



Facultad de Ciencias Agrarias
UNIVERSIDAD NACIONAL DE ROSARIO

Facultad de Ciencias Agrarias
UNIVERSIDAD NACIONAL DE ROSARIO

Licenciatura en Recursos Naturales

“Análisis multitemporal de la fragmentación y del estado de conservación instantáneo de la Cuña Boscosa Santafesina en el período 1996-2019”

Alumna: **María Ayelén Calvet**

Director: **Ing. Agr. Néstor C. Di Leo**

Co-director: **Ing. Agr. Dr. Rodrigo Freire**

Lugar de trabajo: **Zavalla, Santa Fe, Argentina**

Año académico: **2020**

ÍNDICE

RESUMEN	7
1. INTRODUCCIÓN	9
1.1 Deforestación a diferentes escalas y sus consecuencias	9
1.2 Especificidades del área de estudio	11
1.2.1 Clima, ambientes y comunidades vegetales características de la Cuña Boscosa Santafesina	14
1.2.2 Usos del territorio	15
1.3 Fragmentación y sus efectos	17
1.4 Estado de conservación instantáneo	20
1.5 Ecología del paisaje.....	21
1.6 La teledetección y los Sistemas de Información Geográfica como herramientas para estudios de ecología del paisaje	23
1.8 Hipótesis y objetivo.....	25
2. MATERIALES Y MÉTODO	27
2.1 Ubicación y delimitación geográfica del área de estudio	27
2.2 Geoprocesamiento de imágenes satelitales	29
2.3 Control de errores.....	34
2.4 Cálculo de métricas del paisaje y tasa de deforestación	36
2.5 Estimación del estado de conservación instantáneo	37
3. RESULTADOS	39
3.1 Mapas	39
3.2 Métricas del paisaje, fragmentación y tasa de deforestación anual para el período 1996-2016...59	
3.3 Métricas de parches y superficie boscosa para el año 2019.....	66
3.4 Control de errores.....	66
3.5 Estado de conservación instantáneo	67
4. DISCUSIÓN	71
4.1 Sobre las métricas y tasas de deforestación y su comparación con otros valores	71
4.2 Sobre el control de la clasificación de imágenes con datos tomados a campo	78
4.3 Sobre la metodología utilizada.....	78
4.4 Sobre el estado de conservación instantáneo	81
4.5 Análisis de normativa y propuestas en torno a áreas protegidas	82
5. CONCLUSIÓN	85
6. BIBLIOGRAFÍA	88
7. ANEXOS	97

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del área de estudio, la Cuña Boscosa Santafesina, en el Gran Chaco Americano. Fuente: elaboración propia.	13
Figura 2. Proceso de fragmentación y sus diferentes etapas. Para cada etapa se muestra a la izquierda la situación inicial y a la derecha la situación final. Los colores rojo, violeta y naranja muestran diferentes aperturas en el paisaje (perforación, incisión y disección, respectivamente). En las etapas sucesivas, el color verde representa la matriz mientras que el blanco, los parches. Fuente: elaboración propia a partir de esquema de Jaeger (2000).....	19
Figura 3. La hipótesis plantea un aumento de la cantidad de fragmentos de la Cuña Boscosa Santafesina, producto de una disminución de la superficie de bosque y una mayor atomización del paisaje en el período de estudio (1996-2016). a) Período inicial. b) Período final con un incremento de parches y atomización del paisaje. En diferentes tonalidades de verde se muestra cada uno de los diferentes fragmentos. Fuente: elaboración propia.	26
Figura 4. Límites de la Cuña Boscosa en la provincia de Santa Fe, Argentina. Imagen de base: Google Earth. Fuente: elaboración propia.	28
Figura 5. Puntos de validación de campo a lo largo y ancho de la Cuña Boscosa Santafesina. Se muestran las rutas por las que se realizó el recorrido y, de base, la clasificación de bosque del año 2019 con la que se comparó a los puntos relevados a campo. Fuente: elaboración propia.....	35
Figura 6. Imagen Landsat 5 (TM) path 227 row 79 del año 1996 recortada por el vector del área de estudio.	40
Figura 7. Imagen Landsat 5 (TM) path 227 row 80 del año 1996 recortada por el vector del área de estudio.	41
Figura 8. Imagen Landsat 5 (TM) path 227 row 81 del año 1996 recortada por el vector del área de estudio.	42
Figura 9. Recorte del mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 1999 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.....	43
Figura 10. Recorte del mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 2004 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.....	44
Figura 11. Recorte del mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 2008 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.....	45
Figura 12. Recorte del mosaico de imágenes Landsat 8 (OLI) del año 2013 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.....	46
Figura 13. Recorte del mosaico de imágenes Landsat 5 (OLI) del año 2016 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.....	47
Figura 14. Recorte del mosaico de imágenes Sentinel 2B (MSI) del año 2019 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.....	48
Figura 15. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 5 (TM) del año 1996.	49
Figura 16. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 5 (TM) del año 1999.	50
Figura 17. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 5 (TM) del año 2004.	51
Figura 18. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 5 (TM) del año 2008.	52
Figura 19. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 8 (OLI) del año 2013.	53
Figura 20. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 8 (OLI) del año 2016.	54

Figura 21. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Sentinel 2B (MSI) del año 2019.	55
Figura 22. a) Mosaico de imágenes Landsat para el año 2016 en composición falso color real. b) Clasificación que muestra clase “bosque” sobre el mosaico presentado en a).	56
Figura 23. a) Mosaico de imágenes Sentinel 2B para el año 2019 en composición infrarrojo falso color. b) Clasificación que muestra clase “bosque” sobre el mosaico presentado en a).	57
Figura 24. Ordenamiento Territorial de Bosque Nativo actualizado para el año 2013 en la Cuña Boscosa Santafesina.	58
Figura 25. Área cubierta por bosque en la Cuña Boscosa Santafesina durante los años del período de estudio (1996; 1999; 2004; 2008;2013; 2016; 2019). En gris, se muestran los años en los que se trabajó con imágenes de la serie Landsat y en celeste, con imágenes del satélite Sentinel 2B.	59
Figura 26. a) Áreas cubiertas por bosque en el norte de la región de estudio en el inicio del período de estudio (a) y al finalizarlo (b). Mapa base: Google Earth.	61
Figura 27. Coberturas boscosas de los diferentes años de manera superpuesta (en violeta el bosque en 1996; en verde el 1999; en magenta el 2004; en rojo el 2008; en azul el 2013; en amarillo el 2016) en un sector hacia el noreste de la Cuña Boscosa Santafesina.	65
Figura 28. Porcentaje de la deforestación para la producción de materias primas respecto de la deforestación total en el período 2001-2018 para Argentina y el mundo. Fuente: elaboración propia a partir de datos de Global Forest Watch (2020).	77
Figura 29. Imágenes Landsat 5 (TM) del año 1996 en diferentes composiciones de color. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.	97
Figura 30. Mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 1999. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.	98
Figura 31. Mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 2004. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.	99
Figura 32. Mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 2008. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.	100
Figura 33. Mosaico de imágenes Landsat 8 (OLI) del año 2013. En blanco el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.	101
Figura 34. Mosaico de imágenes Landsat 8 (OLI) del año 2016. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.	102
Figura 35. Mosaico de las imágenes Sentinel 2B del año 2019. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.	103

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ubicación geográfica y fecha de las imágenes satelitales de la serie Landsat utilizadas para el análisis de la deforestación y la fragmentación. Se muestran a qué satélite y sensor corresponden. Fuente: elaboración propia.....	30
Tabla 2. Reducción del área cubierta por bosque en la Cuña Boscosa Santafesina para los distintos períodos analizados (1996-1999; 1999-2004; 2004-2008; 2008-2013; 2013-2016).....	60
Tabla 3. Métricas de paisaje obtenidas para los parches cubiertos por bosque en la Cuña Boscosa Santafesina en los distintos años de estudio (1996, 1999, 2004, 2008, 2013 y 2016).	62
Tabla 4. Fragmentación en los bosques de la Cuña Boscosa Santafesina para todos los subperíodos de estudio (1996-1999; 1999-2004; 2004-2008; 2008-2013; 2013-2016). Cantidad de parches, tamaño de parches, perímetro total de parches, perímetro medio de parches y relación perímetro superficie de los parches. Entre paréntesis, los valores porcentuales de las variaciones absolutas de cada variable.	63
Tabla 5. Valores de tasas deforestación en la Cuña Boscosa Santafesina en todos los subperíodos de estudio (1996-1999; 1999-2004; 2004-2008; 2008-2013; 2013-2016) y en el período completo (1996-2016) calculadas a partir de los valores de superficie boscosa de los diferentes años.	66
Tabla 6. Matriz de confusión con exactitud de mapa, de campo, global, errores de comisión y omisión. B: clase ‘bosque’. NB: clase ‘no bosque’. En negrita, la cantidad de puntos de clase bosque y no bosque.	67
Tabla 7. Detalle del cálculo de los criterios que componen el estado de conservación instantáneo de la Cuña Boscosa Santafesina.....	68
Tabla 8. Comparación entre valores de tasa de deforestación (r) regionales, nacionales y globales. Los lugares marcados con asterisco (*) son aquellos cuyo r fue calculado a partir de valores iniciales y finales de superficie boscosa en un período dado. Aquellos que no lo tienen, fueron extraídos directamente sin necesidad de cálculo.	73

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, porque sin su aporte no estaría cerrando esta etapa.

A mis amigas y amigos, que de diferentes maneras me nutren y me incitan a conocer más y de diferentes maneras el mundo.

A mi compañero de vida, Ain, que me contagia y comparte su pasión.

A mi cohorte completa, los Linces, por la compañía infinita cada día de la carrera, por los aires de transformación que cada uno y cada una a su manera tiene, y por comprender en un largo camino cómo esta sociedad degrada los recursos naturales a su antojo (y por preguntarse y hacer que otros se pregunten por qué eso sucede). Pero particularmente, a las maestras fundadoras: Melisa, Evelyn, Sofía, Macarena. Las compañeras infinitas, las que no se cansan de plantar la semilla, las que aspiran a una sociedad muy parecida a la que aspiro. Y así me formaron, y me forman, y me empujan a descubrir un poco más de qué se trata esto de la vida académica, y siempre se empeñan en recordarme que en ciencia el primer paso siempre es el mismo: preguntarse por qué y para quién se hace.

Por último, a todas esas personas que no conozco personalmente pero que todos los días ponen al servicio de la comunidad su conocimiento generando software libre. A esos y esas que una vez más demuestran que la ciencia colaborativa no es sólo más solidaria, sino más eficiente, que la que nos hace competir.

RESUMEN

La deforestación y la fragmentación constituyen dos de las principales causas de pérdida de hábitat y de especies a nivel mundial, y generan numerosos conflictos socioambientales. La Cuña Boscosa Santafesina no ha estado exenta de estos fenómenos debido a que la explotación de sus recursos madereros, tanineros y, más recientemente, forrajeros, producen beneficios económicos significativos.

Son objetivos de la presente tesina evaluar la deforestación y fragmentación de la Cuña Boscosa Santafesina utilizando imágenes satelitales y Sistemas de Información Geográfica (SIG) y determinar el estado de conservación instantáneo de la misma. Para lo primero, se clasificaron imágenes provenientes de la misión Landsat de seis años diferentes, desde 1996 hasta 2016. Mediante su clasificación se obtuvieron mapas de bosque a los que se le calcularon métricas que permitieron conocer las dinámicas de los parches forestales y la tasa de deforestación porcentual anual. Además, se obtuvieron métricas que describen a los parches y se estimó la superficie ocupada por bosques para el año 2019 con imágenes del satélite Sentinel 2B, que posee una resolución espacial superior, y se calculó la exactitud global de la clasificación de las mismas. Para el segundo objetivo se calcularon los valores de los criterios necesarios para describir el estado de conservación instantáneo de la región en estudio.

Los resultados reflejaron que en el periodo temporal analizado se han perdido más de 106.000ha (hectáreas), lo que supone el 17,04 % de la superficie ocupada por bosques del área de estudio, a una tasa de -0,93% promedio anual. Además, se verificó el resultado de cantidad de superficie boscosa del último año con una exactitud global del 94%. Asimismo, se determinó que el estado de conservación instantáneo de la Cuña Boscosa Santafesina según las categorías de la Unión Internacional de la Conservación de la Naturaleza (UICN) se corresponde con la condición “vulnerable”.

Las conclusiones elaboradas por esta tesina quieren aportar a recomendaciones de conservación que no se enfoquen únicamente en crear áreas relictuales de reservas, sino en mantener la biodiversidad en la totalidad del paisaje.

PALABRAS CLAVE: deforestación, estado de conservación instantáneo, fragmentación, SIG, teledetección.

ABSTRACT

Deforestation and fragmentation are two of the main causes of habitat and species loss worldwide, and they also produce loads of social and environmental conflicts. The Cuña Boscosa Santafesina has not been exempt from both phenomenon, because of the exploitation of its timber, tannery and, more recently, forage resources, which produce significant economic surpluses.

The objectives of this thesis are to evaluate deforestation and fragmentation in the Santa Fe Forest Wedge using satellite images and Geographical Information System (GIS) and to identify the instantaneous conservation status of the region under study. In order to do so, images from the Landsat satellite from six different years were classified, from 1996 to 2016. Through their classification, forest maps were obtained and metrics were calculated, letting know the dynamics of the forest patches and the annual percentage of deforestation rate. In addition, metrics of patches and forest area for the year 2019 were estimated with images from the Sentinel 2B satellite, which has a superior spatial resolution, and the global accuracy of the classification was calculated. For the second objective, the values of the necessary criteria of the instantaneous state of conservation of the region under study were described.

The results reflected that in the analyzed period more than 106.000 ha (hectares) have been lost, which represents 17,04% of the area occupied by forests in the study area, at a rate of -0,93% annual average. In addition, the deforestation results of the last year were verified with an accuracy of 94%. Finally, it was determined that the instantaneous conservation status of the Santa Fe Forest Wedge, according to the categories of the International Union for Conservation of Nature (IUCN), corresponds to “vulnerable”.

The conclusions drawn by this thesis want to contribute to conservation recommendations that do not focus only on creating relict areas of reserves, but on maintaining biodiversity in the entire landscape.

KEYWORDS: deforestation, fragmentation, GIS, instantaneous state of conservation, remote sensing.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Deforestación a diferentes escalas y sus consecuencias

Las sociedades humanas han establecido a lo largo de la historia diferentes relaciones con sus espacios materiales de vida. Las mismas han transformado el entorno en mayor o menor medida en función de las diferentes maneras en que se han apropiado de la naturaleza y los recursos (Godelier, 1989).

Particularmente, desde la revolución industrial, la explotación se ha profundizado y el avance sobre los paisajes naturales se ha incrementado exponencialmente y con ello, los cambios en el uso del suelo (Meadows et al., 1972). Esta misma explotación acelerada ha generado cambios sustanciales en ciclos de elementos como el carbono, llevando a un aumento de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera y al consiguiente calentamiento global. De hecho, solo la pérdida bruta de cubierta forestal tropical fue responsable del 7 al 14% de la emisión de gases de efecto invernadero en el período 2000-2005 (Harris et al., 2012).

Los cambios en el uso del territorio y el aprovechamiento de los bienes y servicios de los ecosistemas pueden afectar significativamente las funciones ecosistémicas tanto en escalas regionales como globales (Foley et al., 2005). De manera simultánea a estos procesos de disminución de las funciones ecosistémicas, y paradójicamente, la humanidad se ha vuelto dependiente de una parte cada vez mayor de los recursos de la biósfera (Vitousek et al., 1986).

Uno de los biomas más afectados por el avance sobre el medio natural lo comprenden los bosques. A escala mundial, desde el 2000 al 2012 se perdieron 230 millones de hectáreas (M ha) (Hansen et al., 2013). Esta cifra representa una proporción importante -entre el 21 y el 33%- respecto de lo deforestado en los últimos 300 años, que ronda los valores de 700 a 1.100 M ha (Foley et al., 2005). Datos más recientes muestran que desde 2001 a 2019, se produjo una pérdida de 386 M ha (9,7% del total) de cubierta arbórea a nivel mundial, equivalente a una reducción del 9.7% de la cubierta arbórea desde el año 2000 y a 105 Gt de emisiones de CO₂ (Global Forest Watch, 2020).

Una de las consecuencias de la deforestación es la pérdida de hábitat, principal causa de la aceleración en la tasa de extinción de especies (Noss y Coperrider, 1994; PNUMA, 2005). De hecho, muchos científicos sostienen que la Tierra está enfrentando la mayor extinción de los últimos 65 millones de años (Wilson, 1992). Además, se prevé que en los próximos 100 años la tasa de extinción de los grupos de vertebrados podría ascender entre un 15 y un 20 por ciento (Mace, 1994), fenómeno que supone consecuencias negativas para la sociedad dado que

la biodiversidad juega un rol importante condicionando la capacidad de los ecosistemas para proveer bienes y servicios (Díaz et al., 2018).

Entre los bosques tropicales, los mayores valores de deforestación corresponden a los bosques secos subtropicales de América del Sur, que presentaron la mayor tasa de deforestación, debido a la pérdida registrada en la región del Gran Chaco (*sensu* Prado, 1993), en gran medida por la expansión recientemente acelerada de la ganadería y el cultivo de soja. De hecho, después de Brasil (segundo país con mayor deforestación bruta mundial), dos de los países que comprenden a la región del Chaco, Paraguay y Argentina, ocupan los siguientes lugares en la cantidad de superficie perdida en el período 2000-2012 a nivel mundial (Hansen et al., 2013).

Puntualmente, Argentina no solo ha sufrido pérdida de superficie forestal en la parte ocupada por el Chaco, sino también en otras regiones boscosas como El Espinal y Las Yungas (Adámoli et al., 2011). Este fenómeno no es reciente, ya que registros de principio del siglo XX indican una pérdida de bosques de 69,4 M ha solamente desde el año 1915 hasta 1937 (al principio de dicho período había 106.888.400 ha registradas y al final, 37.535.306 ha), lo que constituyó una reducción del 70 % de la superficie boscosa, con un promedio anual de más de tres millones de hectáreas (Cozzo, 1967). Desde 1977 a 2010 se perdieron seis millones de hectáreas de bosques, y en total, más de siete millones y medio de hectáreas de ambientes nativos para su conversión en agroecosistemas (Adámoli et al., 2011). En las últimas dos décadas (período 2001-2019) Argentina perdió casi seis millones de hectáreas de cobertura arbórea (Global Forest Watch, 2020).

En este contexto, el mayor proceso de expansión de la frontera agrícola –alrededor del 90% total- lo sufrió la región chaqueña constituyendo uno de los mayores problemas ambientales del país (Adámoli et al., 2011). Esta región fue destacada por Bertonatti y Corcuera (2000) como la más importante de Argentina en términos de conservación ya que alberga una gran biodiversidad (es la tercera región del país con mayor biodiversidad, luego de la selva misionera y las Yungas), incluidas muchas especies endémicas. Sin embargo, solo el 9% del Chaco está actualmente protegido, razón por la que es una de las ecorregiones más amenazadas a nivel mundial (Kuemmerle et al., 2017).

En toda la región chaqueña argentina el avance de la deforestación ha sido motivado o impulsado por la disponibilidad de recursos forestales como los quebrachos (*Schinopsis balansae* Engl., *S. lorentzii* (Griseb.) Engl. y *S. heterophylla* Ragonese & J. Castillo) y otras materias primas, en lo que se denominó “las diez etapas de uso de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco” (Morello et al., 2005). Particularmente, los

quebrachales tienen una gran extensión en el norte del país y por la larga historia de explotación indiscriminada, en Argentina se han categorizado como “en peligro” (Chebez, 1984).

Por otro lado, la disminución de superficie boscosa en esta región ha estado estrictamente relacionada con afectaciones socio-económicas. Se estima que hay aproximadamente 2.791.302 ha con problemáticas relacionadas a la tenencia de la tierra en la región del Chaco argentino, y que involucran a campesinos e indígenas con muy baja dotación de capital y con pequeños predios (el 57 % de las familias en conflicto poseen, en promedio, menos de 100 ha, y el 95 % no supera las 400 ha) (REDAF, 2013). Otros conflictos vinculados a la deforestación fueron los procesos de descapitalización de pequeños productores, disminución en la calidad de vida, éxodo rural a los suburbios de las grandes ciudades, con la consiguiente centralización demográfica (Morello et al., 2005), y concentración de la tierra (Lazzarini, 2004). Este último fenómeno se ha dado fuertemente en la provincia de Santa Fe, donde los establecimientos agropecuarios (EAPs) en el año 1988 fueron 37.029 con un área promedio de 299 ha y 12 años después se redujo la cantidad a 27.795 EAPs, con un promedio de 396 ha (Lazzarini, 2004). Los datos del pasado reciente indican una profundización de este proceso: en el 2018 había 26.707 EAPs con un promedio de 406 ha (INDEC, 2019).

En el norte de Santa Fe la ganadería se ha incrementado en los últimos años (las cabezas de ganado vacuno pasaron de 5.303.472 en 2002 a 6.203.489 en el 2008, lo que implica un incremento de casi el 17% en seis años) (IPEC, 2020). Sin embargo, el incremento de la superficie de tierra ocupadas por la agricultura y la ganadería en el norte de Santa Fe no se ha dado en proporciones iguales en todo el territorio. El mismo ha sido sometido a diferentes historias de uso: la dorsal oriental santafesina, región históricamente agrícola, donde las tierras aptas están ocupadas desde principios del siglo XX, la región boscosa del Chaco Interior, en la que se incrementó significativamente el uso agrícola en la última década del siglo pasado, y la Cuña Boscosa Santafesina, que por tener suelos más pesados e inundables el uso es en gran parte ganadero, por lo que la expansión registrada correspondería a pasturas cultivadas (Torrella et al., 2005). Por este motivo se redujo la superficie de quebrachales en la Cuña Boscosa, con la cual aumentó la superficie de pastizales y salitrales en detrimento de comunidades arbóreas (Carnevale et al., 2009). Esta disminución de la superficie cubierta por bosque produjo un alto grado de fragmentación y deterioro (Alzugaray et al., 2006; Carnevale et al., 2007).

1.2 Especificidades del área de estudio

La Cuña Boscosa Santafesina es el área de estudio de la presente tesina. La misma es una región que se encuentra en una franja oriental en el sudoeste del Chaco (Burkart et al.,

1999), entre los Bajos Submeridionales y la planicie aluvial del Paraná. En un contexto regional, se encuentra al sudoeste del Gran Chaco Americano (Figura 1).

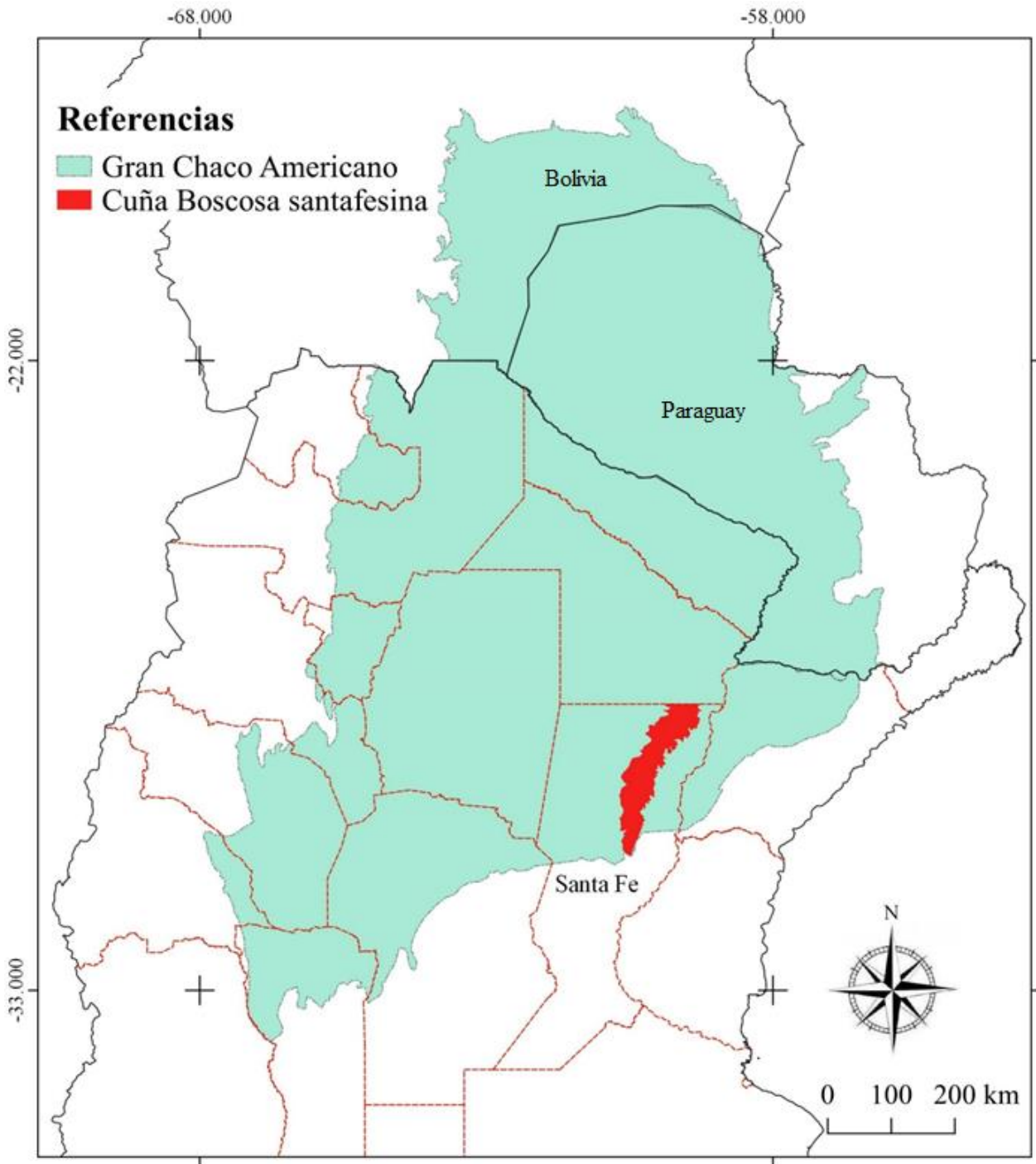


Figura 1. Ubicación del área de estudio, la Cuña Boscosa Santafesina, en el Gran Chaco Americano. Fuente: elaboración propia.

1.2.1 Clima, ambientes y comunidades vegetales características de la Cuña Boscosa Santafesina

El clima es templado-cálido y húmedo, sus precipitaciones son estivales, con valores que oscilan entre 800 a más de 1000 milímetros (mm) anuales y presenta una estación seca invernal que no es constante (Bruniard, 1978).

La región está atravesada por diversos tributarios del Paraná, que, por su topografía, corren de noroeste a sudeste (Bruniard, 1978). Entre los arroyos que se extienden por su superficie se encuentran Los Amores, Las Garzas, Del Rey y Malabrigo, con desembocadura directa al Paraná y los arroyos El Toba y Espín que llegan a éste por medio del arroyo Saladillo Amargo. Hacia el oeste, descarga aguas en el Arroyo Golondrinas por vías de escurrimiento más difusas como las cañadas La Sarnosita, Los Perros, El Gateado y la Guampita. El drenaje es lento y el microrrelieve hace que sea susceptible de anegamiento, lo que permite que en época estival gran parte del área permanezca inundada (Lewis y Pire, 1981). De hecho, sus suelos tienen drenaje imperfecto, son pesados y a veces salinos (INTA, 1982). Entre ellos y a nivel de gran grupo, existen Argiudoles vérticos y ácuicos, Argialboles y Argiacuoles, aunque también en diversas áreas se presentan suelos halohidromórficos como Natracuoles, Natralboles y Natracualfes (Manzi, 1986).

Las comunidades vegetales varían según el tipo de suelo que habitan, los cuales tienen gran heterogeneidad conferida por la salinidad y humedad del suelo, ambas características asociadas a su posición en el relieve. La vegetación dominante es un bosque xerofítico. En los sectores más altos se encuentran bosques florísticamente más ricos, y en las zonas un tanto más bajas se sitúan los quebrachales de *S. balansae*, especie que, según múltiples autores, tiene su óptimo ecológico en la Cuña Boscosa (Morello y Adámoli, 1968). Esta es una especie característica en dos de las formaciones vegetales, el monte fuerte y el quebrachal, y puede llegar hasta los 25 metros (m) de altura formando parte del estrato arbóreo más alto (Lewis y Pire, 1981).

Los bosques de quebrachos en esta región se caracterizan por ser abiertos y por desarrollarse sobre suelos salino-alcálinos, de bajo espesor, poca materia orgánica y horizontes subsuperficiales saturados con sodio (Lewis y Pire, 1981). Además, en algunos bosques de la Cuña Boscosa Santafesina como el bosque alto y el quebrachal, existen un estrato arbustivo y otro herbáceo con bromeliáceas como *Aechmea distichantha* Lem. y *Bromelia serra* Griseb., aunque se hallan pocas lianas y epífitas. Los suelos más bajos, por su parte, poseen como especie dominante *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron. Además, otras comunidades de menor superficie la constituyen los bosques y sabanas asociados a esteros y a las vías de escurrimiento, y como especies predominantes se encuentran *Vachellia caven*

(Molina) Seigler & Ebinger y *Copernicia alba* Morong. En suelos salinos existen los cardonales (*Cereus coryne* Salm-Dyck) con presencia de *P. nigra*, *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltld. y arbustos como *Maytenus vitis-idaea* Griseb. y *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg. (Lewis y Pire, 1981).

Otra característica de la Cuña Boscosa Santafesina es la presencia de abras, o islas de pastizal entre las cubiertas forestales. En estas abras habitan gramíneas como *Pennisetum frutescens* Leeke., *Leptochloa chloridiformis* (Hack. ex Stuck.) Parodi, *Elionurus muticus* (Spreng.) Kuntze, *Paspalum simplex* Morong, entre otras (Morello y Adámoli, 1974). Estas comunidades también están influenciadas por el relieve, por lo que su distribución espacial varía en parte en función de éste. En las zonas más bajas habitan comunidades de *Paspalum intermedium* Munro ex Morong & Britton, *Sporobolus spartinae* (Trin.) P.M.Peterson & Saarela. o *Coleataenia prionitis* (Nees) Soreng. En las más altas la especie dominante puede ser *Sorghastrum agrostoides* (Speg.) Hitchc., *E. muticus* o *L. chloridiformis*. En los bajos salinos, en cambio, son característicos los pastizales con la especie dominante *S. spartinae* (SAyDS, 2005).

1.2.2 Usos del territorio

Los recursos de la Cuña Boscosa Santafesina se han explotado desde la colonia (Barrett, 1998; Carnevale et al., 2007). En primer lugar, para leña y taninos y más recientemente (desde principios del siglo XX), para la cría de ganado (Carnevale et al., 2007). El uso insustentable de este ambiente se intensificó de manera indiscriminada desde mediados del siglo XIX (entre 1860 y 1880), sobre todo para el aprovechamiento de los quebrachales de *S. balansae*, convirtiendo a Argentina en esa época en el mayor productor de tanino (“el oro rojo”) del mundo (Zarrilli, 2018).

Luego, en la primera mitad del siglo XX comenzó la construcción de vías férreas, por lo que la adquisición de madera se vio acelerada. Además, se la utilizó para postes de alambrados, vigas, pilotes, adoquines, entre otros, así como para leña y carbón (Barrett, 1998). El proceso fue encabezado por una compañía de explotación forestal, denominada “La Forestal”, con un objetivo de enriquecimiento a corto plazo. Su método consistía en extraer los mejores individuos, por lo que para la repoblación quedaban los árboles más viejos y enfermos. A las pocas décadas, cuando se fue agotando el recurso, se dejó una gran cantidad de trabajadores desocupados y siete millones y medio de hectáreas de quebrachales menos en la totalidad del Chaco Húmedo. En 1926 La Forestal comenzó a vender sus tierras en una

transición acelerada que decantó en que dos décadas más tarde sólo conservara 90.000 ha de las 2,32 M ha que había tenido. Por otro lado, gran parte de los ferrocarriles particulares quedaron obsoletos, siendo la ganadería la actividad que pasó a ocupar el territorio en las áreas anteriormente explotadas para madera (Zarrilli, 2008). Además, las áreas relictuales de bosque se encontraban muy fragmentadas y deterioradas (Morello y Mateucci, 1999), convertidas en bosques secundarios. Esta etapa estuvo caracterizada por la extracción de árboles por parte de compañías transnacionales con la consiguiente expulsión indígena, la explotación de trabajadores, la presencia humana precaria y la aplicación de la ley del más fuerte, procesos garantizados por el Estado entre los años 1880 y 1950 (Zarrilli, 2018). Según los registros de Meyer (1937) y Ragonese y Covas (1940), para las décadas de 1930 y 1940 la Cuña Boscosa Santafesina habría sido una de las áreas más afectadas por el proceso de extracción de las empresas, quedando áreas de bosque muy reducidas respecto a lo que había originalmente.

Al finalizar esta etapa, en las últimas décadas de la primera mitad del siglo XX la ganadería ocupaba las tierras que iban siendo liberadas por La Forestal. Para la segunda mitad del siglo XX, se inicia una nueva etapa de explotación vinculada a la ‘pampeanización’. En esta etapa, el modelo productivo de la región pampeana se consolidaba en las ecorregiones circundantes como el Espinal, los Bajos Submeridionales, la Pampa Deprimida y la Cuña Boscosa Santafesina (Zarrilli, 2018).

Este fenómeno se acentuó en la década del 90, en la cual Argentina casi triplicó el volumen de sus cosechas de diversos granos (Zarrilli, 2018). En la Cuña Boscosa Santafesina, el efecto de la expansión de la ganadería (producida por el avance de la frontera agrícola) ha producido, de 1976 hasta el 2005 la pérdida de 420.000 ha de bosque, lo que implica una tasa porcentual de deforestación promedio anual de -2,63 % (Carnevale et al., 2009). Bercovich (2000) reafirma esta realidad, diferenciando el primer período de avance ganadero con el segundo, en el cual destaca que el incremento de las áreas agrícolas desplazó la actividad ganadera hacia áreas boscosas, constituyéndose estos como los ecosistemas de uso más marginal. De hecho, las cabezas de ganado bovino, en el departamento de Vera (el cual está casi en su totalidad ocupado por la Cuña Boscosa) pasaron de 637.193 a 773.708 de 2002 a 2008, lo que supone un 21% de incremento en 6 años (IPEC, 2020).

Además de la deforestación, la degradación es otro proceso que implica el deterioro del bosque. La misma consiste en la pérdida de biomasa y da como resultado un bosque empobrecido en términos de su estructura y su diversidad. Este fenómeno se da a una velocidad significativamente mayor que la pérdida de superficie debida a la deforestación. Sin embargo, al ser un proceso menos impactante a simple vista no recibe la atención que merece (Zarrilli, 2018). La ganadería dentro del bosque es un factor relevante en la degradación (Ragonese y

Covas, 1940; Simón et al., 1998; Dieringer, 2003; Brassiolo y Grulke, 2015), forma predominante de transformación de los bosques de la Cuña Boscosa Santafesina (Torrella et al., 2005). A diferencia de los bosques que son removidos en su totalidad para el cultivo de cereales u oleaginosas, la extracción de ejemplares leñosos no es total, sino más bien paulatina. El motivo por el que no existe parcelación como en sectores del Chaco Interior (Adámoli et al., 2011) o en el bosque de los tres quebrachos (Torrella, 2014), es porque no son zonas aptas para la actividad agrícola, dado que presentan suelos más pesados e inundables, con condiciones físicas limitantes (Lewis y Pire, 1981).

A la actividad ganadera en el área de estudio se le suma que en el presente sigue vigente la explotación de los bosques de quebracho colorado para el aprovechamiento de la madera. Según reportes del Anuario de Estadísticas Forestales de la Nación, para el departamento Vera, la extracción de leña para la temporada 2017/2018 fue de 3500 toneladas (tn) y la de carbón de 1300 tn (SAyDS, 2019). Sin embargo, hay gran heterogeneidad en los registros ya que Zarrilli (2018) manifiesta que en la Cuña Boscosa son usadas unas 300.000 tn anuales de leña por los pobladores y 450.000 tn más son empleadas por las diferentes industrias de la zona.

1.3 Fragmentación y sus efectos

Los mencionados avances sobre los hábitats naturales han generado una atomización del paisaje creando parches cada vez más pequeños. Dicho fenómeno se conoce como **fragmentación**. La misma consiste en una división progresiva del hábitat en fragmentos que van disminuyendo su tamaño, quedando un hábitat con una matriz muy diferente a la que existía originalmente, usualmente muy degradada. Esta pérdida en la continuidad de un ecosistema produce cambios biogeográficos importantes además de alteraciones en la estructura de las poblaciones y comunidades de plantas y animales y en el ambiente físico de los parches remanentes, afectando su funcionamiento (Saunders et al., 1991). Si bien la fragmentación y la pérdida de hábitat no son sinónimos, se dan juntos en el tiempo y en el espacio (McGarigal y Cushman, 2002). De hecho, hay autores como Fahrig (2003) que advierten que en reiteradas ocasiones se confunde la reducción con el cambio de configuración del hábitat. Esta advertencia no debe ocultar que, para que exista fragmentación, debe haber una reducción del área considerada. Para eso, el autor realiza la siguiente comparación: cuando un jarrón de porcelana está fragmentado o resquebrajado, la cantidad de porcelana permanece constante. Sin embargo, la fragmentación del hábitat generalmente ocurre a través de un proceso de eliminación del

mismo, porque el área total en consideración permanece constante mientras que el área total del hábitat se reduce.

Este proceso afecta el tamaño y la cantidad de parches de los paisajes, por lo que, en resumen, hay dos variables que son las primeras en verse afectadas cuando ocurre este fenómeno: el número de parches y su conectividad. La mayor conectividad existe si los parches están suficientemente cerca como para permitir que los individuos de especies animales se puedan mover de un lado a otro y el polen y las semillas de las especies vegetales puedan ser dispersados (Alzugaray, 2018), por lo que la misma está inversamente relacionada con el proceso de fragmentación (Etter, 1991). Como las isletas se vuelven más pequeñas, tienen mayor proporción de borde en relación a la superficie. Cuando esto sucede, se considera que el ambiente se vuelve más vulnerable (Adámoli et al., 2011). En otras palabras, al ser mayor la proporción de borde respecto de la superficie, la influencia de las condiciones físicas externas es mayor sobre el ambiente que se encuentra contenido en él. El borde no es solo la línea neta sino la zona de transición, cuyas propiedades (ancho, contenido, contraste, irregularidad) determinan el flujo de materia y energía hacia y desde el parche (Mateucci, 2004). De hecho, existen especies que son típicas de borde, e incluso algunos autores advierten que los procesos ecológicos más relevantes se dan en estas áreas de tensión ecológica. Los impactos del mismo sobre la biota dependerán del aislamiento del fragmento, el tamaño, la forma y de la distancia a otros (Etter, 1991). Por otro lado, las características de las especies de borde suelen ser muy diferentes a las del interior del parche (Mateucci, 2004).

Numerosos estudios documentan los impactos negativos de la fragmentación en los ecosistemas (McGarigal y Cushman, 2002) sobre la diversidad de especies (Collins et al., 2009), la calidad fisiológica, el vigor y poder germinativo de las semillas (Alzugaray, 2018), la recolonización de especies después de las extinciones (Etter, 1991), el reclutamiento de árboles cuyas semillas son dispersadas por animales (Cordeiro y Howe, 2001), la diversidad de aves (Deconchat et al., 2009), la biodiversidad genética (Eckert y Vines, 2007; Aguilar et al., 2008; Kramer et al., 2008), la biodiversidad específica (Fahrig, 2003), la diversidad genética de polinizadores particularmente (Golden y Crist, 2000; Goverde et al., 2002), el rango espacial de especies forestales (Honnay et al., 2002), la conservación de especies forestales (Mandjuano y Rodríguez, 2006) y el aumento del riesgo de extinción de especies (Lees y Peres, 2008). Además, la disminución del tamaño de los parches producto de la fragmentación disminuye la probabilidad de recombinación genética, modifica las interacciones interespecíficas, incrementa la vulnerabilidad a perturbaciones naturales, disminuye la tasa de natalidad, entre otras (Mateucci, 2004).

En general, a lo largo del proceso de fragmentación se pueden distinguir una serie de etapas (Figura 2), que pueden darse en simultáneo o algunas, incluso, pueden no estar. Existen casos en los que es muy difícil determinar el momento en el que comenzó el proceso de fragmentación, por ejemplo, si ocurre una regeneración del bosque luego del impacto y el reinicio del proceso nuevamente (Jaeger, 2000). Las etapas son perforación, incisión, disección, disipación, encogimiento o contracción y eliminación.

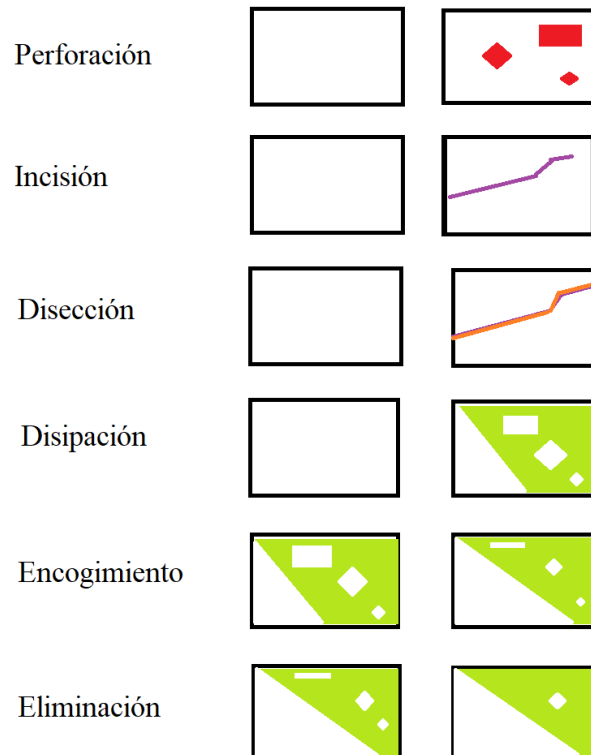


Figura 2. Proceso de fragmentación y sus diferentes etapas. Para cada etapa se muestra a la izquierda la situación inicial y a la derecha la situación final. Los colores rojo, violeta y naranja muestran diferentes aperturas en el paisaje (perforación, incisión y disección, respectivamente). En las etapas sucesivas, el color verde representa la matriz mientras que el blanco, los parches. Fuente: elaboración propia a partir de esquema de Jaeger (2000).

Las alteraciones en la disposición de los parches generada por acción antrópica que se observan a lo largo de este proceso tienen gran impacto en la biodiversidad. Sin embargo, no deben ser los únicos indicadores a utilizar para conocer los efectos de la fragmentación del hábitat. Por lo tanto, es de gran importancia encontrar variables medibles para el monitoreo de la biodiversidad (Noss, 1990). Vale aclarar además que, desde el punto de vista de la conservación, en estas variables de monitoreo no es la disposición natural de los fragmentos la que interesa sino la segmentación adicional por causas antrópicas. De hecho, la fragmentación del paisaje que comprende barreras naturales (por ejemplo, contra la dispersión de animales, como los ríos) se denomina fragmentación geogénica (Jaeger, 2000).

1.4 Estado de conservación instantáneo

Una de las herramientas utilizadas para evaluar aspectos vinculados a la conservación de las ecorregiones es el cálculo del **estado de conservación instantáneo**. El mismo se determina sumando valores numéricos referidos a cinco características de paisaje: pérdida de hábitat original, número de grandes áreas de hábitat original remanente, grado de fragmentación y degradación, tasa de conversión del hábitat remanente, y grado de protección (Dinerstein et al., 1995). La cuantificación de esas variables llega a un valor que oscila entre 0 y 100 para luego asignarle una categoría de conservación de la Unión Internacional por la Conservación de la Naturaleza (UICN). Las mismas son: extinta, crítica (I), en peligro (II), vulnerable (III), relativamente estable (IV) y relativamente intacta (V). La ubicación de la ecorregión en alguna de estas categorías permite dar cuenta del mantenimiento de los procesos ecológicos y evolutivos, el mantenimiento de poblaciones viables de especies y la conservación de áreas lo suficientemente grandes de hábitat que sean capaces de responder a perturbaciones de gran escala (Dinerstein et al., 1995).

Particularmente, los componentes del estado de conservación instantáneo son fieles indicadores de la persistencia de componentes importantes de la biodiversidad en el tiempo (por ejemplo, especies claves raras) y del mantenimiento de procesos ecológicos (Dinerstein et al., 1995). Por otro lado, estos autores hacen énfasis en que su cálculo a una escala intrarregional resulta esencial, necesario y relevante. El estado de conservación instantáneo busca que los proyectos de conservación trasciendan la nominación de las regiones como “Hotspots” o “Sitios Clave” que solamente tienen en cuenta la composición de especies. Además, las metodologías como “Sitios Clave” y “Megadiversidad” no han tenido como objetivo mantener una representación de todos los ecosistemas o hábitat, sino la conservación de especies características de ciertos espacios. El método de obtención del estado de conservación instantáneo está basado en metas aceptadas por la biología de la conservación y por la ecología del paisaje, ya que constituye un puntapié para analizar las prioridades de conservación (Noss, 1992).

El criterio uno es “pérdida total de hábitat”. Esta ha sido catalogada como la principal causante de reducción y pérdida de poblaciones terrestres, especies y ecosistemas. La reducción de la biodiversidad que causa la pérdida de hábitat puede llevar a la disminución del tamaño del área por debajo del área mínima de supervivencia, y por la fragmentación del hábitat, aspectos que se consideran en los criterios dos y tres, respectivamente (Dinerstein et al., 1995).

El criterio dos se denomina “bloques de hábitat”. Este parámetro mide cuántos bloques mayores a una determinada superficie (la cual depende del tamaño del área de estudio) quedan

remanentes al final del período considerado. Lo que intenta poner en evidencia es que la dinámica de poblaciones y ecosistemas necesitan una determinada cantidad de superficie mínima para funcionar naturalmente, y se basa en la teoría de la redundancia, que explicita que la presencia de tres o más bloques extensos incrementa significativamente las probabilidades de que el ecosistema persista en el tiempo (Dinerstein et al., 1995).

El criterio tres se denomina “fragmentación del hábitat”. Tiene en cuenta la cantidad de parches, su distancia, la relación perímetro superficie y la cantidad de área afectada por el borde. Este proceso coloca en peligro a muchas especies con bajas densidades poblacionales por lo que su cálculo es de gran importancia (de hecho, en el estudio de referencia se especifica que áreas menores a 10.000 ha no son aptas para mantener poblaciones de los vertebrados de mayor tamaño) (Dinerstein et al., 1995).

Estos tres primeros criterios son, según Dinerstein et al. (1995), los más importantes, por lo que su cálculo resulta imprescindible (no así los dos que siguen) y representan la mayor parte de los valores del estado de conservación instantáneo (el 80%).

El criterio cuatro es “conversión del hábitat”, y refiere a la tasa de conversión del hábitat. Los motivos por los que este indicador no es el más ponderado son: porque suele ser muy sensible a cambios pequeños en las actividades antrópicas y porque los efectos ecológicos asociados a las tasas de conversión varían significativamente. Sin embargo, completa y profundiza el análisis de fragmentación y pérdida de hábitat (Dinerstein et al., 1995).

Por último, el criterio cinco es “grado de protección”. En él se evalúa la conservación de fragmentos con un área mayor a un determinado valor. Cualquier área con alguna categoría de conservación es válida para ser tomada en cuenta para este criterio. Esta variable tampoco es de las que más peso relativo tiene (y por lo tanto no es considerada de las más importantes) porque la superficie protegida no refleja la extensión original del hábitat, ya que muchas áreas protegidas no están intactas y la mayoría son pequeñas (Dinerstein et al., 1995).

1.5 Ecología del paisaje

Los procesos descritos en los apartados 1.2.2 (Usos del territorio) y 1.3 (Fragmentación y sus efectos) son abordados de manera completa por la disciplina denominada **ecología del paisaje** (Wu y Hobbs, 2007). La misma estudia la relación entre el patrón espacial de los parches de distintos tipos de vegetación y los procesos ecológicos en una multitud de escalas y niveles organizativos de manera integrada. Un paisaje es un territorio en sentido geográfico, que resulta del conjunto de elementos espaciales ligados a relaciones de interdependencia (González Bernáldez, 1981). Fue Alexander von Humboldt quien utilizó el concepto de paisaje

por primera vez, adjudicándole el carácter íntegro de una porción de la Tierra. El mismo es dependiente de las relaciones que se dan entre sus componentes y está moldeado por la actividad humana. De hecho, más de la mitad de los ecosistemas terrestres son paisajes culturales, llamados de tal forma porque la actividad antrópica ha transformado su composición y procesos ecológicos significativamente (Etter, 1991). Sin embargo, por la amplitud del concepto ‘paisaje’, existen diversas acepciones. En términos más ambiguos, se define como ‘un área que es espacialmente heterogénea en al menos un factor de interés’ (Turner et al., 2001). Mateucci (2004) sugiere que un paisaje es aquel espacio que comparte el mismo conjunto de ecosistemas, usos de tierra, flujos o interacciones, tipo climático, geología y, además, tiene el mismo tipo de perturbación.

Para su estudio se tienen en cuenta tres aspectos generales que refieren a la estructura (configuraciones espaciales de los elementos), el funcionamiento (tipos de interacción entre los factores formadores) y la temporalidad (patrones de la dinámica de cambios de la estructura) (Etter, 1991).

Desde el punto de vista estructural (aunque también funcional), en un paisaje pueden reconocerse tres tipos de elementos espaciales: parches, corredores y la matriz (Forman y Godron, 1986). La matriz es la que mayor continuidad presenta y el elemento más abundante. Está altamente interconectada y circunda tanto a los parches como a los corredores. Estos últimos presentan una morfología lineal, y pueden cumplir la función de unir o de separar tipos de paisaje. Pueden ser naturales (por ejemplo, bosques en galería), los cuales están vinculados a los caminos de circulación de la fauna y a las redes de drenaje, o culturales (bordeando autopistas, caminos rurales, límite de propiedad privada, etc.) (Etter, 1991). Por último, los parches son aquellos cuya área es altamente variable, no tienen forma lineal y están “embebidos” en la matriz. Pueden tener orígenes naturales o antrópicos y su función depende de su tamaño, forma y propiedades de su borde (Forman, 1995). La dinámica de estos tres tipos de elementos del paisaje está vinculada con la sostenibilidad del mismo (Etter, 1991) y el patrón del paisaje resultante está vinculado a factores tanto biológicos como socioeconómicos (Helmer, 2000). De hecho, Calvet y Di Leo (2016 a, 2017 b) encontraron que los parches de vegetación que albergan mayor biodiversidad (cortinas, banquinas, taperas, bordos forestales u otros) que las áreas en las que se practica agricultura de la región núcleo de la llanura pampeana, muestran una situación comprometida, ya que se encuentran en una matriz muy antropizada y de extensión predominante. Estos parches poseen métricas del paisaje que manifiestan una muy baja proporción de comunidades de especies nativas respecto de la matriz, con una muy alta densidad de borde y, además, muy baja conectividad. El estudio sobre parches de vegetación fue realizado a escala departamental, demostrando que, en coincidencia con Aulló Maestro

(2013), en los casos en los que la escala de estudio del paisaje es extensa (*sensu* Mateucci, 2004), es más fácil, económico y rápido realizar este tipo de análisis con la información digital proveniente de sensores satelitales. Por lo tanto, para el estudio del paisaje la interpretación de imágenes satelitales es una herramienta básica (Etter, 1991). Si además se combina con un análisis de la dinámica de los parches y corredores puede ser posible comprender cuánto y de qué manera está impactando la fragmentación en el ambiente y determinar el estado de conservación instantáneo de una región.

1.6 La teledetección y los Sistemas de Información Geográfica como herramientas para estudios de ecología del paisaje

La **teledetección** o el sensoramiento remoto es la técnica por la cual se obtiene información de la superficie terrestre sin entrar en contacto con ella. Para que la observación remota pueda llevarse a cabo, la radiación electromagnética reflejada o emitida por los objetos debe interactuar con los sensores generando una imagen. Si estos sensores están montados sobre plataformas satelitales, los productos son imágenes satelitales. . Las mismas poseen cuatro resoluciones: espacial, espectral, radiométrica y temporal (Chuvienco, 2000).

Estas imágenes cuentan con ciertas ventajas vinculadas a su estructura y a su tamaño que hacen que sean una herramienta óptima para el monitoreo de la dinámica de paisaje. Por un lado, la revisita periódica sobre toda la superficie de la Tierra y por otro, la gran extensión que cubren, que hace que tengan menor costo por unidad de área que las fotografías aéreas (Mateucci, 2004).

Sumado a esto, gran cantidad de imágenes satelitales obtenidas a nivel mundial están disponibles de forma sistematizada y gratis para todos los usuarios de datos, incluido el público en general, usuarios científicos y comerciales. Entre ellas, las obtenidas de la serie de satélites de observación de la Tierra, Landsat, de la NASA / U.S.Geological Survey (Servicio Geológico de Estados Unidos), y las de los satélites Sentinel 2 de la Agencia Espacial Europea (ESA por sus siglas en inglés) , utilizadas en este trabajo. Además, muchas de ellas están disponibles en los sitios de descarga con correcciones atmosféricas, geométricas y radiométricas. De hecho, según el IGN España (2020), los servicios otorgados por el programa Copernicus de la Comisión Europea, que son considerados por la misma como “bienes públicos” (entre los que se encuentra la provisión de imágenes y productos corregidos de las misiones Sentinel 1 y 2), representan una instancia de democratización de la teledetección. Particularmente, estos son de

los satélites más nuevos, habiéndose lanzado en 2014, 2015 y 2017 (Sentinel 1, 2A y 2B, respectivamente) (ESA, 2020).

Sin embargo, los satélites de observación de la Tierra comenzaron mucho antes, en la década del 70, ya que la serie conjunta de satélites Landsat ha adquirido desde 1972 continuamente imágenes de la superficie terrestre. Desde el lanzamiento de su primer satélite Landsat 1 o ERTS 1 (Earth Resources Technology Satellite) la serie ha mejorado su resolución espacial de 60 a 30 m y la resolución espectral de 4 a 11 bandas. La periodicidad es de 16 días y el ancho de barrido es de 185 km (USGS, 2020).

Los satélites Sentinel 2 llevan una cámara multispectral (montada en el sensor MSI - Multi Spectral Instrument) de alta resolución, con 13 bandas espectrales (cuatro bandas de 10 m, seis bandas de 20 m y tres bandas de 60 m). La misión se basa en una constelación de dos satélites idénticos en la misma órbita, separados por 180 grados. Los mismos tienen un ancho de barrido de 290 km. Cada cinco días los satélites cubren todas las superficies terrestres siendo útil para cualquier monitoreo que implique observación terrestre, como las dinámicas forestales. Esta misión complementa productos de la serie Landsat (ESA, 2020).

En paralelo, el desarrollo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) ha sido clave para el geoprocesamiento de las imágenes satelitales. Los SIG consisten en un conjunto de algoritmos para acceder, analizar y sintetizar datos espaciales y sus atributos asociados (Chuvieco, 2000).

El procesamiento de imágenes satelitales multispectrales en entorno de los SIG permite monitorear las diferentes coberturas de suelo y los procesos que ocurren en ellas, son potenciales fuentes de información a gran escala, y resultan sumamente útiles para la generación de mapas; por lo tanto, son importantes insumos para la toma de decisiones (Jennings, 2000). Además, McGarigal y Cushman (2002), recomiendan la utilización de SIG para aportar a una mirada ecológica integral y destacan la importancia y la utilidad de que cada paisaje se pueda medir en función de ciertas variables de interés.

Precisamente, en el marco del desarrollo de los SIG se han creado complementos con funciones específicas. Entre ellos se encuentran los que permiten medir métricas de los parches con coberturas determinadas. Las mismas, denominadas métricas de paisaje, pueden ser utilizadas para describir y cuantificar la estructura de los paisajes. Su aplicabilidad es muy amplia, pudiéndose utilizar para el estudio de recursos hídricos, dinámica de biodiversidad, estructura urbana, infraestructura vial, entre otros (Uuemaa et al., 2009).

Las herramientas mencionadas sirven para entender los patrones espaciales de los cambios de uso de suelo y su relación con el proceso de fragmentación. Esto resulta crucial a la hora de generar planes de conservación de la biodiversidad, así como también para predecir

la dirección de los próximos cambios (Gasparri et al., 2015) y monitorear los efectos de las actividades humanas en su contexto espacial y temporal (Etter, 1991). Si bien no es suficiente para modelar o predecir cuál será la distribución futura de las comunidades forestales, es un recurso informativo imprescindible (Morello et al., 2005).

1.7 Formulación del problema

En base a la recopilación de antecedentes y el marco conceptual desarrollado en esta introducción, se identifica en la Cuña Boscosa Santafesina una problemática asociada a la hiperexplotación de sus recursos naturales con la consiguiente pérdida de hábitat y su fragmentación.

1.8 Hipótesis y objetivo

A partir del marco teórico enunciado precedentemente y del problema identificado, la **hipótesis** central de esta tesina es que en el período 1996-2019 la Cuña Boscosa Santafesina habría sufrido un proceso de deforestación. Si este fenómeno ha ocurrido, se predice que al final de este período habrá una menor cantidad de superficie boscosa, un aumento de la cantidad de fragmentos, una disminución del tamaño de los mismos y un aumento en su perímetro medio, con el incremento del efecto de borde en ellos. (Figura 3). Estos efectos se traducirían en un estado de conservación que podría comprometer a la viabilidad de las poblaciones en la región, el mantenimiento de los procesos ecológicos y la capacidad de responder a perturbaciones de estos ecosistemas, si no existe una protección apropiada.

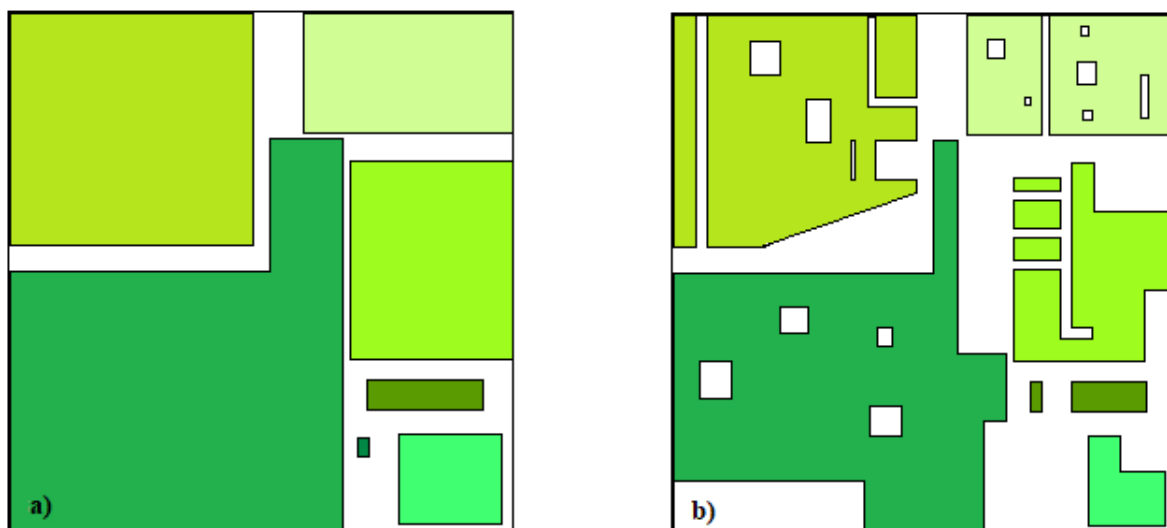


Figura 3. La hipótesis plantea un aumento de la cantidad de fragmentos de la Cuña Boscosa Santafesina, producto de una disminución de la superficie de bosque y una mayor atomización del paisaje en el período de estudio (1996-2016). a) Período inicial. b) Período final con un incremento de parches y atomización del paisaje. En diferentes tonalidades de verde se muestra cada uno de los diferentes fragmentos. Fuente: elaboración propia.

En base a esta hipótesis, el **objetivo general** es evaluar la dinámica del paisaje de la Cuña Boscosa Santafesina desde 1996 hasta el 2019 y determinar su estado de conservación instantáneo. Para cumplirlo se establecen los siguientes **objetivos específicos**:

1. Cuantificar las métricas del paisaje en el área de estudio desde 1996 al 2016 en los períodos 1996-1999; 1999-2004; 2004-2008; 2008-2013 y 2013-2016 (pérdida de área boscosa, superficie media de parche, perímetro medio de parche, número de parches, relación perímetro/superficie, perímetro total y porcentaje de área ocupada) y compararlas entre ellas.
2. Calcular la cantidad de bosque y las métricas de paisaje del año 2019 con una resolución espacial mayor que la de los años precedentes y calcular la exactitud del dato de cantidad de superficie boscosa para el mismo año.
3. Calcular las tasas de deforestación de cada período y de los 20 años de estudio.
4. Evaluar los cinco criterios (pérdida de hábitat, bloques de hábitat, fragmentación de hábitat, conversión de hábitat y grado de protección) para determinar el estado de conservación instantáneo de la Cuña Boscosa Santafesina.

2. MATERIALES Y MÉTODO

2.1 Ubicación y delimitación geográfica del área de estudio

La Cuña Boscosa se encuentra limitando al noreste con el dorso oriental en el que se ubican los bosques transicionales correspondientes a los Bosques Secos Estacionales Neotropicales (Prado, 1993) y donde también se ubica la planicie del paleocauce del río Paraná. Esto coincide con el criterio adoptado por Manzi (1986), Barberis et al. (2005) y Carnevale et al. (2007), quienes además remarcan que limita al oeste con los Bajos Submeridionales siendo la línea divisoria con éstos la cañada Golondrinas. Hacia el sur se extiende hasta la localidad de Gobernador Crespo (Iriondo, 1987) en un ecotono de gran superficie (Lewis y Pire, 1981). Por último, el límite norte es la localidad de Basaíl en la provincia del Chaco, muy próximo a la provincia de Santa Fe (a unos aproximadamente 10 km) (Lewis et al., 2005). Desde el punto de vista fitogeográfico, pertenece al distrito oriental de la provincia Chaqueña (Cabrera, 1971).

Con esta información bibliográfica consultada, se digitalizó vectorialmente el límite de la Cuña Boscosa Santafesina en formato *shapefile* (Figura 4).

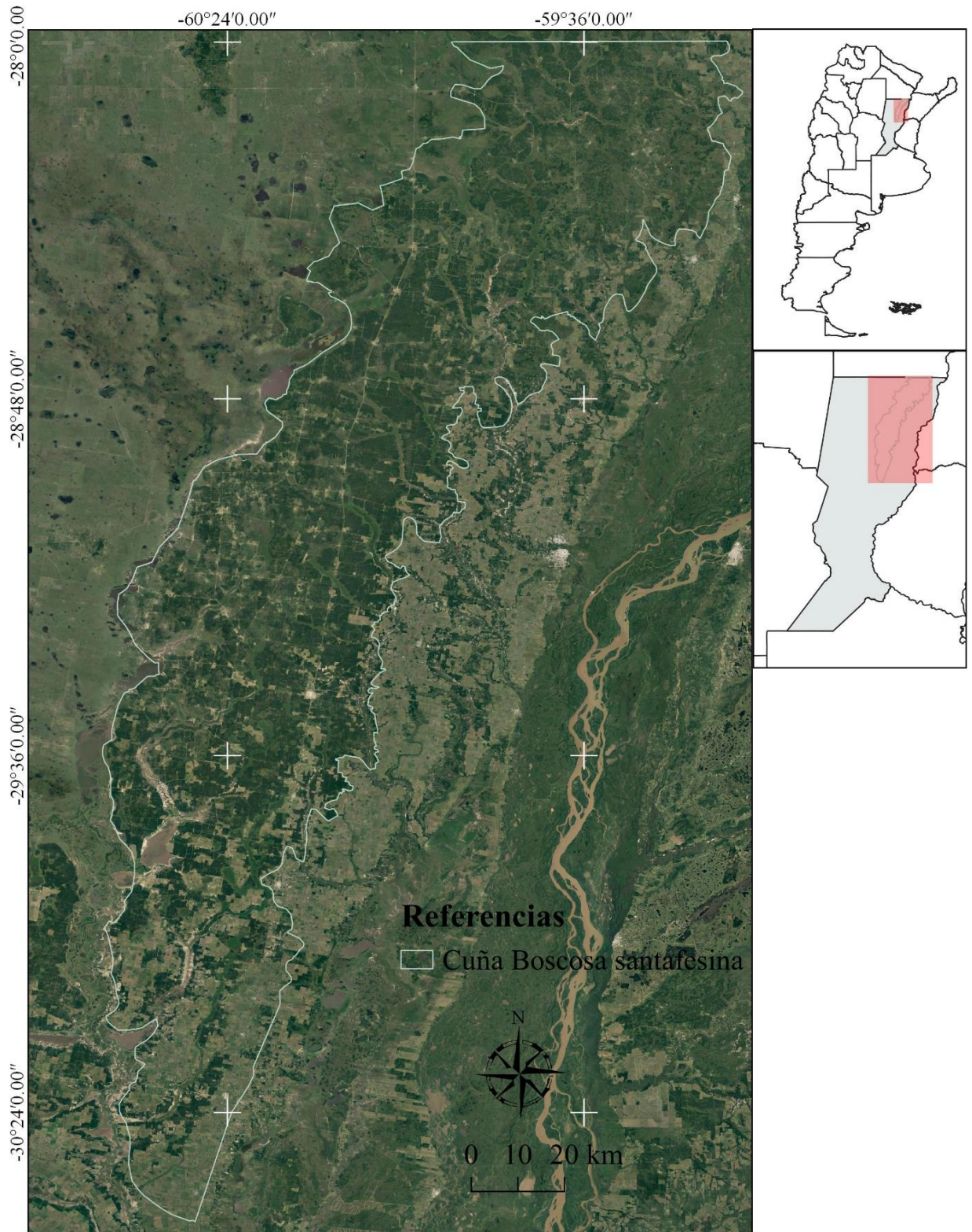


Figura 4. Límites de la Cuña Boscosa en la provincia de Santa Fe, Argentina. Imagen de base: Google Earth. Fuente: elaboración propia.

El área total de la Cuña Boscosa comprende 1.497.280 ha. La porción que se tomará en cuenta en el presente trabajo es la que corresponde jurisdiccionalmente a la provincia de Santa Fe, que constituye el 94,73 % del total de la Cuña, ocupando 1.388.340 ha. Esta área comprende parte de los departamentos de General Obligado, Vera, San Justo y San Javier. Se extiende desde los $-59^{\circ} 14' 24''$; $-28^{\circ} 6' 36''$ al este hasta los $-60^{\circ} 40' 48''$; $-29^{\circ} 15' 36''$ al oeste y desde las coordenadas $-60^{\circ} 28' 12''$; $-30^{\circ} 38' 24''$ al sur hasta el paralelo $-27^{\circ} 59' 24''$ hacia el norte.

2.2 Geoprocesamiento de imágenes satelitales

La fuente primaria de información para el cálculo de la superficie boscosa y de las métricas de fragmentación fueron las imágenes satelitales. A partir de las mismas, luego de ser descargadas y clasificadas, se obtuvieron datos de áreas boscosas, paso previo al cálculo de métricas que permiten describir los fenómenos de fragmentación. Para eso, se generaron siete mapas para los años 1996, 1999, 2004, 2008, 2013, 2016 y 2019.

Los mapas de los seis primeros años se realizaron con imágenes de la serie Landsat, y el del 2019 con imágenes del satélite Sentinel 2B. El motivo por el que se eligió otro satélite para el cálculo de la superficie boscosa y las métricas de parches del último año fue la mayor resolución espacial del sensor, aspecto que permitiría obtener un dato más preciso para la fecha más actual. Esta razón, sumada a la toma de datos a campo, permitiría conocer la superficie ocupada por bosques en el 2019 de una manera más certera. Sin embargo, no existían imágenes provenientes de este satélite anteriores al año 2014, por lo que el análisis multitemporal de deforestación y fragmentación para todo el período de estudio no podría haberse realizado a partir de las mismas.

Las imágenes de la serie Landsat fueron provistas por el servidor del Servicio Geológico de los Estados Unidos (provee una gran cantidad de datos terrestres y biológicos (USGS, *s.f.*)) Earth Explorer y las imágenes del satélite Sentinel 2B por el centro de acceso abierto de Sentinel conocido como Copernicus Open Access Hub (anteriormente conocido como Sentinel Scientific Data Hub) que brinda acceso completo, gratuito y abierto a imágenes Sentinel 2 A y B (Copernicus, 2019).

La distribución mundial de imágenes Landsat en el Sistema de Referencia Mundial (The Worldwide Reference System o WRS) se organiza en filas y caminos o “row” y “path”. Los caminos son números ordenados desde el 001 al 251 de este a oeste, siendo el primero la pista que cruza el ecuador a 65.48 grados de longitud oeste. Una trayectoria orbital específica puede variar debido a diversos factores, por lo que es una línea de ruta aproximada. En cuanto a las

filas, los números asignados tienen en común la latitud. La fila 060 corresponde a la latitud 0 y la 059 está inmediatamente al norte de la anterior (NASA, 2020).

En el área de estudio de este trabajo las filas fueron las 81, 80 y 79 y el camino el 227. Las imágenes pertenecientes a estas filas y camino cubrieron todo el territorio en estudio. El total de imágenes de la serie Landsat para todos los años sumaron 18, mientras que las imágenes de la serie Sentinel 2 fueron cuatro. De la serie Landsat se obtuvieron las imágenes de los años 1996, 1999, 2004, 2008 (Landsat 5, sensor Thematic Mapper - TM) 2013 y 2016 (Landsat 8-Operational Land Imager - OLI). Las ubicaciones geográficas y fechas de las imágenes con sus respectivos sensores se encuentran sintetizadas en la Tabla 1. Las imágenes de la serie Sentinel no se organizan con las mismas filas y caminos. En cambio, las mismas provienen de Sentinel 2B y en esta tesina se utilizaron las pertenecientes a los gránulos 20JQM, 20JQN, 20JQP y 21JTJ. Todas ellas correspondieron a la fecha del 18 de marzo de 2019.

Tabla 1. Ubicación geográfica y fecha de las imágenes satelitales de la serie Landsat utilizadas para el análisis de la deforestación y la fragmentación. Se muestran a qué satélite y sensor corresponden. Fuente: elaboración propia.

<i>Path</i>	<i>Row</i>	<i>Satélite y sensor</i>					
		<i>Landsat 5 (TM)</i>				<i>Landsat 8 (OLI)</i>	
		<i>1996</i>	<i>1999</i>	<i>2004</i>	<i>2008</i>	<i>2013</i>	<i>2016</i>
227	79	13/11	14/11	21/02	16/12	12/11	04/11
227	80	18/03	14/11	21/02	16/12	12/11	04/11
227	81	13/11	14/11	21/02	16/12	12/11	04/11

Los dos sensores de la serie Landsat poseen una resolución espacial de 30 m (Ariza, 2013) en el conjunto de bandas reflectivas multispectrales. Se eligieron imágenes tomadas en meses estivales (de noviembre a marzo) ya que la detección de masa arbórea desprovista de follaje es más engorrosa y hasta imposible por la similitud a la respuesta espectral de otras

coberturas. Por la menor cantidad de nubes encontradas la mayoría de las imágenes utilizadas fueron del mes de noviembre.

Se descargaron los productos que traían incorporadas calibraciones. Se denominan “Nivel 2” aquellas imágenes que se hallan calibradas a radiancia en el tope de la atmósfera (TOA por sus siglas en inglés “Top Of Atmosphere”), luego a reflectancia TOA, y finalmente en la parte inferior de la atmósfera (BOA por sus siglas en inglés “Bottom Of Atmosphere”) (USGS, 2020).

En la totalidad del trabajo se hizo uso del software Quantum Gis (QGIS) versión 3.6. El mismo es una aplicación profesional de SIG que está construida sobre software libre, es de código abierto, está licenciado bajo GNU (General Public License) y es un proyecto de OSGeo (Open Source Geospatial Foundation), pudiendo correr sobre diversos sistemas operativos. Soporta, como este trabajo demanda, diversos formatos de datos espaciales (QGIS, 2019).

Luego de la descarga y comprobación de la correcta georreferenciación de las imágenes se generaron los mosaicos correspondientes que abarcaban toda el área de estudio. Como ya se mencionó, cada mosaico de la serie Landsat estaba compuesto por tres imágenes, mientras que el único mosaico generado a partir de imágenes de la serie Sentinel 2B comprendía cuatro.

Existen dos excepciones en este punto de la metodología, para los años 1996 y 2019. En el primero, no existían tres imágenes del mismo día desprovistas de nubosidad, por lo que no se realizó el mosaico, sino que se procedió al análisis de las imágenes por separado. En el último año de estudio se trabajó solamente con tres bandas, ya que la utilización de mayor cantidad dificultaba la identificación de cobertura por el alto peso del archivo. Las mismas fueron la banda 3 –verde-, la banda 4-roja y la banda 8 (una de las que pertenecen al infrarrojo). Además, la resolución espacial es de 10 m, por lo que se tomaron los recaudos necesarios al momento de la comparación con los valores arrojados por las imágenes de los otros años.

Se trabajó con un Sistema de Referencia de Coordenadas geodésico conocido como WGS 84 (World Geodesic System – 1984) y la proyección fue UTM (Universal Transverse Mercator) en la faja 20 sur. Un sistema de referencia geocéntrico tiene una terna de coordenadas con el origen en el centro de masas de la Tierra. La ubicación del eje Z es paralelo al eje de la Tierra, el eje X surge de la intersección del plano meridiano de Greenwich con el plano ecuatorial y el eje Y está situado en el plano ecuatorial y perpendicular al plano XZ (IGN, s.f.). La proyección UTM es una proyección cilíndrica, conforme y secante. La misma, a diferencia del sistema de coordenadas geográficas, expresadas en grados sexagesimales, se expresa en metros. El sistema de proyección UTM es una aplicación especializada de la proyección transversal de Mercator. El globo se divide en 60 zonas septentrionales y meridionales, cada una de las cuales abarca 6° de longitud (ArcMap, 2020).

Luego de la confección de los mosaicos se digitalizó el límite de la Cuña Boscosa Santafesina, siguiendo los autores citados previamente detallados en la sección 2.1 (Ubicación y delimitación geográfica del área de estudio). Al finalizar se recortaron los mosaicos de los diferentes años.

Posteriormente, se comenzó el entrenamiento de interpretación visual para la generación de las regiones de interés (ROI por sus siglas en inglés), cuyo objetivo fue la identificación de aquellos píxeles cubiertos por bosque, paso que se realizó recurriendo a diferentes composiciones de color. Esta metodología se sustenta en que el ojo humano es mucho más sensible a las variaciones de color que a las variaciones de intensidad luminosa. Por lo tanto, al asignarse tres bandas de la imagen a tres canales de los diferentes colores, en función de las diferentes respuestas espectrales de cada cobertura, las mismas se distinguirán más fácilmente para ser caracterizadas (Chuvieco, 2000). Las diferentes composiciones de color son apropiadas para la detección de cambios ya que la remoción de bosque implica variaciones en los valores espectrales de la cobertura. Estas poseen formas específicas que favorecen su identificación (Montenegro et al., 2002) y sumado a esto, la interpretación visual tiene como ventaja la capacidad de incorporar criterios complejos que excedan la reflectividad y las formas en cada una de las bandas, como, por ejemplo, información textural e información contextual (Chuvieco, 2000).

Una de las composiciones utilizadas fue la denominada “falso color real”, en la que las coberturas se ven similares a como las percibiría el ojo humano. Esta composición no suele ser la que más facilite la diferenciación entre coberturas arbóreas y herbáceas, por lo que se trabajó mayoritariamente con otra denominada “infrarrojo falso color” (a la banda del infrarrojo se le adjudica el canal rojo de visualización, a la banda roja, el verde y a la banda verde, el azul). En ésta los bosques o coberturas vegetales leñosas aparecen en tonos de rojos oscuros, diferenciándose de cultivos, pastizales u otro tipo de vegetación predominantemente herbácea con colores de rosas y rojos más brillantes (Chuvieco, 2000). Esto sucede porque al asignar el rojo a la banda correspondiente al infrarrojo cercano, toda la vegetación, cuya respuesta espectral en tal sector del espectro es alta, se visualizará en tonos de rojo. En esta composición, el celeste corresponde a suelo desnudo, seco o áreas rocosas, el azul-celeste puede corresponder a zonas urbanas y el azul oscuro a negro se relaciona con agua clara en cursos o cuerpos de agua. Si éstos presentan partículas en suspensión aparecerán con tonalidades azul-verdosas (cian). Por último, los colores verdes a verde-azulados corresponden a parcelas aradas o suelos descubiertos con mayor o menor contenido de humedad.

Mediante la interpretación visual, entonces, se generaron los ROI, o campos de entrenamiento y se evaluó su separabilidad espectral. En otras palabras, se analizó la

separabilidad de las firmas espectrales del conjunto de píxeles contenidos en los ROI, lo que permitió que las categorías puedan ser distinguidas espectralmente (Tzitziki Janik García y Mas, 2008). Para corroborar la diferencia entre coberturas representadas por los ROI, se optó por utilizar el método de divergencia transformada (DT). Este método es el más utilizado en estudios donde se emplea la clasificación de máxima verosimilitud (Maussel et al., 1990), algoritmo utilizado para la clasificación de las imágenes en este estudio. En el método DT los valores que se obtienen del cálculo de separabilidad fluctúan entre 0 y 2.000, donde el valor de 2.000 representa la separabilidad máxima y, por lo tanto, una alta distinción entre cada uno de los ROI. Si el valor resultante es mayor a 1.9, las clases son separables, y si son menores a 1.7 las clases son poco separables y habría que tomar nuevas muestras representativas (Tzitziki Janik García y Mas, 2008).

Luego se realizaron las clasificaciones. La clasificación es el proceso por el cual se asignan a N píxeles, un conjunto de M clases (categorías de la leyenda, $M < N$), en función de una serie de K variables (bandas espectrales: X_1, X_2, \dots, X_K). Esto se realiza mediante la utilización de una regla de decisión basada en las propiedades de los píxeles (Aulló Maestro, 2013).

Existen clasificaciones supervisadas y no supervisadas. Las clasificaciones no supervisadas se caracterizan por no establecer clases previamente, por lo que es el algoritmo el que define qué píxel será asignado a cada clase. Por el contrario, las clasificaciones supervisadas utilizan áreas de entrenamiento, que son básicamente zonas indicadas por el usuario (el cual tiene conocimiento de las coberturas) (Aulló Maestro, 2013). Para el caso particular de clasificación de coberturas vegetales muchos especialistas han optado por trabajar con la opción supervisada ya que la otra está más orientada a definir los grupos que posteriormente van a intervenir en la clasificación (Chuvienco, 2000).

Como ya se mencionó, se utilizó el algoritmo de máxima verosimilitud. Este tipo de clasificación ha sido utilizada por numerosos autores entre los que se encuentran Escandón Calderón et al. (2018) y Gallo (1999). El mismo se basa en la probabilidad de que cada píxel pertenezca a una clase particular y asume que las probabilidades son iguales para cada clase y que los valores de los píxeles de la imagen se distribuyen de manera normal. De hecho, hay autores que afirman que es el que mejor aplica para clasificación de imágenes que contengan bosque (Jensen, 1996; Gallo, 1999; Chuvienco, 2000).

Como resultado de las clasificaciones supervisadas se obtuvieron las coberturas de bosque en formato ráster. Al finalizar, se interpretaron las clasificaciones a una escala de 1:80.000 (escala de reconocimiento que comprende el intervalo de 1:60.000 y 1:100.000). Esta escala es útil para la planificación del uso de la tierra y, particularmente, es la indicada para

estudiar áreas de entre uno y cinco millones de hectáreas (Etter, 1991), como la del presente estudio.

Se recorrió toda la imagen para corroborar la eficacia del algoritmo. En los casos en los que la clasificación no resultara precisa, se procedió a editar los ROI y se ejecutaba nuevamente. Otra herramienta de corrección de la clasificación la constituyó el extraer la banda espectral en la que varias coberturas respondían de manera similar, para que la separabilidad de los ROI sea mayor.

2.3 Control de errores

Para la verificación a campo de los resultados se recorrió la Cuña Boscosa Santafesina, registrando la cobertura existente en sitios puntuales mediante un receptor GPS de mano (Garmin Etrex Pro).

La ruta por la cual se realizó el trabajo fue planificada teniendo en cuenta la presencia de caminos aptos para vehículos. El recorrido realizado fue desde la intersección de la Ruta Nacional 11 con la Cuña Boscosa Santafesina hasta la localidad de Vera. Luego, se retomó el camino por la Ruta Provincial N° 3 y antes de llegar a la localidad de Garabato, se tomó hacia el oeste por la Ruta Provincial N° 40 para tener una cobertura en longitud. Al retornar a la Ruta Provincial N° 3 se continuó hasta Intiyaco para tomar la Ruta Provincial N° 31. En la intersección con la Ruta Provincial N° 32 se dobló allí para atravesar por la localidad de Villa Ana y continuar por la Ruta Provincial N° 61s y finalizar por la N° 30 a la altura de Villa Guillermina. La toma de coordenadas geográficas fue de entre nueve y diez puntos cada 20-25 kilómetros (km), cada uno de esos puntos con una distancia entre sí de 100-500 m, constituyendo un muestreo de tipo sistemático. Así, se relevaron 159 sitios del área de estudio, en los que se observó la cobertura en ambos lados de la ruta por la que se circulaba, dando un total de 318 puntos. La distancia total recorrida para la verificación a campo fue de aproximadamente 550 km (Figura 5).

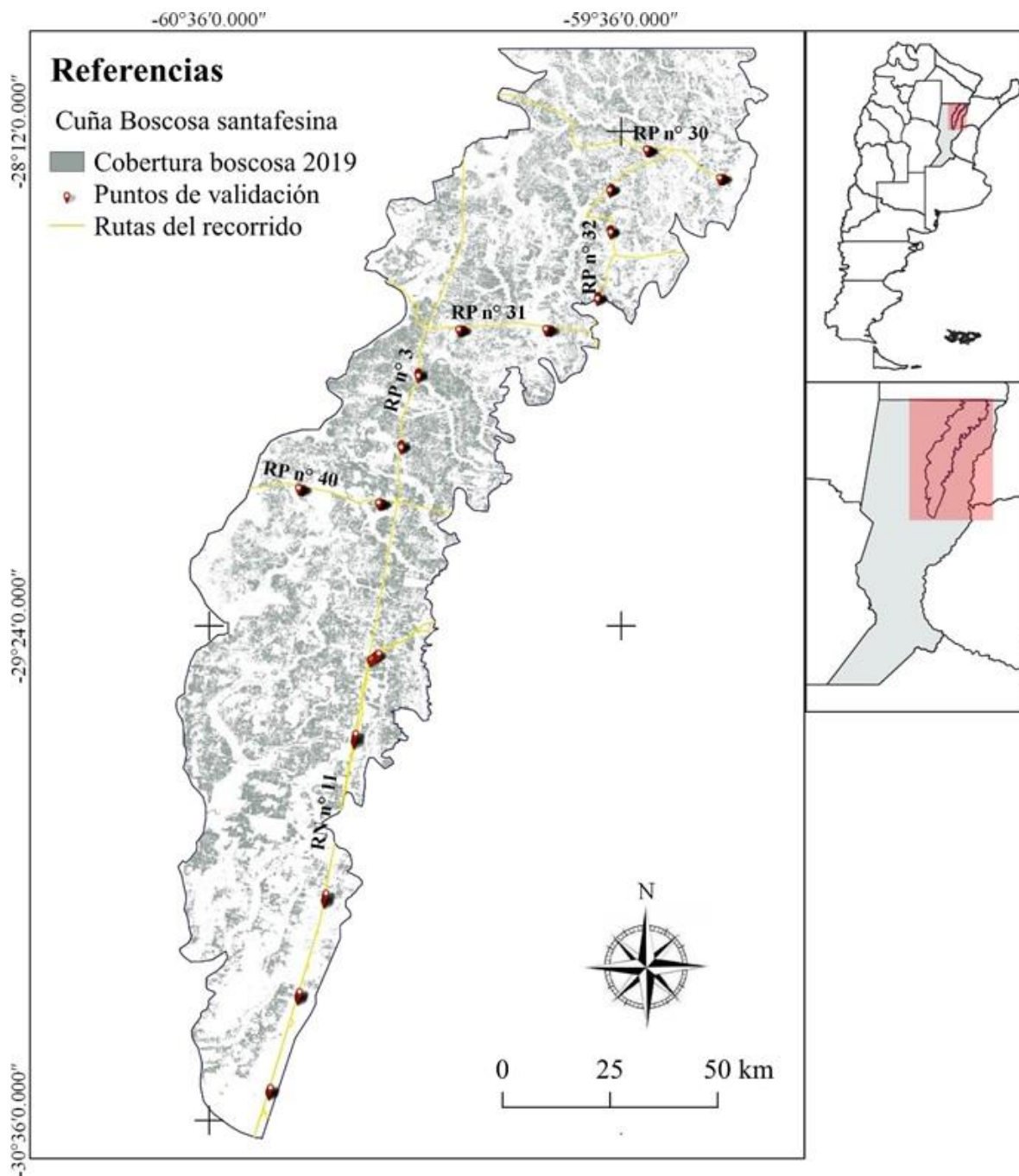


Figura 5. Puntos de validación de campo a lo largo y ancho de la Cuña Boscosa Santafesina. Se muestran las rutas por las que se realizó el recorrido y, de base, la clasificación de bosque del año 2019 con la que se comparó a los puntos relevados a campo. Fuente: elaboración propia.

Se cargaron los puntos levantados a campo en el software QGIS 3.6 y se superpusieron con la capa de información de bosque del año 2019. Se contabilizaron las coincidencias entre la información vinculada a cada uno de esos puntos relevados a campo y la clasificación. En otras palabras, para cada uno de los 318 sitios se determinó si la clasificación mostraba lo que realmente había en el territorio. Luego se construyó una matriz de confusión. La misma consta

de una tabla de doble entrada, que confronta la verdad de terreno con los resultados de la clasificación. Los valores ubicados en la diagonal de la matriz muestran la cantidad de píxeles reales y de la clasificación que coinciden por categoría, mientras que los restantes son aquellos que se confunden con otras categorías (Borras et al., 2017). De esta manera se dieron a conocer los errores de omisión, de comisión y la exactitud global de los datos del 2019. Esta metodología es ampliamente utilizada para corroborar errores de la clasificación. De hecho, el proyecto MapBiomás Chaco (Mapeo Anual de Cobertura y Uso del Suelo de Gran Chaco Americano), utiliza esta metodología para calcular la exactitud (MAPBIOMAS, 2020).

2.4 Cálculo de métricas del paisaje y tasa de deforestación

Se seleccionaron las métricas a calcular en función de la metodología adoptada por Torrella (2014). Las métricas del paisaje son estructuradas en algoritmos usualmente integrados en aplicaciones de escritorio o por complementos de SIG más abarcativos. Entre ellos, el complemento creado por Jung (2016) denominado LEcoS (Landscape Ecology Statistics) es capaz de calcular una variedad de métricas de paisaje básicas y avanzadas de forma automatizada. La herramienta está integrada en el marco de procesamiento del software QGIS (QGIS, 2019), está escrito en Python y es de código abierto. Con él se calcularon las métricas de paisaje. Las mismas fueron calculadas para cada año. Concretamente, son:

- 1) Superficie forestal (Land cover): área total ocupada por bosque
- 2) Tamaño medio de parches (Mean patch area): promedio de las superficies de cada fragmento
- 3) Proporción de paisaje (Landscape proportion): porcentaje del área de bosque respecto del total
- 4) Perímetro total (Edge length): suma de los perímetros de los parches
- 5) Perímetro medio de parche: perímetro total dividido por la cantidad de parches
- 6) Número de parches (Number of patches): cantidad de fragmentos de bosque
- 7) Promedio de la relación perímetro/superficie (Edge density): promedio de los cocientes entre el perímetro y el área de los fragmentos.

Posteriormente, y utilizando como insumo el área calculada para cada año, se calculó la tasa de deforestación por período y para el período completo (1996-2016). Se realizó con la siguiente fórmula (ecuación 1) que estandariza la tasa a fin de poder compararla con otras regionales y globales (Puyravaud, 2003):

$$r = \frac{1}{t_2 - t_1} \ln \frac{A_2}{A_1} \quad \text{ecuación 1}$$

Dónde r es la tasa de deforestación; t_1 el año de inicio; t_2 el año de finalización del período a considerar y A_1 y A_2 las superficies ocupadas por bosques en el año de inicio y fin, respectivamente. Estas variables dan como resultado que la unidad de r sea porcentaje anual.

Este índice es utilizado por múltiples investigadores y por organismos internacionales como la Food Agriculture Organization (FAO), la Unidad del Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF) dependiente del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS) entre otras instituciones y fuentes bibliográficas, por lo que se comparó con otros valores regionales y nacionales reportados.

2.5 Estimación del estado de conservación instantáneo

En una última instancia fue determinado el estado de conservación instantáneo de la Cuña Boscosa Santafesina a partir de la suma de los valores correspondientes a los cinco criterios que componen este indicador.

El cálculo del primer criterio (pérdida de hábitat) no fue necesario ya que la pérdida porcentual de hábitat había sido calculada previamente con las métricas de paisaje. Por lo tanto, solamente hubo que ubicar el resultado en el intervalo correspondiente que establece Dinerstein et al. (1995).

Para el cálculo del segundo criterio (bloques de hábitat) se obtuvo la métrica “parche más grande” (Largest Patch Area) en la clasificación del año 2016 con el complemento LEcoS. Esto se realizó porque según Dinerstein et al. (1995) para áreas mayores a 300.000 ha (como la de la presente tesina), si no existe ningún parche mayor a 10.000 ha, se obtiene directamente el puntaje máximo para este criterio.

El tercer criterio (fragmentación del hábitat) ha sido evaluado por diversos autores de manera diferente, por lo que se optó por basarse en la forma de Dinerstein et al. (1995), y por lo tanto se hizo foco en medidas relacionadas al aumento de la fragmentación en la Cuña Boscosa Santafesina en el período de estudio: el efecto de borde (aumento de la relación perímetro/superficie) y el descenso en el tamaño promedio de parche (variables medidas con el complemento LEcoS). En este indicador, el autor del que se tomó la metodología no cuenta con intervalos discretos para la extrapolación de los valores, sino que realiza una descripción para cinco grados de fragmentación del hábitat diferente (relativamente contiguo, bajo, medio, avanzado y alto), por lo que se asignó una categoría basada en lo que las cifras anteriores sugirieron.

El criterio 4 (conversión del hábitat), al igual que el primero, también ya había sido calculado al momento de obtener el valor r.

Por último, el criterio 5 (grado de protección) se midió en función de la cantidad de áreas protegidas contiguas mayores a 10.000 ha. Para esto, por un lado, se revisaron los datos de las reservas naturales provinciales en la página web de la provincia de Santa Fe. Por otro, y para determinar las áreas catalogadas como categoría I y II según el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) provincial, se descargaron los vectores correspondientes a la actualización del OTBN del año 2013 y se recortaron con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina. Posteriormente se identificó si alguno de los parches de la clasificación del año 2016 que se superponía con la capa de OTBN tenía un área contigua con extensión mayor a 10.000 ha.

La suma de todos los valores de cada criterio dio un resultado que fue comparado con los intervalos que comprenden los estados de conservación según la UICN, a fin de poder asignarle al área de estudio su categoría.

3. RESULTADOS

Los resultados se presentan en función y siguiendo el orden de los objetivos específicos propuestos en este trabajo. En primer lugar, se muestran los resultados correspondientes al geoprocesamiento de las imágenes satelitales, base informativa de la estructura metodológica general. Luego, lo referido a las dinámicas de los parches para analizar el proceso de fragmentación y la tasa de deforestación porcentual anual en cada subperíodo y en la totalidad del período 1996-2016. Posteriormente, se sitúan los valores para el año 2019, complementada con los resultados de la validación a campo y la correspondiente matriz de confusión. En última instancia, se exponen los resultados concernientes al estado de conservación instantáneo de la Cuña Boscosa Santafesina, junto con el detalle de los valores de cada uno de sus criterios.

3.1 Mapas

Los mosaicos de imágenes satelitales con los que se realizaron las clasificaciones correspondientes se encuentran en la sección de Anexos (en las figuras 29 a 35). A continuación, desde la Figura 6 a la 14 inclusive se muestran los mosaicos luego de haber sido recortados utilizando la capa con los límites de la Cuña Boscosa Santafesina. Como el año 1996 fue el año en el que no se realizó el mosaico por no existir tres imágenes consecutivas del mismo día sin nubosidad, se muestran las tres por separado.

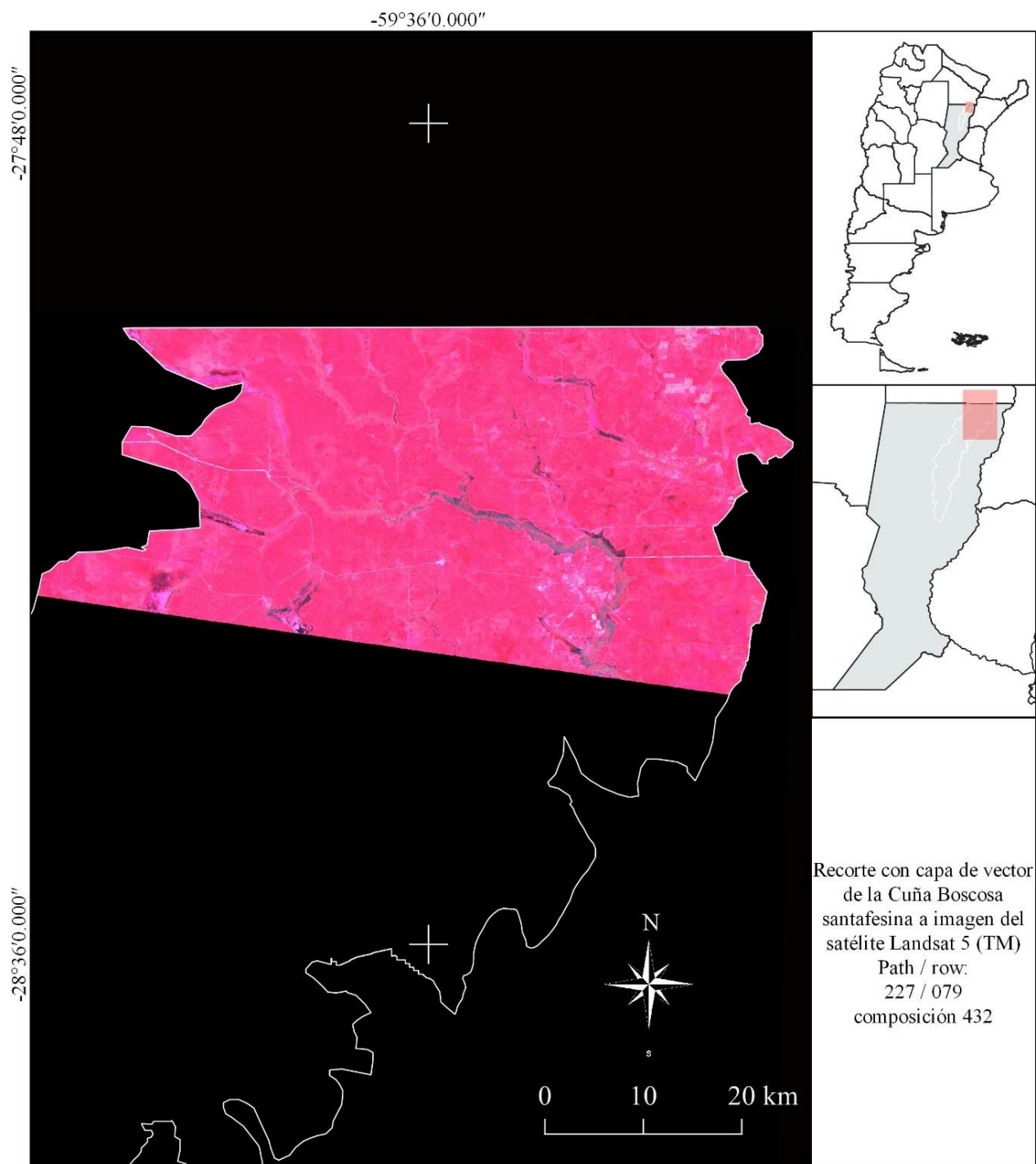


Figura 6. Imagen Landsat 5 (TM) path 227 row 79 del año 1996 recortada por el vector del área de estudio.

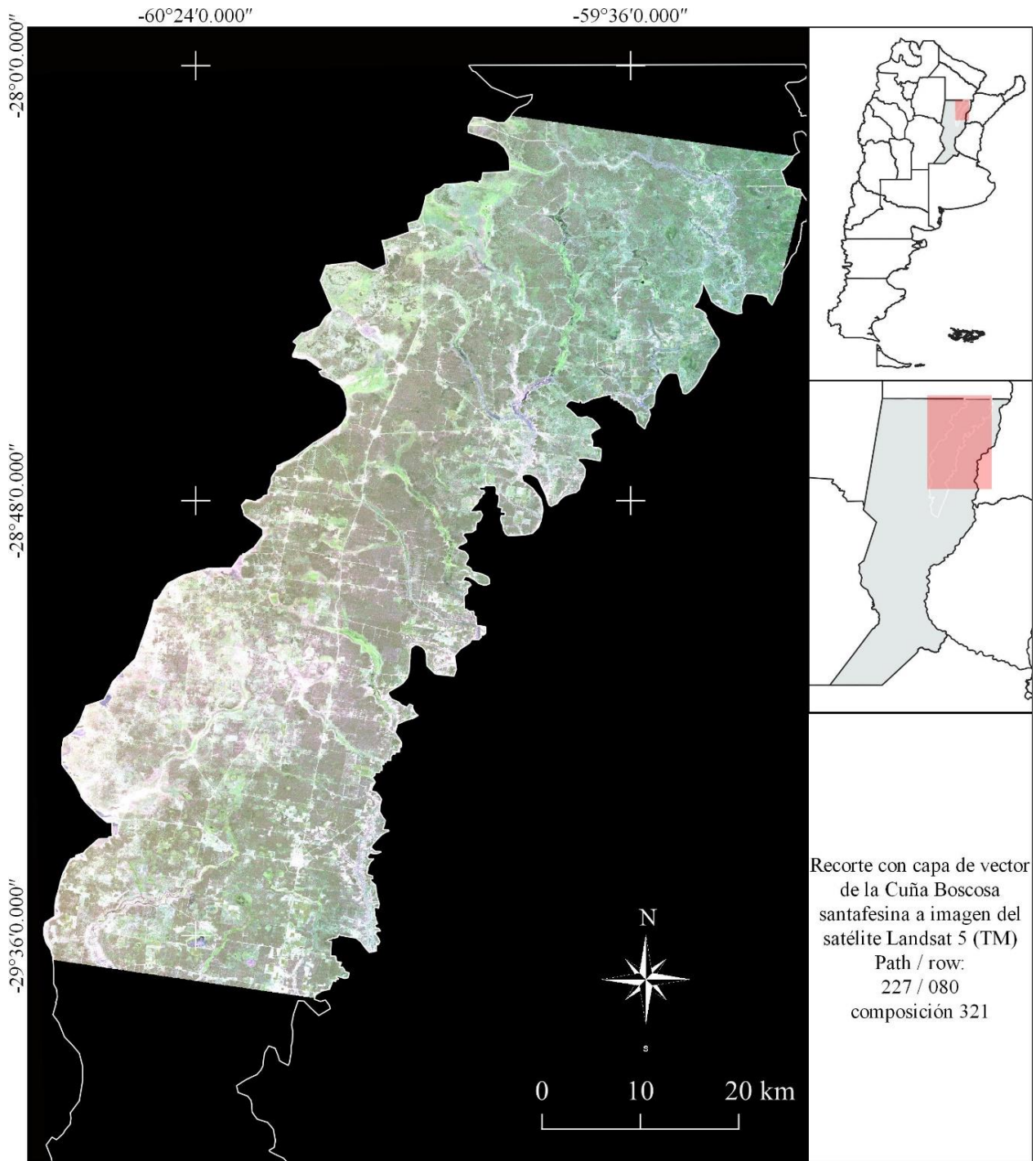


Figura 7. Imagen Landsat 5 (TM) path 227 row 80 del año 1996 recortada por el vector del área de estudio.

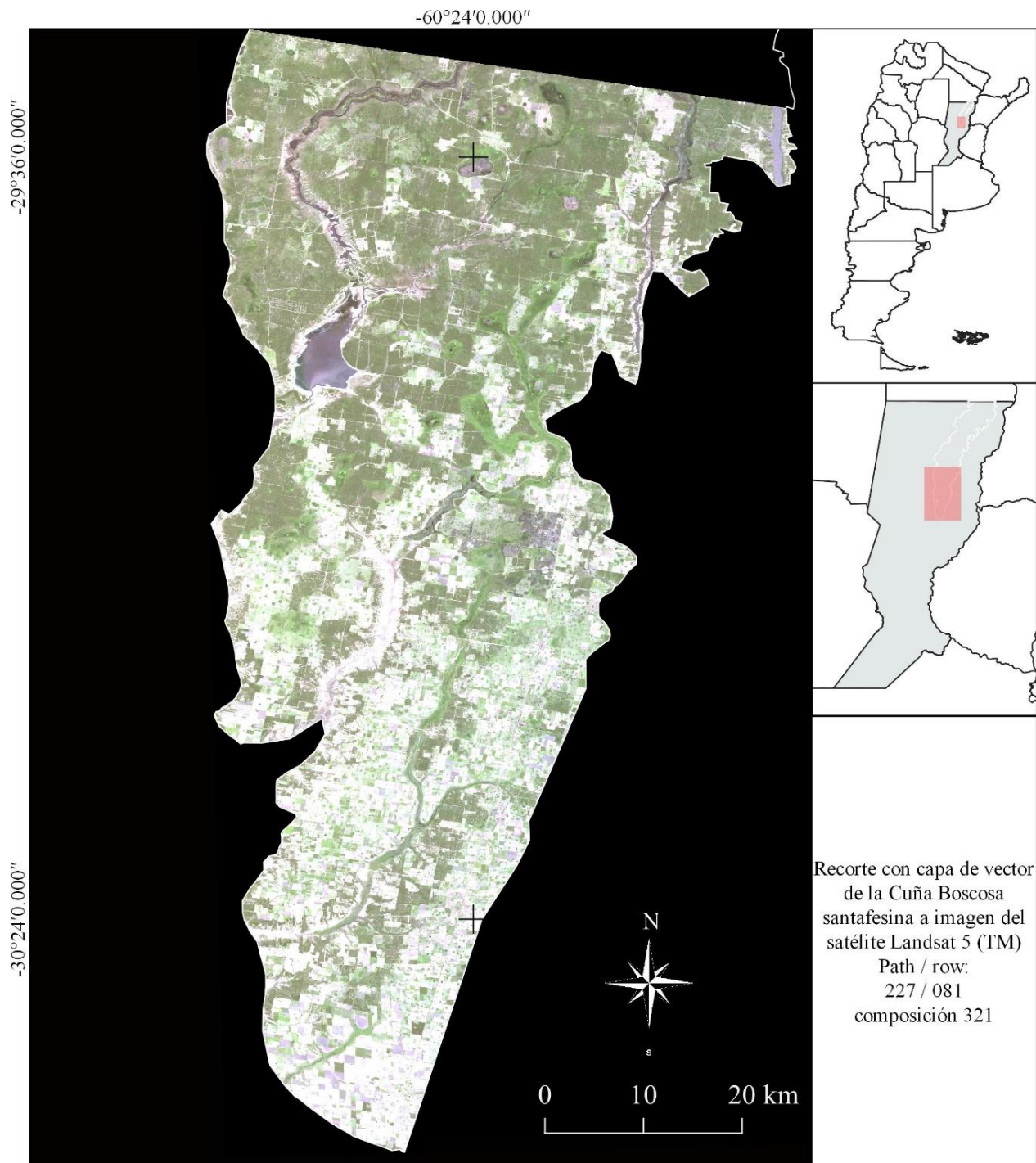


Figura 8. Imagen Landsat 5 (TM) path 227 row 81 del año 1996 recortada por el vector del área de estudio.

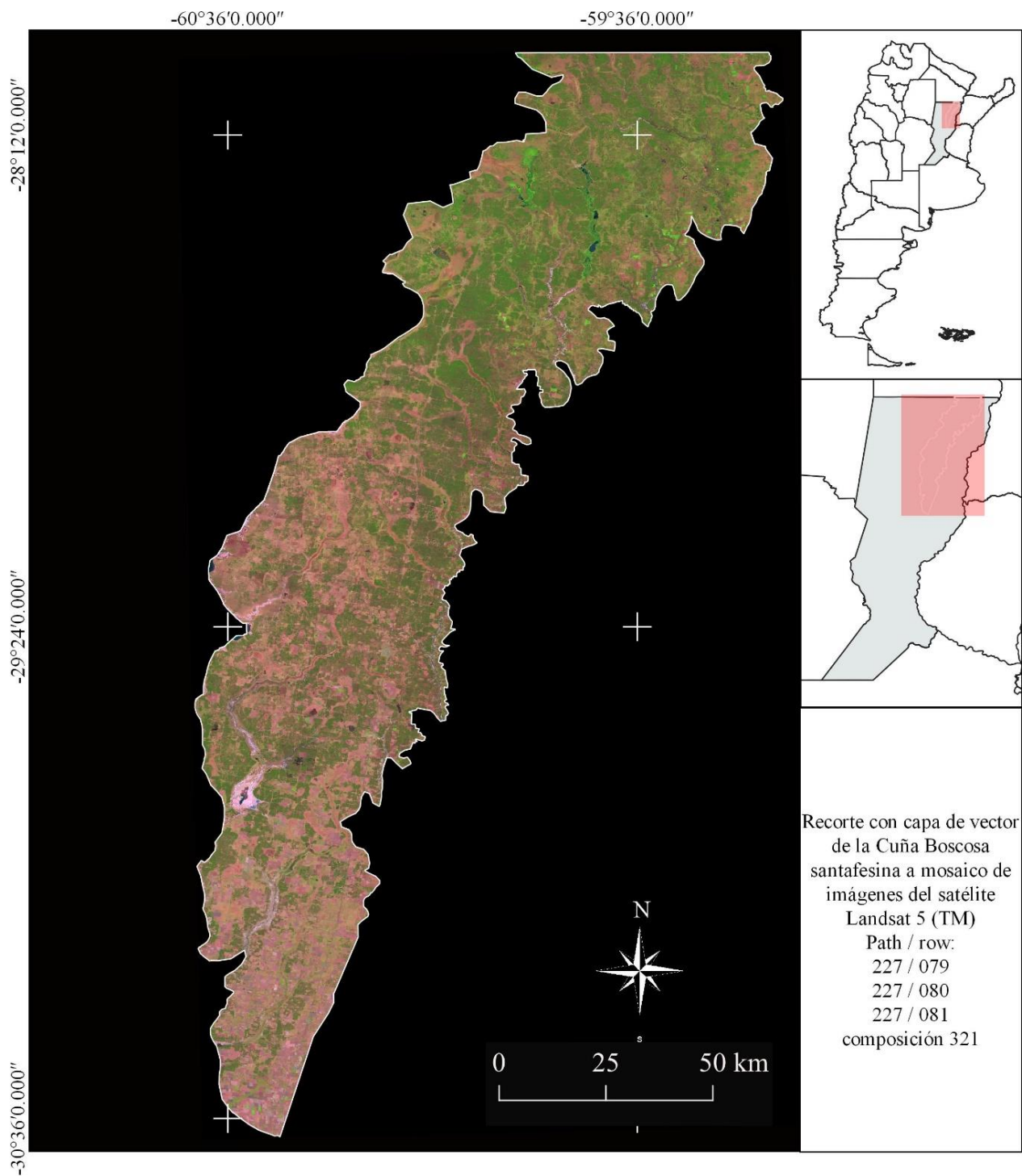


Figura 9. Recorte del mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 1999 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.

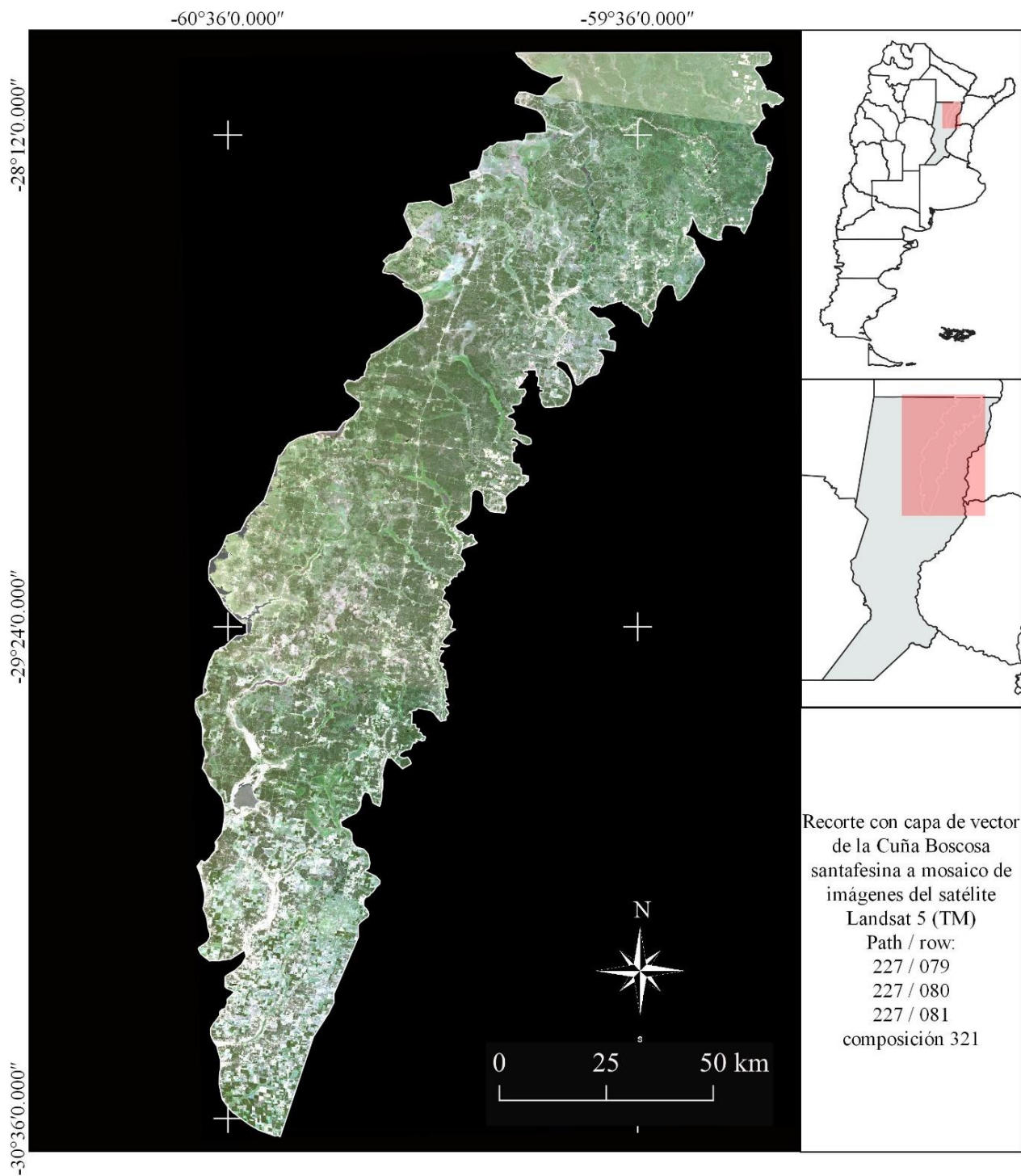


Figura 10. Recorte del mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 2004 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.

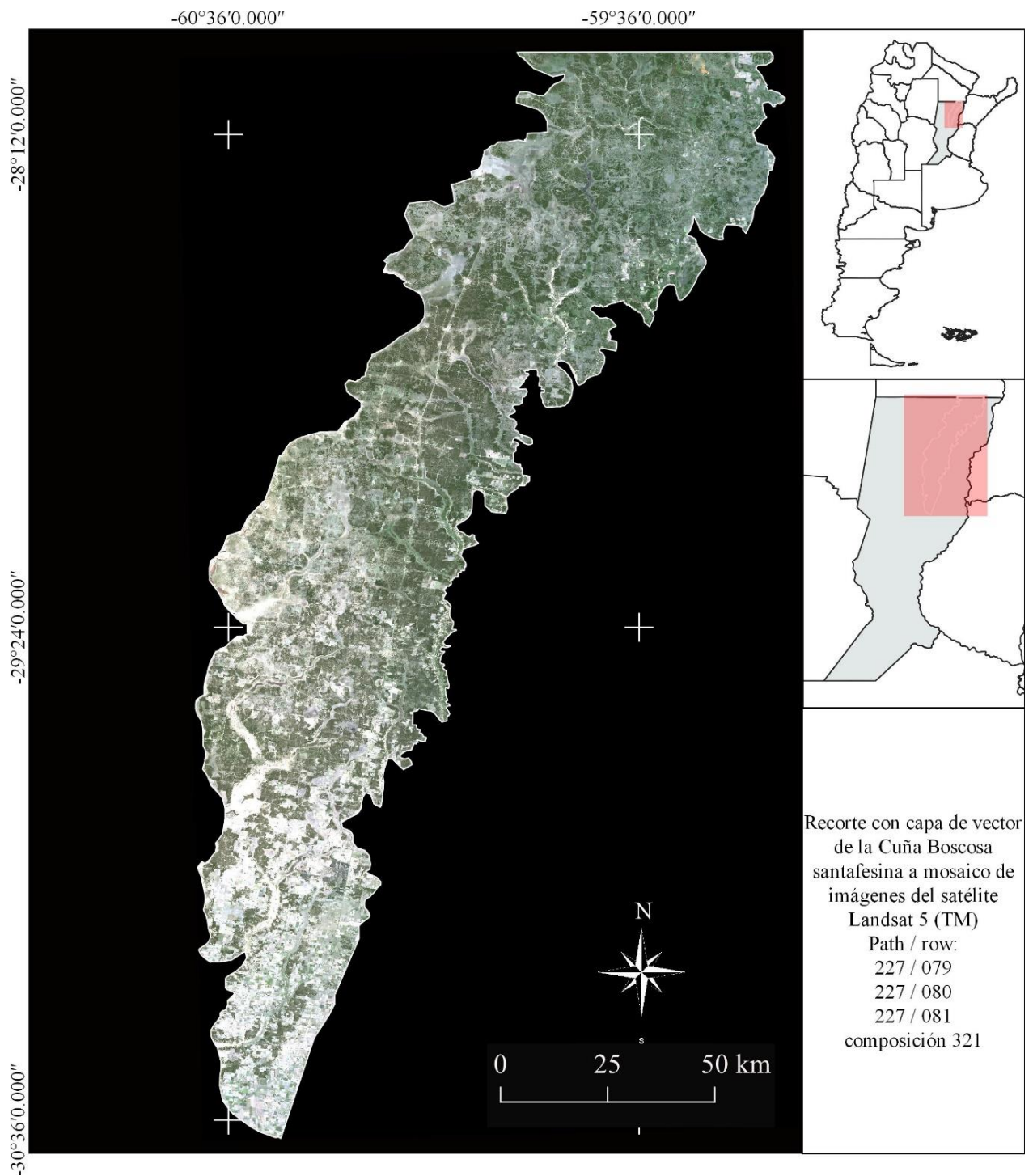


Figura 11. Recorte del mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 2008 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.

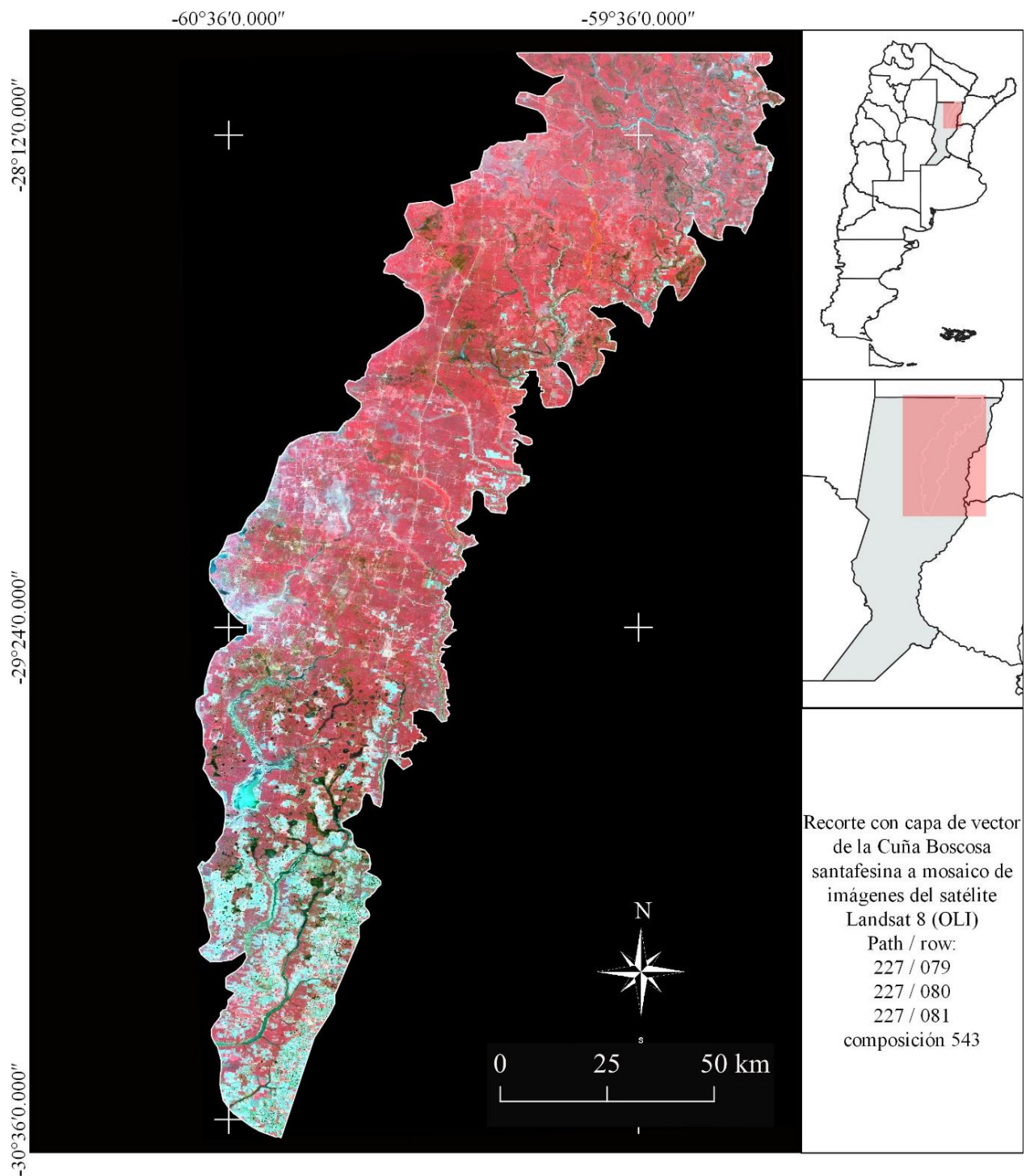


Figura 12. Recorte del mosaico de imágenes Landsat 8 (OLI) del año 2013 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.

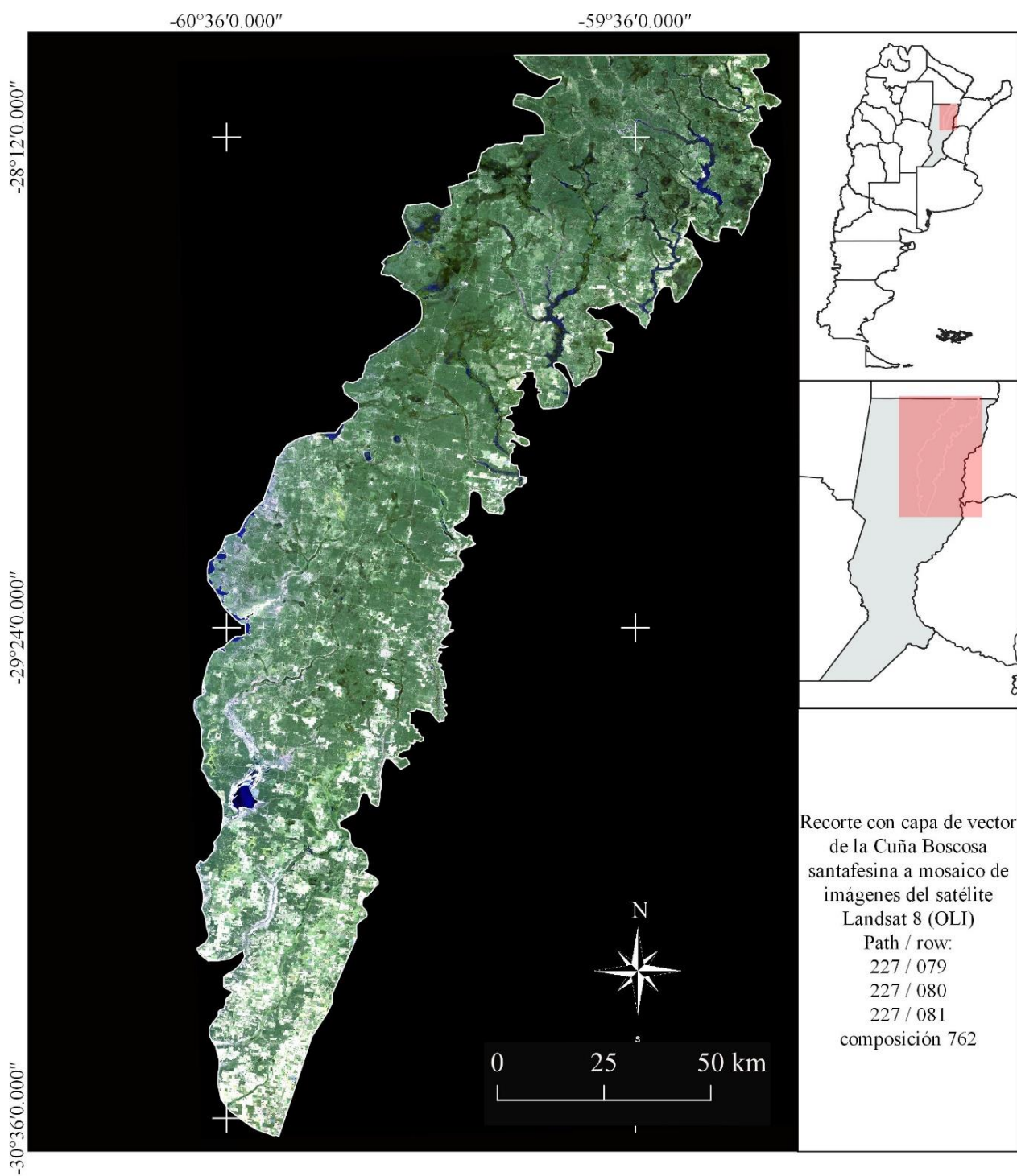


Figura 13. Recorte del mosaico de imágenes Landsat 5 (OLI) del año 2016 con la capa de la Cuña Boscosa Santaferina.

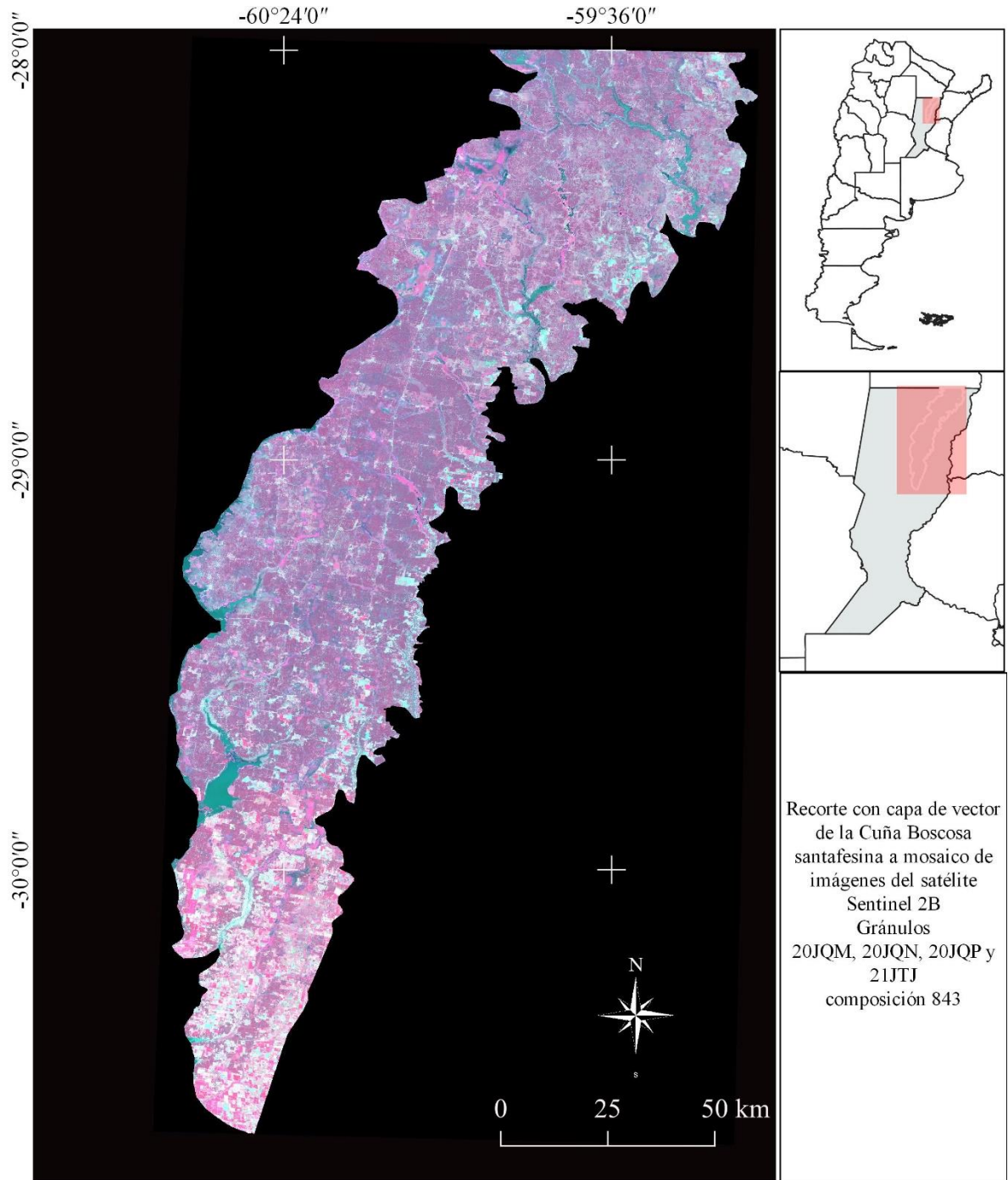


Figura 14. Recorte del mosaico de imágenes Sentinel 2B (MSI) del año 2019 con la capa de la Cuña Boscosa Santafesina.

A continuación, se muestran las clasificaciones de los mosaicos recortados con el vector de la Cuña Boscosa Santafesina para los diferentes años de estudio (Figuras 15 a 21 inclusive).

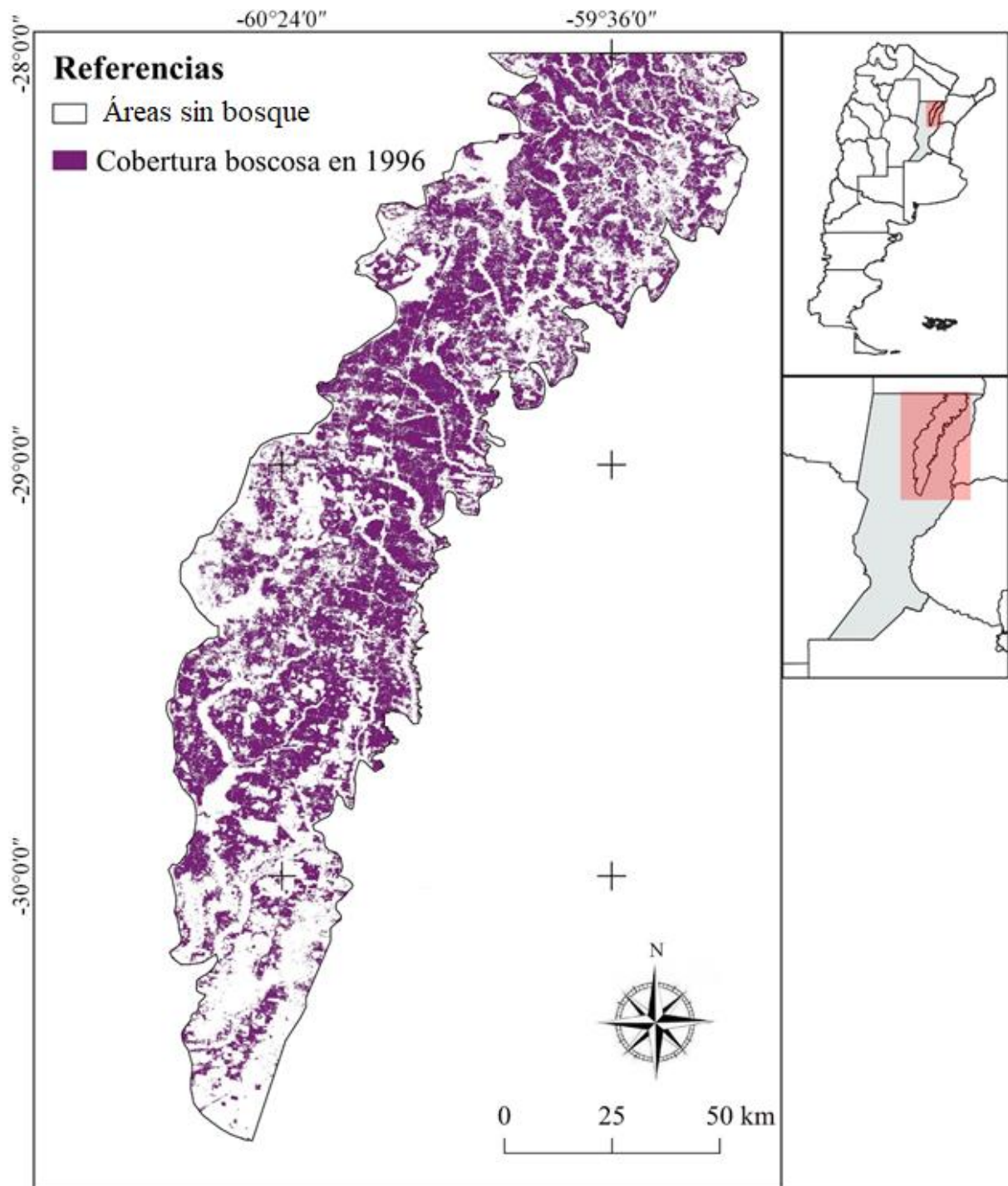


Figura 15. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 5 (TM) del año 1996.

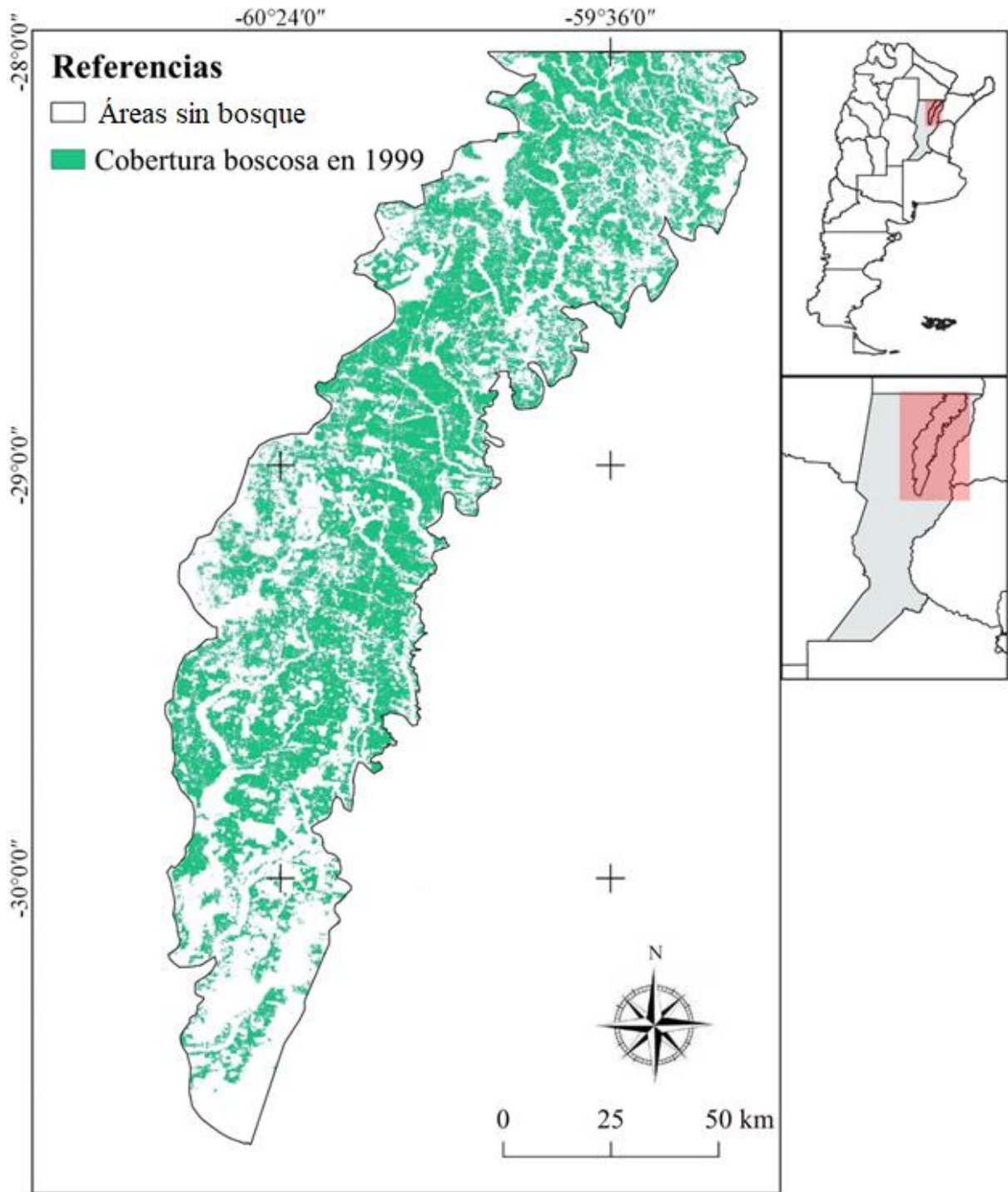


Figura 16. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 5 (TM) del año 1999.

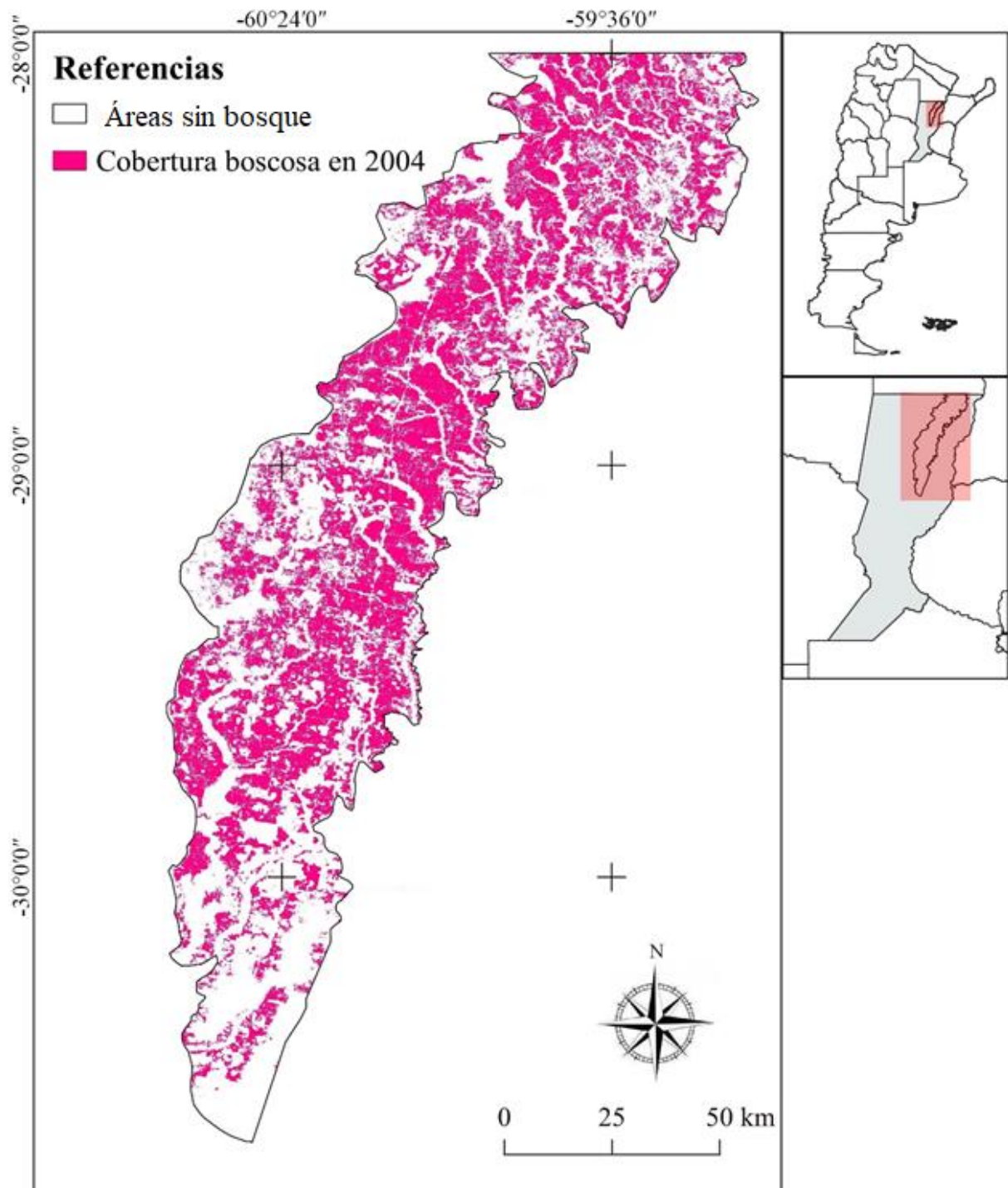


Figura 17. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 5 (TM) del año 2004.

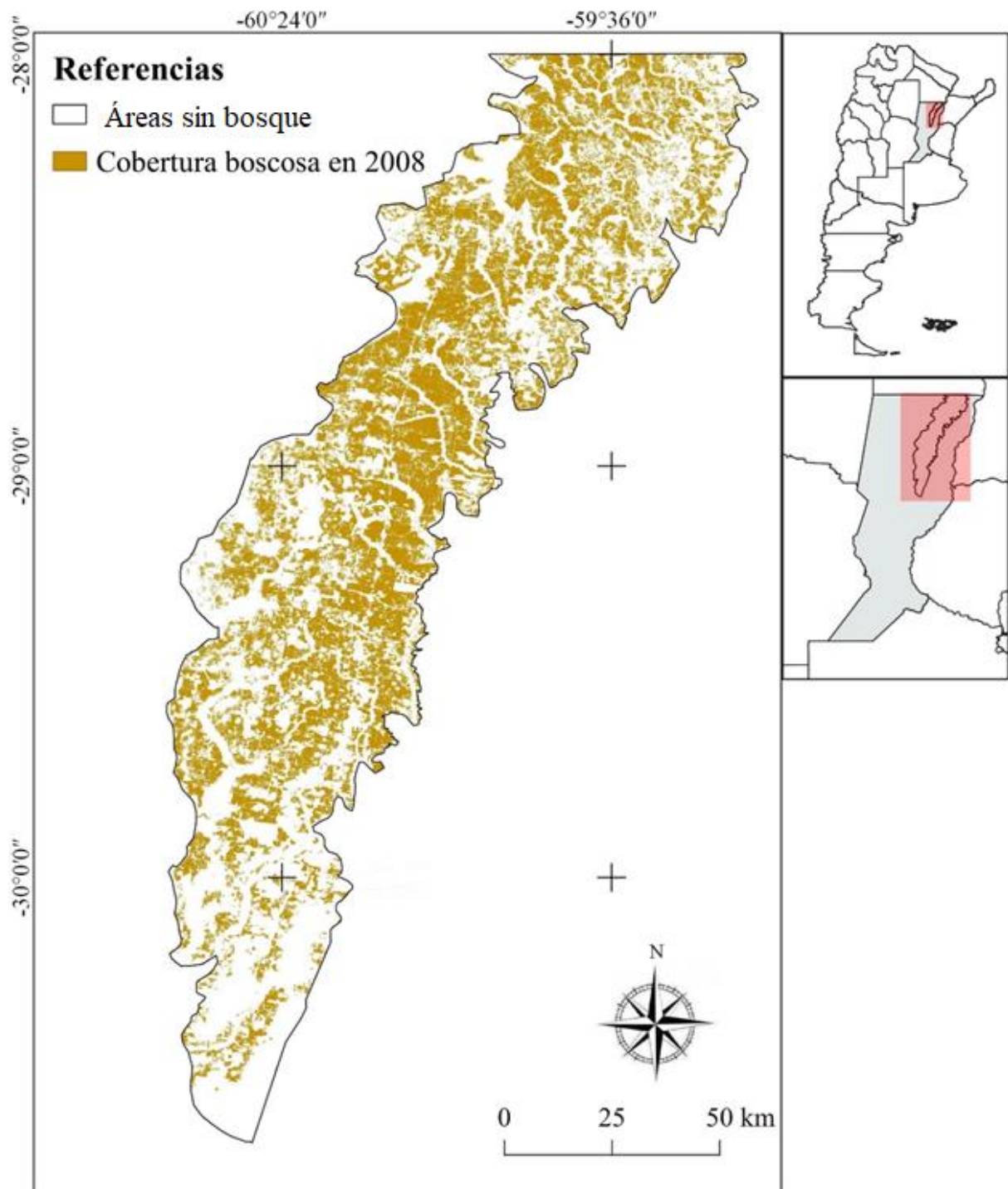


Figura 18. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 5 (TM) del año 2008.

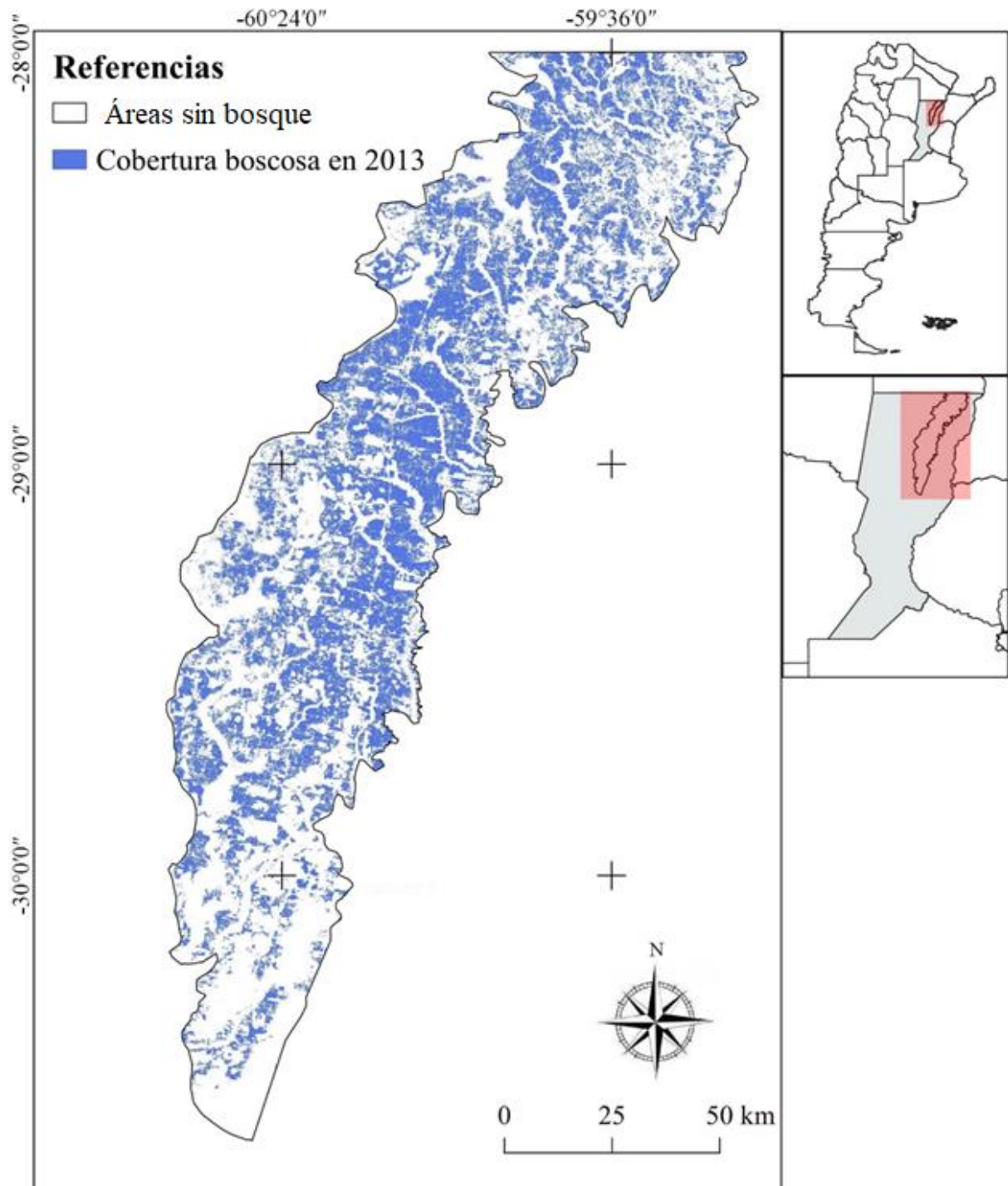


Figura 19. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 8 (OLI) del año 2013.

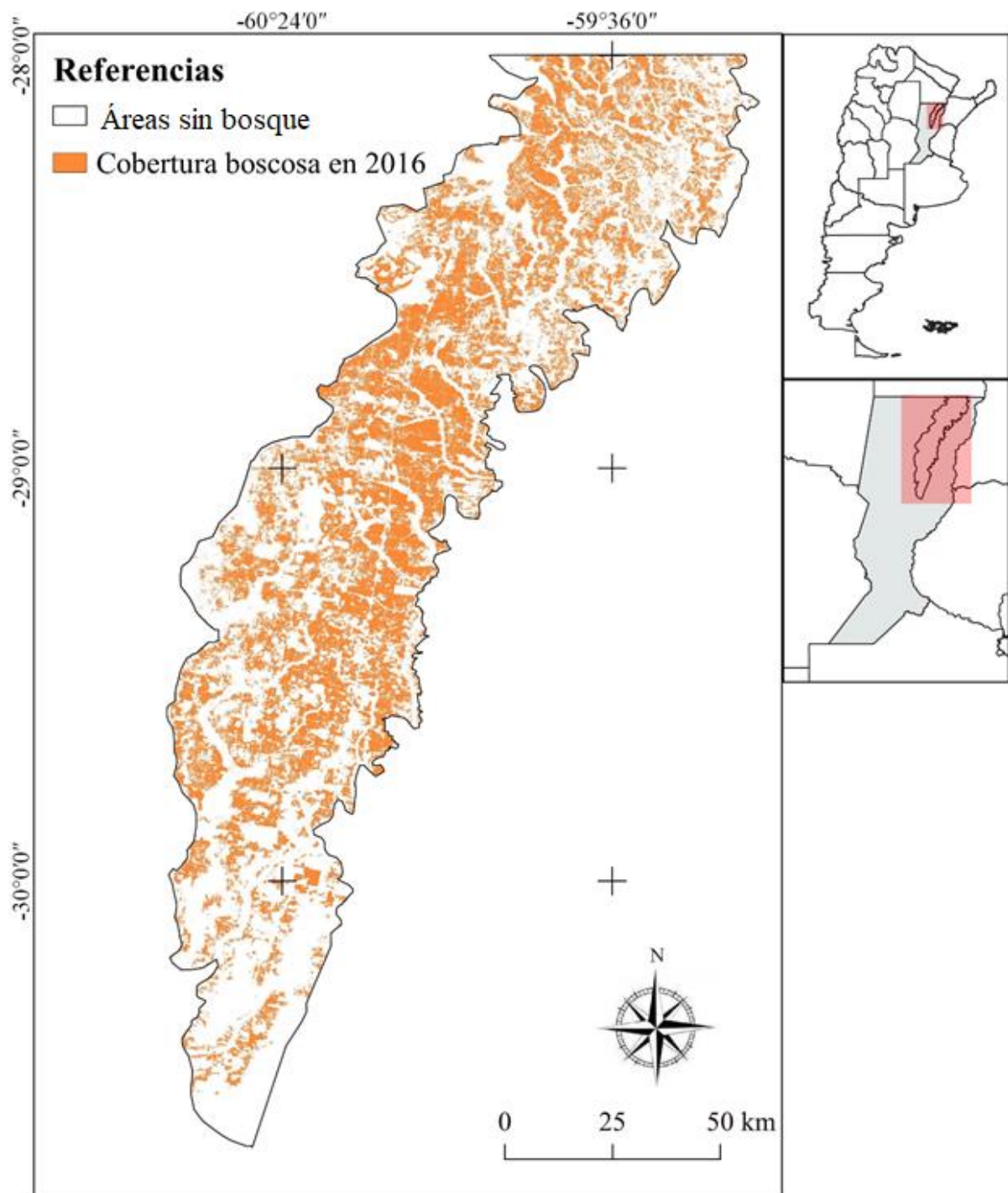


Figura 20. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Landsat 8 (OLI) del año 2016.

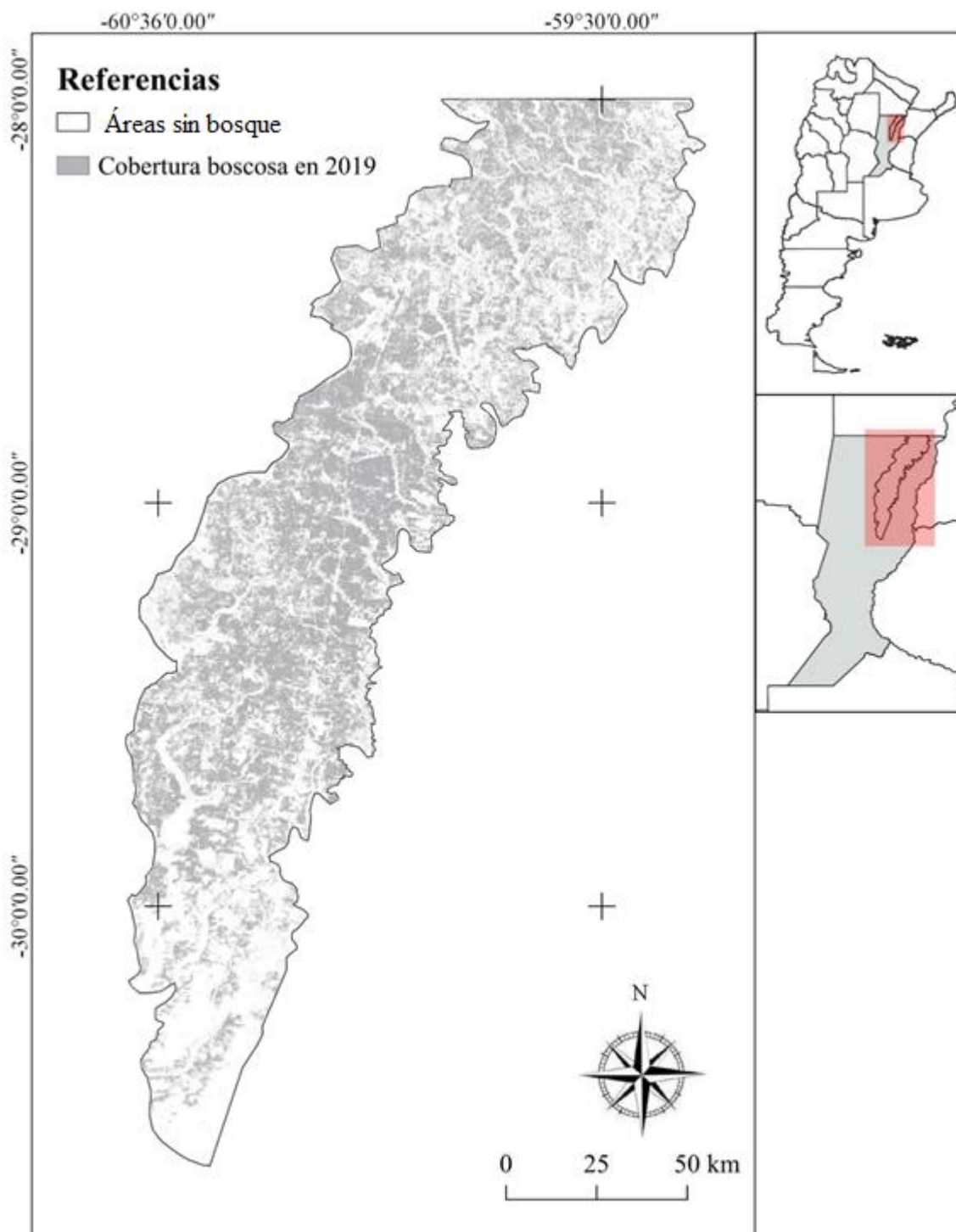


Figura 21. Resultado de la clase bosque en la Cuña Boscosa Santafesina proveniente de la clasificación de las imágenes Sentinel 2B (MSI) del año 2019.

En las Figuras 22 y 23 se muestra la comparación de la clasificación con el mosaico de imágenes de la serie Landsat (Figura 22) y con el mosaico de imágenes del Sentinel 2B (Figura 243).

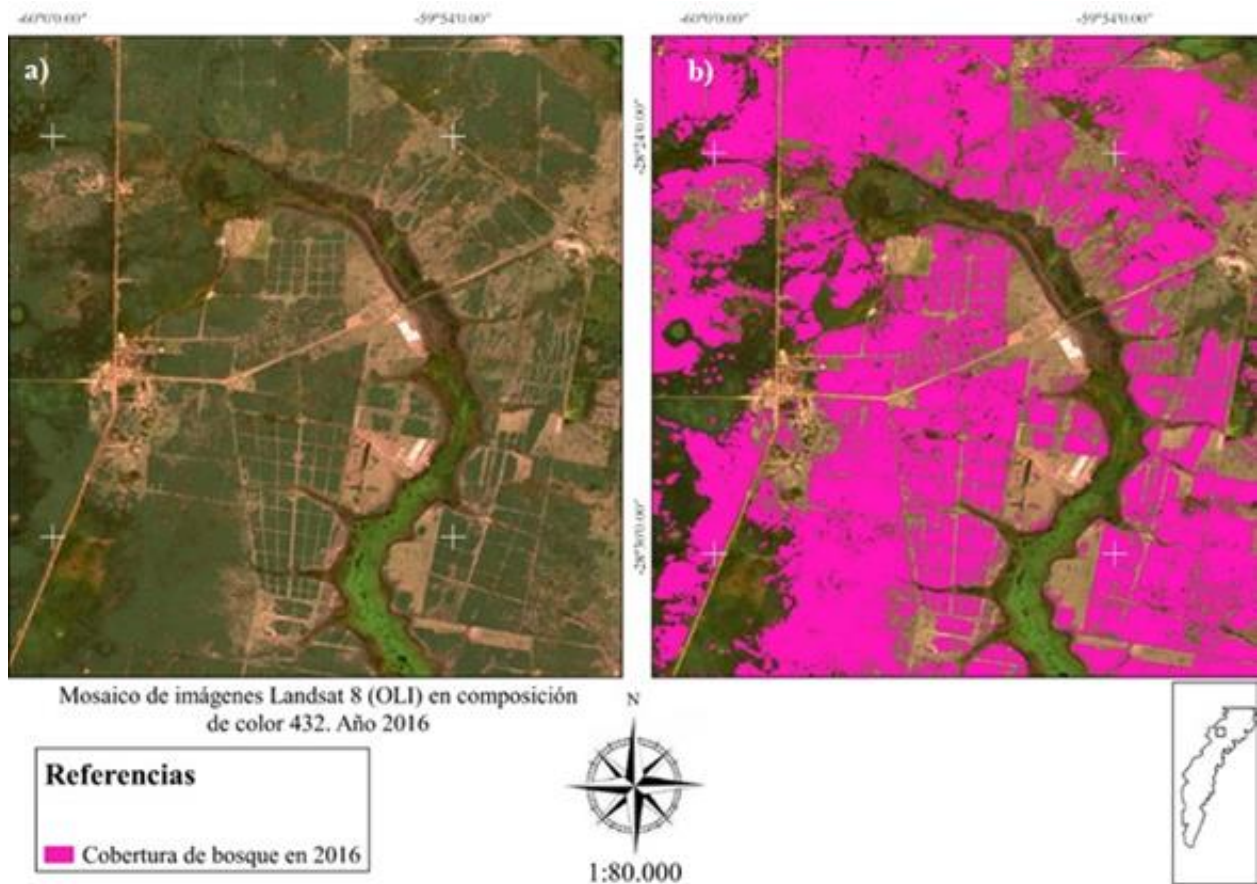


Figura 22. a) Mosaico de imágenes Landsat para el año 2016 en composición falso color real. b) Clasificación que muestra clase “bosque” sobre el mosaico presentado en a).

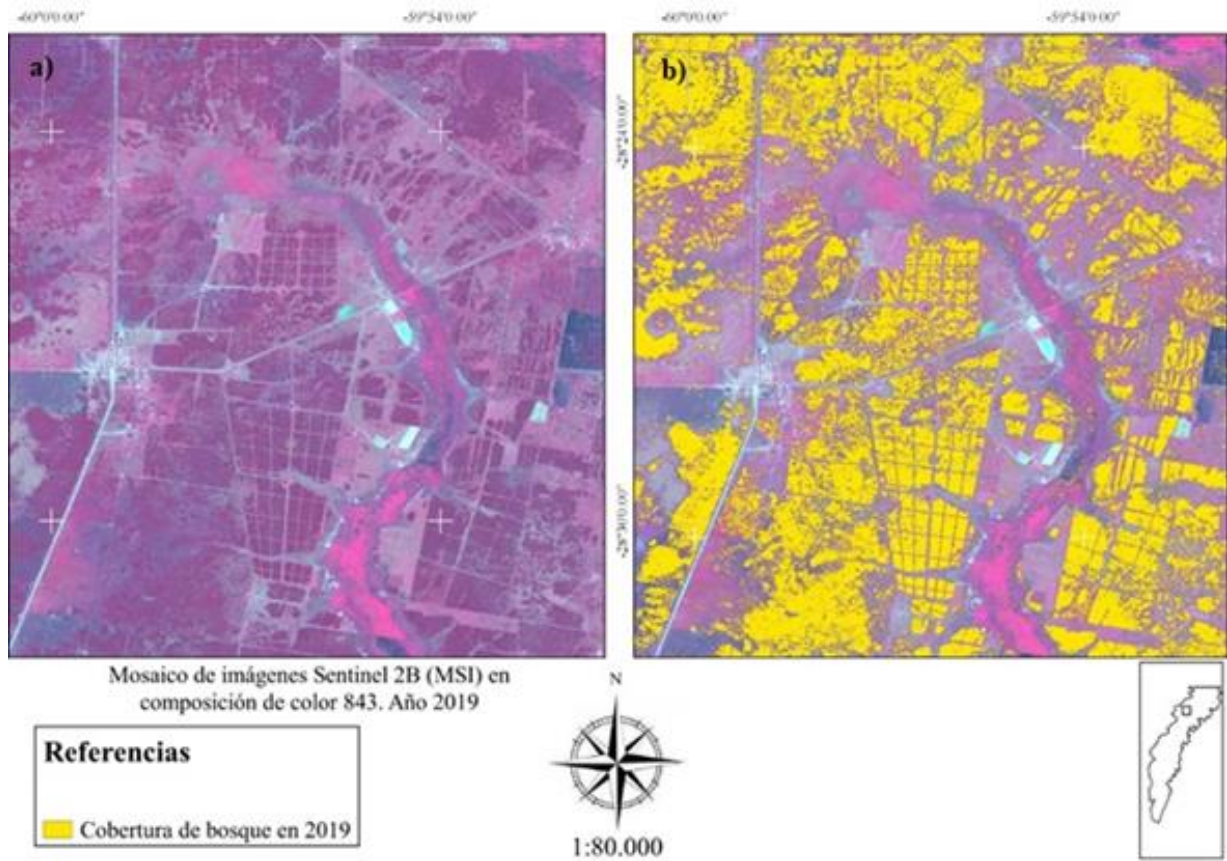


Figura 23. a) Mosaico de imágenes Sentinel 2B para el año 2019 en composición infrarrojo falso color. b) Clasificación que muestra clase “bosque” sobre el mosaico presentado en a).

Por último, en la Figura 24 se presenta el mapa de OTBN de la Provincia de Santa Fe del año 2013, utilizado para evaluar el máximo tamaño de áreas protegidas contiguas que demanda el criterio cinco de la evaluación del estado de conservación instantáneo.

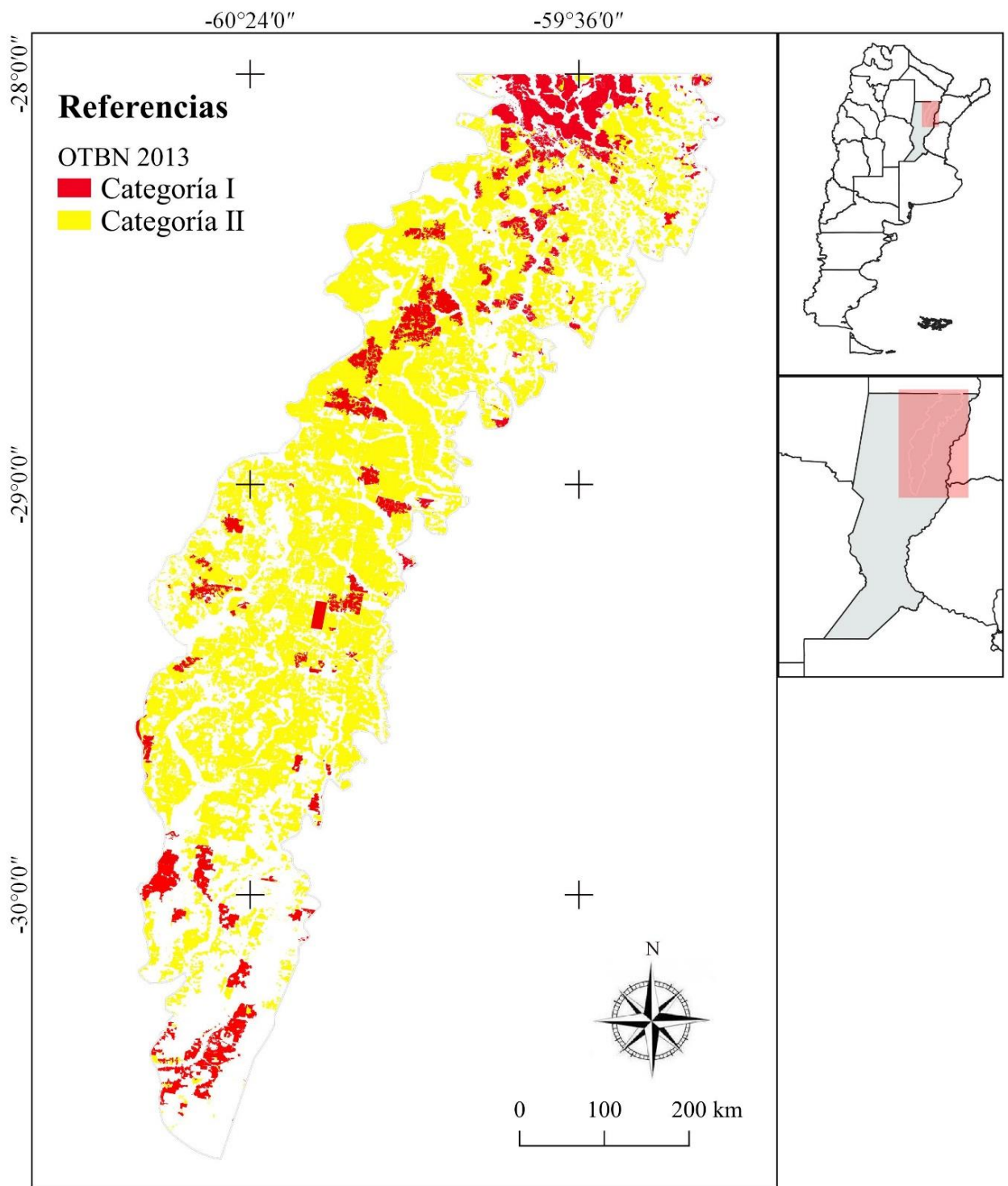


Figura 24. Ordenamiento Territorial de Bosque Nativo actualizado para el año 2013 en la Cuña Boscosa Santafesina.

3.2 Métricas del paisaje, fragmentación y tasa de deforestación anual para el período 1996-2016.

Durante los 20 años del período 1996-2016 se registró en la Cuña Boscosa Santafesina una pérdida total de 106.758 ha de área boscosa, lo que equivale al 17,04 % del área inicial. De las casi 650.000 ha de bosque que había en el año 1996, quedaron menos de 520.000 ha. Esta pérdida fue heterogénea entre períodos, con algunos más intensos en deforestación que otros. En el primero (1996-1999), en el segundo (1999-2004) y en el cuarto (2008-2013) las pérdidas fueron relativamente bajas, mostrando un amesetamiento en el proceso de deforestación (Figura 25). En contraste, los que más pérdida tuvieron fueron los períodos 2004-2008 y 2013-2016, habiendo sido el primero el más intenso, con una disminución de casi 70.000 ha de bosque (Figura 25). Además, el año 2019 presentó casi 480.000 ha de bosque, no siendo este valor comparable con el resto por la mayor resolución del sensor de las imágenes empeladas para calcularlo, como ya se mencionó previamente.

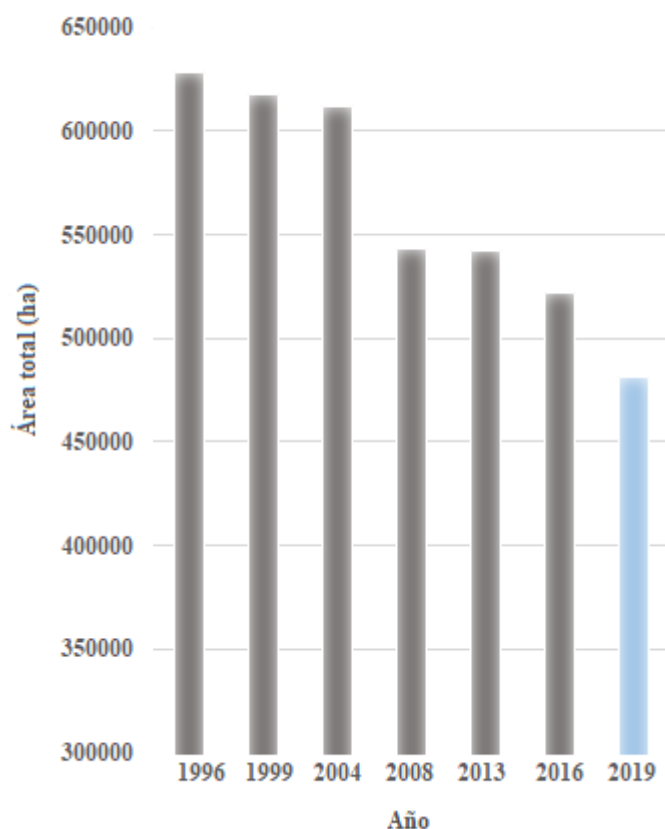


Figura 25. Área cubierta por bosque en la Cuña Boscosa Santafesina durante los años del período de estudio (1996; 1999; 2004; 2008; 2013; 2016; 2019). En gris, se muestran los años en los que se trabajó con imágenes de la serie Landsat y en celeste, con imágenes del satélite Sentinel 2B.

Asociado a esto último, se identificaron diferencias sustanciales entre las pérdidas promedio por año de los distintos subperíodos analizados. El subperíodo 2004-2008 presentó una disminución de superficie boscosa de 17.000 ha por año, mientras que el 2008-2013 menos de 200 ha por año (Tabla 2). La gran cantidad de superficie perdida en el período 2004-2008 hace que para los primeros 12 años de estudio (aproximadamente la mitad de la duración del período total) se haya alcanzado un 57% del total deforestado. Posteriormente, se dio una desaceleración del proceso de deforestación en el período 2008-2013 (con una pérdida de menos de 200 ha de bosque por año), aunque ya para el 2013 la deforestación avanzó a un ritmo más acelerado que el anterior, a un promedio de más de 6.800 ha por año (Tabla 2).

Tabla 2. Reducción del área cubierta por bosque en la Cuña Boscosa Santafesina para los distintos períodos analizados (1996-1999; 1999-2004; 2004-2008; 2008-2013; 2013-2016).

<i>Período</i>	<i>Reducción absoluta (ha)</i>	<i>Reducción porcentual (%)</i>	<i>Reducción absoluta acumulada (ha)</i>	<i>Reducción porcentual acumulada (%)</i>	<i>Reducción promedio anual (ha)</i>
1996-1999	10.341	1,65	10.341	1,65	3.447
1999-2004	5.796	0,94	16.138	2,58	1.159
2004-2008	69.295	11,36	85.433	13,64	17.323
2008-2013	917	0,17	86.350	13,79	183
2013-2016	20.407	3,78	106.758	17,04	6.802

En términos porcentuales, sólo la superficie perdida en el período 2004-2008 representa más del 10% de la totalidad de bosque al inicio del período analizado (626.349 ha). Al finalizar el período, en el año 2016, se habían perdido 106.758 ha, más del 17% de la totalidad de bosques presentes en el año 1996 (Tabla 2).

Los resultados, además, mostraron una clara tendencia a la fragmentación en los bosques de la Cuña Boscosa Santafesina (Figura 27). El tamaño promedio de los parches o fragmentos de bosque mostró una reducción neta en su superficie de 14 ha (29 %), a la vez que se registró un incremento en el número de parches de 2556(18,9%), una disminución del porcentaje ocupado del 7,68%, un incremento del perímetro total de 3.527 km (4,5%) y una reducción del perímetro medio de parche de 0,7 km (12,2%). Estos resultados son coherentes con el incremento de aproximadamente el 26 % de la relación perímetro/superficie (Tabla 3).

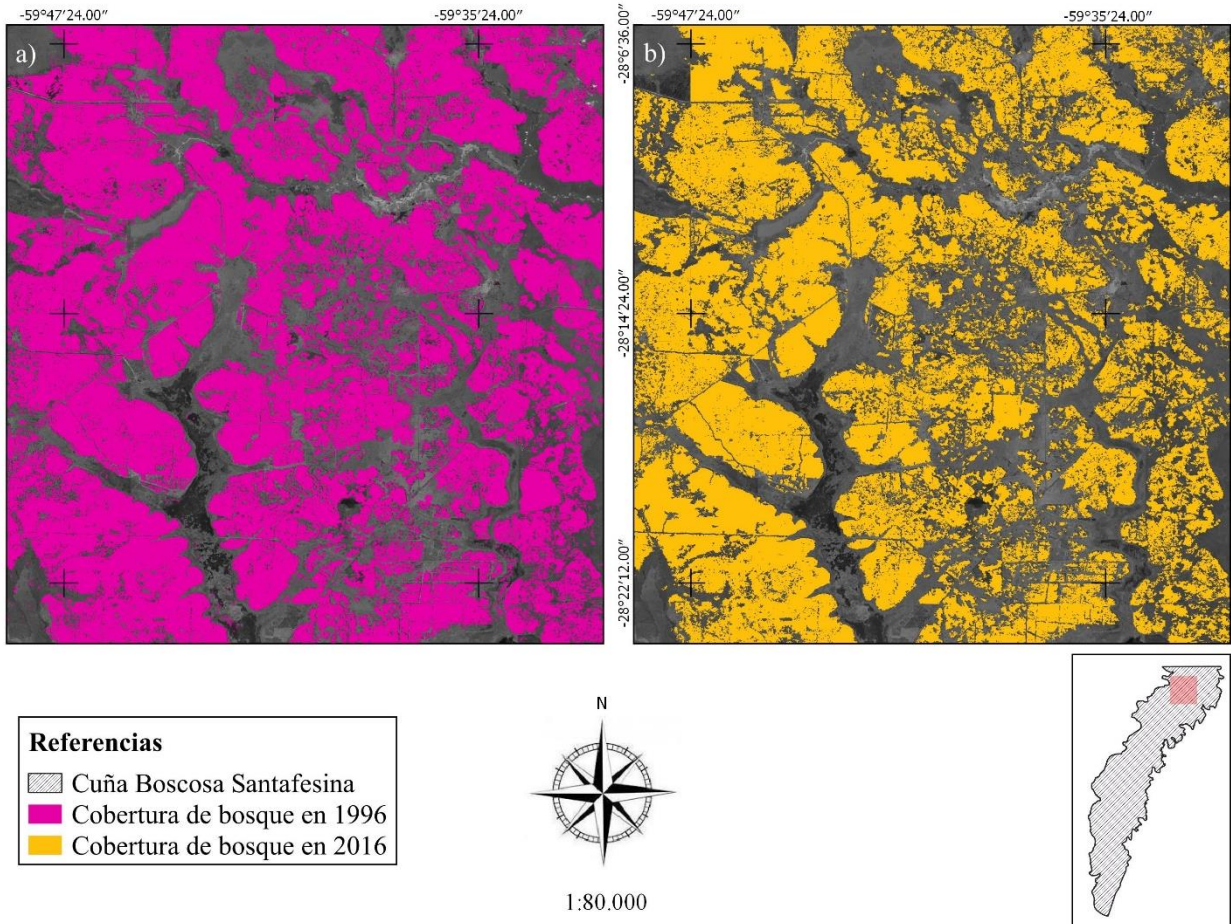


Figura 26. a) Áreas cubiertas por bosque en el norte de la región de estudio en el inicio del período de estudio (a) y al finalizarlo (b). Mapa base: Google Earth.

Tabla 3. Métricas de paisaje obtenidas para los parches cubiertos por bosque en la Cuña Boscosa Santafesina en los distintos años de estudio (1996, 1999, 2004, 2008, 2013 y 2016).

<i>Año</i>	<i>Tamaño promedio de parche (ha)</i>	<i>Número de parches</i>	<i>Porcentaje de superficie cubierta por bosque</i>	<i>Perímetro total (km)</i>	<i>Perímetro medio de parche (km)</i>	<i>Relación perímetro/área total (m/ha)</i>
1996	46,46	13.482	45,11	77.259	5,73	123,35
1999	49,05	12.560	44,37	74.901	5,96	121,59
2004	48,11	12.683	43,95	75.319	5,93	123,43
2008	38,91	13.902	38,96	74.064	5,32	136,92
2013	38,11	14.171	38,90	74.109	5,22	137,24
2016	32,40	16.038	37,43	80.786	5,03	155,48

A lo largo del período analizado, se registró que el número de fragmentos ha ido siempre en aumento, con excepción del primer período. Este es probablemente el principal motivo por el que se incrementa el tamaño promedio de los parches para luego disminuir (Tabla 4). Los dos períodos con mayor incremento son el 2013- 2016 y el 2004-2008, en ese orden (Tabla 4; Figura 26).

Tabla 4. Fragmentación en los bosques de la Cuña Boscosa Santafesina para todos los subperíodos de estudio (1996-1999; 1999-2004; 2004-2008; 2008-2013; 2013-2016). Cantidad de parches, tamaño de parches, perímetro total de parches, perímetro medio de parches y relación perímetro superficie de los parches. Entre paréntesis, los valores porcentuales de las variaciones absolutas de cada variable.

<i>Período</i>	<i>Cantidad de parches</i>		<i>Tamaño de parches</i>		<i>Perímetro total</i>		<i>Perímetro medio</i>		<i>Relación perímetro/superficie</i>	
	<i>Variación absoluta</i>	<i>Variación absoluta acumulada</i>	<i>Variación absoluta (ha)</i>	<i>Variación absoluta acumulada (ha)</i>	<i>Variación absoluta (km)</i>	<i>Variación absoluta acumulada (km)</i>	<i>Variación absoluta (m)</i>	<i>Variación absoluta acumulada (m)</i>	<i>Variación absoluta</i>	<i>Variación absoluta acumulada</i>
1996-1999	-922 (-6,84%)	-922	2,59 (5,57%)	2,59	-2.358 (-3,05%)	-2358	233 (4,06%)	233	-1,76 (-1,42 %)	-1,76
1999-2004	123 (0,98)	-799	-0,93 (-1,9%)	1,65	418 (0,56%)	-1940	-25 (-0,42%)	208	1,84 (1,51%)	0,08
2004-2008	1.219 (9,61%)	420	-9,2 (-19,13%)	-7,55	-1.255 (-1,67%)	-3195	-611 (-10,29%)	-403	13,49 (10,93%)	13,58
2008-2013	269 (1,93%)	689	-0,8 (-2,06%)	-8,35	45 (0,06%)	-3149	-98 (-1,84)	-501	0,32 (0,23%)	13,89
2013-2016	1.867 (13,17%)	2556	-5,71 (-14,98%)	-14,06	6.677 (9,01%)	3527	-192 (-3,68)	-693	18,24 (13,29%)	32,13

En el primer período (1996-1999) disminuyó el número de parches y aumentó el tamaño promedio de parche con una disminución del perímetro total.. Esto explica el incremento en el perímetro medio de parche. La relación perímetro/superficie fue menor en 1999 que en 1996 porque proporcionalmente fue mayor el área que disminuyó que el perímetro medio que se incrementó (Tabla 4).

En el próximo período (1999-2004) el número de parches aumentó (aunque en poca cantidad) así como también el perímetro total y la relación perímetro-superficie, aspectos que se condicen con que la superficie promedio de parche y el perímetro medio se hayan visto disminuidos (Tabla 4).

A continuación, en el período 2004-2008, continuó incrementándose la cantidad de fragmentos con una consiguiente disminución en el tamaño medio, pero a diferencia del subperíodo anterior, el perímetro total disminuyó. Además, se incrementó la relación perímetro superficie en más de un 10% (Tabla 4).

En los dos períodos siguientes, la dirección en la que fluctúan las variables es la misma: existe un incremento de parches, una disminución en el tamaño de ellos, con un incremento del perímetro total y una reducción del perímetro medio, dando como resultado un incremento de la relación perímetro superficie. La diferencia más sustancial radica en que el período 2008-2013 posee cambios mucho menos sustanciales que el 2013-2016 (Tabla 4).

Todo el proceso se puede observar con mayor claridad al analizar la dinámica forestal año a año (Figura 27). En ella, como las capas de cobertura forestal están superpuestas unas con otras con un orden temporal (en la base la correspondiente al año 1996, sobre ésta la del año 1999, y así sucesivamente), los diferentes colores muestran el bosque que se encuentra presente en el año que representa, pero no en el siguiente. Por ejemplo, los parches color magenta se encontraban en el año 2004 pero en el 2008 ya no estaban, por lo que la capa color roja ya no los incluye y pueden visualizarse en la imagen.

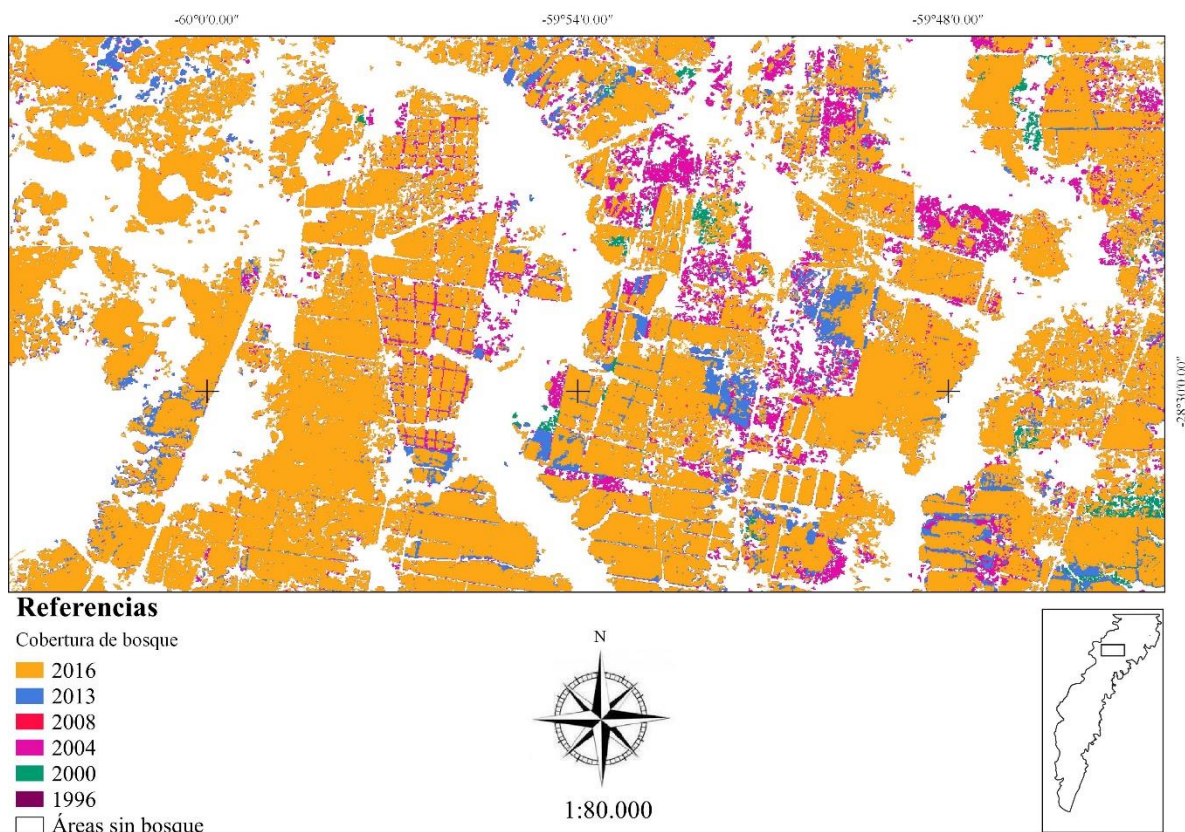


Figura 27. Coberturas boscosas de los diferentes años de manera superpuesta (en violeta el bosque en 1996; en verde el 1999; en magenta el 2004; en rojo el 2008; en azul el 2013; en amarillo el 2016) en un sector hacia el noreste de la Cuña Boscosa Santafesina.

Nótese, además, que la Figura 27 refleja que los espacios con líneas rectas que separan los fragmentos se encontraban al inicio del estudio, es decir, se ven en blanco. También se puede observar la poca variación entre 2008 y 2013 (casi no se ven polígonos color celeste) y el estado final del proceso de fragmentación al año 2016 (sobre los polígonos de distintos colores se encuentran disgregados los polígonos amarillos, que representan el bosque en el año 2016).

Por otro lado, a partir del área boscosa calculada para los distintos años y mediante la ecuación 1 se obtuvieron los resultados de la tasa de deforestación anual porcentual (Tabla 5). Durante el período analizado, la tasa anual de deforestación siempre fue negativa. Esto quiere decir que siempre hubo pérdida de bosque, habiendo sido ésta más crítica para los dos subperíodos ya mencionados: 2004-2008 y 2016-2013. Como puede observarse no existió un punto de inflexión a partir de un año en particular. Los dos primeros subperíodos y el 2008-2013 se encontraron muy por debajo de la tasa porcentual anual de todo el período (-0,93), mientras que el 2004-2008 y 2013-2016 lo superaron (Tabla 5).

Tabla 5. Valores de tasas deforestación en la Cuña Boscosa Santafesina en todos los subperíodos de estudio (1996-1999; 1999-2004; 2004-2008; 2008-2013; 2013-2016) y en el período completo (1996-2016) calculadas a partir de los valores de superficie boscosa de los diferentes años.

<i>Período</i>	<i>r (% promedio anual)</i>
1996-1999	-0,555
1999-2004	-0,189
2004-2008	-3,014
2008-2013	-0,034
2013-2016	-1,284
1996-2016	-0,93

3.3 Métricas de parches y superficie boscosa para el año 2019

La superficie de bosque correspondiente al año 2019 fue de 479.754,19 ha (ocupando el 34,56% de la superficie total de la Cuña Boscosa Santafesina). En esta cobertura boscosa se encontraron 649.659 parches, con un tamaño promedio de 0,74 ha y un perímetro medio de 0,42 km, que dan una relación perímetro-superficie de 564,54 m/ha.

3.4 Control de errores

Durante las salidas de campo se relevó información correspondiente a 318 puntos. De estos, 300 coincidieron con lo que la clasificación indica (261 corresponden a ‘bosques’ y 39 a ‘no bosques’), lo que supone una exactitud global del 94,34 % (Tabla 6).

Tabla 6. Matriz de confusión con exactitud de mapa, de campo, global, errores de comisión y omisión. B: clase ‘bosque’. NB: clase ‘no bosque’. En negrita, la cantidad de puntos de clase bosque y no bosque.

		<i>Clases campo</i>			<i>Exactitud de mapa (%)</i>	<i>Error de comisión (%)</i>
		<i>B</i>	<i>NB</i>	<i>Total mapa</i>		
<i>Clases mapa</i>	<i>B</i>	261	0	261	100	0
	<i>NB</i>	18	39	57	68,42	31,58
	<i>Total campo</i>	279	39	318		
	<i>Exactitud campo (%)</i>	93,55	100		94,34	
	<i>Error omisión (%)</i>	6,45	0			

En cuanto a la clase ‘bosque’, 261 puntos coincidieron con la verdad de campo, pero 18 no fueron detectados por la clasificación como tal, por lo que se constituyen como errores de omisión (6,45%). Esto da como resultado una exactitud de campo para esta clase de 93,55 %, valor que indica la coincidencia entre la información recopilada en el campo de la clase bosque y la clasificación digital (Tabla 6). Respecto a la clase ‘no bosque’, todos los puntos recopilados a campo (39) coincidieron con la clasificación, por lo que la exactitud de campo para esta clase es del 100%. Esto implica que no ha habido puntos levantados en terreno que indiquen que no había presencia de bosque y la clasificación lo contradecía. Sin embargo, como de los 57 puntos ubicados en la clase ‘no bosque’ de la clasificación, 18 fueron identificados como bosque a campo, el error de comisión para esta clase es del 31% (Tabla 6).

3.5 Estado de conservación instantáneo

Los resultados de los criterios para evaluar el estado de conservación instantáneo de la Cuña Boscosa Santafesina se encuentran desglosados en la Tabla 7 con su correspondiente unidad de medida y cantidad de puntos asignados.

Tabla 7. Detalle del cálculo de los criterios que componen el estado de conservación instantáneo de la Cuña Boscosa Santafesina.

<i>Área de bosque inicial</i>		(ha)	626.349,15
<i>Área remanente al 2016</i>		(ha)	519.591,15
<i>Criterio 1: Pérdida de hábitat</i>	Porcentaje perdido	(%)	17
Calificación			10
<i>Criterio 2: Bloques de hábitat</i>	Cantidad de bloques mayores a 10.000 ha	(ha)	1
Calificación			15
<i>Criterio 3: Fragmentación</i>	Variación del tamaño medio de parche	(%)	30
	Variación de la relación perímetro/superficie	%	32
Clasificación			16
<i>Criterio 4: Tasa de conversión</i>	r	(% promedio anual)	-0,93
Clasificación			6
<i>Criterio 5: Grado de protección</i>	Cantidad de bloques de reserva mayores a 10.000 ha		0
Clasificación			10
Total			57
ESTADO DE CONSERVACIÓN INSTANTÁNEO			VULNERABLE (III)

Criterio 1

La conversión fue del 17 %, porcentaje que equivale a 10 puntos en la escala. Este criterio tiene un máximo de 40 puntos.

Criterio 2

El parche de mayor tamaño, (válido para regiones con más de 300.000 ha) fue de 12.288 ha, siendo su consecutivo en tamaño menor a 10.000, por lo que el puntaje asignado fue de 15 puntos.

Criterio 3

Se eligió la categoría “avanzado”, que corresponde a una puntuación de 16. La misma alude a que la mayoría de los fragmentos eran pequeños y a que se incrementó el efecto de borde. Esta situación se refleja en la Cuña Boscosa Santafesina ya que se incrementó un 32% la relación perímetro superficie y hay 31% de disminución en el tamaño promedio de parches.

Criterio 4

La tasa de deforestación fue de -0,93% anual, y por lo tanto le corresponden seis puntos (conversiones de -0,5 a -2% anual implican este puntaje). El máximo valor de esta variable es 10.

Criterio 5

Dentro de la Cuña Boscosa Santafesina existen tres reservas naturales: Reserva Natural Manejada Potrero Lote 7 b, Reserva Natural de la Defensa Campo Garabato y Reserva Provincial La Loca (Gobierno de Santa Fe, 2020).

La Reserva Lote 7b tiene aproximadamente 2000 ha y se encuentra al norte de la localidad de Vera. Es probable que en ella habiten especies de fauna amenazada. La segunda se encuentra al norte de la localidad de Garabato y mide unas 2660 ha, mientras que la última se encuentra en el sector sur de laguna La Loca y mide 2170 ha (Gobierno de Santa Fe, 2020), encontrándose una parte de esta reserva fuera del área de estudio. Estas tres áreas protegidas de la Cuña Boscosa Santafesina suman cerca de 5.000 ha.

Por otro lado, bajo la zonificación del OTBN, que se obtuvo por la reglamentación de la Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Bosques Nativos n° 26.331, se encuentran protegidas bajo las categorías I (rojo) y II (amarillo) grandes partes de la Cuña Boscosa Santafesina. La categoría roja alude a aquellas áreas que son “*sectores de muy alto valor de conservación que no deben transformarse, ya sea por constituirse como áreas de reserva, de conexión, de protección de las cuencas a las que pertenece. Sin embargo, pueden estar habitados por comunidades indígenas y en ellos se pueden realizar actividades de investigación.* El amarillo, por el contrario, refiere a sectores de mediano valor de conservación, y refiere a sectores *que pueden estar degradados pero que pueden llegar a tener alto valor de conservación. Además, pueden ser sometidos a aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica* (Ley n° 26.331, 2007). Sin embargo, no hay parches de

bosque de la clasificación 2016 que cumplan con la condición de estar delimitados por las categorías I o II del OTBN 2013 mayores a 10.000 ha. El parche de mayor tamaño que cumplió con esas condiciones fue de 3.437 ha.

Sin embargo, el criterio establece que si el área protegida contigua más grande no supera las 10.000 ha, como es el caso de las tres reservas y las áreas con categoría I y II del ORBN, el puntaje es el mayor, en este caso, 10.

Suma del total de los criterios

La suma de puntos para estos cinco criterios da un total de 57, lo que quiere decir que el estado de conservación instantáneo es “vulnerable”, categoría que se encuentra entre “en peligro” y “relativamente estable” y abarca los puntajes de 37 a 64 (Dinerstein et al., 1995).

4. DISCUSIÓN

4.1 Sobre las métricas y tasas de deforestación y su comparación con otros valores

Las métricas obtenidas en este trabajo no muestran una variación constante a lo largo del tiempo y su fluctuación no sigue un patrón claro. La variación de pérdida promedio de superficie por año en los distintos subperíodos fluctúa de 180 ha a más de 17.000 ha. Sin embargo, para poder comprender de qué manera se fue desarrollando el proceso de fragmentación y en qué medida la deforestación está vinculada a este fenómeno, es oportuno analizar en conjunto los valores de reducción de superficie con los de las métricas de los parches.

En el subperíodo 1996-1999, dada la disminución en el número de parches (única etapa en la que esto sucede) y el aumento en el tamaño medio de parche (Tabla 4), la Cuña Boscosa Santafesina podría haber estado experimentando la etapa de eliminación predominantemente, según los nombres de las etapas propuesto por Jaeger (2000). Es probable que este fenómeno sea la continuación de un proceso, que, como se especificó en la introducción de este trabajo, haya iniciado antes de 1996. Esto puede visualizarse en las líneas de la figura 27, las cuales representan caminos que pudieron haber dado lugar al avance sobre las comunidades vegetales.

En contraste, en el subperíodo 1999-2004, la cantidad de parches aumentó dando como resultado un muy bajo aumento en la relación perímetro superficie, lo que indica que los parches que se sumaron fueron pocos y pequeños (Tabla 4). Como el área total cubierta por bosques disminuyó, podría inferirse que este fue el comienzo de una nueva etapa de fragmentación, o sea que los parches nuevos fueron producto de la separación o disgregación de otros más grandes. En este período podrían haber estado resurgiendo las etapas de los procesos de incisión y disección. También pudo haberse dado la perforación de parches más grandes por lo que su perímetro se incrementa, aunque es probable que la disección se haya dado por finalizada en algunos casos ya que el número de parches fue mayor a la de la etapa anterior.

Luego, en el subperíodo 2004-2008, se estima que se han eliminado parches grandes, debido a que disminuyó el perímetro total, aunque el proceso de fragmentación del período anterior continuaba ya que el número de parches siguió aumentando (es el segundo período en el que más se incrementa el número de parches luego del 2013-2016) y el perímetro promedio siguió disminuyendo, en simultáneo con la reducción de la relación perímetro/superficie. La disminución de superficie boscosa fue muy marcada, probablemente debido a la eliminación de los parches grandes mencionados (Tabla 4). Las formas de avance sobre el bosque pudieron

haber sido varias (perforación, incisión, disección, disipación, encogimiento y eliminación) sin que pueda ser posible discernir cuál prevaleció por sobre otra.

En el subperíodo siguiente (2008-2013) es posible que se hayan ido agregando más parches pequeños a costa de que los más grandes se sigan fragmentando, ya que el perímetro total aumentó y el perímetro medio disminuyó, con un incremento también de la relación perímetro-superficie (Tabla 4). Este fue el período con cambios menos sustanciales tanto en términos de pérdida de superficie como en fragmentación. En él se podrían haber dado la incisión y disección como procesos sobresalientes.

El último período (2013-2016) tuvo el mismo patrón que el anterior. En él existió un incremento de fragmentación, que se explica por un aumento en el perímetro total, una disminución en el perímetro medio y un aumento de la relación perímetro superficie (Tabla 4), aunque a una velocidad sustancialmente mayor.

Todo el proceso de fragmentación recién descrito ha generado una atomización del paisaje sin que predominen formas geométricas regulares o rectangulares, resultando en un paisaje con una disposición de los parches boscosos más disgregada. Como se puede ver en la figura 27, los polígonos de diferentes colores no son formas geométricas con ángulos rectos, sino que son isletas con formas diferentes sin seguir un patrón determinado.

Para el período analizado en el área de estudio y en el período 1996-2016, en total, se perdieron casi 107.000 ha de bosque, un promedio de más de 5.000 ha por año, lo que da como resultado una tasa de deforestación de -0,93 % por año. Particularmente, en el 2019 se encontró una cantidad de bosque sustancialmente menor a la de 1996. Si bien es esperable este resultado por la mayor resolución del sensor, es altamente factible que, por la tendencia de disminución de superficie en todos los subperíodos, esta diferencia sea además por una pérdida de bosque adicional en el período 2016-2019. Además, es probable que esta pérdida de superficie boscosa resulte más relevante que el incremento de la relación perímetro/superficie de los parches del 32%, ya que Fahrig (2003) concluye que la fragmentación *per se* tiene un efecto mucho menos negativo sobre la biodiversidad que la pérdida de hábitat.

Por otra parte, tanto la superficie perdida como las tasas pueden evaluarse de manera más integral si se las compara con valores de otras áreas (Tabla 8).

Tabla 8. Comparación entre valores de tasa de deforestación (r) regionales, nacionales y globales. Los lugares marcados con asterisco (*) son aquellos cuyo r fue calculado a partir de valores iniciales y finales de superficie boscosa en un período dado. Aquellos que no lo tienen, fueron extraídos directamente sin necesidad de cálculo.

<i>Lugar</i>	<i>Período</i>	<i>r % anual</i>	<i>Referencias</i>
Cuña Boscosa Santafesina*	1996-2019	-0,93	Elaboración propia
Cuña Boscosa Santafesina	1976-2005	-2,62	Carnevale et al., 2007
Cuña Boscosa Santafesina	1976-1986	-0,91	Carnevale et al., 2007
Cuña Boscosa Santafesina	1986-2000	-1,56	Carnevale et al., 2007
Cuña Boscosa Santafesina	2000-2005	-2,32	Carnevale et al., 2007
Provincia del Chaco*	1998-2002	-0,57	Montenegro et al., 2002
Selva Paranaense*	2001-2019	-1,17	Global Forest Watch, 2020
Chaco Salteño*	2008-2012	-1,14	REDAF, 2012
Argentina*	2000-2010	-0,24	Global Forest Watch, 2020
Argentina*	2010-2019	-1,59	Global Forest Watch, 2020
Argentina*	2000-2019	-0,88	Global Forest Watch, 2020
Argentina*	1915-1937	-4,75	Cozzo, 1967
Tierras Bajas, Bolivia	1975-1998	-2,81	Montenegro et al., 2002
Selva Lacandona	1974-1991	-1,57	Montenegro et al., 2002
Haití	1990-2000	-5,85	Puyravaud, 2003
Sudamérica*	1990-2015	-0,40	Keenan et al., 2015
Norteamérica*	1990-2015	0,015	Keenan et al., 2015
Centroamérica*	1990-2015	-1,15	Keenan et al., 2015
Sudeste asiático*	1990-2015	-0,35	Keenan et al., 2015
África*	1990-2015	-0,40	Keenan et al., 2015
El mundo	1990-2000	-0,23	Puyravaud, 2003
El mundo*	1990-2010	-0,159	Keenan et al., 2015
El mundo*	1990-2010	-0,139	FAO y JRC, 2014
El mundo*	2000-2005	-0,628	Hansen et al., 2010
El mundo*	2000-2005	-0,158	FAO y JRC, 2012

En primer lugar, la tasa de deforestación de la Cuña Boscosa Santafesina para el período de estudio de la presente tesina fue un 65% menor a la obtenida por Carnevale et al. (2007) (-2,62 % por año en el período 1976-2005 y -0,93 % por año en el período 1996-2016) (Tabla 8). Esto refuerza la idea de que la explotación del bosque se ha iniciado previamente. Sin embargo, Carnevale et al. (2007), a diferencia del presente estudio, en el que las tasas adoptan valores fluctuantes desde el inicio hasta el final del período de estudio, identificó tasas crecientes de deforestación desde la década del 70 hasta los primeros años de este siglo (Tabla 8).

Como se ha mencionado, la deforestación ha sido más intensa en lugares del Gran Chaco con suelos aptos para agricultura (Torrella et al., 2005). En esta línea, el porcentaje de pérdida anual de bosque en el período 1998-2002 en la provincia de Chaco (-0,57%) es casi tres veces mayor al de la Cuña Boscosa Santafesina (-0,19% promedio anual) en un período similar (1999-2004) (Tabla 8). En términos absolutos, en el área de estudio en dicho período la pérdida de superficie boscosa fue de 1.159 ha/año (5.197 ha en total). En contraste, en el sudeste y el centro de la provincia de Chaco fue de 32.000 ha/año (UMSEF, 2002). Asimismo, la tasa de deforestación del Chaco Salteño para el período 2008-2012 (exactamente después de la sanción de la Ley de Bosques n° 26.331) fue 30 veces mayor (-1,17%) al de la Cuña Boscosa Santafesina para un período similar (-0,038% en 2008-2013). La tasa de deforestación en la Selva Paranaense, en cambio, no presenta un contraste tan marcado con el área de estudio, aunque también es superior (-1,14 % anual para el período 2001-2019).

Por otro lado, la tasa del -0,93 % anual de la Cuña Boscosa Santafesina es un quinto de la de Argentina en un subperíodo de principio del siglo pasado (-4,75% anual). Sin embargo, es mayor que la de Argentina para un período similar, como lo es el 2000-2019 (-0,88% anual). Los datos parecen indicar, a nivel país, que la segunda década del presente siglo tiene una tasa de deforestación casi siete veces mayor que la primera (Tabla 8). De hecho, la pérdida neta de área forestal entre 2010 y 2015 para América del Sur estuvo dominado por cinco países, de los cuales Argentina ocupa el tercer lugar con 297 K ha (Keenan et al., 2015).

En Latinoamérica existen dos extremos en cuanto a proyección de los cambios de cobertura forestal a 2030. Por un lado, Argentina sostiene que se va a incrementar en un 48% su superficie boscosa (12.947 K ha) para dicho año, en contraste con Bolivia, que proyecta una pérdida del 84% (45.764 K ha) (d'Annunzio et al., 2015). De hecho, este país ha tenido desde la década del 70' hasta finales del siglo pasado una tasa mayor que la que presentó la Cuña Boscosa Santafesina (-2,81% anual). Otros sectores de Latinoamérica como Haití han presentado una muy alta velocidad de pérdida, más que duplicando la de nuestra área de estudio. La Selva Lacandona en México, por su parte, ha tenido una tasa menor a éste, pero mayor a la de Argentina en este siglo. Aun así, todas las tasas son negativas (Tabla 8).

Como aspecto que aporta a la discusión del contexto internacional, vale destacar que tres cuartas partes de todos los bosques están en los países de altos y medio-altos ingresos, pero solo el 25% del total se encuentra en países clasificados como de bajos ingresos o medio-bajos (Keenan et al., 2015). Estos datos se pueden explicar con las tasas mayores a escala continental que tienen Centroamérica, Sudamérica, África y el Sudeste Asiático (de mayor a menor) mientras que Norteamérica presenta valores positivos (Tabla 8). Los mismos estarían asociados a procesos de reforestación en los últimos años.

A nivel global hubo una disminución neta en el área forestal del 3% entre 1990 y 2015, de 4128 M ha a 3999 M ha (Keenan et al., 2015). Sin embargo, las tasas a escala global para un mismo período, como las que obtuvieron los estudios de Hansen et al. (2010) y FAO y JRC (2012), pueden ser muy diferentes (Tabla 8). Estas diferencias se podrían explicar a partir tanto de las diferentes definiciones de la clase considerada bosque como de la metodología utilizada. Hansen et al. (2010) definió la cobertura arbórea como aquella área que tenía una cantidad de árboles que cubrían más del 25% del canopy (en este caso, del píxel), siempre y cuando los árboles tengan más de cinco metros (m) de altura. El estudio lo realizó con mosaicos MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) de 500 m de resolución con una muestra de imágenes de la serie Landsat. FAO y JRC (2014), por el contrario, contempló aquellas superficies cubiertas con bosques con más del 10% del canopy (también detectó árboles con 5 m de altura como mínimo). Es decir, se tuvo en cuenta el uso del suelo más que la condición de presencia o ausencia de árboles. Además, el método utilizado fue en base solamente a mosaicos de imágenes de la serie Landsat (Keenan et al., 2015). Bajo estas diferentes metodologías, los valores de deforestación a nivel mundial oscilan los valores de -0,628 % anual y -0,159 % anual para el período 1990-2010. Asimismo, según estos dos trabajos, la diferencia entre las tasas de deforestación mundial para el período 2005-2010 fue de cuatro veces (-0,628 % anual según Hansen et al. (2010) y -0,158 % anual según FAO y JRC (2012)) (Tabla 8).

En la bibliografía se pueden identificar algunas causas que podrían explicar el origen y el contexto histórico en el que ocurre el proceso de deforestación y fragmentación encontrado en la presente tesis. En las últimas dos décadas, la mayor parte de la superficie deforestada en Argentina (entre un 61% y un 84%) fue debida a la producción de materias primas (Figura 36) (Global Forest Watch, 2020). En la actualidad, además, nuestro país forma parte del grupo de los cuatro países que concentran la totalidad de las exportaciones de soja de América Latina. En efecto, el vínculo entre la producción de *commodities* y la deforestación es directo. Para la región chaqueña, Morello et al. (2005) ha descripto las diez etapas de uso de los recursos y desmantelamiento de la biota, entre las cuales se destacan los usos de la madera para taninos, para postes y durmientes, la explotación para ganadería (entre otras) y, por último, la

pampeanización del Chaco. Este proceso indica que se ha supuesto que el uso del suelo agrícola en el Chaco puede darse de manera similar y con el mismo paquete tecnológico que en la Pampa, región en la que este modelo de desarrollo se consolidó a mediados del siglo XIX, para luego acelerarse a fines del mismo siglo. El área sembrada en Argentina, que era de 0,5 M ha en promedio en la segunda mitad del siglo XIX, para 1915 ya era de 22 M ha (Rapoport, 2000).

La vinculación entre deforestación y producción de *commodities* también se encuentra a nivel mundial. De hecho, se verificó que sólo desde 2000 a 2011 la producción de carne de res, soja, aceite de palma y productos de madera fueron los agentes causales a nivel mundial de un área de deforestación que alcanzaría los 3.8 M ha. Sin embargo, la proporción de áreas deforestadas para producción de materias primas a nivel mundial (el porcentaje oscila entre 19 % y 30%) es aproximadamente un tercio de las de Argentina (60-85% aproximadamente), demostrando que este fenómeno es más agudo en nuestro país (Figura 36) (Global Forest Watch, 2020).

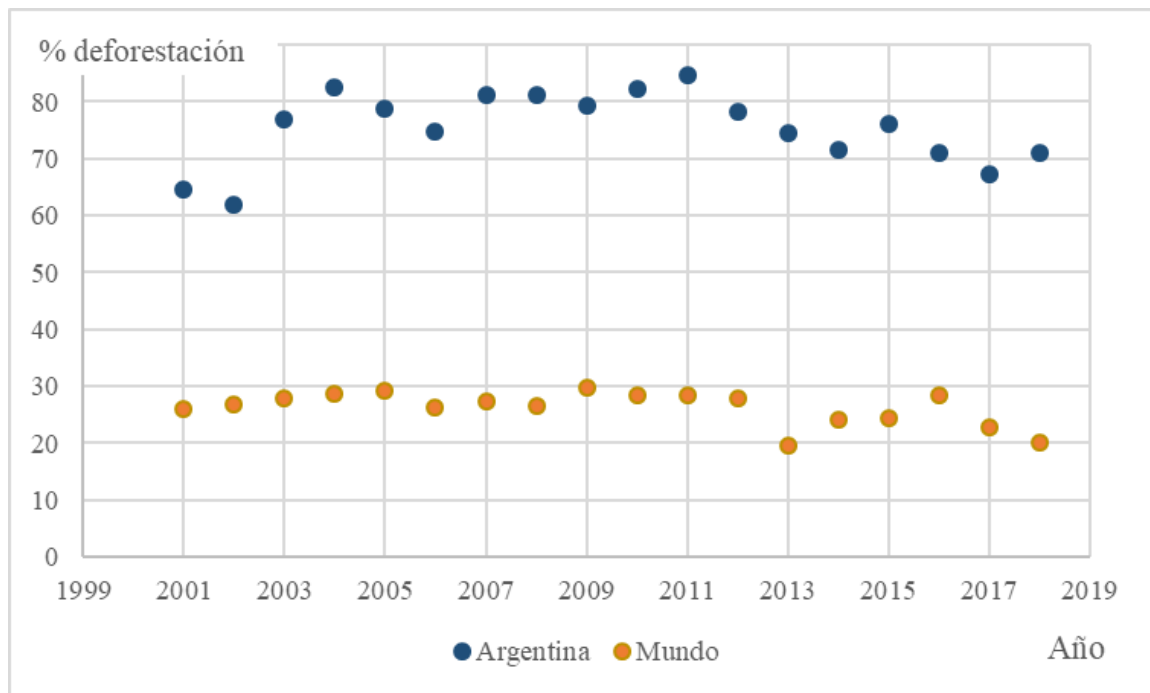


Figura 28. Porcentaje de la deforestación para la producción de materias primas respecto de la deforestación total en el período 2001-2018 para Argentina y el mundo. Fuente: elaboración propia a partir de datos de Global Forest Watch (2020).

La situación de avance de superficies cultivadas ha afectado también a la Cuña Boscosa Santafesina, pero en este caso, por pasturas. Según Torrella y Adámoli (2005), el avance de la superficie ocupada por pasturas para ganadería en el período 1992-2002 fue de 11% en esta región. En la misma hubo una gran diferencia en las causas de deforestación entre el primer período y el que se agudiza a partir de la segunda mitad del siglo XX. En el primero, como se mencionó previamente, el principal fin de la deforestación era el uso de la madera. En la etapa más reciente, en cambio, la frontera agrícola ha avanzado a partir de un desplazamiento de los espacios destinados a pastoreo, los cuales pudieron expandirse en superficie por avanzar sobre las áreas boscosas que no son productivas en términos de uso agrícola. Estas áreas, los ecosistemas de uso más marginal como los bosques de la Cuña Boscosa (Bercovich, 2000), han sido sometidos a un uso más intensivo y selectivo que en el pasado (Corradini et al., 1993). Considerando dicho contexto, es altamente probable que la Cuña Boscosa Santafesina haya sido una de las áreas cuya explotación forestal se vio incrementada a partir de la intensificación de la actividad ganadera, debido al desplazamiento de la misma por parte del avance de la frontera agrícola sobre espacios que previamente eran agrícola-ganaderos.

A este fenómeno de extracción forestal de la Cuña Boscosa Santafesina se le suma que aún siguen vigentes los mecanismos de extracción de madera en forma de rollizos y leña (aunque no con la intensidad de la primera mitad del siglo XX). De hecho, desde 1990 a 2015

la producción de madera en rollizos en Argentina se ha incrementado, aunque considerablemente a menor velocidad que en otros países de América Latina y Asia (Jürgensen et al., 2014). Como ya se mencionó anteriormente, en el departamento Vera, esta práctica sigue vigente con más de 3000 tn de extracción de madera en leña (temporada 2017-2018) y más de 1000 tn de carbón (SAyDS, 2019).

4.2 Sobre el control de la clasificación de imágenes con datos tomados a campo

Respecto al valor de deforestación estimado a partir del geoprocesamiento de las imágenes satelitales para el último año, el mismo fue validado por información recogida en el campo de más de 300 puntos, y arrojó una exactitud global de 94%. Esta validación ha sido útil para la comprobación de la presencia de cobertura de bosque dado que desde el terreno es posible la detección del mismo. Sin embargo, no es posible con la metodología utilizada conocer la distribución en el espacio de los parches desde el terreno, ni la cantidad de parches, la distancia entre ellos, entre otras variables que describen el fenómeno de fragmentación. Esto quiere decir que la validación realizada puede ser tenida en cuenta para comprobar la exactitud de la cantidad de cobertura boscosa de la clasificación, más no para corroborar la exactitud de las métricas de fragmentación.

4.3 Sobre la metodología utilizada

Existen numerosos estudios en los que se utilizan las imágenes de la serie Landsat para detección de cambios de cobertura y particularmente, de deforestación. A escala global, Hansen et al. (2013) es uno de los más reconocidos. Además, el portal Global Forest Watch (GFW), que genera alertas de deforestación para todo el mundo, también las utiliza como insumo (Global Forest Watch, 2020).

Para la detección de coberturas del Gran Chaco, imágenes Landsat también son clasificadas por el proyecto MapBiomás Chaco, quienes además realizan estudios de levantamiento de puntos a campo para la confección de matrices de confusión a fin de calcular la exactitud global (MAPBIOMAS, 2020). La serie Landsat fue utilizada además en el estudio de detección de cambio de uso del suelo en el Chaco argentino realizado por Adámoli et al. (2011); por la UMSEF dependiente del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, que además calcula el r para diferentes períodos; y por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA (que específicamente, calcula por temporada la ocupación del suelo de los

diferentes cultivos), que complementa la información con imágenes Sentinel 2 (INTA, 2020). Para la detección de la deforestación en el Chaco, particularmente, Torrella (2014) ha utilizado imágenes Landsat y, además, ha implementado la clasificación supervisada eligiendo las clases de entrenamiento con interpretación visual.

En todos estos estudios en los que se utiliza la teledetección para la evaluación de las dinámicas de paisaje los resultados están atados a la escala y a la resolución espacial de los sensores utilizados (Mateucci, 2004). En otras palabras, los fragmentos que sean de muy baja cobertura y un tamaño menor que la mínima unidad espacial (el píxel) no serán contabilizados como tal. A fin de no generar confusiones referidas a la escala y la resolución, es recomendable comparar estudios que hayan utilizado resolución y escalas similares (aunque, al no existir una estandarización de las métricas a utilizar, los períodos temporales y las resoluciones espaciales, es muy complejo realizar comparaciones entre diferentes bibliografías) (McGarigal y Cushman, 2002). Vinculado a esto, se propone unificar los criterios de medición de la deforestación a fin de poder comparar tasas y cantidad de superficies entre fuentes de diversos lugares del mundo. Esto debería contemplar tipo de sensor, resolución, magnitud de períodos a considerar, escala de corrección y criterios para cada región de lo que se considera bosque.

Sin dudas, en la metodología que permite conocer si un área estuvo o no ocupada por bosque puede incrementarse la precisión, aunque estas mejoras incluyen mayor cantidad de imágenes a analizar y otros softwares de procesamiento. Una de estas mejoras la constituye la incorporación de imágenes de sensores activos, o radar, por ejemplo, de las series SAOCOM, ALOS PALSAR, Sentinel 1, Cosmo-SkyMed, entre otros. Según numerosos autores la incorporación de este tipo de información aumenta la precisión de los mapas (Baumann et al., 2018). Dentro del rango óptico, otra incorporación puede incluir diversas imágenes del mismo año con diferentes grados de humedad (por ejemplo, de la época seca y de la época estival) para realizar una selección más certera de los píxeles ocupados por bosque (MAPBIOMAS, 2020). Según Global Forest Watch (2020) para esto también se podría incorporar el análisis de perfiles temporales del índice de vegetación de diferencia normalizada (Rouse et al., 1974) (NDVI por sus siglas en inglés) o de otros índices espectrales específicos.

Continuando con las sugerencias de mejoras en la calidad de la información de tipo de uso del suelo para una mayor precisión, puede incrementarse la cantidad de años analizados en lo que se denomina detección múltiple de cobertura. La misma consiste en verificar la falta de bosque en una imagen, por chequeo directo en la sucesiva, eliminando falsos positivos (Global Forest Watch, 2020).

Vinculado a la detección de cobertura, existe una problemática específica de los estudios de fragmentación en bosques, que es la clasificación binomial del paisaje (bosque – no bosque),

la cual tácitamente, lo supone como homogéneo (García, 2011). Esta binarización puede ser particularmente problemática en áreas como la Cuña Boscosa Santafesina, además, porque la parcelación del paisaje no está casi presente, sino que se avanza sobre el bosque disminuyendo la biomasa forestal, por lo que las respuestas espectrales pueden mostrar, a veces, la degradación del bosque de manera paulatina y por su parecido con el estadio anterior, hay probabilidad de error. Por otro lado, se complejiza la definición de “bosque” y “no bosque” ya que el bosque prístino tiene rasgos que lo caracterizan. En este sentido, los bosques que vieron disminuida su biomasa forestal podrían ser confundidos con abras, constituyendo éstas falsos positivos en la deforestación.

Además, para profundizar el análisis de la fragmentación, pueden ser calculadas otras métricas a fin de evaluar otras características, tales como las distancias entre parches y/o sus formas geométricas más representativas, aspectos que pueden ser incorporados en análisis posteriores. Por otro lado, Jaeger (2000) sostiene que la métrica a utilizar depende de la fase de la fragmentación que esté sucediendo, por lo que en un análisis más exhaustivo podría determinarse en qué etapa se encuentra la comunidad vegetal y aplicar los índices en función de esto, aspecto que refuerza la necesidad de incrementar los estudios en el territorio.

En esta línea, es importante destacar que no debe estudiarse únicamente la disposición, forma y tamaño de los parches en el espacio ya que en muchas ocasiones la importancia de la calidad interna de los fragmentos puede ser tanto o más importante que su magnitud o su configuración espacial (Jules y Shahani, 2003; Kupfer et al., 2006), Además, la magnitud de efectos de borde sobre la composición de una comunidad original puede aumentar de forma no-lineal al incrementar el tamaño de los fragmentos e incluso para muchos organismos el límite entre fragmentos y matriz no es percibido como el tránsito de un hábitat óptimo a uno inhóspito, ni mucho menos como barrera que no pueden atravesar (García, 2011). Por lo tanto, se recomienda que los estudios que analizan paisajes de manera remota, como esta tesina, se complementen con los que analizan aspectos ecológicos. De hecho, sería interesante evaluar el efecto sobre la función y estructura de los ecosistemas, así como la capacidad del bosque de mantenerse en el tiempo (Torrella, 2014).

Sin embargo, aunque resulte lógico incorporar mecanismos de mejora en la precisión de la detección de cobertura y de métricas de fragmentación, cabe realizar la salvedad aquí, de que la utilidad de los estudios de dinámicas de paisaje para su complemento a estudios ecológicos ha sido fuertemente discutida, ya que hay muchos que muestran respuestas negativas a diferentes variables (como la eficacia biológica de los individuos, la capacidad de persistencia de las especies o la diversidad de las comunidades), y también son numerosos los estudios que no detectan efectos, o que, incluso, encuentran efectos positivos (McGarigal y Cushman, 2002).

Estos estudios que relacionan dinámica de parches con alguna variable ecológica, además, deberían realizarse con diferencias por especie, ya que los efectos de la fragmentación no son iguales para todas, ni siquiera para las que comparten un mismo hábitat, como lo ha mostrado Torrella (2014) para el bosque de los tres quebrachos.

Por último, cabe aclarar que, si bien todas estas consideraciones sobre la metodología empleada permiten enriquecer el análisis, en numerosas ocasiones el trabajo de gabinete, empleando imágenes satelitales y SIG, es el único posible para contabilizar la dinámica de la cobertura forestal, ya que los estudios de campo son mucho más costosos en recursos y tiempo. Actualmente, este tipo de información se puede visualizar a través de un sitio web del gobierno nacional desde donde se puede observar el monitoreo de los desmontes del país (<http://snmb.ambiente.gob.ar/develop/>) e incluso el Chaco Seco tiene uno propio (monitoreodesmontes.com.ar). Además, como ya se ha mencionado, existe la UMSEF, que reporta los datos de superficie deforestada por provincia para todo el país (aunque sin georreferenciar).

4.4 Sobre el estado de conservación instantáneo

En cuanto al estado de conservación instantáneo, se destaca que la totalidad del Chaco se encontraba relativamente estable (categoría IV) hacia el año 1995 (Dinerstein et al., 1995). En la actualidad, la Cuña Boscosa Santafesina, incluida en el Chaco y habiendo analizando un período que comienza en el 1996 y se extiende hasta el 2016, se corresponde con la categoría ‘vulnerable’ (categoría III). La misma se caracteriza por tener hábitats con elevada probabilidad de persistir en el tiempo en caso de recibir la protección adecuada, pero también tienen alto riesgo de perder algunas especies sensibles o explotadas. Los motivos por los que se obtuvo esta categoría son, sobre todo, la disminución de la superficie de bosque y el incremento de parches pequeños en el paisaje. Es de gran importancia la conservación de los parches grandes por su capacidad para albergar mayor biodiversidad, su resiliencia, su capacidad de conectar cursos lóticos y lénticos, su efecto de reservorio y amortiguador. Sin embargo, la conservación de los parches pequeños también lo es (Etter, 1991). Su pérdida podría impactar en la conservación de comunidades, en el movimiento y dispersión de especies (Shafer, 1995), en el desarrollo de especies heliófilas (Torrella, 2014) en el acervo genético, en la cantidad de refugios para la fauna, en la heterogeneidad del paisaje, en la amortiguación de la extinción de especies y en la dispersión de semillas (Etter, 1991; Mateucci, 2004).

Por otro lado, desafortunadamente, no existen datos que describan el estado de conservación de la Cuña Boscosa Santafesina para años anteriores (existen datos aislados como

la tasa de deforestación y la cantidad de áreas protegidas), pero dado el estado de conservación ‘relativamente estable’ para el Chaco en el año 1995, es válido inferir que la probabilidad de la persistencia de la biodiversidad en el tiempo ha disminuido y con ella, el mantenimiento de procesos ecológicos. El Chaco obtuvo calificaciones menores que la Cuña Boscosa Santafesina. Para los distintos criterios se le asignaron: (1) Pérdida de hábitat: 10 puntos, (2) Bloques de hábitat: 2 puntos; (3) Fragmentación: 11 puntos; (4) Tasa de conversión: 6 puntos y (5) Grado de protección: 8 puntos (Dinerstein et al., 1995). Todas ellas suponen condiciones menos negativas para las poblaciones, excepto la tasa de conversión, que permanece más o menos invariable. Para el mismo año en que el Chaco fue determinado como relativamente estable, el Espinal y el Monte eran vulnerables (III) y la región Pampeana ya estaba clasificada como ‘en peligro’ (II). Además, 31 de las 178 ecorregiones de la América Latina y el Caribe se encontraban en estado crítico de conservación (I), 51 estaban en peligro (II) y 55 eran vulnerables (III) (Dinerstein et al., 1995).

Por último, según Dinerstein et al. (1995) no existe información detallada sobre el estado de conservación instantáneo del Chaco Húmedo, así como tampoco una descripción de las amenazas para esta ecorregión, por lo que esta tesina supone un aporte en materia de conservación. Por este motivo, resultaría útil realizar un estudio complementario con una resolución de 30 m en el año 2019, a fin de compatibilizar el análisis de fragmentación con los demás años y conocer, para una misma resolución, la variación de las métricas del paisaje hasta el presente.

4.5 Análisis de normativa y propuestas en torno a áreas protegidas

Desde la sanción de la Ley de Bosques, los resultados indican que en la Cuña Boscosa Santafesina hubo una disminución de la velocidad de deforestación (de -3,014% anual en el período 2004-2008 a -0,034% anual en el período 2008-2013), pero con una aceleración de este proceso en el año 2013 (-1,284% anual), en el cual se reglamentó la Ley de Bosques y se realizó del OTBN provincial. En términos absolutos, luego de la sanción de la Ley y hasta el 2016 se perdieron 21.324 ha, un 3,4% de la superficie boscosa al inicio del período de estudio (1996) y desde la reglamentación, en 2013, 20.407 ha.

Sin embargo, registros bibliográficos indican que los monitoreos forestales y la atención sobre los bosques se han acentuado desde la sanción de la Ley de Bosques (Aguiar et al., 2018). De hecho, Argentina, en un estudio que evalúa la capacidad de diferentes países para monitorear el área forestal, fue catalogada como buena y muy buena en los años 2005, 2010 y 2015 (Romjin et al., 2015). Esta Ley representa un hito en la legislación de la Argentina, no solo porque

intentó planificar el ordenamiento del territorio, sino porque incorporó compensaciones monetarias para conservar, o hacer uso sustentable del bosque, para financiar planes de manejo (hasta el 2018 había 4.500 financiados) y fiscalizarlos, para proveer asistencia técnica y, además, fortalecer capacidades de manejo y control de las autoridades de aplicación provinciales. Esto la convierte en la única Ley de presupuestos mínimos que se encuentra financiada. Además, estipula el Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos (de aquí en más, el Fondo), el cual es ejecutado por la Autoridad Nacional de Aplicación y tiene como objetivo "compensar a las Jurisdicciones que conservan los bosques nativos por los servicios ambientales que éstos brindan". Por otro lado, la Ley de Bosques contribuyó a visibilizar conflictos históricos por la tierra y el ambiente, asignar causas y designar responsables para su recomposición y conservación, y en algunas provincias hubo un descenso en la tasa de deforestación cuando se sancionó la Ley, aunque Santa Fe no es una de ellas (Aguiar et al., 2018).

Aunque esto resulte un avance en términos de ordenamiento, otros registros datan que la categoría I existe en general en los lugares menos productivos (y por lo tanto con menor presión de deforestación), y que se le ha asignado la categoría III a los más productivos (Torrella, 2014; Aguiar et al., 2018). Además, los controles nacionales y provinciales fueron insuficientes, ya que existe gran cantidad de superficie deforestada tanto en la categoría I como la categoría II. Por último, vale destacar también que el financiamiento asignado ha sido muy bajo en relación a lo que estipula la Ley (osciló entre el 5 y el 36% de lo que indica la misma) (Aguiar et al., 2018).

A partir de este análisis y teniendo en cuenta los resultados del presente estudio se proponen dos acciones tendientes a aportar en materia de conservación. En primer lugar, una mayor exigencia ciudadana para el cumplimiento de la Ley de Bosques y, en segundo lugar, la creación de otras áreas protegidas en un marco de producción que permita mantener la biodiversidad.

En cuanto al primer punto, es necesario que, desde las instituciones académicas, gubernamentales, ONGs y otros actores de la sociedad civil se promueva el financiamiento del 100% de lo que estipula la Ley. Esto, sumado a la organización social, podría generar planes de conservación más adecuados financiados por el Fondo de la Ley. Las provincias en las que las comunidades se organizaron en movimientos sociales, tuvieron mayor acceso al Fondo (Aguiar et al., 2018). Se propone, además, cruzar la información generada por el presente estudio – y otros similares- con la de los monitoreos oficiales de la nación. Esto permitirá no solamente acceder a la información sino evaluar el desempeño de la Ley.

En relación a la creación de mayor cantidad de áreas protegidas, las mismas podrían formar parte de un sistema de reservas en red entre las cuales exista gran conectividad. La creación de áreas protegidas no se plantea para establecer una dicotomía entre producción y conservación, dado que pensar a las reservas como islas implicaría condenarlas a su desaparición. Esta idea se encuentra en línea con lo establecido por la idea de ‘land sharing’, la cual se refiere a que la agricultura alternativa, diversa y agroecológica puede mantener la biodiversidad a nivel del paisaje, es decir, que es en la matriz agrícola donde se deben enfocar los esfuerzos de conservación de biodiversidad (Perfecto y Vandermeer, 2012). Además, en muy pocos casos es posible diseñar una red de reservas a medida que se da la fragmentación ya que mientras avanza este fenómeno se hace más difícil la planificación y efectivización de la conexión. Por eso es necesario que la matriz productiva implique el manejo de los bosques y la producción sustentable, regulando la carga animal y las categorías de la hacienda.

Estas reservas, así como el territorio en general, no deben ser gestionadas por un solo sector, sino por múltiples. Según Ostrom (1997) no existe una única forma de regulación que solucione las problemáticas que competen a la sociedad toda. En esta línea, ni las leyes de mercado ni la regulación estatal son suficientes en sí mismas siendo los actores locales y de la sociedad civil complementarios a los mismos. Con esto se resalta la responsabilidad conjunta de los múltiples actores sobre la conservación y la perpetuidad de los bosques nativos.

5. CONCLUSIÓN

La disciplina teledetección ha crecido exponencialmente en las últimas décadas y simultáneamente se ha abierto y democratizado. Esto se ve plasmado en el hecho de que los softwares de procesamiento, las imágenes satelitales, y una multiplicidad de infraestructura de datos espaciales se encuentran disponibles para descargar desde la nube de manera gratuita. El conjunto de esta información geográfica ha permitido el monitoreo de cobertura de la Cuña Boscosa Santafesina en los 23 años del período de estudio.

En este período, que coincide con un nuevo avance de la frontera agrícola en Argentina, hay una continuación del proceso de pérdida de hábitat y fragmentación. Esto se ha podido corroborar por el incremento en la cantidad de los parches, la disminución de su tamaño medio y de la totalidad del área cubierta por bosque.

Precisamente, la pérdida de bosque en el período 1996-2016 ha sido de 106.758 ha, lo que equivale al 17,04 % del área boscosa inicial. La fragmentación asociada a este fenómeno de deforestación se ha podido evaluar con indicadores como la relación perímetro/superficie y la cantidad de parches. La primera se incrementó un 32% y el número de parches se incrementó hasta el 2016 en 2.556. Por otro lado, la cobertura boscosa del año 2019 fue de 479.754 ha, dato que posee una confiabilidad de 94 % y que representa un precedente para calcular y comparar superficie boscosa con una precisión de 10 m de resolución en esta área. Además, es altamente probable que, por la gran diferencia de este dato con el de superficie del año 2016 y por la tendencia de disminución de cobertura de todos los períodos, haya habido una pérdida adicional de bosque en el subperíodo 2016-2019. A partir de estos resultados, se puede afirmar que en la Cuña Boscosa Santafesina hubo una disminución de superficie boscosa, que dejó fragmentos con una disposición espacial mucho más atomizada, disgregada y granulada que al inicio del período de estudio.

A modo de generalización del proceso de deforestación en la Cuña Boscosa Santafesina, se destaca que el mismo contempla la eliminación tanto de parches pequeños como grandes, aunque hay algunos períodos en los que se puede distinguir la mayor disminución de un tipo en particular. Es en el primer período el único en que sólo disminuye la cantidad de parches pequeños, y en el 2004-2008 en el que se da la eliminación de los parches grandes. En los subperíodos restantes no es posible dilucidar cuál prima sobre cuál. Esta pérdida de superficie boscosa se ha dado a una tasa de -0,93% promedio anual, velocidad menor que para el mismo área de estudio en un período comenzado en la década de 1970 y finalizado en los primeros años de este siglo.

El estado de conservación instantáneo es “vulnerable”, categoría que implica que las poblaciones que habitan en estos ecosistemas podrían no sostenerse en el tiempo si no hay una protección adecuada. Considerando que el Chaco en el año 1995 ha sido catalogado como “relativamente estable”, se considera que es probable que la explotación y el aprovechamiento no planificado hayan repercutido sobre la viabilidad de las poblaciones y el mantenimiento de los procesos ecosistémicos. Sin embargo, no se puede aseverar un empeoramiento en el estado de conservación instantáneo ya que no hay datos previos sobre el mismo en la Cuña Boscosa Santafesina, lo que implica que esta tesina supone un antecedente para futuros estudios al respecto.

Ante estos resultados se concluye que es necesario y urgente una mayor cantidad de áreas protegidas y acciones de conservación en áreas productivas. Esto es necesario dado que la restauración de hábitats muy degradados es muy lenta o costosa para ser una herramienta efectiva de conservación, por lo que las acciones preventivas son las más factibles.

En cuanto a lo relacionado a la Ley n° 26.331, y más particularmente, a la realización de los OTBN con diferentes criterios en cada provincia, se recomienda realizar balances periódicos y que cada provincia aporte su experiencia para la revisión y mejoramiento de los OTBN. Además, para el fortalecimiento de los procesos territoriales iniciados por dicha Ley, se propone profundizar los mecanismos de participación, evaluar las problemáticas de tenencia de la tierra, establecer criterios más finos para la categoría II y profundizar la conexión entre el OTBN y el Fondo que se prevé en la mencionada Ley (las áreas más susceptibles a ser transformadas deberían tener mayor financiamiento y control). Por otro lado, se sugiere generar un sistema de alerta ciudadana por deforestación, con personal especializado para ser contactado en el instante en que se esté realizando el desmonte ilegal, con la consiguiente detección y sanción del mismo. Sumado a esto, se requiere fuerte coordinación y compromiso del Estado en sus niveles nacional y provincial, lo cual es una condición necesaria para una fuerte integración horizontal del Estado con la comunidad científica y la sociedad civil.

Para finalizar, vale destacar que los ecosistemas son la base material de la sociedad, y como se pudo esbozar en la introducción, el deterioro de los mismos tiene graves implicancias no sólo a niveles ecológicos sino también socioeconómicos. Por lo tanto, la degradación y el avance sobre ellos de manera indiscriminada ampliarán estas consecuencias. Particularmente, este deterioro de los bosques pertenecientes a la Cuña Boscosa Santafesina está vinculado a la posición agroexportadora de Argentina. Por este motivo, y siendo que el desarrollo de políticas públicas es un campo disputado no solo por políticos, resulta imprescindible que los científicos se posicionen y asuman la responsabilidad, por ser los poseedores del conocimiento técnico, de generar información que contribuya a transiciones hacia nuevos sistemas de desarrollo que no

comprometan la sostenibilidad de los sistemas naturales que permiten la provisión de bienes y servicios ecosistémicos para las sociedades.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Adámoli J, Ginzburg R, Torrella S. 2011. Escenarios productivos y ambientales del Chaco Argentino. Buenos Aires, Fundación Producir Conservando.
- Aguiar S, Mastrangelo ME, García Collazo MA. 2018. ¿Cuál es la situación de la Ley de Bosques en la región chaqueña a diez años de su sanción? Revisar su pasado para discutir su futuro. *Ecología Austral*, 28: 400-417.
- Aguilar R, Quesada M, Ashworth L, Herrerias D, Lobo J. 2008. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Ecology*, 24: 5177-5188.
- Alzugaray C. 2018. Calidad fisiológica de las semillas de Quebracho colorado (*Schinopsis balansae*) en poblaciones remanentes al sur de la Cuña Boscosa Santafesina. Universidad Nacional de Rosario, Argentina. Tesis Doctoral, 115 páginas.
- Alzugaray C, Barberis IM, Carnevale NJ, Di Leo N, Lewis JP, López D. 2006. Estado actual de las comunidades vegetales de la Cuña Boscosa de Santa Fe. En: A. D. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi & J. Corcuera (Ed). Buenos Aires, Argentina. Fundación Vida Silvestre. La situación ambiental argentina 2005. p. 113- 116.
- ArcMap, 2020. Proyección transversal de Mercator. Recuperado el 14 de julio de 2020 de: <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/guide-books/map-projections/transverse-mercator.htm>
- Ariza A. 2013. Descripción y Corrección de Productos Landsat 8. Bogotá: Instituto Geográfico Agustín Codazzi, p. 9.
- Aulló Maestro ME. 2013. La teledetección como herramienta para la evaluación de la vulnerabilidad de ecosistemas forestales latinoamericanos frente al cambio climático: fragmentación y conectividad. Estado del arte. Universidad Politécnica de Madrid, España.
- Barberis IM, Lewis JP, Batista, WB. 2005. Heterogeneidad estructural de los bosques de la Cuña Boscosa de Santa Fe en distintas escalas espaciales. En: Oesterheld M, Aguiar MR, Ghersa CM y Paruelo JM (Ed). Buenos Aires, Argentina. Facultad de Agronomía UBA. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas: un homenaje a Rolando JC León. p. 43-58.
- Barrett W. 1998. Antecedentes y situación actual del cultivo del quebracho colorado (*Schinopsis balansae*) en el Chaco argentino. *SAGP y A Forestal (Argentina)*, 7: 7-18.
- Baumann M, Leversa C, Macchia L, Bluhma H, Waskec B, Gasparri I, Kuemmerle T. 2018 Mapping continuous fields of tree and shrub cover across the Gran Chaco using Landsat 8 and Sentinel-1 dat. *Remote Sensing Environment*, 23: 201-211.
- Bercovich N. 2000. Evolución y situación actual del complejo Forestal en Argentina. División de desarrollo productivo y empresarial de la Comisión Económica para América Latina

- y el Caribe. Ed. Centro Internacional de Investigaciones para el desarrollo (CIID/IDRC). p. 65.
- Bertonatti C, Corcuera J. 2000. Situación Ambiental Argentina 2000. Buenos Aires. Fundación Vida Silvestre, p. 76.
- Borras J, Delegido J, Pezzola A, Pereira M, Morassi G, Camps-Valls G. 2017. Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes Sentinel-2. Asociación Española de Teledetección, 48: 55-66.
- Brassiolo M, Grulke M. 2015. Manejo de Bosques Nativos de la región chaqueña. 1a ed. Reconquista : REDAF.
- Bruniard E. 1978 El Gran Chaco (ensayo de interpretación geográfica). Folia Histórica del Nordeste, 4: 38-62.
- Burkart R, Bárbaro N, Sánchez R, Gómez D. 1999. Eco-regiones de la Argentina. Buenos Aires. Administración de Parques Nacionales. p. 19.
- Cabrera AL. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 14: 1-42.
- Calvet MA, Di Leo N. 2016. Cuantificación y Caracterización de los Espacios de Conservación de la Biodiversidad en las Áreas de Uso Agropecuario del Departamento San Lorenzo, Provincia de Santa Fe. I Reunión Transdisciplinaria en Ciencias Agropecuarias 2016.
- Calvet MA, Di Leo N. 2017. Cuantificación y Caracterización de los Espacios de Conservación de la Biodiversidad en las Áreas de Uso Agropecuario del Departamento Rosario, Provincia de Santa Fe. IX Jornada de Ciencia y Tecnología 2017.
- Carnevale JN, Di Leo N, Alzugaray C. 2007. Estudio de la deforestación en la Cuña Boscosa Santafesina mediante teledetección espacial. Quebracho, 14: 47-56.
- Carnevale JN, Di Leo N, Alzugaray C. 2009. Evolución de la deforestación en la Cuña Boscosa Santafesina. En Orientación Gráfica Editora. El Chaco sin bosques: la Pampa o el desierto del futuro, de J.H. y Rodríguez A.F. Morello. Buenos Aires. p. 432
- Chebez JC. 1984. Los que se van. Especies argentinas en peligro. Buenos Aires. Albatros.
- Chuvieco E. 2000. Fundamentos de Teledetección Espacial . Madrid. RIALP S.A.
- Collins CD, Holt RD, Foster BL. 2009. Patch size effects on plant species decline in an experimentally fragmented landscape. Ecology, 9: 2577-2588.
- Copernicus. 2019. Copernicus Open Access Hub. Recuperado el 13 de Agosto de 2019 de <https://scihub.copernicus.eu/>.
- Cordeiro NJ, Howe HF. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. Conservation Biology, 15: 1733-1741.

- Corradini E, Gennari A, Merlo M. 1993. Análisis económico y político del sistema forestal argentino, Programa de Acción Forestal Argentina, FAO.
- Cozzo D. 1967. La Argentina forestal. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: EUDEBA: p. 15; 22; 29. d'Anunzio R, Sandker A, Yelena Finegold B, Zhang Min C, 2015. Projecting global forest area towards 2030. *Forest Ecology and Management*, 352: 124-133.
- Deconchat M, Brockerhoff EG, Barbaro L. 2009. Effects of surrounding landscape composition on the conservation value of native and exotic habitats for native forest birds. *Forest Ecology and Management*, 258: 196-204.
- Díaz S, Pascual U, Stenseke M, López M, Watson R, Molnár Z, Hill R, Chan K, Baste I, Brauman K, Polasky S, Church A, Lonsdale M, Larigauderie A, Leadley P, Van Oudenhoven I, Van Der Plaat I, Schröter M, Lavorel S, Ameeruddy-thomas T, Bukvareva E, Davies K, Demissew S, Erpul G, Failler P, Guerra C, Hewitt C, Keune H, Slindley K, Shirayama Y. 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359 : 270-272
- Dieringer E. 2003. Estudio de la regeneración natural de *Schinopsis balansae* Engler, quebracho colorado chaqueño. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Dinerstein E, Olson D, Graham D. 1995. Una Evaluación del Estado de Conservación de las Eco-regiones Terrestres de América Latina y el Caribe. Washington DC: Banco Mundial.
- Eckert CG, Vines TH. 2007. Limit to evolution at range margins: when and why does adaptation fail? *Trends in Ecology Evolution*, 22: 140-147.
- ESA. 2020. Sentinel 2. Recuperado el 14 de julio de 2020 de https://www.esa.int/Space_in_Member_States/Spain/SENTINEL_2
- Escandón Calderón J, Ordóñez Díaz C, Nieto de Pascual Pola C, Ordóñez Díaz M. 2018 Cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo del 2000 al 2009 en Morelos, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9: 27-51
- Etter A. 1991. Introducción a la ecología del paisaje: Un Marco de Integración para los Levantamientos Ecológicos. Bogotá. Pontificia Universidad Javeriana. FAO, JRC. 2012. Global Forest Land-Use Change 1990–2005. FAO Forestry Paper No. 169. UN Food and Agriculture Organization, Rome.
- FAO, JRC. 2014. Global Forest Land-Use Change 1990–2010. An update to FAO Forestry Paper No. 169. UN Food and Agriculture Organization, Rome (No publicado).
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34: 487-515.
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik JC, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309: 570-574.

- Forman RTT. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge. Cambridge University Press.
- Forman RTT, Godron M. 1986. Landscape Ecology. Nueva York: J. Wiley and Sons.
- Gallo M. 1999. Identificación de tipos de bosques primarios en la Zona Norte de Costa Rica. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- García D. 2011. Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*, 20: 1-10.
- Gasparri NI, Grau HR, Sacchi LV. 2015. Determinants of the spatial distribution of cultivated land in the North Argentinian Dry Chaco in a multi-decade study. *Journal of Arid Environments*, 123: 31-39.
- Global Forest Watch. 2020. Instituto de Recursos Globales. Recuperado el 20 de junio de 2020 de www.globalforestwatch.org
- Gobierno de Santa Fe. 2020. Ecorregiones, áreas naturales y su conservación. Recuperado el 23 de Marzo de 2020 de <https://www.santafe.gob.ar/index.php/web/content/view/full/112853>.
- Godelier M. 1989. Lo ideal y lo material. Madrid: Taurus Humanidades. p. 48.
- Golden DM, Crist TO. 2000. Experimental effects of habitat fragmentation on rove beetles and ants: patch area or edge? *Oikos*, 90: 525-538.
- González Bernaldez F. 1981. *Ecología y Paisaje*. Ed. Blume, Barcelona.
- Goverde M, Schweizer K, Baur B, Erhardt AB. 2002 Small-scale habitat fragmentation effects on pollinator behaviour: experimental evidence from the bumblebee *Bombus veteranus* on calcareous grasslands. *Landscape Ecology*, 104: 293-299.
- Hansen MC, Potapov PV, Moore R, Hancher M, Turubanova SA, Tyukavina A, Thau D, Stehman SV, Goetz SJ, Loveland TR, Kommareddy A, Egorov A, Chini L, Justice CO, Townshend JRG. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342: 850-853.
- Hansen MC, Stehman SV, Potapov PV. 2010. Quantification of global forest cover loss. *Proc. Notl. Acad. Sci. USA*, 107: 8650-8655.
- Harris NL, Brown S, Hagen SC, Saatchi SS, Petrova S, Salas W, Hansen MC, Potapov PV, Lotsch A. 2012. Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. *Science*, 337: 1573-1576.
- Helmer EH. 2000. The Landscape Ecology of Tropical Secondary Forest in Montane Costa Rica. *Ecosystems*, 3: 98-114.
- Honnay O, Verheyen K, Butaye J, Jacquemyn H, Bossuyt B, Hermy M. 2002. Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters*, 5: 525-530.

- IGN. *s. f.* Instituto Geográfico Nacional. *s.f.* Recuperado el 2 de abril de 2020 en <https://www.ign.gov.ar/NuestrasActividades/Geodesia/Introduccion>
- IGN España, 2020. Plan Nacional de Teledetección. Recuperado el 24 de julio de 2020 de <https://pnt.ign.es/>
- INTA. 1982. Regionalización ecológica de la República Argentina. Publicación n° 173. p 109.
- INTA. 2020. Mapa Nacional de Cultivos campaña 2019/2020. Versión 1, publicación n° 2. p. 6-14
- INDEC. 2019. Resultados Preliminares Censo Nacional Agropecuario 2018. Ministerio de Hacienda, p. 70.
- IPEC. 2020. Censos nacionales agropecuarios. Recuperado el 23 de junio de 2020 en <http://ipec.esy.es/eprecios/index.php?c=contenidoweb&a=listarcontenido&t=2>
- Iriondo M. 1987. Geomorfología y Cuaternario de la provincia Santa Fe . *D'Orbignyana*, 4: 1-54.
- Jaeger JAC. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15: 115-130.
- Jennings MD. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology*, 15: 5-20.
- Jensen JR. 1996. *Introductory digital image processing: a remote sensing perspective*. Prentice & Hall, Upper Saddle River, Nueva Jersey.
- Jules E, Shahani P. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science*, 14: 459-464
- Jung M. 2016. LecoS — A python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006>.
- Jürgensen C, Kollert W, Lebedys A, 2014. Assessment of industrial roundwood production from planted forests. *FAO Planted Forests and Trees Working Paper FP/48/E*. Roma.
- Keenan R, Reamsb G, Achard F. 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352: 9-20.
- Kramer AT, Ison JL, Ashley MV, Howe HF. 2008. The paradox of forest fragmentation genetics. *Conservation Biology*, 4: 878-885.
- Kuemmerle T, Altrichter M, Baldi G, Cabido M. 2017. Forest conservation: Remember Gran Chaco. *Science*, 355: 265-267.
- Kupfer JA, Malanson GP, Franklin SB. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15:8-20.

- Lazzarini A. 2004. Avances en el CNA 2002 y su comparación con el CNA 1998. Proyecto de beca profesional de iniciación: "Sistematización y análisis del CNA 2002". INTA, Argentina.
- Lees AC, Peres CA. 2008. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation*, 11: 128-137.
- Lewis JP, Barberis IM, Pire E, Carnevale NJ. 2005 Estructura y funcionamiento de los bosques del Chaco Húmedo Santafesino: el Quebrachal de la Cuña Boscosa. *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*, 1-18.
- Lewis JP, Pire E. 1981. Reseña sobre la vegetación del Chaco Santafesino. Serie Fitogeográfica: La vegetación de la República Argentina. INTA, Buenos Aires. p. 42.
- Ley n° 26.331. Infoleg, Argentina, 19 de diciembre de 2007.
- Mace GM. 1994. Classification of threatened species and its role in conservation planning. En Oxford University Press (ed.). *Extinction Rates*, de Lawton JH, May RM. New York: p. 197-213
- Mandjuano S, Rodríguez V. 2006. The importance of tropical rain forest fragments to the conservation of plant species diversity in Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 15: 4159–4179.
- Manzi R, 1986. Sistemas ambientales naturales del espacio santafesino. *Semana de geografía*, 2: 298-313.
- MAPBIOMAS, 2020. Proyecto MapBiomias Chaco- Colección 1 de los mapas anuales de cobertura y uso del suelo. Recuperado el 16 de agosto de 2020 en <http://chaco.mapbiomas.org/analisis-de-exactitud>
- Mateucci SD. 2004 Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patrón - proceso. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, GEPAMA. p. 1-29
- Maussel P, Kramber J, Lee J. 1990. Optimum band selection for supervised classification of multispectral data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56, 55–60.
- McGarigal K, Cushman SA. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, 12: 335-345.
- Meadows DH, Meadows DL, Randers J, Behrens W. 1972. Los límites del crecimiento: informe al Club de Roma sobre el predicamento de la Humanidad Estocolmo, ONU.
- Meyer T. 1937. Los árboles indígenas de importancia económica del departamento de Resistencia (Chaco). *Revista Argent. Agron*, 4: 153-167.
- Montenegro C, Strada M, Parmuchi MG, Gasparri I, Bono J. 2002 Mapa Forestal Provincia del Chaco. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. p. 10; p. 19.

- Morello J, Adámoli J. 1968 . Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino. Primera parte: Objetivos y metodología. Instituto de Botánica Agrícola, Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.
- Morello J, Adámoli J. 1974. La grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino. Segunda parte: Vegetación y ambiente de la provincia del Chaco. INTA, Serie Fitogeográfica, 13: 1-130.
- Morello J, Mateucci S. 1999. Biodiversidad y fragmentación de los bosques en la Argentina. En Editorial Universitaria de Buenos Aires. Biodiversidad y uso de la tierra: conceptos y ejemplos de Latinoamérica, Colección CEA 24, de Solbrig SO, Morello J, Halffter G, Mateucci S. Buenos Aires. p 463-498
- Morello J, Rodríguez W, Pengue A. 2005. Etapas de uso de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco. En: A. D. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi & J. Corcuera (Ed). Buenos Aires, Argentina. Fundación Vida Silvestre. La situación ambiental argentina 2005. p 83-100.
- NASA. 2020. Landsat Science. Recuperado el 15 de Marzo de 2020 de <https://landsat.gsfc.nasa.gov/the-worldwide-reference-system/>.
- Noss RF. 1990. Indicators for biodiversity monitoring: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4: 355-364.
- Noss RF. 1992. The wildlands project in a conservation strategy. *Wild Earth*, special issue: 10-25.
- Noss RF, Coperrider AY. 1994. Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity. Washington D.C. Island Press.
- Ostrom E. 1997. El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva. México D.F : Fondo De Cultura Economica.
- Perfecto I, Vandermeer J. 2012. Separación o integración para la conservación de biodiversidad: la ideología detrás del debate "landsharing" frente a "land-sparing". *Ecosistemas*, 21: 180-191.
- PNUMA. 2005. Estado del medio ambiente y medidas normativas. México D.F.: PNUMA. p. 113-149.
- Prado D. 1993. What is the Gran Chaco vegetation in South America? II. A redefinition. Contribution to the study of flora and vegetation of the Chaco. *Candollea*, 43: 145-172.
- Puyravaud JP. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177: 593-596.
- QGIS. 2019. El SIG Líder de Código Abierto para Escritorio. Recuperado el 20 de Octubre de 2019 de <https://www.qgis.org/>.

- Ragonese AE, Covas, G. 1940. La distribución geográfica de los quebrachales en la provincia de Santa Fe. *Revista Argent. Agron*, 7: 176-184.
- Rapoport M. 2000. *Historia económica política y social de la Argentina*. Buenos Aires: Macchi, p. 61
- REDAF, 2012. Monitoreo de Deforestación en los Bosques Nativos de la región chaqueña Argentina. Informe N°1 Bosque Nativo en Salta: Ley de Bosques, análisis de deforestación y situación del Bosque chaqueño en la provincia. Buenos Aires: Observatorio de tierras, RR NN y medio ambiente. p. 17-19.
- REDAF. 2013. Conflictos sobre tenencia de la tierra y ambientales en la Región del Chaco. 2do informe. Reconquista: Observatorio de tierras, RR NN y medio ambiente. p. 43
- Romjin E, Celso B, Lantican MH, Lindquist E, Ochieng R, Wijaya A, Murdiyarso D, Verchot L. 2015. Assessing change in national forest monitoring capacities of 99 tropical countries. *Forest and Ecology Management*, 352: 109-123
- Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. En: S.C. Freden, E.P. Mercanti, and M. Becker (Eds) *Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium. Volume I: Technical Presentations*, NASA SP-351, NASA, Washington, D.C. p. 309-317.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. 5. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- SAyDS. 2005. *Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos*. Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.
- SAyDS. 2019. *Anuario de Estadísticas Forestales. Especies nativas 2019*. Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.
- Shafer CL. 1995. Value and shortcomings of small reserves. *BioScience*, 45: 80-88.
- Simón M, Ibrahim M, Finegan B, Pezo D. 1998. Efectos del pastoreo bovino sobre la regeneración de tres especies arbóreas comerciales del Chaco argentino: un método de protección. *Agroforest. Americas*, 5: 84-87.
- Torrella SA. 2014 *Fragmentación y pérdida del "bosque de los tres quebrachos" y su comunidad de plantas leñosas en el SO de la Provincia del Chaco*. Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Torrella SA, Adámoli J. 2005. Situación ambiental de la Ecorregión Chaco Seco. En *Fundación Vida Silvestre (ed.) La Situación Ambiental Argentina 2005*. Buenos Aires. p. 75-100.
- Torrella S, Adámoli J, Herrera P, Ginzburg R. 2005. La expansión agrícola en el Chaco argentino: contrastes entre el litoral fluvial y el interior. *INSUGEO*, 14: 123-134.
- Turner MG, Gardner MG, O'Neill RV. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Nueva York: Springer-Verlag New York Inc.

- Tzitziki Janik García M, Mas JF 2008. Comparación de metodologías para el mapeo de la cobertura y uso del suelo en el sureste de México. *Investigaciones Geográficas*, 67: 7-19.
- UMSEF. 2002. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Recuperado el 12 de junio de 2020 de <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/bosques/umsef>
- USGS. *s.f.* Landsat surface reflectance high level data product. Recuperado el 12 de diciembre de 2019 de http://landsat.usgs.gov/CDR_LSR.php.
- USGS. 2020. Landsat Missions. Recuperado el 24 de julio de 2020 de https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/landsat-satellite-missions?qt-science_support_page_related_con=2#qt-science_support_page_related_con
- Uuemaa E, Antrop M, Roosaare J, Marja R, Mander U. 2009. Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. *Living Rev. Landscape Res.* 3, 5-18
- Vitousek PM, Ehrlich AH, Ehrlich PR, Matson PA. 1986 Human appropriation of the products of photosynthesis. *Bioscience*, 36: 368-373.
- Wilson EO. 1992. *The diversity of life*. Cambridge: Belknap Press of Harvard University Press.
- Wu J, Hobbs R. 2007. Landscape ecology: the-state-of-the-science. En Cambridge University Press (ed.). *Key topics in landscape ecology*, de Wu, J y Hobbs, R. Cambridge. p. 271-287.
- Zarrilli AG. 2008. El oro Rojo. La industria del Tanino en la Argentina. *Silva Lusitana*, 16: 239 - 259.
- Zarrilli AG. 2018 El bosque perdido. Una historia ambiental del norte santafesino (1890-2010). En Consejo Federal de Inversiones (Ed.). *El norte forestal: estudios sobre el territorio santafesino*. Buenos Aires, Argentina., de Brac, M. p. 17-35.

7. ANEXOS

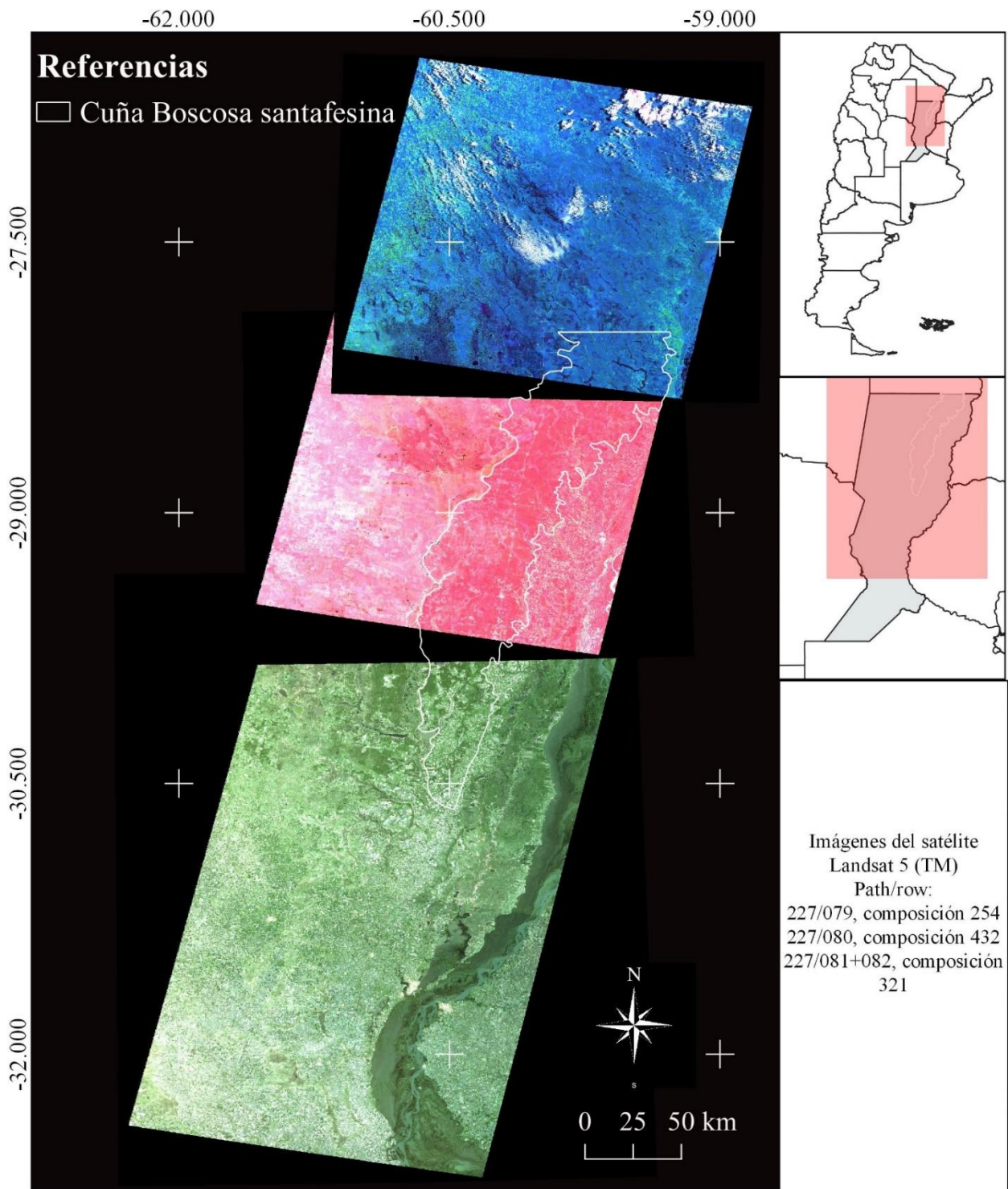


Figura 29. Imágenes Landsat 5 (TM) del año 1996 en diferentes composiciones de color. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.

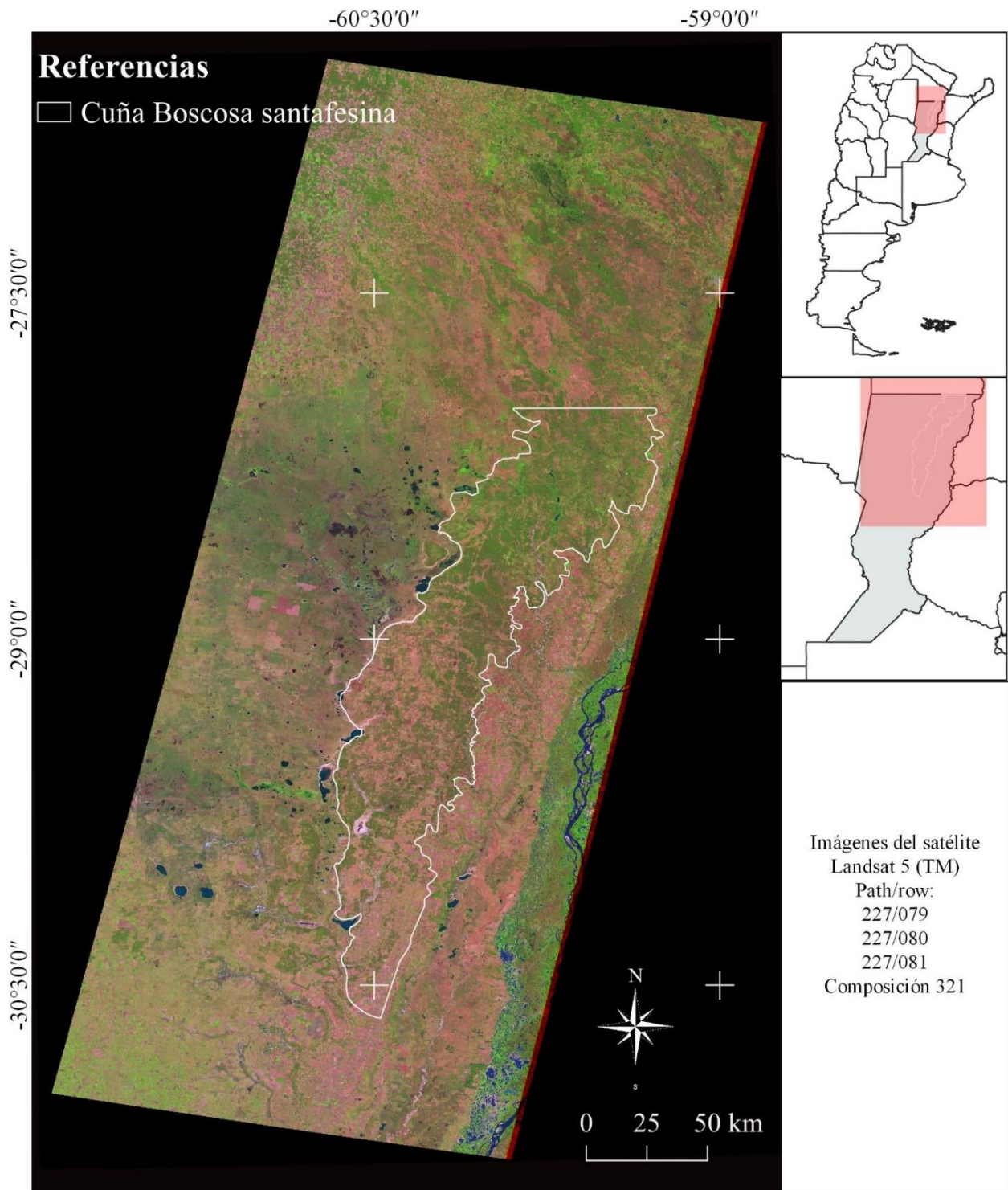


Figura 30. Mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 1999. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.

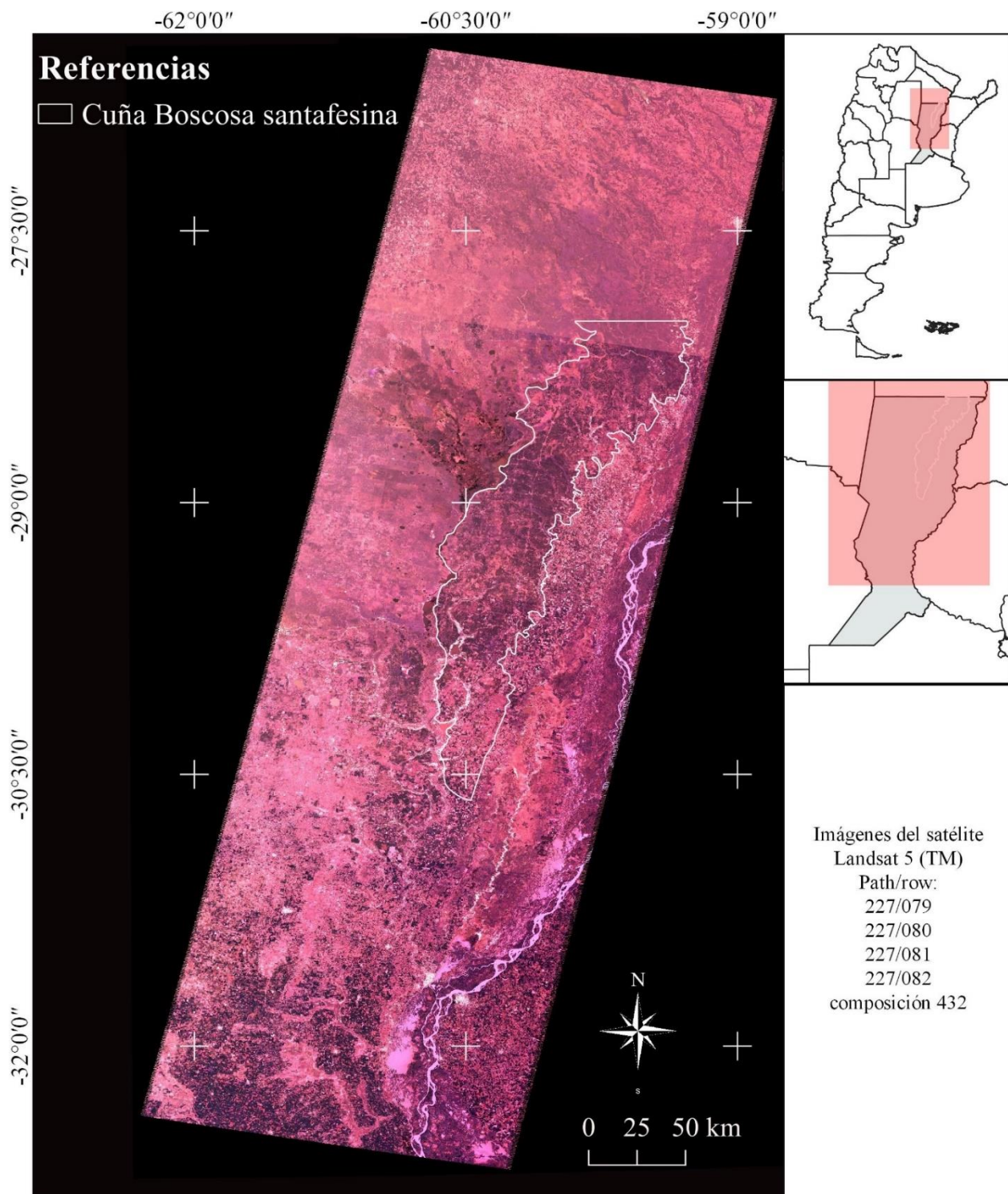


Figura 31. Mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 2004. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.

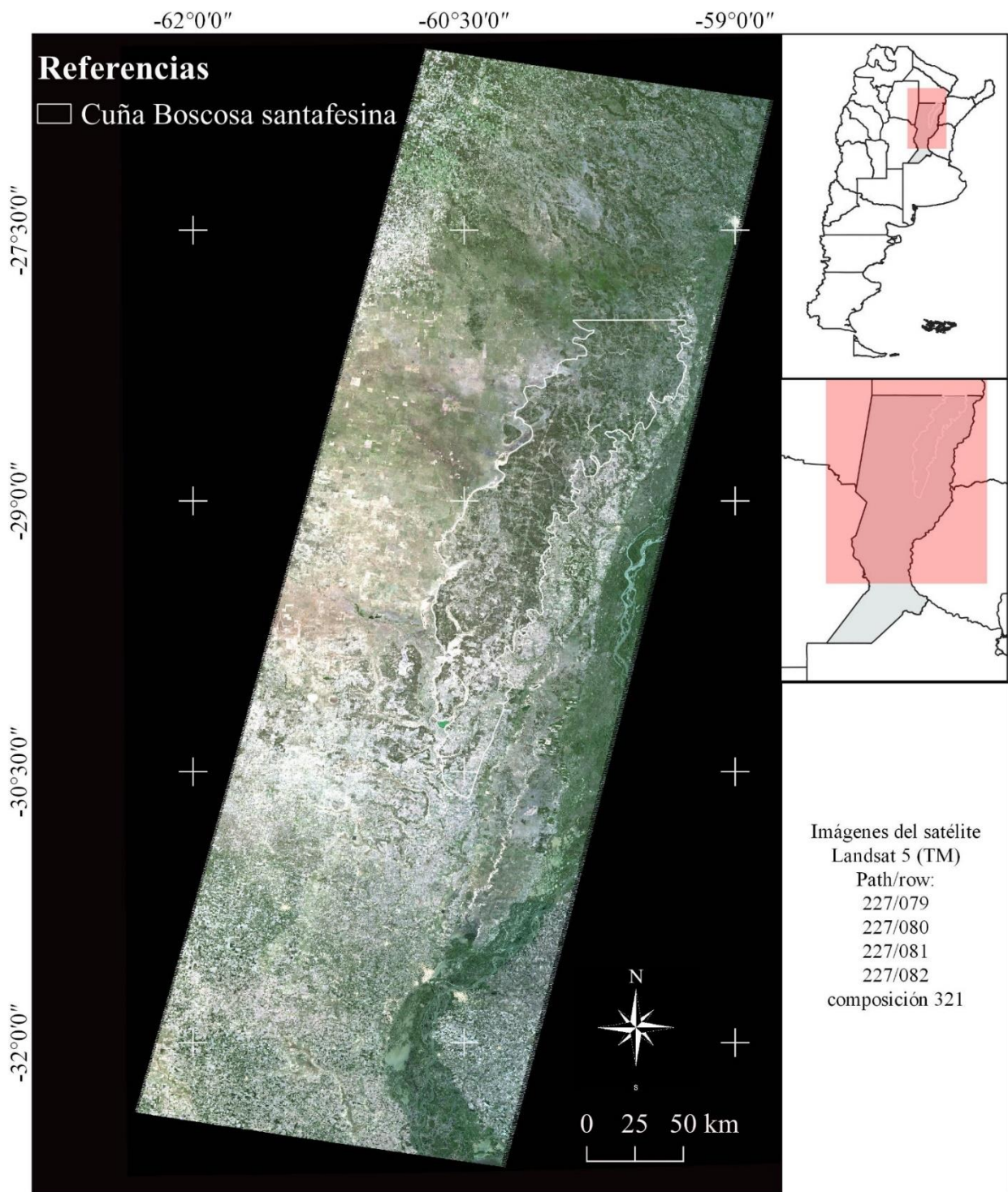


Figura 32. Mosaico de imágenes Landsat 5 (TM) del año 2008. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.

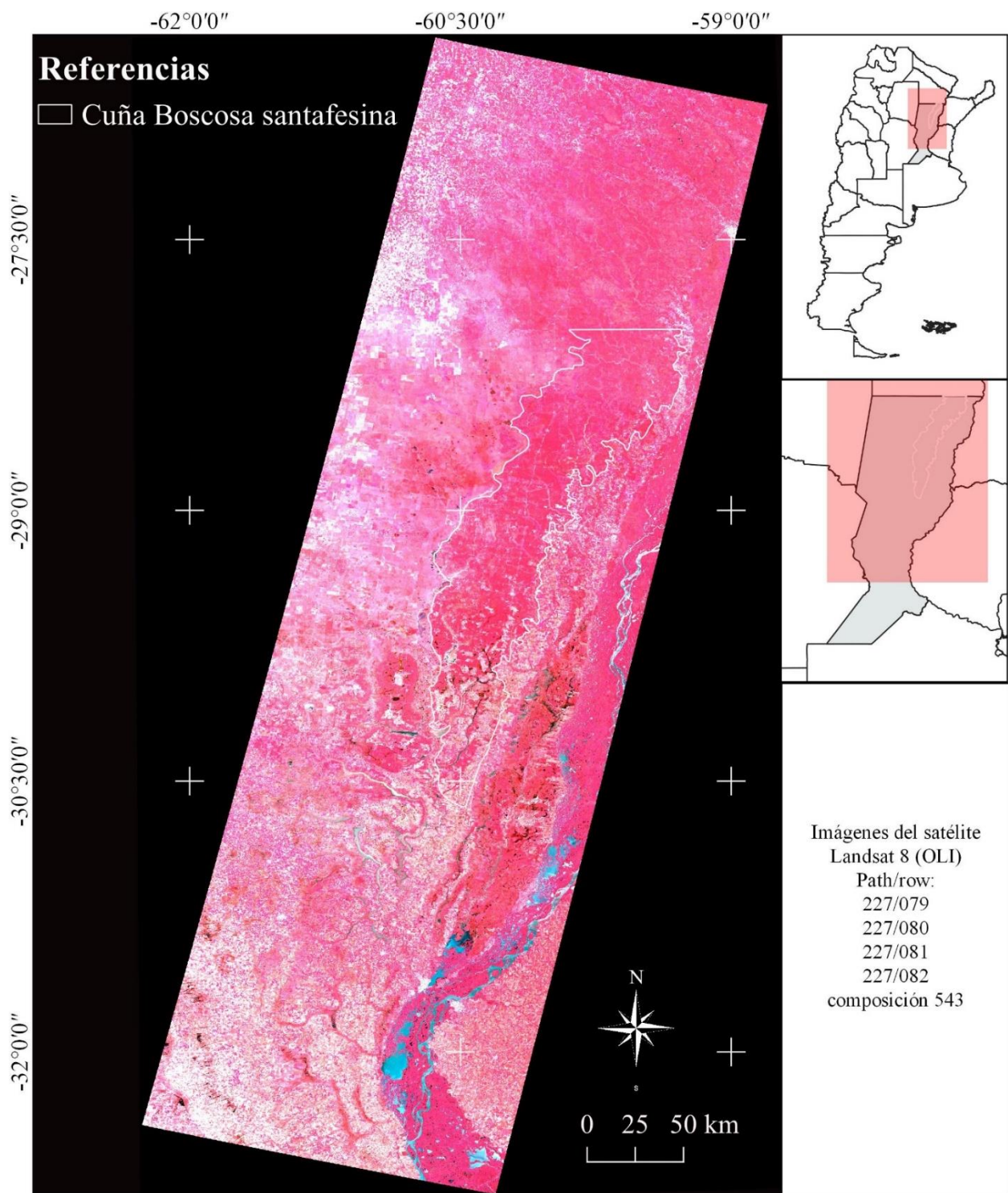


Figura 33. Mosaico de imágenes Landsat 8 (OLI) del año 2013. En blanco el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.

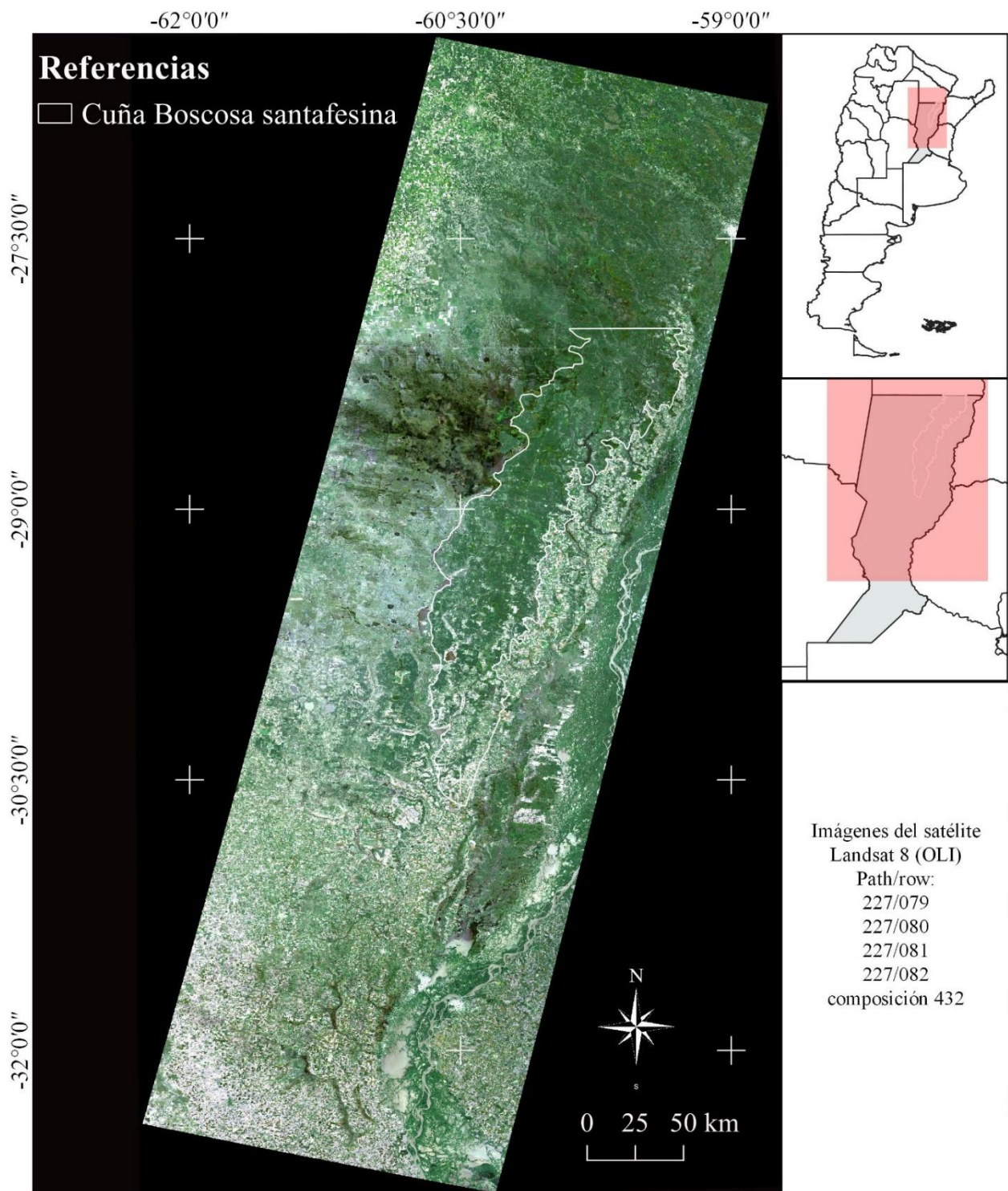


Figura 34. Mosaico de imágenes Landsat 8 (OLI) del año 2016. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.

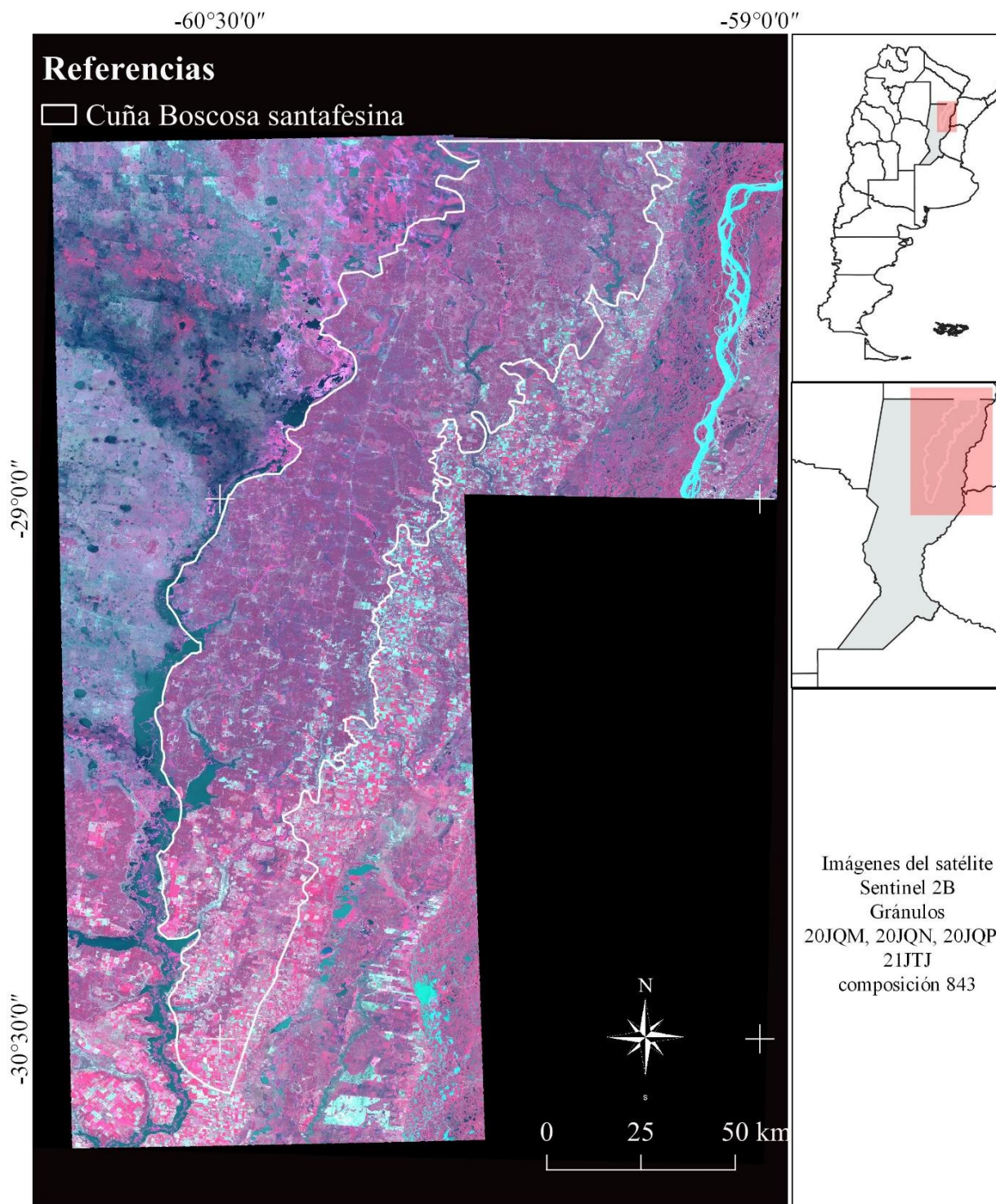


Figura 35. Mosaico de las imágenes Sentinel 2B del año 2019. En blanco, el contorno de la Cuña Boscosa Santafesina.