2004; Grau et al. 2005; Aizen et al., 2009). No obstante, esta ley no está exenta de polémicas.

Desde el punto de vista político, introduce el concepto de “pago por servicios ambientales” , un tema complejo y polémico a nivel nacional e internacional que ha sido revisado y discutido (Paruelo, 2011; Balvanera et al., 2012), considerando tales servicios aquellos beneficios tangibles e intangibles generados por los ecosistemas. Estos consistirán en crear de un fondo nacional para compensar a las zonas que preserven los bosques nativos, por los servicios ambientales que brinda. A día de hoy siguen sin fijarse los parámetros financieros económicos y sociales con los que justificar la retribución por los servicios que presta un ecosistema porque en ley se explica de manera paupérrima los servicios ecosistémicos que brindan los bosques. Pese a ello, existen trabajo que intentan identificar los actores e involucrados que resultan afectados y beneficiarios de los servicios provistos por los bosques (Paruelo, 2011) para que puedan ser incorporados en el proceso de toma de decisiones de retribución por los servicios y una metodología homogénea para todo el país.

A través de esta ley se propone realizar un Ordenamiento Territorial que zonifique las distintas áreas de bosques nativos que existen en una provincia, determinando las áreas que van a definir las superficies de bosque que se deben conservar y aquellas en las que se puede realizar un desmonte, dividiéndose en tres categorías:

*Categoría I (rojo):* sectores de muy alto valor de conservación que no deben desmontarse y deben mantenerse como bosque para siempre.

*Categoría II (amarillo):* sectores de mediano valor de conservación, que aunque puedan estar degradados, si se los restaura, pueden llegar a tener alto valor y por eso no deben desmontarse. Se pueden usar para aprovechamiento sostenible, como ganadería silvopastoril, turismo e investigación científica.

*Categoría III (verde):* sectores de bajo valor de conservación que pueden desmontarse parcialmente o en su totalidad, por ejemplo para la agricultura a gran escala.

#### 2.6.1. CRITERIOS DE ZONIFICACIÓN CONSIDERADOS PARA LA DEFINICIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE CONSERVACIÓN DE ACUERDO A LA LEY 26331.

-*Superficie:* es el tamaño mínimo de hábitat disponible para asegurar la supervivencia de las comunidades vegetales y animales. Esto es especialmente importante para las grandes especies de carnívoros y herbívoros.

-*Vinculación con comunidades naturales no boscosas*: la relación entre un parche de bosque y otras comunidades naturales con el fin de preservar gradientes ecológicos completos. Este criterio es importante dado que muchas especies de aves y mamíferos utilizan distintos ecosistemas en diferentes épocas del año en búsqueda de recursos alimenticios adecuados.

-*Vinculación con áreas protegidas*: La ubicación de parches de bosques cercanos o vinculados a áreas protegidas de jurisdicción nacional o provincial como así también a Monumentos Naturales, aumenta su valor de conservación, se encuentren dentro del territorio provincial o en sus inmediaciones. Adicionalmente, un factor importante es la complementariedad de las unidades de paisaje y la integración regional considerada en relación con el ambiente presente en las áreas protegidas existentes y el mantenimiento de importantes corredores ecológicos que vinculen a las áreas protegidas entre sí.

-*Valores biológicos sobresalientes*: son elementos de los sistemas naturales caracterizados por ser raros o poco frecuentes, otorgando al sitio un alto valor de conservación.

-*Conectividad entre eco-regiones*: los corredores boscosos garantizan la conectividad entre eco-regiones permitiendo el desplazamiento de determinadas especies.

-*Estado de conservación respecto de la zona circundante*: implica un análisis del uso al que estuvo sometido en el pasado y de las consecuencias de ese uso para las comunidades que lo habitan. La actividad forestal, la transformación del bosque para agricultura o ganadería, la cacería y los disturbios como el fuego, así como la intensidad de estas actividades, influyen en el valor de conservación de un sector, afectando la diversidad de las comunidades animales y vegetales. La diversidad se refiere al número de especies de una comunidad y a la abundancia de éstas. Se deberá evaluar en el contexto de valor de conservación del sistema en que está inmerso.

-*Potencial forestal*: es la disponibilidad actual de recursos forestales o su capacidad productiva futura, lo que a su vez está relacionado con la intervención en el pasado. Esta variable se determina a través de la estructura del bosque (altura del dosel, área basal), la presencia de renales de especies valiosas y la presencia de individuos de alto valor comercial maderero. En este punto es también relevante la información suministrada por informantes claves del sector forestal provincial habituados a generar planes de manejo y aprovechamiento sostenible, que incluya la provisión de productos maderables y no maderables del bosque y estudios de impacto ambiental en el ámbito de las provincias.

-*Potencial de sustentabilidad agrícola*: consiste en hacer un análisis cuidadoso de la actitud que tiene cada sector para ofrecer sustentabilidad de la actividad agrícola a largo plazo. La evaluación de esta variable es importante, dado que las características particulares de ciertos sectores hacen que, una vez realizado el desmonte, no sea factible la implementación de actividades agrícolas económicamente sostenibles a largo plazo.

-*Potencial de protección de cuencas y humedales*: consiste en determinar la existencia de áreas que poseen una posición estratégica para la conservación de cuencas hídricas y para asegurar la provisión de agua en cantidad y calidad necesarias.

-*Valor dado por comunidades indígenas y campesinas o sus áreas colindantes*: el uso que pueden hacer de sus recursos naturales a los fines de su supervivencia y el mantenimiento de su cultura.

Pese a que todos los criterios fijados en la zonificación están basados en el valor de conservación, en la mayoría de las provincias consideran el uso actual un criterio de zonificación más. Esto supone que a las áreas a zonificar se les otorgará una categoría inferior

de la que poseen en realidad, sin tener en cuenta que el uso actual puede ser dañino para los bosques.

La conclusión es que la ley define a las categorías en función del “valor de conservación” de los bosques, pero esto no se plasma en la zonificación, reflejándose una basada en criterios de aptitud agrícola:

En rojo áreas protegidas preexistentes, como son los Parques Nacionales o Reservas Naturales, así como los márgenes de los cursos de agua, lugares con potencial agrícola nulo y por tanto, con nula presión de cambio de uso del suelo o no aptas por factores edáficos o climáticos

En amarillo zonas aptas para pasturas cultivadas

En verde zonas con potencial agrícola cuya única estrategia de conservación es la obligación de dejar las cortinas forestales; estrategia tan inocua para la conservación, que no hace más que fortalecer la idea de que estos bosques sean vistos únicamente por el potencial agrícola (Ginzburg et al., 2012) de sus suelos, tal y como se explicará más adelante.

Con esto se demuestra una actitud blanda frente a la expansión agrícola contraponiendo lo dictaminado en la ley.

#### 2.6.2. DIFERENCIAS EN LA ZONIFICACIÓN.

La información utilizada y la interpretación de los criterios establecidos por la ley ha sido dispar entre provincias. Estas diferencias pueden tener causas legítimas (visiones distintas por parte de los distintos gobiernos provinciales; diferencias en las características biofísicas y humanas a ambos lados del límite; contextos socio- cultural, económicos o de conservación diferentes) pueden ser el resultado de una inadecuada caracterización de los criterios establecidos por la ley o debidas a influencias de grupos de presión. Lamentablemente varios de los informes provinciales omiten las evidencias y modelos conceptuales en los que apoyan las decisiones. Más aún, el peso relativo de cada uno de los criterios y los umbrales a partir de los cuales un área es asignada a una u otra categoría (Somma et al., 2011) no son explícitos en ningún caso. Sin duda este es un aspecto a revisar en futuras re-zonificaciones o en el proceso de re-categorización. Una definición más transparente del proceso de asignación de clases de conservación es un paso crítico para la legitimación social de los mapas provinciales de OTBN.

Observamos que La Ley Forestal fue planificada de forma descentralizada (es decir, cada provincia desarrollado su propia zonificación y ejecución marco) existiendo grandes discrepancias espaciales existen cuando comparar los planes provinciales.

Según el estudio realizado por (García Collazo, 2013) al yuxtaponer los mapas con las zonificaciones del bosque no hay coincidencia entre las categorías de conservación a lo largo de los límites provinciales, mostrando el mayor porcentaje de concordancia entre los límites de Santiago del Estero y Chaco (58.3%). Por lo tanto, la implementación de esta ley ha puesto en debate la interpretación de los 10 criterios de sustentabilidad ambiental establecidos en ella y el principio de cooperación entre las provincias establecido dentro de la Ley General del Ambiente 25675.

#### 2.6.3. LAS CORTINAS FORESTALES COMO ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES NATIVOS FRENTE A LA EXPANSIÓN AGRÍCOLA EN EL CHACO.

En los ecosistemas zonificados como categoría verde, destinados mayoritariamente al desmonte de las masas en beneficio de la agricultura, la única estrategia de intento de conexión y conservación del bosque nativo son las denominadas cortinas forestales. A su vez, estas también intentan prevenir y mitigar la erosión eólica en los campos agrícolas. Por lo que

se podría decir que tiene una función de intento de mejora de preservación de hábitats y otra de mejora de los cultivos.

Esta estrategia consiste en la obligación de dejar franjas de bosque nativo (cortinas forestales) que rodeen superficies bajo cultivo. Sin embargo, este tipo de medida se ha demostrado que no es eficaz para la conservación del bosque nativo debido a que aumenta el efecto borde de las masas por el diseño y forma de las propias cortinas, representando un ambiente distinto al bosque (más arbustos y menos árboles), además de favorecer la fragmentación del bosque nativo.

Con respecto al intento de evitar la erosión de los cultivos también resulto deficiente, existen métodos mucho más efectivos para su control, entre ellos los cultivos de cobertura, el manejo en siembra directa, las rotaciones de cultivos y el mantenimiento de rastrojos.

Los agricultores no ven bien esta medida debido a que genera una menor producción agrícola en el borde de la cortina por los arbustos que la componen al entrar en competencia por el agua con el cultivo, a lo que hay que añadir una menor luminosidad. En la figura 3 se muestra la imagen de cómo es una cortina forestal.

Figura 3. Imagen de una Cortina Forestal. (Fuente: INTA ESQUEL)



Las distintas reglamentaciones provinciales establecen en términos general que las cortinas forestales deben:

- a) Tener un ancho mínimo de 100 metros
- b) Bordear superficies bajo cultivo, que no superen las 150 hectáreas, siendo lo óptimo de 50 ha
- c) Estar interconectadas independientemente de los titulares de la tierra. Asimismo, se fijan cortinas principales en sentido E-O, cada 500 m (contrarias a los vientos predominantes N-S) y cortinas secundarias en sentido N-S, cada 1.000 m.

Existen estudios que analizaron de manera somera el cumplimiento de esta ley desde el 1988, momento en el que se aprueba (Ginzburg et al., 2015; Adámoli et al., 2008) observándose un bajo cumplimiento. A esto, hay que añadirle la “desaparición” de las cortinas forestales debida a su afectación por la aplicación aérea repetida de agroquímicos o por la quema intencional – total o parcial–, y la invasión de especies exóticas en su interior (principalmente pasturas – Gattopanic), que desvirtúan su estructura en cuanto a la representatividad del bosque nativo.

## 2.7. COMPARACIÓN OTROS ESTUDIOS EN LA ZONA

En este estudio se propone evaluar a nivel regional las causas de la permanencia de la vegetación nativa bien porque se hayan mantenido por las restricciones legales imperantes

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID (CAMPUS DE PALENCIA) – E.T.S. DE INGENIERÍAS AGRARIAS  
Titulación de: Máster en Ingeniería de Montes

mencionadas por la preferencia de un uso ganadero extensivo bajo bosque o extracción artesanal de madera (e.g. campesinos, indígenas) (Rueda et al. 2013, Marinero et al., 2015), por decisiones personales de los propietarios de los campos agrícolas (Mastrangelo et al., 2014), o por restricciones edáficas significativas. En los últimos años, numerosos trabajos dan cuenta de la transformación de este territorio especialmente en el Chaco Seco (Grau et al., 2005, Boletta et al., 2006, Adámoli et al. 2011, Guyra Paraguay, 2013) y raramente en el Espinal (González-Roglich et al., 2012). Algunos de ellos, muy recientes, han explorado los patrones espaciales de los bosques nativos (variabilidad en la superficie bajo bosque, en el grado de conectividad, etc.) a nivel local o regional. Piquer-Rodríguez et al. (2015) realizaron una caracterización en todo el Chaco argentino (Seco y Húmedo) mediante interpretación visual de información satelital de alta resolución (imágenes Landsat), y generaron escenarios en base a una implementación variable de la Ley N° 26.331. La metodología implementada por ellos resulta muy adecuada a nivel regional, pero no permite necesariamente discriminar objetos de pequeño tamaño (cortinas forestales) o describir su disposición espacial en paisajes muy fragmentados tal y como se pretende realizar en este estudio.

Ginzburg et al. (2012) realizó una descripción del proceso de fragmentación –con especial atención en las cortinas forestales– y su efectividad como medida para la conservación del bosque nativo. Este estudio se desarrolló en un área de extensión mediana (450.000 ha) y con información satelital más detallada (resolución espacial de 17,5 m). Es así que la valiosa información al respecto de la estructura del paisaje con la que contamos en la actualidad no contempla la variabilidad ambiental y productiva o humana de la región, o las herramientas no son las más adecuadas para detectar estos sistemas nuevos como los de áreas núcleo, cortinas, y la matriz que los rodea (Hobbs et al., 2006).

Además se propone evaluar por primera vez a nivel regional, en focos donde la agricultura se ha consolidado o en frentes de avance de esta actividad (áreas verdes o amarillas según la Ley N° 26.331), la heterogeneidad de la estructura del paisaje en términos de superficie remanente de bosques nativos y de disposición espacial de los mismos (configuración espacial) (Figura 1a). Se utilizará para ello información de alta a muy alta resolución espacial (2,5x2, 5). Se vincularán estos patrones espaciales al contexto humano, como por ejemplo la normativa de desmontes o el tipo de producción (Baldi et al., 2014). La relevancia de caracterizar la estructura espacial de estos sistemas radica en evaluar el estado de modificación del territorio –incorporando su variabilidad ambiental–, y expandir el conocimiento básico y original acerca de la impronta particular que distintos contextos productivos dejan en el paisaje. Este análisis permitirá obtener una primera descripción de las características de los remanentes de bosque nativo en paisajes agrícolas a una escala espacial adecuada para el proceso que se investiga.

### **3. OBJETIVOS.**

En el presente apartado se exponen los objetivos a alcanzar en el estudio:

- 1-Describir a nivel regional (Chaco Seco y Espinal) la variabilidad geográfica de las áreas de bosque nativo, obteniendo una descripción regional de la cobertura boscosa.
- 2- Reconocer características básicas de la distribución, estructura espacial en los fragmentos de bosque nativo que persisten en la matriz agrícola de los bosques subtropicales secos de Argentina, Paraguay y Bolivia (eco-regiones del Chaco Seco y Espinal).
- 3- Diferenciar los distintos tipos de remanentes de bosque nativo generados por la fragmentación del paisaje según sus propiedades espaciales (elongación, relación perímetro-área, conectividad, etc.)

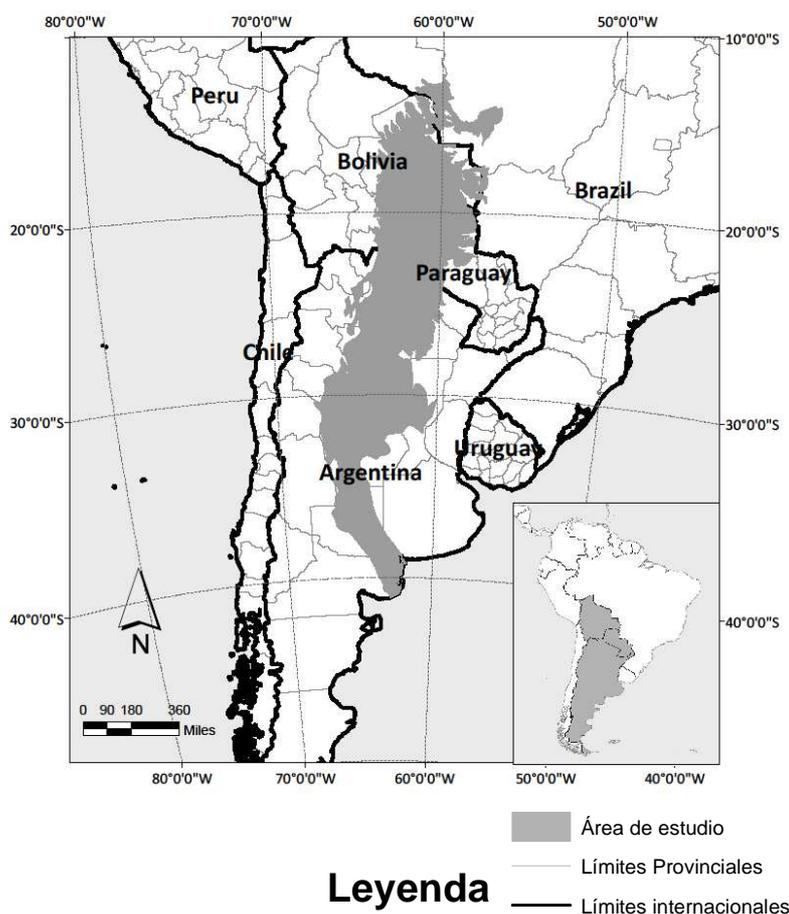
4-Identificar las causas de la persistencia de los diferentes tipos de remanente de bosque nativo según factores legales y productivos.

## **4. MATERIAL Y MÉTODOS**

### **4.1. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.**

El área de estudio se desarrolla en las eco-regiones del Espinal (excepto en la subregión del Ñandubay), Chaco Seco y su frontera con la eco-región de Chiquitania. Se desecha la subregión de Ñandubay al tener características diferentes a los ecosistemas secos objetos del presente estudio. En la figura 4 se muestra un mapa con las eco-regiones a analizar, incluyendo en él la de Chiquitania por el hecho de que un área de muestreo se encuentra colindante a tal región, tal y como veremos más adelante.

Figura 4. Localización del área de estudio. (Fuente: Elaboración propia basada en la información de las eco-regiones de Olson et (2001).



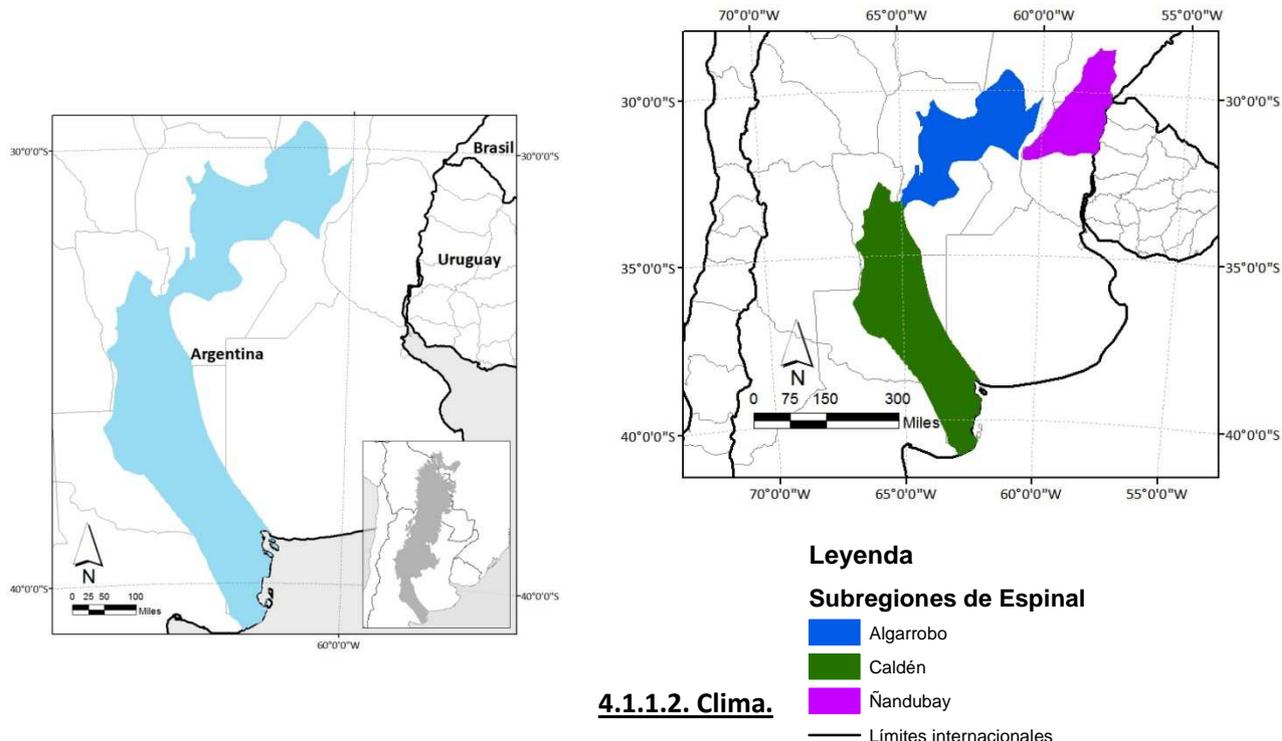
A continuación se procede a describir las dos eco-regiones de interés para nuestro estudio.

#### **4.1.1. EL ESPINAL**

##### **4.1.1.1. Ubicación**

Esta subregión se encuentra al sur del Parque Chaqueño, extendiéndose por el este de San Luis y el centro de La Pampa para terminar en una pequeña franja en el sur de Buenos Aires. Según la especie arbórea dominante, se distinguen tres subregiones: Ñandubay, en el norte, en el centro la del algarrobo y al sur la del caldén tal y como se observa en la figura 5 y 6.

Figuras 5 y 6. Localización y sub-regiones de Espinal. (Fuente: Elaboración propia basada en la información de las eco-regiones de Olson et. (2001).



#### 4.1.1.2. Clima.

Presenta variaciones en el clima debido a su extensión, más cálido y húmedo en el norte (21,5 °C) y seco y templado hacia el oeste (14,5 °C). Pese a la diferencia climática existente según zonas, ninguna está libre de sufrir heladas. Las precipitaciones oscilan en torno a 400 milímetros anuales. En cuanto a la distribución estacional, las mayores lluvias se producen en primavera y verano. Las nevadas son infrecuentes y sólo pueden afectar el suroeste con poca incidencia para la agricultura. Los vientos predominantes son: el Pampero, frío y seco, desde el suroeste; la Sudestada, sopla desde el SE, con vientos suaves y húmedos; el Viento Norte, cálido y húmedo y el Viento Zonda, proveniente de la zona cuyana, con efectos muy desecantes.

#### 4.1.1.3. Suelo.

Al igual que el clima, los suelos no son una excepción en cuanto a la variabilidad dentro de la eco-región. Hacia el noreste, los suelos, formados sobre sedimentos loesicos son arcillosos. Hacia el centro-oeste y sur de la región, son mediana a pobremente desarrollados, de texturas gruesas, escasamente provistos de materia orgánica, sin presencia de capas de acumulación de arcilla, y principalmente hacia el sur, con presencia de capas petro-cálcicas y zonas medanosas. Cabe destacar que las zonas cuya cobertura boscosa fue eliminada, a proporcionado excelentes suelos aptos para la agricultura.

#### 4.1.1.4. Vegetación.

Abundan los bosques xerófilos con predominio de especies del género *Prosopis* y otras especies de origen chaqueño, con excepción del quebracho colorado. Dentro del género *Prosopis* dominante, destaca el bosque de caldén (*Prosopis caldenia*), que constituye la comunidad clímax, puede tener entremezclado otros árboles como algunos algarrobos (*Prosopis* sp.), el sombra de toro (*Jodina rhombifolia*), el molle incienso (*Schinus longifolius*) y la

pata (*Ximenia americana* var. *argentinensis*); también arbustos, como el piquillín (*Condalia microphylla*), el atamisque (*Capparis atamisquea*), el alpataco (*Prosopis alpataco*) y la pichana (*Sennaaphylla*) y varias hierbas, la mayoría de ellas muy buenas forrajeras. Alternan con el bosque, estepas graminosas de flechillas (*Stipa* sp.) y de junquillo (*Sporobolus rigens*), matorrales arbustivos de palo azul (*Cycloleptis genistoides*) y de jume (*Heterostachys* sp.) y médanos muy dinámicos. También crece aquí el ombú (*Phytolaca dioica*), un vegetal erróneamente asociado a la Llanura Pampeana ya que es característico del noreste argentino. El tallo de esta enorme hierba con aspecto de árbol se engrosa en la base mientras que en la copa se separa en varios troncos secundarios.

Generalmente, los árboles son de porte más bajo y distribución más esparcida que en el Parque Chaqueño, razón por la cual se lo considera un “Chaco empobrecido”. Es un bosque abierto, con uno o dos estratos arbóreos de menos de diez metros de altura, un estrato arbustivo y otro herbáceo. Estos tipos de bosques se mezclan con otras formaciones boscosas, palmares, sabanas y estepas de gramíneas.

#### **4.1.1.5. Fauna.**

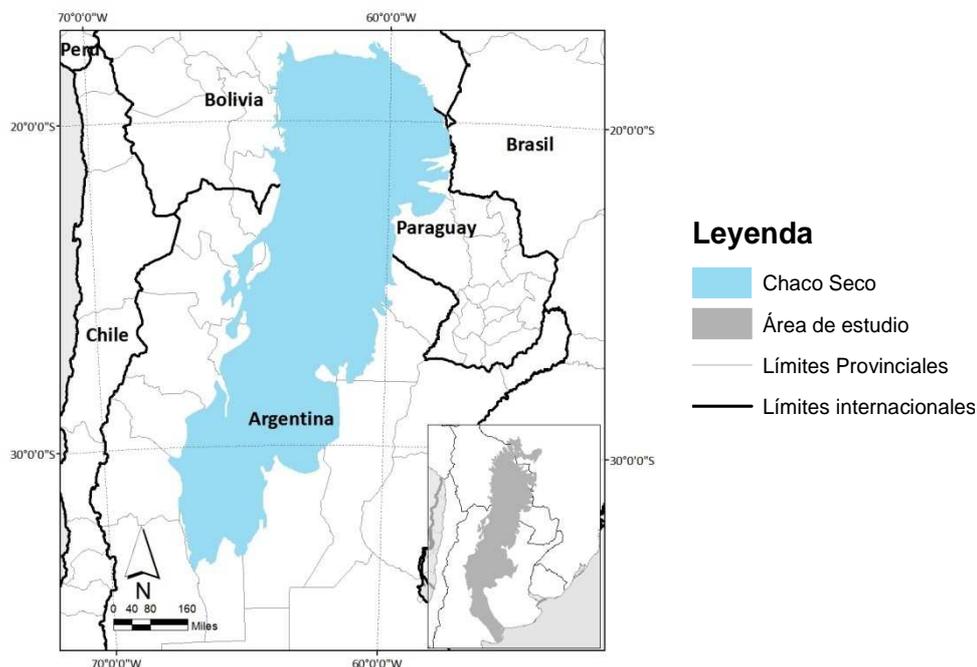
Caracterizar la fauna del Espinal no resulta simple ya que las especies que la integran se encuentran presentes en otras regiones y su presencia responde a distintos paisajes. Las especies comunes a lo largo de toda su extensión son la vizcacha (*Lagostomus maximus*) y también el zorro gris pampeano (*Dusicyon gymnocercus*). Deben mencionarse el carpincho (*Hydrochaeris hydrochaeris*), los yacarés, el lobito de río (*Lutra platensis*) y la nutria (*Myocastor coypus*). También se encuentra muy difundido el venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus celer*) y el ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*). Otros mamíferos son el tatú piche (*Cabassous chacoensis*), el quirquincho chico (*Chaetophractus vellerosus pannosus*), el quirquincho grande o peludo (*Chaetophractus villosus*), la mulita pampeana (*Dasybus hybridus*), el tatú carreta (*Priodontes maximus*); el quirquincho bola (*Tolypeutes matacus*), el pichi llorón (*Chaetophractus vellerosus*), el oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla tridactyla*), el oso melero (*Tamandua tetradactyla Kriegi*), el puma o león americano (*Puma concoloracrodia*), el gato montés (*Oncifelis geoffroyi paraguayae*) y el zorrino (*Canepatus castaneus*). Entre las especies de aves a destacar se encuentran la loica pampeana (*Sturnella defilippii*) el ñandú (*Rhea americana*), el cauquén colorado (*Chloephaga rubidiceps*) prácticamente extinto, la martineta colorada (*Rhynchotus rufescens*), la martineta copetona (*Eudromia elegans*) y la perdiz chica (*Nothura maculosa*) afectada por agroquímicos.

#### **4.1.2. EL CHACO SECO**

##### **4.1.2.1. Ubicación**

El Chaco Seco ocupa una gran extensión de territorio, en torno a 1.080.000 km<sup>2</sup>, distribuida en 3 países principalmente; Argentina (60%), Bolivia (11%), Paraguay (28%). También se encuentra en una pequeña parte de Brasil pero en una proporción menor a las anteriores (1%) (Olson et. al 2001). En la figura 6 se puede observar la ubicación del Chaco Seco.

Figura 7. Localización de la eco-región del Chaco Seco. (Fuente: Elaboración propia basada en la información de las eco-regiones de Olson et. (2001).



#### **4.1.2.2. Clima.**

El clima es semiárido y altamente estacional, diferenciándose una estación seca en otoño e invierno (mayo-septiembre), y una estación cálida-húmeda en primavera y verano (noviembre-abril). La media anual de temperatura es de 22 Cº, con un promedio mensual máximo de 28Cº. La precipitación anual oscila entre 700 mm a 450 mm.

#### **4.1.2.3. Suelo.**

Los suelos de esta eco-región se caracterizan por ser franco o franco limosos, loessoides compuesto por materiales provenientes de los sectores montañosos aledaños y suelo arenosos cubiertos por pastizales

#### **4.1.2.4. Vegetación.**

En términos generales la vegetación en el Chaco Seco se compone de bosque cerrado, abierto bosques, matorrales y sabanas de palma. Los bosques son la formación más característica vegetación y son normalmente dominados por especies de los géneros *Schinopsis* y *Aspidosperma*. Se distinguen tres subregiones, según el tipo de vegetación reinante

- Chaco Semiárido: Es la más extensa. En ella, el bosque chaqueño encuentra su mayor expresión por la continuidad y la extensión de la masa boscosa. Este bosque, xerófilo y semi-caducifolio, antes de la intervención del hombre contaba con un estrato superior dominado por el quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis quebracho-colorado*) y el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), que superaba los 20m. Aparece también el palo santo, aunque generalmente en suelos deprimidos. El quebracho colorado santiagueño, que delimita tradicionalmente el Chaco Semiárido con su distribución, es, sin duda, una de las especies más emblemáticas de la región y, tal vez, una de las más imponentes de la flora argentina.. Integran el bosque chaqueño también otros árboles más bajos como el mistol (*Ziziphus mistol*), de

frutos comestibles, el palo cruz (*Tabebuianodosa*), una gran variedad árboles y arbustos, con una importante presencia de algarrobos (*Prosopis* sp.).

- Chaco Serrano. Está formado por elementos de las Sierras Pampeanas y las áreas más bajas de las Sierras Sub-andinas. En general, el bosque serrano está dominado por el horcoquebracho (*Schinopsis hanckeana*), junto con el molle de beber (*Lithrea molleoides*), especialmente en el sur, y por gran cantidad de cactáceas y leguminosas espinosas en el norte. En el estrato arbustivo y herbáceo aparecen varias especies de otros distritos bio-geográficos. A mayor altitud, el bosque es reemplazado por pastizales o estepas gramíneas.

-Chaco Árido: Ocupa el sudoeste de la región: Está prácticamente rodeado por sierras, lo que le confiere características particulares ya que, al actuar como barrera, restringe fuertemente las precipitaciones en esta subregión. Las cuencas que se forman son autóctonas y endorreicas (no desagotan agua fuera de la región), y la evapotranspiración es superior al aporte de agua. Esto origina un fuerte proceso de evaporación, que saliniza los suelos y llega a formar salinas.. La salinidad de los suelos condiciona la vegetación y, según las condiciones particulares, se encuentran distintos tipos de arbustales, muchas veces dominados por el jume (*Suaeda* p. y *Allenrolfea* sp.), con presencia de elementos más típicos de la eco-región del Monte, tales como las jarillas (*Larrea* sp.). En los suelos altos menos salinos aparece el bosque xerófilo característico de la región, incluso con el quebracho colorado santiagueño.

#### **4.1.2.5. Fauna.**

El Chaco Seco contiene una gran diversidad faunística, aunque muchos de sus componentes han sufrido una fuerte reducción en sus poblaciones, provocada por la intervención antrópica. Entre los mamíferos que habitan la región, se destaca sin dudas el yaguararé (*Panthera onca*), aunque su situación es bastante crítica debido a la fuerte fragmentación que experimentó su hábitat y a la presión de caza que sufrió. En el Chaco Seco predominan los armadillos (región con mayor diversidad de este grupo) es de hábito crepuscular o nocturno. Están presentes tres especies de pecaríes o chanchos salvajes: el labiado (*Tayassu pecari*), el de collar (*T. tajacu*) y el quimilero (*Catagonus wagneri*), de mayor tamaño y el único endémico de la región. El guanaco (*Lama guanicoe*) actualmente sólo cuenta con relictos poblacionales en la periferia de la región (Salinas Grandes y Sierra de las Quijadas), pero en el pasado contaba con una distribución más amplia dentro del Chaco Seco. Existe una gran diversidad de aves habita; entre las más características de la región están la martineta chaqueña (*Eudromia formosa*), la chuña de patas negras (*Chunga burmeisteri*), el carpintero negro (*Dryocopus schulzi*), el hornerito copetón (*Furnarius cristatus*), la viudita chaqueña (*Kinipolegus striaticeps*). Entre los reptiles, se encuentran bien representados los grupos de los iguánidos y los lagartos. Entre los ofidios se destacan la lampalagua (*Constrictor constrictor*) y la yarará (*Bothrops* sp). Habitan la región numerosos anfibios que combaten de distintas maneras la escasez de agua; por ejemplo, algunos la encuentran en los huecos de la vegetación y otros se entierran en pequeños charcos temporarios.

#### **4.2. HIPOTESIS Y JUSTIFICACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE TRABAJO.**

La hipótesis de este trabajo plantea el hecho de que el tipo de producción (agroindustrial (lotes agrícolas de gran tamaño) vs. Campesina (lotes agrícolas de gran tamaño pequeño) puede condicionar la abundancia, disposición y estructura espacial de los fragmentos. Las distintas producciones difieren en la intensidad de la intervención con la que están asociados y determinan atributos como tamaño de lotes, capacidad de desmonte, necesidad de rutas de acceso, uso de agroquímicos, etc. Los métodos propuestos involucran, por un lado, el uso de mapas pre-existentes para determinar las áreas predominantemente agrícolas, y el uso de

imágenes de muy alta resolución espacial para caracterizar de forma detallada los parches de bosque nativo (fragmentos elongados, compactos o pequeños). Se utilizarán índices de paisaje para describir cuantitativamente la composición del paisaje y la disposición espacial de los fragmentos. Las técnicas propuestas se utilizan actualmente en trabajos sobre este tema (Turner 2006, Ode et al. 2008).

### **4.3. RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN CARTOGRÁFICA Y DE INTERÉS.**

#### **4.3.1. PROCEDIMIENTO DE TOMA DATOS PARA DESCRIBIR REGIONALMENTE LA COBERTURA FORESTAL Y LAS ÁREAS AGRÍCOLAS.**

La primera tarea a realizar en este trabajo consiste en obtener una descripción regional de la cobertura boscosa. Para lograrlo, se necesita información cartográfica procedente de bases de datos actualizadas en el tiempo y con un nivel de detalle muy alto. Por este motivo, se emplea varias fuentes cartográficas para complementar la información de todas ellas.

La primera base de datos cartográficos se corresponde con una capa de desmontes del Chaco Seco desde el año 1976 al 2012 (Volante et al., 2012). Esta, sólo posee información de los desmontes hasta el año 2012 para el Chaco Seco (Argentina, Paraguay, Bolivia), por lo que se buscan otras fuentes de información intentando lograr una más actualizada. La información complementaria se obtiene de los desmontes para el Chaco Seco en Argentina del año 2013, localizada en la base de datos Desmontes en Chaco Argentino 1976-2013 (Vallejos et al., 2013), y de los desmontes en el Chaco Seco en Paraguay y Bolivia en el año 2013-2014 por medio de la base de datos Guyra Paraguay (2014). Toda esta información recopilada se unificará por medio del software Arcgis, obteniendo un producto final de alta calidad y actualizado.

En el caso del Espinal, no se encontró ninguna base de datos de desmontes. Gracias al Instituto de Matemática Aplicada de San Luis (IMASL) dependiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) se pudo tener acceso a información cartográfica de la superficie agrícola en esta región.

Además de la información descrita, se necesita otro tipo de datos como son los núcleos de población, superficie ocupada por ríos y otros flujos de agua para describir regionalmente la cobertura boscosa y las áreas netamente agrícolas.

#### **4.3.2. PROCEDIMIENTO DE TOMA DATOS DE LA ZONIFICACIÓN DE CATEGORÍAS DE CONSERVACIÓN DEL BOSQUE NATIVO.**

Previamente a obtener la información cartográfica, se recopila en las normativas existentes en cuanto a la protección de la vegetación boscosa nivel provincial de las regiones objeto de estudio. Todas ellas aparecen resumidas en la tabla 1. Estos datos se emplean más adelante para poder comparar la relación entre las normativas y la estructura imperante en el paisaje. Una vez finalizado el proceso anterior, se consigue por medio del Instituto de Matemática Aplicada de San Luis (IMASL) dependiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), información cartográfica de las categorías de conservación de los remanentes de bosque en Argentina, en este caso de las categorías rojo y amarillo, necesarias a la hora de elegir las áreas focales del presente estudio como se detallará más adelante.

Tabla 1. Recopilación de leyes que regulan los desmontes del bosque nativo.

Provincia	Conservación		
	Categoría Roja	Categoría Amarilla	Categoría Verde
Chaco	100% Bosque nativo	80% Aprov forestales, 50 % Aprov silvopastorales	10-50% dependiendo del tamaño del lote
Santiago del Estero	100% Bosque nativo	<50%	30%
Salta	100% Bosque nativo	Uso sostenible	Transformación en su totalidad
San Luis	No se especifica	Uso sostenible	No se especifica
Tucumán	No se especifica	Uso sostenible	Transformación en su totalidad
La Pampa	No se especifica	Uso sostenible	Transformación en su totalidad
Bolivia*	No se especifica		
Paraguay*	25% Bosque nativo		

Nota: \* Bolivia y Paraguay no disponen de una zonificación de sus montes, por lo que el grado de conservación y/o desmonte de sus bosques no está sujeto a tal categorización.

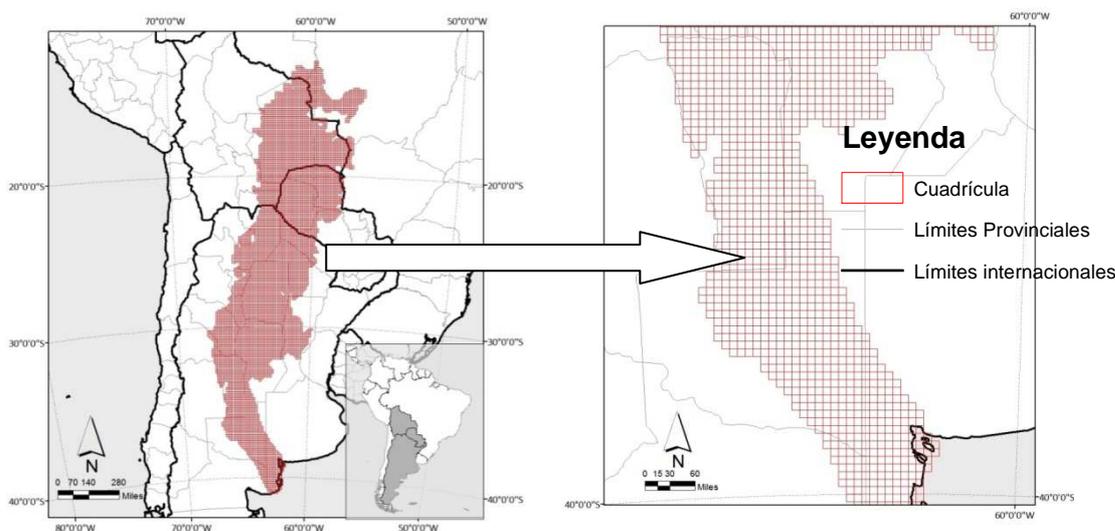
#### 4.4. METODOLOGÍA EMPLEADA PARA DESCRIBIR A NIVEL REGIONAL EL AREA BOSCOSEA.

En este apartado se explica el proceso a seguir para obtener un mapa a nivel regional d que represente el porcentaje de grado de cubierta arbórea del área de interés.

##### 4.4.1. DIVISIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO EN GRILLAS.

Para lograr este objetivo propuesto en el presente trabajo, se procede a dividir el área de estudio en grillas de cuadrados (ventanas) de diferentes tamaños (10, 15,20 y 25 km). Entre estos cuatro tamaños de grilla se escogió aquel que abarcaba mejor la representatividad del paisaje (patrón visual), seleccionando la que tiene de dimensión 15 km. Este sistema de grillas facilita la apreciación de los patrones en el espacio (Baldi et al. 2006). En la figura 8 se puede comprobar el sistema de grillas empleado en las eco-regiones de estudio.

Figura 8. Sistema de grillas empleado en el estudio. (Elaboración propia).



Por medio del sistema de grillas, se obtiene un mapa actualizado que incluye toda la fracción leñosa del territorio objeto de estudio. Para cada una de estas grillas, se calcula el área boscosa ubicada dentro de ella, por medio de la resta de dos variables.; La primera, la superficie total de la celda y la otra variable, se corresponde con la suma de las superficies ocupadas por los desmontes, flujos de agua y núcleos dentro de la celda en cuestión. Por tanto, una vez realizada esta operación, se obtiene la superficie boscosa de cada celda. En el caso del Espinal, el procedimiento será el mismo proceso con la excepción de cambiar los datos de desmontes por la superficie agrícolas. Se calcularán el porcentaje de estas dos clases para cada celda, ya que será de este modo el reflejado en los mapas para que sea más representativo

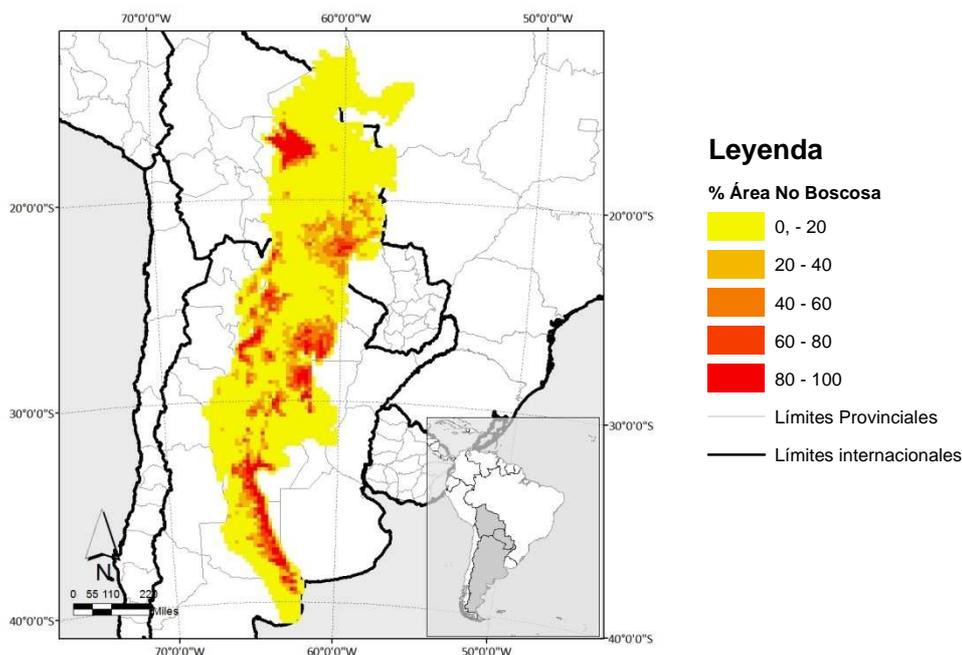
En este caso, se parte de la hipótesis de que cada celda tenía cobertura forestal total antes del año 1976, (fecha en la que comienza de los primeros desmontes en la zona según fuente de datos cartográficos). También considera que todo lo desmontado pasa a ser terreno agrícola no existiendo aprovechamiento sostenible de bosques. Esta última hipótesis está perfectamente fundada ya que la principal causa de desmontes y consecuente pérdida de hábitats de la zona se debe a la expansión agrícola tal y como se explico en apartados anteriores.

#### 4.5. METODOLOGÍA EMPLEADA PARA LA SELECCIÓN DE ÁREAS LOCALES DE ESTUDIO.

##### 4.5.1. DESCRIPCIÓN REGIONAL DE LAS ZONAS CON MATRIZ AGRÍCOLA.

A la hora de describir regionalmente las zonas rodeadas de una matriz agrícola, el procedimiento desarrollado es el mismo que en el caso anterior mediante un sistema de grillas cuadradas de 15x15 km de dimensión (Ver Figura 8). Se considera que la superficie ocupada por uso agrícola en cada celda se corresponde a la superficie desmontada en el Chaco. Para el Espinal no es necesario ningún tipo de tratamiento de datos al tener la información de la superficie agrícola. De este modo, se obtiene un mapa del porcentaje de superficie agrícola de la zona de estudio tal y como se puede observar en la Figura 9.

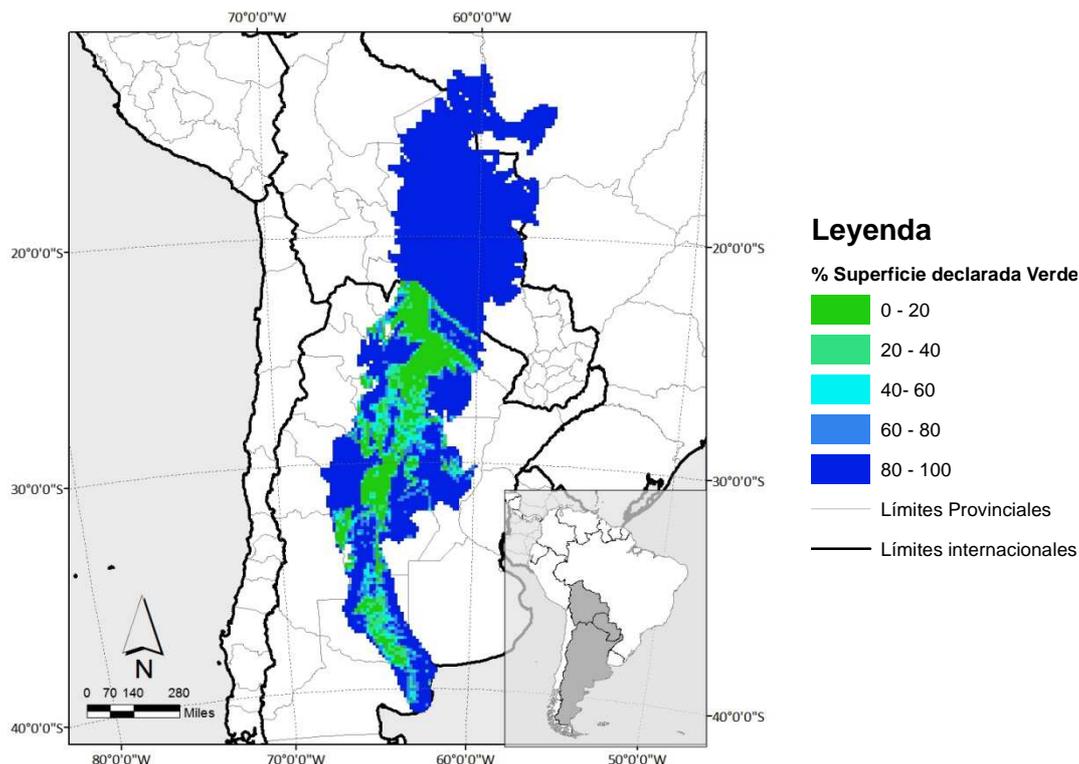
Figura 9. Porcentaje de superficie agrícola para la zona de estudio.



#### 4.5.2 DESCRIPCIÓN A NIVEL REGIONAL DE LAS CATEGORÍAS DE CONSERVACIÓN DE LA LEY DE BOSQUES NATIVOS ARGENTINA.

Para calcular las zonas verdes, una vez más, se realizará a través del sistema de grillas, obteniendo la superficie ocupada por la categoría verde para cada celda al restar la superficie total de la grilla a la ocupada por las otras dos categorías (información ya obtenida previamente). El mapa representado en la figura 10 recoge esta descripción en porcentaje de área verde ocupada por cada celda.

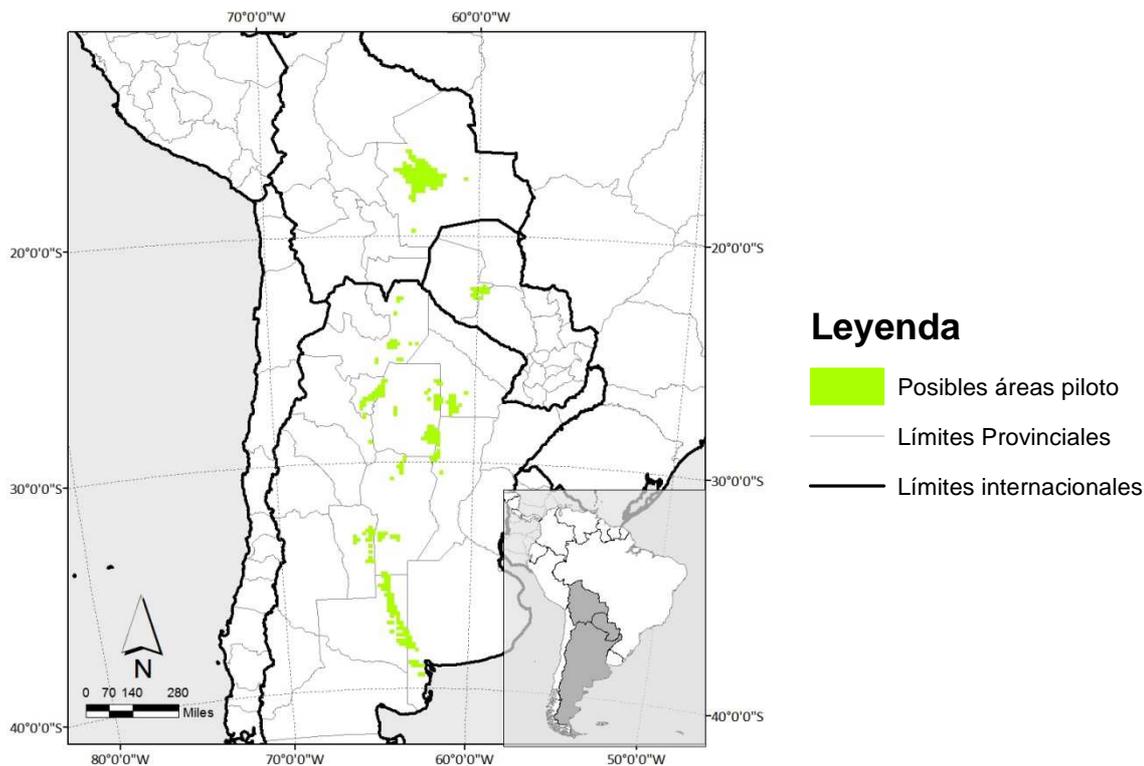
Figura 10. Distribución categoría de conservación verde.



#### 4.5.3. SELECCIÓN DE ÁREAS DE ESTUDIO.

La información otorgada por los dos mapas obtenidos (Ver figuras 8 y figura 9), se emplean en la elección de las áreas de estudio. Para dicha elección, se seleccionan aquellas celdas que cumplan una serie de criterios, ser preponderantemente agrícolas (> 75%) y estar categorizadas como áreas verdes según la Ley N° 26.331 (para el caso de Bolivia y Paraguay, este criterio no tiene validez al no existir tal categorización) ya que uno de los objetivos del estudio es evaluar la estructura de los remanentes en paisajes fragmentados embebidos en matriz agrícola. En la Figura 11 se puede comprobar las posibles áreas de estudio al cumplir las dos normas anteriores.

Figura 11. Posibles áreas de estudio local.



Observamos en la Figura 1, la existencia de zonas que cumplen los criterios fijados, pero presentan una pequeña superficie, por lo que, quizás, no son representativas de la fragmentación del paisaje en las eco-regiones de estudio. Para solucionar esta cuestión, se incorpora un criterio más además de los dos anteriores; formar un conjunto de celdas contiguas con una superficie mayor de 200000 (>9 celdas). Por tanto, las zonas que cumplan estos tres criterios, constituirán las áreas focales sobre las cuales se analice la configuración. Estas áreas no tendrán la misma superficie por lo que se deberá de tener este factor en cuenta en los posteriores análisis. En la tabla 2 se refleja la superficie de cada área de estudio.

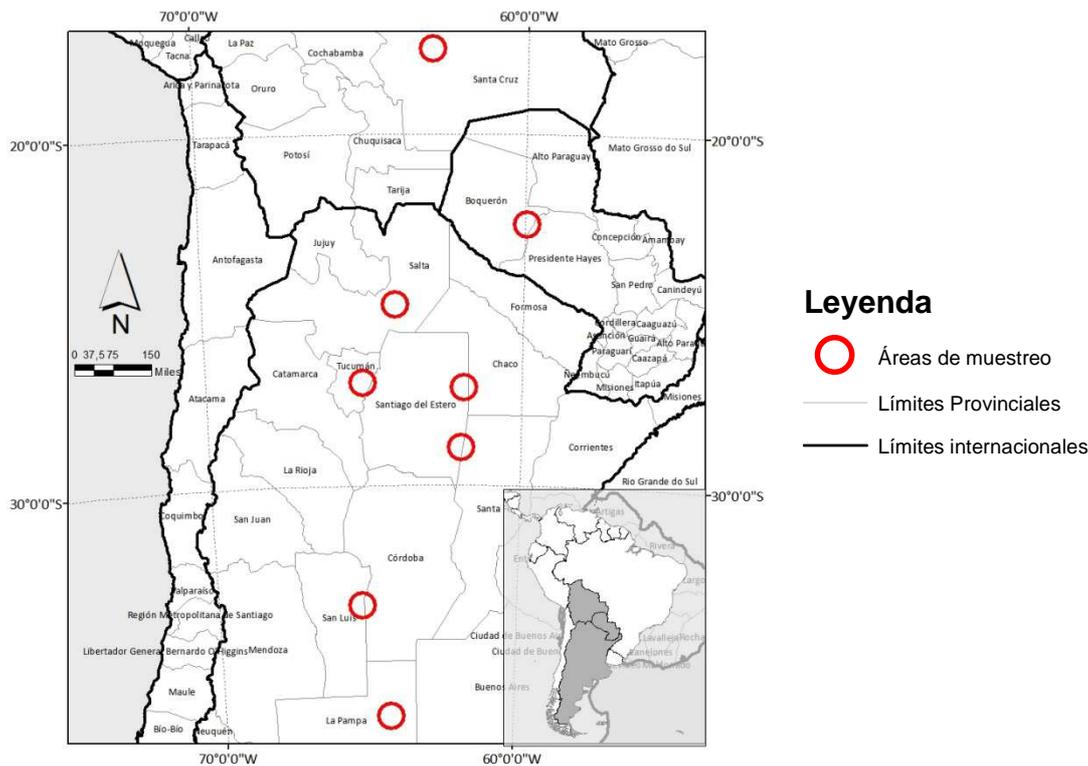
Tabla 2. Áreas de estudio y superficies de muestreo.

Área de estudio	Superficie del área de muestreo (ha)
Bandera	585000
Santa Cruz (Bolivia)	2475000
Chaco	832500
Santiago del Estero	765000
Salta	202500
Espinal	1755000
San Luis	675000
Filadelfia (Paraguay)	382500
Tucumán	585000

Se refleja en la figura 12, las áreas de estudio. En dichas áreas, recurriremos a una nueva identificación de los remanentes de bosque nativo, dado que los mapas preexistentes bien sea por el nivel de detalle con el que fueron confeccionados no son capaces de distinguir parches

de vegetación de pequeño tamaño o de forma compleja, desapareciendo tales remanentes como puede ser el caso de las cortinas forestales. Por este motivo se realiza en las zonas piloto clasificaciones supervisadas con imágenes de mayor resolución espacial y con métodos supervisados como veremos a continuación. Todos estos procedimientos anteriormente descritos se realizan mediante el programa Arcgis.

Figura 12. Áreas de estudio del trabajo.



#### 4.6. TRATAMIENTO DE IMÁGENES SATELITALES.

##### 4.6.1. SELECCIÓN DE IMÁGENES SATELITALES.

Se realiza un estudio sobre distintas imágenes satelitales de alta resolución con acceso libre, con el objetivo deseleccionar aquellas que mayor calidad tuvieran. Entre las imágenes analizadas se encuentran LANDSAT, RESOURCE SAT, imágenes proporcionadas por Google Earth, etc. Todas ellas presentan una resolución espacial superior a 20 metros, considerando esta cantidad una resolución bastante óptima. Sin embargo, encontramos una satélite que proporciona imágenes con una resolución mayor a las anteriores, el satélite CBERS2B.

##### 4.6.1.1. Características imágenes satelitales CBERS2B.

Este satélite presenta tres tipos de imágenes diferentes. A continuación se procede a describir las características técnicas de cada una de ellas.

**HRC:** Se encuentran almacenadas en el Centro de Datos del INPE. La imagen tiene 27 x 27 km de extensión, con una resolución espacial nominal de 2,7 m, pero con pixel de dimensión equivalente a 2,5 x 2,5 m. Opera en una única banda espectral, que cubre el visible y parte del infrarrojo próximo. Como la resolución espacial es de 27 km, serán necesarios cinco ciclos de 26 días para que el instrumento HRC cubra los 113 km del sensor CCD.

**CCD(Couple Charged Device):** El instrumento CCD, es un sensor de alta resolución que posee cinco bandas espectrales, cada escena cubre un área de 113 Km de ancho, con una resolución de 20m. La resolución temporal de este sensor es de 26 días, o sea cada 26 días es revisitada la misma franja de terreno.

**WFI(Wide Field Imager):** Posee 2 bandas espectrales y adquiere imágenes de 890 Km de ancho con una resolución de 260 m. La resolución temporal de este instrumento es de 5 días.

De forma resumida se recogen en las tablas 3 y 4 las características espectrales de cada instrumento:

Tabla 3 y 4. Características técnicas de CCD,WFI y HRC en Imágenes CBERS.

Banda	Intervalo de frecuencia ( $\mu\text{m}$ )		Características de la cámara pancromática de alta resolución - HRC	
	CCD	WFI		
1	0.45-0.52	0.61-0.69	Banda espectral (pancromática)  Campo de visión  Resolución espacial  Ancho de escena	0.50-0.80 $\mu\text{m}$  2.1°  2.7 x 2.7 m  27 km (nadir)
2	0.52-0.59	1.55-1.75		
3	0.63-0.69	-		
4	0.77-0.89	-		
5	0.51-0.73	-		
Resolución Espacial (m)	20	260		
Resolución Temporal (días)	26	03-may		
Ancho de escena (Km)	113	890		

#### **4.6.1.2. Metodología empleada en la descarga de las imágenes satelitales.**

A la hora de la descarga de estas imágenes, se procuro obtener las más recientes y próximas en tiempo y libres de nubes y otros elementos molestos para su tratamiento. En este satélite, las capturas realizadas en un mismo día, se encuentran verticalmente unas con respecto a otra. Esto quiere decir, que si se quisiera obtener una secuencia de imágenes satelitales de forma horizontal, cada una de ellas estaría tomada en una fecha distinta, con el consecuente ajuste y error. Para evitar esto, se selecciono siempre una secuencia vertical de imágenes tomadas en el mismo día por el satélite. Dicha secuencia, tiene que situarse dentro del área de estudio y el número de imágenes a descargar dependerá de la superficie de las muestras. Se estableció el criterio, por el que tales imágenes deben de abarcar más del 30% de la superficie a muestrear, considerando esta una cifra representativa para evaluar el paisaje de las mismas. Una vez descargadas, se encontraran en forma de mosaico y deben de ser procesadas en el software Arcgis. En los ANEJOS quedan reflejadas las imágenes satelitales empleadas.

#### **4.6.2. PHANSHARPENING.**

En este estudio, se emplean las imágenes CBERS HRC por su elevada resolución y las CCD para realizar el proceso conocido como Pansharpening, el cual, aumenta la resolución espacial de las imágenes. Esta técnica implica la fusión de una imagen multispectral de baja resolución(en nuestro caso CBERS CCD), utilizando una banda pancromática de alta resolución (CBERS HRC) preservando la información espectral en la imagen multispectral para crear una imagen color de alta resolución realizada (Vijayaraj et al. 2004). La imagen en color de alta resolución

conserva la fidelidad del color original y permite mejorar la visualización e interpretación. En la Figura 13 se puede comprobar este proceso realizado en el presente trabajo. El dato de imagen pancromático es fundido con la imagen multiespectral adquiridas simultáneamente por el mismo sensor, o imágenes de diferentes sensores pueden ser usados. Sin embargo, los mejores resultados se obtienen cuando la imagen es recolectada simultáneamente y las resoluciones de los datos pancromáticos y multiespectrales están estrechamente relacionadas, como es nuestro caso. Las características espectrales del dato original serán conservadas en la imagen de alta resolución resultante. Esto significa que el análisis como la clasificación pueden ser hechas sobre la imagen pan-sharpened con el beneficio agregado por la resolución espacial más alta.

Figura 13. Ejemplo de Pan-sharpened realizado en el estudio.(Imágenes CBERS de la zona de Bandera).

Figura 13a. Imagen pancromática de alta resolución CBERS HRC.

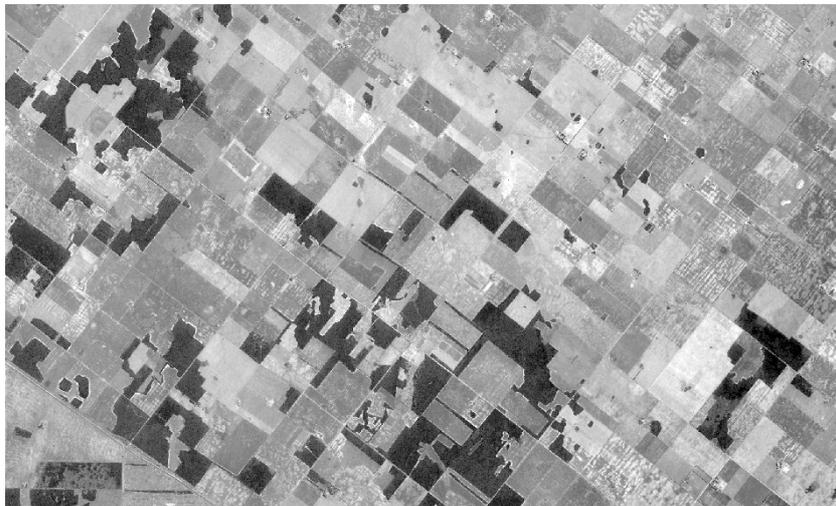


Figura 13b. Imagen multiespectral de baja resolución CBERS CCD.

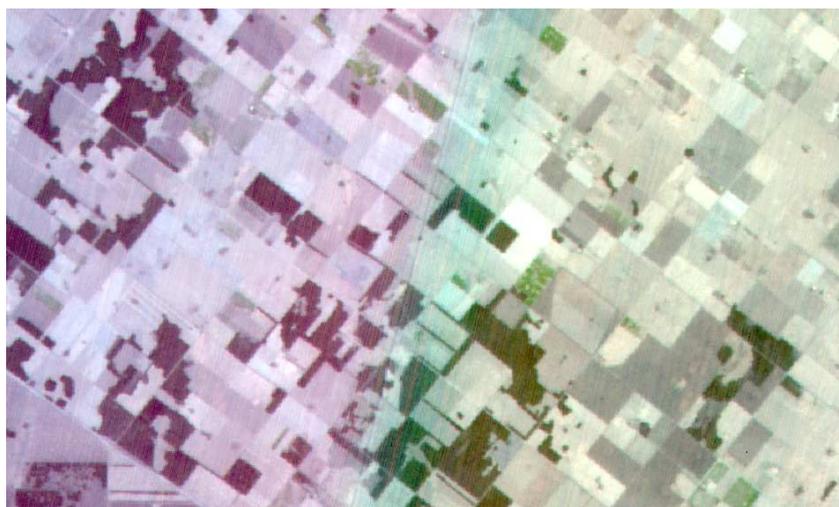
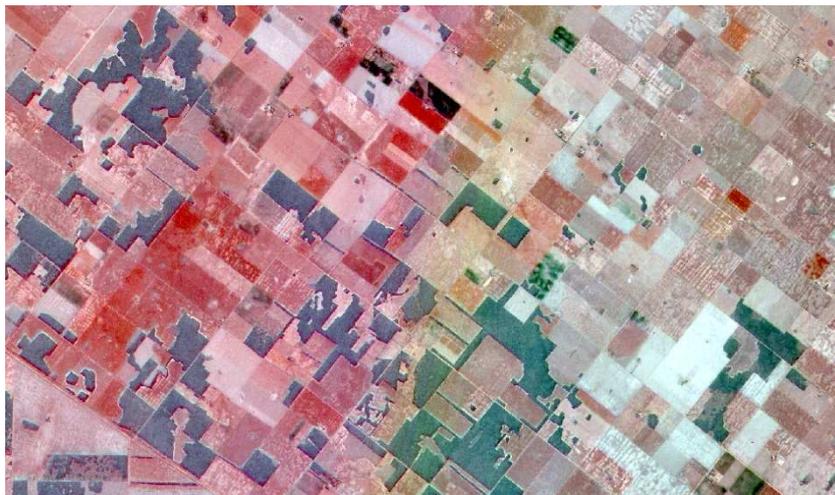


Figura 13c. Resultado final de la combinación de las dos imágenes anteriores mediante pansharpening.



#### 4.6.3. CLASIFICACIÓN IMÁGENES SATELITALES

##### **4.6.3.1. Clasificación imágenes satelitales por el método OBIA**

Una vez obtenidas las imágenes de alta resolución y su posterior proceso de pan-sharpening, se genera clasificaciones de forma supervisada siguiendo un procedimiento basado en la detección de objetos (OBIA) por medio del software de libre acceso ENVI. Una clasificación basada en objetos (OBIA) se compone siempre de dos etapas: segmentación de la imagen y clasificación. La primera de ellas, consiste en la formación de objetos mediante la unión de píxeles, de tal manera que los que se encuentran en un objeto son más similares que los píxeles de objetos vecinos. A esta etapa, le sigue la de clasificación, utilizando las características de los objetos generados.

Se ha comprobado que este método es capaz de ofrecer mejores resultados que los obtenidos por un enfoque tradicional basado en píxeles (clasificación supervisada y no supervisada), especialmente cuando se trata con imágenes de alta resolución espacial, resultando muy útiles para cartografiar territorios de extensión variable y estructura compleja (Hay et al. 2005, Mallinis et al. 2008, Karl y Maurer 2010, Chen et al. 2015), ya que eliminan la excesiva y artificial heterogeneidad generada en las clasificaciones basadas exclusivamente en las características espectrales. La mayor diferencia entre los diferentes métodos de clasificación, es que la unidad muestral es un objeto en lugar de un píxel individual. Además, como variables clasificatorias, esta nueva técnica utiliza, además de las características espectrales de la superficie, la estructura de los objetos (forma, tamaño), y su textura interna, por lo que este método es más flexible a la hora de decidir que características extraer.

##### **4.6.3.1.1. Metodología de OBIA**

Como citamos anteriormente el OBIA se realizó por medio software de libre acceso ENVI. El método de segmentación elegido (el que ofrece el programa por defecto) es Edge, el cual es un detector de bordes eficaz. El método de fusión elegido será el Lambda, el cual suele combinar segmentos adyacentes. Se estudio diferentes niveles de segmentación y fusión a emplear elaborando pruebas con distintos porcentajes. Los niveles de segmentación y fusión que mejor captaban los objetos son Edge 70 %, Merge 95 %.

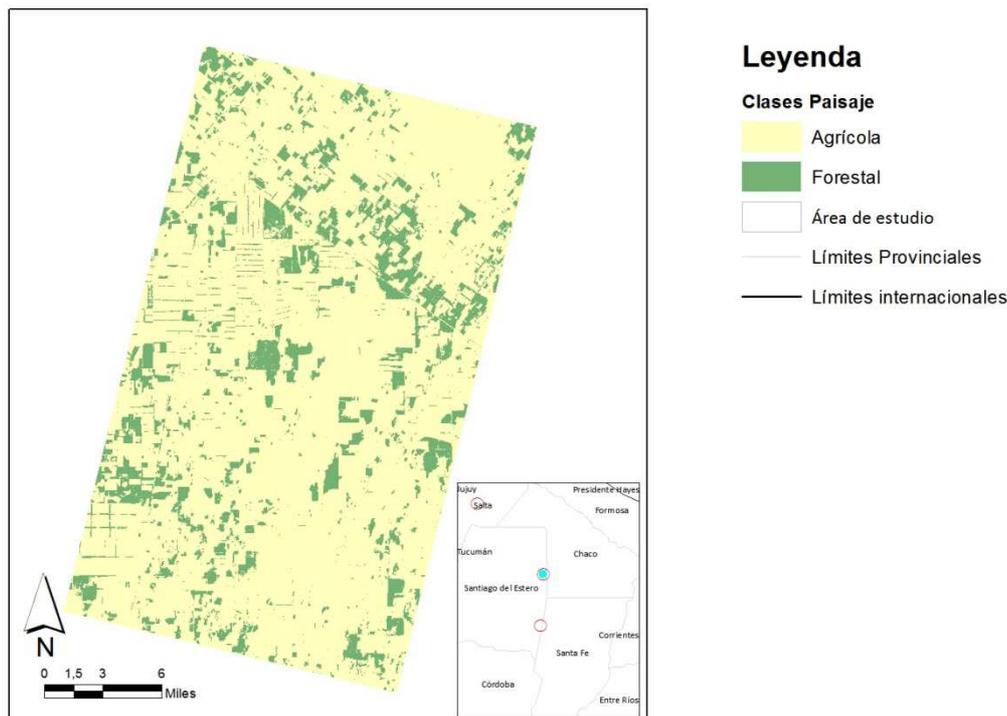
Una vez que el software crea los objetos, se debe establecer unas muestras de entrenamiento, las cuales son muestras representativas de las de las clases seleccionadas para establecer un modelo del proceso de clasificación. Las clases seleccionadas en el presente estudio son las

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID (CAMPUS DE PALENCIA) – E.T.S. DE INGENIERÍAS AGRARIAS  
Titulación de: Máster en Ingeniería de Montes

de “Bosque” y “No Bosque”. Se seleccionan, para cada clasificación elaborada, 50 muestras de entrenamiento, a partir de las cuales se generará la restante clasificación de toda la imagen. Una vez realizado todo este proceso, obtendremos un vector con dos clases “Bosque” y “No Bosque” con una serie de datos como área, elongación, perímetro, etc. Para cada objeto establecido y por tanto para cada remanente de bosque.

A continuación se muestra un ejemplo de las clasificación resultante explicada anteriormente en la siguiente figura.

Figura 14. Ejemplo de clasificación por OBIA para el Chaco.



#### 4.6.4. ESTIMACIÓN PRECISIÓN CLASIFICACIÓN POR EL MÉTODO OBIA

Se procedió a evaluar la precisión del método de clasificación de imágenes satelitales por objetos (OBIA). Para ello, se crearon celdas de 20-20 metros a lo largo de cada una de las distintas áreas de estudio. Se tomaron 100 celdas que se encontraran dentro de una matriz agrícola y otras 100 en remanentes de bosque. La comprobación de los errores, se realiza a través de la comparación de la clasificación realizada y la imagen satelital de alta resolución. Encontramos una dificultad al analizar la precisión de estos paisajes embebidos en matriz agrícola debido a que las celdas ubicadas en bosque son menos numerosas que las de en suelo agrícola, suponiendo un proceso muy laborioso y tedioso llegar a cien celdas ocupadas por la clase Bosque. En las clasificaciones que se encontraron errores de bulto muy visibles se corrigieron manualmente posteriormente a este análisis de la precisión. Anotar que no se consideraron errores los lugares que son núcleos de población y pertenecen a la clase agrícola al no añadir tal clase a la clasificación. Por el contrario si esto sucediera en bosque sí que se contaría como error ya que es esta clase con la que realizaremos los posteriores análisis de su estructura y configuración espacial. En la figura 14 se puede observar la comprobación de la precisión comparando las imágenes satelitales tratadas y la clasificación de las mismas.

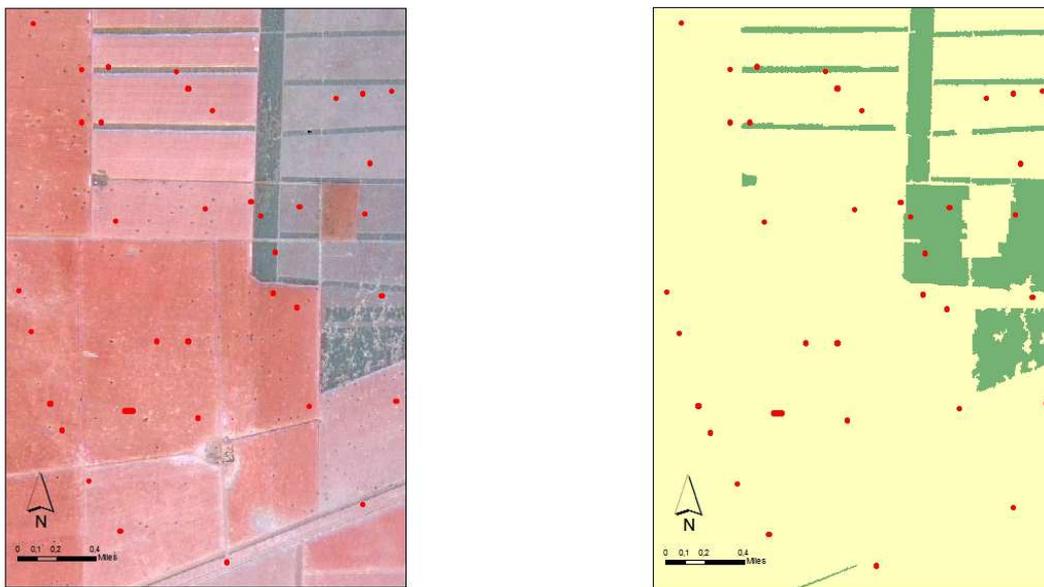
A continuación se muestra la precisión para cada una de las áreas de estudio en la tabla 6.

Tabla 6. Cálculo de precisión del método de clasificación de imágenes por OBIA.

Área de estudio	Errores en clase Bosque (%)	Errores en clase no bosque (%)	Error total (%)	Precisión (%)
Bandera	5	0	5	95
Santa Cruz (Bolivia)	2	3	5	95
Chaco	3	0	3	97
Santiago del Estero	6	0	6	94
Salta	2	0	2	98
Espinal	4	2	6	94
San Luis	2	0	2	98
Filadelfia (Paraguay)	8	1	9	91
Tucumán	2	3	5	95

Se puede observar un error muy bajo en este método de clasificación por lo que se considera acertado emplearlo frente a los tradicionales, obteniendo una precisión en todos los casos superior al 90 %.

Figura 14. Representación visual del proceso de cálculo de precisión del método OBIA.



#### 4.6.4. CLASIFICACIÓN DE LOS REMANENTES DE BOSQUE EN CLASES.

Finalizada la clasificación de las imágenes satelitales, se procede a la separación de la clase Bosque en distintos grupos. Este hecho se debe a que los remanentes presentan características diferenciadas tanto estructurales como visuales, un claro ejemplo son la presencia de cortinas forestales, las cuales no se pueden considerar igual que un fragmento de bosque nativo. Por tanto esta clase se dividirá en cuatro tipos de remanente, los cuales se citan a continuación.

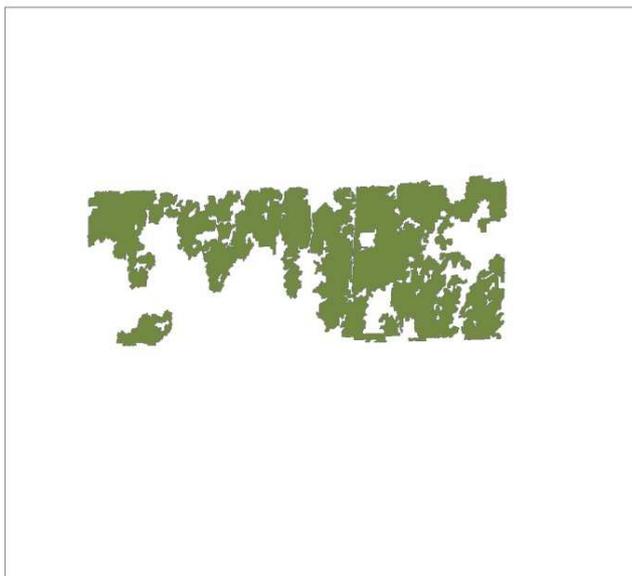
- Bloques compactos: Bosque nativo sin signos de fragmentación ni deterioro.

Figura 15. Ejemplo de Bloques compactos de Tucumán.



-Bloques perforados: Bosque nativo con signos de degradación e inicio de fragmentación.

Figura 16. Ejemplo de Bloques perforados en Santiago de Estero.



Cortinas forestales: Remanentes alargados de bosque creados por la acción humana.

Figura 17. Ejemplo de cortinas forestales en Salta.



- Isletas: Árboles, fragmentos de cortinas o de bosque nativo aislados y de pequeño tamaño.

Figura 18. Ejemplo de isletas en Salta.



El método de clasificación empleado será el de árboles de decisión, el cual elabora un análisis exhaustivo de las respuestas espectrales de las clases y del conjunto de datos disponibles (obtenidos previamente). Este método consiste en ir haciendo preguntas a cada pixel cuya respuesta positiva o negativa conducirá a otra pregunta y así sucesivamente hasta obtener la clase a la que pertenece. Se basa en los mismos principios que los sistemas expertos. La principal aplicación de los métodos señalados ha sido la clasificación de la cobertura y el uso del suelo en zonas rurales. Las características a tener en cuenta a la hora de realizar este tipo de clasificación serán las siguientes:

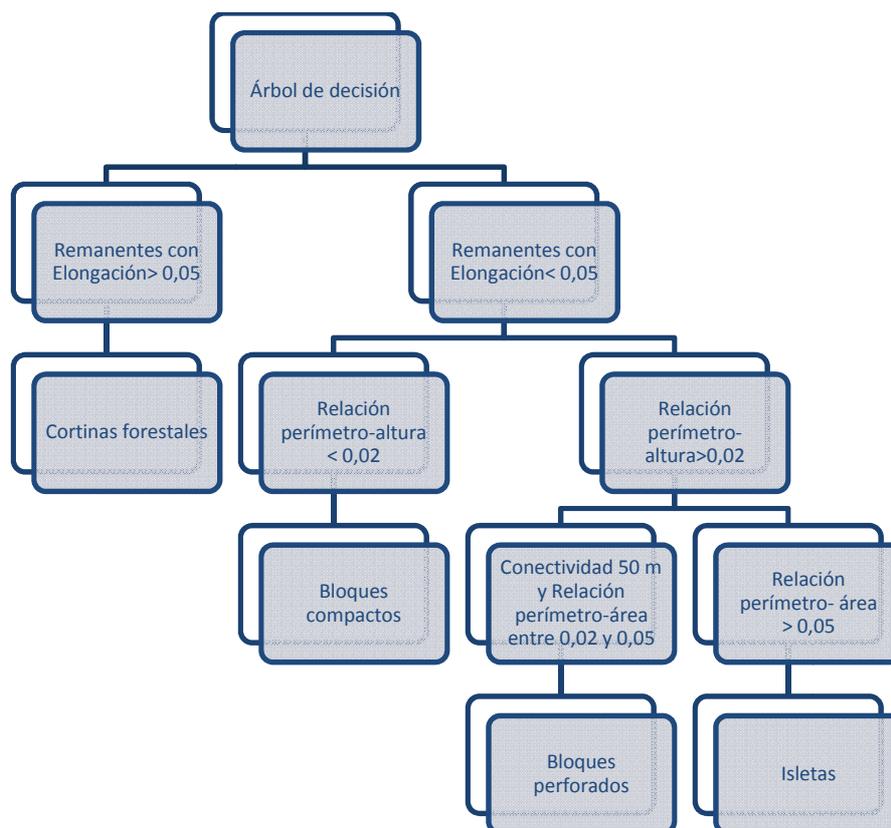
- Perímetro-área: relevante en diversos procesos ecológicos. Se interpreta cuanto menor sea su valor menos efecto borde y fragmentado estarán los parches.

- Distancia: Es la distancia entre parches medida de borde a borde.
- Elongación: Relación entre el eje de mayor tamaño con respecto al de menor tamaño. Esta característica es muy significativa a la hora de diferenciar las cortinas forestales.

Estas características son halladas a nivel de parche por el software ENVI, excepto la distancia, obtenida con el software libre CONEFOR. Estas características tan sólo serán utilizadas para esta diferenciación, empleándose otros índices para evaluar el paisaje.

En la figura siguiente se pone de manifiesto el árbol de decisión empleado para la clasificación de los remanentes forestales, así como un ejemplo del paisaje de la distribución de estos cuatro tipos

Figura 19. Árbol de decisión empleado a la hora de categorizar remanentes forestales.



#### 4.6.5. ANÁLISIS DEL PATRÓN DEL PAISAJE

El análisis de la heterogeneidad espacial y los niveles de fragmentación que presentan los paisajes de las áreas seleccionadas se cuantifican por medio del cálculo y análisis de una serie de métricas que explican el patrón que sigue el paisaje. Estos índices se generan tras la clasificación previa de los remanentes forestales que conforman el paisaje. Ningún índice en particular puede capturar la complejidad del territorio y sus componentes, y por lo tanto un conjunto de índices es frecuentemente utilizado (Riitters et al. 1995). Estos índices serán calculados tanto para la clase bosque obtenida en un principio como para los cuatro tipos de remanente surgidos a raíz de tal clase, comparando las características estructurales de cada uno.

La selección de métricas se realizó en función de su capacidad para caracterizar diversos aspectos de la fragmentación. El cálculo de estos índices se realizó a dos escalas, a nivel de clase y de paisaje. A continuación se presenta una breve descripción de cada uno de ellos. Si se quiere conocer información más detallada y la fórmula matemática de cada índice se puede consultar en ANEJOS.

#### **4.6.5.1. A nivel de Paisaje.**

*Área total (TA):* Calcula el área correspondiente a todos los fragmentos de todas las clases. Es un índice básico para la determinación de muchos otros.

*Área de la clase (AC):* Calcula el área que ocupa en el paisaje los fragmentos de una clase determinada. Es un índice útil si queremos conocer el porcentaje de superficie boscosa de un paisaje.

#### **4.6.5.2. A nivel de clase.**

*Densidad de parches (DP):* Calcula el número de parches que existen en 100 ha del paisaje. Es un índice muy valioso a la hora de calcular la fragmentación del paisaje.

*Tamaño Medio de Parche):* Es empleado como indicador de fragmentación si se evalúa el tamaño del tipo de parche de interés.

*Densidad de Borde (ED):* es relevante para el estudio de muchos fenómenos ecológicos, tal es el caso del efecto de borde en bosques, que provoca cambios en la composición y estructura de la vegetación debidos principalmente alteración en el microclima. La cantidad de borde entre parches puede ser muy importante para el movimiento de organismos o materia a través de las fronteras, y es conocida la importancia del hábitat de borde para diversas especies (Turner, 1989).

*Índice de forma ponderado por el área (AWMSI).* Calcula en forma ponderada los parches a partir de su tamaño. Los parches mas grandes poseen mayor ponderación que los pequeños, calculada por el promedio de la forma del parche. Se interpreta que si los valores se acercan a 1, los patrones de forma no son circulares, tratándose de aéreas fragmentadas cuanto mayor sea el valor.

*Distancia euclideana al vecino más próximo (ENN\_MN) :* Se calcula en base a la distancia promedio desde cada entidad hasta la entidad vecina más cercana.

El análisis de los niveles de fragmentación se realizó con dos software con Patch Analyst 5 para ArcGIS 10 (Rempel et al., 2012) y Fragstat. Para los índices de conectividad se empleó el software Fragstat. Por tanto los restantes se hallaron por medio del Patch Analyst, excepto la relación perímetro área obtenida por ENVI. En ANEJOS se puede consultar la fórmula matemática de cada índice.

A continuación quedan en la tabla 7 y 8 recogidos de manera escueta los índices explicados.

Tabla 7. Índices de paisaje para nivel clase.

Característica estructural	Índice de paisaje	Acrónimo	Unidades
Composición	Densidad de parches	DP	Parche/100 ha
	Tamaño del parche	MPS,PSCoV	ha
Borde	Densidad de borde	ED	m/ha
Forma	Índice de forma ponderado por el área	AWMSI	-
Conectividad	Distancia Euclidiana al vecino más cercano	ENN_MN	m

Tabla 8. Índices de paisaje para nivel paisaje.

Característica estructural	Índice de paisaje	Acrónimo	Unidades
Composición	Área de la clase	m	AC
	Área total	m	AT

#### 4.6.6. RELACIONES A ESTABLECER PARA LOS ÍNDICES DE PAISAJE.

##### **4.6.6.1. Relaciones entre índices del paisaje y entorno.**

En las mismas áreas focales, la caracterización del contexto productivo se basará en una ampliación y profundización de la caracterización bibliográfica y cartográfica de Baldi et al. (2014). Este avance requerirá la exploración de nuevas bases de datos satelitales acerca información catastral. Con esto, se espera poder cuantificar la estructura del establecimiento agropecuario (tamaño, tenencia o persona jurídica que la gestiona). Según lo explicado, se procedió a la recopilación de la cartografía catastral correspondiente a las áreas focales. Se encontró muchas dificultades a la hora de realizar esta tarea, puesto que el acceso de tal información se encuentra restringido. Debido a este hecho, solamente se pudo acceder al catastro 4 áreas focales; Salta, Tucumán, Santiago de Estero y Chaco.

Las dos primeras se obtuvieron por medio de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, la de Santiago de Estero por medio de la Facultad de Ciencias Forestales de Universidad Nacional de Santiago de Estero. Todos estos datos fueron elaborados por las propias Universidades. Con respecto a la información cartográfica catastral del Chaco, se generó por medio de una digitalización por medio de un servidor online (elaboración propia).

##### **4.6.6.2. Metodología y análisis estadístico en las relaciones entorno-paisaje.**

La metodología empleada para establecer las relaciones consiste en dividir el paisaje en cuadrículas de 10x10 km. Para cada una de ellas, se re-calcularán los índices de paisaje conformando las distintas muestras con las que se realiza el posterior análisis estadístico en la búsqueda de relaciones entre el entorno y el paisaje.

Para este estudio, las relaciones que se plantean son las siguientes:

Como varía la distribución de los diferentes tipos de remanentes según el tamaño del lote agrícola. Se parte de la hipótesis de que las dimensiones del lote, están asociadas con un tipo de producción y propiedad, cultivo agroindustrial/monocultivo y grandes propietarios, para grandes lotes, y pequeños propietarios y cultivo no industrial para lotes de menor tamaño.

Para demostrar matemáticamente las relaciones entre el entorno y el paisaje se procede a calcular la correlación entre los índices de paisaje y el área del lote agrícola (hipótesis descrita anteriormente) mediante regresiones lineales tomando como variable independiente la superficie del lote y la dependiente los diferentes índices.

##### **4.6.6.3. Relaciones entre índices del paisaje y legislación.**

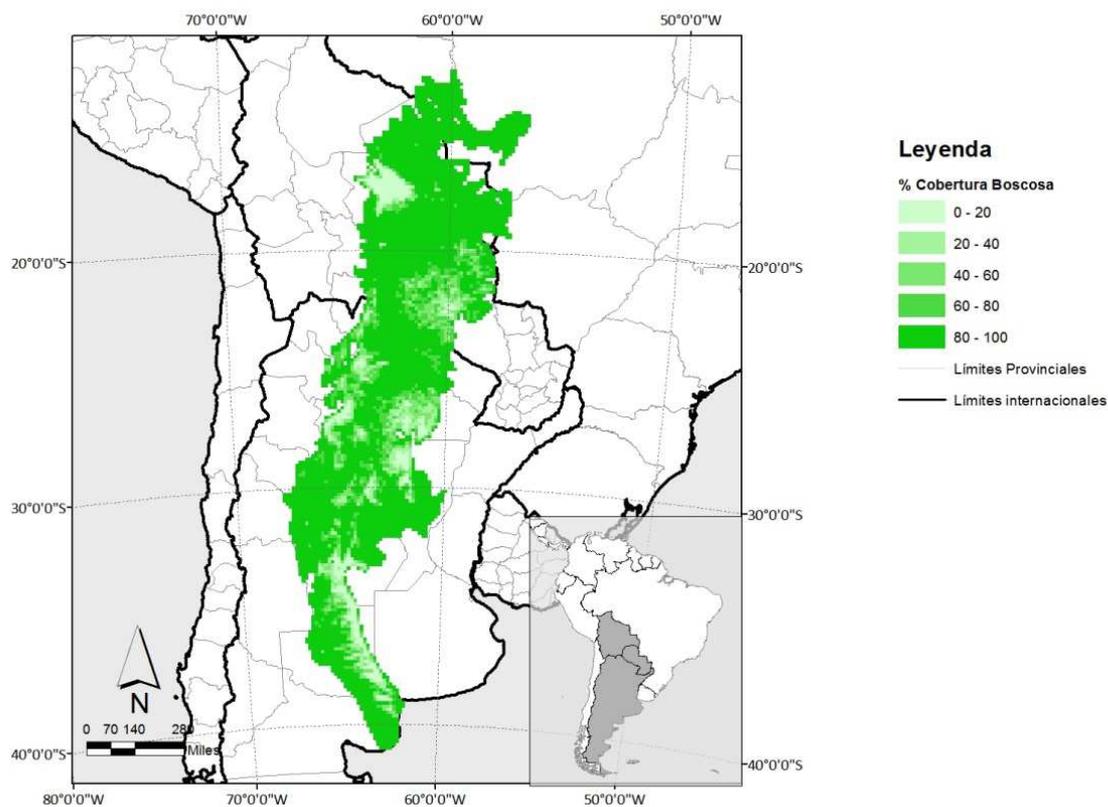
Con la información recopilada anteriormente con respecto a la legislación que regula la conservación del bosque nativo y el porcentaje de desmontes permitidos, se procede a realizar un análisis descriptivo de la relación existente entre la estructura del paisaje y las leyes que la controlan. A la hora de desmontar los bosques se consideran dos factores elementales las cortinas que deben dejar por ley rodeando los lotes agrícolas y los bloques compactos de bosque que persisten gracias a dichas reglamentaciones. Estas relaciones sólo se realizarán para aquellas provincias donde se encuentren fijadas los porcentajes de conservación en las zonas declarada como verdes.

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1. CARACTERIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE LA SUPERFICIE BOSCOSEA EN LA ZONA DE ESTUDIO.

Se obtiene un mapa con el porcentaje de superficie boscosa para las eco-regiones del Chaco Seco y Espinal, tal y como se puede observar en la figura 20.

Figura 20. Mapa superficie boscosa en Chaco Seco y Espinal.



Hasta la fecha, nadie realizó este tipo de mapa para las zonas de estudio, existiendo algunos que caracterizan las áreas históricamente agrícolas históricas o transformadas en beneficio de esta actividad (Adamoli, 2011). Realizando una comparación con ellos, se puede observar como las áreas que presentan menor porcentaje de superficie boscosa se corresponden con aquellas en las que la transformación por la expansión agrícola es notoria. Además de esto, se demostró que la hipótesis considerada a la hora de calcular la superficie boscosa para cada celda es válida, al obtener en todas las áreas focales un porcentaje inferior de la clase bosque al 25 % obtenida mediante la clasificación de las imágenes por OBIA, ya que estas áreas a priori estaban fijadas con un 75 % de áreas agrícola para cada celda. A continuación se muestra el porcentaje del área boscosa ocupada en las zonas de estudio.

Tabla 8. Área y Porcentaje ocupado por la clase Bosque.

PROVINCIA	ÁREA DE LA BOSQUE	ÁREA OCUPADO POR CLASE BOSQUE (%)
Bandera	19994,832	10,166
Santa Cruz (Bolivia)	51252,905	21,843
Chaco	22973,372	16,723
Santiago de Estero	18958,044	13,680
Espinal	15956,926	7,295
Filadelfia (Paraguay)	22102,324	17,110
Salta	26366,447	19,434
San Luis	5125,570	3,823
Tucumán	27361,342	14,030

## 5.2. CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA SUPERFICIE BOSCOSA A NIVEL PROVINCIAL.

Los resultados obtenidos nos arrojan que a nivel provincial, las superficies con menor densidad de remanentes son Espinal, Santiago de Estero y Tucumán presentando un valor muy inferior al resto de provincias pese a esto, el efecto borde de Espinal es claramente inferior al resto, presentando todos resultados parecidos tal y como se observa en la Tabla 9. Por tanto, Espinal tiene pocos fragmentos pero con bajo efecto borde, es decir, no muy fragmentados a diferencia de Santiago de Estero y Tucumán, pudiendo ser estas zonas las dos más afectadas por la expansión agrícola en cuanto a la estructura del bosque nativo.

Destaca el tamaño medio del parche de Salta y Bolivia, siendo muy superior al resto de provincias.

En cuanto a la forma de los fragmentos, la Tabla 9 nos arroja las provincias con mayor irregularidad en sus fragmentos las de Filadelfia, Salta y Santiago de Estero. No se puede esclarecer la regularidad en cuanto a forma de los remanentes en la zona estudiada, pero la que mayor regularidad tendría sería Bandera.

La conectividad, medida por el índice ENNMN, nos indica un paisaje con una conectividad baja para todas las provincias, en especial con Bandera y Espinal.

Tabla 9. Índices de paisaje para zonas de estudio.

	Densidad (parches/ha)	MPS (ha)	ED (m/ha)	AWMSI	ENNMN (m)
Bandera	0.401	29,156	395,301	3,277	180,855
SantaCruz (Bolivia)	0,482	119,49	375,160	6,317	80,542
Chaco	0,645	22,761	411,329	4,015	99,351
Santiago de Estero	0,196	91,381	333,775	8,471	125,975
Espinal	0,154	29,125	195,968	3,747	302,753
Filadelfia (Paraguay)	0,656	66,451	447,269	9,129	93,130
Salta	0,457	145,606	368,419	8,052	70,106
SanLuis	1.1	31,913	353,070	5,261	80,448
Tucumán	0.262	36,391	384,868	3,957	92,635

Los resultados obtenidos son comparados con otros estudios de fragmentación elaborados (Volante et al. 2012). Este trabajo de investigación analiza la fragmentación del bosque nativo

en el norte de Argentina hasta el año 2011. Se puede comprobar cómo el bosque nativo sigue fragmentándose al obtener valores menores en MPS con respecto al año 2011 hallado por Volante (2012) y de AWMSI mayores, deduciendo un aumento de la irregularidad en los fragmentos del bosque.

### 5.3. CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA SUPERFICIE BOSCOSA SEGÚN TIPOLOGÍAS DE REMANENTES.

Los resultados en este apartado serán explicados a raíz de las características estructurales que calculen los índices de paisaje empleados.

#### 5.3.1. COMPOSICIÓN

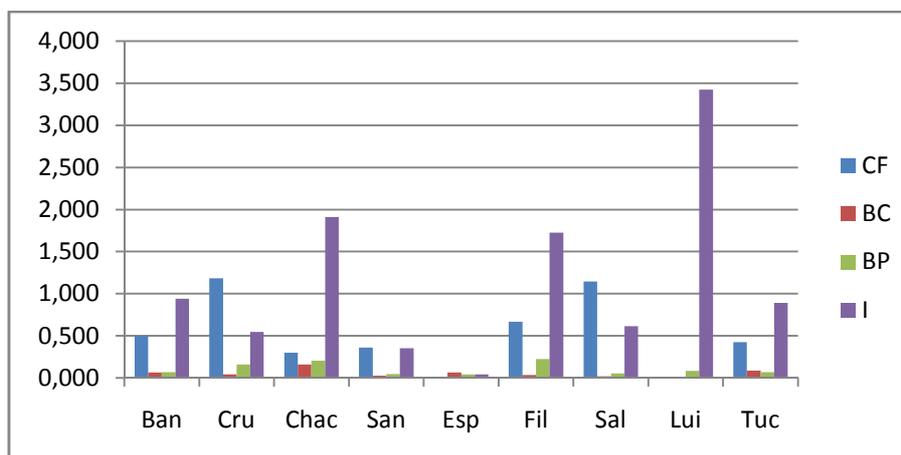
##### 5.3.1.1. Densidad de parches

El tipo de remanente que presenta mayor densidad en casi todas las provincias son las isletas, exceptuando Santa Cruz y Salta en las que predominan las cortinas forestales siendo estas, el segundo tipo de remanente con más densidad. Los bloques compactos y perforados son similares en cuanto a este índice siendo los de menor densidad. Resulta interesante observar que tanto para San Luis como Espinal no existe la tipología Cortinas Forestales muy abundante en el resto de ambientes estudiados. Las isletas son cuantiosas para la provincia de San Luis con respecto al resto de provincias

Tabla 10. Valores de densidad de parches (parche/ha) según tipología-provincia.

TIPO/PROV	Ban	Cru	Chac	San	Esp	Fil	Sal	Lui	Tuc
CF	0.501	1.183	0.298	0.360	0.000	0.668	1.146	0.000	0.425
BC	0.066	0.041	0.159	0.028	0.064	0.035	0.018	0.013	0.088
BP	0.069	0.159	0.204	0.045	0.043	0.224	0.055	0.085	0.067
I	0.940	0.545	1.912	0.354	0.043	1.726	0.613	3.425	0.893

Figura 21. Gráfico de densidad de parches (parche/ha) según tipología-provincia.



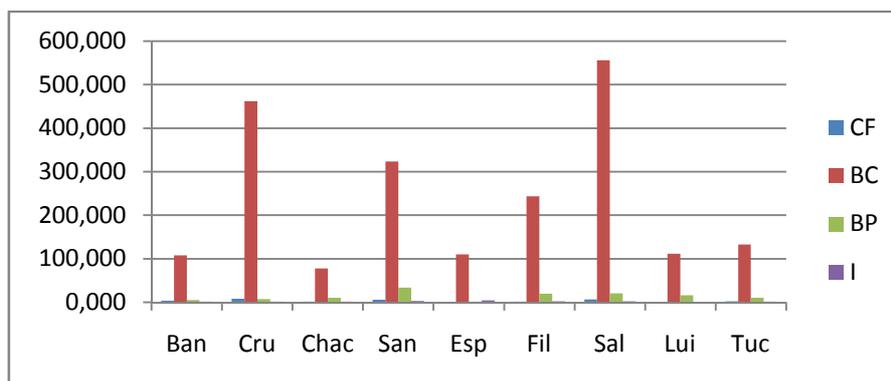
##### 5.3.1.2. Tamaño Medio del Parche

Los valores más elevados para esta característica están perfectamente claros a qué tipo de remanente corresponde, bloques compactos, tal y como se puede observar en la gráfica siguiente. Se observa 3 provincias donde el tamaño medio del remanente destaca por su superficie con respecto a la tónica general (Santa Cruz, Santiago y Salta).

Tabla 11. Valores de tamaño medio del parche (ha) según tipología-provincia.

TIPO/PROV	Ban	Cru	Chac	San	Esp	Fil	Sal	Lui	Tuc
CF	3,316	7,985	1,662	6,043	0,000	1,519	6,270	0,000	2,345
BC	107,524	462,029	78,113	323,432	109,933	243,417	555,648	111,455	132,444
BP	5,105	7,098	10,372	33,484	1,453	19,840	20,215	15,888	10,007
I	0,735	0,849	0,898	2,565	4,255	1,841	1,479	0,309	0,769

Figura 22. Gráfico de tamaño medio de parche (ha) según tipología-provincia.



### 5.3.2. BORDE

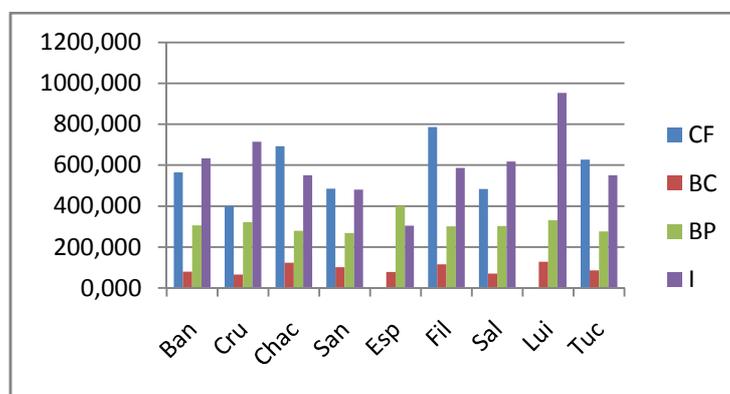
#### 5.3.2.1 Densidad de bordes.

Como se observa en la figura 23, la densidad de borde es significativamente mayor en dos tipologías de remanentes; Cortinas Forestales e Isletas. A estas dos, les sigue los bloques perforados y como última los bloques compactos. Es decir, cuanto más fragmentado está el remanente más elevado es su densidad de borde y de ahí el consecuente orden. La densidad de borde es elevada para todas las provincias.

Tabla 12. Valores de densidad de borde (m/ha) según tipología-provincia.

TIPO/PROV	Ban	Cru	Chac	San	Esp	Fil	Sal	Lui	Tuc
CF	564,166	399,166	692,797	484,835	0,000	786,351	483,588	0,000	627,670
BC	80,109	65,143	122,672	101,962	77,358	115,204	69,588	128,588	85,132
BP	305,976	321,870	279,361	268,295	401,762	301,088	303,268	331,015	275,889
I	633,352	714,463	550,488	480,031	304,754	586,433	617,235	952,676	550,781

Figura 23. Gráfico de tamaño medio de parche (m/ha) según tipología-provincia.



## 5.3.3. FORMA

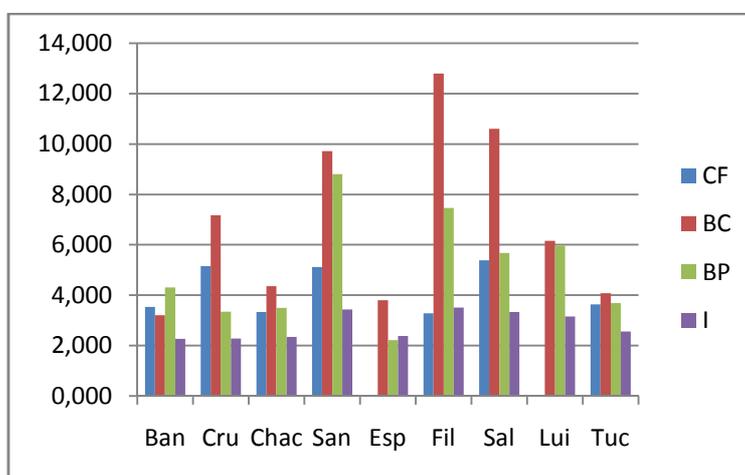
**5.3.3.1. Índice de forma ponderado por el área.**

Para este tipo de índice, el tipo de remanente que refleja los valores más elevados, y por tanto, mayor irregularidad en sus formas. Las cortinas e isletas, a priori con una forma prefijada, nos dan los valores de irregularidad de parches más bajos como se puede comprobar en la tabla 13.

Tabla 13. Valores de Índice de forma ponderado por el área según tipología-provincia.

TIPO/PROV	Ban	Cru	Chac	San	Esp	Fil	Sal	Lui	Tuc
CF	3,539	5,156	3,337	5,115	0,000	3,277	5,382	0,000	3,639
BC	3,203	7,173	4,362	9,717	3,800	12,802	10,600	6,161	4,082
BP	4,303	3,351	3,496	8,809	2,220	7,465	5,678	5,972	3,690
I	2,271	2,276	2,340	3,434	2,378	3,516	3,332	3,151	2,554

Figura 24. Gráfico de Índice de forma ponderado por el área según tipología-provincia.



## 5.3.4. CONECTIVIDAD

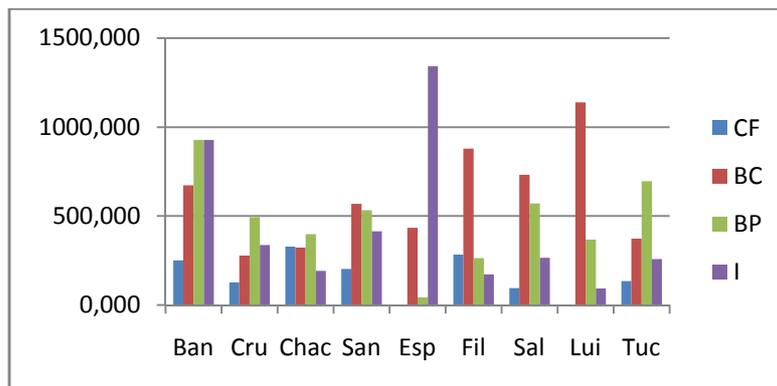
**5.3.4.1 Distancia euclidiana al vecino más próximo.**

Se observa que los remanentes que más interconectados están entre sí son las cortinas forestales. Las isletas son las que menor conectividad presentan al tener distancias considerablemente grandes entre ellas. Los resultados obtenidos muestran poca conectividad entre remanentes.

Tabla 14. Valores de distancia euclidiana al vecino más próximo (m) según tipología-provincia.

TIPO	Ban	Cru	Chac	San	Esp	Fil	Sal	Lui	Tuc
CF	251,049	126,975	327,543	202,255	0,000	282,916	95,958	0,000	134,531
BC	672,706	278,5327	322,544	568,4457	433,3349	879,7239	732,88	1139,888	373,7278
BP	927,340	492,623	398,0975	533,1732	43,1917	263,1359	569,9312	368,2446	696,4365
I	927,3396	338,0204	192,7551	413,9156	1342,0915	172,5329	265,9392	94,1464	257,5106

Figura 25. Gráfico de distancia euclidiana al vecino más próximo (m) según tipología-provincia.



No existen estudios de investigación que hayan diferenciado las tipologías de remanente según sus características intrínsecas debido a que la resolución de las imágenes satelitales empleadas no era tan elevada, como las actualizadas en el presente trabajo. Se encuentra solamente un estudio (Ginzburg et al. 2012) que separa en dos categorías los remanentes de bosque nativo; cortinas forestales y bosques. Esta diferenciación se obtuvo de forma manual al no captar las imágenes los remanentes de pequeño tamaño, con los consecuentes errores que esto puede llegar a suponer. Este trabajo elaborado por Ginzburg (2012), compara la estructura de los dos tipos de remanentes forestales en el Bosque de Tres Quebrachos en la región del Chaco, obteniendo un patrón de resultados similares con respecto a estos dos tipos de remanentes, presentando una mayor densidad y densidad de bordes las cortinas a diferencia de los bosques, en nuestro estudio llamados Bloques compactos, con un tamaño de parche muy superior. En este estudio no se existen cálculos de conectividad a diferencia del presente estudio.

#### 5.4. RELACIONES ENTRE ÍNDICES DE PAISAJES.

Con respecto a las relaciones a establecer con la legislación, los datos obtenidos arrojan que a medida que la ley es más restrictiva con respecto a la actividad de desmonte en los bosques, la densidad de cortinas presenciada es inferior y viceversa. Por el contrario, la densidad de bloques compactos, considerados los remanentes con estructura de bosque nativo, se encuentran con densidad más elevada en las zonas con leyes restrictivas, fomentando la conservación de estos. Paraguay no se ajusta a lo explicado anteriormente en ninguno de los dos casos anteriores. Esto puede deberse a estar regido por otras reglamentaciones diferentes con mayor o menos cumplimientos. Por tanto, pese al bajo cumplimiento de la ley de Bosques nativos Argentina y la diferencias de criterios entre provincias (Collazo et al. 2013), se aprecian relaciones de restricción-densidad para la mayoría de las provincias. El resto de índices seleccionados no muestran relación a priori entre la legislación vigente y la estructura del paisaje.

Tabla 15. Relaciones Ley Bosques Nativos con densidad.

Provincia	Categoría Verde	Densidad CF	Densidad BC
Chaco	10-50% dependiendo del tamaño del lote	0.298	0.159
Santiago del Estero	30%	0.399	0.43
Salta	Transformación en su totalidad	1.146	0.018
Tucumán	Transformación en su totalidad	0.425	0.018
La Pampa	Transformación en su totalidad	-	0.064
Paraguay*	25% Bosque nativo	0.668	0.035

Nota:\* Bolivia y Paraguay no disponen de una zonificación de sus montes, por lo que el grado de conservación y/o desmonte de sus bosques no está sujeto a tal categorización.

Otra relación ambiente-legislación encontrada en las zonas categorizadas verdes es la siguiente: las cortinas deben encontrarse por ley a una distancia inferior a 1000 m entre ellas, ya que estas se dejan para que exista conectividad entre los remanentes de bosque, cumpliéndose por tanto en todas las áreas estudiadas tal y como podemos observar en la tabla 16.

Tabla 16. Relaciones entre normativa de Cortinas Forestales con respecto a la distancia.

TIPO	Ban	Cru	Chac	San	Esp	Fil	Sal	Lui	Tuc
CF	251,049	126,975	327,543	202,255	0,000	282,916	95,958	0,000	134,531

En cuanto a las relaciones a fijar con el entorno, se analizó las variables MPS y Densidad de Fragmentos. Con respecto a MPS no se observó ningún tipo de correlación entre variables salvo para el caso de Chaco con un  $r = -0.5$ . Para la densidad de los fragmentos obtenemos los resultados observados en la Tabla X. Todo el proceso estadístico se encuentra en **ANEJOS**.

Tabla 17. Correlaciones entorno-MPS

PROV/MPS	CF	BC	BP	I
Salta	*	*	*	*
Chaco	*	-0,5	*	*
Santiago	*	*	*	*
Tucumán	*	*	*	*

Nota:\*Valores de r extremadamente bajos, no existencia de correlación.

Según los resultados obtenidos de la tabla X, observamos que no existe ningún tipo de relación entre el entorno y el tamaño medio del parche salvo en la provincia del Chaco.

Tabla 18. Correlaciones entorno-densidad

PROV/DENSIDAD	CF	BC	BP	I
Salta	0,533	0,35	-0,23	-0,2
Chaco	0,62	-0,65	0,416	-0,54
Santiago	0,499	-0,442	-0,17	-0,18
Tucumán	0,354	0,007	-0,48	-0,013

Nota: En rojo valores considerados con correlación.

Se observa que no hay una correlación perfecta entre el entorno y la densidad de fragmentos pero si se puede una cierta tendencia. Para las cortinas forestales es la que mejor r nos da en líneas generales, siendo una relación positiva cuanto mayor es el lote agrícola y por tanto la existencia de mayor densidad de cortinas forestales bajo sistemas de producción agroindustriales. El resto de tipologías presentan que presentan una correlación significativa es negativa.

## **6. CONCLUSIONES**

Las tierras semiáridas del Sur de Sudamérica se enfrentan a una de de las transformaciones más importantes de su historia debido a la rápida expansión de cultivos y vegetación originaria compuesta de bosques. Mediante la realización de este trabajo se intento describir la estructura y configuración espacial de las masas del Chaco Seco y Espinal, donde la matriz predominante es agrícola y están sometidas a un fuerte proceso de fragmentación. Para lograr esto, se digitalizó la superficie boscosa mediante la clasificación de imágenes satelitales de alta resolución y el cálculo de una serie de índices de paisaje, obteniendo unos resultados que dictaminan una fuerte fragmentación en los paisajes estudiados, con valores  $ED > 350$  m/ha, es decir, estos paisajes presentan una densidad de borde alta con las consecuencias ecológicas que esto supone. Una excepción es el eco-región de Espinal, que pese a tener la densidad más baja también sus bosques son los que menor densidad de efecto borde tienen. Podemos decir que Santiago de Estero y Tucuman son dos de las provincias más afectadas por la deforestación masiva a favor de la agricultura al tener valores de densidad de borde elevados ( $ED > 300$  m/ha) y una densidad de parches muy baja ( $DP > 0,2$  parches por ha).

Para dictaminar la heterogeneidad en la composición del bosque se procedió a establecer cuatro tipologías de remanente distinto en función de las características que presentan, por medio de un método de clasificación basado en árbol de decisiones. Con esto, logramos comparar las características estructurales de cada uno de ellos, obteniendo muestras más notorias de la fragmentación y composición del paisaje, todos ellos predominados por la presencia de Cortinas Forestales e Isletas, tipología de remanentes más degradados, al presentar unos valores de densidad de borde elevados ( $ED > 480$  m/ha) con respecto a las dos tipologías restantes. Tanto estas dos tipologías mencionadas como la de bloques perforados, arrojan valores de tamaño de parche muy pequeños ( $MPS < 5$  ha) planteando la cuestión de que si en estas dimensiones pueden vivir determinada fauna, ante la existencia de una baja densidad de bloques compactos y una conectividad relativamente alta ( $ENNMN > 300$  m) entre ellos teniendo valores extremos en las provincias de San Luis, Filadelfia o Salta con cifras de  $ENNMN > 700$  m. Las cortinas forestales son las que mayor interconexión presentan, el motivo es que se dejan a la hora de desmontar bosques en parte por este motivo (cumpliéndose la legislación), excepto en San Luis y Espinal que no existen tales tipos de remanentes, diferenciándose estas dos de la estructura general del resto de paisajes.

Por último, se obtuvieron relaciones entre el paisaje y la legislación vigente en cada territorio, mayor cantidad de cortinas forestales y menor número de bloques compactos cuando más permisiva sea la ley en cuanto a desmontes o viceversa, y comprobación de que la distancia entre cortinas cumple la normativa fijadas por la ley. También se relacionó el paisaje con su entorno, obteniendo unos valores de correlación aceptable entre para las cortinas forestales ( $r = 0,5\%$ ) a excepción de Tucumán, queriéndonos decir que la densidad de cortinas aumenta con el tipo de producción agroindustrial asociado a grandes lotes agrícolas a diferencia de  $r = -0,665$  y  $r = -0,44$  otorgado por los bloques compactos en las provincias de Chaco y Santiago, y  $r = -0,54$  en Chaco para isletas siendo menos densa en cultivos agroindustriales. Con respecto a los bloques perforados encontramos correlación positiva en Chaco ( $r = 0,42$ ) y negativa en Tucumán ( $r = -0,46$ ) no esclareciendo nada de las relaciones de este tipo de remanente a nivel paisaje. De estos resultados sacamos de conclusión que cuando se trate de un tipo de producción industrial el paisaje se encontrará más acortinado (mayor nº de cortinas forestales) y la densidad de bosques compactos tenderá a disminuir.

## **7. BIBLIOGRAFÍA**

Adámoli, J., R. Ginzburg, y S. Torrella. 2011. Escenarios productivos y ambientales del Chaco Argentino: 1977-2010. Fundación Producir Conservando, Buenos Aires.

Aizen, MA; LA Garibaldi & M Dondo. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. Ecol. Austral.

Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., BonillaMoheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M.J., Muñiz, M., 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45, 262–271.

Alverson DL, Freeberg MH, Murawski SA, Pope JG. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fish. Tech. Paper* 339. FAO, Rome. 1994; 233 pp.

Amdan, M. L., R. Aragón, E. G. Jobbágy, J. N. Volante, y J. M. Paruelo. 2013. Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research* 49:6601–6612.

Antrop, M. (2003): Landscape change and the urbanization process in Europe, *Landscape and Urban Planning*, 1005, 1-18.

Atienza, J.C. (2004): Efectos de la reforestación en zonas agrarias sobre la fauna. Tesis Doctoral. Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad Complutense de Madrid, 110 pp.

Baatz, M. & Schäpe, A. 2000: Multiresolution Segmentation—an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. *Angewandte geographische informationsverarbeitung*, 12: 12–23.

Baldi, G., J. P. Guerschman, y J. M. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116:197-208.

Baldi, G., y E. G. Jobbágy. 2012. Land use in the dry subtropics: Vegetation composition and production across contrasting human contexts. *Journal of Arid Environments* 76:115-127.

Baldi, G., y J. M. Paruelo. 2008. Land use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13:6. [online].

Baldi, G., S. R. Verón, y E. G. Jobbágy. 2013. The imprint of humans on landscape patterns and vegetation functioning in the dry subtropics. *Global Change Biology* 19:441–458.

Bakker, JD, and SD Wilson. 2004. Using ecological restoration to constrain biological invasion. *Journal of Applied Ecology* 41:1058-1064.

Barrett, K., N. Grandy, E. G. Harrison, S. Hassan, and P. Oomen 1994. Guidance document on regulatory testing procedures for pesticides with non-target arthropods. ESCORT Workgroup, Wageningen, The Netherlands 1994. Society of Environmental Toxicology and Chemistry - Europe (SETAC)

Boletta, P. E., A. C. Ravelo, A. M. Planchuelo, y M. Grilli. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* 228:108-114.

Botequilha, A.; Miller, J.; Ahern, J.; Mcgarigal, K. (2006). *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook*. Washington: Island Press.

Bowman, J. L., Eshed, Y. and Baum, S. F. (2002). Establishment of polarity in angiosperm lateral organs. *Trends Genet* 18, 134-141.

Brown, L. R., C. A. Burton, and K. Belitz. 2005a. Aquatic assemblages of the highly urbanized Santa Ana River basin, California. Pages 263–287 in L. R. Brown, R. H. Gray, R. M. Hughes, and M. R. Meador, editors. Effects of urbanization on stream ecosystems. American Fisheries Society, Symposium 47, Bethesda, Maryland

Burnett, C. & Blaschke, T. 2003: A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis. *Ecological Modelling*, 168, 3: 233- 249.

Bustamante, R., y Grez, A. A. (1995, Junio). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*, 6 (2), 58 -63.

*Camargo, J. L. C. & Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. Journal of Tropical Ecology 11:205–211*

Chen, J., J. Chen, A. Liao, X. Cao, L. Chen, X. Chen, C. He, G. Han, S. Peng, M. Lu, W. Zhang, X. Tong, y J. Mills. 2015. Global land cover mapping at 30 m resolution: A POK-based operational approach. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*

Clay, J. 2004 *World agriculture and Environment: a commodity – by –commodity guide to impacts and practices*. Island Press. Washington, D.C.

Collazo, M. A. G., A. Panizza, y J. M. Paruelo. 2013. Ordenamiento territorial de bosques nativos: Resultados de la zonificación realizada por provincias del norte Argentino. *Ecología Austral* 23:97-107.

Didham, r. k. & lawton, j. h. 1999. edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *biotropica* 31:17–30.

*Fazey, I., Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2005) What do conservation biologists publish? Biological Conservation 124(1): 63–73*

FAO. 1993. Guidelines for land-use planning. FAO, Roma.

Fielder, P.L. & P.M. Kareiva (eds.). 1998. Conservation Biology for the Coming Decade. Chapman & Hall, New York.

Fischer, J., Lindenmayer, D.B. 2002. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Paddock trees as stepping stones. *Biodiversity and Conservation* 11:833-849

Fischer, J., Lindenmayer, D.B. 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112:473-480

Forman, R. T. T.; Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. Nueva York: Wiley and Sons

Forman, R.T.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10:133-142.

García Collazo, M. A; A. Panizza y J. M. Paruelo. 2013. Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos: Resultados de la Zonificación realizada por provincias del Noroeste Argentino. *Ecología Austral*.

Gasparri, N. I., y G. Baldi. 2013. Regional patterns and controls of biomass in semiarid woodlands: lessons from the Northern Argentina Dry Chaco. *Regional Environmental Change* 13:1131–1144.

Gasparri, N. I., y H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology and Management* 6:913-921.

Geist HJ, Lambin EF (2002) Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52:143–150

Ginzburg, R. G., S. A. Torrella, y J. M. Adámoli. 2012. Las cortinas forestales de bosque nativo, ¿son eficaces para mitigar los efectos de la expansión agrícola? *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 3:34-42.

González-Roglich, M., D. Villarreal, y M. G. Castro. 2012. Evaluación de la efectividad de la Reserva Parque Luro como herramienta de conservación del Caldenal pampeano: cambios en la cobertura vegetal a nivel de paisaje entre 1960 y 2004. *Ecología Austral* 22:11-21.

Grau, H. R., N. I. Gasparri, y T. M. Aide. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32:140-148.

Guyra Paraguay. 2013. Monitoreo de los cambios de uso de la tierra, incendios e inundaciones Gran Chaco Americano. Guyra Paraguay, Asunción.

Gustafson E. G., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of art?. *Ecosystem*

Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342, 850–853.

*Hanski, I. 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. Oikos 87, 209-219.*

Harris, J. (1984). English in the north of Ireland. In Peter Trudgill (ed.), *Language in the British Isles*

Hartley MJ. 2002. Rationale methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*

Hay, G. J., G. Castilla, M. A. Wulder, y J. R. Ruiz. 2005. An automated object-based approach for the multiscale image segmentation of forest scenes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 7:339–359.

*Hilty, J. A.; Lidicker, W. Z.; Merenlender; A. M. (2006). Corridor ecology: The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation. Washington: Island Press*

Hoekstra JM, Boucher TM, Ricketts TH, Roberts C (2005) Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol Lett* 8:23–29

Jackson LE, Pascual U, Hodgkin T (2007) Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agr Ecosyst Environ* 121:196–210

Jaeger, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15:115-130.

Jobbágy, E. G., M. D. Noretto, C. S. Santoni, y G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana. *Ecología Austral* 18:305-322.

Karl, J. W., y B. A. Maurer. 2010. Multivariate correlations between imagery and field measurements across scales: Comparing pixel aggregation and image segmentation. *Landscape Ecology* 25:591-605.

Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian cerrado. *Conservation Biology* 19, 707-713

Lambin, E.F. & Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 108, 3465-3472.

Laurance, W.F. y Bierregaard, R.O. (eds.) 1997. Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities. Univ. Chicago Press.

Laurance, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution* 15: 134-135.

Leguizamón, A. 2014. Modifying Argentina: GM soy and socio-environmental change. *Geoforum* 53:149–160.

Lord, J.M., and D. A. Norton, 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4:197-202. Luvall, J.C., and H.R- Holbo

Mallinis, G., N. Koutsias, M. Tsakiri-Strati, y M. Karteris. 2008. Object-based classification using Quickbird imagery for delineating forest vegetation polygons in a Mediterranean test site. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 63:237-250.

Mastrangelo, M. E., M. C. Gavin, P. Lateral, W. L. Linklater, y T. L. Milfont. 2014. Psycho-Social Factors Influencing Forest Conservation Intentions on the Agricultural Frontier. *Conservation Letters* 7:103-110.

MacArthur y Wilson, 1967. An equilibrium theory insular zoogeography. *Evolution*, 17:373-387

McGarigal, K., S. A. Cushman, and S. G. Stafford. 2000. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Springer-Verlag, New York

McGarigal, K., y B. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.

McIntyre, S., Barrett, G.W. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* 6:146-147.

McIntyre, S., Hobbs, R.J. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13:1282-1292

Mckinney, M.L. (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization, *Biological Conservation*, 127, 247-260.

Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos, y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33:491-505.

Morello, J. y J. Adámoli. 1974. Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino. Segunda parte: Vegetación y Ambiente de la Provincia del Chaco. Serie Fitogeográfica N° 13. INTA, Buenos Aires, 130 pp.

Morello, J. H., y A. F. Rodríguez. 2009. El Chaco sin Bosques: la pampa o el desierto del futuro. GEPAMA, Buenos Aires.

Morton, D. C., R. S. DeFries, Y. E. Shimabukuro, L. O. Anderson, E. Arai, F. del Bon Espirito-Santo, R. Freitas, and J. Morissette (2006), Cropland expansion changes deforestation dynamics

in the southern Brazilian Amazon, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 103, 14,637 – 14,641, doi:10.1073/pnas.0606377103.

Nassar A. Antoniazzi L.B., Brandão J. and Moura P., 2011. Op cit

New, M., D. Lister, M. Hulme, y I. Makin. 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* 21:1-25.

Ode, Å., M. Tveit, y G. Fry. 2008. Capturing landscape visual character using indicators: Touching base with landscape aesthetic theory. *Landscape Research* 33:89-117.

Olson, D. M., Dinerstein, E.; Wikramanayake, E. D.; Burgess, N. D.; Powell, G. V. N.; Underwood E. C.; D'Amico J. A.; Itoua, I.; Strand, H. E.; Morrison, J. C.; Loucks, C. J.; Allnutt, T. F.; Ricketts, T. H.; Kura, Y.; Lamoreux, J. F.; Wettengel, W. W.; Hedao, P. & Kassem, K. R. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *Bioscience*, 51: 933-938.

Palik, B. J.; Murphy, P. G. Disturbance versus edge effects in SugarMaple/Beech forest fragments. *Forest Ecology and Management*, v.32, n.2-4, p.187-202, 1990.

Parviainen, J. y Frank, G. (2003): Protected forests in Europe approaches-harmonising the definitions for international comparison and forest policy making, *Journal of Environmental Management*, 67, 27-36.

Pengue, W. A. 2004. Producción agroexportadora e (in)seguridad alimentaria: el caso de la soja en Argentina. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* 1:30-40.

Phillips, J.G., M.A. Cane, and C. Rosenzweig, 1998: ENSO, seasonal rainfall patterns and simulated maize yield variability in Zimbabwe. *Agr. Forest Meteorol.*, 90, 39-50

Pickett STA, Ostfeld RS, Shachak M, Likens G. (eds.). 1997. The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems, and biodiversity. New York, Springer, 492 p.

Piquer-Rodríguez, M., S. Torella, G. Gavier-Pizarro, J. Volante, D. Somma, R. Ginzburg, y T. Kuemmerle. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology*:1-17.

Portillo-Quintero, C. A., y G. A. Sánchez-Azofeifa. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143:144–155.

Prado, D. E. 1993a. What is the Gran Chaco vegetation in South America?. I. A review. Contribution to the study of the flora and vegetation of the Chaco V. *Candollea* 48: 145-172.

Redo, D., A. C. Millington, y D. Hindery. 2011. Deforestation dynamics and policy changes in Bolivia's post-neoliberal era. *Land Use Policy* 28:227-241.

Reenberg, A. & Fenger, N.A. (2011). Globalizing land use transitions: the soybean acceleration. *Danish J. Geogr.*, 111, 85-92

Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158:87-99.

Rizkalla CE, Swihart RK (2009) Forecasting the Effects of Land-Use Change on Forest Rodents in Indiana. *Environ Manage* 44:899–908

Rosenfield R N, Morasky CM, Bielefeldt JJ, Loope WL (1992)Forest fragmentation and island biogeography: a summary and bibliography. Technical report NPS/NRUW/NRTR-92/08. U. S. National Park Service, Natural Resources Publication Office, Denver, Colorado

Rounsevell, M.D.A., Ewert, F., Reginster, I., Leemans, R., Carter, T.R., 2005. Future scenarios of European agricultural land-use. II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*

Saunders, D. A., R. J. Hobbs, y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.

Scanlon, B. R., K. E. Keese, A. L. Flint, L. E. Flint, C. B. Gaye, W. M. Edmunds, y I. Simmers. 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes* 20:3335-3370.

Seghezzo, L., J. N. Volante, J. M. Paruelo, D. J. Somma, E. C. Buliubasich, H. E. Rodríguez, S. Gagnon, y M. Hufty. 2011. Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina): Conflicting Visions of Development.

Somma, D., et al., 2011. Aplicación de análisis multicriterio-multiobjetivo como base de un sistema espacial de soporte de decisiones para la planificación del uso sustentable del territorio en regiones forestales. caso de estudio: los bosques nativos de la provincia de salta, in: Laterra, P., Jobbágy, E., Paruelo, J. (Eds.), *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial*. INTA, Buenos Aires, Argentina, pp. 409–440.

Steininger, T. L., Gong, H., McGinty, D. & Szymusiak, R. (2001). Subregional organization of preoptic area/anterior hypothalamic projections to arousal-related monoaminergic cell groups. *Journal of Comparative Neurology* 429, 638–653.

*Taylor, P. D.; Fahrig, K.; Henein, K.; Merriam, G. (1993). «Connectivity is a vital element of landscape structure». Oikos, nº 68, p. 571-573*

Tellería, J.L. y Santos, T. 1999. Distribution of birds in fragments of Mediterranean forests: the role of ecological densities. *Ecography* 22: 13-19.

Tellería, J.L., Virgós, E., Carbonell, R., Pérez-Tris, J. y Santos, T. 2001. Behavioural responses to changing landscapes: flock structure and anti-predator strategies of tits wintering in fragmented forests. *Oikos* 95: 253-264

Tischendorf, L., Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7-19

Tischendorf, L., A. Grez, T. Zaviezo, and L. Fahrig. 2005. Mechanisms affecting population density in fragmented habitat. *Ecology and Society* 10(1): 7

Torrella, S., Herrera P. y Adámoli J, 2003. Sostenibilidad de la expansión agraria en la región chaqueña: condiciones favorables y factores limitantes. *3ras Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales*. ISBN 950-29-0747-7 Facultad de Ciencias Económicas, Universidad de Buenos Aires.

Torrella, S. A., R. G. Ginzburg, J. M. Adámoli, y L. Galetto. 2013. Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. *Forest Ecology and Management* 307:147-154.

Tso, B. and Mather, P. M., 2001. *Classification methods for remotely sensed data*. Taylor and Francis, New York.

Turner, M. G., Gardner, R. H., Dale, V. I., O'Neill, R. V. 1989. Predicting the spread of disturbance in heterogeneous landscapes. *Oikos*. 55:121-29

Turner, M. G. 2006. Landscape Ecology: What Is the State of the Science? *Annual Review of Ecology and Systematics* 36:319-344.

Unruh, J. D. 1997. The role of land conflict and land conflict resolution in a peace process: Mozambique's return to agriculture. *Refuge* 16:28-33.

Urban D.L., O'Neill R.V. and Shugart H.H. 1987. Landscape ecology. *BioScience* 37: 119–127.

Vallejos, M., J. N. Volante, y J. M. Paruelo. in press. Dynamics of agricultural frontier advance in the South-American Dry-Chaco region: A plot-level geodatabase for the 1976-2012 period. *Journal of Arid Environments*.

van Dam, C. 2003. Cambio tecnológico, concentración de la propiedad y desarrollo sostenible: los efectos de la introducción del paquete soja/siembra directa en el Umbral al Chaco. *Debate Agrario* 35:133-181.

Volante, J. N., A. R. Bianchi, H. P. Paoli, Y. E. Noé, H. J. Elena, y C. M. Cabral. 2005. Análisis de la dinámica del uso del suelo agrícola del noroeste Argentino mediante teledetección y sistemas de información geográfica. Período 2000-2005. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Salta.

Volante, JN; AR Bianchi; HP Paoli; YE Noé & HJ Elena. 2006. Dinámica del Uso del Suelo Agrícola del Noroeste Argentino Mediante Teledetección y SIG. Período 2000- 2005. INTA. Argentina. 64 pp

Volante, J. N., D. Alcaraz-Segura, M. J. Mosciaro, E. F. Viglizzo, y J. M. Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:12-22

Von Uexküll, J. 1926. *Theoretical biology*. Kegan Paul, Trench, Trubner & Co. Ltd., UK

Wiens J A. 1976. Populations responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*.

Wiens, J. A. 1985. Habitat selection in variable environments: shrub-steppe birds. Pages 227-251 in M. L. Cody, editor. *Habitat selection in birds*. Academic Press, Toronto, Canada

Wilson, E. O. (1992). *The diversity of life*. Cambridge: Harvard University Press.

Wilson, E. O. (ed), 1988, *Biodiversity*, Washington, DC: National Academy of Sciences/Smithsonian Institution.

Zak, M.R.; M. Cabido & J.G. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120, 589-598.

## **8.ANEJOS**

### **8.1. EXPLICACIÓN MATEMÁTICA DE LOS ÍNDICES DE PAISAJE**

#### **1. Área Total (TA)**

Unidades: Hectáreas

Rango: TA > 0, sin límite superior

$$TA = A \left( \frac{1}{10,000} \right)$$

Descripción: TA es igual a la superficie total expresada en hectáreas. La fórmula anterior refleja la conversión de m<sup>2</sup> en hectáreas.

#### **2. Área de la Clase (AC)**

Unidades: Hectáreas

Rango: CA > 0, sin límite superior.

$$CA = \sum a_{ij} \left( \frac{1}{10.000} \right)$$

Descripción: CA es igual a la suma de las áreas (m<sup>2</sup>) de todos los parches del tipo parche correspondiente, dividido por 10.000 (para convertir a hectáreas); es decir, el área total de la clase.

#### **3. Densidad de Parches (DP)**

Unidades: Número por 100 hectáreas.

Rango: PD > 0, sin límite superior.

$$PD = \frac{N}{A} (10,000) (100)$$

Descripción: PD es igual al número de teselas del paisaje dividido por la superficie total del paisaje, multiplicada por 10.000 y por 100, para convertirlo a 100 hectáreas.

#### **4. Tamaño medio del parche (MPS)**

Unidades: Hectáreas

Rango: MPS > 0, sin límite.

El rango de MPS está limitado por el granulado y la amplitud de la imagen, y por el mínimo tamaño de tesela.

$$MPS = \frac{A}{N} \left( \frac{1}{10,000} \right)$$

Descripción: MPS es igual a la superficie total del paisaje (m<sup>2</sup>), dividida por el número total de teselas, y todo ello dividido por 10.000 para convertirlo en hectáreas.

#### **7. Densidad de borde (ED)**

Unidades: Metros por hectárea

Rango: ED es igual o mayor de 0 sin límite superior

$$ED = \frac{E}{A} (10,000)$$

ED = 0 cuando no hay bordes teselares en el paisaje, esto es, cuando todo el paisaje está formado por una única tesela.

Descripción: ED es igual a la suma de las longitudes (m) de todos los bordes teselares presentes en el paisaje, multiplicada por 10.000 (para convertirla a hectáreas). Si una frontera de paisaje está presente, ED incluye los segmentos de fronteras entre paisajes que representan verdaderos bordes. Si no hay fronteras entre paisajes, ED incluye la porción de frontera de paisaje que especifique el usuario. Haya o no haya fronteras entre paisajes, ED incluye la porción de borde de fondo que especifique el usuario.

### 8. Índice medio de forma, ponderado por el área (AWMSI)

Unidades: Ninguna

Rango: AWMSI es igual o mayor que 1, sin límite superior

$$AWMSI = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[ \left( \frac{.25 P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left( \frac{a_{ij}}{A} \right) \right]$$

AWMSI = 1 cuando todas las teselas del paisaje son circulares (formato vectorial) o son cuadradas (formato raster); AWMSI crece sin límite cuando las formas de las teselas se vuelven más irregulares.

Descripción: AWMSI es igual a la suma, para todas las teselas, de su perímetro (m) dividido por la raíz cuadrada de su área (m<sup>2</sup>), ajustada por una constante para el estándar circular (formato vectorial) o para el estándar cuadrado (formato raster), multiplicado por el área de la tesela (m<sup>2</sup>) dividido por el área total del paisaje. En otras palabras, AWMSI es el promedio del índice de forma (SHAPE) de las teselas, ponderado por el área de la tesela, de modo que las teselas mayores pesan más que las menores.

### 9. Índice de Proximidad medio (PROXMN)

Unidades: Ninguna.

Rango: Sin límite

$$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$$

Descripción: Es igual a la suma del área (m<sup>2</sup>) del parche ijs dentro del área de vecindad del parche ij (debe de ser prefijada por usuario) dividida entre la distancia (m) del parche ijs e ij, medida de borde a borde.

### 12. Distancia euclidiana al vecino más cercano. (ENNMD)

Unidades: Metros.

Rango: Sin límite.

ENNMD= Hij

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID (CAMPUS DE PALENCIA) – E.T.S. DE INGENIERÍAS AGRARIAS  
Titulación de: Máster en Ingeniería de Montes

Descripción: Es la distancia del parche ij medida de borde a borde.

## 8.2 IMÁGENES SATELITALES EMPLEADAS

### IMÁGENES USADAS EN BANDERA (ARGENTINA)

CBERS\_2B\_HRC\_20100121\_169\_D\_132\_3\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20100121\_169\_D\_132\_4\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20100121\_169\_D\_132\_5\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080907\_169\_132\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080907\_169\_132\_L2\_BAND2.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080907\_169\_132\_L2\_BAND3.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080907\_169\_132\_L2\_BAND4.tif

### IMÁGENES USADAS EN TUCUMAN (ARGENTINA)

CBERS\_2B\_HRC\_20090106\_172\_D\_130\_2\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20090106\_172\_D\_130\_3\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20090106\_172\_D\_130\_4\_L2\_BAND1.tif

### IMÁGENES USADAS EN FILADELFIA (PARAGUAY)

CBERS\_2B\_HRC\_20090502\_168\_B\_125\_3\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20090502\_168\_B\_125\_4\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20090213\_168\_125\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20090213\_168\_125\_L2\_BAND2.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20090213\_168\_125\_L2\_BAND3.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20090213\_168\_125\_L2\_BAND4.tif

### IMÁGENES USADAS EN SAN LUIS (ARGENTINA)

CBERS\_2B\_HRC\_20080901\_171\_D\_137\_3\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20080901\_171\_D\_137\_2\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080901\_171\_137\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080901\_171\_137\_L2\_BAND2.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080901\_171\_137\_L2\_BAND3.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080901\_171\_137\_L2\_BAND4.tif

### IMÁGENES USADAS EN CHACO (ARGENTINA)

CBERS\_2B\_HRC\_20091012\_169\_D\_131\_1\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20091012\_169\_D\_131\_2\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080812\_169\_131\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080812\_169\_131\_L2\_BAND2.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080812\_169\_131\_L2\_BAND3.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080812\_169\_131\_L2\_BAND4.tif

IMAGENES USADAS EN ESPINAL (ARGENTINA)

CBERS\_2B\_HRC\_20090406\_168\_A\_141\_1\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20090406\_168\_A\_141\_2\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20090406\_168\_A\_141\_3\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20090406\_168\_A\_141\_4\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20090308\_169\_141\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20090308\_169\_141\_L2\_BAND2.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20090308\_169\_141\_L2\_BAND3.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20090308\_169\_141\_L2\_BAND4.tif

IMAGENES USADAS EN SALTA (ARGENTINA)

CBERS\_2B\_HRC\_20080829\_172\_D\_128\_1\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20080829\_172\_D\_128\_2\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080829\_172\_128\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080829\_172\_128\_L2\_BAND2.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080829\_172\_128\_L2\_BAND3.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080829\_172\_128\_L2\_BAND4.tif

IMAGENES DE SANTA CRUZ (BOLIVIA)

CBERS\_2B\_HRC\_20080924\_172\_E\_119\_4\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20080924\_172\_E\_119\_5\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20080924\_172\_E\_120\_1\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080517\_172\_119\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080517\_172\_119\_L2\_BAND2.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080517\_172\_119\_L2\_BAND3.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080517\_172\_119\_L2\_BAND4.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080517\_172\_120\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080517\_172\_120\_L2\_BAND2.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080517\_172\_120\_L2\_BAND3.tif

CBERS\_2B\_CCD2XS\_20080517\_172\_120\_L2\_BAND4.tif

IMÁGENES SANTIAGO DE ESTERO (ARGENTINA)

CBERS\_2B\_HRC\_20090311\_168\_B\_131\_1\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_HRC\_20090311\_168\_B\_131\_2\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080815\_168\_131\_L2\_BAND1.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080815\_168\_131\_L2\_BAND2.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080815\_168\_131\_L2\_BAND3.tif

CBERS\_2B\_CCD1XS\_20080815\_168\_131\_L2\_BAND4.tif