UNSE
Universidad Nacional
de Santiago del Estero

Sistema productivo campesino y su aporte a la conservación del paisaje forestal en el Salado Centro, Santiago del Estero, Argentina

Analía Del Valle Guzmán

TESIS DOCTORAL

Facultad de Ciencias Forestales
Santiago del Estero, Argentina
2017

ISBN 978-987-1676-94-1

Guzmán, Analía
Sistema productivo campesino y conservación del paisaje forestal en el Salado Centro, Santiago del Estero, Argentina: Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Santiago del Estero / Analía Guzmán; dirigido por Miguel Brassiolo. - 1a ed. - Santiago del Estero: Universidad Nacional de Santiago del Estero - UNSE. Facultad de Ciencias Forestales, 2021.
Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga y online
ISBN 978-987-1676-94-1

1. Recursos Forestales. 2. Santiago del Estero . 3. Conservación de Recursos Naturales. I. Brassiolo, Miguel, dir. II. Título.
CDD 577.0982

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SANTIAGO DEL ESTERO
Facultad de Ciencias Forestales

Sistema productivo campesino y su aporte a la conservación del paisaje forestal en el Salado Centro, Santiago del Estero, Argentina

TESIS
PRESENTADA COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS FORESTALES

Analía Del Valle Guzmán
Ingeniera Forestal – Universidad Nacional de Santiago del Estero - 2010

Director de tesis: **Dr. Miguel M. Brassiolo**

Santiago del Estero, Argentina.
Año 2017

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SANTIAGO DEL ESTERO
Facultad de Ciencias Forestales

TÉRMINO DE APROBACIÓN

TESIS DOCTORAL

El Tribunal designado por la Facultad de Ciencias Forestales (FCF) de la Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE), mediante Resolución FCF Nº 527/17, para examinar la Tesis de **Analía del Valle Guzmán**, titulada: "Sistema productivo campesino y su aporte a la conservación del paisaje forestal en el Salado Centro, Santiago del Estero, Argentina.", está constituido por: Dr. Gustavo E. Cruz Madariaga (CFCN- UChile), Dra. Mariana Totino (FADU-UBA), y Dr. Guido Lorenz (FCF-UNSE).

Después de evaluar la Tesis e interrogar a la doctorando, el Jurado deliberó por la APROBACIÓN, con la calificación 10 (Diez).

Jurado de Tesis:

Firma	Firma	Firma
Dr. Gustavo E. Cruz Madariaga	Dra. Mariana Totino	Dr. Guido Lorenz

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SGO. DEL ESTERO ★ FACULTAD CS. FORESTALES ★ Posgrado

Santiago del Estero. 31 de Octubre de 2017

Dedico esta tesis a mi familia, por el amor, la educación y el apoyo constante e incondicional.

AGRADECIMIENTOS

Han sido muchas las personas que, desde diferentes lugares, han contribuido con una parte para realizar este trabajo que hoy se ve plasmado en el documento de tesis. Por ello, quiero agradecer:

A las familias campesinas de Alejito, Yanacón Bajada, Miel de Palo, Pozo Herrera, Lote 28, La India, Manisnioj, Naranjito, que me han dejado conocer a través de sus relatos y silencios, la historia de los territorios que habitan. Estos tiempos compartidos entre caminatas, mediciones, reuniones, mates y quehaceres me han permitido encontrar el sentido de mucho de lo que luego pude analizar mediante algoritmos; sin su aporte los resultados serían otros.

A los compañeros de las organizaciones locales, que se han tomado un tiempo para atender mis demandas y respaldar mi llegada a cada una de las comunidades.

A mis amigos y compañeros de equipo: Magui y MatiC con quienes comenzamos a transitar los primeros kilómetros de distancias y caminos metodológicos, muchos de los cuales pretendían organizarse de ida y se volvían a mezclar de vuelta; juntos pusimos a prueba nuestros conocimientos silvícolas frente a discusiones puntuales con los productores y aprendimos la importancia de múltiples miradas, múltiples saberes. A MatiR y Vani, que se sumaron a los inventarios forestales y con quienes las jornadas de trabajo de campo se tornaron diferentes. A Fede por las horas de lectura y discusión sobre la implicancia del valor de un índice y por su colaboración crítica en la elaboración de figuras; y a Pao por su mirada criteriosa y sugerencias sobre las intervenciones. A todos ellos muchas gracias por compartir sus saberes y por la responsabilidad con que documentaron cada una de las actividades que compartimos.

Al Dr. José Paruelo y equipo del LART-UBA, por su tiempo para discutir el abordaje inicial y en especial a Camilo Bagnato por el entrenamiento en el tratamiento de imágenes satelitales.

Al Dr. Jean Paul Metzger, por permitir la realización de una estancia de investigación y sus contribuciones a este trabajo; al equipo del LEPAC-USP por acompañarme en ese tiempo y por las discusiones planteadas. Quiero agradecer en especial al Dr. Leandro Reverberi Tambosi por recibirme y guiar minuciosamente la etapa de procesamiento y análisis de paisaje, por su dedicación y contribuciones críticas al trabajo y sobre todo por su constante aliento.

Al Dr. Gustavo Cruz Madariaga, Dr. Guido Lorenz, Dra. Mariana Totino y Dr. Iván Crespo Silva muchas gracias por el tiempo dedicado a una lectura crítica y detallada, y las contribuciones realizadas a este documento.

Al querido amigo profe Iván, por las largas horas de discusión sobre los avances del trabajo y del documento, por las inolvidables caminatas mezcladas de anécdotas y comidas, y su hospitalidad durante los tiempos en su tierra.

Al Dr. Miguel Brassiolo, mi director de tesis, muchas gracias por su respaldo incondicional y por la confianza depositada en mí.

A la Dra. Lía Zóttola, por sus contribuciones acerca del abordaje desde la mirada cualitativa. Muchas gracias por dedicar tu tiempo y motivarme a ampliar la mirada sobre lo que veo.

Al Posgrado de la Facultad de Ciencias Forestales UNSE, por brindar el marco institucional mediante el cual fue posible acceder a becas que posibilitaron realizar diferentes etapas de esta investigación.

INDICE GENERAL

Capítulo		Pág.
1	**INTRODUCCIÓN**	1
1.1	HIPÓTESIS	2
1.2	OBJETIVOS	2
1.2.1	Objetivo General	2
1.2.2	Objetivos Específicos	2
2	**REVISIÓN DE LITERATURA**	3
2.1	CONCEPTUALIZACIONES SOBRE EL PAISAJE	3
2.1.1	Importancia de la Escala en Estudios de Paisaje	5
2.1.2	Modelos de Organización del Paisaje	6
2.1.3	Los Desafíos en el Estudio de Paisajes	8
2.2	DINÁMICA DE PAISAJE	10
2.2.1	Paisajes Culturales y Sociedades Campesinas	10
2.2.2	Dinámica de Paisaje en la Región Chaqueña	13
2.2.3	Dinámica de Paisaje en Santiago del Estero	14
2.3	MÉTODOS DE ANÁLISIS DEL PAISAJE	15
2.3.1	Sistema Participativo de Información Geográfica	15
2.3.2	Fundamento Conceptual para el Mapeo Participativo	16
2.3.3	Participación Observante	17
2.3.4	Entrevistas	17
2.3.4.1	Entrevistas semiestructuradas	18

2.3.5 Métricas de Paisaje 18

2.3.5.1 Limitaciones de la métrica de diversidad 20

3 **MATERIAL Y METODO** 22

3.1 ÁREA DE ESTUDIO 22

3.1.1 Delimitación del Área De Estudio 23

3.1.2 Caracterización Ambiental 24

3.1.3 Caracterización Socioeconómica 27

3.1.4 Uso Actual del Territorio y Actores Presentes 28

3.2 CLASIFICACIÓN DIGITAL DE IMÁGENES SATELITALES 30

3.2.1 Preprocesamiento de Imágenes Satelitales 31

3.2.2 Clasificación Digital de Imágenes Satelitales 32

3.2.2.1 Análisis de concordancia 35

3.3 DESCRIPCIÓN DE LA COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO 35

3.3.1 Caracterización de los Tipos de Bosque 36

3.3.1.1 Inventario forestal 36

3.3.1.2 Análisis fitosociológico 37

3.3.1.3 Análisis de diversidad de los tipos de bosque 38

3.3.2 Identificación y Caracterización de Sistemas Productivos 39

3.4 DINÁMICA DE PAISAJE 40

3.4.1 Abordaje Cuantitativo 40

3.4.2 Abordaje Cualitativo 42

3.4.2.1 Sistemas participativos de información geográfica 42

3.4.2.2 Caminata participativa 44

3.4.2.3 Validación de información mediante grupos focales 44

3.4.2.4 Entrevistas semiestructuradas e historia de los paisaje 45

3.5 DIVERSIDAD DE PAISAJES 45

3.5.1 Diversidad de Paisaje según Estrategia de Uso de los Recursos Naturales 47

3.5.2 Contribución de los Paisajes Prediales a la Diversidad del Salado Centro 48

3.5.3 Mantenimiento de la Diversidad de Paisajes 48

4 **RESULTADOS Y DISCUSION** 49

4.1 COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE 49

4.1.1 Identificación de Tipos de Cobertura en el Paisaje del Salado Centro 49

4.1.2 Descripción del Paisaje en 2010 51

4.1.3 Caracterización de Tipos de Bosque 53

4.1.3.1 Vinalar 54

4.1.3.2 Algarrobal Mixto 59

4.1.3.3 Quebrachal-Algarrobal 64

4.1.3.4 Quebrachal de Dos Quebrachos 68

4.1.4 Diversidad de Bosques en el Salado centro 72

4.2 MODIFICACIONES DEL PAISAJE EN EL SALADO CENTRO 74

4.2.1 Bosques y Comunidades del Salado Centro 74

4.2.2 Descripción del Paisaje en el Año 2000 82

4.2.3 Dinámica del Paisaje en el Período 2000-2010 84

4.3 DIVERSIDAD DE PAISAJES DEL SALADO CENTRO 87

4.3.1 Contribución de las Estrategias de Uso a la Diversidad de Paisaje 88

4.3.2 Contribución a la Diversidad de Paisaje a Escala Predial 89

4.3.3 Relación entre la Dinámica del Paisaje y el Mantenimiento de la Diversidad. 104

CONCLUSIONES 106

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 107

ANEXO 115

INDICE DE TABLAS

Tabla Pág.

1 IMÁGENES LANDSAT 5 TM (RESOLUCIÓN 30 M) SELECCIONADAS PARA ELABORAR LOS STACKS MULTITEMPORALES 32

2 ZONIFICACIÓN PARA MUESTREO DE VERDAD DE CAMPO DE LAS COBERTURAS BOSCOSAS 34

3 VALORES DE ÍNDICE KAPPA Y SU INTERPRETACIÓN 35

4 MÉTRICA DE COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DE PAISAJE 41

5 MÉTRICA DE DIVERSIDAD DE PAISAJE 47

6 MÉTRICA DE COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO (2010) 52

7 ERROR DE ESTIMACIÓN POR TIPO DE BOSQUE DEL SALADO CENTRO, SANTIAGO DEL ESTERO. 53

8 PARÁMETROS GENERALES DE LOS TIPOS DE BOSQUE 54

9 PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS DEL VINALAR 55

10 FAMILIA, NOMBRE CIENTÍFICO Y NOMBRE COMÚN DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL VINALAR 59

11 PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS DEL ALGARROBAL MIXTO. 61

12 FAMILIA, NOMBRE CIENTÍFICO Y NOMBRE COMÚN DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL ALGARROBAL MIXTO 64

13 PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS DEL QUEBRACHAL-ALGARROBAL 65

14 FAMILIA, NOMBRE CIENTÍFICO Y NOMBRE COMÚN DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL QUEBRACHAL-ALGARROBAL. 68

15 PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS DEL QUEBRACHAL DE DOS QUEBRACHOS 69

16 FAMILIAS, NOMBRE CIENTÍFICO Y NOMBRE COMÚN DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL QUEBRACHAL DE DOS QUEBRACHOS 72

17 ÍNDICES DE DIVERSIDAD ALFA PARA BOSQUES DEL SALADO CENTRO 73

18 ÍNDICES DE DIVERSIDAD BETA ENTRE LOS BOSQUES DEL SALADO CENTRO 73

19 MÉTRICAS DE COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO (2000) 84

20 DINÁMICA DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO (2000-2010) 86

21 DIVERSIDAD DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO (2000-2010) 88

22 DIVERSIDAD DE PAISAJE DEL SALADO CENTRO ASOCIADA A LAS EURN 88

23 DIVERSIDAD DE PAISAJES ASOCIADA A DOS ESTRATEGIAS DE USO DE LOS RECURSOS NATURALES. ZONA LOTE 28 Y ALREDEDORES 90

24 DINÁMICA DEL PAISAJE CON PRESENCIA DE FAMILIAS CAMPESINAS (LOTE 28) 91

25 DINÁMICA DEL PAISAJE ASOCIADA A USO INTENSIVO (LOTE 20) 92

26 DIVERSIDAD DE PAISAJES ASOCIADA A DOS ESTRATEGIAS DE USO DE LOS RECURSOS NATURALES. ZONA POZO HERRERA Y ALREDEDORES 94

27 DINÁMICA DEL PAISAJE CON PRESENCIA DE FAMILIAS CAMPESINAS (POZO HERRERA) 95

28 DINÁMICA DE PAISAJES ASOCIADA A USO INTENSIVO (COLONIA SAN PATRICIO, COLONIA SAN VICENTE Y COLONIA LEALTAD) 96

29 DINÁMICA DE PAISAJES CON IMPRONTA CAMPESINA (COLONIA CHELITA, COLONIA CHELITA “LA VILLA” Y COLONIA LEALTAD (*)) 97

30 DIVERSIDAD DE PAISAJES ASOCIADA A DOS ESTRATEGIAS DE USO DE LOS RECURSOS NATURALES. ZONA LA INDIA Y ALREDEDORES. 100

31 DINÁMICA DEL PAISAJE CON PRESENCIA DE FAMILIAS CAMPESINAS (LA INDIA) 100

32 DINÁMICA DE PAISAJES ASOCIADA A USO INTENSIVO (LOTE 48, LOTE 59 Y LOTE 60) 101

INDICE DE FIGURAS

Figura		Pág.
1	ECORREGIÓN CHACO SECO	23
2	ÁREA DE ESTUDIO SALADO CENTRO	24
3	ETAPAS DE PROCESAMIENTO PARA OBTENCIÓN DE MAPAS DE COBERTURA	31
4	ZONIFICACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO EN BASE A CRITERIOS GEOMORFOLÓGICOS	33
5	ESQUEMA DE ANÁLISIS SOBRE LA DIVERSIDAD DE PAISAJE	46
6	TIPOS DE COBERTURA DEL SALADO CENTRO EN EL AÑO 2010.	50
7	FRECUENCIA POR CLASE DIAMÉTRICA DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL VINALAR	57
8	RENOVALES POR CATEGORÍA DE TAMAÑO DE LA REGENERACIÓN NATURAL DEL VINALAR	58
9	FRECUENCIA POR CLASE DIAMÉTRICA DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL ALGARROBAL MIXTO	62
10	RENOVALES POR CATEGORÍA DE TAMAÑO DE LA REGENERACIÓN NATURAL DE ALGARROBAL MIXTO	63
11	FRECUENCIA POR CLASE DIAMÉTRICA DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL QUEBRACHAL-ALGARROBAL	66
12	RENOVALES POR CATEGORÍA DE TAMAÑO DE LA REGENERACIÓN NATURAL DEL QUEBRACHAL-ALGARROBAL	67
13	FRECUENCIA POR CLASE DIAMÉTRICA DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL QUEBRACHAL DE DOS QUEBRACHOS.	70
14	RENOVALES POR CATEGORÍA DE TAMAÑO DE LA REGENERACIÓN NATURAL DEL QUEBRACHAL DE DOS QUEBRACHOS	71
15	MOMENTOS DE ENCUENTRO CON LA COMUNIDAD DE ALEJITO	74

16 MAPEO PARTICIPATIVO CON LA COMUNIDAD DE ALEJITO 75

17 COMPARTIENDO INFORMACIÓN CON ORGANIZACIONES NO GUBERNAMENTALES (ONGs) 77

18 MOMENTOS DEL MAPEO 78

19 REGISTRO DEL PROCESO DE VALIDACIÓN 82

20 PAISAJE DEL SALADO CENTRO EN EL AÑO 2000 83

21 DINÁMICA DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO EN EL PERÍODO DEL AÑO 2000 A 2010 85

22 RECORTE DE PAISAJE ZONA LOTE 28 Y ALREDEDORES 89

23 RECORTE DE PAISAJE ZONA POZO HERRERA Y ALREDEDORES 93

24 RECORTE DE PAISAJE ZONA LA INDIA Y ALREDEDORES 99

25 REGRESIÓN LINEAL DE LA VARIACIÓN DEL ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE PAISAJE DE SIMPSON EN FUNCIÓN DEL PORCENTAJE DE CAMPO 105

LISTA DE ABREVIATURAS

FIDA	Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola
IAP	Investigación Acción Participativa
LART-UBA	Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección-Universidad de Buenos Aires
MeZAT	Mesa Zonal del Ámbito de Tierra
PIARFON	Proyectos de Investigación Aplicada a los Recursos Forestales Nativos
REDAF	Red Agroforestal Chaco Argentina
SPIG	Sistema Participativo de Información Geográfica
TIG	Tecnologías de Innovación Geográfica
TNC	The Nature Conservancy
UMSEF	Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal

NOTA: Salvo citación expresa los mapas, tablas y figuras que se presentan son elaboración propia.

DECLARACIÓN

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

Analía del Valle Guzmán

Sistema productivo campesino y su aporte a la conservación del paisaje forestal en el Salado Centro, Santiago del Estero, Argentina

RESUMEN

El bosque chaqueño constituye el 70 % de los bosques nativos de Argentina, concentrando una parte importante en Santiago del Estero. Estos ambientes boscosos contribuyen a sostener funciones ambientales imprescindibles, siendo espacio de vida y fuente de producción de miles de familias campesinas e indígenas que habitan en ellos. Sin embargo, el avance de la frontera agropecuaria conlleva cambios naturales y sociales que afectan la capacidad de los ecosistemas de proveer productos y servicios para las generaciones actuales y futuras. Por ello el desafío es encontrar el equilibrio entre conservación y producción, siendo necesario verificar posibles formas de producción que contribuyan a la conservación de paisajes. En ese contexto, el presente trabajo tiene como objetivo determinar la relación entre las estrategias productivas campesinas, a partir de considerar que los sistemas campesinos han coevolucionado junto a los paisajes de la región, constituyendo una alternativa de producción compatible con el mantenimiento de la dinámica y diversidad del paisaje del Salado Centro.

Desde el marco conceptual de sistemas complejos se describen la composición y configuración del paisaje del Salado Centro, analizando la dinámica temporal asociada al paisaje y evaluando la variación en la diversidad de coberturas presentes, asociada a sistemas campesinos y sistemas de uso intensivo identificados en el área. Se combinaron técnicas cuantitativas de análisis del paisaje con técnicas cualitativas para la consideración de los componentes sociales del paisaje. La metodología utilizada permitió cuantificar la influencia de diferentes estrategias productivas sobre la diversidad de paisaje a escala predial. Los resultados demostraron que los paisajes con presencia de familias campesinas contribuyeron a la conservación del bosque del Salado Centro. Si bien existieron variaciones en la composición y configuración de estos paisajes, se conservaron a escala predial la mayoría de las coberturas, tendiendo a generar sistemas complejos y en consecuencia paisajes heterogéneos. Por otra parte los paisajes con manejo de producción intensiva mostraron una tendencia a la homogeneización, con una consecuente simplificación del paisaje. Se concluye que las estrategias productivas desarrolladas por los sistemas campesinos determinan una dinámica y diversidad de paisaje que favorece la conservación del bosque.

Palabras claves: Recursos Forestales. Santiago del Estero. Conservación de Recursos Naturales

Peasant production system and its contribution to the conservation of the forest landscape in the Salado Centro, Santiago del Estero, Argentina

ABSTRACT

The Chaco forest constitutes 70 % of the native forests of Argentina, concentrating an important part in Santiago del Estero. These wooded environments contribute to sustain essential environmental functions, being the living space and a source of production of thousands of peasant and indigenous families living within these areas. However, the advance of the agricultural frontier involves natural and social changes that affect the ability of ecosystems to provide products and services for present and future generations. For this reason the challenge is to find the balance between conservation and production, making it necessary to analyze forms of production that contribute to the landscape conservation. The objective of this work is to determine the dynamics and diversity of the Salado Centro landscape and its relation with peasant productive strategies, considering that the peasant systems have coevolved along with the landscapes of the region, constituting a production alternative compatible with the maintenance of the forest.

Using the conceptual framework of complex systems, the composition and configuration of the Salado Centro landscape is described, analyzing the temporal dynamics associated to the landscape and evaluating the variation within the diversity of present tree cover, associated to peasant systems and systems of intensive use identified in the area. Quantitative techniques of landscape analysis were combined with qualitative techniques, so that the social components of the landscape could be taken into account. The methodology used made it possible to quantify the influence of different production strategies on the landscape diversity within the farm scale. The results showed that landscapes with the presence of peasant families contributed to the conservation of the Salado Centro forest. Although there were variations in the composition and configuration of these landscapes, most of the cover was conserved at the farm scale, tending to generate complex systems and therefore heterogeneous landscapes. Meanwhile, landscapes with intensive production management showed a tendency towards homogenization, with a subsequent landscape simplification. It is concluded that the productive strategies developed by the peasant systems determine dynamics and diversity of landscape that favor forest conservation.

Key words: Forest Resources. Santiago del Estero. Conservation of Natural Resources

1 INTRODUCCIÓN

La segunda masa boscosa más extensa de América del Sur es el Gran Chaco Americano. El 60 % de estos bosques constituyen la Región Chaqueña Argentina, estando en Santiago del Estero una parte importante de los mismos. Estos ambientes boscosos y biodiversos contribuyen a sostener funciones ambientales imprescindibles, y son espacio de vida y fuente de la producción de miles de familias campesinas e indígenas que viven en él. Sin embargo, la sustitución de ambientes naturales por sistemas agropecuarios de producción intensiva constituye una de las mayores amenazas de la Región Chaqueña, siendo la provincia de Santiago del Estero donde se concentró la mayor tasa de cambio de uso de la tierra en los últimos treinta años. Este avance de la frontera agropecuaria está acompañado de un modelo de producción intensiva, que produjo fuertes impactos ambientales y sociales.

Ese modelo de producción propone un nuevo paisaje rural bajo un modelo de agricultura agroindustrial, asociado al sector de grandes productores; en este escenario el rol destinado para los otros ambientes existentes en la ruralidad de la región están ausentes, como así también la diversidad de pequeños productores que desarrollan sus sistemas productivos en ellos. Sin embargo, estos sistemas que han coevolucionado junto a los paisajes de la región podrían constituir una alternativa de producción compatible con el mantenimiento del bosque y los servicios ecosistémicos asociados.

Ante ese escenario y considerando que en la provincia de Santiago del Estero más del 70 % de la población rural es campesina y vive asociada a los paisajes forestales, el desafío consiste en encontrar el equilibrio entre conservación de ambientes naturales y producción. En este contexto, identificar, caracterizar y comprender la relación entre los sistemas productivos campesinos y el mantenimiento de los bosques en el Salado Centro en la Provincia de Santiago del Estero, se torna necesario.

Por ello este trabajo se propone analizar la relación entre la conservación de cobertura de bosque mediante uso por parte de dichos sistemas y su contribución para la dinámica del paisaje boscoso local.

1.1 HIPÓTESIS

Las estrategias productivas desarrolladas por los sistemas campesinos sostienen una dinámica y diversidad de paisaje que favorece a la conservación del bosque.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo General

Determinar la dinámica y diversidad del paisaje del Salado Centro y su relación con las estrategias productivas campesinas.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Identificar y describir la composición y configuración del paisaje.
- Analizar la dinámica temporal del paisaje entre los años 2000 y 2010.
- Relacionar la dinámica y diversidad de paisajes asociadas a las principales estrategias productivas del área de estudio.

2 REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 CONCEPTUALIZACIONES SOBRE EL PAISAJE

Intuitivamente, se asocia al paisaje con la noción de amplitud y de distanciamiento. El paisaje nunca está en primer plano sino que es lo que se ve de lejos, desde un punto alto. Siempre necesitamos distanciarnos para observarlo y, de cierta forma, el paisaje es el lugar donde se está, pudiendo hasta ser un fondo (METZGER, 2001).

Metzger (2001) sostiene que esa observación, percepción y las múltiples comprensiones e interpretaciones de paisaje siempre son hechas por las lentes o filtros de la formación científica y de la cultura del observador. Y justamente por esa razón, por ser una unidad visual, el paisaje no puede ser definido de forma universal, sin considerar la lente o filtro del observador, es decir que posee connotaciones diversas en función del contexto y de la persona que lo usa. El mismo autor (*op.cit.*) destaca que a pesar de la diversidad de conceptos, la noción de espacio abierto, espacio "vivenciado" o espacio de inter-relación del hombre con su ambiente está incluido en la mayoría de esas definiciones.

La Ecología del Paisaje es la ciencia que se ocupa de su estudio y dado el carácter complejo de su objeto, no es una disciplina distinta o simplemente una rama de la ecología, sino más bien la intersección sintética de muchas disciplinas relacionadas que se centran en el patrón espacio-temporal del paisaje (RISSER *et al*., 1984). Se caracteriza por ser una disciplina holística, integradora de ciencias sociales, geofísicas y biológicas, apuntando en particular a la comprensión global del paisaje y al ordenamiento

territorial. Existen diferentes corrientes dentro de esta ciencia que en el transcurso del tiempo han conformado diferentes visiones de paisaje.

Según Troll *et al*. *apud* NAVEH y LIEBERMAN (1994)[1] definen al paisaje como "la entidad visual y espacial total del espacio vivido por el hombre", evidenciando la preocupación por el estudio de las interrelaciones del hombre con su espacio de vida y con las aplicaciones prácticas en la solución de problemas ambientales (BARRET y BOHLEN, 1991, NAVEH y LIEBERMAN, 1994). La Ecología de Paisaje tuvo fuerte influencia de la geografía humana, de la fitosociología, biogeografía y otras disciplinas relacionadas con el planeamiento regional. En este contexto, se caracteriza por la planificación de la ocupación territorial o estudio de paisajes fundamentalmente modificados por el hombre, denominados como paisajes culturales por Tricart (1979).

Otra visión surge en la década de 1980, influenciada por biogeógrafos y ecólogos americanos que buscaban adaptar la teoría de biogeografía de islas para el planeamiento de reservas naturales en ambientes continentales. En este abordaje, el paisaje es definido como: i) un área heterogénea, compuesta por conjuntos interactivos de ecosistemas (FORMAN y GODRON, 1986); ii) un mosaico de relevos, tipos de vegetación, y formas de ocupación (URBAN *et al.*, 1987); iii) un área espacialmente heterogénea (TURNER, 1989). La principal problemática abordada con este enfoque es el estudio de los efectos de la estructura espacial del paisaje sobre los procesos ecológicos (TURNER, 1989).

Este abordaje fue influenciado por el surgimiento de las imágenes satelitales y la popularización de las computadoras personales que facilitaron el procesamiento y análisis geoestadísticos. Existe una vasta literatura sobre procedimientos y métricas de cuantificación de la estructura de paisaje (TURNER y GARNER, 1991; RIITERS *et al*., 1995; MC GARIGAL y MARKS, 1995; GUSTAFSON, 1998). Actualmente, ese análisis detallado del patrón espacial está siendo asociado a procesos ecológicos, como la propagación del fuego, la dispersión de semillas o el desplazamiento de animales en paisajes heterogéneos (JOLY *et al*., 2001; RENJIFO, 2001; SUMMERVILLE y CRIST, 2001).Ese

[1] Troll, C. 1971. Landscape ecology (geo-ecology) and biogeocenology: a terminological study. Geoforum 8: 43-46

abordaje ecológico busca la aplicación de conceptos de ecología de paisaje para la conservación de la diversidad biológica y el manejo de recursos naturales, dependiendo de la escala espacio-temporal de análisis y de la especie en estudio.

Más recientemente, a partir de sus investigaciones en el tema, Metzger (2001) propone una noción integradora de paisaje, a partir de un concepto más amplio, en relación a las definiciones anteriores. Propone que paisaje sea definido como un mosaico heterogéneo formado por unidades interactivas, siendo esta heterogeneidad existente al menos para un factor, según el observador y a una determinada escala de observación.

2.1.1 Importancia de la Escala en Estudios de Paisaje

Tanto los procesos sociales como los ecológicos pueden operar en diferentes extensiones espaciales y períodos de tiempo (GREEN *et al*., 2009) y generalmente están relacionados con la heterogeneidad. Sin embargo, el reconocimiento de la homogeneidad o heterogeneidad de un objeto está directamente vinculado a la cuestión de escala: prácticamente cualquier porción de la tierra es homogénea en una escala más extensa y heterogénea cuando es vista en una escala más detallada (METZGER, 2001).

La palabra escala es utilizada para referirse a diferentes nociones (METZGER, 2001). Así, por ejemplo, se utilizan las siguientes denominaciones: escala espacial, escala temporal, escala de percepción y escala geográfica, entre otras.

La escala espacial incluye un aspecto de la extensión en el espacio (tamaño) y de mínima unidad de resolución en la información que es obtenida, que depende del sensor utilizado. Así, los mapas varían de escalas puntuales y finas (mapas detallados, con alta resolución y en general, extensión reducida) a escalas globales y gruesas (mapas con pocos detalles, con resolución gruesa y en general amplia extensión). La escala temporal hace referencia al tiempo de análisis y a la frecuencia de obtención de datos. La escala de percepción de las especies se refiere a la escala espacial y temporal en la cual la especie en estudio percibe o interactúa con el paisaje en función de sus características ecológicas (tamaño del territorio, especificidad de hábitat, capacidad de locomoción,

etc.). La escala geográfica indica las dimensiones de representación de un objeto en el suelo.

Como el término escala es muy utilizada en el contexto de estudios sobre los cambios de la cobertura de la tierra, frecuentemente genera confusiones a raíz de sus múltiples significados en las diferentes áreas, tal como lo describen Agarwal *et al.* (2002), Turner *et al.* (2001), ya que se utiliza para inferir significados opuestos. Por un lado, los geógrafos definen escala como una razón entre la longitud de la unidad de distancia en un mapa y la longitud de aquella misma unidad de distancia en el terreno. Así, un mapa en gran escala normalmente muestra más detalle pero cubre menos área, mientras que un mapa en pequeña escala muestra menos detalle pero cubre más área. Por otro lado, los científicos sociales dan significados opuestos a los términos escala grande y escala pequeña. Así, un estudio de gran escala generalmente significa una amplia extensión espacial y un estudio en pequeña escala es un estudio más detallado, cubriendo un área pequeña.

Con el afán de fortalecer la comunicación multidisciplinar, Agarwal *et al*. (2002), Turner *et al.* (2001) proponen usar términos con significados más intuitivos, tales como escala fina y escala gruesa, por ejemplo. Otros, como Green *et al.* (2009) proponen, siempre que sea posible y que estén disponibles, usar otros términos más específicos y claramente definidos en lugar de escala; como por ejemplo extensión espacial, resolución espacial, período de tiempo, intervalo de tiempo, que hacen alusión a los términos escala espacial y escala temporal.

2.1.2 Modelos de Organización del Paisaje

La conservación de los paisajes naturales y la necesidad de reducir la pobreza son preocupaciones a nivel mundial que han dado origen a diferentes estrategias de organización del paisaje, para su conservación (TENZA PERAL, *et al.*, 2011).

Surge así el “modelo divergente de organización territorial” (GARCIA-BARRIOS *et al*., 2009) el cual plantea que la producción primaria (silvo-agro-pecuaria) se debe maximizar mediante una agricultura industrial (ICKIS *et al*., 2009) que intensifica el uso del suelo en las tierras más fértiles y rentables (TENZA PERAL, *et al*., 2011), separando

espacial y funcionalmente las áreas de conservación de las áreas de producción y los centros de población humanas (GREEN *et al*., 2005; GRAU y AIDE, 2008). Sin embargo este modelo es excluyente del ser humano como parte integrante del sistema natural.

Este modelo es cuestionado por ser justamente la agricultura industrial considerada como una de las principales causas de deforestación (KLANDERUD *et al*., 2010) y la deforestación, especialmente en países tropicales es una de las mayores causas de pérdida de biodiversidad (DAY-RUBENSTEIN *et al.*, 2000).

Varios autores (GARCIA-BARRIOS *et al*., 2009; SCHMOOK y RADEL, 2008; PERFECTO y VANDERMEER, 2010), en base a casos de estudio en Latinoamérica y a diferentes escalas analizan este modelo, en el cual constatan que la transición forestal es más débil, local y limitada de lo que se ha venido anunciando, y que el balance entre ganancia y pérdida de superficie boscosa sigue siendo de alta deforestación neta; además que la correlación entre el cambio en la cobertura forestal y los ingresos per cápita es débil (ANGELSEN y KAIMOWITZ, 2001; RUDEL *et al*., 2005).

Puntualmente para Argentina, un estudio sobre los cambios de uso del suelo y la demografía en Misiones (IZQUIERDO *et al*., 2008) pone de manifiesto que aunque se haya producido un decrecimiento de la población en áreas rurales se sigue detectando un incremento en la deforestación. Paruelo *et al*. (2011) señalan que a pesar del aumento notable en la producción agrícola en el noroeste argentino, el reemplazo de los bosques por cultivos no disminuyó sino que aumentó de manera sostenida desde la década de 1970, con lo cual se refuerzan los errores o insuficiencias conceptuales y estratégicas de esta conclusión, señalados también por otros autores (ANGELSEN y KAIMOWITZ, 2001; PERZ y SCOLE, 2003; EWERS *et al*., 2009; GARCIA-BARRIOS *et al*., 2009; PERFECTO y VANDERMEER, 2010).

En contraposición al modelo divergente, García-Barrios (2010) propone el "modelo convergente de organización territorial", utilizado también por Vandermeer y Perfecto (2005), García-Barrios *et al.* (2009), Perfecto y Vandermeer (2010), Perfecto *et al.* (2010) el cual tiene como objetivo preservar y construir territorios donde coexistan la conservación, la producción, la soberanía alimentaria y el poblamiento. Este modelo

alternativo aborda la dimensión territorial de la sustentabilidad, pues requiere que los usos del territorio sean equilibrados y diversificados, que respeten o favorezcan la funcionalidad ambiental, y que no destruyan las opciones para adaptarse a los cambios sociales y biofísicos (EEA, 2010). Se basa en el concepto de Matriz de la Naturaleza (PERFECTO *et al*., 2010), que brinda elementos novedosos para construir y mantener paisajes rurales que sean una matriz agrosilvopastoril de calidad para conservar la flora y la fauna silvestres; que desarrollen una producción agrícola-pecuaria y forestal integradas y diversificadas; y que mejoren la distribución social de los productos básicos, bienes y servicios (TENZA PERAL *et al*., 2011).

Este enfoque presenta argumentos ecológicos que ponen en duda la viabilidad a largo plazo de la estrategia de conservación que propone el modelo de organización territorial divergente. Ese último, supone que son islas de conservación fuertemente aisladas entre ellas por una matriz muy antropizada, formada por núcleos urbano-industriales y áreas de agricultura industrial intensiva. El modelo opuesto sostiene que la conexión y el flujo continuo entre estas islas es más importante que el tamaño inicial de las poblaciones en cualquiera de ellas (VANDERMEER y CARVAJAL, 2001; VANDERMEER y LIN, 2008; PERFECTO y VANDERMEER, 2010; PERFECTO *et al*., 2010), por lo que para preservar especies silvestres en territorios antropizados es esencial la calidad, funcionalidad y permeabilidad de la matriz agropecuaria que rodea los hábitats silvestres menos perturbados (PERFECTO y VANDERMEER, 2010).

2.1.3 Desafíos en el Estudio de Paisajes

Matteucci (1998) plantea que, si bien la ecología como ciencia durante mucho tiempo se sustentó en el enfoque sistémico, no pudo escapar del reduccionismo y la sectorización. Es a partir de la década del ´90 que se dio un avance notable de la ciencia y la filosofía en cuanto a la cosmovisión de la naturaleza (desarrollo de la teoría de sistemas, teorías del caos y de la complejidad, los modelos de cambio, el modelo del orden mediante fluctuaciones entre otros), produciéndose un cambio importante en la concepción del ambiente. Según la autora (*op.cit.*), en términos biológicos estos conceptos proponen que los ecosistemas cambian a través del tiempo en un espacio multidimensional como sistemas localmente inestables pero globalmente estables;

donde grandes perturbaciones naturales o antropogénicas pueden empujarlos hacia vías evolutivas diversas; de esta manera surge el concepto de dominios múltiples de equilibrio que reemplaza el concepto clemensiano de clímax.

Schuschny (1998) sostiene que estas nuevas teorías desarrolladas desde diversas disciplinas convergen a un nuevo programa de investigación denominado ciencias de la complejidad, el cual busca avanzar en la comprensión de los sistemas complejos. Los sistemas complejos pueden definirse como un sistema formado por elementos simples que interactúan entre sí, intercambiando información entre ellos y el entorno, siendo a su vez capaces de adaptar su estructura interna como consecuencia de tales interacciones. La característica principal de estos sistemas es la dinámica de esas interacciones no lineales y el alto grado de paralelización que sucede durante las mismas. Según el mismo autor (*ibídem*), estos sistemas tienen bajo determinadas circunstancias una gran riqueza de comportamientos emergentes coherentes que se manifiestan en las estructuras macroscópicas.

La ecología del paisaje, según O´Neil (1988), se enmarca en esta nueva concepción al reconocer la heterogeneidad espacial y temporal del espacio y la importancia del patrón en los procesos ecológicos verticales y horizontales. Se fundamenta en la teoría de la jerarquía, la cual parte de que todos los sistemas biológicos son sistemas complejos no lineales, que comparten tres propiedades importantes: están estructurados jerárquicamente; están lejos del equilibrio y son meta-estables. Según este autor (*op. cit.*) esta teoría predice que sistemas complejos como los paisajes están compuestos en niveles relativamente aislados operando en escalas temporales y espaciales relativamente definidas; así aunque cada ecosistema o población pueda fluctuar ampliamente, alcanzar estadios diferentes o aun extinguirse, la heterogeneidad espacial garantiza la perpetuidad de la meta población y la meta estabilidad del ecosistema a un nivel espacial mayor. Esto condice con lo expresado por Schuschny (1998) cuando sostiene que un sistema complejo es un sistema aparentemente desordenado tras el cual existe un orden encubierto.

La ecología del paisaje rechaza los paradigmas científicos tradicionales orientados por la monodisciplina y los reemplaza por enfoques y métodos más integradores,

holísticos y transdisciplinarios, basados en una visión sistémica (MATTEUCCI, 1998); ya que los sistemas complejos no pueden por definición permanecer atados a una disciplina (SCHUSCHNY, 1998).

2.2 DINÁMICA DE PAISAJE

Peres *et al*. (2015) se refieren al concepto de paisaje forestal antropizado como un mosaico de diferentes usos de la tierra a lo largo de un gradiente de modificación del paisaje biofísico y de vegetación, como respuesta directa o indirecta de actividades humanas.

Demaio *et al*. (2015) documentan, en concordancia con la interrelación del hombre con su ambiente, que ya en el siglo XVI a la llegada de los conquistadores españoles, hacía más de 10.000 años que la Argentina central estaba habitada por grupos cuyo modo de vida ya había modificado sustancialmente el paisaje.

Brassiolo (1997) también considera que en grandes áreas de bosque en el norte de la provincia de Santiago del Estero existe un mosaico de diferentes niveles de degradación, como consecuencia del uso antrópico.

2.2.1 Paisajes Culturales y Sociedades Campesinas

Según Ladio (2011), para conservar la biodiversidad es necesario entender cómo las culturas interactúan con sus paisajes a lo largo del tiempo, dando origen a paisajes culturales. Desde el enfoque etnoecológico y etnobotánico, dichos espacios son definidos como escenarios multipropósito que reflejan una intrincada red de personas, lugares y recursos. Son producto de prácticas humanas (tradicionales y/o foráneas) que varían con los valores y la percepción temporal y espacial de cada grupo cultural; y que incluyen manejo sucesional, aprovechamiento de la heterogeneidad ambiental, transformación y manejo múltiple de recursos, entre otras. Son sistemas ecológico-culturales que están íntimamente acoplados, y por ende no son estáticos.

Los saberes y percepciones de cada cultura o sociedad constituyen el conocimiento local (GRENIER, 1998). Generalmente, deriva de observaciones cotidianas y de la experimentación con formas de vida, sistemas productivos y ecosistemas naturales. Este conocimiento sobre el medio ambiente es acumulativo y dinámico, basándose en la experiencia de generaciones pasadas y adaptándose a los nuevos cambios tecnológicos y socioeconómicos del presente (JOHNSON, 1992).

Los pobladores rurales son portadores de conocimientos y percepciones sobre el entorno natural que están mediados por relaciones sociales y que se traducen en determinados estilos de manejo de los sistemas de producción, afectando así la dinámica estructural y funcional de los ecosistemas (TOLEDO y BARRERA-BASSOLS, 2008).

En base a la investigación realizada para la Amazonía, Pokorny *et al*. (2011) demostraron que los productores familiares mantienen superficies de bosque en sus predios, estableciendo sinergias a nivel espacial y temporal que aseguran un uso permanente de la tierra, lo cual contribuye a conservar paisajes estables, asegurando el abastecimiento de servicios ambientales.

Un paisaje cultural en particular que interesa analizar es el generado por la producción campesina, que se ha tipificado como "un modo de producción con características propias" que les permite reproducirse en un amplio rango de contextos sociales (SHANIN, 1973).

Según Abt (2014), la identidad campesina que se asume y construye a partir de las estrategias de lucha por la tierra en Santiago del Estero, generó la toma de conciencia sobre aquellos aspectos que diferencian cosmovisiones sobre la vida y la naturaleza, que sustentan en una concepción donde el bosque y las personas tienen el mismo derecho a la existencia; por ello propicia una relación horizontal, respetuosa, afectuosa y solidaria en los modos de vivir y producir.

Los campesinos han habitado y producido por generaciones en el campo santiagueño. Según Barbetta (2010), este habitar se tradujo en un particular sentido del derecho a la tierra. Para las comunidades campesinas, el ánimo de dueño está íntimamente relacionado con una concepción de la tierra. Las prácticas posesorias a través de las cuales se materializa el ánimo de dominio se sustentan en base a una tradición familiar campesina, compuesta por una cultura y costumbres profundamente enraizadas, la cual obliga y vincula. Obliga, por ejemplo, a mantener los montes en pie para salvaguardar un modo de vida, ya que resulta fundamental en términos económicos como en términos sociales y culturales. Y vincula, porque en las

comunidades campesinas se mantienen relaciones de reciprocidad en las labores productivas diarias y en la utilización de los bosques o montes, aguadas.

En coincidencia con esta concepción de la tierra, en base al estudio de cambio de uso del suelo ocurrido en la Provincia durante la última década, Herrero-Jáuregui *et al*. (2011) concluyen que el mantenimiento de la cobertura forestal, aunque degradada, principalmente alrededor de las comunidades campesinas, es un argumento a favor del modelo convergente de organización territorial y del papel que juegan las comunidades en el mantenimiento de la cobertura forestal.

La investigación de Abt (2014) en diferentes ambientes de bosques y comunidades campesinas de la provincia afirma que el bosque constituye un espacio cuya función trasciende lo productivo para los campesinos, al ser el espacio vital que sostiene las producciones familiares y, además, un espacio simbólico e histórico sobre el cual las familias integran su propia historia, sobre las de generaciones anteriores. Por lo que la conservación de la cobertura forestal en los predios está directamente vinculada al estilo de vida campesino. Esta autora (*op. cit*.) sostiene que la pérdida de posesión sobre los territorios campesinos aumenta la vulnerabilidad de los bosques al cambio de uso del suelo.

Esa afirmación es sostenida también por Arístides (2014), en base a sus estudios sobre el departamento Figueroa, quien plantea que la presencia de población campesina y de pequeños productores agropecuarios, estrechamente vinculados a los recursos naturales locales, constituye una oportunidad para establecer paisajes multiuso que permitan mantener y hasta mejorar la resiliencia y la sustentabilidad de los sistemas socio-ecológicos locales. Sin embargo, la persistencia de estos modos de vida se ve comprometida, debido a una serie de factores que se expresan en forma conjunta en la lucha por la tierra.

En estos conflictos no sólo se disputa la posesión de un territorio sino también se ponen en juego lógicas de uso y producción. Así lo sostiene Barbetta (2010), cuando expresa que los conflictos por la tierra en la actualidad revelan la resistencia de las comunidades campesinas a circunscribirse a la lógica de la monocultura impuesta por la

modernidad. Según este autor (*op. cit*.) el sentido que adquiere la tierra para estos campesinos difiere de aquel que considera la tierra como un recurso productivo y/o especulativo que debe ser explotado en búsqueda de una mayor ganancia en el menor tiempo posible y, por ende, se contrapone a una agricultura basada en una utilización intensiva de los recursos naturales y guiados por racionalizaciones monetarias. Es así como la defensa de la tierra se plantea, entonces, como la defensa de un modo de vida y de una cultura campesina, que reúne un uso y apropiación particulares de los recursos naturales (Barbetta, 2010).

2.2.2 Dinámica de Paisaje en la Región Chaqueña

Comprender las diversas problemáticas de la región chaqueña argentina en cuanto a aspectos tales como el manejo de los recursos naturales, la conservación de la biodiversidad o el funcionamiento de diferentes procesos ecológicos, requiere conocer y comprender cómo las distintas actividades productivas desarrolladas en la región dan forma al paisaje e influyen sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (MORELLO *et al*., 2009).

Para dar cuenta de estas interacciones, Morello *et al*. (2012) retoman el concepto de Ecorregión propuesto por Burkart et al. (1999) que si bien surge a partir de las regiones fitogeográficas, incluye otros valores que van más allá de los biológicos. Por ser las ecorregiones "el gran paisaje", modelan no sólo las formas en que evoluciona lo viviente, sino también la cultura humana. Estas grandes áreas son relativamente homogéneas, constituidas por diferentes comunidades que comparten un gran número de especies y condiciones ambientales. Resulta oportuno este abordaje ya que los principales procesos ecológicos que mantienen la biodiversidad (ej.: conexión entre ambientes naturales que permiten la reproducción de muchas especies) y los servicios que los ecosistemas naturales proporcionan a la sociedad son evidentes a escala ecorregional.

Los procesos históricos y actuales de explotación de los recursos naturales y de avance de las fronteras agropecuarias, en la región chaqueña argentina, han tenido impactos ecológicos a distintas escalas, desde lo local a lo regional (ADÁMOLI, 2006;

MORELLO y RODRIGUEZ, 2009; TNC *et al.*, 2005). Entre ellos se cuentan: modificación de la estructura y composición específica de las comunidades vegetales (TORRELLA *et al.*, 2013), fragmentación del hábitat (CORREA *et al.,* 2012; TORRELLA *et al.,* 2013; ZAK *et al.,* 2004) y procesos de defaunación (GIRAUDO, 2008), factores que conducen en conjunto a la pérdida de biodiversidad. El reemplazo de la vegetación nativa por cultivos anuales implica, además, la pérdida de funciones ecosistémicas claves como la capacidad de control de la erosión y de regulación del agua, y en términos generales la pérdida de resiliencia de los ecosistemas (VOLANTE *et al.,* 2012).

El avance de la frontera agropecuaria en la región chaqueña trae aparejadas consecuencias casi irreversibles desde lo ambiental. Así, el área forestal nativa más importante del país es a la vez la región más amenazada por dicho avance (VOLANTE *et al*., 2008). El mismo se produjo con mayor intensidad en las últimas décadas (REDAF, 2013), siendo uno de los territorios más afectados por la deforestación del monte nativo (UMSEF, 2012), produciéndose pérdida de hábitat y transformación del paisaje (VOLANTE *et al*., 2008).

Por otro lado, el avance de la frontera agropecuaria representa una amenaza directa para las comunidades indígenas y criollas, provocando el desalojo y eliminando el hábitat que ocupan (PARUELO *et al*., 2011). A pesar de ello, las prácticas frecuentemente utilizadas en la región chaqueña como la conversión de ecosistemas naturales en tierras agrícolas o las deforestaciones donde se aplican técnicas de desarbustado o desbajerado producidos en un grado de intensidad elevado, atentan con el funcionamiento como ecosistema de bosque (UMSEF, 2012) y tienen como consecuencia la pérdida de biodiversidad y la consecuente reducción de la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos (PARUELO *et al*., 2005, 2006).

Este deterioro de los paisajes y ecosistemas naturales y seminaturales altera su funcionamiento e influye en las formas de uso de la naturaleza por parte de las poblaciones rurales locales, que ven en ella una fuente directa de reproducción social, cultural y biológica (ARENAS, 2012). Se ha generado así el reemplazo de actividades y modos de vida campesinos o de agricultura familiar por una agricultura industrial orientada a la exportación de "*commodities*".

2.2.3 Dinámica de Paisaje en Santiago del Estero

Zaffanella (1983) y Morello *et al*. (2012) describen para una parte del paisaje del Chaco Seco, dentro de la cual se encuentra la provincia de Santiago del Estero, diferentes patrones de vegetación leñosa y herbácea coexistiendo con parcelados de cultivos, parques, sabanas y abras asociados a diferentes estructuras geomorfológicas por un lado, mientras que por otro lado describen alternancia de bosques de suelos bien drenados con sabanas abiertas altas no inundables.

Actualmente la provincia de Santiago del Estero continúa siendo uno de los territorios más afectados por la pérdida de bosque nativo (REDAF, 2013), ya que a pesar de los bajos índices de productividad agroclimáticos (UMSEF, 2012), es una de las provincias hacia donde se extiende el cultivo de productos masivos a nivel internacional como el monocultivo de soja (VOLANTE *et al*., 2009), asociado a prácticas de cultivo diseñadas para otro escenario.

Este cambio de uso del suelo implica grandes superficies deforestadas, asociadas a una producción intensiva, con alta demanda de energía externa del sistema y poco compatible con el ambiente. Además, afecta la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios ecosistémicos (DAILY, 1997), es decir, aspectos de los ecosistemas (estructuras y procesos) utilizados de manera activa o pasiva para generar bienestar humano (BOYD y BANZHAF, 2007; FISHER *et al.*, 2009).

En general los servicios ecosistémicos carecen de valor de mercado y son de apropiación pública. De ellos derivan beneficios para los humanos, entre los cuales la producción de bienes agrícolas es uno de los más importantes, pero no el único. Paradójicamente, la reducción en la capacidad de los ecosistemas de proveer estos servicios es una externalidad generada por el productor individual cuyas consecuencias son padecidas por la sociedad toda (PARUELO *et al.*, 2004b).

2.3 MÉTODOS DE ANÁLISIS DEL PAISAJE

2.3.1 Sistema Participativo de Información Geográfica

Los Sistemas Participativos de Información Geográfica (SPIG) constituyen una práctica emergente desarrollada a partir de abordajes participativos para el planeamiento, documentación y gerenciamiento de información geográfica territorial.

Resultan de una fusión entre los métodos de Investigación Acción Participativa (IAP) y Tecnologías de Información geográfica (TIG). Combina una variedad de herramientas y métodos de gestión de información geoespacial, tales como mapas esquemáticos, fotografías aéreas, imágenes satelitales, GPS y SIG, para representar el conocimiento territorial de las personas. Se adapta a diferentes ambientes socioculturales y biofísicos y es constituida esencialmente sobre lenguaje visual.

La práctica integra varias herramientas y métodos usados para aprendizaje, discusión, intercambio de información, análisis y toma de decisión territoriales. Los SPIG, utilizados adecuadamente, pueden apoyar el fortalecimiento de la comunidad, pudiendo proteger los conocimientos y sabiduría tradicional de la explotación externa, colocando el control de acceso y uso de la información espacial con sensibilidad cultural en las manos de aquellos que lo generan (RAMBALDI *et al.*, 2006).

2.3.2 Fundamento Conceptual para el Mapeo Participativo

La elaboración de mapas en forma participativa tiene sus fundamentos conceptuales en la Investigación Acción Participativa. Permite a las comunidades conocer y construir un conocimiento integral de su territorio, haciendo uso de instrumentos técnicos y vivenciales.

Este tipo de mapas, en oposición con los mapas tradicionales elaborados únicamente por técnicos, son realizados por la comunidad en un proceso de planificación participativa, poniendo en común el saber colectivo (horizontal) y de esta forma legitimarlo (HABEGGER y MANCILLA, 2006).

Dicha metodología parte de reconocer en la investigación que el conocimiento es esencialmente un producto social y se construye en un proceso de relación, convivencia e intercambio con los otros (entre seres sociales) y de estos con la naturaleza. En consecuencia en el conocimiento de la realidad social, la comunidad tiene mucho que

decir, por lo tanto debe ser protagonista central en el proceso de transformación hacia el desarrollo integral de la sociedad (HERRERA, 2008).

La cartografía social permite a los diferentes sujetos de una comunidad interactuar con su entorno, es la visión particular que posee cada individuo lo que origina que se puedan desarrollar mapas detallados de su zona, pues al conocer su ambiente pueden ser elementos que no se observan en una cartografía tradicional, la experiencia de cada integrante de la comunidad junto con la de otros, desemboca en la obtención de mapas detallados que incluyen aspectos emocionales sobre su entorno y que obviamente desencadena en una mejor comprensión sobre el territorio (BERNAL LESMES y GALINDO RODRIGUEZ, 2012).

2.3.3 Participación Observante

Según Guber (2001), la participación observante es un proceso de integración del investigador en la realidad que pretende observar. La autora advierte que ni el observador puede ser parte de la comunidad ni su presencia puede ser tan inadvertida que no termine finalmente alterando el escenario a observar. Por ello Zóttola (2014) plantea que para estudios socio-culturales no hay posibilidad de conocer los procesos que suceden en la vida de las comunidades sin interactuar, sin vivenciar esas experiencias; por esta razón la condición fundamental estará dada por ser parte del proceso, participando e interactuando.

Asumiendo que las herramientas de trabajo del investigador serán la experiencia directa, los sentidos y la afectividad, el mismo hará una inmersión subjetiva que sólo es posible desde dentro. Sólo así será posible que el observador no traduzca lo que observa desde sus formas narrativas y semiótica, sino que puede interpretar desde un sentido más cercano a las formas y costumbres de las poblaciones o sucesos en los que participa. De esta manera, el involucramiento necesario debe ser considerado también como una acción que modifica la realidad del observado en procesos dialécticos que se entienden en la relación intersubjetiva (GUBER, 2001).

2.3.4 Entrevistas

En el contexto del enfoque participativo, Geilfus (2002) sostiene que las entrevistas son métodos necesarios para la triangulación de información desde diferentes puntos de vista, representativos de los diferentes miembros de la comunidad (selección de informantes clave, grupos enfocados), y a obtener la visión de la gente respecto a sus problemas.

Partimos del hecho de que una entrevista es un proceso de comunicación que se realiza normalmente entre dos personas; en este proceso el entrevistador obtiene información del entrevistado de forma directa. La entrevista no se considera una conversación normal, sino una conversación formal, con una intencionalidad, que lleva implícitos unos objetivos englobados en una Investigación. Se determina de antemano cuál es la información relevante que se quiere conseguir. Se hacen preguntas abiertas dando oportunidad a recibir más matices de la respuesta, permitiendo ir entrelazando temas, pero requiere de una gran atención por parte del investigador para poder encauzar y estirar los temas (YUNI y URBANO, 2005)

2.3.4.1 Entrevistas semiestructuradas

La entrevista semiestructurada permite recolectar información general o específica mediante diálogos con individuos (informantes clave), grupos familiares (familias representativas) o grupos focales. Esta técnica de diálogo busca evitar algunos de los efectos negativos de los cuestionarios formales, como son: temas cerrados, falta de diálogo, falta de adecuación a las percepciones de las personas, y su aplicación es muy amplia (GEIFUS, 1980). Las competencias requeridas no son simplemente habilidades motrices sino que las entrevistas demandan algún grado de combinación de observación, sensibilidad empática y juicio intelectual (MERLINSKY, 2006).

El texto producido mediante la situación de entrevista, representa el universo social de referencia del entrevistado y permite captar, mediante sucesivas lecturas y relecturas, los distintos elementos que componen su mundo significativo, la visión de sí mismos, la emergencia de discursos arquetípicos que relacionan al entrevistado con su/s grupos de referencia, la forma en que hace uso de etiquetas sociales y tipificaciones para referirse a los otros (MERLINSKY, 2006).

2.3.5 Métricas de Paisaje

Según Mc Garigal (2015) las métricas de paisaje son índices numéricos desarrollados para cuantificar patrones de mapas categóricos o mosaicos de parches. Se trata de algoritmos que cuantifican características espaciales específicas de parches, clases de parches o mosaicos de paisajes heterogéneos, o el contexto espacial de células individuales dentro de un mosaico de parches.

Tales métricas se agrupan en tres categorías generales: las métricas de composición, que cuantifican las características asociadas con la variedad y abundancia de tipos de parche dentro del paisaje (MC GARIGAL, 2015); las métricas de configuración que cuantifican el carácter espacial, la disposición, posición u orientación de los parches dentro de una clase o paisaje, requiriendo información espacial para su cálculo (MC GARIGAL y MARKS 1995, GUSTAFSON 1998) y las métricas de diversidad que si bien originalmente han sido utilizadas como medidas de diversidad de especies, han sido aplicadas por ecólogos de paisaje para medir la composición del paisaje (ROMME 1982, O'NEILL *et al*., 1988, TURNER 1990a).

Debido a que la composición requiere integración en todos los tipos de parches, las métricas de composición sólo son aplicables a nivel de paisaje y se expresan a través de medidas de uniformidad o dominancia, que corresponden a medidas de diversidad. La dominancia ha sido a menudo la forma elegida en investigaciones de ecología de paisaje (O'NEILL *et al.*, 1988; TURNER *et al.,* 1989; TURNER 1990a), aunque es preferible la uniformidad ya que los valores más grandes implican una mayor diversidad del paisaje (MC GARIGAL, 2015).

Por otra parte las métricas de configuración representan un reconocimiento de que las propiedades ecológicas de un parche están influenciadas por el vecindario circundante (por ejemplo, efectos de borde) y que la magnitud de estas influencias se ven afectadas por el tamaño y la forma del parche (MC GARIGAL, 2015).

En cuanto a las métricas de diversidad, las mismas están influenciadas por dos componentes: la riqueza y la uniformidad. La riqueza se refiere al número de tipos de parche presentes, y constituye la componente compositiva; mientras que la uniformidad se refiere a la distribución del área entre los diferentes tipos, constituyendo la

componente estructural de la diversidad. Algunos índices (índice de diversidad de Shannon) son más sensibles a la riqueza que a la uniformidad. Por ello, los tipos de parches raros tienen una influencia desproporcionadamente grande en la magnitud del índice. Otros índices (índice de diversidad de Simpson) son relativamente menos sensibles a la riqueza y por lo tanto ponen más peso en los tipos de parches comunes (MC GARIGAL, 2015).

Algunas características de las métricas de diversidad citadas por Mc Garigal, (2015) son:

- Índice de Diversidad de Shannon (SHDI), se basa en la teoría de la información (SHANNON y WEAVER, 1949), y su valor representa la cantidad de "información" por individuo o parche. Se utiliza para comparar diferentes paisajes o el mismo paisaje en diferentes momentos.
- Índice de Diversidad de Simpson (SIDI). Este índice es menos sensible a la presencia de tipos raros y su valor representa la probabilidad de que cualquier par de pixeles seleccionados al azar sea de diferentes tipos de parche.
- Índice de Diversidad de Simpson modificado (MSIDI), se basa en la modificación de Pielou (1975) del índice de diversidad de Simpson. Esa modificación elimina la interpretación intuitiva del índice de Simpson como una probabilidad, y lo transforma en un índice de diversidad similar al índice de Shannon.
- Riqueza de parches (PR) mide el número de tipos de parche presentes, siendo útil para comparar la riqueza entre paisajes con similar tamaño.
- Densidad de riqueza de parches (PRD) estandariza la riqueza a una base por área que facilita la comparación entre paisajes, aunque no corrige esta interacción con la escala.
- Índice de uniformidad de Shannon (SHEI) indica que una distribución uniforme del área entre los tipos de parche da como resultado una uniformidad máxima (complemento de dominancia).
- Índice de Uniformidad de Simpson (SIEI) expresa que una distribución uniforme del área entre los tipos de parche da como resultado una uniformidad máxima.

- Índice de Uniformidad de Simpson Modificado (MSIEI) expresa que una distribución uniforme del área entre los tipos de parche da como resultado una uniformidad máxima.

2.3.5.1 Limitaciones de la métrica de diversidad

Mc Garigal (2015) destaca que las críticas al uso generalizado de métricas de diversidad en ecología de comunidades no toman en cuenta la singularidad o la potencial importancia ecológica, social o económica de los elementos individuales de dicha comunidad. Así, una comunidad puede tener una gran diversidad de especies pero estar compuesta en gran parte de especies comunes o indeseables. Por el contrario, una comunidad puede tener una diversidad de especies baja, pero estar compuesta de especies especialmente únicas, raras o altamente deseadas.

Si bien estas discusiones se plantearon explícitamente con respecto a la diversidad de especies en una comunidad, Mc Garigal (2015) destaca su validez en el contexto de métricas de diversidad, en este caso, referidas a los tipos de parches.

3 MATERIAL Y MÉTODO

El marco conceptual y metodológico de este estudio se encuadra dentro de la teoría de sistemas complejos según Schuschny (1998). En este contexto son analizadas las interacciones e interrelaciones entre los distintos componentes sociales, políticos, económicos y ambientales, como también los procesos emergentes derivados de ellos y la dinámica de los mismos a través del tiempo. Como sostiene el autor, el abordaje conceptual requiere de metodologías de trabajo interdisciplinario y la combinación de técnicas cuantitativas y cualitativas.

Por ello en este trabajo se planteó describir la composición y configuración del paisaje del Salado Centro, analizando la dinámica temporal asociada al paisaje y evaluar la variación en la diversidad de coberturas presentes, asociada a los diferentes actores identificados en el área. Para ello, se combinaron técnicas cuantitativas de análisis como el cálculo de métricas de paisaje, inventarios forestales, análisis fitosociológicos y análisis de índices de diversidad; con técnicas cualitativas tales como entrevistas semiestructuradas a informantes claves y grupos focales, observaciones participantes junto a familias campesinas y el desarrollo de sistemas participativos de información geográfica. Mediante el cálculo de índices de riqueza de parches, de diversidad y de uniformidad de paisajes, se analizó el paisaje generado por sistemas campesinos y sistemas de uso intensivo, para describir la contribución de los sistemas campesinos a la conservación paisaje del Salado Centro.

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se enmarca entre lo que Morello *et al.* (2012) definen como el Complejo Valle del Juramento-Salado y el Complejo Chaco Subhúmedo Central, ambos

pertenecientes a la Ecorregión Chaco Seco (FIGURA 1). Dichos complejos comprenden parte de los departamentos Sarmiento, Juan Felipe Ibarra y la casi totalidad del departamento General Taboada.

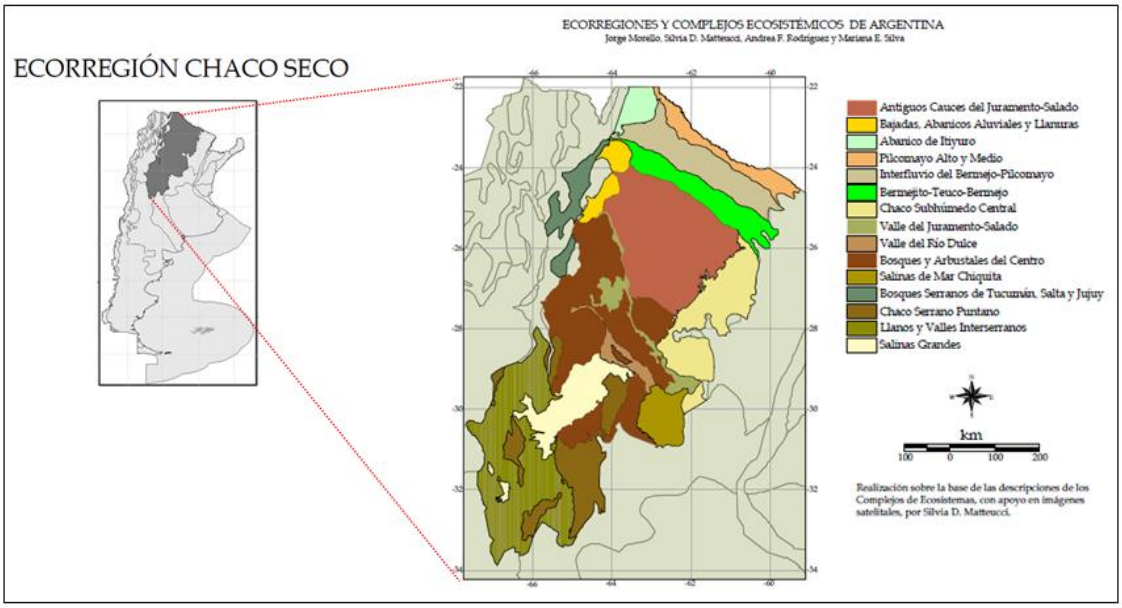

FIGURA 1. ECORREGIÓN CHACO SECO
Fuente: la autora, en base a Morello *et al.* (2012)

A lo largo del Complejo Valle Juramento Salado se encuentran diferentes patrones de vegetación leñosa y herbácea, observándose parcelados de cultivos, parques, sabanas y abras asociados a diferentes estructuras geomorfológicas (Zaffanella, 1983[2] citado por REDAF, 1999), Morello *et al.* (2012) resaltan esta misma característica. El paisaje actual del Complejo Chaco Subhúmedo Central, profundamente antropizado, está conformado por una matriz de tierra agrícola con parches de bosques degradados. Se caracteriza por alternar bosques de suelos bien drenados con sabanas abiertas altas no inundables y donde aparecen depresiones se instala el pajonal inundable halohidromórfico.

3.1.1 Delimitación del Área de Estudio

[2] ZAFFANELLA, M. 1983. Aplicación del relevamiento agroecológico al estudio de problemas agronómicos de la región chaqueña semiárida argentina. IDIA, Suplemento 86: 58-79

El área de estudio posee una superficie de 5200 Km^2, y se localiza en la zona del Salado Centro, al centro-este de la provincia de Santiago del Estero (FIGURA 2). Su delimitación se realizó según los siguientes criterios: que los límites del área estén comprendidos en una sola escena Landsat, en las diferentes fechas elegidas para el análisis; que incluya a las familias con las cuales se estaba trabajando en conjunto con las ONG´s; se adoptó como límite inferior del área de estudio la Ruta Nacional N° 34, ya que del otro lado de la ruta no es área de trabajó de las ONG´s contactadas.

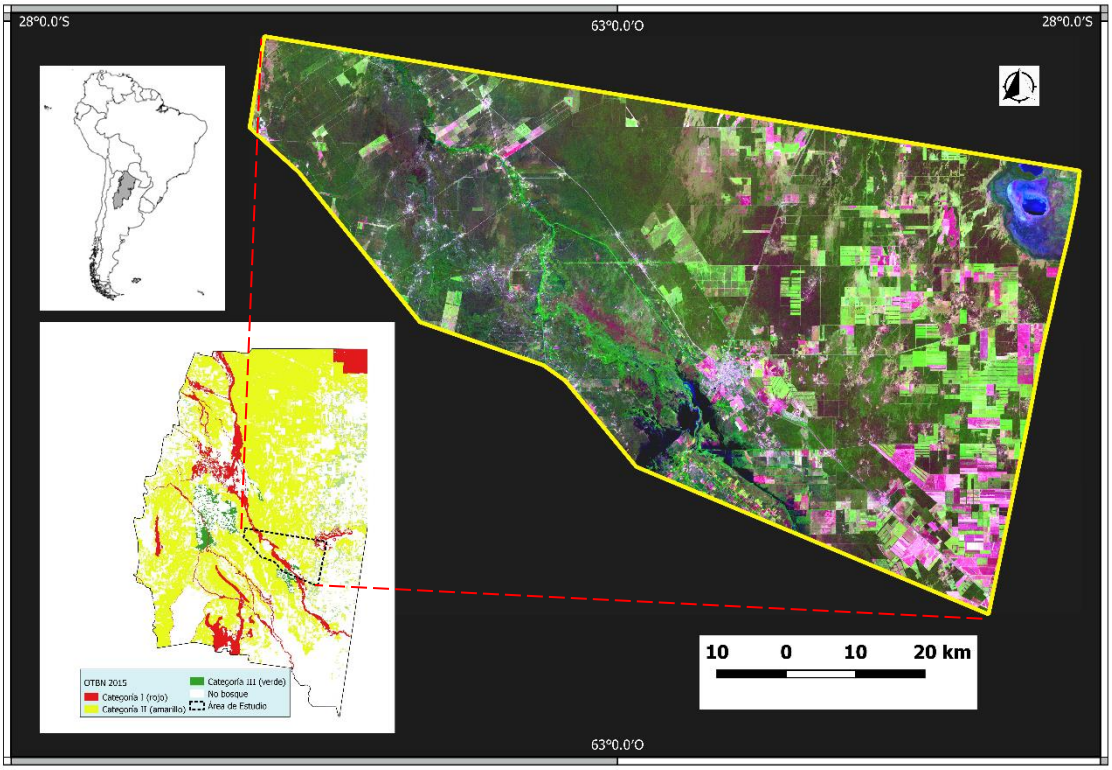

FIGURA 2. ÁREA DE ESTUDIO SALADO CENTRO

3.1.2 Caracterización Ambiental

La Ecorregión definida por Morello *et al*. (2012) como Chaco Seco es descripta por Torrella y Adámoli (2005) como una vasta llanura sedimentaria, modelada por la acción de los ríos que la atraviesan en sentido Noroeste-Sudeste. Los mismos transportan gran cantidad de sedimentos que forman albardones a los costados del cauce o, colmatan los mismos y dan origen a la divagación de los ríos, formando con el tiempo verdaderos paleoabanicos fluviales. Estos se caracterizan por la presencia de paleoalbardones con

una cobertura vegetal y paleocauces de suelos arenosos, generalmente cubiertos por pastizales de aibe que atraviesan la matriz boscosa característica de la región.

Desde el punto de vista geológico y geomorfológico (MORELLO *et al*., 2012), las arenas y limos fluviales fueron trabajados con el loess en la llanura con formación de depósitos fluvioeólicos, mientras que en el relleno de paleocauces dominan los depósitos arenosos.

El clima de esta ecorregión es continental cálido subtropical, aloja el polo de calor sudamericano con máximas absolutas que superan los 47 °C, la temperatura media anual entre 22 °C y 23 °C. Algunos rasgos esenciales del termoclima de la ecorregión son la gran amplitud térmica diaria (en invierno) asociada a la gran variación estacional. En invierno la entrada de frentes fríos origina heladas en toda la ecorregión (MALDONADO *et al.*, 2006). Las precipitaciones varían de 700 mm a 400 mm y disminuyen de este a oeste, son de tipo monzónicas y concentran el 80 % de las lluvias entre octubre y marzo.

Los suelos presentes en la región son en orden de importancia Molisoles, Entisoles, Alfisoles. Los Molisoles han sido parcialmente descarbonatizados pero la saturación de bases permanece alta. Los afectan tanto la falta de humedad suficiente, que resulta crítica en las regiones secas, como las inundaciones periódicas que son un peligro en algunas zonas bajas. Los Entisoles son suelos poco evolucionados y poco profundos, superficiales, susceptibles a la erosión y de baja fertilidad. Los Alfisoles se caracterizan por presentar un horizonte subsuperficial de enriquecimiento secundario de arcillas desarrollado en condiciones de acidez o de alcalinidad sódica, y asociado con un horizonte superficial claro, generalmente pobre en materia orgánica o de poco espesor. Las malas condiciones físicas derivadas de la dominancia del sodio en estos suelos afectan el desarrollo radicular, la oxigenación de la atmósfera edáfica y el movimiento vertical del agua en el perfil (MORELLO *et al.,* 2012).

La vegetación se caracteriza por especies de los géneros *Schinopsis*, *Aspidosperma*, *Bulnesia*, *Acacia*, *Mimosa*, *Mimoziganthus*, *Larrea*, *Celtis*, *Capparis*, *Opuntia*, *Harrisia*, *Bouganvillea*. En estos ecosistemas concurren especies perennifolias y caducifolias al igual que en otros ecosistemas neotropicales secos estacionales. En las comunidades

leñosas de ambientes áridos, la forma de vida arbustiva es la más frecuente. Esta forma de vida está considerada como respuesta evolutiva a una compleja interacción de factores causantes de estrés (CANADELL y ZEDLER, 1995 citado por MORELLO *et al*. 2012)[3] y presentan numerosas estrategias de adaptación al estrés hídrico.

Torrella y Adámoli (2005) sostienen que en esta subregión el bosque chaqueño encuentra su mayor expresión por la continuidad y la extensión de la masa boscosa. Este bosque, xerófilo y semicaducifolio, cuenta con un estrato superior dominado por quebracho colorado (*Schinopsis quebracho-colorado*) y quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), que superan los 20m.

El quebracho colorado santiagueño, que delimita tradicionalmente el Chaco Semiárido con su distribución es, sin duda, una de las especies más emblemáticas de la región y, tal vez, una de las más imponentes de la flora santiagueña. Es una de las especies más afectadas por la acción del hombre a través de la explotación forestal de carácter minero, lo que llevó a una drástica reducción de sus poblaciones.

Integran también el bosque chaqueño otros árboles más bajos como el mistol (*Ziziphus mistol*), de frutos comestibles, el palo cruz (*Tabebuia nodosa*), una gran variedad de árboles y arbustos, con una importante presencia de algarrobos (*Prosopis sp.*) que se ven favorecidos por la extracción forestal y la ganadería, y la palma carandilla (*Trithinax biflabellata*), que tiene un importante papel en la propagación de incendios.

Brassiolo (2005) describe a los bosques de quebrachos o quebrachal como el tipo de vegetación característico del Chaco semiárido. Su fisonomía se caracteriza por la presencia de un estrato dominante de quebracho colorado (*Schinopsis quebracho-colorado)* y quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) que puede alcanzar 20 m de altura. Un estrato arbóreo intermedio con especies como algarrobo (*Prosopis nigra*) y mistol (*Ziziphus mistol*), acompañadas, aunque con menor frecuencia, de brea (*Cercidium australe*), guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) y chañar (*Geoffroea*

[3]Canadell, J., & Zedler, P. H. (1995). Underground structures of woody plants in Mediterranean ecosystems of Australia, California, and Chile. In *Ecology and biogeography of Mediterranean ecosystems in Chile, California, and Australia* (pp. 177-210). Springer New York.

decorticans). Y un estrato inferior muy denso, formado por arbustos, predominantemente del género *Acacia*, de hasta de 6 m de altura. Los quebrachales están constituidos por una mezcla de rodales frecuentemente pequeños, y que dicha disposición se debe no sólo a procesos naturales sino también a la influencia antrópica. Así, en el bosque sin explotación forestal previa dominan los dos quebrachos y en forma aislada, ocupando pequeñas áreas, se observan especies secundarias tales como mistol y algarrobo.

Dos procesos de modelación de paisaje típicos de la región son la arbustificación de pastizales y sabanas e invasión de cactáceas arborescentes (MORELLO *et al*. 2009) y el fuego, que al manifestarse periódicamente, tiene un papel fundamental en el equilibrio dinámico que existe entre las especies leñosas y las herbáceas. Es el responsable de numerosos parches de pastizal que salpican la matriz boscosa, parches que persisten sólo si el fuego es recurrente ya que, de no ser así, el bosque se restablece. Son los llamados pastizales pirógenos, y las gramíneas más importantes en ellos son el pasto crespo (*Trichloris sp.*), los sorguillos (*Gouinia sp.*) y la cola de zorro (*Setaria argentina*).

El fuego también es usado por el hombre con fines de manejo, para favorecer el rebrote del pasto del que se alimenta el ganado, para facilitar la caza y para eliminar áreas boscosas con fines agrícolas. Cuando el uso de esta práctica es de forma inadecuada, implica un efecto negativo sobre el medio (TORRELLA y ADÁMOLI, 2005).

3.1.3 Caracterización Socioeconómica

Según el último censo de población en 2010, el 2,2 % de la población total del país habita en Santiago del Estero (874.000 personas). Esta provincia es la segunda con mayor informalidad de empleo del país, siendo que el 47 % de los asalariados no posee descuento jubilatorio. Su mercado laboral es de tamaño reducido, circunscripto básicamente a la administración pública provincial (50.000 personas empleadas en 2013), y al sector privado formal (52.000 puestos de trabajo).

Dentro de la región, Santiago del Estero se caracteriza por ser una de las cinco provincias con mayor población campesina, la cual supera el 50 % (OBSCHATKO, 2006;

MESA DE TIERRAS PROVINCIAL, 2006) y es el monte santiagueño el que alberga alrededor de 28.000 familias que viven, usan y conservan el monte nativo en concordancia con su estilo de vida (ABT, 2014). En cuanto a la estructura de tenencia de la tierra en la región, Obschatko (2006) menciona que el 34 % de las explotaciones agropecuarias de pequeños productores del país están concentradas en la región chaqueña. De acuerdo con los datos censales, aproximadamente el 70 % de las explotaciones en Santiago del Estero se encuentran en manos de campesinos con ocupación precaria de la tierra. (GRIGGIO y ERRO VELÁZQUEZ, 2016). En la provincia, el número de familias campesinas oscilan entre 68 % (DE DIOS, 2006) al 83 % de la población rural (OBSCHATKO, 2006).

Paz y Jara (2014) describen la estructura agraria de la provincia bajo la denominación de bimodal, caracterizado por una fuerte presencia campesina y alto porcentaje de explotaciones sin límites definidos, donde además coexisten diferentes regímenes jurídicos. Esta estructura implica además la concentración de una proporción muy importante de tierra (75,89 %) en pocas explotaciones (9,79 %), mientras que el 24,11% restante de la superficie se distribuye en el 90,21% restante de las explotaciones.

3.1.4 Uso Actual del Territorio y Actores Presentes

Brassiolo *et al*. (2013) describen para la región chaqueña la coexistencia de diferentes realidades generadas por la diversidad socioeconómica existente. Dicha diversidad impacta sobre la persistencia del bosque en la región, viéndose fuertemente amenazada debido al importante impulso que tuvo, en los últimos 15 años, el avance de la frontera agrícola particularmente concentrada en el cultivo de soja. Este avance se realizó en forma radial y a partir de núcleos agrícolas preexistentes, en detrimento del monte. Se situó principalmente en el Norte (N)-Noreste (NE) de la provincia de Córdoba, Este (E) de Santiago del Estero, Centro-Este de Chaco, Noreste (NE) de Santa Fe y Este (E) de Salta.

Otra actividad en creciente desarrollo que también atenta con el bosque chaqueño es el avance de nuevas formas de ganadería, de carácter más intensivo que la tradicional ganadería de monte. Esta actividad se realiza a partir de desmontes con

maquinaria pesada, que sumado a la minimización de costos operativos y la siembra de pasturas megatérmicas de alta producción, condicionan la cantidad de árboles adultos en pie, dejando de lado cualquier tipo de fundamento técnico sobre el manejo del bosque, es decir que la persistencia del bosque se encuentra condicionada sólo a una decisión económica.

Dentro de este escenario productivo, Brassiolo et al. (2013) reconocen diferentes actores sociales con diversas formas de relacionarse con los recursos.

Comunidades aborígenes. Por lo común se encuentran en propiedades fiscales o privadas; solo pocas de ellas han resuelto su tenencia y poseen títulos de propiedad comunal de las tierras que habitan. Gran dependencia de los productos del bosque para la subsistencia y comercialización. Tradicionalmente despliegan un gran número de estrategias de vida (caza, pesca, elaboración de artesanías, venta de productos madereros y no madereros, sumados a la venta de mano de obra), además de los subsidios estatales.

Pequeños productores con títulos formales de propiedad de la tierra. La tierra pudo ser adquirida en el mercado formal, heredada, o proveniente de una entrega de tierras fiscales. Son sistemas productivos en crisis frente a la reducción de superficies disponibles para producciones extensivas. Se trata de productores agrícolas o ganaderos que interviene en forma directa en la producción, no contratan mano de obra permanente y producen con limitaciones (clima, suelos, capital y tecnología). El ganado se alimenta exclusivamente del forraje proveniente del bosque. Su estrategia para minimizar riesgos consiste en diversificar la producción y los ingresos a partir de actividades extra prediales y extracción de madera del bosque la actividad forestal funciona como caja de ahorro o apoyo a la infraestructura básica de las propiedades.

Pequeños productores con tenencias precarias. La informalidad en la tenencia de la tierra y la posibilidad de desalojos condicionan la capacidad de inversión y desarrollo productivo. Se trata de sistemas productivos que demandan mínimas inversiones, con ganadería a monte y agricultura en superficies que no superan las 5 ha destinadas

fundamentalmente al autoconsumo. La actividad forestal representa la caja de ahorro de estas familias.

Medianos productores. Mantienen sistemas productivos que les permiten continuar dentro de la actividad a través de estrategias de inserción en cadenas dinámicas, o diversificando los riesgos. El arrendamiento de la tierra es otro recurso para mantener su tenencia. Estos sistemas presentan en general cierto grado de incorporación tecnológica e inversión, y se especializaron en una o dos producciones. La vinculación con el bosque es menor que la del pequeño productor.

Grandes productores. Es común que este productor resida fuera del predio. La mano de obra demandada es baja y especializada. Estos sistemas son en general de monocultivos o ganadería intensiva, con gran aporte de tecnología y de capital; el bosque se presenta como un impedimento para el desarrollo de actividades más rentables. Forman parte de cadenas productivas altamente competitivas; tienen un alto impacto en las economías regionales pero muy bajo impacto en los circuitos locales. En estos casos generalmente desaparece la vinculación con el bosque.

Inversores externos. Son empresas o personas físicas, argentinos o extranjeros, que compran medianas y grandes explotaciones agropecuarias o superficies de tierras que les permite generar escalas productivas muy rentables. La relación de estos sectores con la tierra prioriza las producciones que mejor se comporten en la rentabilidad a corto plazo, y puede cambiar el uso de la tierra en función de los precios del mercado.

Pools de siembra. Funcionan como sociedades, fideicomisos u otra figura jurídica. La producción principalmente es agrícola, y en menor medida carnes para exportación. También producen para consumo interno y para las cadenas en las que se insertan, pudiendo reducir drásticamente sus costos de transacción y sus costos de insumos y servicios.

3.2. CLASIFICACIÓN DIGITAL DE IMÁGENES SATELITALES

Se utilizaron imágenes del satélite Landsat 5 TM con resolución espacial de 30 metros, provistas por el Servicio Geológico de Estados Unidos (U.S. GEOLOGICAL SURVEY

EEUU), debido a la disponibilidad de fechas necesarias para el estudio temporal. La selección de las imágenes se realizó a partir de los siguientes criterios: para cada momento de análisis, una imagen correspondiente a cada estación del año (primavera, verano, otoño, invierno); imágenes libres de nubes y fallas del sensor; que contengan a todas las familias de la MeZAT[4] con las cuales se estaba trabajando. Para la clasificación digital de imágenes satelitales se realizó un preprocesamiento, una clasificación no supervisada, relevamiento de datos de campo y clasificación supervisada. En la FIGURA 3 se resumen las etapas del procesamiento digital.

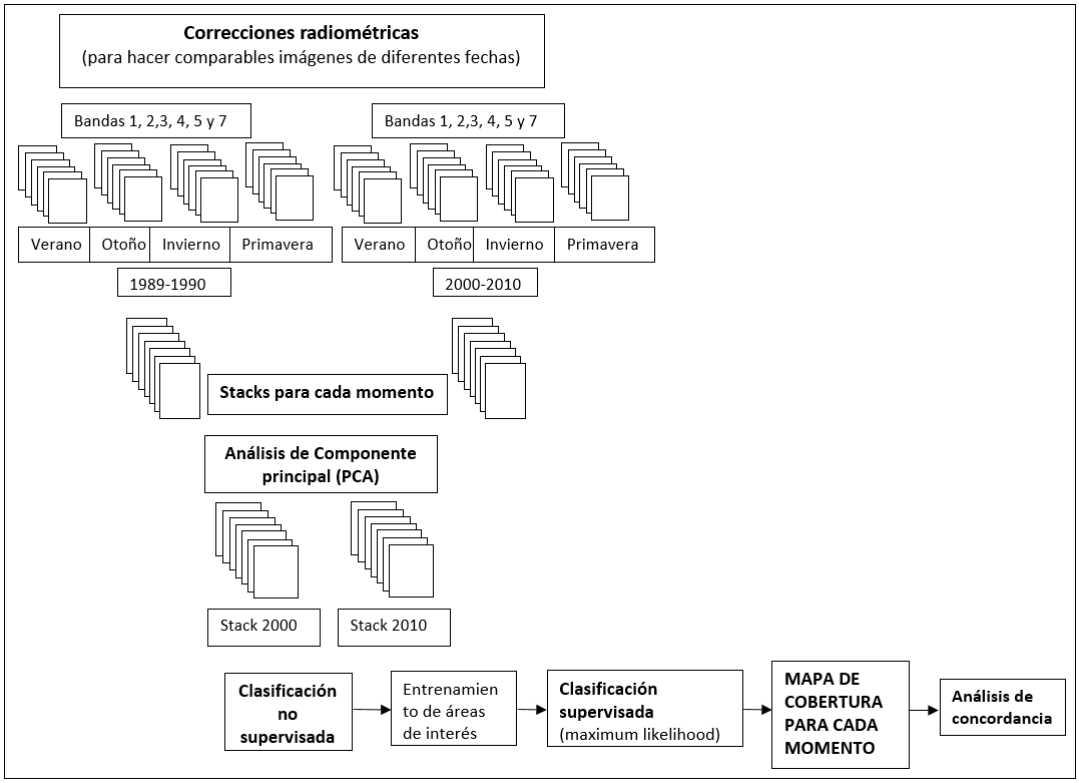

FIGURA 3. ETAPAS DE PROCESAMIENTO PARA OBTENCIÓN DE MAPAS DE COBERTURA

3.2.1. Preprocesamiento de Imágenes Satelitales

Para hacer comparables imágenes satelitales obtenidas en diferentes fechas, se realizó un pre procesamiento de las imágenes seleccionadas para la clasificación. El mismo consistió en correcciones radiométricas y atmosféricas a partir de la transformación de los valores de nivel digital (ND) a valores de reflectancia (script LART-

[4]MeZAT: Mesa Zonal del Ámbito de Tierra. Espacio compartido por campesinos y técnicos de la zona del Salado Centro, cuyo interés es el tema tierra.

UBA). Idéntico preprocesamiento se utilizó para las imágenes seleccionadas correspondientes a los períodos comprendidos entre 1989-1990, 1999-2000 y 2009-1010; las imágenes correspondientes del período 1990 fueron georreferenciadas usando las provistas por USGS.

Con imágenes satelitales de las cuatro estaciones del año, se elaboraron *stacks*[5] multitemporales para cada momento del análisis (1999-2000 y 2009-2010). Mediante Análisis de Componente Principal (PCA) se seleccionaron las bandas a clasificar, resumiéndose a las 7 bandas que mejor explican el *stack* para cada situación. En la TABLA 1 se presentan las escenas seleccionadas (Path/Row 229-79) para la elaboración de stacks multitemporales.

TABLA 1. IMÁGENES LANDSAT 5 TM (RESOLUCIÓN 30 M) PARA ELABORAR LOS STACKS MULTITEMPORALES

FECHA	ESTACIÓN CORRESPONDIENTE
19 de agosto de 2000	Invierno
6 de octubre de 2000	Primavera
3 de diciembre 1998	Verano
31 de mayo 2000	Otoño
27 de agosto 2009	Invierno
30 de octubre 2009	Primavera
18 de enero 2010	Verano
10 de mayo de 2010	Otoño

Fuente: USGS: U.S. Geological Survey. EEUU http://earthexplorer.usgs.gov/

3.2.2. Clasificación Digital de Imágenes Satelitales

El procesamiento de imágenes satelitales consistió en la clasificación digital de *stacks* multitemporales del área de estudio, según la metodología propuesta por Chuvieco (2008). Inicialmente se realizó una clasificación digital mediante el método no supervisado. Este método exploratorio (MATHER, 1998) permitió definir las clases

[5]*Stack* es un nuevo archivo de varias bandas de imágenes georreferenciadas creado a partir del apilamiento de capas. Esta nueva entidad permite el análisis como un todo.

espectrales presentes en la imagen a partir del agrupamiento de pixeles con comportamiento espectral homogéneo. Dicho agrupamiento se basa en la selección de tres parámetros: 1) variables de análisis (bandas espectrales), 2) criterio para medir similitud o distancia entre casos (distancia euclidiana), y 3) criterio de agrupamiento de casos similares, para este estudio se usó el algoritmo de agrupamiento ISODATA (DUDA y HART, 1973).

Una vez identificadas las clases espectrales se continuó con la clasificación mediante el método supervisado. El mismo se basa en el conocimiento del área de estudio para identificar sobre la imagen áreas suficientemente representativas de cada una de las categorías deseadas. Se realizó el entrenamiento del programa con base en áreas de interés (ROIS) que permitió caracterizar áreas, para luego asignar el resto de los píxeles de la imagen a una de esas categorías en función de la similitud de sus niveles digitales (ND). En esta instancia es necesario contar con un set de puntos de verdad de campo para cada una de las categorías consideradas.

Las áreas de entrenamiento correspondientes a las coberturas campo, urbano, agua se identificaron a partir de diferentes situaciones de cada una de ellas sobre imagen satelital, constituyendo así el set de puntos de verdad de campo. Particularmente para la categoría campo se compararon los stacks 2000 y 2010, y se eligieron puntos en aquellos lugares donde el bosque había sido eliminado en una gran superficie, constituyendo polígonos de forma geométrica.

Para la categoría bosque se utilizaron los registros de campo superpuestos al *stack* para cada momento y se delimitaron grupos de pixeles semejantes alrededor del punto de verdad de campo. La selección de áreas de interés para caracterizar esta cobertura se realizó tomando como base su identificación mediante clasificación no supervisada, y una zonificación del área de estudio con base en criterios geomorfológicos.

A partir del conocimiento de los diferentes tipos de bosques presentes en el área de estudio, y tomando como base lo expuesto por Zaffanella (1983) y Morello *et al*. (2012), se reconocieron dos áreas (FIGURA 4).

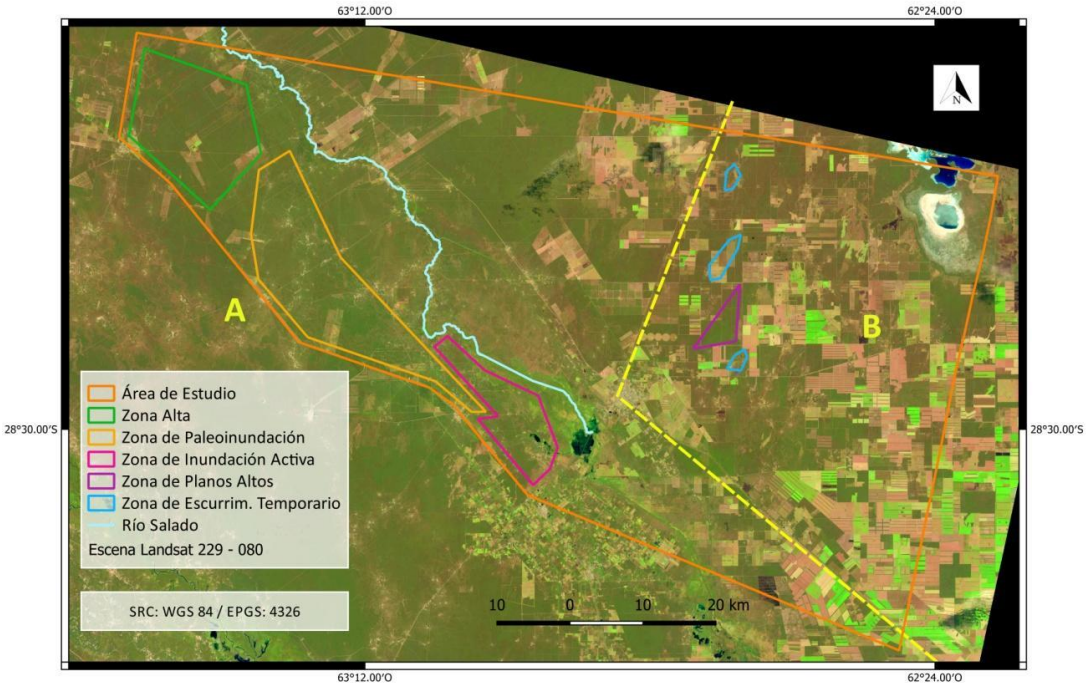

FIGURA 4. ZONIFICACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO EN BASE A CRITERIOS GEOMORFOLÓGICOS

El área A, ubicada al oeste del área de estudio, cuya dinámica está regida por la influencia del río Salado, y el área B, ubicada al este del área del estudio, cuya dinámica está influenciada por dos fallas geológicas que conducen el escurrimiento del agua hacia la provincia de Santa Fé.

En cada una de estas áreas se identificaron posiciones en el paisaje y a su vez dentro de ellas diferentes coberturas de vegetación en función de recorridas de campo e interpretación visual sobre aspectos relevantes de geomorfología en imagen satelital. En cada una de estas combinaciones se muestrearon siete puntos que constituyeron los registros de verdad de campo. Los mismos fueron seleccionados teniendo en cuenta la accesibilidad, el distanciamiento entre ellos y excluyendo el efecto de borde. Se registraron las coordenadas geográficas, se listaron las especies arbóreas y arbustivas presentes y se tomaron fotografías en 360°. En la TABLA 2 se presentan las diferentes combinaciones y algunas características.

La clasificación supervisada propiamente dicha se realizó sobre el producto del Análisis de Componente Principal (PCA) para cada momento, mediante el algoritmo de máxima verosimilitud (*máximum likelihood*).

TABLA 2. ZONIFICACIÓN PARA MUESTREO DE VERDAD DE CAMPO DE LAS COBERTURAS BOSCOSAS

ÁREA	POSICIÓN EN EL PAISAJE	COBERTURA DE VEGETACIÓN	CARACTERÍSTICAS
A	Zona alta	Alta-media-baja	Zona más alejada del río, coincide con la presencia de quebracho blanco aislado
	Zona baja de paleo-inundación	Alta-media-baja	Zona donde antiguamente entraba el río y permanecía un tiempo inundado, luego se retiraba
	Zona de inundación activa	Alta-media-baja	Zona donde actualmente se inunda por desborde del río
B	Zona de planos altos-llanura	Alta-media	Donde están los dos quebrachos
	Zonas de vías de escurrimientos temporarios	Alta-media	Orientación generalmente N-S, presencia de pastizales naturales. Son zonas más bien pequeñas

De los siete puntos de campo correspondientes a cada una de las combinaciones posición x densidad descriptas, se utilizaron tres de cada combinación para la clasificación y se reservaron cuatro para su validación.

3.2.2.1 Análisis de concordancia

Para determinar el grado de exactitud de la clasificación digital mediante el método supervisado, se realizó un análisis de concordancia entre dicha clasificación y la verdad de campo. Este método es apropiado cuando las escalas son categóricas y siempre que se comparen dos o más jueces. En el análisis se utilizó la clasificación mencionada y el set de datos de verdad de campo reservado para dicha validación.

Este análisis permite describir la confiabilidad de la clasificación obtenida mediante una escala basada en la intensidad de concordancia (LANDIS y KOCH, 1977) entre las fuentes de clasificación. Se utilizó la medida Kappa por tratarse de una medida de concordancia inter observador que mide el grado de concordancia más allá de lo que

sería esperado por el azar. Se basa en el número de respuestas concordantes, es decir el número de casos cuyos resultados coinciden entre ambas fuentes de clasificación. En la TABLA 3 se presenta la escala propuesta por Landis y Koch (1977) para los rangos de valores de Kappa.

TABLA3. VALORES DE ÍNDICE KAPPA Y SU INTERPRETACIÓN

VALOR DE KAPPA	INTERPRETACIÓN
<0	Ningunaconcordancia
0-0.19	Baja concordancia
0.20-0.39	Concuerda
0.40-0.59	Moderada concordancia
0.60-0.79	Concordancia substancial
0.80-1.00	Concordancia casi perfecta

Fuente: Traducido de Landis and Koch (1977)

3.3 DESCRIPCIÓN DE LA COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO

Como se señaló en la revisión de literatura sobre métodos de análisis del paisaje, se entiende por composición del paisaje a los tipos de coberturas que están presentes en el mismo y el área ocupada por ellas; mientras que la configuración del paisaje se refiere a cómo se disponen y distribuyen espacialmente esas coberturas en el territorio. Para la descripción del paisaje del Salado Centro se obtuvo un mapa de coberturas a partir de clasificación digital del *stack* multitemporal 2010. Se caracterizaron las diferentes coberturas identificadas, profundizando en las coberturas de bosque; se calcularon los índices de composición y configuración de paisaje propuestos por Mc Garigal (2015), que se describen en el apartado correspondiente a las dinámicas del paisaje.

3.3.1 Caracterización de los Tipos de Bosque

La caracterización de los tipos de bosque se realizó en base a datos de inventario forestal, análisis fitosociológicos y análisis de diversidad alfa (dentro de cada tipo de bosque) y beta (entre los tipos de bosque).

3.3.1.1. Inventario forestal

A partir de los diferentes tipos de bosque identificados en la clasificación digital supervisada, y en base al conocimiento de campo, se seleccionaron los lugares donde se realizaron inventarios forestales que permitieron caracterizar los distintos tipos de bosque bajo manejo campesino.

Para caracterizar la componente arbórea de los diferentes tipos de bosque se realizaron inventarios forestales en diez sitios, utilizando parcelas de 1000 m^2 siguiendo lo recomendado por Brassiolo (1997) y Thren (1994). Sólo en el caso de vinalares se utilizaron parcelas de 500 m^2 de acuerdo con lo propuesto por Merletti (2013), quien considera que es el tamaño de parcela recomendado para caracterizarlos, por tratarse de una especie con elevado número de individuos por hectárea y difícil transitabilidad.

Se consideró como componente arbórea a aquellos individuos con Dap (diámetro a la altura de pecho) mayor o igual a 10 cm; se identificó la especie, se midió diámetro a la altura de pecho (diámetro medido a 1,30 m de altura), altura total (Ht), altura de fuste (Hf). Para aquellos individuos con más de un Dap posteriormente se calculó el diámetro a la altura de pecho resultante (Dapr), dicho diámetro corresponde a la sección normal que resulta de sumar las secciones normales de cada una de los tallos (SENILLIANI Y NAVALL, 2006).

La selección de parcelas de inventario forestal para caracterizar las diferentes coberturas se realizó mediante la superposición de sus coordenadas geográficas sobre la clasificación de coberturas, de manera que las parcelas seleccionadas estén totalmente incluidas dentro de la cobertura de bosque a caracterizar.

El procesamiento de los datos de inventario forestal se realizó de acuerdo con lo propuesto por Sanquetta (2009), Stall (2012) mediante el software FlorExel® v.3.17.01 (OPTIMBER, 2011) módulo de Análise Fitossociológica, desarrollado por Arce (2000).

Para el cálculo de volumen total se emplearon los modelos propuestos por Gaillard de Benítez (1994) para las especies *Schinopsis lorentzii*, *Aspidosperma quebracho blanco*, *Prosopis nigra*, *Ziziphus mistol*.

La precisión de los inventarios se estimó a partir del error de estimación del área basal, adoptando como máximo aceptable un error de estimación de 30 %, según lo aceptado por la Dirección de Bosques de la provincia de Santiago del Estero para la presentación de los planes de manejo. Los individuos fueron agrupados en 5 clases diamétricas de 10 cm de amplitud, a partir de los 10cm de Dap.

Para caracterizar la regeneración natural de especies arbóreas en los diferentes tipos de bosque se emplearon subparcelas de 200 m^2 según lo recomendado por Brassiolo (1996). Sólo para Vinalar se emplearon subparcelas de 25m^2 de acuerdo con lo recomendado por Merletti (2013). Fueron considerados como renovales los individuos que superaron 10 cm de altura, y que poseen un diámetro menor a 10cm. Para estos individuos se registró la especie y se midió la altura total (Ht). Se midió el Dap sólo para aquellos individuos que superaron los 2,50 m de altura total. Los rangos de las categorías de tamaño fueron ajustados en base a lo propuesto por Brassiolo *et al.*, (1993); Hosokawa (1986), y a la realidad de los datos analizados. Para este análisis se adoptaron las siguientes categorías de tamaño:

- I: 0,10m hasta 0,99m
- II: 1m hasta 1,99m
- III: 2m hasta 4,99cm Dap
- IV: 5cm Dap hasta 9,99cm Dap

3.3.1.2. Análisis fitosociológico

Se realizó el análisis fitosociológico para cada tipo de bosque, siguiendo la metodología propuesta por Hosokawa (1986). Para dicho análisis se emplearon parámetros cualitativos como el listado de las especies presentes y parámetros cuantitativos que expresan la estructura horizontal y vertical de dichos bosques (ANEXO).

Como una primera aproximación al conocimiento de la estructura horizontal del bosque se eligió el Índice de Valor de Cobertura (IVC), ya que a partir de valores relativos de densidad y dominancia brinda una orientación sobre la importancia de esa especie no sólo a partir de su presencia sino también de su aporte al área basal. Además se eligió

el Índice de Valor de Importancia (IVI) como valor síntesis de la estructura horizontal del bosque de acuerdo con lo propuesto por Curtis (1959), ya que sintetiza los valores relativos de densidad, dominancia y frecuencia, con lo cual es posible determinar la importancia ecológica de cada una de las especies en ese bosque. Se elaboró un rango de importancia ecológica de las especies.

La caracterización de la estructura vertical se realizó a partir del Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA) que incluye la Posición Sociológica Relativa (PSR) y la Regeneración Natural Relativa (RNR) de cada especie, de acuerdo con lo propuesto por Finol (1971). A partir de este índice es posible verificar si existe alguna modificación en la ubicación de la especie dentro del rango ecológico que le fue asignado en la estructura horizontal, y si a pesar de mantenerse en la misma posición dentro del rango, su valor relativo dentro del bosque ha mejorado (Finol, 1971).

3.3.1.3. Análisis de diversidad de los tipos de bosque

Se analizó la diversidad alfa y diversidad beta de los tipos de bosque utilizando el software EstimateSWin910 (COLWELL, 2013). La diversidad que existe dentro de cada uno de los tipos de bosque (*diversidad alfa*) se caracterizó a partir de índices de riqueza específica y de estructura.

La riqueza específica (S) se basa únicamente en el número de especies presentes, siendo para este caso el número de especies en cada uno de los tipos de bosque; mientras que los índices de estructura toman en cuenta el valor de importancia de cada especie, hasta incluso el número total de especies en esa comunidad, enfatizando el grado de dominancia o equidad de la misma.

Para describir la estructura de los tipos de bosque se utilizó el índice de equidad de Shannon-Wiener, que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (MAGURRAN, 1988; PEET, 1974; BAEV y PENEV, 1985).

Por ello, está fuertemente vinculado al estado de conservación de esa comunidad. Se asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (MAGURRAN, 1988).

En un estudio sobre la diversidad del estrato arbóreo en los bosques del Chaco Semiárido se destaca la sensibilidad del índice de Shannon como un buen indicador de la diversidad, adoptando para esa situación un valor medio de 1,36 con un valor máximo de 2,07 y un valor mínimo de 0,63 (GIMÉNEZ *et al.*, 2011).

La diversidad que existe entre cada uno de los tipos de bosque (*diversidad beta*), es decir el grado de reemplazo de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (WHITTAKER, 1972) se caracterizó a partir de índices de similitud/disimilitud, que expresan el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas.

Los índices de similitud de Jaccard y coeficiente de similitud de Sorensen se obtuvieron con base en datos cualitativos (presencia-ausencia). El coeficiente de similitud de Jaccard adopta valores comprendidos en el intervalo 0-1, siendo 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies. El coeficiente de similitud de Sorensen relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies en ambos sitios (MAGURRAN, 1988).

3.3.2 Identificación y Caracterización de Sistemas Productivos

Para establecer las relaciones entre paisaje y estrategias de uso de los recursos naturales presentes en el área de estudio, se identificaron sistemas campesinos presentes en el área a partir de los sistemas de información geográfica participativa y consulta a informantes clave; para identificar sistemas de uso intensivo, además de estas fuentes se asignaron a esta categoría aquellos predios que correspondían a las categorías descriptas para la cobertura campo.

3.4. DINÁMICA DE PAISAJE

El análisis de la dinámica del paisaje en el Salado Centro se realizó desde un abordaje que combina metodología cuantitativa y cualitativa. El análisis cuantitativo se realizó mediante el uso de índices aptos para caracterizar la estructura del paisaje, propuestos por Mc Garigal (2015); los mismos permitieron cuantificar el paisaje y las modificaciones ocurridas durante el período considerado para el estudio (2000-2010).

No obstante, se corroboró que durante el período 1990-2000, la pérdida de bosque no había sido tan acentuada en la zona de estudio, en coincidencia con lo documentado por el Ministerio de Economía de la provincia (2014), por lo que el análisis de dinámica se concentró en el período 2000-2010.

El abordaje cualitativo se realizó empleando la metodología de sistemas participativos de información geográfica (SPIG) propuesto por Rambaldi *et al.* (2006) con adaptaciones, combinado con técnicas etnográficas tales como entrevistas semiestructuradas y observaciones participantes.

3.4.1 Abordaje Cuantitativo

Para el análisis cuantitativo se utilizó el software FRAGSTAT v4.2 (Mc Garigal, 2012) que calcula métricas de paisaje, con el uso de algoritmos que cuantifican patrones de mapas categóricos o mosaicos de parches. Se eligieron métricas que permitieron cuantificar la composición y configuración del paisaje del Salado Centro para cada momento de análisis (2000 y 2010). En la TABLA 4 se describen las métricas utilizadas.

Para describir la composición se eligieron métricas que expresan la superficie de cada cobertura identificada (CA) y porcentaje de paisaje (PLAND) que representa la contribución de cada cobertura al paisaje.

Para describir la configuración del paisaje se eligieron dos métricas: número de parches (NP) e índice de agregación (CLUMPY), que permitieron determinar el grado de subdivisión o fragmentación de cada tipo de cobertura.

TABLA 4. MÉTRICAS DE COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DE PAISAJE

MÉTRICA	ACRÓNIMO	UNIDADES	RANGO
Área total de clase	(CA)	ha	CA > 0, sin límite
Porcentaje de Paisaje	(PLAND)	%	0 < PLAND ≤ 100. PLAND se aproxima a 0 cuando el tipo de parche (clase) correspondiente se vuelve cada vez más raro en el paisaje. PLAND = 100 cuando todo el paisaje consiste en un solo tipo de parche; es decir, cuando toda la imagen se compone de un único parche.
Número de parches	(NP)	sin unidad	NP ≥ 1, sin límite. NP = 1 cuando la cobertura del paisaje consiste en un único parche.
Índice de agregación	(CLUMPY)	%	-1 ≤ CLUMPY ≤ 1. Es = -1 cuando el tipo de cobertura está desagregado. Es = 0 cuando el tipo de cobertura se distribuye aleatoriamente. Se aproxima a 1 cuando el tipo de cobertura está agregado al máximo, es decir que el paisaje consiste en un único tipo de cobertura. N/A: cuando es imposible distinguir distribuciones agrupadas, aleatorias y dispersas debido a que la cobertura consta de un solo pixel, ocupa menos de un pixel, o constituye todo el paisaje.

Fuente: la autora, a partir de Mc Garigal (2015)

Los índices calculados para cada momento del análisis fueron tabulados para todo el conjunto de paisajes prediales que constituyen el Salado Centro, y luego, particularmente (s/EURN[6]) para el grupo de paisajes asociados a familias campesinas y para el grupo de paisajes asociados a uso intensivo. De esta manera fue posible describir la composición y configuración del paisaje del área de estudio en cada momento y la contribución de los dos actores principales, para finalmente cuantificar la dinámica de ese paisaje.

Para comparar el aporte que realizan los actores mencionados a la dinámica del paisaje, se utilizó el índice de porcentaje de paisaje (PLAND), que cuantifica la abundancia proporcional de cada tipo de cobertura en el paisaje predial y es apropiado para la comparación de paisajes de tamaño variable.

[6]EURN: estrategias de uso de los recursos naturales

3.4.2 Abordaje Cualitativo

Siguiendo el proceso de familiarización propuesto por Montero (1980), el primer contacto con el área de estudio contempló los pasos previos de acercamiento indirecto a través de revisión bibliográfica, antecedentes de proyectos que actuaron en la zona, revisión de imágenes satelitales y mapas que permitieron conocer puntos de referencia, nombres de parajes, escuelas y postas sanitarias; esta base de datos inicial fue ampliada durante los posteriores viajes de campo. A continuación, el proceso involucró el acercamiento a los sujetos con los cuales se compartió la investigación.

Este proceso fue facilitado por la existencia de un proyecto marco, con el cual se desarrollaron otras actividades previas a comenzar el registro de información puntual para la investigación. En este sentido, se participó en reuniones junto a la organización, visitas del comité de emergencia, gira de periodistas en el área de estudio, visitas de la Dirección de Bosques provincial; como así también se realizaron durante varios meses estadías breves con cada familia, durante las cuales sólo se dialogó y se compartieron momentos de la vida cotidiana. De esta manera se desarrolló un proceso de conocimiento y confianza entre ambas partes, que posibilitó poder indagar acerca de los objetivos de esta investigación.

Las técnicas utilizadas para este abordaje fueron una combinación de herramientas provenientes de los sistemas participativos de información geográfica tales como mapas esquemáticos y construcción de mapas junto a grupos focales, familias campesinas e informantes claves sobre imágenes satelitales; combinados con técnicas etnográficas y de Investigación Acción Participativa tales como: entrevistas, observaciones participantes, caminatas participativas, entre otras.

3.4.2.1 Sistemas participativos de información geográfica

La identificación de paisajes con familias campesinas se realizó en varias etapas. Una primera etapa consistió en el mapeo por zonas de presencia de familias campesinas, así como de grandes campos (en la actualidad y en el pasado). Luego se seleccionaron informantes clave representantes de la mirada campesina y técnica, con quienes se construyeron mapas que fueron acompañados de entrevistas semiestructuradas. Cada

mapeo fue digitalizado constituyendo una capa de información correspondiente a cada informante clave; posteriormente se generó una nueva capa de información unificando esta base de datos, que fue puesta a consideración ante los integrantes de la MeZAT para su validación.

Mapas esquemáticos

Se realizaron mapeos esquemáticos según lo propuesto por FIDA (2010); esta metodología permitió dibujar mapas de memoria utilizando métodos elementales de cartografía. Estos mapas implican el ejercicio de dibujar desde una visión aérea los rasgos fundamentales del paisaje según el criterio de cada sujeto consultado. Su importancia radica en mostrar el tamaño relativo y la ubicación de las características del territorio que cada sujeto elige dibujar; sin embargo, por su naturaleza no incluye escalas de medición. Esta etapa de mapas sencillos se realizó durante las caminatas participativas, complementándose posteriormente con mapeos más precisos sobre imágenes satelitales.

Mapeos participativos sobre imágenes satelitales

El mapeo participativo se realizó con informantes clave que reflejaron la mirada campesina y técnica. Para ello se eligieron a tres referentes campesinos acompañados de hijo o sobrino (dos generaciones) asociados a tres zonas dentro del área de estudio; y a técnicos de ONG con antigüedad de trabajo en la zona. Durante esta actividad se trabajó con cada uno de los consultados en torno a una imagen satelital del área de estudio cubierta con un plástico transparente. El mapeo fue acompañado de entrevistas semiestructuradas para documentar las apreciaciones de los informantes clave acerca del estado, distribución y manejo de los recursos (ARDÓN, 1998[7], citado por HERRERA, 2008).

[7]Ardón, M. (1998): serie de cuadernos metodológicos de investigación participativa. Ed: ZAMORANO IFPRI Y IDRC CRDI: Honduras

Se comenzó el mapeo pidiendo que ubiquen dónde vive gente que produce como ellos, y dónde hay campos de gente que no produce como ellos y desde hace cuánto tiempo. Preguntas tales como:

- ✔ *¿Por qué identifica a todos ellos como ustedes y por qué a estos otros como diferentes?, o*
- ✔ *Si ustedes tuviesen que contar a otros (que no conocen la zona, que no los conocen) quiénes son ustedes ¿Qué les contarían?, o*
- ✔ *¿Qué cosas los hacen sentirse iguales a ellos (a los que nombró como iguales) o por qué son iguales, y por qué estos otros son diferentes? – relacionado con "campesino".*

A partir del audio grabado durante el mapeo participativo y el mapa esbozado a campo con cada uno de los informantes clave, se digitalizó la mayor cantidad de información posible de ubicar en un sistema de información geográfica (SIG); se utilizó como referencia archivos con catastro, lugares, límites departamentales, caminos, distancias.

3.4.2.2 Caminata participativa

Las caminatas participativas fueron adaptadas a las necesidades particulares de la presente investigación, combinándose las mismas con observaciones participantes de actividades de la vida cotidiana de las familias. Durante las mismas y con la consigna de que los anfitriones mostrasen su monte, se recorrieron sectores de los mismos que presentaban diferentes características, propiciando el diálogo sobre aspectos de manejo implícitos de los recursos naturales así como de la historia de uso de esos montes. Simultáneamente se registraron anotaciones y croquis en cuadernos de campo, fotografías, audios y se georreferenciaron algunos lugares de interés.

3.4.2.3 Validación de información mediante grupos focales

La base de datos elaborada con cada uno de los informantes clave fue unificada y puesta a consideración de los integrantes de la MeZAT, utilizando la técnica de grupos focales (YUNI y URBANO, 2005). Esta actividad se realizó sobre una imagen satelital del área de estudio dividida en dos partes, cubierta con plástico transparente. Sobre la misma se realizó la validación de presencia de familias campesinas y otros actores identificados por los informantes claves, además de la incorporación de nuevos casos o corrección de ubicación de nuevos polígonos. En dicha validación se pusieron en juego los atributos de identidad cultural campesina descriptos por Abt (2014), relacionados al reconocimiento (quién soy y quiénes son como yo), la pertenencia (a dónde siento que pertenezco), la persistencia (cuánto tiempo hace que pertenezco) y la vinculación (con quién me siento relacionado).

3.4.2.4 Entrevistas semiestructuradas e historia de los paisajes

Las entrevistas buscaron captar, según lo propuesto por Merlinsky (2006), los aspectos que definen una identidad colectiva de los entrevistados, los discursos que relacionaban al entrevistado/a con su/s grupos de referencia, las formas en que hacían uso de etiquetas sociales y tipificaciones para referirse a los otros.

Además, las entrevistas permitieron evaluar los cambios que se han dado en los recursos naturales. Se registraron las historias de uso del paisaje de los miembros más antiguos de las comunidades, que fueron considerados informantes claves. Durante estas entrevistas, además de reconstruir el paisaje en el pasado, se discutieron algunos de los factores que tuvieron incidencia en los cambios, los conflictos por la tierra y también las dificultades y potencialidades de los sistemas campesinos en el área de estudio.

3.5 DIVERSIDAD DE PAISAJES

Se realizó un análisis de diversidad de coberturas para todos los paisajes que integran el Salado Centro. Para ello, fue necesario realizar el ajuste espacial de polígonos del catastro, que luego, mediante intersección con la clasificación resultante de cada

momento, permitieron delimitar los paisajes prediales, según se esquematiza en la FIGURA 5.

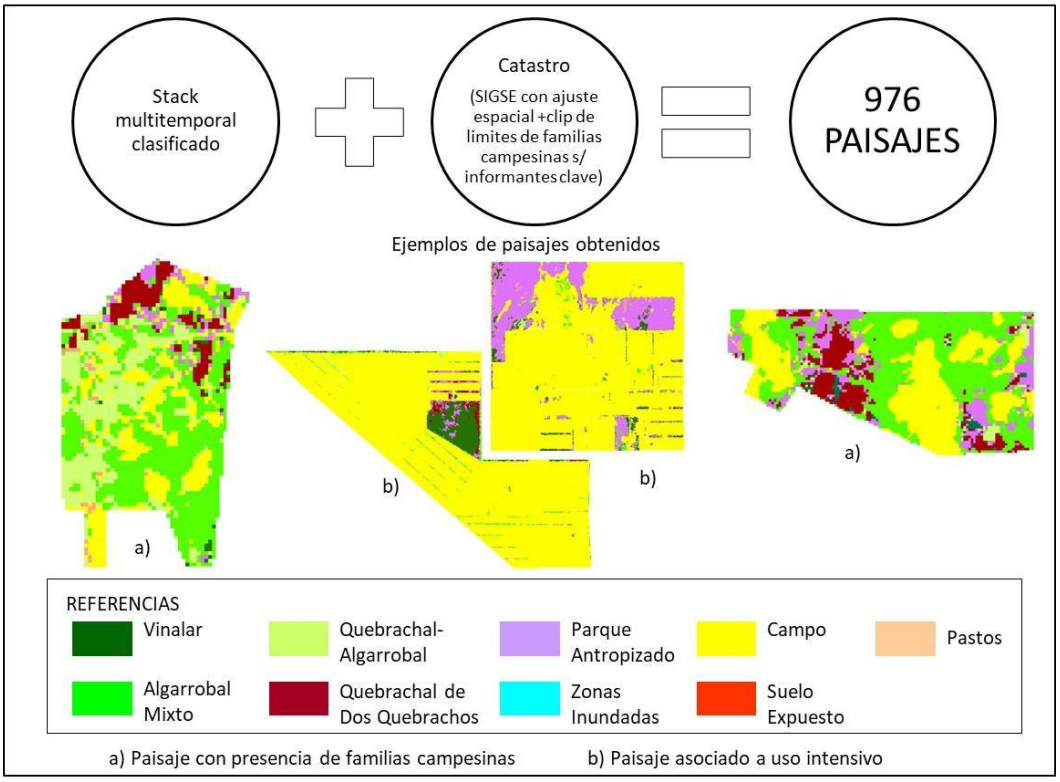

FIGURA 5. ESQUEMA DE ANÁLISIS SOBRE LA DIVERSIDAD DE PAISAJE

Utilizando el software FRAGSTAT v4.2 (MC GARIGAL, 2015) se calcularon métricas de diversidad aplicadas a los tipos de coberturas presentes en los paisajes prediales analizados.

Para describir la diversidad de paisajes existente en cada momento, se utilizaron el índice de riqueza de parches (PR) e índice de diversidad de Shannon para describir la componente compositiva y el índice de uniformidad de Simpson (SIEI) para describir la componente estructural de la diversidad. En la TABLA 5 se describen las métricas calculadas.

El índice de Riqueza de parches (PR) se utilizó como medida de composición para evaluar el número de elementos que conformaban el paisaje en cada momento del análisis. El Índice de diversidad de Shannon (SHDI) brindó información acerca de la

distribución proporcional del área entre los tipos de parches, siendo utilizado por su sensibilidad a tipos de parches raros, por lo que resultó útil para comparar diferentes paisajes o el mismo paisaje en diferentes momentos. El índice de uniformidad de Simpson (SIEI) permitió determinar la distribución del área entre los tipos de parche.

Además se calcularon otros índices de diversidad (SIDI, MSIDI) y uniformidad (SHEI, MSIEI) que permitieron confirmar el comportamiento descripto por los índices mencionados (3.5.1 Diversidad de Paisaje según Estrategia de Uso de los Recursos Naturales).

TABLA 5. MÉTRICA DE DIVERSIDAD DE PAISAJE

Métrica	Acrónimo	Unidad	Rango
Riqueza de parches	(PR)	Ninguna	Es una medida útil para comparar la riqueza entre paisajes de tamaño similar
Indices de Diversidad de Shannon	(SHDI)		SHIDI ≥ 0, sin límite. SHIDI = 0 un solo parche; SHIDI aumenta con el n° de tipos de parches diferentes y/o se hace más equitativa la distribución proporcional de área entre los tipos de parche.
Índice de Diversidad de Simpson	(SIDI)	Ninguna	0 ≤ SIDI < 1. SIDI = 0 un solo parche (no hay diversidad). SIDI se aproxima a 1 cuando el número de diferentes tipos de parches aumenta y la distribución proporcional de área entre los tipos de parches se vuelve más equitativa.
Índice de Diversidad de Simpson modificado	(MSIDI)	Ninguna	SHIDI ≥ 0, sin límite. MSIDI = 0 contiene solo un parche MSIDI aumenta con el n° de tipos de parches diferentes y la distribución del área entre los tipos de parche resulta más equitativa.
Índice de Uniformidad de Shannon	(SHEI)	Ninguna	0 ≤ SHEI ≤ 1. SHEI = 0 solo un parche; se aproxima a 0 cuando la distribución del área entre los diferentes tipos de parche se vuelve cada vez más desigual;= 1 cuando la distribución del área entre los tipos de parche es perfectamente uniforme
Índice de Uniformidad de Simpson	(SIEI)	Ninguna	0 ≤ SIEI ≤ 1. Es = 0 un solo parche; se acerca a 0 cuando la distribución de los diferentes tipos de parches se vuelve cada vez más desigual; = 1 cuando la distribución del área entre los tipos de parche es perfectamente uniforme
Índice de Uniformidad de Simpson Modificado	(MSIEI)	Ninguna	0 ≤ MSIEI ≤ 1. Es = 0 solo un parche; se aproxima a 0 cuando la distribución del área entre los diferentes tipos de parches se vuelve cada vez más desigual; = 1 cuando la distribución del área entre los tipos de parches es perfectamente uniforme

Fuente: la autora, a partir de Mc Garigal (2015)

3.5.1 Diversidad de Paisaje según Estrategia de Uso de los Recursos Naturales

Los índices de diversidad y uniformidad, además de describir el escenario en ambos momentos de análisis, permitieron comparar idénticos paisajes a partir de la variación temporal de la diversidad de coberturas. Esta comparación se realizó entre paisajes asociados a estrategias de uso de los recursos naturales presentes en el área de estudio: paisajes con presencia de familias campesinas y paisajes asociados a uso intensivo.

3.5.2 Contribución de los Paisajes Prediales a la Diversidad del Salado Centro

Para determinar la contribución de los paisajes individuales al mantenimiento de la diversidad del paisaje del Salado Centro, se seleccionaron tres zonas en las cuales se identificaron paisajes asociados a ambas estrategias de uso de los recursos. Además fue posible reconstruir las historias de uso del paisaje con los informantes clave.

En tales recortes de paisaje se analizaron las modificaciones en la diversidad y las variaciones en las coberturas presentes, para evaluar la contribución de los paisajes prediales asociados a diferentes estrategias de uso de los recursos naturales.

3.5.3 Mantenimiento de la Diversidad de Paisajes

Se realizó un análisis de regresión que exploró la existencia, a escala predial, de alguna tendencia de disminución de diversidad de paisajes con la variación de las coberturas boscosas. El procesamiento se realizó usando el software R (2015) y las variables analizadas fueron porcentaje de variación de la cobertura vegetal y variación del índice de diversidad de Simpson. Este análisis se realizó considerando paisajes asociados a las dos estrategias de uso de los recursos naturales identificadas.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE

A partir de la clasificación del stack multitemporal 2010 se obtuvo un mapa de coberturas que cubre una superficie de 519.487 ha. Si bien el muestreo de verdad terrestre para caracterizar los tipos de bosque fue planteado para dos áreas, considerando en cada una de ellas la combinación de la posición en el paisaje y la cobertura de vegetación alta, media y baja, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas para dichas combinaciones.

Sin embargo, en el área **A** se encontraron diferencias entre las coberturas de vegetación, no así para las posiciones en el paisaje: *zona alta*, *zona baja de paleo-inundación* y *zona de inundación activa*. Para el área **B** las diferencias significativas encontradas distinguen las posiciones en el paisaje: *planos altos* y *zonas de escurrimiento*, no pudiéndose distinguir con significancia estadística entre las coberturas de vegetación.

4.1.1 Identificación de Tipos de Cobertura en el Paisaje del Salado Centro

La clasificación del stack multitemporal 2010 permitió identificar nueve coberturas, entre ellas cuatro corresponden a bosques, y las otras cinco corresponden a Pastos, Zonas Inundables, Agua, Parque Antropizado y Campo. Las coberturas laguna y urbano fueron enmascaradas previo al procesamiento con la finalidad de reducir las fuentes de variación a clasificar, ya que las mismas presentan respuestas espectrales particulares. En la FIGURA 6 se presenta las coberturas del Salado Centro para el año 2010.

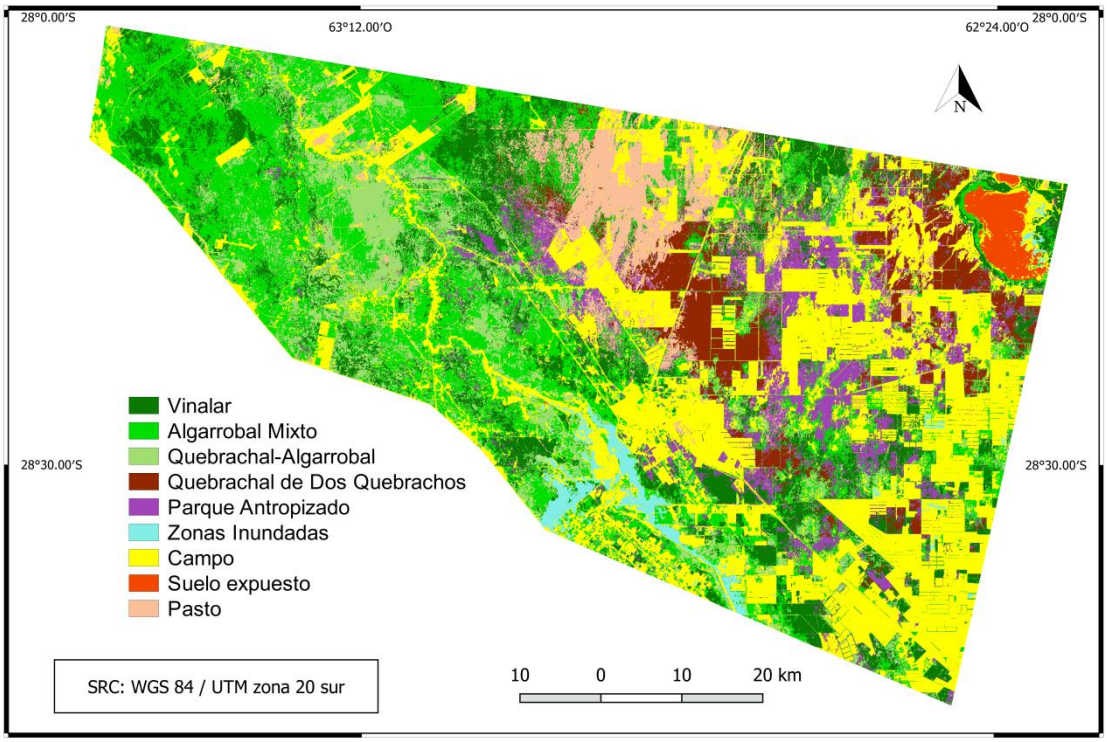

FIGURA 6. TIPOS DE COBERTURA DEL SALADO CENTRO EN EL AÑO 2010

Fuente: la autora, en base a clasificación supervisada de stack multitemporal de imágenes Landsat

La cobertura Pastos se caracteriza por un patrón más bien irregular-rectangular, con orientación NE-SW, posiblemente asociado a la dinámica de fuegos, con la consiguiente renovación de dicha cobertura tras períodos regulares; esta impronta en el paisaje concuerda con lo expuesto por Morello *et al*. (2009), quienes mencionan al fuego como uno de los procesos de modelación del paisaje típicos de la región chaqueña.

La cobertura Zonas Inundadas se caracteriza por la presencia de agua durante largos períodos de tiempo, como consecuencia de desbordes del río Salado.

El Parque Antropizado se caracteriza por la presencia de árboles dispersos en una matriz de pastizales naturales que coexisten con especies arbustivas y cactáceas, en algunos casos arborescentes, con lo cual esta aparente arbustificación de pastizales y sabanas podría tratarse del otro proceso de modelación del paisaje de la región chaqueña expuesto por Morello, *et al*. (2009).

La cobertura Campo se caracteriza por grandes áreas donde el bosque fue sustituido por cultivos; se trata de superficies continuas con formas más o menos geométricas, que describen un patrón espacial directamente relacionado a la intervención humana.

Es importante destacar que como consecuencia del cambio de escala, desde regional (zona del Salado Centro) a predial (polígono de catastro) es posible encontrar situaciones puntuales en las cuales la cobertura Campo forma parte de paisajes con presencia de familias campesinas. La diferencia en estos casos, con respecto a las características descriptas, radica en que dicha cobertura forma parte de un conjunto (paisaje predial), con lo cual no se trata de la cobertura dominante, sino que participa con una pequeña proporción; además, su forma es más bien irregular y presenta pocos árboles.

Esa particularidad fue comprobada en terreno, y se caracterizó a partir de información colectada en 6 parcelas de inventario forestal. Se trata de un bosque abierto con 5,66 m^2 de área basal y una alta variabilidad entre las parcelas, que no supera los 7 m de altura, dominado por los dos quebrachos y algarrobo negro, con individuos de hasta 40 cm de Dap. Fueron identificadas 7 especies, entre ellas garabato (*Acacia praecox*), vinalillo (*Prosopis vinalillo*), algarrobo blanco (*Prosopis alba*), brea (*Cercidium praecox*), meloncillo (*Castela coccínea*), vinal (*Prosopis ruscifolia*) y chañar (*Geoffroea decorticans*), con pocos individuos que además no superan los 30 cm de Dap.

Como resultado del análisis de concordancia entre la clasificación supervisada y la verdad de campo se obtuvo un valor de índice Kappa de 0,7765. El mismo expresa una concordancia substancial entre ambas fuentes de clasificación, según la escala propuesta por Landis y Koch (1977) para los rangos de valores de Kappa.

4.1.2. Descripción del Paisaje en el Año 2010

En la TABLA 6 se presentan, para cada cobertura, los valores de las métricas utilizadas para describir la composición del paisaje: área de clase (CA), que expresa la superficie (ha) de cada una de las coberturas, y porcentaje de paisaje (PLAND) que representa la contribución de cada cobertura al paisaje del Salado Centro. De dicho

análisis resultó que en 2010 el 53 % del paisaje estaba cubierto por diferentes tipos de bosque, definiendo la matriz del paisaje. A su vez, del 47 % restante de superficie, las coberturas Campo y Parque Antropizado eran las más representadas.

La TABLA 6 presenta además los valores de las métricas utilizadas para describir la configuración del paisaje: número de parches (NP) e índice de agregación (CLUMPY), que indican el grado de subdivisión/fragmentación para cada una de las coberturas que constituyen el paisaje del Salado Centro.

TABLA 6. MÉTRICA DE COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO (2010)

COBERTURAS	MÉTRICAS DE PAISAJE			
	CA	PLAND	NP	CLUMPY
Agua	6625,71	1,28	415	0,97
Campo	153623,25	29,57	22629	0,89
Pasto	31886,28	6,14	31108	0,76
Zonas Inundadas	6127,2	1,18	1749	0,90
Parque Antropizado	40564,99	7,81	43072	0,68
Vinalar	74044,62	14,25	53892	0,72
Algarrobal Mixto	117927,27	22,70	66450	0,72
Quebrachal-Algarrobal	58527,81	11,27	55949	0,67
Quebrachal de Dos Quebrachos	30160,17		20901	0,83
TOTAL	519487,3	100	296165	

Referencias: CA: sup. (ha); PLAND: % de contribución; NP: n° de parches; CLUMPY: índice de agregación.

Los valores del índice de agregación (CLUMPY mayores a cero) indican en general que las coberturas tienden a estar agrupadas. Al analizar dicho valor para cada cobertura, resultó que Agua y Zonas Inundadas eran las coberturas más agrupadas, esto condice además con el menor número de parches que presentan.

Entre las coberturas restantes, se destaca por un lado que Campo y Quebrachal de Dos Quebrachos fueron las coberturas más agregadas, esto se verificó además con el número de parches (NP) bastante menor al resto. Sin embargo, al comparar la superficie

que ocupan, resulta que Quebrachal de Dos Quebrachos podría encontrarse restringido a algunas zonas, ocupando casi el 6 % del paisaje del Salado Centro, mientras que Campo ocupa casi el 30 % de dicho paisaje.

Por otro lado, mientras que Quebrachal-Algarrobal y Parque Antropizado tendían a una distribución menos agregada o tendiente a la aleatoriedad, Vinalar y Algarrobal Mixto presentaron un tipo de agregación intermedia entre las dos situaciones descriptas. Sin embargo, el elevado número de parches que presentan, indica que tales coberturas están fragmentadas.

A partir de la clasificación supervisada para 2010 se identificaron cuatro tipos de bosque, los cuales se describen a continuación.

4.1.3. Caracterización de Tipos de Bosque

A partir de los datos de inventario forestal se identificaron cuatro tipos de bosque. Los mismos fueron denominados: Vinalar, Algarrobal Mixto, Quebrachal-Algarrobal y Quebrachal de Dos Quebrachos. En la TABLA 7 se presenta el error de estimación para la variable área basal (G) según el tipo de bosque que caracteriza.

TABLA 7. ERROR DE ESTIMACIÓN POR TIPO DE BOSQUE DEL SALADO CENTRO, SANTIAGO DEL ESTERO

VARIABLE ÁREA BASAL (G)	MEDIA (M^2/HA)	C.V. (%)	ERROR DE MUESTREO (%)	N° IDEAL DE PARCELAS	N° REAL DE PARCELAS	N° DE SUBPARCELAS DE RN
Vinalar	7,09	43,06	10,88	13,04	42	21
Algarrobal Mixto	5,56	61,79	28,13	13,95	21	21
Quebrachal-Algarrobal	8,30	22,05	18,44	3,68	8	8
Quebrachal de Dos Quebrachos	7,73	7,61	7,98	0,82	6	6

Referencias: RN: regeneración natural

En todos los casos el error de muestreo fue inferior al 30 %, en concordancia con lo aceptado por la Dirección de Bosques provincial para la presentación de planes de manejo. Además, el número ideal de parcelas necesarias para caracterizar cada cobertura fue inferior al número real de parcelas muestreadas.

Una primera aproximación a las particularidades de los tipos de bosque analizados es a través de los parámetros dasométricos que los caracterizan (TABLA 8).

TABLA 8. PARÁMETROS GENERALES DE LOS TIPOS DE BOSQUE

TIPOS DE BOSQUE	PARÁMETROS						
	N(ind/ha)	DAP MEDIO (cm)	DAP DOM (cm)	H MEDIA (m)	H DOM (m)	G (m^2/ha)	VOLTOT (m^3/ha)
Vinalar	259,52	17,50	23,23	6,76	7,85	7,09	27,79
Algarrobal Mixto	188,10	18,82	22,05	5,97	6,36	5,56	13,97
Quebrachal-Algarrobal	223,75	20,72	26,06	8,25	9,26	8,30	41,62
Quebrachal de Dos Quebrachos	216,67	20,81	26,12	9,02	10,44	7,73	42,99

Referencias: N: número de individuos por hectárea; DAP MEDIO: diámetro medio; DAP DOM: diámetro dominante; H MEDIA: altura media; H DOM: altura dominante; G: área basal; VOL TOT: volumen total.

Las principales diferencias entre dichos bosques se pueden observar en la densidad, que varió entre 188 y 260 árboles por ha; en el diámetro medio, con valores entre 17 cm y 21 cm, y en el área basal que varía entre 5,5 y 8,3 m^2/ha. La altura total (H MEDIA) presenta una variación menor, entre 5,9 y 9,1m. El Volumen Total (VOL TOT) varía entre 13,9 m^3/ha y 43,0 m^3/ha.

A continuación se describen las principales características de los tipos de bosque analizados, en base al análisis fitosociológico, datos de inventario forestal y diversidad dentro de las mismas.

4.1.3.1 *Vinalar*

El vinalar[8] que se describe a continuación está compuesto por las especies vinal (*Prosopis ruscifolia*), itín (*Prosopis kuntzei*), Brea (*Cercidium praecox*), quebracho blanco

[8]Comunidades vegetales casi puras de vinal (*Prosopis ruscifolia*), de muy alta densidad, con escasa diversidad y casi nulo desarrollo del estrato herbáceo (ASTRADA y ADÁMOLI, 2005).

(*Aspidosperma quebracho blanco*), huiñaj (*Tabebuia nodosa*), mistol (*Ziziphus mistol*), sombra de toro (*Jodina rhombifolia*), chañar (*Geoffroea decorticans*), quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*), algarrobo negro (*Prosopis nigra*), algarrobo blanco (*Prosopis alba*).

Se relevaron 259 individuos por hectárea, esta densidad es superior a los 200 arb/ha recomendados por Ríos *et al*. (2008) para vinalares bajo manejo en Santos Lugares, Santiago del Estero.

Los parámetros fitosociológicos que caracterizan la estructura de este estrato se presentan en la TABLA 9. Se observa que del total de individuos relevados, el 67 % pertenecen a la especie vinal (*Prosopis ruscifolia*), caracterizando un típico Vinalar (MERLETTI, 2013) debido a la predominancia de esta especie; el 33 % restante se reparte entre 9 especies, destacándose entre las más representadas itín (*Prosopis kuntzei:* 10,83 %), brea (*Cercidium praecox:* 7,89 %), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco:* 6,24 %) y huiñaj (*Tabebuia nodosa: 4,04 %*).

El vinal es la especie que más contribuye al área basal de esta cobertura, con un aporte de casi 66 % (DoR), mientras que itín y quebracho blanco son las especies que más aportan al 34 % restante del área basal. Esto se ve reflejado en el índice de valor de cobertura (IVC), que para vinal es más de cinco veces superior al del resto de las especies, lo que significa que esta especie está mejor representada no sólo en cantidad de individuos por hectárea sino también en la dominancia que ejerce sobre las demás en cuanto a ocupación del espacio, en concordancia con lo expuesto por Merletti (2013).

TABLA 9. PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS DEL VINALAR

ESPECIE	PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS									
	DR %	DoR %	FR %	I V C %	IVI %	RANGO IVI	PSR %	RNr	IVIA %	RANGO IVIA
Prosopis ruscifolia	67,16	65,96	38,68	66,56	57,26	1°	75,28	20,30	65,32	1°
Prosopis kuntzei	10,83	14,57	8,49	12,70	11,30	2°	5,32	0,55	7,34	3°
Cercidium praecox	7,89	4,27	19,81	6,08	10,66	3°	8,87	5,58	10,73	2°
Aspidosperma quebracho blanco	6,24	8,10	12,26	7,17	8,87	4°	3,84	1,45	6,05	4°

Tabebuia nodosa	4,04	3,89	5,66	3,96	4,53	5°	3,20	1,97	4,15	5°
Ziziphus mistol	1,28	1,38	4,72	1,33	2,46	6°	1,28	0,55	1,83	7°
Jodina rhombifolia	0,92	0,60	4,72	0,76	2,08	7°	0,86	0,04	1,27	8°
Geoffroea decorticans	0,92	0,50	3,77	0,71	1,73	8°	1,03	3,31	2,59	6°
Schinopsis lorentzii	0,55	0,68	0,94	0,61	0,72	9°	0,12	0,11	0,41	9°
Prosopis nigra	0,18	0,06	0,94	0,12	0,40	10°	0,21	0,07	0,29	10°
Prosopis alba					...			0,07	0,03	11°
TOTAL	100	100	100	100	100		100		100	

Referencias: DR (%): dens. relativa; DoR (%): dom. relativa; FR (%): frec. relativa; IVC (%): índ. de valor de cobertura; IVI (%): índ. valor de imp.; PSR (%): posic. sociológica relativa; RNr: reg. nat. relativa); IVIA (%): IVI ampliado.

Además, vinal es la especie que está presente en la mayoría de las parcelas muestreadas (FR), por ello ocupa el primer lugar en el rango de índice de valor de importancia (IVI), seguida de brea (*Cercidium praecox*) y quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*) que ocupan el 2° y 3° lugar, definiendo así la estructura horizontal del Vinalar. Le siguen en importancia las especies itín (*Prosopis kuntzei*) y huiñaj (*Tabebuia nodosa*) ocupando el 4° y 5° lugar del rango de estructura horizontal, lo que demuestra su participación como especies acompañantes del vinal en este tipo de bosque.

La estructura vertical está caracterizada a partir de la posición sociológica relativa (PSR %), que en caso del vinal es superior a las demás especies (75 %), lo que manifiesta una distribución regular de sus individuos en dicha estructura desde el estrato inferior al superior. Además posee una alta regeneración natural relativa (RNr), lo que le permite mantener la superioridad sobre las demás especies, y consolidar su importancia relativa dentro del bosque, con lo cual su presencia estaría asegurada en la estructura y composición de dicha comunidad, en concordancia con lo documentado por Merletti (2013) al describir la regeneración natural.

En el caso de las especies que ocupan del 2° al 4° lugar del rango de importancia de la estructura horizontal (itín, brea y quebracho blanco), si bien siguen siendo las mismas al incorporar al análisis la estructura vertical, cambia el orden de importancia. Brea asciende al 2° lugar debido a su mayor representación en los estratos verticales de

la masa (PSR %) y en la regeneración natural. Itín desciende al 3° lugar debido a su poca participación en la regeneración natural. Quebracho blanco, si bien conserva el 4° lugar en el rango, su participación en la estructura del bosque desciende.

En la FIGURA 7 se presentan las frecuencias por clases diamétricas de la componente arbórea del Vinalar.

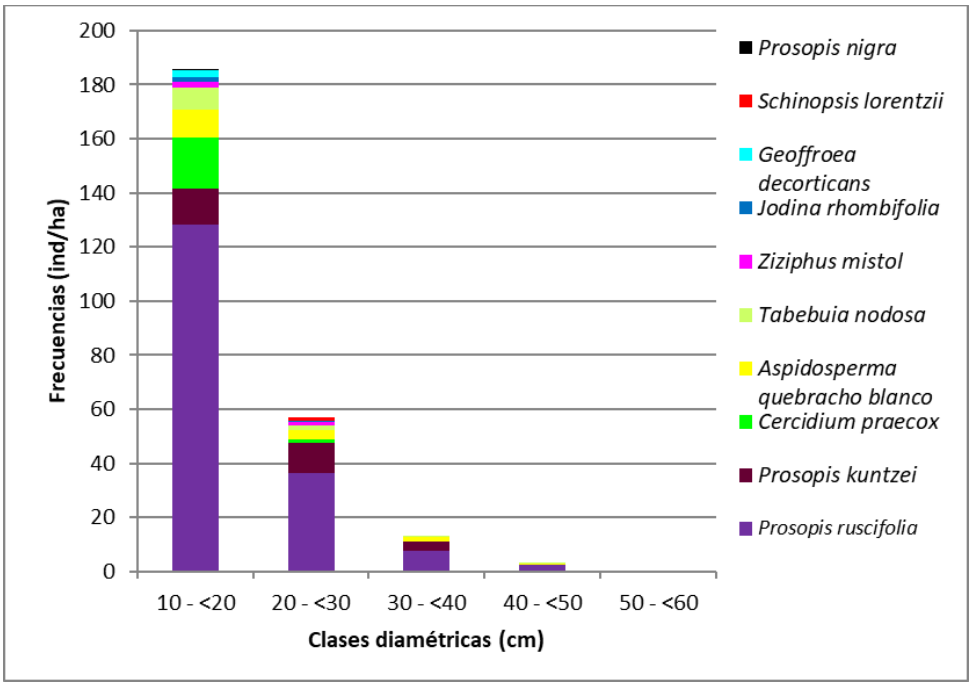

FIGURA 7. FRECUENCIA POR CLASE DIAMÉTRICA DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL VINALAR

Al analizar la distribución de frecuencias por clases diamétricas, la misma sigue un patrón característico de bosques multietáneos, es decir que presenta una distribución exponencial en forma de J invertida (BRASSIOLO *et al*., 2007; 2013), donde la mayor cantidad de individuos se encuentra concentrada en las clases diamétricas menores. Se destaca la presencia de vinal en cuatro de las cinco clases diamétricas establecidas. Las tres especies que le siguen en orden de importancia (itín, brea y quebracho blanco) poseen entre 16 y 28 individuos por ha de hasta 40cm de Dap. Huiñaj presenta 10 individuos por hectárea de hasta 40 cm de Dap. Las cinco especies restantes están sólo representadas con individuos de hasta 30cm.

La regeneración natural del Vinalar presentó 11.086 renovales[9] por ha, de los cuales el 57 % pertenecen a la especie vinal. Esta densidad de plantas por Hectárea concuerda con lo mencionado por Merletti (2013), quien cita entre 3.000-5.000 ind/ha promedio, hasta 70.000 renovales por ha. Le siguen en representatividad las especies brea con el 16 %, y chañar con el 12 % respectivamente, coincidiendo también con el orden de importancia de las especies acompañantes mencionadas por este mismo autor (*ibídem*). El resto se divide entre ocho especies, destacándose la presencia de algarrobo blanco (*Prosopis alba*) como parte de la regeneración natural.

En la FIGURA 8 se presenta el número de individuos por categoría de tamaño de los ejemplares que conforman la regeneración natural del Vinalar. Cabe destacar que los mismos se encuentran concentrados en las categorías de tamaño III y IV, es decir que son individuos que superaron los 2 m de altura, umbral crítico a partir del cual la regeneración natural se considera asegurada, disminuyendo su susceptibilidad al daño del ganado (BRASSIOLO, 2005). Sin embargo, la ausencia de individuos en las categorías de tamaño I y II refleja que el proceso de regeneración natural se detuvo en este tipo de bosque.

Una posible justificación de la abundante regeneración natural del vinalar se atribuye al hábito agresivo frente a disturbios naturales o antrópicos que posee esta especie, así como su respuesta ante la eliminación de dicho disturbio, tal como lo manifiestan Astrada y Adámoli (2005).

[9]Individuos que superaron 10 cm de altura, y que poseen un diámetro menor a 10 cm.

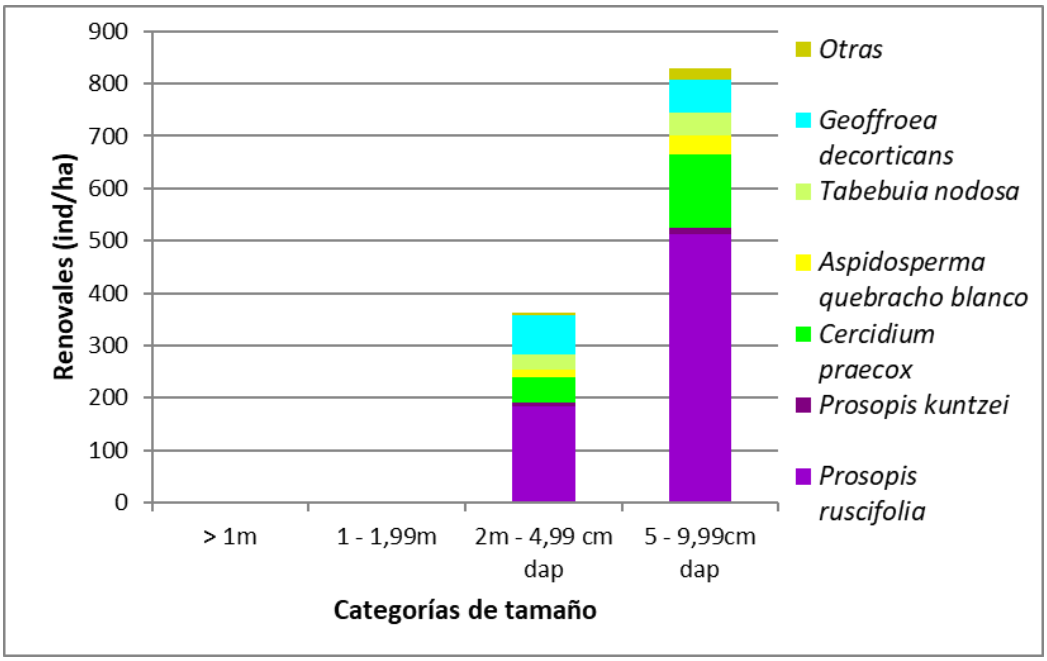

FIGURA 8. RENOVALES POR CATEGORÍA DE TAMAÑO DE LA REGENERACIÓN NATURAL DEL VINALAR

Referencias: Categorías de tamaño I: > 1 m; II: 1 m hasta 1,99 m; III: 2 m hasta 4,99 cm Dap; IV: 5 cm Dap hasta 9,99 cm Dap

Es importante destacar el carácter fuertemente heliófilo de las especies presentes en este tipo de bosque. Las mismas podrían ver dificultado su establecimiento como consecuencia de la escasez de luz que llega a la parte inferior, constituyéndose en un potencial impedimento para la continuidad del proceso de regeneración natural de este bosque.

Los individuos muestreados en el Vinalar están distribuidos en 6 familias botánicas, 8 géneros y 10 especies arbóreas (TABLA 10). Salvo itín y algarrobo blanco, las demás especies coinciden con la riqueza florística encontrada por Merletti (2013) para un bosque productivo de vinal en una región del sudeste de Santiago del Estero.

TABLA 10. FAMILIA, NOMBRE CIENTÍFICO Y NOMBRE COMÚN DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL VINALAR

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
	Prosopis ruscifolia Griseb.	Vinal
Fabaceae	*Prosopis kuntzei Harms*	Itín
	Cercidium praecox (Ruiz &Pav. Ex Hook.) Harms	Brea

	Geoffroea decorticans (Gillies ex Hook. &Arn.) Burkart	Chañar
	Prosopis nigra (Griseb.) Hieron.	Algarrobo negro
Apocynaceae	*Aspidosperma quebracho blanco Schltdl.*	Quebracho blanco
Bignoniaceae	*Tabebuia nodosa (Griseb.) Griseb.*	Huiñaj
Rhamnaceae	*Ziziphus mistol (Griseb.)*	Mistol
Santalaceae	*Jodina rhombifolia (Hook. &Arn.)*	Sombra de toro
Anacardiaceae	*Schinopsis lorentzii (Griseb.) Engl.*	Quebracho colorado

La familia botánica *Fabaceae* fue la mejor representada con la mitad de las especies muestreadas, mientras que las cinco familias restantes están representadas por un único género y especie. Dentro de la familia *Fabaceae*, vinal es la especie responsable del dominio de esta familia con casi el 87 % de los individuos.

Si bien Astrada y Adámoli (2005) sostienen que los vinalares forman comunidades vegetales casi puras y con escasa diversidad, en esta investigación y en coincidencia con lo descripto por Merletti (2013) se comprobó que además de ser vinal la especie dominante, también existe un grupo de especies acompañantes que contribuyen a la riqueza florística de este tipo de bosque. Es posible que tales diferencias estén relacionadas al análisis cuantitativo efectuado en estos casos en base a datos de inventario forestal, mientras que la primera afirmación podría estar vinculada a descripciones más generales.

4.1.3.2 *Algarrobal Mixto*

El bosque que se describe a continuación, denominado Algarrobal Mixto está compuesto por las especies algarrobo negro (*Prosopis nigra*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), itín (*Prosopis kuntzei*), mistol (*Ziziphus mistol*), vinal (*Prosopis ruscifolia*), brea (*Cercidium praecox*), chañar (*Geoffroea decorticans*), algarrobo blanco (*Prosopis alba*), huiñaj (*Tabebuia nodosa*), sombra de toro (*Jodina rhombifolia*), vinalillo (*Prosopis vinalillo*) y quilín (*Prosopis sp.*).

Algarrobal Mixto se caracteriza a partir de los parámetros fitosociológicos presentados en la TABLA 11, siendo una masa más heterogénea que el Vinalar. Del total de individuos por ha, el 69 % se encuentra representado por 4 especies, y en el 31 % restante participan 8 especies. Esta elevada participación de especies del estrato

arbóreo intermedio se asemeja con lo señalado por Brassiolo (2005) para un bosque degradado.

La estructura horizontal está caracterizada por 5 especies dominantes: algarrobo negro (*Prosopis nigra*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), itín (*Prosopis kuntzei*), mistol (*Ziziphus mistol*) y vinal (*Prosopis ruscifolia*), que aportan casi el 89% del área basal. Algarrobo negro es la especie que presenta el mayor índice de valor de cobertura (IVC), casi duplicando el valor de quebracho blanco e itín, poniendo en evidencia que se trata de la especie mejor representada no sólo en cantidad de individuos por hectárea sino también en la dominancia que ejerce sobre las demás en cuanto a ocupación del espacio. En cuanto a la participación de las especies en las parcelas muestreadas, resulta que brea y mistol son las especies registradas en la mayoría de las parcelas, seguidas de itín, algarrobo negro, vinal y quebracho blanco. Los primeros 5 lugares del rango de valor de importancia (IVI) son ocupados por estas cinco especies dominantes.

Las especies acompañantes son brea (*Cercidium praecox*), chañar (*Geoffroea decorticans*), algarrobo blanco (*Prosopis alba*), huiñaj (*Tabebuia nodosa*), sombra de toro (*Jodina rhombifolia*), vinalillo (*Prosopis vinalillo*), y quilín (*Prosopis sp.*), con valores inferiores de IVC e IVI.

TABLA 11. PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS DEL ALGARROBAL MIXTO

ESPECIE	PARAMETROS FITOSOCIOLÓGICOS									
	DR %	DoR %	FR %	I V C %	IVI %	RANGO IVI	PSR %	RNr	IVIA %	RANGO IVIA
Prosopis nigra	35,70	25,88	11,76	30,79	24,45	1°	31,09	0,70	27,89	1°
Aspidosperma quebracho blanco	18,48	20,24	10,29	19,36	16,34	2°	16,88	0,29	16,62	2°
Prosopis kuntzei	12,91	19,76	14,71	16,33	15,79	3°	13,57	0,34	14,73	3°
Ziziphus mistol	7,34	13,02	16,18	10,18	12,18	4°	8,88	0,08	10,48	5°
Prosopis ruscifolia	10,89	9,50	11,76	10,19	10,72	5°	11,89	0,55	11,48	4°
Cercidium praecox	6,84	5,53	16,18	6,18	9,51	6°	8,80	0,15	9,16	6°
Geoffroea decorticans	5,06	3,80	8,82	4,43	5,90	7°	6,05	0,26	6,06	7°
Prosopis alba	1,27	0,66	2,94	0,96	1,62	8°	1,63	0,03	1,63	8°
Tabebuia nodosa	0,51	0,45	2,94	0,48	1,30	9°	0,65	0,06	1,00	9°
Jodina rhombifolia	0,51	0,59	1,47	0,55	0,86	10°	0,42	0,01	0,64	10°
Prosopis vinalillo	0,25	0,48	1,47	0,37	0,74	11°	0,04	0,12	0,08	11°
Prosopis sp (quilín)	0,25	0,09	1,47	0,17	0,60	12°	0,09	0,02	0,06	12°
Schinopsis lorentzii								0,22		
Prosopis strombulifera								0,07		
Prosopis sp. (algarrobo)								0,07		
Castela coccínea								0,02		
TOTAL	100	100	100	100	100		100		100	

Referencias: DR (%): dens. relativa; DoR (%): dom. relativa; FR (%): frec. relativa; IVC (%): índ. de valor de cobertura; IVI (%): índ. valor de imp.; PSR (%): posic. sociológica relativa; RNr: reg. nat. relativa); IVIA (%): IVI ampliado.

La estructura vertical está caracterizada a partir de la posición sociológica relativa (PSR%), que en el caso de algarrobo negro y quebracho blanco alcanzan el 48 %, acompañadas de itín (13,57 %) y vinal (11,89 %) con algo más de 11 % cada una. Esto indicaría que la presencia de dichas especies está asegurada en la estructura y composición de esta comunidad. Al incorporar la regeneración natural (RNr), algarrobo negro mantiene el 1° lugar del rango de índice de valor de importancia ampliado (IVIA), con un valor relativo apenas superior que en la estructura horizontal, lo que conlleva a suponer que su presencia en la estructura y composición de este bosque está asegurada. Algo similar sucede con las otras dos especies dominantes (mistol y vinal), solo que algunas de ellas invierten el orden de importancia. Tal es el caso de vinal que asciende

al 4° lugar al incrementar su valor de posición sociológica relativa (PSR) por sobre de mistol; y éste descendió al 5° lugar tras disminuir su valor de IVIA en dos puntos.

Al analizar el número de individuos por clases diamétricas (FIGURA 9) se destaca la presencia de Itín y mistol en cuatro de las cinco clases diamétricas, con individuos hasta de 50 cm Dap; sin embargo, algarrobo negro, a pesar de que sus individuos no superan los 40 cm de Dap, sigue siendo la especie que presenta mayor cantidad de individuos, seguida de quebracho blanco.

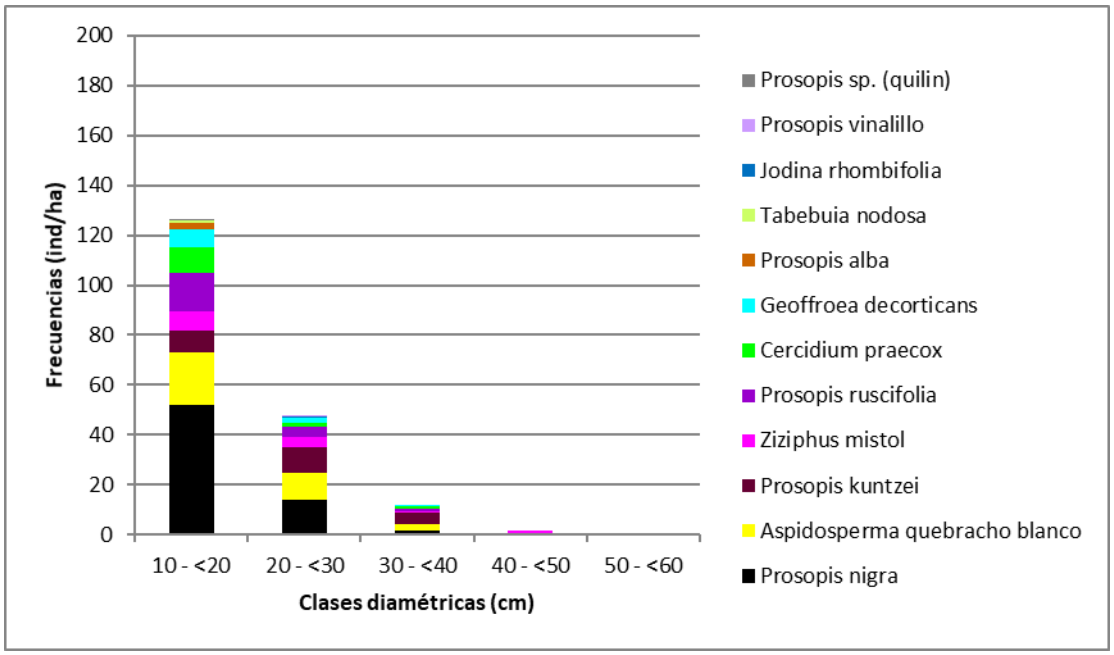

FIGURA 9. FRECUENCIA POR CLASE DIAMÉTRICA DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL ALGARROBAL MIXTO

Vinal, algarrobo negro, brea y chañar poseen individuos en las tres primeras clases diamétricas (menores a 40 cm de Dap). Las siete especies restantes (vinalillo, huiñaj, quilín y algarrobo blanco, sombra de toro, brea y chañar) poseen individuos menores a 30 cm.

En la regeneración natural del Algarrobal Mixto se relevaron 1.307 individuos por ha. De ese total, el 28 % corresponde a algarrobo negro, seguido de vinal con 23 %. Itín y chañar aportan entre 8 y 9 %; luego la participación de cada una de las doce especies restantes no supera el 8 %. Además, surge la incorporación de especies que no estaban presentes en la componente arbórea, tales como algarrobo (*Prosopis sp.*), quenti

(*Prosopis strombulifera*), meloncillo (*Castela coccínea*) y quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*).

En la FIGURA 10 se presenta el número de individuos por categoría de tamaño de los ejemplares que conforman la regeneración natural del Algarrobal Mixto. Las especies algarrobo negro y vinal, son las que presentan mayor cantidad de individuos, incluso por encima de los dos metros de altura, en concordancia con lo descripto por Brassiolo (2005) para un bosque degradado. A su vez, junto con itín, chañar, meloncillo y mistol se encuentran representadas en todas las categorías de tamaño, lo cual indica probablemente que estas especies tienen asegurada su incorporación a la componente arbórea futura. Tal cual lo expuesto por el autor (*ibídem*), los resultados indican que pese a la fuerte degradación, este bosque mantendría un importante potencial de regeneración.

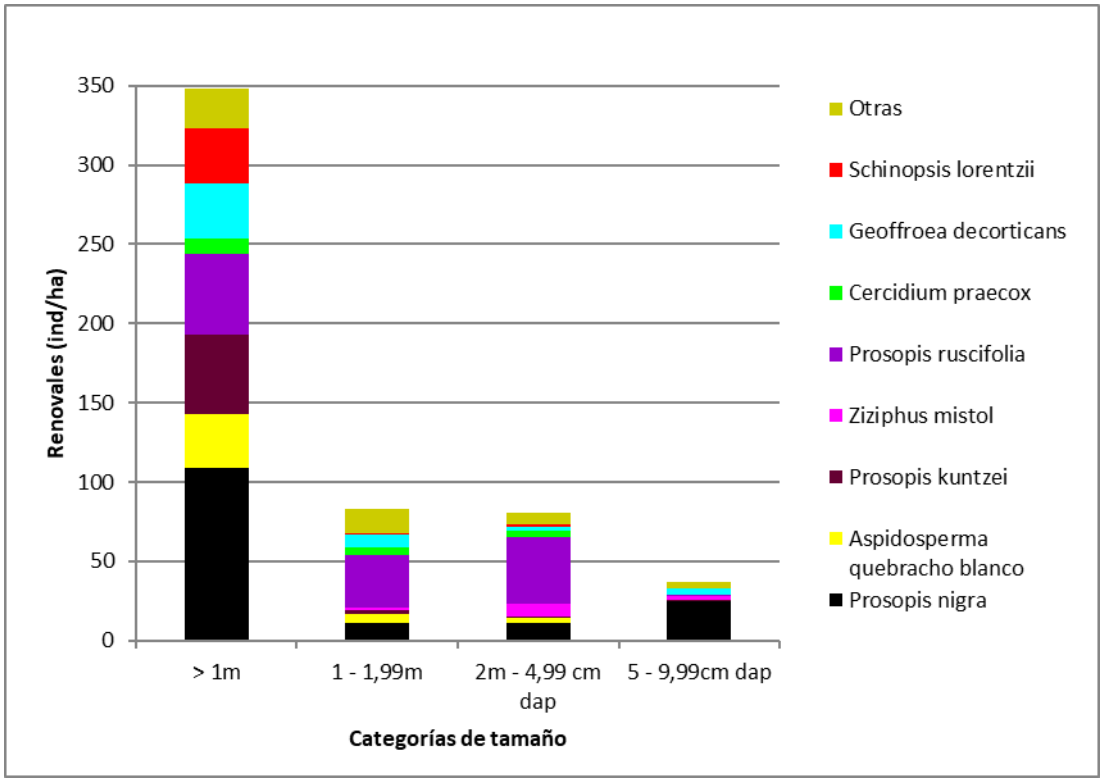

FIGURA 10. RENOVALES POR CATEGORÍA DE TAMAÑO DE LA REGENERACIÓN NATURAL DE ALGARROBAL MIXTO

Referencias: Categorías de tamaño I: > 1 m; II: 1 m hasta 1,99 m; III: 2 m hasta 4,99 cm Dap; IV: 5 cm Dap hasta 9,99 cm Dap.

En algunas especies como huiñaj se registraron individuos en las dos primeras categorías, pero dichos renovales no superan los 2 m de altura; es posible que esta condición se deba a la lentitud de crecimiento de esta especie o a la reciente incorporación de la misma en la masa arbórea. En el caso de mistol, sólo se registraron individuos a partir de 1 m de altura (II, III, IV), lo cual implica que si bien a corto plazo habrá una incorporación a la masa arbórea, en el largo plazo, si esta condición se mantiene, podría verse comprometida la regeneración natural de esta especie.

Los individuos muestreados en el Algarrobal Mixto están distribuidos en 5 familias botánicas, 7 géneros y 12 especies arbóreas (TABLA 12). La riqueza florística es similar a la citada por PIARFON, 2005, para Paraje Buen Lugar (dpto. Alberdi, SDE). A diferencia de dicho lugar, en el Algarrobal Mixto no se registró la presencia de *Schinopsis lorentzii* (*Anacardiaceae*) y *Castela coccínea* (*Simaroubaceae*).

La familia botánica *Fabaceae* fue la mejor representada con más de la mitad de las especies muestreadas, mientras que las cuatro familias restantes están representadas por un único género y especie. Dentro de la familia *Fabaceae*, el algarrobo negro es la especie responsable del dominio de esta familia, con casi el 38 % de los individuos presentes en el área.

TABLA 12. FAMILIA, NOMBRE CIENTÍFICO Y NOMBRE COMÚN DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL ALGARROBAL MIXTO

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
Fabaceae	*Prosopis nigra (Griseb.) Hieron.*	Algarrobo negro
	Prosopis kuntzei Harms	Itín
	Prosopis ruscifolia Griseb.	Vinal
	Cercidium praecox (Ruiz &Pav. Ex Hook.) Harms	Brea
	Geoffroea decorticans (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart	Chañar
	Prosopis alba Griseb.	Algarrobo blanco
	Prosopis vinalillo Griseb.	Vinalillo
	Prosopis sp.	Quilín
Apocynaceae	*Aspidosperma quebracho blanco Schltdl.*	Quebracho Blanco
Rhamnaceae	*Ziziphus mistol (Griseb.)*	Mistol
Bignoniaceae	*Tabebuia nodosa (Griseb.) Griseb.*	Huiñaj
Santalaceae	*Jodina rhombifolia (Hook. &Arn.)*	Sombra de toro

Manteniendo el paralelismo con el Paraje Buen Lugar, se destaca el aporte de *Prosopis kuntzei* a la diversidad del Algarrobal Mixto a pesar de citarse para la misma la característica bioecológica de especie poco frecuente y que forma pequeños grupos (GIMÉNEZ *et al*., 2011). Por otro lado, la ausencia de especies indicadoras de áreas degradadas (GIMÉNEZ *et al*., 2011) tales como *Acacia praecox* y *Acacia aroma,* en el Algarrobal Mixto representaría un indicio de menor degradación.

4.1.3.3 *Quebrachal-Algarrobal*

El bosque que se describe a continuación, denominado Quebrachal-Algarrobal está compuesto por las especies quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*), algarrobo negro (*Prosopis nigra*), mistol (*Ziziphus mistol*), vinal (*Prosopis ruscifolia*), brea (*Cercidium praecox*), meloncillo (*Castela coccínea*), vinalillo (*Prosopis vinalillo*), itín (*Prosopis kuntzei*), quilín (*Prosopis sp.*) y sombra de toro (*Jodina rhombifolia*).

Del total de individuos por ha relevados en el Quebrachal-Algarrobal, algo más del 54 % pertenece a quebracho blanco, el 21 % a quebracho colorado y el 12 % a algarrobo negro. El 13 % restante está representado por 6 especies (mistol, vinal, brea, meloncillo, vinalillo e itín) con una participación inferior al 6 % cada una (TABLA 13).

TABLA 13. PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS DEL QUEBRACHAL-ALGARROBAL

ESPECIE	PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS									
	DR %	DoR %	FR %	I V C %	I V I %	RANGO IVI	PSR %	RNr	IVIA %	RANGO IVIA
Aspidosperma quebracho blanco	54,19	49,19	28,57	51,69	43,98	1°	57,22	0,49	50,1	1°
Schinopsis lorentzii	21,23	34,86	17,86	28,04	24,65	2°	20,49	0,22	22,35	2°
Prosopis nigra	12,29	7,68	21,43	9,99	13,8	3°	12,95	1,31	13,83	3°
Ziziphus mistol	3,35	1,94	10,71	2,64	5,33	4°	2,93	0,06	4,1	4°
Prosopis ruscifolia	5,03	4,65	3,57	4,84	4,42	5°	2,82		3,56	5°
Cercidium praecox	2,23	1,13	7,14	1,68	3,5	6°	2,71	0,47	3,29	6°
Castela coccínea	0,56	0,2	3,57	0,38	1,44	7°	0,1	0,16	0,83	8°
Prosopis vinalillo	0,56	0,18	3,57	0,37	1,44	8°	0,1		0,76	9°

Prosopis kuntzei	0,56	0,17	3,57	0,37	1,43	9°	0,68	0,15	1,11	7°
Prosopis sp.(quilín)								0,07	0,03	10°
Jodina rhombifolia								0,08	0,04	...
TOTAL	100	100	100	100	100		100		100	

Referencias: DR (%): dens. relativa; DoR (%): dom. relativa; FR (%): frec. relativa; IVC (%): índ. de valor de cobertura; IVI (%): índ. Valor de Imp.; PSR (%): posic. sociológica relativa; RNr: reg. nat. relativa); IVIA (%): IVI ampliado.

La estructura horizontal está dominada por quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*) en concordancia con lo expresado por Brassiolo (2005); esta característica se refleja en el valor de cobertura y valor de importancia que es casi dos veces superior a dichos valores para quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*) y algarrobo negro (*Prosopis nigra)*.

La estructura vertical está caracterizada a partir de la posición sociológica relativa (PSR%), que en el caso de quebracho blanco representa casi el 58 %, quebracho colorado el 20 % y algarrobo negro el 13 %, lo que significa que la presencia de dichas especies estaría asegurada en la estructura y composición de dicha comunidad. Estas tres especies siguen conservando su rango de importancia, manteniendo o apenas mejorando su participación en dicho bosque.

En la FIGURA 11 se presenta la frecuencia por clase diamétrica del Quebrachal-Algarrobal.

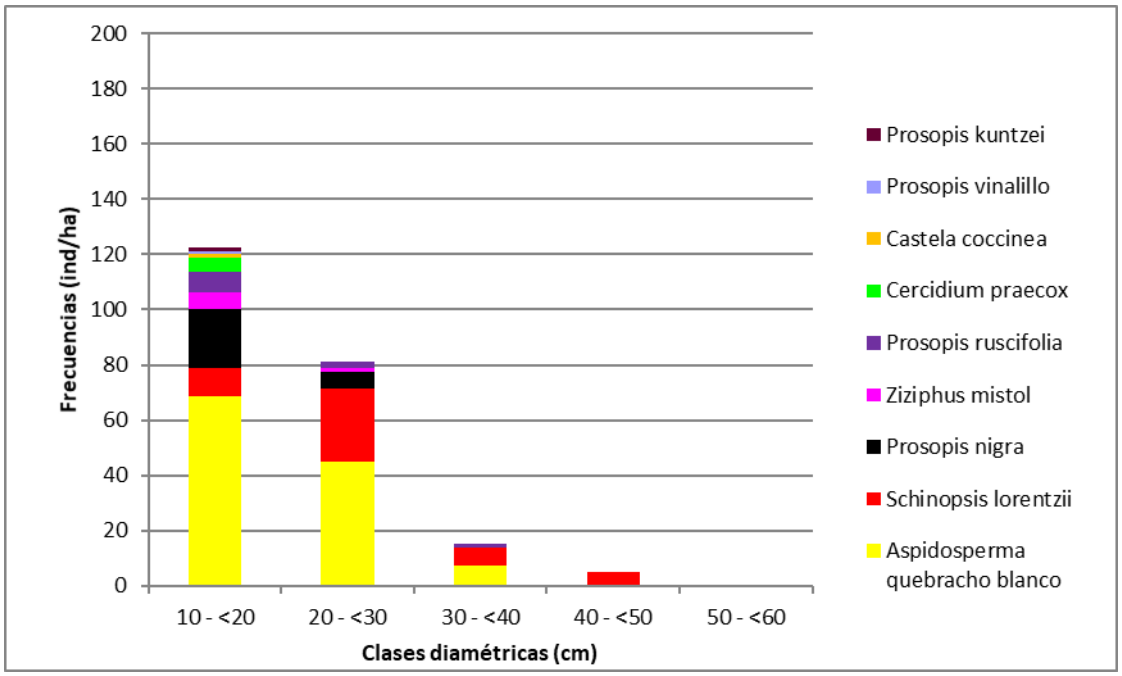

FIGURA 11. FRECUENCIA POR CLASE DIAMÉTRICA DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL QUEBRACHAL-ALGARROBAL

Al analizar el número de individuos por clase diamétrica, quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*) es la especie que aporta más de la mitad de individuos, aunque los mismos no superan los 40 cm de Dap. Esto concuerda con lo descripto por Brassiolo (2005) para un quebrachal en regeneración; no obstante el autor (*ibídem*) encuentra más de 150 quebrachos/ha y en este caso son sólo 121 ind/ha, los mismos poseen diámetro inferior a 30 cm y sólo unos pocos individuos con diámetros mayores.

Resulta interesante que quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*) es la única especie que posee individuos de hasta 50 cm de Dap, aportando el 21 % de los individuos distribuidos en cuatro de las cinco clases diamétricas. La mayor concentración de quebrachos en las clases diamétricas inferiores concuerda con lo descripto por este Brassiolo (2005) para un quebrachal en regeneración, quien además resalta la predominancia de quebracho blanco por sobre quebracho colorado.

Salvo vinal, que posee individuos de hasta 40cm de Dap, los individuos de las seis especies restantes (algarrobo negro, mistol, brea, meloncillo, vinalillo e itín) no superan los 30 cm de Dap.

En la regeneración natural del Quebrachal-Algarrobal se mantiene el orden de importancia fitosociológica verificada hasta el sexto lugar, sin embargo algarrobo negro es la especie que aporta más de la mitad (52 %) de los 615 individuos por ha, mientras que quebracho blanco y brea aportan casi 14 % cada una. Le siguen quebracho colorado, itín y meloncillo, con aportes que no superan el 6 %. Además, surge la incorporación de especies que no estaban presentes en la componente arbórea, tales como sombra de toro (*Jodina rhombifolia*) y quilín (*Prosopis sp.*).

En la FIGURA 12 se presenta la distribución de frecuencias por categoría de tamaño de los individuos que conforman la regeneración natural del Quebrachal-Algarrobal.

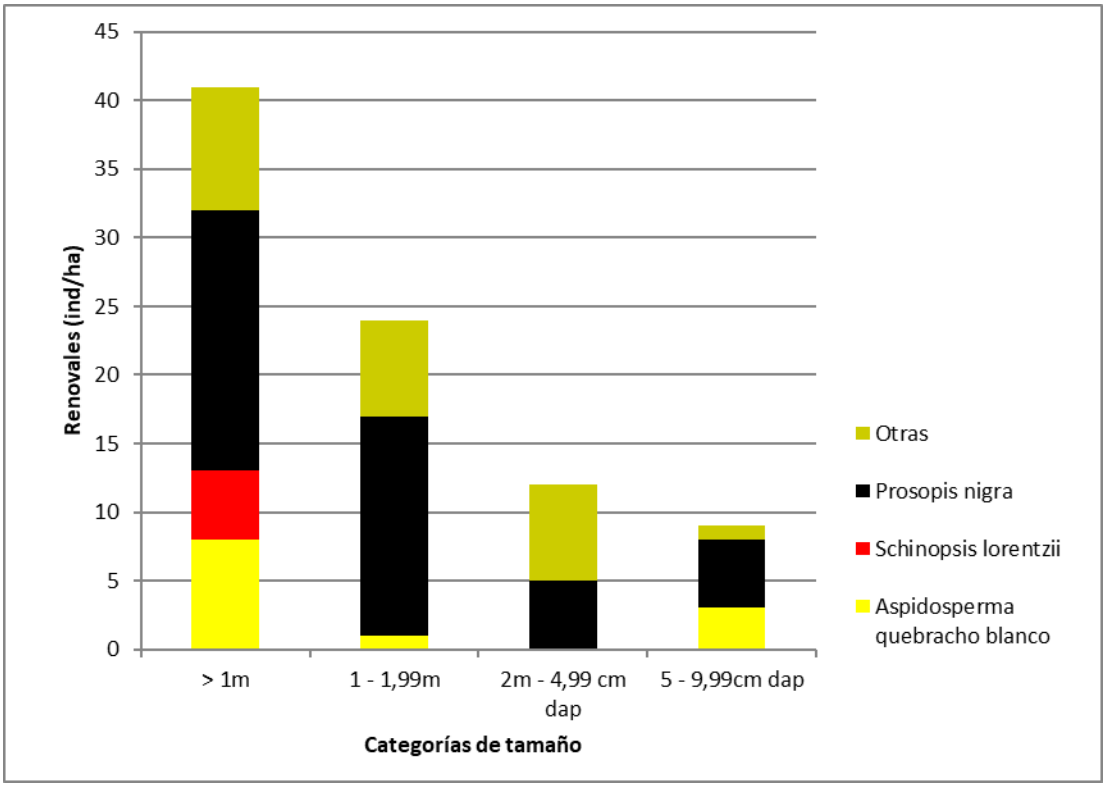

FIGURA 12. RENOVALES POR CATEGORÍA DE TAMAÑO DE LA REGENERACIÓN NATURAL DEL QUEBRACHAL-ALGARROBAL

Referencias: Categorías de tamaño I: > 1 m; II: 1 m hasta 1,99 m; III: 2 m hasta 4,99 cm Dap; IV: 5 cm Dap hasta 9,99 cm Dap

Algarrobo negro posee individuos en las cuatro categorías de tamaño, con lo cual tiene asegurada su pronta incorporación al estrato arbóreo. Brea posee individuos que no superan los 5 cm de Dap por lo que su incorporación a la masa arbórea en el corto

plazo se verá dificultada. Quebracho blanco no posee individuos en la categoría de tamaño III, por lo que en el mediano plazo su incorporación a la masa arbórea podría dificultarse. Los individuos de quebracho colorado no superan el metro de altura.

Los individuos muestreados en el Quebrachal-Algarrobal están distribuidos en 5 familias botánicas, 6 géneros y 9 especies arbóreas (TABLA 14).

La riqueza florística presentada en la Tabla 14 es similar a la encontrada por PIARFON (2005) para el Paraje Ahí Veremos (dpto. Alberdi, SDE). La ausencia de *Acacia aroma*, especie citada por Giménez *et al*., (2011) como indicadora bioecológica de zonas degradadas, sería un indicio del estado de conservación de la biodiversidad del Quebrachal-Algarrobal. Otro indicio lo representaría la presencia de *Prosopis kuntzei*, que a pesar de su característica bioecológica de especie poco frecuente y que forma pequeños grupos (Giménez, *et al.*, 2011) aporta a la diversidad del Quebrachal-Algarrobal, aunque en menor proporción que en el Algarrobal Mixto.

TABLA 14. FAMILIA, NOMBRE CIENTÍFICO Y NOMBRE COMÚN DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL QUEBRACHAL-ALGARROBAL

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
Fabaceae	*Prosopis nigra (Griseb.) Hieron.*	Algarrobo negro
	Prosopis ruscifolia Griseb.	Vinal
	Cercidium praecox (Ruiz &Pav. Ex Hook.) Harms	Brea
	Prosopis vinalillo Griseb.	Vinalillo
	Prosopis kuntzei Harms	Itín
Apocynaceae	*Aspidosperma quebracho blanco Schltdl.*	Quebracho blanco
Anacardiaceae	*Schinopsis lorentzii (Griseb.) Engl.*	Quebracho colorado
Rhamnaceae	*Ziziphus mistol (Griseb.)*	Mistol
Simaroubaceae	*Castela coccínea Griseb.*	Meloncillo

La familia *Fabaceae* fue la mejor representada con más de la mitad de las especies muestreadas, mientras que las cuatro familias restantes están representadas por un único género y especie. Dentro de la familia *Apocynaceae*, el quebracho blanco es la especie responsable del dominio de esta familia, con el 54 % de los individuos de este tipo de bosque.

4.1.3.4 *Quebrachal de Dos Quebrachos*

El bosque que se describe a continuación, denominado Quebrachal de Dos Quebrachos está compuesto por las especies quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*), quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*), algarrobo negro (*Prosopis nigra*), meloncillo (*Castela coccínea*), brea (*Cercidium praecox*), garabato (*Acacia praecox*), tusca (*Acacia aroma*), chañar (*Geoffroea decorticans*), sombra de toro (*Jodina rhombifolia*), itín (*Prosopis kuntzei*).

En el Quebrachal de Dos Quebrachos, del total de individuos por ha relevados, el 56 % pertenece a quebracho blanco y casi el 34 % a quebracho colorado. Esta dominancia de la estructura horizontal por parte de los dos quebrachos se ve reflejada en el valor de IVI, ya que entre ambos superan el 80%. Las demás especies de la masa arbórea son algarrobo negro, meloncillo, brea, garabato, tusca y chañar, que representan el 20 % del valor de IVI (TABLA 15).

TABLA 15. PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS DEL QUEBRACHAL DE DOS QUEBRACHOS

Especie	**PARÁMETROS FITOSOCIOLÓGICOS**									
	DR	**DoR**	**FR**	**I V C**	**IVI**	**Rango**	**PSR**	**RNr**	**IVIA**	**Rango**
	%	**%**	**%**	**%**	**%**		**%**		**%**	
Aspidosperma quebracho blanco	56,15	51,49	28,57	53,82	45,40	1°	55,02	0,35	49,64	1°
Schinopsis lorentzii	33,85	43,24	28,57	38,54	35,22	2°	32,94	0,65	33,90	2°
Prosopis nigra	3,85	2,66	14,29	3,25	6,93	3°	4,81	0,51	6,04	3°
Castela coccínea	2,31	0,71	9,52	1,51	4,18	4°	2,89	0,11	3,54	4°
Cercidium praecox	1,54	0,98	4,76	1,26	2,43	5°	1,45		1,91	5°
Acacia praecox	0,77	0,43	4,76	0,60	1,99	6°	0,96		1,45	6°
Acacia aroma	0,77	0,29	4,76	0,53	1,94	7°	0,96		1,43	7°
Geoffroea decorticans	0,77	0,20	4,76	0,48	1,91	8°	0,96		1,41	8°
Jodina rhombifolia					0,00	9°		0,41	0,20	10°
Prosopis kuntzei					0,00	10°		0,97	0,48	9°
TOTAL	100	100	100	100	100		100		100	

Referencias: DR (%): dens. relativa; DoR (%): dom. relativa; FR (%): frec. relativa; IVC (%): índ. de valor de cobertura; IVI (%): índ. Valor de Imp.; PSR (%): posic. sociológica relativa; RNr: reg. nat. relativa); IVIA (%): IVI ampliado.

La estructura vertical está caracterizada a partir de la posición sociológica relativa (PSR %). Si bien quebracho blanco y quebracho colorado variaron sus valores absolutos, conservan su predominio en el rango, representando entre ambas casi el 84 %, lo que significa que su presencia estaría asegurada en la estructura y composición de dicha comunidad. Algarrobo negro, a pesar de haber disminuido su valor absoluto, conserva el tercer lugar en el rango.

Al analizar la cantidad de individuos por clase diamétrica (FIGURA 13), se destaca la presencia de los dos quebrachos, siendo las únicas especies que se encuentran representadas con individuos de hasta 40 cm de Dap.

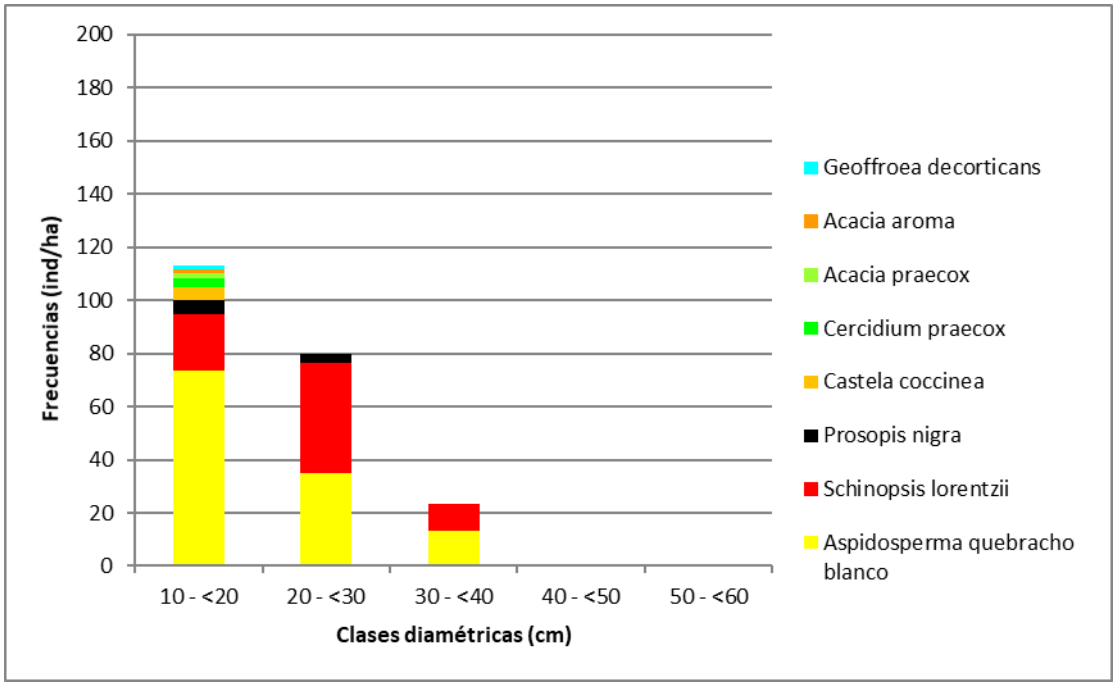

FIGURA 13. FRECUENCIAS POR CLASE DIAMÉTRICA DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL QUEBRACHAL DE DOS QUEBRACHOS

Esta elevada participación de los quebrachos en las clases diamétricas superiores coincide con lo descripto por Brassiolo (2005) para un quebrachal de dos quebrachos. Además, el número de individuos/ha con diámetro superior a 30cm es apenas inferior al citado por dicho autor (*ibídem*). Algarrobo negro posee individuos de hasta 30 cm Dap y los individuos de las cinco especies restantes no superan los 20cm de Dap.

En la regeneración natural del Quebrachal de Dos Quebrachos se mantiene el orden de importancia de las dos especies predominantes que caracterizan esta cobertura. En la FIGURA 14 se presentan las frecuencias por categorías de tamaño de los ejemplares que conforman la regeneración natural del Quebrachal de Dos Quebrachos.

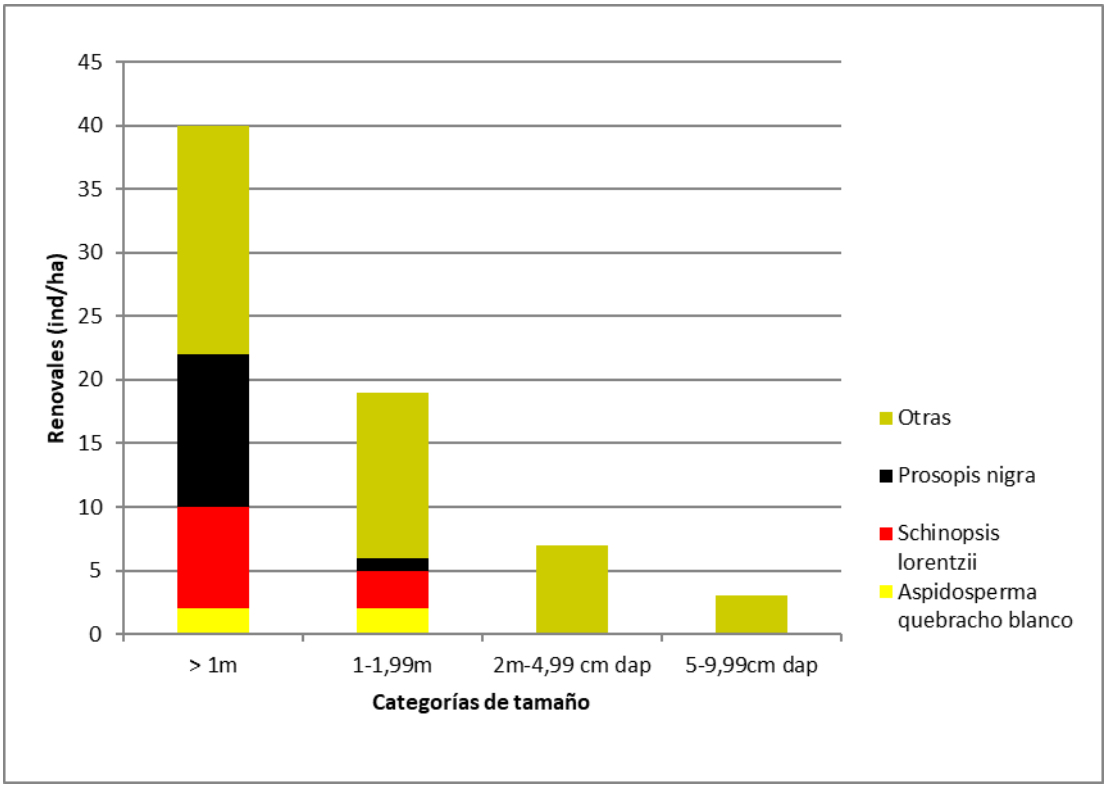

FIGURA 14. RENOVALES POR CATEGORÍA DE TAMAÑO DE LA REGENERACIÓN NATURAL DEL QUEBRACHAL DE DOS QUEBRACHOS

Referencias: Categorías de tamaño I: > 1 m; II: 1 m hasta 1,99 m; III: 2 m hasta 4,99 cm Dap; IV: 5 cm Dap hasta 9,99 cm Dap

Los individuos de las especies garabato y sombra de toro están presentes en las cuatro categorías de tamaño, lo que implica una pronta incorporación a la masa arbórea. No así los dos quebrachos y algarrobo negro, ya que sus individuos no superan los dos metros de altura, con lo cual en el mediano plazo, de no revertirse esta situación, se vería dificultada su incorporación a la masa arbórea.

Los individuos muestreados en el Quebrachal de Dos Quebrachos están distribuidos en 4 familias botánicas, 7 géneros y 8 especies arbóreas (riqueza de

especies) (TABLA 16). La riqueza florística podría asemejarse a la descripta por PIARFON (2005) para el Parque Los Quebrachos (Dpto. Alberdi, Santiago del Estero).

La ausencia en el Quebrachal de dos quebrachos de especies tales como *Tabebuia nodosa* (*Bignoniaceae*), *Prosopis ruscifolia* y *Prosopis vinalillo* (*Fabaceae*) dan cuenta de la ausencia de suelos salinos, en comparación con Parque Los Quebrachos. Otras especies citadas para tal sitio que no se encuentran presentes en el ambiente de estudio son *Ziziphus mistol*, a pesar de ser una especie frecuente, y *Jodina rhombifolia*, por tratarse de una especie rara, según lo descripto por Giménez *et al*. (2011).

TABLA 16. FAMILIA, NOMBRE CIENTÍFICO Y NOMBRE COMÚN DE LA COMPONENTE ARBÓREA DEL QUEBRACHAL DE DOS QUEBRACHOS

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN
Fabaceae	*Prosopis nigra (Griseb.) Hieron.*	Algarrobo negro
	Cercidium praecox (Ruiz &Pav. Ex Hook.) Harms	Brea
	Acacia praecox Griseb.	Garabato
	Acacia aroma Gillies ex Hook. &Arn.	Tusca
	Geoffroea decorticans (Gillies ex Hook. &Arn.) Burkart	Chañar
Apocynaceae	*Aspidosperma quebracho blanco Schltdl.*	Quebracho blanco
Anacardiaceae	*Schinopsis lorentzii (Griseb.) Engl.*	Quebracho colorado
Simaroubaceae	*Castela coccínea Griseb.*	Meloncillo

La familia *Fabaceae* fue la mejor representada con más de la mitad de las especies muestreadas, mientras que las tres familias restantes están representadas por un único género y especie. Casi el 90 % de los individuos pertenecen a las familias *Apocynaceae* y *Anacardiaceae*.

4.1.4 Diversidad de Bosques en el Salado Centro

En los cuatro tipos de bosque descriptos, la familia botánica *Fabaceae* fue la mejor representada con más de la mitad de las especies arbóreas muestreadas. Esto concuerda con la diversidad del estrato arbóreo de los bosques del Chaco Semiárido, según lo descripto por Giménez *et al.* (2011), quienes además destacan la importante función estructural de esta familia botánica para los bosques de la región.

En la TABLA 17 se presentan los índices de diversidad para los bosques del Salado Centro. Es preciso indicar que las comparaciones de cada uno de los tipos de bosque descriptos con los demostradores de PIARFON (2005) se realizaron en base a similitudes

de las especies descriptas para el estrato arbóreo correspondiente a los sitios ubicados en la Llanura Aluvial del Río Salado, de acuerdo con el mapa de áreas homogéneas (www.sde.gov.ar), por tratarse de características geomorfológicas y ambientales similares. Sin embargo, se encontrarán valores que en algunos casos difieren del rango de los correspondientes al presente análisis.

En dichas situaciones, cabe destacar que los valores para los sitios PIARFON incluyen otros biotipos que no fueron foco de estudio en esta investigación, tales como herbáceas, crasas y arbustos.

TABLA 17. ÍNDICES DE DIVERSIDAD *ALFA* PARA BOSQUES DEL SALADO CENTRO

TIPO DE BOSQUE	N	DIV. ALFA	
		S	Shannon H
Vinalar	**545**	**10**	**1,19**
Vinalar(*)	231	9	sd
Algarrobal mixto	**395**	**12**	**3,04**
Paraje Buen Lugar	80	13	2,02
Quebrachal Algarrobal	**179**	**9**	**1,35**
Paraje Ahí Veremos	1173	20	2,04
Quebrachal de Dos Quebrachos	**130**	**8**	**1,08**
Parque los Quebrachos	724	28	2,60

Referencias: N: n° de indiv.; Índices de diversidad *alfa*: S: riqueza de especies; H: Índice de equidad de Shannon-Wiener. (*)Vinalar de referencia (Merletti, 2013).

A partir de los índices de diversidad *alfa* presentados en la TABLA 17, se destaca que la riqueza de especies de los bosques descriptos se aproxima al número de especies comprendido entre 10 y 23 mencionado por Giménez *et al*. (2011) para la componente arbórea del bosque típico del Chaco Semiárido, mixto y heterogéneo. El índice de diversidad de Shannon en general concuerda con el rango de valores presentado por dichos autores (1,36 con mínimo de 0,63 y máximo de 2,07), salvo en el caso del Algarrobal Mixto, que supera casi en una unidad al valor máximo definido.

En la TABLA 18 se presentan los índices de diversidad entre los tipos de bosque (*beta*) del Salado Centro.

TABLA 18. ÍNDICE DE DIVERSIDAD BETA ENTRE LOS BOSQUES DEL SALADO CENTRO

BOSQUES DEL SALADO CENTRO	DIV. BETA

	Jaccard Classic	**Sorensen Classic**
Vinalar vs. Algarrobal Mixto	0,692	0,818
Vinalar vs. Quebrachal-Algarrobal	0,636	0,778
Vinalar vs. Quebrachal de Dos Quebrachos	0,385	0,556
Algarrobal Mixto vs. Quebrachal-Algarrobal	0,538	0,700
Algarrobal Mixto vs. Quebrachal de Dos Quebrachos	0,250	0,400
Quebrachal-Algarrobal vs. Quebrachal de Dos Quebrachos	0,333	0,500

Del análisis es posible verificar que existen diferencias entre los bosques descriptos a partir de su composición florística. Las diferencias se manifiestan principalmente cuando se compara Vinalar con Algarrobal Mixto o con Quebrachal-Algarrobal, a partir de los valores de Índices de Jaccard y Sorensen. Cuando se compara Vinalar con Quebrachal de Dos Quebrachos, la diferencia no es tan marcada al considerar sólo el valor del índice de Jaccard, mientras que tal diferencia se manifiesta al considerar el valor del índice de Sorensen. La diferencia entre Algarrobal Mixto y Quebrachal-Algarrobal también existe.

Sin embargo, en el caso de Algarrobal Mixto vs Quebrachal de Dos Quebrachos y Quebrachal-Algarrobal vs Quebrachal de Dos Quebrachos, los valores de ambos índices cualitativos (Jaccard y Sorensen) que no superan el 50 % indican que la proporción de especies compartidas no es suficiente para considerar que se traten de sitios con diferente diversidad.

4.2. MODIFICACIONES DEL PAISAJE EN EL SALADO CENTRO

4.2.1 Bosques y Comunidades del Salado Centro

Caminatas, observaciones y mapas esquemáticos

Las caminatas participativas posibilitaron una primera aproximación al espacio físico; durante las mismas se registraron las especies presentes, los usos, quiénes hacen uso y qué productos obtienen (FIGURA 15).

FIGURA 15. ENCUENTRO CON LA COMUNIDAD DE ALEJITO

Cuando fue necesario, hubo paradas donde los anfitriones se explayaron sobre algunos aspectos tales como relato de quienes vivían antes ahí, o *"lo que se cultivaba en ese cerco cuando yo era chico"* o historias de los conflictos por la tierra. Tanto las caminatas como las charlas realizadas con las comunidades sirvieron para que las familias pudieran expresar su conocimiento sobre los bosques de la zona, así como de los diversos actores, proyectos, programas, instituciones y organismos con los que comparten el uso y gestión de esos territorios. Estos registros sirvieron para triangular información referente a la historia del paisaje.

Durante recorridos de campo, reuniones y visitas a las familias se esbozaron en cuadernos de campo los primeros mapas sencillos de diferentes zonas del área de estudio. Si bien no se trata de representaciones a escala, brindaron una primera aproximación del contexto espacial del Salado Centro mostrado en una especie de piezas de rompecabezas.

Dichos mapas sencillos ofrecieron información acerca de referencias reconocidas por las familias tales como parajes, presencia de familias campesinas y campos de la zona, campos que siempre lo fueron, otros campos que aumentaron su superficie, postas sanitarias, escuelas, destacamento policial, proyectos que actuaron en la zona y familias que participaron (FIGURA 16).

FIGURA 16. Mapeo participativo con la comunidad de Alejito

En esas piezas coexisten mapas del pasado y del presente en coincidencia con lo descripto por Abt (2014), resaltando además los cambios que tuvo el contexto y explicando algunos de los cambios producidos en el paisaje durante el período analizado.

Las narraciones que surgieron sobre el mapa socializaron eventos reales y fantásticos del presente y del pasado; durante su confección, jóvenes y mayores de las familias se reunieron a recordar y a narrar anécdotas que formaban parte de la memoria colectiva:

"En el Saladillo debe haber otro tipo de familias, porque dice que se encuentran rastros de una persona más o menos como de 50 cm de pie… (risas) -verdad dice que es, en teoría (afirma un joven)- así cuentan los nuestros. Los de aquí la mayoría saben ir a cazar o sino dicen que hacen ruido o como que hablan ahí en el monte, ven cosas raras". Diego, Lote 28.

"Del tiempo de mis abuelos contaban antes iban a buscar sal de aquí, iban a buscar sal en sulky. Esa era la sal que usaba la gente de antes, traían unos cascote de sal, lo ponían no sé cuántos días al sol, ¿ha visto? Y se desmoronaba, vos lo movías y se desmoronaba… y para mi papá le traía de aquí don Siriaco Paz, un hombre que vivía con mi madrina doña Bundia, el marido tenía así un tajo en la cara, hecho en una pelea a hachazos". Don Sixto, Lote 28.

Esos relatos son una muestra de la diversidad de situaciones y recuerdos que habilitan los mapas y la recreación de los lugares. Relatos similares que van y vuelven entre las anécdotas, las fábulas, lo individual y lo colectivo, fueron registrados en cada familia entrevistada. En cada situación estos procesos dieron la posibilidad de entrever la profundidad y complejidad de saberes y conceptos en que se sostienen los sentidos comunitarios de habitar el paisaje de las familias campesinas, coincidiendo con Abt (2014) en la importancia que esto tiene para el sostenimiento de la identidad cultural campesina.

Mapeos participativos sobre imágenes satelitales

Los primeros mapas fueron realizados con la colaboración de referentes clave. En este proceso los equipos técnicos de las ONGs fueron los primeros consultados y su vasta trayectoria en el área de estudio posibilitó contar con gran cantidad de información sobre los actores presentes. Además las ONGs contaban con sus propios registros en forma de mapas esquemáticos según se observa en la FIGURA 17, por lo que el trabajo realizado sirvió también para actualizar los mismos.

FIGURA 17. COMPARTIENDO INFORMACIÓN CON ORGANIZACIONES NO GUBERNAMENTALES (ONGs)

La elaboración de mapas participativos se vio facilitada por el proceso de familiarización previo, ya que identificar claramente puntos de referencia reconocidos

por ellos permitió guiar en la ubicación espacial de la comunidad, debido a que muchas veces, si bien se dificulta distinguir un lugar puntual en la imagen, las referencias por ejemplo a través de distancias estimadas a un punto de referencia reconocido constituye un registro válido en el mapeo. Esto posibilitó la digitalización posterior de tales puntos y permitió comprender cómo fueron algunos procesos de cambio de uso del suelo desde bosque a campos de cultivo.

Los diálogos durante su elaboración no sólo se enfocaron en responder las consignas, sino que buscaron además ir construyendo un proceso explicativo del porqué se dieron esas diferencias en las formas de vivir y producir, mientras reconstruían un relato histórico de los procesos de lucha por la tierra de las familias del área de estudio (FIGURA 18).

"La idea es que ustedes aquí me cuenten dónde vive gente que trabaja y vive como ustedes, y dónde están los "campos" que ustedes sepan que es de gente que no produce de la forma que ustedes producen. El resultado de esto va a ser un mapa con bosque asociado a familias y campos agrícolas, a eso es lo que necesito llegar". AG

Aquí está Añatuya, ésta es la ruta que va a Bandera, ahí está el 454, esta es la entrada a La Salamanca, esos son como cuadrados que no sé qué superficie tendrán; allí hay unas cuatro familias que están con problema de tierra…(agrega) …ahí unas cuatro familias que también viven así como nosotros, sembrando, así criando animalitos. Después aquí empieza el 454 y ahí también hay gente que vive en estos lotecitos pero hay casitas sobre la vía vamos a decir, por donde era la vía antes, pero no viven como nosotros no crían animales, no siembran…Don Sixto, Lote 28.

FIGURA 18. MOMENTOS DEL MAPEO

Referencias: a: Con informantes claves; b: Familia de Pozo Herrera; c: Familia de Yanacón Bajada; d: Familia de Lote 28.

Fueron las entrevistas las que permitieron comprender cómo se dieron los procesos de cambio de uso del suelo desde bosque a campos de cultivo y relacionar los cambios con algunas variables contextuales como la tenencia de la tierra, los valores inmobiliarios o las demandas del mercado agrícola y también con las lógicas de los que habitan cada predio.

La pregunta de *¿Quiénes viven en el lugar que son como ustedes?* planteada de manera amplia y sin categorías previas permitió explorar en el universo social de referencia del entrevistado y su universo significativo de acuerdo a los conceptos de Merlinsky (2006). Así surgieron diferencias sutiles dentro de un universo que a simple vista podría ser de pequeños productores pero donde ellos mismo se distinguen. Según se desprende de las entrevistas, es posible distinguir entre los que *son igual que nosotros porque producen igual*, y los que viven en el lugar pero, por procesos de desposesión territorial, han quedado en superficies tan pequeñas que no pueden seguir realizando las mismas actividades prediales.

Nótese, además, una práctica habitual para designar a estas familias diferentes, con el uso de la palabra *villa* en el nombre de los lugares que habitan y su similitud con la denominación y el significado que esta palabra tiene en los ámbitos urbanos para designar espacios de viviendas precarias y condiciones de marginación o pobreza. Esta denominación, en el ámbito rural del Salado Centro, designa familias que han sido trasladadas de su lugar de origen, por acuerdos más o menos consensuados con los supuestos dueños, y se reubican en predios generalmente muy pequeños, que si bien los mantienen en condiciones de ruralidad, les impide el desarrollo de sus actividades productivas tradicionales. En el siguiente fragmento se ejemplifica en un caso concreto esta situación:

"El próximo grupo de familias aquí de donde termina el lote de nosotros para acá es la Villa de Los Pocitos sería, esta partecita así ¿ve? esta chiquitita, que ese es un sobrante del lote 28, ahí viven como 30 o más de 30 familias, en 150 has "apretaos están". Estos eran pobladores de Los Pocitos, de ahí lo han sacado y lo han puesto aquí, mira lo han engañado y eran un fisco eso….La gente que quedó con pocas hectáreas viven yendo a las changas así, cuando van al sur, al deflore, a la deflorada, a desmonte, sí crían alguna que otra cabrita pero ahí nomás". Don Sixto, Lote 28.

Esta forma simbólica de asimilar a estos predios pequeños al *status* de *villa* expresa la conceptualización que las familias tienen sobre lo que es la pobreza, rechazando esta acepción muchas veces asociada a su condición de campesinos; esta mirada sobre sí mismos se refleja en el siguiente fragmento:

Yo lucho porque creo en esto, en el monte, en vivir en el campo, cuidándolo sabiéndolo trabajar uno puede tener combustible para cocinar, para calentarse, puede criar animales, tiene cueros, tiene la carne…. Creo que esto no es pobreza, pobreza es estar en una ciudad, en una villa en un lugar sin luz y sin agua". Ignacio, Pozo Herrera.

Para este campesino vivir en la ruralidad, vivir del monte, es una ventaja comparativa con relación a los que en su condición de humildes deben subsistir en la ciudad. No solamente porque la naturaleza "cuidándola" le ofrece un abanico de productos y servicios, sino también porque en el campo él tiene un saber hacer y un

saber prever, fruto de su conocimiento del medio que le permite anticiparse a las situaciones y tener respuestas (como la provisión de agua) que le permiten permanecer en el lugar. Así, él demuestra que su estilo de vida, no puede ser asimilado a la categoría de pobreza y explica de esta forma algunas de las razones por las cuales las familias se resisten a migrar a los centros urbanos.

Otra implicancia desde esta mirada sobre el modo de vida, es la capacidad para decidir sobre su vida que le brinda su modo de vivir y que se pierde al migrar a las ciudades, donde muchas acciones que impactan sobre la vida de las personas ya no dependen de sus posibilidades de control o acción.

Sin embargo, hay factores contextuales y estructurales que empujan a los campesinos fuera de sus posesiones:

"Esa gente de Pocitos antes tenía caballos, vacas, chivas, ovejas. La han sacado de ahí y la han puesto en este pedacito, ¡qué vas a criar ahí, han vendido todo, han terminado!. Pero ellos porque no nos hacían caso a nosotros que les decíamos ¡no salgan! a nosotros nos decían -¡míralos a los tontos esos que quieren quitarle la tierra a los dueños!- decían, y no era así, sino que uno defendía los años que vivía; y les han dado un papel". Don Sixto, Lote 28

Los procesos de arreglos para lograr la desposesión de los campesinos han sido profundamente discutidos en Barbetta (2010) y son coincidentes con los relatos expresados por los entrevistados.

La forma de comprensión de lo que "les corresponde por derecho" a los campesinos, tiene en común el actor religioso, la policía, el supuesto dueño, y el escribano ante el cual firmaban, y es denunciada por Barbetta (2010) cuando sostiene que este discurso se erige sobre una ausencia, ya que la retórica empresaria marca como no relevante el hecho de que perdieron o que (en general) nunca tuvieron la posesión. Pero debido a los procesos descalificatorios en los que estos modos de vida son considerados, ya comentados por Abt (2014), y por la falta de reconocimiento a otras formas de propiedad como por ejemplo las comunitarias, se instalan en los discursos

dominantes formas de entender y de determinar la cantidad de hectáreas que les corresponden a los campesinos que generalmente es menor a la utilizada.

Coincidiendo con Barbetta (2010) prima en esta concepción "la capacidad productiva de la tierra", que es entendida únicamente desde la óptica del modelo productivo agropecuario, forma de concepción de la tierra y sus recursos que sostiene la producción capitalista agroindustrial, que se opone o no reconoce otros modos de producir, otras formas de relacionarse con la naturaleza o de organizar distintas tareas en una superficie determinada; y determina finalmente, que los campesinos deban recibir una superficie menor a la que le correspondería por derecho y que, por ende, el resto del predio puede ser reivindicado por los empresarios.

Esas formas campesinas de uso del monte, que están orientadas más a la seguridad de la reproducción de la unidad doméstica que a la maximización de la renta, son ilustradas en el siguiente relato:

"Pero a veces también ha visto, hay que pensar que puedo salir a trabajar afuera e ir dejando el monte para más adelante, para cuando haga falta, le va a hacer falta a los nietos, a los hijos, pero por unas pocas monedas vamos a decir terminan el monte y después de qué te sirve. Nosotros aquí si hemos hecho carbón, pero sacando de raíz, si habremos hecho 30.000 kilos de carbón, más no, después vos ves cómo está el monte, y como me decían la otra vez vos tienes la plata parada todavía, pero no es así, uno cuida sino con el tiempo no vas a tener nada…" Don Sixto, Lote 28.

Y coinciden con lo expresado por Ravina (2016), en que la idea de no usar plenamente los recursos disponibles involucra "desaprovechar tierra o recursos" para un productor grande, mientras que constituye "una reserva de uso futuro" para el productor campesino, elemento vital si uno quiere pensar el uso de los recursos naturales desde una perspectiva de sustentabilidad para con las futuras generaciones.

Luego de los conflictos y sus resoluciones, el paisaje se reconfigura dando lugar a espacios de villas, espacios de comunidades que viven en el lugar y sostienen sus formas de producir y lugares "*donde no viven, son campos nomás"*:

"El Lote 28 tiene 3 fracciones, pero hay uno donde no hay pobladores, son 1.000 hectáreas que han desmontado todo. Tienen soja, maíz y un rolado y un limpio, hay una casita pero no vive nadie. Esa gente está en el 37, otra en Añatuya, se han ido todos. Donde termina lo de nosotros esta la Villa Pocitos. Este es de un gran productor no viven, son campo nomas. Lo mismo este otro limpio, no vive nadie ahí, son campos". Don Sixto, Lote 28

Con esa expresión simple, el modo campesino de entender el paisaje y su lugar en el mismo se expresa sin lugar a dudas que el *campo* (referido a uso intensivo) produce pero remite al lugar de no vida, no hay señales visibles del vivir.

Validación de información mediante grupos focales

El proceso de validación de los mapas elaborados con informantes clave por parte de la MeZAT permitió rescatar la memoria colectiva de sus habitantes, además de reconocer el territorio en el cual han habitado, han transitado situaciones de lucha y sobre el cual eligen día a día desarrollar estrategias de uso de los recursos naturales que aseguren la conservación del bosque (FIGURA 19).

FIGURA 19. REGISTRO DEL PROCESO DE VALIDACIÓN

4.2.2 Descripción del Paisaje en el Año 2000

En la FIGURA 20 se presenta el paisaje del Salado Centro en el 2000.

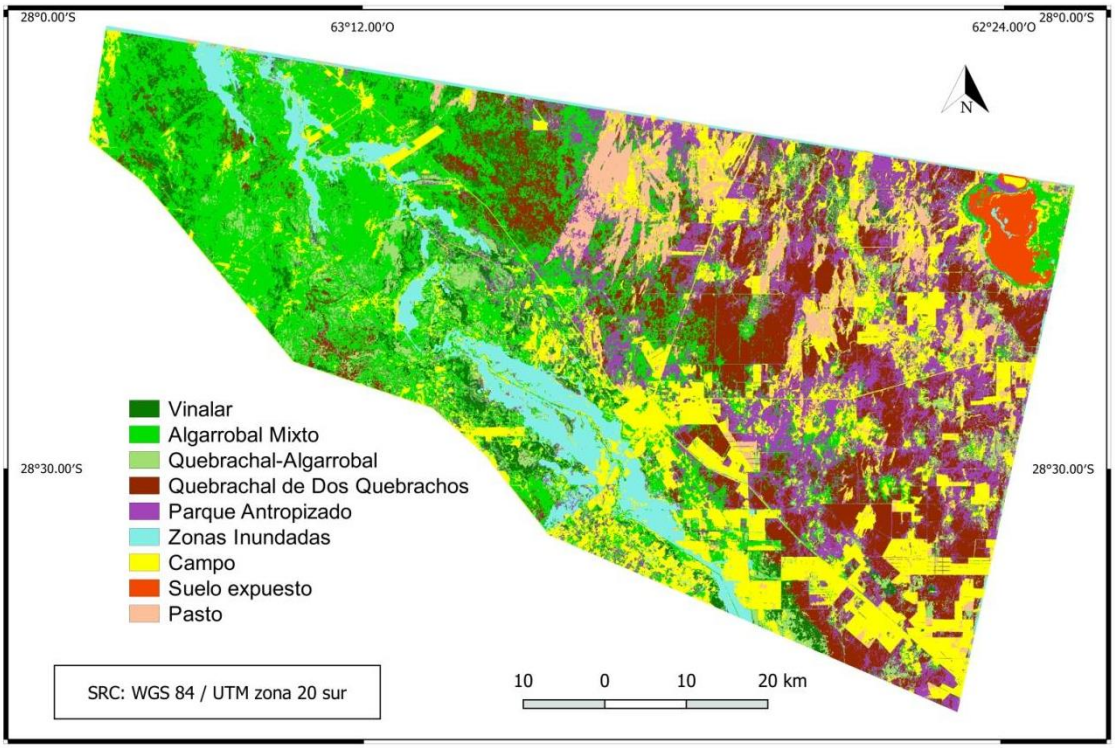

FIGURA 20. PAISAJE DEL SALADO CENTRO EN EL AÑO 2000

Del análisis realizado sobre el stack 2000, resultó que el paisaje del Salado Centro estaba compuesto de una superficie de 519.470 ha. En la TABLA 19 se presentan los valores obtenidos de métricas de composición y configuración de paisaje, discriminadas para las nueve coberturas identificadas.

Según se muestra en la TABLA 19, en el año 2000 la matriz de paisaje estaba definida por un mosaico dominado por Algarrobal Mixto, acompañado de Campo, Parque Antropizado y Quebrachal de Dos Quebrachos, y el resto de coberturas completaban el paisaje con aportes menores.

Al considerar todas las coberturas boscosas, es posible afirmar que la matriz de paisaje del Salado Centro en el año 2000 estaba dominada por bosques.

A su vez, la configuración del paisaje, descripta a partir de valores de número de parche (NP) e índice de agregación (CLUMPY) mayores a cero indica que las coberturas tendían a estar agrupadas en el 2000.

TABLA 19. MÉTRICA DE COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO (2000)

COBERTURAS	MÉTRICAS DE PAISAJE			
	CA	PLAND	NP	CLUMPY
Agua	7309,98	1,41	639	0,97
Campo	90972,99	17,51	21886	0,85
Pasto	30777,12	5,92	16109	0,80
Zonas inundadas	37289,34	7,18	6481	0,92
Parque Antropizado	77911,02	15,00	45190	0,71
Vinalar	28927,89	5,57	34230	0,66
Algarrobal Mixto	136787,4	26,33	40914	0,78
Quebrachal-Algarrobal	31194,35	6,01	41784	0,61
Quebrachal de Dos Quebrachos	78300,27	15,07	27092	0,80
TOTAL	519470,27	100	234325	

Referencias: CA: sup. (ha); PLAND: % de contribución; NP: n° de parches; CLUMPY: índice de agregación.

Entre las demás coberturas se destacaban Campo, Quebrachal de Dos Quebrachos, Pasto y Algarrobal Mixto con configuraciones similares en el paisaje. Sin embargo, entre ellas Pasto y Campo presentaban menor número de parches, lo que indicaría que tales coberturas estaban más agregadas que Algarrobal Mixto y Quebrachal de Dos Quebrachos. Las coberturas Vinalar y Quebrachal-Algarrobal estaban menos agregadas que el resto; dicha fragmentación se reflejaba además en el elevado número de parches (NP) en ese momento.

4.2.3. Dinámica del Paisaje en el Período 2000-2010

El análisis de la dinámica del paisaje del Salado Centro se realizó en base a la comparación de los escenarios correspondientes a los dos momentos de análisis (FIGURA 21).

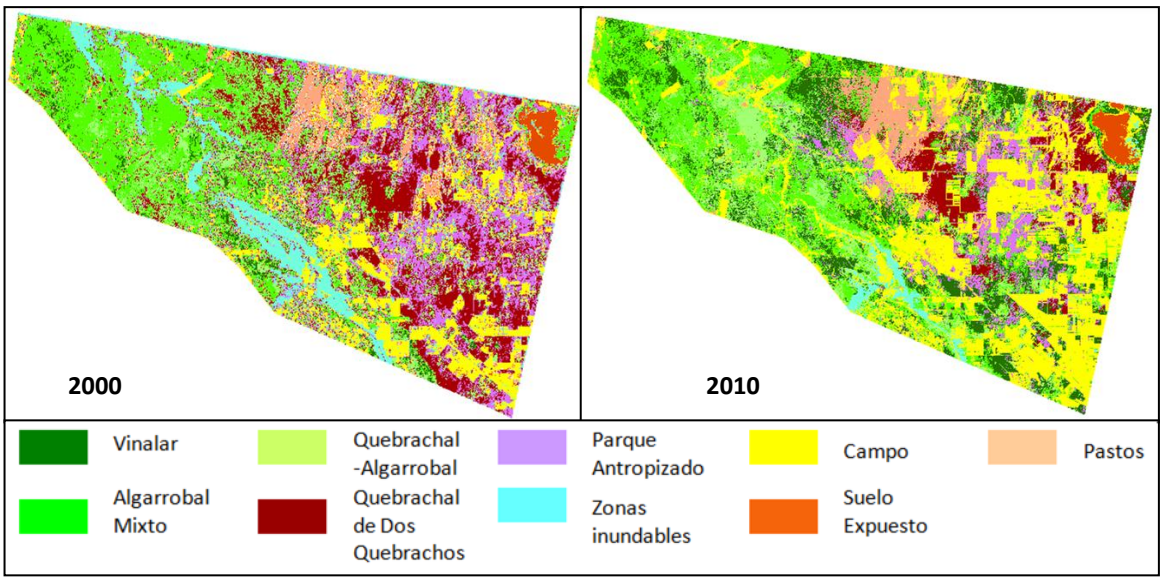

FIGURA 21. DINÁMICA DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO EN EL PERÍODO DEL AÑO 2000 A 2010

En la FIGURA 21 se destaca el aumento de superficie con cobertura Campo, en concordancia con lo expuesto por REDAF (2013) para los departamentos comprendidos en la zona del Salado Centro. Dicho aumento de superficies de cultivo avanzó principalmente desde el sudeste del área de estudio, en coincidencia con el aumento de superficie con cultivos en el dpto. Gral. Taboada mencionado por Ministerio de Economía de la provincia (2014).

En la TABLA 20 se resumen las métricas del paisaje del Salado Centro para los dos momentos de análisis (2000-2010).

Del análisis de los valores presentados en la tabla se desprende que, el avance de frontera agropecuaria implicó modificaciones en la composición y configuración del paisaje, asociadas principalmente al aumento de 62.650 ha de Campo y la disminución de 48.140 ha de Quebrachal de Dos Quebrachos.

A su vez, este aumento de superficie de la cobertura Campo está acompañado de aumento del número de parche y mayor valor del índice de agregación.

La disminución de Quebrachal de Dos Quebrachos concentrada principalmente en el sudoeste del Salado Centro coincide espacialmente además con el avance de superficie cultivada documentado por varios autores (RAVINA, 2016; MINISTERIO DE

ECONOMIA DE LA PROVINCIA, 2014; REDAF, 2013). A su vez, la disminución del número de parches y el valor de índice de agregación que se mantuvo cercano a 1 indican que la cobertura Quebrachal de Dos Quebrachos en 2010 estaban aún más agregados que en 2000. Por otro lado la disminución de dicha cobertura representa el 77 % del aumento en superficie de la cobertura Campo.

TABLA 20. DINÁMICA DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO (2000-2010)

COBERTURAS	METRICAS DE PAISAJE							
	CA_00	CA_10	PLAND_00	PLAND_10	NP_00	NP_10	CLUMPY_00	CLUMPY_10
Agua	7309,98	6625,71	1,41	1,28	639	415	0,97	0,97
Campo	90972,99	153623,3	17,51	29,57	21886	22629	0,85	0,89
Pasto	30777,12	31886,28	5,92	6,14	16109	31108	0,80	0,76
Zonas inundadas	37289,34	6127,2	7,18	1,18	6481	1749	0,92	0,90
Parque Antropizado	77911,02	40564,99	15,00	7,81	45190	43072	0,71	0,68
Vinalar	28927,89	74044,62	5,57	14,25	34230	53892	0,66	0,72
Algarrobal Mixto	136787,4	117927,3	26,33	22,70	40914	66450	0,78	0,72
Quebrachal-Algarrobal	31194,35	58527,81	6,01	11,27	41784	55949	0,61	0,67
Quebrachal de Dos Quebrachos	78300,18	30160,17	15,07	5,81	27092	20901	0,80	0,83
TOTAL	519470,3	519487,3	100	100	234325	296165		

Referencias: CA: sup. (ha); PLAND: % de contribución; NP: n° de parches; CLUMPY: índice de agregación.

Además de Campo, entre las coberturas que aumentaron su superficie está el Vinalar (8,7 %). Según Morello (2005) las asociaciones dominadas por vinal (*Prosopis ruscifolia*) son de carácter invasivo, extendiéndose rápidamente en zonas perturbadas con mal drenaje. Por lo cual se puede asociar el aumento de superficie de esta cobertura a la dinámica del Río Salado ya las características del vinal que le permiten colonizar áreas con influencia salina.

Esta modificación resultó en el aumento de 45.117 ha, que además se configuraban de manera más o menos aleatoria, con un aumento de 19.662 parches con

respecto a 2000. Este comportamiento indicaría que en 2010 el Vinalar a pesar de haber aumentado su superficie estaba más fragmentado.

Los datos presentados permiten afirmar que la matriz del Salado Centro en el año 2010 continuaba dominada por bosques. Sin embargo, debe resaltarse que hubo modificaciones en la estructura y capacidad productiva de los mismos. Disminuyó la superficie ocupada por bosques mejor estructurados y productivos (Quebrachal de Dos Quebrachos) y aumentó la superficie de bosques con menor estructura y capacidad productiva (Vinalar), en concordancia con lo observado por Brassiolo (1997), quien describe la disminución de superficie de bosque y el aumento del arbustal en el norte de la provincia.

Con respecto a la cobertura Quebrachal-Algarrobal, aun manteniendo su distribución aleatoria aumentó el número de parches; este aumento puede ser explicado por la disminución de presión de uso en algunas áreas, facilitando procesos de recuperación de potencial productivo y regeneración de especies de interés forestal, y explicaría la disminución de las coberturas Algarrobal Mixto y Parque Antropizado a partir de estas dinámicas sucesionales.

La reducción del número de parches y de superficie de Parque Antropizado estuvo asociada a una disminución valor del índice de agregación, lo que implicó una distribución más cercana a la aleatoriedad. Por ello es posible afirmar que esta cobertura se encontraba más fragmentada en el 2010 que en 2000. Algo similar ocurrió con la cobertura Algarrobal Mixto, aunque el número de parches aumentó.

4.3 DIVERSIDAD DE PAISAJES DEL SALADO CENTRO

A partir de la metodología esquematizada en la FIGURA 5, se obtuvieron 976 paisajes, de los cuales fue posible identificar 25 paisajes asociados a presencia de familias campesinas y 195 asociados a estrategias de uso intensivo. En la TABLA 21 se presentan los valores de métricas calculadas para describir la diversidad del paisaje del Salado Centro.

Los valores de riqueza de parches (PR) presentados en la TABLA 21 muestran que se mantuvo la misma cantidad de coberturas en el período considerado. La disminución entre los valores de índice de diversidad de Shannon (SHDI) indica la dominancia de algunos tipos de coberturas; por lo tanto la distribución entre los tipos de coberturas fue menos equitativa en 2010, esto condice con lo expuesto anteriormente, al considerar dinámica del paisaje.

TABLA 21. DIVERSIDAD DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO (2000-2010)

		ÍND. DIVERSIDAD			ÍND. UNIFORMIDAD		
PERÍODO	**PR**	**SHDI**	**SIDI**	**MSIDI**	**SHEI**	**SIEI**	**MSIEI**
2000	9	19661	0,83	18201	0,89	0,94	0,83
2010	9	18620	0,81	16732	0,85	0,91	0,76

Referencias: PR: riqueza de parches; SHDI: Índ Div. Shannon; SIDI: Índ. Div. Simpson; MSIDI: Índ. Div. Simpson modif.; SHEI: índ. Unif. Shannon; SIEI: índ.Unif. Simpson; MSIEI: índ. Unif. Simpson modif.

En cuanto a la configuración del paisaje del Salado Centro, los valores de índice de uniformidad de Simpson (SIEI) cercanos a 1 dan cuenta que la distribución del área entre los tipos de coberturas mantuvieron la uniformidad, es decir que sus abundancias proporcionales prácticamente no se modificaron; sin embargo hubo una disminución de la misma en 2010.

4.3.1 Contribución de las Estrategias de Uso a la Diversidad de Paisaje

De los resultados obtenidos en 3.3.2 y 3.4.2, se seleccionaron paisajes asociados a las estrategias de uso de los recursos naturales (EURN) analizadas: paisajes con presencia de familias campesinas (flias_C) y paisajes asociados a uso intensivo (Uso_int).

En la TABLA 22 se presentan las métricas que describen el aporte a la diversidad de paisajes asociados a tales estrategias.

TABLA 22. DIVERSIDAD DEL PAISAJE DEL SALADO CENTRO ASOCIADA A LAS EURN

PERÍODO	**EURN**	**PR**	**ÍND. DIVERSIDAD**			**ÍND. UNIFORMIDAD**		
			SHDI	**SIDI**	**MSIDI**	**SHEI**	**SIEI**	**MSIEI**
´2000	flias_C	8	11836	0,64	7856	0,64	0,73	0,52

´2010	flias_C	7	13203	0,68	9566	0,69	0,79	0,59
´2000	Uso_int	7	8273	0,52	5480	0,53	0,60	0,42
´2010	Uso_int	6	3670	0,34	2016	0,39	0,41	0,28

Referencias: PR: riqueza de parches; SHDI: Índ Div. Shannon; SIDI: Índ. Div. Simpson; MSIDI: Índ. Div. Simpson modif.; SHEI: índ. Unif. Shannon; SIEI: índ.Unif. Simpson; MSIEI: índ. Unif. Simpson modif.

A partir de los valores de riqueza de parches (PR) se evidencia que los paisajes asociados a ambas estrategias de uso de los recursos naturales perdieron una cobertura durante el período analizado. Sin embargo, aquellos paisajes con presencia de familias campesinas conservaron mayor cantidad de las coberturas del Salado Centro.

En lo referente a configuración del paisaje, si bien los valores de índice de uniformidad de Simpson (SIEI) son inferiores a los correspondientes al área de estudio, aquellos con presencia de familias campesinas mejoraron la uniformidad en cuanto a la distribución del área entre los tipos de cobertura; lo contrario ocurrió con los paisajes asociados a uso intensivo, que además revelaron la dominancia de una cobertura.

4.3.2 Contribución a la Diversidad de Paisaje a Escala Predial

A continuación, se presentan tres recortes del paisaje del Salado Centro, que permiten explorar acerca de la contribución de los paisajes prediales asociados a diferentes estrategias de uso de los recursos naturales.

Recorte 1. Zona del Lote 28 y alrededores

En la FIGURA 22 se presenta se presenta un recorte de paisajes asociados a presencia de ambas estrategias de uso de los recursos naturales, correspondientes al Lote 28 y alrededores, ocupando una superficie de aproximadamente 22.700 ha.

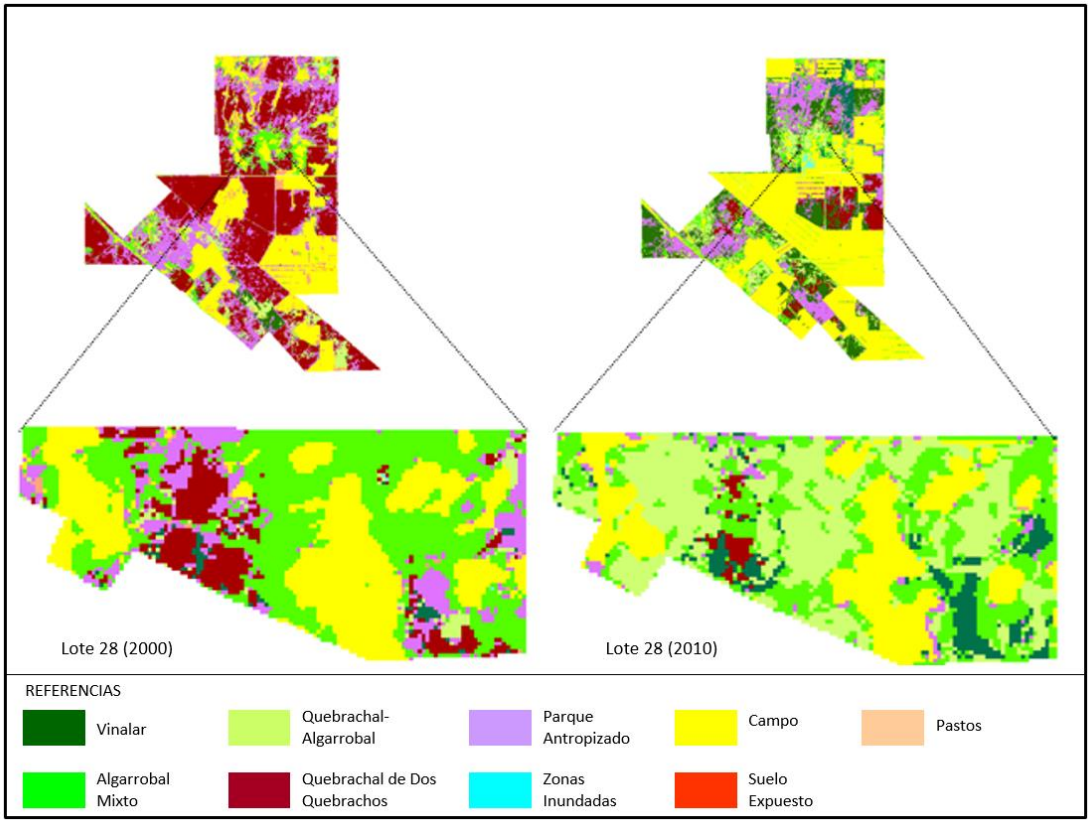

FIGURA 22. RECORTE DE PAISAJE ZONA LOTE 28 Y ALREDEDORES

A izquierda (arriba) se presenta el paisaje de 2000, donde es posible identificar la dominancia de Quebrachal de Dos Quebrachos acompañado de Algarrobal Mixto y Quebrachal-Algarrobal, además de Parque Antropizado y una pequeña participación de Campo. A derecha (arriba) se presenta el paisaje de 2010, donde se destaca el aumento de superficie de Campo y Vinalar reemplazando al Quebrachal de Dos Quebrachos.

En la TABLA 23 se presentan las métricas que describen el aporte a la diversidad de paisajes asociado a dos estrategias de uso de los recursos naturales (EURN), tales como paisajes con presencia de familias campesinas (Lote 28) y paisajes asociados a uso intensivo (Lote 20).

Según los valores presentados en la tabla, sólo el paisaje asociado a presencia de familias campesinas (Lote 28) mantuvo todas las coberturas en el período analizado y que no sólo presentó una alta diversidad (SHDI), con valor bastante cercano al mencionado para toda el área de estudio, y superior al mencionado para paisajes con presencia de familias campesinas, sino que además mejoró ese valor en dicho período

de análisis. El paisaje asociado a uso intensivo (Lote 20) disminuyó una cobertura y además experimentó una drástica disminución en su diversidad (SHDI); esta misma tendencia se evidenció en los Índices de Uniformidad.

TABLA 23. DIVERSIDAD DE PAISAJE ASOCIADA A DOS ESTRATEGIAS DE USO DE LOS RECURSOS NATURALES. ZONA LOTE 28 Y ALREDEDORES

			ÍND. DIVERSIDAD			**ÍND. UNIFORMIDAD**		
PAISAJE	**TA**	**PR**	**SHDI**	**SIDI**	**MSIDI**	**SHEI**	**SIEI**	**MSIEI**
Lote 28_00	526,59	8	14235,00	0,71	12396,00	0,68	0,81	0,60
Lote 28_10	526,50	8	14328,00	0,73	12935,00	0,69	0,83	0,62
Lote 20_00	5127,8	8	10818,53	0,46	0,65	0,42	0,53	0,32
Lote 20_10	5125	7	1,27	0,17	0,20	0,22	0,20	0,10

Referencias: PR: riqueza de parches; SHDI: Índ Div. Shannon; SIDI: Índ. Div. Simpson; MSIDI: Índ. Div. Simpson modif.; SHEI: índ. Unif. Shannon; SIEI: índ. Unif. Simpson; MSIEI: índ. Unif. Simpson modif.

En la TABLA 24 se resumen las modificaciones en la composición y configuración del paisaje con presencia de familias campesinas, para el período analizado.

TABLA 24. DINÁMICA DEL PAISAJE CON PRESENCIA DE FAMILIAS CAMPESINAS (LOTE 28)

COBERTURAS	**MÉTRICAS DE PAISAJE**							
	CA_00	**CA_10**	**PLAND _00**	**PLAND _10**	**NP_00**	**NP_10**	**CLUMPY _00**	**CLUMPY _10**
Campo	165,06	121,86	31,35	23,15	20	29	0,85	0,83
Pastos	3,24	0,27	0,61	0,05	22	1	0,25	1
Zonas Inundadas	0,27	0,18	0,05	0,03	2	2	-1	-1
Parque Antropizado	66,96	14,85	12,72	2,82	77	60	0,54	0,33
Vinalar	8,01	39,24	1,52	7,45	29	52	0,44	0,61
Algarrobal Mixto	211,68	146,34	40,20	27,79	51	94	0,72	0,52
Quebrachal-Algarrobal	12,06	194,76	2,29	36,99	46	57	0,44	0,67
Quebrachal de Dos Quebrachos	59,31	9,00	11,26	1,71	44	11	0,68	0,65

Referencias: CA: sup. (ha); PLAND: % de contribución; NP: n° de parches; CLUMPY: índice de agregación.

El análisis realizado para el "Lote 28" con presencia de familias campesinas en 2000 indicó que el paisaje estaba compuesto de Algarrobal Mixto y Campo, acompañado de las restantes. En 2010 el Quebrachal-Algarrobal aumentó su participación (PLAND), mientras que Algarrobal Mixto y Campo disminuyeron su aporte. Nótese que la cobertura Campo además de disminuir su participación (PLAND), aumentó el número de parches (NP) y su valor de agregación (CLUMPY) cercano a 1 indica que en este paisaje con presencia de familias campesinas tal cobertura disminuyó su superficie, se fragmentó y además se configuró en el paisaje de manera agrupada.

En la TABLA 25 se resumen las modificaciones en la composición y configuración del paisaje asociado a uso intensivo, para el período analizado.

El análisis del paisaje "Lote 20" asociado a uso intensivo indicó que en 2000 las coberturas dominantes eran Campo y Quebrachal de Dos Quebrachos, acompañado de las restantes.

En 2010 la cobertura Campo pasó de ocupar el 47% (PLAND) a ser la cobertura dominante, ocupando el 88%, acompañada además de la reducción del número de parches (NP), lo que implicó grandes superficies continuas de esta cobertura. El Quebrachal de Dos Quebrachos fue la cobertura que más se redujo, aunque siguió conservando un número importante de parches, lo que implicó que dicha cobertura quedase relegada a porciones pequeñas, con una configuración tendiente al agrupamiento.

TABLA 25. DINÁMICA DEL PAISAJE ASOCIADA A USO INTENSIVO (LOTE 20)

COBERTURAS	**MÉTRICAS DE PAISAJE**							
	CA_00	**CA_10**	**PLAND _00**	**PLAND _10**	**NP_00**	**NP_10**	**CLUMPY _00**	**CLUMPY _10**
Agua	3,15	…	0,08	…	3	…	0,57	…
Campo	2406,24	4500,36	46,92	87,87	46	8	0,79	0,71
Pastos	125,46	0,36	2,45	0,01	169	4	0,50	-1
Zonas Inundadas	0,63	18,18	0,01	0,35	3	56	0,50	0,36

Parque Antropizado	366,03	115,47	7,14	2,25	271	150	0,61	0,49
Vinalar	9,27	297,27	0,18	5,80	62	106	-1	0,68
Algarrobal Mixto	51,57	102,78	1,01	2,01	204	251	0,35	0,38
Quebrachal-Algarrobal	23,94	27,18	0,47	0,53	122	139	0,18	0,23
Quebrachal de Dos Quebrachos	2142,36	59,76	41,77	1,17	78	60	0,89	0,64

Referencias: CA: sup. (ha); PLAND: % de contribución; NP: n° de parches; CLUMPY: índice de agregación.

Esta impronta en el paisaje coincide con las lógicas productivas de productores agrícola-ganaderos descriptas por Ravina (2016).

Recorte 2. Zona de Pozo Herrera y alrededores

En la FIGURA 23 se presenta el recorte de paisajes asociados a presencia de ambas estrategias de uso de los recursos naturales, correspondientes a Pozo Herrera y alrededores, ocupando una superficie de aproximadamente 22.900 ha. A izquierda (arriba) se presenta tal recorte de paisaje para 2000, donde se distingue que más de la mitad estaba compuesto de Parque Antropizado y Campo, acompañado de Algarrobal Mixto y Quebrachal de Dos Quebrachos. A derecha (arriba) se presenta el mismo recorte de paisaje para 2010,dondemás de la mitad estaba compuesto de Campo y Algarrobal Mixto, acompañado de Quebrachal-Algarrobal, Quebrachal de Dos Quebrachos y Parque Antropizado con contribuciones similares. El resto de coberturas si bien tuvieron en general pequeñas variaciones, se menciona la disminución de Pastos y el aumento de Vinalar.

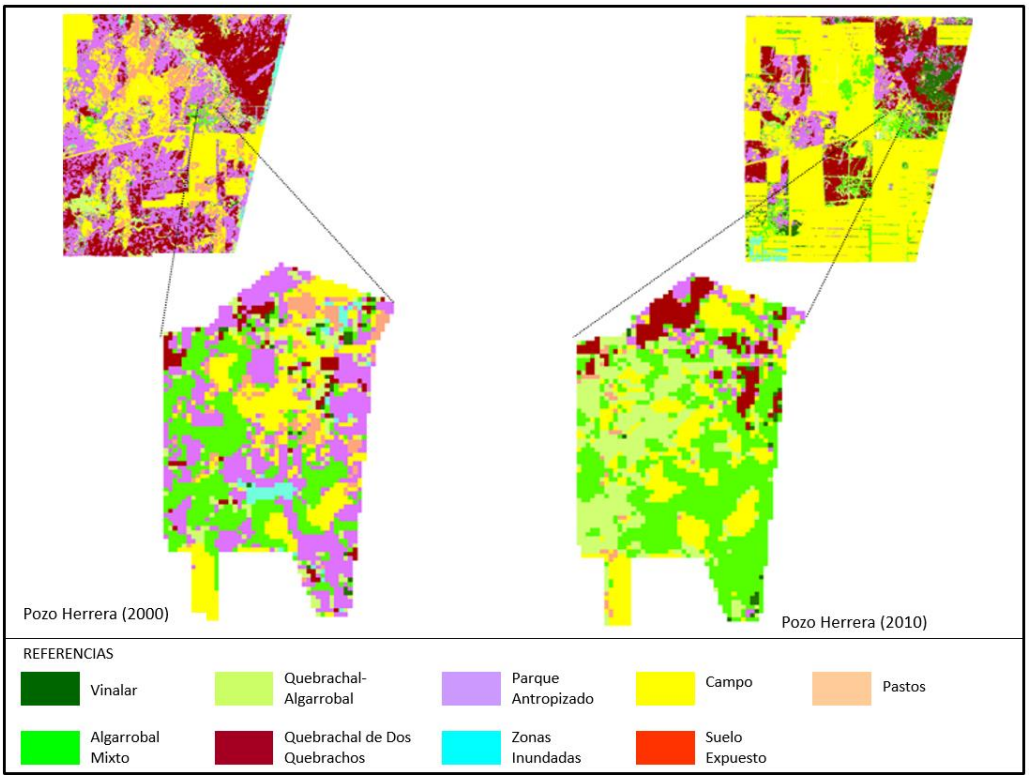

FIGURA 23. RECORTE DE PAISAJE ZONA POZO HERRERA Y ALREDEDORES

En la TABLA 26 se presentan las métricas que describen el aporte a la diversidad de paisajes asociado a dos estrategias de uso de los recursos naturales, tales como paisajes con presencia de familias campesinas (Pozo Herrera) y paisajes asociados a uso intensivo (Colonia San Patricio, Colonia San Vicente y Colonia Lealtad). Se presentan además tales métricas correspondientes a paisajes que, si bien durante las entrevistas se registró presencia de familias campesinas, no fue posible identificar sus límites; sin embargo la impronta encontrada en el paisaje se corresponde con tales estrategias de uso de los recursos naturales (Colonia Chelita, Colonia Chelita "La Villa", Colonia Lealtad (*).

El paisaje Pozo Herrera mantuvo una alta diversidad de paisajes (SHDI), superando al valor mencionado para paisajes con presencia de familias campesinas de toda el área de estudio. Idéntica tendencia se evidenció en los Índices de Uniformidad, demostrando que las coberturas conservadas en paisaje campesino contribuyeron de manera similar a la diversidad del paisaje.

TABLA 26. DIVERSIDAD DE PAISAJE ASOCIADA A DOS ESTRATEGIAS DE USO DE LOS RECURSOS NATURALES. ZONA POZO HERRERA Y ALREDEDORES

			ÍND. DIVERSIDAD			ÍND. UNIFORMIDAD		
PAISAJE	**TA**	**PR**	**SHDI**	**SIDI**	**MSIDI**	**SHEI**	**SIEI**	**MSIEI**
Pozo Herrera_00	262,53	8	16685,00	0,77	14766,00	0,80	0,88	0,71
Pozo Herrera_10	262,53	7	14826,00	0,73	13046,00	0,76	0,85	0,67
Colonia Chelita_00	4457,97	9	14568,00	0,68	11341,00	0,66	0,76	0,52
Colonia Chelita_10	4454,01	8	16895,00	0,78	15314,00	0,81	0,90	0,74
Colonia Chelita "La Villa"_00	156,51	5	12201,82	0,57	5728,392	0,69	0,73	0,58
Colonia Chelita "La Villa"_10	156,51	5	9898,893	0,60	5253,63	0,74	0,78	0,64
Colonia San Patricio_00	7303,41	9	15090,00	0,72	12866,00	0,69	0,81	0,59
Colonia San Patricio_10	7297,74	8	13691,00	0,61	0,95	0,66	0,70	0,46
Colonia San Vicente_00	10607	8	14249,00	0,68	9768,69	0,68	0,77	0,56
Colonia San Vicente_10	10585	7	3423,11	0,30	0,42	0,35	0,35	0,21
Colonia Lealtad_00	4993,3	8	13837,20	0,57	5952,92	0,56	0,65	0,45
Colonia Lealtad_10	4990,8	5	1484,13	0,24	0,32	0,31	0,32	0,22
Colonia Lealtad (*)_00	2384,7	8	13617,13	0,68	9208,12	0,67	0,79	0,57
Colonia Lealtad (*)_10	2383,3	7	13661,00	0,68	10572,60	0,70	0,79	0,59

Referencias: PR: riqueza de parches; SHDI: Índ Div. Shannon; SIDI: Índ. Div. Simpson; MSIDI: Índ. Div. Simpson modif.; SHEI: índ. Unif. Shannon; SIEI: índ.Unif. Simpson; MSIEI: índ. Unif. Simpson modif.

Los paisajes asociados a uso intensivo (Colonia San Patricio, Colonia San Vicente, Colonia Lealtad) mostraron en 2000 valores de diversidad (SHDI) superiores a los mencionados para esa estrategia de uso de los recursos naturales; sin embargo, para 2010 hubo una gran disminución de tal diversidad (SHDI), revelándose situaciones en las que la diversidad se encontraba por debajo incluso del valor mencionado para paisajes asociados a esta estrategia de uso de los recursos naturales de toda el área de estudio. Una tendencia similar aunque, de menor magnitud, se evidenció en los Índices de Uniformidad en general, destacándose Colonia San Vicente y Colonia Lealtad por haber disminuido en 2010 los valores de SIEI por debajo del mencionado para paisajes asociados a uso intensivo. Esto implica la dominancia de la cobertura Campo por encima de las demás.

En el caso de Colonia Chelita y Colonia Lealtad (*), ambos mantuvieron una alta diversidad (SHDI), superando los valores de diversidad mencionados para paisajes con presencia de familias campesinas, e incluso incrementándola. Similar tendencia se manifestó en los Índices de Uniformidad, revelando que las coberturas presentes contribuyeron de manera similar a la diversidad del paisaje.

El caso de Colonia Chelita "La Villa" merece un análisis particular, ya que si bien en 2000 presentaba una menor diversidad (SHDI) a la mencionada hasta ahora para otros paisajes con presencia de familias campesinas, su valor superaba al mencionado para similares paisajes. En el año 2010 disminuyó su diversidad incluso por debajo del valor de referencia. Los índices de Uniformidad se mantuvieron por encima de los valores de referencia para paisajes con presencia de familias campesinas.

Probablemente la menor diversidad estuvo relacionada por un lado a la menor cantidad de coberturas inicial y al aumento de presión humana, ya que muchas de las familias que vivían en Colonia Chelita fueron prácticamente expulsadas bajo la figura de "arreglo"; algunas de ellas fueron reubicadas en la periferia, en lotes de aproximadamente 9 ha; aún en esta condición, los índices de uniformidad demostraron que el uso de los recursos naturales bajo la lógica campesina, aún en pequeños lotes, no sólo mantuvo todas las coberturas iniciales sino que también conservó la contribución de las mismas.

En la TABLA 27 se resumen las modificaciones en la composición y configuración del paisaje con presencia de familias campesinas, para el período analizado.

TABLA 27. DINÁMICA DEL PAISAJE CON PRESENCIA DE FAMILIAS CAMPESINAS (POZO HERRERA)

	MÉTRICAS DE PAISAJE							
COBERTURAS	**CA_00**	**CA_10**	**PLAND _00**	**PLAND _10**	**NP_00**	**NP_10**	**CLUMPY _00**	**CLUMPY _10**
Campo	52,92	57,24	20,16	21,80	38	66	0,61	0,56
Pastos	16,20	4,59	6,17	1,75	45	28	0,41	0,20
Zonas Inundadas	6,48	…	2,47	…	18	…	0,55	…

Parque Antropizado	85,86	10,17	32,70	3,87	62	36	0,48	0,33
Vinalar	3,24	2,61	1,23	0,99	24	20	0,21	0,16
Algarrobal Mixto	69,39	104,22	26,43	39,70	57	53	0,55	0,57
Quebrachal-Algarrobal	18,45	63,36	7,03	24,13	85	61	0,24	0,54
Quebrachal de Dos Quebrachos	9,99	20,34	3,81	7,75	32	16	0,42	0,70

Referencias: CA: sup. (ha); PLAND: % de contribución; NP: n° de parches; CLUMPY: índice de agregación. Fuente: la autora

El análisis realizado para el paisaje Pozo Herrera en 2000 indicó que dicho paisaje estaba compuesto de Parque Antropizado, acompañado de Algarrobal Mixto y Campo en similares proporciones, junto a las demás coberturas. En 2010 el Algarrobal Mixto aumentó su superficie y continuó siendo la cobertura más abundante (PLAND) seguido de Quebrachal-Algarrobal que aumentó su participación (PLAND). La tercera cobertura en importancia fue Campo, tuvo un aumento menor que las demás coberturas y el aumento del número de parches indica fragmentación; además la disminución del índice de agregación (CLUMPY) a valor más cercano a 0 indica que su distribución tiende a ser aleatoria.

En la TABLA 28 se resumen las modificaciones en la composición y configuración de paisajes asociados a uso intensivo para el período analizado.

El análisis de los paisajes asociados a uso intensivo que constituyen este recorte de paisaje, indicó que en 2000 las coberturas dominantes eran Campo y Parque Antropizado, acompañado de las restantes.

TABLA 28. DINÁMICA DEL PAISAJE ASOCIADA A USO INTENSIVO (COLONIA SAN PATRICIO, COLONIA SAN VICENTE Y COLONIA LEALTAD)

COBERTURAS	**MÉTRICAS DE PAISAJE**							
	CA_00	**CA_10**	**PLAND_00**	**PLAND_10**	**NP_00**	**NP_10**	**CLUMPY_00**	**CLUMPY_10**
Agua	0,63	…	0,02	…	1,5	…	0,43	…
Campo	4564,53	3835,71	36,51	77,10	119	95	0,81	0,80
Pastos	1359,9	37,65	9,96	0,88	169	110	0,69	0,37

Zonas Inundadas	138,42	60,6	1,38	0,88	84	15	0,34	0,73
Parque Antropizado	5212,62	247,32	29,89	4,52	239	158	0,70	0,53
Vinalar	272,79	124,44	1,64	2,12	223	197	0,35	0,42
Algarrobal Mixto	224,01	374,79	1,31	8,01	189	257	0,26	0,59
Quebrachal-Algarrobal	1171,08	105,84	6,15	1,99	364	163	0,48	0,38
Quebrachal de Dos Quebrachos	2656,8	405,48	13,46	7,58	189	62	0,72	0,83

Referencias: CA: sup. (ha); PLAND: % de contribución; NP: n° de parches; CLUMPY: índice de agregación.

Fuente: la autora

En 2010 la cobertura Campo pasó a dominar el paisaje, ocupando el 77 % de la superficie (PLAND), acompañada además de la reducción del número de parches (NP), y valor de índice de agregación (CLUMPY) cercanos a 1, significando mayores superficies continuas de esta cobertura, que además tienden a configurarse espacialmente de manera agregada.

En el caso de Vinalar, si bien disminuyó la superficie (CA), el aporte de esta cobertura aumentó (PLAND) y estuvo acompañado además de disminución de número de parches (NP) y aumento de agregación, lo que indicaría que esta cobertura tendió a estar más agregada que en el inicio.

El aumento del valor de todas las métricas correspondientes a Algarrobal Mixto indicaría que las nuevas superficies de este tipo de bosque se configuraron espacialmente de manera más o menos aleatoria alrededor de las porciones existentes.

La reducción de superficie (CA), contribución (PLAND) y número de parches (PLAND) de Quebrachal-Algarrobal y Quebrachal de Dos Quebrachos indicaría que Campo aumentó principalmente sobre superficies ocupadas por estos bosques. En el caso de Quebrachal-Algarrobal su configuración espacial en 2010 tendió a ser aún más aleatoria (CLUMPY cercano a 0), mientras que para Quebrachal de Dos Quebrachos, a pesar de la reducción de superficie (CA), tendió a configurarse espacialmente de manera más agregada que al inicio (CLUMPY cercano a 1), lo que indicaría que este tipo de

bosque dentro de paisajes asociados a uso intensivo, si estuviesen presentes se encontrarían amenazados.

En la TABLA 29 se resumen las métricas cuya impronta en el paisaje se corresponde con familias campesinas.

TABLA 29. DINÁMICA DE PAISAJE CON IMPRONTA CAMPESINA (COLONIA CHELITA, COLONIA CHELITA "LA VILLA" Y COLONIA LEALTAD (*))

COBERTURAS	MÉTRICAS DE PAISAJE							
	CA_00	CA_10	PLAND_00	PLAND_10	NP_00	NP_10	CLUMPY_00	CLUMPY_10
Agua	0,09	…	0,00	…	1	…	N/A	…
Campo	1220,49	450,9	26,33	23,22	72	85	0,72	0,75
Pastos	438,57	73,83	6,81	4,20	81	114	0,31	0,13
Zonas Inundadas	180,18	1,71	2,27	0,06	67	4	0,25	0,59
Parque Antropizado	1920,6	566,64	29,92	22,47	186	251	0,63	0,57
Vinalar	86,94	266,58	1,26	7,17	103	201	0,16	0,21
Algarrobal Mixto	235,26	183,9	11,79	13,22	108	205	0,37	0,40
Quebrachal-Algarrobal	576,99	136,68	6,38	14,60	201	298	0,30	0,38
Quebrachal de Dos Quebrachos	2340,09	654,6	19,85	19,32	91	162	0,45	0,71

Referencias: CA: sup. (ha); PLAND: % de contribución; NP: n° de parches; CLUMPY: índice de agregación.

El análisis de paisajes cuya impronta se corresponde a familias campesinas (Colonia Chelita, Colonia Chelita "La Villa" y Colonia Lealtad (*)) indicó que en 2000 estos paisajes estaban dominados por Parque Antropizado, Campo y Quebrachal de Dos Quebrachos. En 2010 estas tres coberturas siguieron dominando el paisaje, sólo que hubo una inversión en el orden de importancia, acompañada de similares aportes (PLAND) y aumento del número de parches (NP).

En el caso de Campo, la disminución de superficie (CA) sumada al aumento de número de parches (NP) y una configuración espacial que se mantuvo tendiente a la agregación (CLUMPY cercano a 1) indican que las porciones de Campo que se

mantuvieron dentro de paisajes cuya impronta se corresponde con presencia de familias campesinas se fragmentaron, habiendo un avance de las demás coberturas sobre esta. En el caso de Parque Antropizado, el aumento de número de parches (NP) resultó en una configuración espacial tendiente a la aleatoriedad. En el caso del Quebrachal de Dos Quebrachos, a pesar del aumento de numero de parches (NP), su configuración espacial tendió a estar aún más agregada que al inicio.

Recorte 3. Zona de La India y alrededores

En la FIGURA 24 se presenta el recorte de paisajes asociados a la presencia de ambas estrategias de uso de los recursos naturales, correspondientes a La India y alrededores, ocupando una superficie de aproximadamente 30.000 ha.

A izquierda (arriba) se presenta el paisaje de 2000, donde se destaca Quebrachal de Dos Quebrachos como la cobertura dominante, acompañado de Campo, Parque Antropizado y Algarrobal Mixto. A derecha (arriba) se presenta el paisaje de 2010, donde se destaca el aumento de superficie de Campo llegando a ocupar casi la mitad del recorte de paisaje. En segundo orden de importancia quedaron Quebrachal-Algarrobal y Quebrachal de Dos Quebrachos.

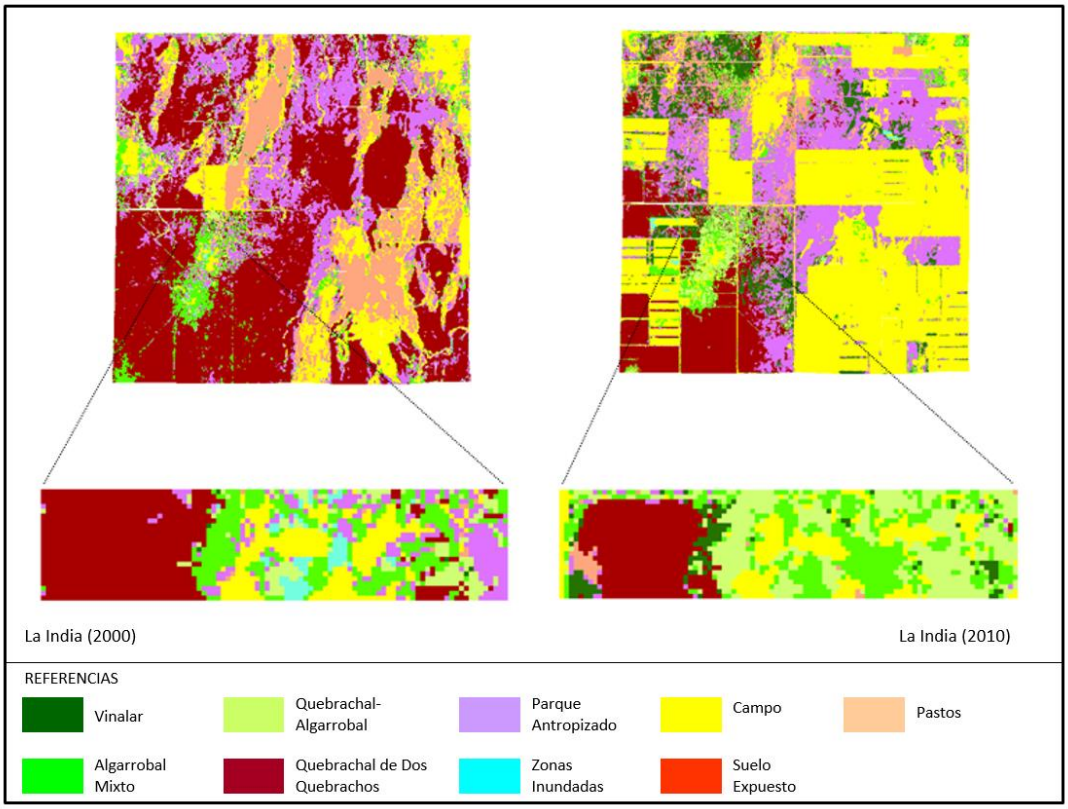

FIGURA 24. RECORTE DE PAISAJE ZONA LA INDIA Y ALREDEDORES

En la TABLA 30 se presentan las métricas que describen el aporte a la diversidad de paisajes asociados a dos estrategias de uso de los recursos naturales (EURN), tales como paisajes con presencia de familias campesinas (Lote La India) y paisajes asociados a uso intensivo (Lote 48, Lote 59 y Lote 60).

Según los valores presentados en la tabla, el paisaje asociado a presencia de familias campesinas (Lote La India) mantuvo todas las coberturas en el período analizado (solo perdió Zonas Inundables) y que no sólo presentó una alta diversidad (SHDI), con valor un poco menor al mencionado para toda el área de estudio, pero mantuvo una diversidad bastante superior al mencionado para paisajes con presencia de familias campesinas.

En el caso de los paisajes asociados a uso intensivo (Lote 48, Lote 59 y Lote 60) solo uno de ellos mantuvo las 7 coberturas iniciales, y otros disminuyeron una cobertura. Además experimentaron una disminución en su diversidad (SHDI); esta misma tendencia se evidenció en los Índices de Uniformidad.

TABLA 30. DIVERSIDAD DEL PAISAJE ASOCIADA A DOS ESTRATEGIAS DE USO DE LOS RECURSOS NATURALES. ZONA LA INDIA Y ALREDEDORES

			ÍND. DIVERSIDAD			ÍND. UNIFORMIDAD		
PAISAJES	**TA**	**PR**	**SHDI**	**SIDI**	**MSIDI**	**SHEI**	**SIEI**	**MSIEI**
La India_00	198,72	8	16443	0,77	14742,00	0,79	0,88	0,71
La India_10	198,72	7	16214,00	0,78	15065,00	0,83	0,91	0,77
Lote 48_00	5490	8	11103	0,64	8561,51	0,63	0,74	0,52
Lote 48_10	5486	6	1289,74	0,17	1100,61	0,20	0,20	0,12
Lote 59_00	5210	8	15395	0,73	13429,50	0,74	0,84	0,65
Lote 59_10	5200	7	8460,99	0,52	0,74	0,55	0,60	0,37
Lote 60_00	2083	7	5848	0,57	5091,79	0,58	0,67	0,47
Lote 60_10	4115	7	3373,36	0,41	3038,71	0,45	0,47	0,30

Referencias: PR: riqueza de parches; SHDI: Índ Div. Shannon; SIDI: Índ. Div. Simpson; MSIDI: Índ. Div. Simpson modif.; SHEI: índ. Unif. Shannon; SIEI: índ.Unif. Simpson; MSIEI: índ. Unif. Simpson modif.

En la TABLA 31 se resumen las métricas correspondientes al paisaje con presencia de familias campesinas.

TABLA 31. DINÁMICA DEL PAISAJE CON PRESENCIA DE FAMILIAS CAMPESINAS (LA INDIA)

	MÉTRICAS DE PAISAJE							
COBERTURAS			**PLAND**	**PLAND**			**CLUMPY**	**CLUMPY**
	CA_00	**CA_10**	**_00**	**_10**	**NP_00**	**NP_10**	**_00**	**_10**
Campo	31,86	31,14	16,03	15,67	16	29	0,72	0,64
Pastos	1,44	3,24	0,72	1,63	12	7	0,12	0,64
Zonas Inundadas	7,83	…	3,94	…	16	…	0,59	…
Parque Antropizado	27,72	3,24	13,95	1,63	55	25	0,46	0,15
Vinalar	0,54	11,34	0,27	5,71	5	28	-1,00	0,46
Algarrobal Mixto	39,33	45,99	19,79	23,14	42	48	0,55	0,49
Quebrachal-Algarrobal	16,74	60,12	8,42	30,25	43	38	0,47	0,57
Quebrachal de Dos Quebrachos	73,26	43,65	36,87	21,97	16	5	0,90	0,93

Referencias: CA: sup. (ha); PLAND: % de contribución; NP: n° de parches; CLUMPY: índice de agregación.

En el año 2000, el paisaje La India estaba dominado por Quebrachal de Dos Quebrachos, acompañado de Algarrobal Mixto, Campo y Parque Antropizado, mientras que en el año 2010, el paisaje estaba dominado por Quebrachal-Algarrobal, Algarrobal Mixto y Quebrachal de Dos Quebrachos.

La superficie ocupada por cobertura Campo dentro del paisaje La India, no varió (0,72 ha), su aporte se mantuvo casi igual. El NP casi se duplicó, y se mantuvo su configuración espacial tendiente a la aleatoriedad.

Quebrachal de Dos Quebrachos redujo su superficie (CA), redujo su aporte (PLAND). El número de parches (NP) se redujo más de la mitad y aumentó el índice de agregación (CLUMPY). Es decir que aunque disminuyó su superficie, en el paisaje La India, se conservaron bosques continuos de Quebrachal de Dos Quebrachos.

Algarrobal Mixto continúo siendo la segunda cobertura en importancia por su aporte. Si bien el aumento de número de parches (NP) es pequeño, disminuyó su agregación, resultando en una configuración espacial más tendiente a la aleatoriedad.

La superficie ocupada por Quebrachal-Algarrobal casi se cuadriplicó y se redujo el NP, lo que indica que tal aumento de superficie ocurrió por el incremento de tamaño de los parches existentes, dando una configuración espacial tendiente al agrupamiento.

La pequeña superficie ocupada por Parque Antropizado quedó reducida a pocos parches, que además se configuraron en el paisaje de manera aleatoria.

El aumento de superficie de Vinalar estuvo relacionado con la aparición de nuevos parches, ocupados por otro tipo de cobertura en el año 2000.

En la TABLA 32 se resumen las métricas correspondientes a paisajes asociados a uso intensivo de los recursos naturales.

TABLA 32. DINÁMICA DEL PAISAJE ASOCIADA A USO INTENSIVO (LOTE 48, LOTE 59 Y LOTE 60)

COBERTURAS	MÉTRICAS DE PAISAJE							
	CA_00	CA_10	PLAND _00	PLAND _10	NP_00	NP_10	CLUMPY _00	CLUMPY _10
Campo	2.657,61	10.048,50	25,34	79,58	63	17	0,77	0,78
Pastos	1.930,68	662,67	12,45	2,36	33	74	0,44	0,19
Zonas Inundadas	86,31	22,68	0,80	0,49	19	2	0,18	0,77
Parque Antropizado	1.731,96	2.159,37	15,07	8,07	87	61	0,59	0,61
Vinalar	108,99	947,43	1,20	4,31	32	58	0,08	0,43
Algarrobal Mixto	1.435,50	537,48	12,42	3,08	60	68	0,49	0,36
Quebrachal-Algarrobal	296,82	182,25	3,78	1,31	57	39	0,38	0,30
Quebrachal de Dos Quebrachos	4.079,97	249,48	28,94	1,11	32	71	0,78	0,07

Referencias: CA: sup. (ha); PLAND: % de contribución; NP: n° de parches; CLUMPY: índice de agregación.

El análisis del paisaje asociado a uso intensivo indicó que en 2000 las coberturas dominantes eran Quebrachal de Dos Quebrachos y Campo, acompañado de Parque Antropizado, Pastos y Algarrobal Mixto. En 2010 la cobertura Campo pasó a dominar el paisaje ocupando el 80% de la superficie (PLAND).

La principal modificación en el paisaje estuvo relacionada a la pérdida de Quebrachal de Dos Quebrachos que pasó de ser una de las coberturas dominantes en 2000 a ocupar apenas el 1 % en 2010. A su vez, Campo pasó a dominar el paisaje en 2010. En el caso de Quebrachal de Dos Quebrachos, el aumento de número de parches (NP) y la disminución del índice de agregación (CLUMPY) muestran que durante el período de análisis este bosque se fragmentó, y los remanentes se configuraron espacialmente de manera aleatoria. En el caso de Campo, contrariamente además de aumentar su superficie, disminuyó el número de parches y mantuvo una configuración espacial tendiente al agrupamiento.

Entre las demás coberturas se destaca Parque Antropizado, que a pesar de la disminución de superficie y número de parches, siguió conservando un número importante de parches distribuidos de manera más o menos aleatoria.

El Vinalar experimentó un aumento de superficie, llegando a ocupar en 2010 algo más del 4 % de la superficie, casi duplicando el número de parches (NP) y modificó su configuración espacial de aleatoria a tendiente al agrupamiento. Tanto Algarrobal Mixto como Quebrachal-Algarrobal disminuyeron sus superficies (CA) y aportes (PLAND), pero ambos tipos de bosque mantuvieron configuraciones espaciales tendientes a la aleatoriedad, a pesar de las variaciones en el número de parches (NP).

En los tres recortes de paisaje presentados, asociados a diferentes estrategias de uso de los recursos naturales, fue posible distinguir que los paisajes con presencia de familias campesinas contribuyeron a la conservación del bosque del Salado Centro, en concordancia con lo expuesto por Herrero-Jáuregui, *et al*. (2011) y Britos, *et al*. (2011). Tal comportamiento se evidenció a partir del mantenimiento de la diversidad de paisajes a escala predial.

Esta impronta en el paisaje condice con la racionalidad campesina mencionada por Toledo (2008), con la lógica de uso diversificado que prioriza la maximización de otros tipos de capitales por sobre el económico, y el vínculo que estos poseen con los recursos naturales, de acuerdo a lo expuesto por Abt (2014).

Del análisis surgió que a pesar de la variación en las proporciones con que cada tipo de cobertura participó, las mismas siguieron estando representadas, es decir que por más que la composición y configuración de los paisajes con presencia de familias campesinas se modificó, se conservaron a escala predial la mayoría de las coberturas, tendiendo a generar sistemas complejos y en consecuencia paisajes heterogéneos, coincidiendo con lo encontrado por Pokorny *et al.,* (2011) para sistemas de producción familiar en otras regiones.

También se destaca que a escala predial, las superficies ocupadas por la cobertura Campo no han variado de manera considerable en los paisajes con presencia de familias campesinas. Estas evidencias concuerdan con lo documentado por Pokorny *et al*., (2011)

quienes demostraron que los productores familiares contribuyen a conservar paisajes estables, asegurando el abastecimiento de servicios ambientales.

En contraposición, los paisajes asociados a uso intensivo de los recursos naturales, que responden a otra lógica de producción, contribuyeron al desplazamiento del bosque a partir de la disminución de la diversidad a escala predial, en coincidencia con Pokorny et al. (2011).

En este caso cobró relevancia el aumento superficie de Campo que en el año 2010 se convirtió en dominante en muchos sectores del Salado Centro, agravado además por la disminución principalmente de bosques de Quebrachal de Dos Quebrachos. Esta sustitución de bosque por campo asociado a tales lógicas productivas concuerda con lo descripto por Ravina (2016).

En algunos casos, apenas una pequeña porción de estos paisajes prediales conservaron algunos de los tipos de cobertura presentes en el análisis del año 2000. En contraposición con la dinámica mostrada por los paisajes con presencia de familias campesinas, los paisajes con manejo de producción intensiva mostraron una tendencia a la homogeneización del paisaje, con una consecuente simplificación del sistema, que los convierte en más vulnerables, menos resilientes, constituyéndose en una evidencia más a favor de lo expuesto por Herrero-Jáuregui *et al*. (2011).

Finalmente, del análisis realizado y en concordancia con lo expuesto por Mc Garigal (2015) resulta importante destacar que si bien la diversidad es una medida de resumen de la comunidad, no rescata las singularidades dentro de la comunidad o la potencial importancia ecológica, social o económica (entre otras) de las especies o parches individuales.

Tal como menciona el autor, este abordaje es apropiado en aplicaciones ecológicas de medidas de diversidad del paisaje. Particularmente, el uso de medidas de diversidad aplicadas a tipos de parches en lugar de especies permitió evidenciar en este trabajo las contribuciones de cada cobertura en particular y su aporte a la conservación de diversidad de paisajes del Salado Centro.

4.3.3 Relación entre la Dinámica del Paisaje y el Mantenimiento de la Diversidad

Al analizar la dinámica del paisaje, la cobertura Campo es la que presentó una mayor variación durante el período analizado. Por ello, la variable utilizada para evaluar la contribución de los paisajes individuales al mantenimiento de la diversidad del paisaje del Salado Centro fue el porcentaje de variación de la cobertura Campo.

El análisis de regresión permitió verificar la existencia de una tendencia de diminución del Índice de Diversidad de Simpson con el aumento del porcentaje de cobertura Campo a escala predial. En la FIGURA 25 se observa que cuando el porcentaje de Campo aumenta su contribución dentro del paisaje predial, existe una tendencia a la disminución de la diversidad de paisajes, que se acentúa aún más cuando dicha proporción supera el 50 % de la superficie (*p-value*<2.2 -e16)**.**

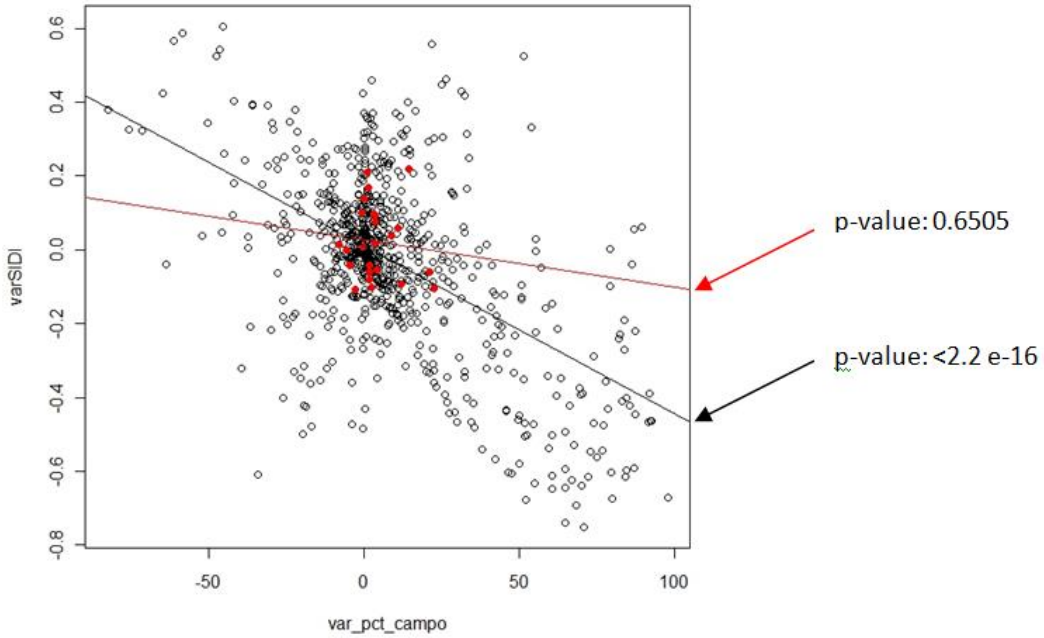

FIGURA25. REGRESIÓN LINEAL DE LA VARIACIÓN DEL ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE PAISAJE DE SIMPSON EN FUNCIÓN DEL PORCENTAJE DE CAMPO.

Por otro lado, y con base en 25 paisajes con presencia de familias campesinas, se demostró que cuando la proporción de Campo dentro del paisaje predial es menor al 25-30%, existe una tendencia al mantenimiento de la diversidad de paisajes (*p-value* 0,6504).

Esta tendencia se mantiene más allá del número de casos analizados, y condice con lo descripto por Pokorny *et al.*, (2011), quienes sostienen que son los productores familiares los que mantienen superficies de bosque en sus predios.

CONCLUSIONES

- El enfoque de sistemas complejos utilizado permite comprender la contribución de los sistemas campesinos a la conservación del paisaje.
- El sistema participativo de información geográfica adoptado permitió identificar paisajes asociados a estrategias de uso de los recursos naturales.
- Las métricas de paisaje utilizadas demuestran que los elementos del paisaje se mantienen y las modificaciones están asociadas principalmente al aumento de Campo y la disminución de Quebrachal de Dos Quebrachos.
- Los índices de diversidad utilizados muestran que las estrategias productivas campesinas contribuyen a la conservación de la diversidad del paisaje.
- Los paisajes con manejo de producción intensiva reducen las coberturas de bosque, son menos diversos y homogeneízan el paisaje.
- Los paisajes con sistemas campesinos son más diversos, mantienen las coberturas de bosque y conservan paisajes heterogéneos.
- Si bien en el Salado Centro existe avance de frontera agropecuaria, la matriz del paisaje continúa definida por presencia de bosque asociado a sistemas campesinos.
- Las estrategias productivas desarrolladas por los sistemas campesinos favorecen la conservación del paisaje forestal.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ABT, M. 2014. El bosque como espacio multifuncional para las familias campesinas de Santiago del Estero, Argentina. Tesis (Doctorado en Ciencias Forestales). Universidad Nacional de Santiago del Estero.

ACOSTA, V. H., P. A. ARAUJO Y M. C. ITURRE. 2006. Caracteres estructurales de las masas. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Santiago del Estero, Ed. (Serie Didáctica). Santiago del Estero. 35 pp. Disponible en: http://fcf.unse.edu.ar/archivos/series-didacticas/SD-22-Caracteres-estructurales-ACOSTA.pdf

ADÁMOLI, J. 2006. Problemas ambientales de la agricultura en la región chaqueña. In: Brown, A., U. Martínez Ortíz, M. Acerbi y J. Corcuera (eds.). La situación ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

AGARWAL, C.; G. M. GREEN; J. M. GROVE; T. P. EVANS y C. M. SCHWEIK. 2002. A Review and Assessment of Land-Use Change Models: Dynamics of Space, Time, and Human Choice. *Apollo The International Magazine Of Art And Antiques*, 62. http://doi.org/10.1289/ehp.6514

ANGELSEN, A. y D. KAIMOWITZ. 2001. Agricultural technologies and tropical deforestation. (Angelsen y D. Kaimowitz, Ed.) (CIFOR-CABI). UK. 436 pp. https://doi.org/10.1079/9780851994512.0000

ARCE, J. E. 2000. Um sistema de análise, simulação e otimização do sortimento florestal em função da demanda por multiprodutos e dos custos de transporte. Tese (Doutorado em Ciências Florestais). Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

ARENAS, P. 2012. Etnobotánica em zonas áridas y semiáridas del Cono Sur de Sudamérica. CEFYBO-CONICET, Buenos Aires.

ARÍSTIDES, P. 2014. Apropiacion de la naturaleza en agroecosistemas y bosques del Chaco Semiárido (Santiago del Estero, Argentina). Tesis (Doctorado en Ciencias biológicas) Universidad de Buenos Aires. Disponible en: http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_5619_Aristide.pdf Fecha de consulta: 13/03/17

ASTRADA, E. y J. ADÁMOLI. 2005. Ecología y manejo de vinalares. Perspectiva regional y aplicaciones en el centro de Formosa. In: Arturi, M.F.; J.L. Frangi y J.F. Goya (eds.) Ecología y manejo de bosques de Argentina. 1-23 pp. EDULP (Editorial de la Universidad Nacional de La Plata). ISBN 950-34-0307- 3.

BAEV, P. y L. D. PENEV. 1995. BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Version 5.1. Pensoft, Sofia-Moscow, 57 pp.

BARBETA, P. 2010. En los bordes de lo jurídico: campesinos y justicia en Santiago del Estero. Cuadernos de Antropología Social N° 32, pp.121-146, FFyL-UBA.

BARRETT, G.W. y P.J. BOHLEN, 1991. Landscape ecology. In: Hudson, W.E. (Ed.). Landscape linkages and biodiversity. Island Press, Washington, DC. pp. 149- 161.

BERNAL LEMES, R. y D. GALINDO RODRÍGUEZ. 2012. Cartografía social y sistemas de información geográfica. Una experiencia en la educación. Revista digital del Grupo de Estudios sobre Geografía y Análisis Espacial con Sistemas de Información Geográfica (GESIG). Programa de Estudios Geográficos (PROEG). Universidad Nacional de Luján, Argentina. http://www.gesig-proeg.com.ar (ISSN 1852-8031). Luján, Año 4, Número 4, 2012, Sección I: Artículos. pp. 169-186.

BOYD, J. y S. BANZHAF. 2007. What are ecosystem services? The need for standarized environmental accounting units. Ecological Economics 63: 616-626.

BURKART, R.; N. BÁRBARO; R.O. SÁNCHEZ y D.A. GÓMEZ. 1999. Ecoregiones de la Argentina. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires. 43 pp.

BRASSIOLO, M.; M. ABT GIUBERGIA; M. GRULKE. 2013. Prácticas forestales en los bosques nativos de la República Argentina. Ecorregión Forestal Parque Chaqueño. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Proyecto Manejo Sustentable de los Recursos naturales (BIRF 7520-AR-PNUD 08/008 Componente Bosque Nativo y su Biodiversidad.

BRASSIOLO, M.; P. ARAUJO; F. DIAZ LANNES y L. BONELLI. 2007. Guía de prácticas sustentables para las áreas forestales de la provincia de Santiago del Estero: "Manejo Forestal". 105 pp.

BRASSIOLO, M. 2005. Los bosques del chaco semiárido. IDIA XXI, 8, 23-28.

BRASSIOLO, M. 1997. Zur Bewirtschaftung degradierter Wälder im semiariden Chaco Nordargentiniens unter Berücksichtigung der traditionellen Waldweide. Forstliche Versuchs-und Forschungsanst. Baden-Württemberg.

BRASSIOLO, M. 1996. Determinación del tamaño de parcela para estudios de regeneración natural de quebracho colorado y quebracho blanco. Quebracho 4:5-10

BRASSIOLO, M; R. RENOLFI; A. GRÄFE y A. FUMAGALLI 1993. Manejo silvopastoril en el Chaco Semiárido. *Quebracho*, *1*, 15-28.

BRITOS, A; A. BARCHUK; J. FERNANDEZ. 2011. Patrones de deforestación del bosque nativo bajo manejo de pequeños productores campesinos: ¿"Paisajes sustentables"? RASADEP Vol2, N°1 ISSN 1853-8045

Colwell, R. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9 and earlier. User´s Guide and application. Disponible en: http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/EstimateSPages/EstSUsersGuide/EstimateSUsersGuide.htm#Introduction Fecha de consulta: 13/03/17

CORREA, JJ.; J. VOLANTE y L. SEGHEZZO. 2012. Análisis de la fragmentación y la estructura del paisaje en bosques nativos del norte argentino. Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente 16.

CURTIS, J. T. 1959. The vegetation of Wisconsin. Univ. Wisconsin Press, Madison.

CHUVIECO SALINAS, M. 2008. Teledetección ambiental. La observación de la tierra desde el espacio. 3ª edición actualizada. Editorial Ariel, S. A. Barcelona, España. 595 p. ISBN 978-84-344-8073-3.

DAILY, G. 1997. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington, DC. 392 pp. ISBN 1-55963-475-8.

DAY-RUBENSTEIN K.; M. STUART y G. B. FRISVOLD. 2000. Agricultural land use in tropical countries: Patterns, determinants, and im- plications for biodiversity loss. Global Warm. Sci. Policy 12: 621-650.

DE DIOS, R. 2006. Diagnóstico sobre los pequeños productores, trabajadores transitorios y Pymes empobrecidas y grupos vulnerables de la provincia de Santiago del Estero. Santiago del Estero. Bs. As.: PROINDER Serie Consultorías 2.

DEMAIO, P; KARLIN, U.; MEDINA, M. 2002. Arboles Nativos del Centro de Argentina. Editorial L.O.L.A. (Literatura of Latin America) Bs. As. 210 pp.

DUDA, R. D. y P. E. HART. 1973. Pattern classification and scene analysis, Nueva York, Jhon Wiley & Sons.

EEA. 2010. The territorial dimension of environmental sistainability. Potential territorial indicators to support the environmental dimension of territorial cohesion. European Environment Agency Technical Report N° 9/2010. Copenhagen. 96 pp.

EWERS R.M.; J. P. SCHARLEMANN; A. BALMFORD; R. E. GREEN 2009. Do increases in agricultural yield spare land for nature? Global Change Biol. 15: 1716-1726.

FONDO INTERNACIONAL DE DESARROLLO AGRÍCOLA-FIDA 2010. El enfoque adaptativo del FIDA relativo a la cartografía participativa. Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola Diseño y ejecución de proyectos de cartografía participativa. Roma, Italia. ISBN 978-92-9072-186-4.

FINOL, H. 1971. Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales. Revista Forestal Venezolana 14 (21): 29-42.

FISHER, B.; R. K. TURNER Y P. MORLING 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68: 643-653.

FORMAN, R.T.T. y M. GODRON 1986. Landscape ecology. Wiley & Sons Ed., New York.

GAILLARD DE BENÍTEZ, C. 1994. Funciones para estimar el volumen comercial de árboles en dependencia del diámetro y la altura total en cuatro especies del bosque chaqueño seco.Revista Quebracho (Vol. 2). Santiago del Estero. Recuperado a partir de file:///C:/Users/Usuario/Documents/q2_09.pdf

GARCÍA-BARRIOS, L. 2010. Torneo de Utopías. La Jornada del Campo. Suppl. Diario La Jornada. México. (17/07/2010). Nº 34, p. 17.

GARCÍA-BARRIOS, L; Y. M. GALVÁN-MIYOSHI, I. A. VALDIVIESO; O. R. PÉREZ MASERA; G. BOCCO y J. VANDERMEER. 2009. Neotropical forest conservation, agricultural intensification and rural outmigration: the Mexican experience. BioScience 59: 863-873.

GEILFUS, F. 2002. 80 Herramientas para el desarrollo participativo. Diagnóstico, planificación, monitoreo y evaluación/Frans Geilfus – San José, C.R.: IICA, 2002. 217 p.; 24 cm x 17 cm. ISBN13: 99923-7727-5.

GIMÉNEZ, A. M.; P. HERNÁNDEZ; M. E. FIGUEROA y I. BARRIONUEVO. 2011. Diversidad del estrato arbóreo en los bosques del Chaco Semiárido. Quebracho Vol. 19(1,2):24-37.

GIRAUDO, A. R.; S. D. MATTEUCCI; J. ALONSO; J. HERRERA y R. R. ABRAMSON. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodiversity and Conservation*, *17*(5), 1251-1265.

GUBER, R. 2001. La Etnografía: método, campo y reflexividad. Grupo Editorial Norma. Bogotá. 146p.; 18 cm. Enciclopedia latinoamericana de sociocultura y comunicación. ISBN 958-04-6154-6

GRAU H.R. y T. M. AIDE. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. Ecology and Society 13 (2): 16.

GREEN, G. M.; C. M. SCHWEIK, C. y J. C. RANDOLPH. 2009. Integrando disciplinas no espaço e no tempo: Conceitos e abordagens úteis para estudos de mudanças de cobertura da terra. En: Ecossistemas florestais. Interação homen-ambiente. Organização de Emilio F. Moran e Elionor Ostrom; tradução de Diógenes S. Alves e Matheus Batistella - São Paulo: Editora Senac São Paulo: Edusp. ISBN 978-85-314-1134-2.

GREEN R.E.; CORNELL S.J.; J. P. SCHARLEMANN y A. BALMFORD. 2005. Farming and the fate of wild nature. Science 307: 550-555.

GRENIER, L. 1998. Working with indigenous knowledge: a guide for researchers. Ottawa: IDRC.

GRIGGIO, P. y M. ERRO VELAZQUEZ 2016. Mesa de diálogo por la tierra y la producción: análisis de una política pública en Santiago del Estero. Pre Congreso ALASRU. La sociología rural en la encrucijada: vigencia de la cuestión agraria, actores sociales y modelos de desarrollo de la región.

GUSTAFSON, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? Ecosystems 1: 143-156.

HABEGGER, S. Y MANCILA, L. 2006. El poder de la Cartografía Social en las prácticas contrahegemónicas o La Cartografía Social como estrategia para diagnosticar nuestro territorio. Disponible en: http://www2.fct.unesp.br/docentes/geo/girardi/Cartografia%20PPGG%202015/TEXTO%2027.pdf Fecha de consulta: 13/03/17

HERRERO-JÁUREGUI, C.; F. REUTER; A. GUZMAN; M. ABT GIUBERGIA; M. BRASSIOLO 2011. Cambio de uso del suelo em la region chaqueña: el caso de Santiago del Estero, argentina. En III Jornadas de Ecologia de Paisaje: Hacia la sustentabilidad ecologica en un planeta que cambia rapidamente. Bariloche, Argentina.

HERRERA, 2008. Cartografía Social. Disponible en: https://juanherrera.files.wordpress.com/2008/01/cartografia-social.pdf Fecha de consulta: 13/03/17

HOSOKAWA, R. T. 1986. Manejo e economia de florestas. Roma, FAO. 125 pp.

ICKIS J. C.; F. A. LEGUIZAMON; M. METZGER y FLORES, J. 2009. Agroindustry: Fertil ground for inclusive business. Rev. Latinoam. Admin. 43: 107-124

IZQUIERDO A. E.; C. D. DE ANGELO y T. M. AIDE 2008. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: An evaluation of the forest transition model. Ecol. Soc. 13 (2): 3. 18 pp.

KLANDERUD K.; H. Z. H. MBOLATIANA; M. N. VOLOLOMBOA-HANGY; M. A. RADIMBISON; E. ROGER; O. TOTLAND y C. RAJERIARISON. 2010. Recovery of plant species richness and composition after slash-and-burn agriculture in a tropical rainforest in Madagascar. Biodiv. Cons. 19: 187-204.

LADIO, A. 2011. Paisajes culturales de Argentina: pasado y presente desde la perspectiva etnobiológica y etnoecológica en III Jornadas Argentinas de Ecología del Paisaje, 4-6 Mayo 2011 Bariloche Argentina.

LANDIS, J. R. Y G. G. KOCH 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. Biometrics, 159-174.

JOHNSON, M. 1992. Lore: Capturing traditional environmental knowledge. Ottawa: Dene Cultural Institute IDRC.

JOLY, P.; C. MIAUD; A. LEHMANN y O. GROLET. 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy. In Newts Conservation Biology 15: 239-248.

MAGURRAN, A. E. 1988. Why diversity? In Ecological diversity and its measurement (pp. 1-5). Springer Netherlands.

MC GARIGAL, K. 2015. Fragstats help. University os Massachusetts, Amherst. http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf Fecha de consulta: 13/03/17

MC GARIGAL, K.; S. A. CUSHMAN Y E. ENE. 2012. FRAGSTAT v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en: http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html

MC GARIGAL, K. y B. J. MARKS. 1995. FRAGSTAT: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U. S. Forest Service General Technical Report PNW 351.

MALDONADO, P.; E. HOHNE y P. MALDONADO. 2006. Atlas del Gran Chaco americano. Buenos Aires, Agencia Alemana de Cooperación Técnica.

MATTEUCCI, S. D. y G. D. BUZAI. Compiladores. Sistemas Ambientales Complejos: herramientas de análisis espacial. Buenos Aires: Editorial Universitaria de Buenos Aires (EUDEBA), 1998. 476 pp. ISBN 950-23-0760-7.

MATHER, P. M. 1998. Computer processing of remotely sensed images. Chichester, John Wiley & Sons.

MERLETTI, G. 2013. Vinal, de problema agronómico a oportunidad de producción. Congreso IUFROLAT. Costa Rica.

MERLINSKY, G. 2006. La entrevista como forma de conocimiento y como texto negociado: Notas para una pedagogía de la investigación. Cinta moebio 27: 248-255. http://www.cintademoebio.uchile.cl/index.php/CDM/article/viewFile/25939/27252 Fecha de consulta: 13/03/17

MESA DE TIERRA PROVINCIAL 2006. Propuesta de política agraria para la provincia de Santiago del Estero. En Foro Nacional de la Agricultura Familiar. 3, 4 y 5 de mayo de 2006. Mendoza, Argentina.

METZGER, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? Biota Neotropica, 1(1 e 2), 1–9. Disponible en: http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/es/fullpaper?bn00701122001+pt

MINISTERIO DE ECONOMÍA DE LA PROVINCIA. 2014. Informe productivo provincial Julio 2014, Santiago del Estero. Ministerio de Economía y Finanzas Públicas. Secretaria de Política Económica y Planificación del Desarrollo.

MONTEROS, M. 1980. Aportes metodológicos de la psicología social al desarrollo de comunidades en América Latina. Revista Latinoamericana de Psicología. 12, 4.

MORELLO, J. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Morello, J.; S. Matteucci; A. Rodríguez (eds.) 1ª ed. Orientación Grafica Editora, Buenos Aires. 752 p.; 26 x 17 cm. ISBN 978-987-1922-00-0

MORELLO J. y A. F. RODRÍGUEZ. 2009. El chaco sin bosques: La Pampa o el desierto del futuro. Buenos Aires. Orientacion Grafica Editora.

NAVEH, Z. y A. LIEBERMAN 1994. Landscape ecology: theory and application. Springer-Verlag, New York.

OBSCHATKO, E. D. y M. E. ROMÁN 2006. Los pequeños productores en la República Argentina. Importancia en la producción agropecuaria y en el empleo en base al Censo Nacional Agropecuario 2002 (No. IICA E20-29). IICA, Dirección de Desarrollo Agropecuario. Proyecto de Desarrollo de Pequeños Productores Agropecuarios. Buenos Aires, Argentina.

O'NEILL, R. V., J. R. KRUMMEL, R. H. GARDNER, G. SUGIHARA, B. JACKSON, D. L. DEANGELIS, B. T. MILNE, M. G. TURNER, B. ZYGMUNT, S. W. CHRISTENSEN, V. H. DALE, y R. L. GRAHAM. 1988. Indices of landscape pattern. Landscape Ecol. 1:153-162.

OPTIMBER. 2011. Otimização e Informática. FlorExel v.3.17.01 para Windows. PR, Brasil.

PARUELO, J. M.; S. R. VERÓN; J. N. VOLANTE; L. SEGHEZZO; M. VALLEJOS; S. AGUIAR; L. AMDAN; P. BALDASSINI; L. CIUFFOLIF; N. HUYKMAN; B. DAVANZO; E. GONZÁLEZ; J. LANDESMANN Y D. PICARDI. 2011. Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales: El caso del este de Salta, Argentina. Ecología Austral, 21(2), 163-178.

PARUELO, J. M.; J. P. GHERSCHMAN; G. PIÑEIRO; E. G. JOBBAGY; S. R. VERÓN; G. BALDI Y S. BAEZA. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia. Vol X N° 2 pág. 47-61

PARUELO, J. M.; J. P. GHERSCHMAN Y S. R. VERÓN. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Ciencia Hoy volumen 15 N° 87, 14-23 pp.

PARUELO, J. M.; M. OESTERHELD; F. DEL PINO; J. P. GUERSCHMAN; S. R. VERÓN; ET AL. 2004b. Patrones espaciales y temporales de la expansión de soja en Argentina. Relación con factores socio-económicos y ambientales. Informe Final. Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección de la Facultad de Agronomía, Universidad nacional de Buenos Aires, Argentina.

PAZ, R. y C. Jara. 2014. Estructura agraria en Santiago del Estero: el proceso de territorialización de las explotaciones campesinas sin límites definidos y su tensión frente al avance del capitalismo agrario. Estudios Rurales, Vol. 4, N° 6. Disponible en http://ppct.caicyt.gov.ar/index.php/estudios-rurales/article/view/1910 Fecha de consulta 13/03/17

PERES, C.; J. BARLOW; T. GARDNER; I. GUIMARAES VIEIRA 2015. Conservação da biodiversidade em paisagens florestais antropizadas. En: Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil. Carlos Peres... (et al.) (Orgs.). Ed. UFPR. . 587 p. (Pesquisa; n. 220) Curitiba: 2013, 1° reimpresión 2015. ISBN 978-85-65888-21-9

PERFECTO I. y J. VANDERMEER. 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture-intensification model: Facing the food and biodiversity crises. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 107: 5786-5791.

PERFECTO I.; J. VANDERMEER y A. WRIGHT. 2010. Nature´s Matrix. Earthscan Ltd.

PERZ S. G.; D. L. SCOLE 2003. Social determinants of secondary forests in the Brazilian Amazon. Soc. Sci. Res. 32: 25-60.

PEET, R. K. 1974. The measurement of species diversity. Annual review of ecology and systematics, 5(1), 285-307.

PIARFON 2005. Proyecto de investigación aplicada a los recursos forestales nativas. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina

POKORNY, B.; J. GODAR; L. HOCH; J. DE KONING; G. MEDINA; R. STEINBRENNE; V. VOS Y J. WEIGELT 2011. La produccion familiar como alternativa de un desarrollo sostenible para la Amazonía. Lecciones aprendidas de iniciativas de uso forestal por productores familiares en la amazonía boliviana ecuatoriana y peruana. Center for International Forestry Research (CIFOR). ISBN: 978-602-8693-33-2

R DEVELOPMENT CORE TEAM 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

RAMBALDI G.; A. KWAKU KYEM; M. MCCALL y D. WEINER. 2006. Participatory Spatial Information Management and Communication in Developing Countries. EJISDC 25, 1, 1-9.

RAVINA, N. 2016. Uso del suelo y desmonte en diferentes tipos de productores. Un análisis para el departamento Moreno, Santiago del Estero. En: Transformaciones agrarias argentinas durante las últimas décadas. Una visión desde Santiago del Estero y Buenos Aires. Coordinadoras Marcela Román y María del Carmen González. Pp. 125:142. ISBN 978-987-3738-04-3. Editorial Facultad de Agronomía FAUBA.

REDAF. 2013. Bosques nativos y deforestación en la provincia de Santiago del Estero. Informe para la Mesa Zonal del Ámbito de Tierras (MeZAT) de Añatuya. Departamentos Avellaneda, General Taboada, Juan Felipe Ibarra y Sarmiento. Observatorio de Tierras, Recursos Naturales y Medioambiente.

REDAF 1999. Zonificación de la Región del parque Chaqueño. En: Estudio Integral de la Región del Parque Chaqueño. Secretaria de Recursos naturales y Desarrollo Sustentable. [en línea] [Fecha de consulta: Agosto 2013]. Disponible en: <http://www.ambiente.gov.ar/?idarticulo=944>.

RENJIFO, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. Ecological Applications 11: 14-31.

RISSER, P.G.; J.R. KARR Y R.T.T. FORMAN 1984. Landscape ecology, directions and approaches. Illinois Natural History Surveys. Special Publications, 2: 1-18.

RIITTERS, K.H.; R.V. O'NEILL; C.T. HUNSAKER; J.D. WIKHAM; D.H. YANKEE; S.P. TIMMINS; K.B. JONES Y B.L. JACKSON 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. Landscape Ecology 10: 23-39.

RIOS, N.; M. CEJAS; M. MALDONADO 2008. El vinal (Prosopis ruscifolia Griseb.) Una especie importanye en el Gran Chaco Americano, Argentina. Foresta Veracruzana 10 (2): 17-26.

ROMME, W. H. 1982. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. Ecol. Monogr. 52:199-221.

RUDEL T. K.; O. T. COOMES; E. MORAN; F. ACHARD; A. ANGELSEN; J. XU; E. LAMBIN 2005. Forest transition: towards a global understanding of land use change. Global Env. Change 15: 23-31.

SANQUETTA, C. 2009. Inventários florestais: planejamento e execução. 2ª Edição. Curitiba: Multi-Graphic Gráfica e Editora. 316 p

SCHMOOK, B. y C. RADEL, C. 2008. International la- bor migration from a tropical development frontier: Globalizing households and an incipient forest transition. Human Ecol. 36: 891-908.

SCHUSCHNY, A.R. 1998. El estudio del medio ambiente desde las Ciencias de la complejidad. En Sistemas Ambientales Complejos: herramientas de análisis espacial. Matteucci, S. D. y G. D. Buzai. Compiladores. Sistemas Ambientales complejos: herramientas de análisis espacial. Editorial Universitaria de Buenos Aires (EUDEBA), Buenos Aires, Argentina. 476 pp. ISBN 950-23-0760-7.

SENILLIANI, M. G.; NAVALL, M. 2006. Parámetros dasométricos de plantaciones de *Prosopis alba* Griseb (algarrobo blanco) del área de riego de la Provincia de Santiago del Estero. En: II Jornadas Forestales de Santiago del Estero.

SHANIN, T. 1973. The nature and logic of peasant economy. Journal of Peasant Studies 1(1): 63-808

STALL, D. 2012. Avaliação econômica e análise de sensibilidade de regimes de manejo em florestas de *Pinus taeda* L. no planalto serrano de Santa Catarina. Tesis (Mestrado em Ciências Florestais) Universidade Federal do Paraná. Curitiba.

SUMMERVILLE, K.S. & CRIST, T.O. 2001. Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera). Ecology 82: 1360-1370.

TENZA PERAL, A.; L. GARCÍA-BARRIOS y A. GIMÉNEZ CASALDUERO. 2011. Agricultura y conservacion en latinoamerica en el siglo XXI: ¿Festejamos la "transicion forestal" o construimos activamente "la matriz de la naturaleza"? *Interciencia*, *36*(7), 500–508

THREN, M. 1994. Inventario forestal de la provincia de Santiago del Estero, Departamentos Copo y Alberdi. Convenio Provincia de Santiago del Estero.

TNC, FVSA y WCSB 2005. Evaluacion Ecorregional del Gran Chaco Americano/Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment. Buenos Aires: FVSA

TOLEDO, V. M., & BARRERA-BASSOLS, N. (2008). La memoria biocultural: la importancia ecológica de las sabidurías tradicionales (Vol. 3). Icaria editorial.

TORRELLA S.; R. GINZBURG; J. ADÁMOLI y L. GALETTO. 2013. Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. Forest Ecology and Management 307: 147–154

TORRELLA, S. A. y J. Adámoli. 2005. Ecorregión Chaco Seco. En *La Situación Ambiental Argentina 2005* (pp. 74-100). Disponible en: http://www.fvsa.org.ar/situacionambiental/navegador.html Fecha de consulta 13/03/17

TRICART, J.J.L. 1979. Paysage et écologie. Revue de Géomorphologie dynamique: géodynamique externe. Études intégrée du milieu naturel, XXVIII, n.3, p. 81-95.

TROLL, C. 1971. Landscape ecology (geo-ecology) and biogeocenology: a terminological study. Geoforum 8: 43-46.

TURNES, M. G. Y R. H. GARDNER. 1991. Quantitative methods in landscape ecology. Ecological Studies 82. Springer-Verlag, New York. 536 pp.

TURNER, M. G. 1990a. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. Landscape Ecology 4:21- 30.

TURNER, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annual Review of Ecology Systematic 20:171-197.

UMSEF. 2012. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Período 2006-2011. Regiones Forestales Parque Chaqueño, Selva Misionera y Selva Tucumano Boliviana. SAyDS.

URBAN, D.; R. V. O'NEILL y H. J. R. SHUGART. 1987. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. BioScience 37: 119-127

VANDERMEER, J.; B. B. LIN 2008. The importance of matrix quality in fragmented landscapes: Understanding ecosystem collapse through a combination of deterministic and stochastic forces. Ecol. Complex. 5: 222-227.

VANDERMEER J.; I. PERFECTO 2005. The future of farming and conservation. Science 308:1257-1258.

VANDERMEER J.; R. CARVAJAL R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. Am. Nat. 158: 211- 220.

VOLANTE, J. N.; D. ALCARAZ-SEGURA; M. J. MOSCIARO; E. F. VIGLIZZO y J. M. PARUELO. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. Agriculture, Ecosystems and Environment, 154: 12-22.

VOLANTE, J. N.; J. M. PARUELO; L. VALE; C. MORALES y S. SUHRING. 2009. Dinámica espacial y temporal de la deforestacion en la region Chaqueña del Noroeste Argentino período 19787-2007. INTA/LART-FAUBA

VOLANTE, J. N; M. J. MOSCIARO; L. VALE; Y. NOE; H. ELENA; M. C. MORALES; H. P. PAOLI y J. M. PARUELO. 2008. Caracterizacion de 30 años (1976-2006) de avance de la frontera agropecuaria en el noroeste argentino.

WHITTAKER, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 213-251.

YUNI Y URBANO, 2005. Mapas y herramientas para conocer la escuela: investigación etnográfica e investigación-acción- 3° ed.-Córdoba: Brujas, 2005. 282 p.; 21 x 14 cm ISBN 978-1142-97-8.

ZAFFANELLA, M. 1983. Aplicación del relevamiento agroecológico al estudio de problemas agronómicos de la región chaqueña semiárida argentina. IDIA, Suplemento 86: 58-79

ZAK, M. R.; M. CABIDO y J. G. HODGSON. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? Biological Conservation 120: 589-598

ZÓTTOLA, L. 2014. Un diálogo posible: psicologia socio-comunitaria y epistemologias del sur. Para dar respuestas a las disputas que ponen en riesgo a las poblaciones. Portugal. Coimbra. Simposio Internacional Colloquium Epistemologies of the South, South. Centro de Estudios Sociales. Universidad de Coimbra. Portugal.

ANEXO

TABLA 33. FÓRMULAS ANÁLISIS FITOSOCIOLÓGICO

PARÁMETRO FITOSOCIOLÓGICO	FORMULA	DESCRIPCION
Densidad relativa	DR (%)= n_i N/ha Siendo: n_i = Número de árboles de la especie *i* N/ha = Número total de árboles por hectárea.	Porcentaje de participación de cada especie en relación al número total de árboles de la parcela que se considera como 100%
Dominancia relativa	DoR(%)= g_i/ha G/ha Siendo: g_i/ha = Área basal de cada especie i por hectárea G/ha = Área basal total por hectárea	Porcentaje de participación de las especies en relación al área basal total.
Frecuencia relativa	FR (%)= Fa*i* $\sum_{i=1}^{n} Fa$ Siendo: Fa *i* = Frecuencia absoluta de la especie *i*	Porcentaje de ocurrencia de una especie en relación a las demás.
Índice de valor de cobertura	IVC (%)= DR + DoR 2 Donde: DR= Densidad relativa DoR = Dominancia relativa	Importancia de una especie expresada a partir del número de árboles (densidad) y sus dimensiones (dominancia); determina el espacio que ocupa la especie dentro de la masa forestal.
Índice de valor de importancia	IVI (%)=DR + DoR + FR Siendo: DR = Densidad relativa DoR = Dominancia relativa FR = Frecuencia relativa	Expresa la importancia de cada especie en la estructura florística.

Posición sociológica relativa	PSR (%)= PSa $\sum_{i=1}^{n} PSa$ Siendo: PSa = Posición Sociológica absoluta	La posición sociológica relativa de cada especie informa sobre la composición florística de los distintos subestratos de la vegetación, y del papel que juegan las diferentes especies en cada uno de ellos (Hosokawa, 1986).
Regeneración natural relativa	RNR (%)= (DR RN + FR RN + CTr RN) / 3 Siendo: DR RN =Densidad relativa de la reg. Natural FR RN = Frecuencia relativa de la reg. Natural CTr RN = Categoría de tamaño relativa de la reg. natural	Permite estudiar las condiciones en que se encuentra la regeneración natural.
Índice de valor de importancia ampliado	IVIA (%)=IVI + PSR + RNR	Indica la importancia fitosociológica de cada especie considerando la heterogeneidad e irregularidad entre los estratos.

Fuente: la autora, a partir de Acosta *et al.,* (2006)