

Caracterización de sistemas socio-ecológicos en el Gran Chaco: ¿dónde, cuándo y cómo se transforma el territorio?

*Tesis presentada para optar al título de Doctora de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencias Agropecuarias*

María Vallejos

Ingeniera Agrónoma – Universidad de Buenos Aires - 2009

Lugar de trabajo: Instituto de Investigaciones Fisiológicas y
Ecológicas vinculadas a la Agricultura (IFEVA)

Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

José María Paruelo

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

PhD (Colorado State University)

Co-director de tesis

Domingo Alcaraz-Segura

Licenciado en Ciencias Ambientales (Universidad de Almería)

PhD (Universidad de Almería)

Consejero de Estudios

Esteban Jobbágy

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

PhD (Duke University)

JURADO DE TESIS

Ignacio Gasparri

Ingeniero Forestal (Universidad Nacional de la Plata)

PhD (Universidad Nacional de Tucumán)

Juan Pablo Tittonell

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Lomas de Zamora)

PhD (Wageningen University)

Unai Pascual

Grado en Economía (Universidad del País Vasco)

PhD (University of York).

Fecha de defensa: 28 de marzo de 2017

Al pueblo argentino

Agradecimientos

A José, porque es ejemplo, por su entrega, sus consejos, porque además de abrir el camino formó esta gran familia que es el LART y me hizo parte

A Susana, que sin saberlo es el primer eslabón de esta cadena

A Mingo, por su confianza, su amistad, porque me abrió al mundo y a su equipo

A Esteban, por sus consejos, su entusiasmo contagioso

A Lola, su dulzura, su paz, su sonrisa permanente

A Oggi, su paciencia, su coherencia, los primeros pasos en el LART

A los compañeros del LART: Cami, Seba, Pablo, Lau, Hernán, Marcos, Lu, Gonza, Gabi, Juli

A los compañeros de Métodos: Santiago, Carlos, Fernando, Pedro, Carina, Laura

A los compañeros de la Universidad de Granada y Almería: Bea, Migue, Javi, Elena, Antonio, Julio, David, Manu, Javier, Andrés

Al Laboratorio de Teledetección y SIG del INTA Cerrillos: José Volante y equipo

A la Redaf, en especial a Ana Alvarez

A Fede, por acompañarme gran parte del camino

A mis papás, Carlos y Juana, por cada abrazo y los sueños de un mundo mejor

A mis hermanos, Juan, Ana y Clara, que son todo

A Irupé y Camilo, por la alegría que atraviesa océanos

A Baila la Chola, por la música, el arte y el compromiso

Al Gato Gordo, mi segunda familia, amigos para siempre

Al CONICET por financiar y hacer posible este doctorado

A la Facultad que me tocó vivir: a los docentes, no docentes y estudiantes

A la Universidad: Pública, Gratuita y de Calidad

"Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución."

Publicaciones derivadas de la tesis

Vallejos, M., J.N. Volante , M.J. Mosciaro, L.M Vale, M.L. Bustamante y J.M. Paruelo. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*. 123:3-11. [doi:10.1016/j.jaridenv.2014.11.009](https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.11.009).

Índice general

Índice general	viii
Índice de Tablas	xi
Índice de Figuras	xii
Resumen	xvii
Abstract	xviii
Capítulo 1 . Introducción general	2
1.1. Los cambios en el uso del suelo a escala global.....	2
1.2. Cuantificación de los Servicios Ecosistémicos	4
1.3. Funcionamiento ecosistémico y nivel de transformación	6
1.4. Los sistemas socio-ecológicos.....	7
1.5. La importancia del Gran Chaco como región de estudio	9
1.6. Objetivos y organización de la tesis	11
Capítulo 2 . Dinámica de las transformaciones de la cobertura natural en el Chaco Seco Sudamericano a nivel de lote. ¿Dónde y cuándo se deforesta?	15
2.1. Introducción.....	15
2.1.1. La transformación de los ambientes naturales en la región chaqueña.....	15
2.1.2. Fases de explotación en el Chaco	15
2.1.3. Consecuencias de la deforestación	16
2.1.4. El monitoreo de la deforestación	17
2.2. Objetivos	18
2.3. Materiales y métodos.....	18
2.3.1. Área de estudio	18
2.3.2. Procesamiento de imágenes y desarrollo de la base de datos geo-espacial ...	19
2.4. Resultados y discusión	22
2.4.1. Evaluación de la base de datos	22
2.4.2. Dinámica de las transformaciones en la cobertura natural	23
2.4.3. Tamaño de lotes	28
2.4.4. Análisis a nivel de “parche” del área transformada.....	30
2.5. Discusión	32
Capítulo 3 . Integración de procesos biofísicos y sociales para definir Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas en la región chaqueña argentina.	35
3.1. Introducción.....	35
3.1.1. El estudio de los sistemas socio-ecológicos	35
3.1.2. La zonificación en el Ordenamiento Territorial Rural. ¿Qué mapear?	35

3.1.3. Aproximación "top-down" vs. "bottom-up"	36
3.1.4. El enfoque funcional: De Tipos Funcionales de Plantas (TFP) a Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFE).....	37
3.1.5. Un nuevo concepto: Los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE).38	
3.2. Objetivos	41
3.3. Materiales y métodos.....	41
3.3.1. Extensión del estudio y resolución del análisis	41
3.3.2. Variables seleccionadas	43
3.3.3. Clasificación, mapeo y descripción de TFSE	44
3.4. Resultados	46
3.4.1. Correlación entre las variables explicativas	46
3.4.2. Definición y descripción de los TFSE	48
3.4.3. Localización y descripción de los grupos y subgrupos TFSE	51
3.5. Discusión	56
3.5.1. Describir la heterogeneidad	56
3.5.2. Acerca de las variables seleccionadas	58
3.5.3. Aplicación de TFSE para la planificación del territorio rural	59
3.5.4. Próximos pasos y consideraciones finales	60
Capítulo 4 . Demanda y provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco Salteño. ¿Cómo se ven afectados los pueblos originarios por la deforestación y degradación?.....	63
4.1. Introducción.....	63
4.1.1. Aspectos socio-demográficos del Chaco Salteño y conflictos en torno al uso de la tierra	63
4.1.2. El análisis social para la identificación de los actores vulnerables frente a los Cambios en el Uso del Suelo	65
4.1.3. Estimación de la provisión de Servicios Ecosistémicos	66
4.1.4. Estimación de la demanda de Servicios Ecosistémicos.....	67
4.2. Objetivos	68
4.3. Materiales y métodos.....	68
4.3.1. Región de estudio	68
4.3.2. Mapa de actores para la identificación de actores vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo	71
4.3.3. Estimación del área de demanda potencial y efectiva de Servicios Ecosistémicos	72
4.3.4. Estimación de tendencias en la provisión de Servicios Ecosistémicos intermedios en el área de demanda	74
4.4. Resultados	75

4.4.1. Mapa de actores para la identificación de actores vulnerables.....	75
4.4.2. Evolución del área de uso remanente para las comunidades.....	77
4.4.3. Tendencias de productividad primaria en el área de uso remanente	78
4.5. Discusión	81
Capítulo 5 . Discusión general.....	85
5.1. Contribuciones y resultados más importantes de la tesis	85
5.2. El monitoreo de los cambios en el uso del suelo.....	86
5.3. El valor de la perspectiva socio-ecológica para ordenar el territorio	89
5.4. Impacto de los cambios en el uso del suelo sobre la provisión de servicios ecosistémicos para la toma de decisiones.....	91
5.5. Consideraciones finales	92
Referencias.....	94
Anexos	117
Anexo 1	118
Anexo 2	123
Anexo 3	123
Anexo 4	124
Anexo 5	125
Anexo 6	126

Índice de Tablas

Tabla 2.1. Conjunto de métricas para medir la fragmentación de parches de áreas transformadas a nivel de paisaje (200 m agregación, agrupando conjuntos de lotes sin considerar las cortinas forestales) en la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano, para los años 1976, 1986, 1996, 2006 y 2012, en Argentina, Paraguay y Bolivia. Las barras de colores representan las diferencias relativas entre años en un índice y país particular. TA = área total (ha), MPS = tamaño medio del parche (ha), PSCOV = variación porcentual MPS (%), NUMP = número de parches, DENS = densidad de parches (parches/10 km ²), TE = perímetro total de bordes (m), MSI = Índice medio de forma.	30
Tabla 3.1. Tabla comparativa de enfoques funcionales para la clasificación de: a) plantas (<i>Tipos Funcionales de Plantas</i>), b) ecosistemas (<i>Tipos Funcionales de Ecosistemas</i>), c) agentes (<i>Tipos Funcionales de Agentes</i>), y d) socio-ecosistemas (<i>Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas</i>).	40
Tabla 3.2. Variables utilizadas para la definición de los TFSE a nivel de radio censal.	45
Tabla 3.3. Análisis de Componentes Principales. Se muestra el desvío estándar de cada eje, la proporción de la varianza explicada por cada componente principal y la proporción acumulada. Son necesarios 10 ejes para explicar el 82,4% de la variabilidad de los datos	49
Tabla 3.4. Autovectores del PCA. Se observa para cada uno de los 17 ejes del PCA la correlación de las variables que explican la variabilidad de ese eje o componente principal. BN: superficie de bosques nativos; EV.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFORR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario.	51
Tabla 4.1. Población total, población indígena y % de población indígena respecto al total para los cinco departamentos y diecisiete municipios de la zona de estudio ..	71

Índice de Figuras

Figura 1.1. Modelo conceptual que ilustra los efectos directos e indirectos del ser humano en el sistema Tierra, detallando los principales componentes del Cambio Global (adaptado de Vitousek et al. 1997).	3
Figura 1.2. Esquema general en donde se muestra el vínculo existente entre los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas con el bienestar humano. Los servicios intermedios se encuentran determinados por la estructura y funcionamiento del ecosistema, y a su vez, por el nivel de stress y perturbación en el mismo. Las funciones de afectación relacionan los niveles de perturbación (ej: área deforestada) con la provisión de servicios intermedios. A su vez, las funciones de producción relacionan a los servicios intermedios con los finales, que a su vez determinan los beneficios que percibe el ser humano, según necesidades, intereses y valores.	5
Figura 1.3. Diagrama conceptual que muestra los principales componentes de los sistemas socio-ecológicos (modificado de Martín-López et al. 2009). Estos sistemas están jerárquicamente organizados ya que los diferentes componentes sociales y ecológicos interactúan en diferentes escalas espacio-temporales, desde la escala global a la local. El sistema social está compuesto por los actores a nivel local a global, y sus interrelaciones. Este sistema social demanda servicios ecosistémicos y se beneficia de éstos –dado que el flujo de servicios influye en el bienestar humano- y lleva a cabo intervenciones (pesca, agricultura, desmonte, etc.) que modifican directa o indirectamente el funcionamiento y estructura de los ecosistemas. En el sistema ecológico también pueden distinguirse múltiples escalas de análisis que se interrelacionan entre sí. Este sistema provee servicios ecosistémicos a la sociedad.	8
Figura 1.4. Ecorregión del Gran Chaco sudamericano (cartografiado por Olson et al. 2001), incluyendo la porción argentina, boliviana, paraguaya, y una pequeña parte brasilera.	10
Figura 1.5. Estructura general de la tesis.	13
Figura 2.1. Distribución de escenas <i>Landsat</i> en el área de estudio.	19
Figura 2.2. <i>Izq:</i> Distribución espacial de las áreas transformadas 1976-2012 en la eco-región del Chaco Seco Sudamericano. El color gris más oscuro corresponde a las áreas protegidas dentro de la región. <i>Der:</i> Detalle de lotes transformados en tres zonas de Bolivia (1), Paraguay (2) y Argentina (3).	24
Figura 2.3. (a) Área transformada acumulada para el período 1976-2012, (b) Tasa de transformación anual "q%" (FAO, 1995) en el período 1976-2012 en la porción argentina, boliviana y paraguaya del Chaco Seco.	25
Figura 2.4. Tasa de transformación anual "q%" (FAO 1995) para los cinco períodos de análisis (1940-1976, 1976-1986; 1986-1996; 1996-2006; 2006-2012) por país, en la porción correspondiente a la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano.	26
Figura 2.5. (a) Área natural remanente (miles de ha) y (b) Tasa de transformación anual "q%" (FAO, 1995) durante cinco períodos (1940-1976, 1976-1986; 1986-1996; 1996-2006; 2006-2012) en unidades administrativas secundarias	

- correspondiente a la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano. Para cada unidad administrativa secundaria, se evaluaron las tendencias de acuerdo con el modelo de mejor ajuste según coeficiente de determinación. *ns*: regresión no significativa; **: regresión lineal; * regresión exponencial. 27
- Figura 2.6.** Evolución del tamaño medio de lote desde 1976 hasta 2012 para los cinco períodos de análisis (1940-1976, 1976-1986; 1986-1996; 1996-2006; 2006-2012) por país, en la porción correspondiente a la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano. El tamaño medio de lote aumentó en Paraguay y Argentina, mientras que en Bolivia disminuyó. 28
- Figura 2.7.** Distribución de frecuencias relativas (a cada año) para distintas categorías de tamaño de lotes transformados en los cinco períodos de análisis (1940-1976, 1976-1986; 1986-1996; 1996-2006; 2006-2012) por país, en la porción correspondiente a la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano. Significancia de las regresiones: *ns*: regresión no significativa; *: $p < 0,5$; **: $p < 0,05$; ***: $p < 0,01$ 29
- Figura 2.8.** Distribución de frecuencias relativas (a cada año) para distintas categorías de tamaño de parches transformados (lotes agregados a 200 m, descontando las cortinas forestales) a nivel de paisaje en los cinco períodos de análisis (1940-1976, 1976-1986; 1986-1996; 1996-2006; 2006-2012) por país, en la porción correspondiente a la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano. Significancia de regresiones: *ns*: regresión no significativa; *: $p < 0,5$; **: $p < 0,05$; ***: $p < 0,01$ 31
- Figura 3.1.** El área de estudio comprende 10 provincias y 116 departamentos correspondientes a la ecorregión chaqueña argentina (chaco seco y chaco húmedo). 42
- Figura 3.2.** Diagrama conceptual de los elementos que componen un sistema socio-ecológico. Elaboración propia a partir de Resilience Alliance (2010). 43
- Figura 3.3.** Análisis de correlación entre las variables explicativas. El coeficiente de correlación entre dos variables se encuentra representado por elipses (cuanto más pronunciada es la forma del elipse mayor es la correlación). A la izquierda del gráfico se observa la leyenda para los coeficientes de correlación entre las variables (grados de azul para correlaciones positivas y grados de rojo para correlaciones negativas). Elaborado con el paquete *corrplot* de R. BN: superficie de bosques nativos; EV.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFORR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario. 47
- Figura 3.4.** Análisis jerárquico para la determinación de los grupos y sub-grupos de Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas. Se incluyeron 330 radios censales en el

análisis. Se realizó un primer corte para la determinación de 3 grupos y un segundo corte para la determinación de 8 sub-grupos. 49

Figura 3.5. Análisis de componentes principales para los 8 subgrupos de TFSE. El primer eje explica el 21,6% de la variabilidad de los datos, mientras que el segundo eje, el 10,9%. BN: superficie de bosques nativos; EV.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFORR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario. 50

Figura 3.6. Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE) correspondientes al año 2001, derivados a partir de datos censales e información proveniente de imágenes de satélite MODIS, a nivel de radio censal en el área de estudio. Los diagramas en "flor" ubicados a la izquierda y derecha del mapa ilustran la cuantificación relativa al máximo de cada variable utilizada para la conformación de los TFSE según la longitud de los pétalos (ver colores en la leyenda de abajo). Cada flor representa el conjunto de variables que definen un sub-grupo de TFSE. Existe una variación entre los sub-grupos dentro de un grupo, pero es menor que la variación entre grupos. BN: superficie de bosques nativos; EV.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFORR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario..... 53

Figura 3.7. Caracterización Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE) a nivel de *grupo* en términos de las variables utilizadas para su conformación. Los diagramas de caja y bigote muestran los cuartiles Q1, Q2 (mediana) y Q3, y la dispersión de cada variable para cada uno de los tres grupos de TFSS. En rojo: *grupo 1*; en verde: *grupo 2*; en azul: *grupo 3*. BN: superficie de bosques nativos; EV.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFORR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario..... 54

Figura 3.8. Caracterización Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE) a nivel de *sub-grupo* en términos de las variables utilizadas para su conformación. Los diagramas de caja y bigote muestran los cuartiles Q1, Q2 (mediana) y Q3, y la dispersión de cada variable para cada uno de los tres grupos de TFSS. En gama de rojos (amarillo, naranja y rojo): *sub-grupos 1a, 1b y 1c*; en gama de verdes (verde claro y oscuro): *sub-grupo 2a y 2b*; en gamas de azules (celeste claro, celeste oscuro y azul petróleo): *sub-grupo 3a, 3b y 3c*. BN: superficie de bosques nativos; EV.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFORR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario..... 55

Figura 4.1. Principales conceptos relacionados con los esquemas de clasificación de servicios ecosistémicos adoptadas por el Millennium Ecosystem Assessment (2005) y el desarrollado por Fisher et al. (2009). Las flechas negras indican la relación entre las diferentes categorías de servicios ecosistémicos y la estructura y funcionamiento ecosistémico. Tal relación se define a través de las funciones de producción. Las líneas de puntos representan la relación entre las categorías de SE. Las líneas discontinuas representan la influencia de las necesidades, intereses y valores de los seres humanos en la definición de los SE y en los beneficios en los dos esquemas clasificación (adaptado de Volante et al. 2012)..... 64

Figura 4.2. *Izq arriba:* Ubicación del área de estudio (con borde rojo) en la porción del chaco salteño. Se muestra la precipitación media anual (Hijmans et al. 2005) en el continente sudamericano. *Izq abajo:* Cinco departamentos de estudio, en la provincia de Salta. *Der:* Municipios pertenecientes a la zona de estudio. Los puntos negros representan la ubicación de las 202 comunidades originarias relevadas en la zona (Leake 2008). Se muestran los lotes deforestados antes y después del año 2000 (datos actualizados hasta fines del 2015 <http://monitoreodesmonte.com.ar/>). En el departamento de Rivadavia se encuentra casi la mitad (48%) de las comunidades censadas, en San Martín el 39%, en Anta el 12% y el 1% restante se distribuye entre Metán y Orán. 70

Figura 4.3. *Izq:* Distancia media recorrida por integrantes de las comunidades (Leake 2008) para las actividades. Se muestra el desvío estándar de los datos con líneas punteadas. El número de muestras se encuentra entre paréntesis al lado de cada actividad del *eje x*. Los límites para la delimitación de los buffers utilizados para la estimación del área de demanda potencial de servicios ecosistémicos se encuentra marcada en tres colores. *Der:* Área de demanda potencial de servicios ecosistémicos para las 202 comunidades censadas, calculadas según las distancias medias recorridas para el aprovechamiento de tres tipos de recursos (áreas buffer). Los puntos negros representan la ubicación de las comunidades. Las líneas negras

- representan las distancias recorridas por miembros de las comunidades (no todas las comunidades están censadas). 73
- Figura 4.4.** Representación esquemática del área de demanda potencial (*izq*) y el área de uso efectiva o remanente (*der*), en los tres buffers (08, 14 y 18 km de radio) centradas en cada una de las 202 comunidades, para el período 2000-2015..... 74
- Figura 4.5.** Mapa de actores de la zona de estudio. Se incluyen los actores relevantes para la problemática principal de la zona (las transformaciones en el uso del suelo). Los actores están dispuestos según su grado de poder y nivel de dependencia frente al uso y gestión de los servicios ecosistémicos. Las flechas rojas y verdes indican relaciones de conflicto y sinergia entre los actores. 76
- Figura 4.6.** Evolución promedio del área de uso remanente para las 202 comunidades analizadas en el este de Salta. Las unidades están relativizadas a la superficie demandada (o área de uso potencial). Se muestran los valores para los tres buffers en el período 2001-2015. 77
- Figura 4.7.** Promedio de pendientes significativas de EVI por departamento para las tres áreas buffer. Se usaron series temporales del producto EVI (MOD13Q1) y se calcularon las pendientes utilizando la prueba Mann Kendall para evaluar significancia. Para la medición de EVI año a año en el período 2001-2015 se consideró el área de uso efectiva anual, es decir descontando los píxeles coincidentes con áreas desmontadas en cada año. Para esto se utilizó la base de datos elaborada en el Capítulo 2 (actualizada en <http://monitoreodesmonte.com.ar>). No se observaron tendencias positivas significativas. Los porcentajes que acompañan cada barra representan el porcentaje de comunidades con pendiente negativa significativa (valor relativo a las comunidades presentes en cada departamento). 79
- Figura 4.8.** Dinámica estacional de la EVI (*Enhanced Vegetation Index*) para las tres áreas buffer (8, 14 y 18 km). En el eje de la izquierda se muestra la media anual de EVI. En el primer eje de la derecha se muestra el porcentaje de comunidades con tendencias mensuales significativas positivas (azul) y negativas (rojo) ($p < 0.05$) para el período 2001-2015. En el segundo eje de la izquierda se muestran las tendencias promedio para cada mes positivas (línea punteada azul) y negativas (línea punteada roja). 80
- Figura 5.1.** Comparación de la base de datos geo-espacial elaborada en el Capítulo 2 a escala de lote (*izquierda*) y la elaborada por Hansen et al. (2013) (*derecha*) a escala de píxel. La base de datos propia se encuentra disponible en www.monitoreodesmonte.com.ar/descargas para su descarga en formato *vectorial*, mientras que la de Hansen et al. (2013) se encuentra disponible para su descarga en formato *raster* en <http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>. Se observan algunas diferencias en la clasificación de los años, y el efecto del "bandeado" proveniente de las imágenes *Landsat 7* (que posee una falla técnica en el sensor). 88

TÍTULO: Caracterización de sistemas socio-ecológicos en el Gran Chaco: ¿dónde, cuándo y cómo se transforma el territorio?

Resumen

La expansión agrícola en la ecorregión del Gran Chaco es en la actualidad uno de los problemas ambientales más complejos y preocupantes del Cono Sur, por la rapidez de los cambios, sus consecuencias ambientales y problemáticas sociales que desencadena. El objetivo general de esta tesis caracterizar los procesos de transformación de la cobertura de vegetación natural en el Chaco Seco sudamericano y estudiar sus consecuencias sobre actores sociales vulnerables. Para esto se elaboró una base de datos geo-espacial de lotes deforestados (período 1976-2012), se exploró la influencia de los cambios en el uso del suelo en la configuración socio-ecológica del territorio, y se estimaron las caídas en la provisión de servicios ecosistémicos *intermedios* causada por la deforestación y degradación del bosque para los actores más vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo (comunidades de pueblos originarios). Se observaron tasas de transformación anual crecientes entre 1976 y 2012, y hacia finales de 2012, 15,8 millones de hectáreas de cobertura original en el Chaco Seco habían sido transformadas a tierras de cultivo o pastizales. Se aplicó un nuevo marco conceptual y metodológico para la caracterización de *Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas* (TFSE) en la región de estudio, integrando aspectos biofísicos y sociales en porciones definidas del territorio, cuya identificación y mapeo permitiría mejorar los esquemas de planificación y gestión del territorio. El área de uso de las comunidades para obtener productos básicos de subsistencia (servicios *finales*) no sólo se vio reducida, sino que disminuyó la provisión de servicios ecosistémicos *intermedios* del área de bosque remanente en los últimos 15 años, considerando cantidad total y distribución anual (duración de la estación productiva). La metodología e información generadas en este trabajo son útiles para evaluar las consecuencias socio-ambientales de la deforestación y asistir a la planificación territorial.

Palabras clave: Sistemas socio-ecológicos, cambios en el uso del suelo, deforestación, sensores remotos, servicios ecosistémicos.

TITLE: Characterization of Socio-Ecological Systems in the Gran Chaco: ¿Where, When and How is the Territory Transformed?

Abstract

The agricultural expansion in the Gran Chaco ecoregion is currently one of the most challenging and worrying problems in the Southern Cone, due to the speed of the changes, its environmental consequences and the social issues that it triggers. The overall objective of the thesis is to characterize the natural cover transformation in the South American Dry Chaco and to study its consequences on the most vulnerable social actors. To this aim, a geospatial database of deforested plots was prepared (1976-2012 period), influence of land use changes in the social-ecological configuration of the territory was explored, and drops in *intermediate* ecosystem services supply caused by deforestation and forest degradation were estimated for the most vulnerable actors against land use changes (indigenous peoples communities). Increasing annual rates of deforestation were observed between 1976 and 2012, and by the end of 2012, 15.8 million hectares of original forest in the Dry Chaco had been converted to cropland or pasture. A new conceptual and methodological framework for characterizing *Social-Ecological Functional Types (SEFT)* was applied in the study region, integrating biophysical and social aspects in defined portions of the territory, whose identification and mapping would improve planning schemes and land use management. The communities usage area for basic subsistence products (*final* services) was not only reduced, but the *intermediate* ecosystem services supply in the remaining forest area was reduced in the last 15 years, considering total quantity and its annual distribution (duration of productive season) decreased. The methodology and information generated in this study are useful for evaluating the social and environmental consequences of deforestation and to assist the land use planning.

Key words: Socio-Ecological Systems, Land Use Changes, Deforestation, Remote Sensing, Ecosystem Services.

Capítulo 1

Introducción general

Capítulo 1. Introducción general

1.1. Los cambios en el uso del suelo a escala global

Durante los últimos 60 años, la actividad humana ha cambiado a los ecosistemas a una tasa y extensión mucho mayor que en cualquier otro período comparable de la historia (Steffen et al. 2015). El número de investigaciones que alertan sobre estos impactos está creciendo notablemente (Foley et al. 2005, Rockström et al. 2009, Blomqvist et al. 2013). Cada vez existen más pruebas de que el funcionamiento de los ecosistemas se está viendo afectado por los seres humanos en un grado que pone en peligro su capacidad de recuperación.

El término "Antropoceno" (Crutzen 2002) se acuñó para denominar la era geológica, -suplementaria al Holoceno- en donde domina la acción humana. Según un estudio realizado por Vitousek et al. (1997), entre un tercio y la mitad de la superficie terrestre ha sido transformada por la acción humana. Para Ellis et al. (2010), el 55% de los biomas de la Tierra ya han sido convertidos a tierras de cultivo, pasturas, asentamientos humanos y otros usos. En palabras de Vitousek, "...está claro que vivimos en un planeta dominado por humanos". Al conjunto de todos estos cambios ambientales influenciados por las actividades humanas, con efectos que trascienden el ámbito local o regional para afectar el funcionamiento global del sistema Tierra, se le ha denominado Cambio Global (Steffen et al. 2005).

La transformación de tierras para la producción de alimentos representa la alteración humana más importante a nivel global (Turner et al. 1993, Lambin et al. 1999). Vitousek et al. (1997) proponen un modelo conceptual que permite analizar los efectos directos e indirectos de la actividad humana sobre la Tierra (Figura 0.1). El crecimiento poblacional y el aumento de la demanda de alimentos y energía son considerados los principales motores de las transformaciones. Los cambios en el uso y cobertura del suelo tienen consecuencias directas sobre la pérdida de biodiversidad (el componente biótico), pero además altera la forma en que el ecosistemas interactúan con la atmósfera (el componente abiótico). En particular, afectan al clima a través de alteraciones biogeoquímicas (ej. cambio en el ciclo de nutrientes) y biogeofísicas (ej. cambios en el albedo) (Vitousek 1994, Foley et al. 2005), los cuales generan cambios en los flujos de radiación, el calor y la evapotranspiración, e impactan tanto en el clima local como en el regional (Pielke et al. 2002, Bonan 2008).

En la actualidad, la deforestación es considerada uno de los principales cambios en el uso del suelo, y hay una preocupación internacional por la conservación de los bosques (GOFC-GOLD 2007). Según un estudio realizado por Hansen et al. (2013), entre el 2000 y el 2010 se perdieron 2,3 millones de kilómetros cuadrados de bosques a nivel global, y aproximadamente la cuarta parte de la pérdida global de superficie forestal (54 mil kilómetros cuadrados) ocurrió en Sudamérica. Si bien en un principio los bosques tropicales fueron la principal fuente para la incorporación de nuevas tierras agrícolas (Gibbs et al. 2010), la deforestación no tardó en expandirse a los bosques subtropicales. De hecho, del total de la deforestación registrada en Sudamérica entre los años 2000 y 2010, el 42% fue en la región amazónica, mientras que el 58% fue en regiones extra-amazónicas (Salazar et al. 2015). La deforestación extra-amazónica, ha ocurrido principalmente en el Cerrado brasileiro (Machado et al. 2004), la Chiquitanía boliviana (Killeen et al. 2008, Müller et al. 2012) y el Gran Chaco Sudamericano (Pacheco y Mertens 2004, Clark et al. 2010, Caldas et al. 2013).

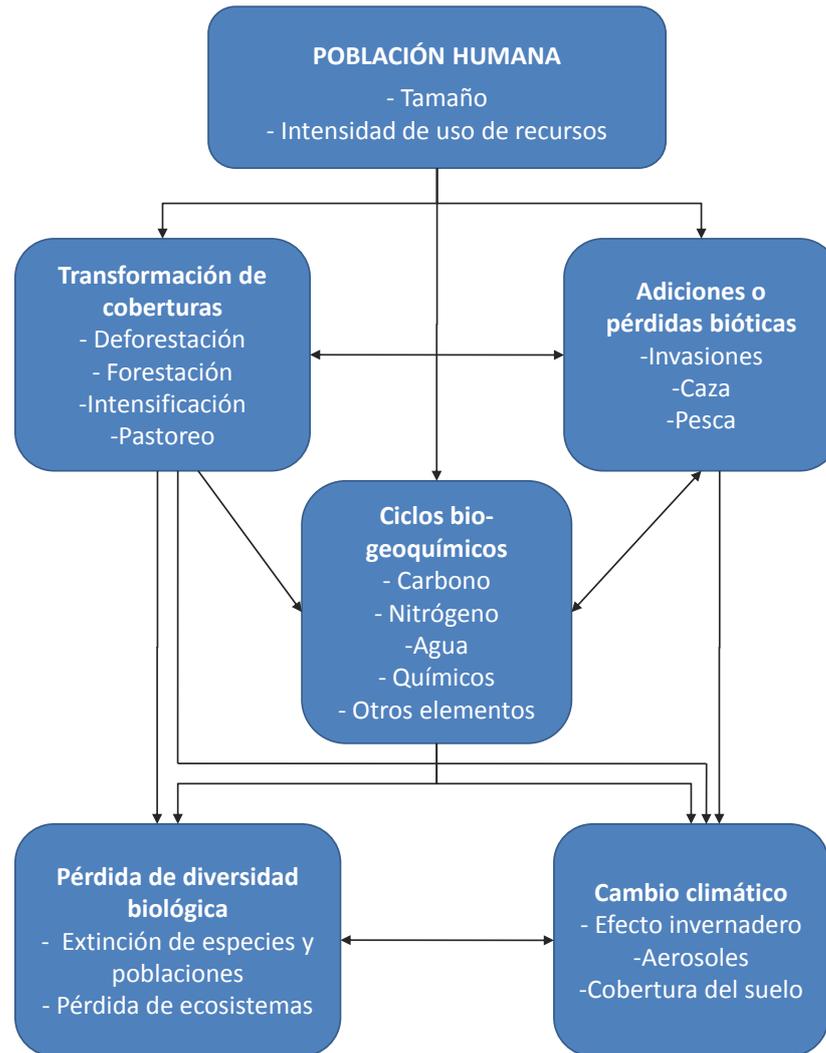


Figura 0.1. Modelo conceptual que ilustra los efectos directos e indirectos del ser humano en el sistema Tierra, detallando los principales componentes del Cambio Global (adaptado de Vitousek et al. 1997).

Según Hansen et al. (2013), entre los años 2001 y 2012, en el Chaco Seco se registraron una de las mayores transformaciones de ambientes naturales a tierras agropecuarias, por lo que esta región se ha convertido recientemente en el foco de atención para numerosas investigaciones. La remoción de extensas áreas de bosques xerofíticos tiene fuertes vínculos con el mercado mundial de productos básicos, y más concretamente con la creciente demanda de carne, resultante del crecimiento poblacional y el cambio dietario (Kastner et al. 2012). En particular, el cultivo de soja - utilizado principalmente para la alimentación animal- se convirtió en un importante motor de deforestación en América Latina (Richards et al. 2012, Gasparri et al. 2013) y muy recientemente también de la transformación de ambientes naturales en África (Gasparri et al. 2016). El cambio en el uso y cobertura del suelo en los bosques chaqueños se ha convertido en una cuestión sustancial tanto para los responsables de políticas, como para la sociedad civil en general (Seghezzo et al. 2011).

Los cambios en la cubierta forestal afectan la prestación de servicios ecosistémicos importantes a nivel global, entre ellos la biodiversidad, la regulación del clima, el almacenamiento de carbono y el balance de agua y energía (Foley et al. 2005). Asimismo, a nivel local también existe una disminución del flujo de servicios ecosistémicos que sustentan el bienestar de las poblaciones locales, en especial de los grupos sociales con menor acceso al capital socio-económico (Pruel et al. 2011, Mastrangelo y Laterra 2015). Además de entender cómo se ve afectada la provisión de Servicios Ecosistémicos ante los cambios en el uso del suelo, es importante destinar esfuerzos a entender cómo estos cambios impactan sobre el bienestar humano.

1.2. Cuantificación de los Servicios Ecosistémicos

En los últimos años, los servicios ecosistémicos (SE) se han convertido en un tema de investigación muy popular y en el marco conceptual de numerosos proyectos de investigación. Se han realizado múltiples esfuerzos para cuantificar, monitorear y mapear una variedad de SE. Desde los trabajos pioneros de Costanza et al. (1997) y el Millennium Ecosystem Assessment (2005), hasta iniciativas recientes como la *Plataforma Intergubernamental científico-política sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos* (IPBES 2013), y el *Sistema Global para el monitoreo de los cambios en Servicios Ecosistémicos* (Tallis et al. 2012, GEOBON 2013). La continuidad de estas iniciativas muestra la importancia del registro y mapeo de SE tanto en investigación como en el diseño de políticas y el manejo de los recursos naturales.

A pesar del interés creciente en la monitoreo y cuantificación de Servicios Ecosistémicos, su definición y clasificación no está exenta de controversias. Daily (1997) define a los SE como las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas y las especies que lo componen sostienen la vida humana. Costanza et al. (1997) consideran a los SE como los beneficios que las sociedades obtienen, directa o indirectamente, de las funciones ecosistémicas. En su definición, Boyd and Banzhaf (2007) consideran a los SE como componentes de los ecosistemas que son directamente consumidos por los seres humanos. El Millennium Ecosystem Assessment (2005) clasifica a los SE en servicios de soporte (ej. producción primaria), de provisión (ej. alimento), de regulación (ej. regulación climática) y culturales (ej. recreación). Fisher et al. (2009) proponen una clasificación complementaria a la del Millennium Ecosystem Assessment (2005), separando los beneficios que obtiene la sociedad humana (SE finales) de los fenómenos ecosistémicos que los generan (SE intermedios).

El concepto de Servicios Ecosistémicos (SE) permite establecer un nexo entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. En el modelo “de casada” planteado por Haines-Young and Potschin (2009) y de Groot et al. (2010) (Figura 0.2) es posible diferenciar a los SE *intermedios* (los procesos y estructuras ecosistémicas propiamente dichas) de los SE *finales*, o sea los procesos directamente asociados a la generación de beneficios para la sociedad (Fisher et al. 2009). Los SE *finales*, que en última instancia determinan los *beneficios* que la sociedad percibe, pueden ser determinados por una serie de procesos ecosistémicos (SE intermedios) a través de funciones de producción. Estos beneficios, a su vez, derivan de los intereses, valores y necesidades de los actores sociales. De esta definición surge que el seguimiento del nivel de provisión de SE debería basarse en el registro y cuantificación de características funcionales del ecosistema de los cuales se deriven beneficios para la sociedad.

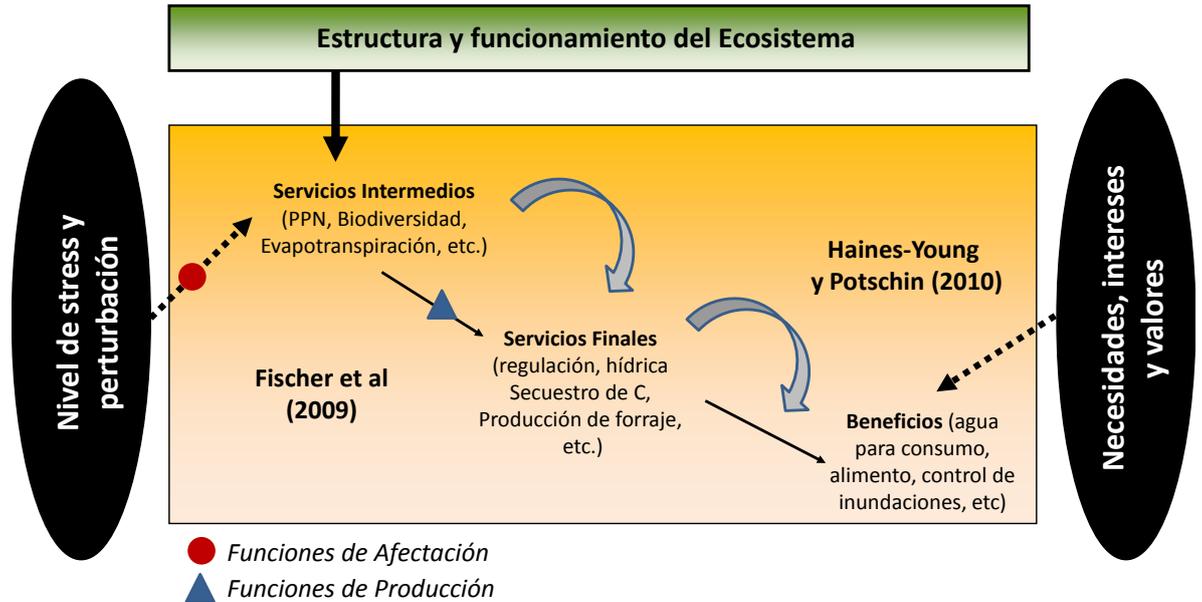


Figura 0.2. Esquema general en donde se muestra el vínculo existente entre los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas con el bienestar humano. Los servicios intermedios se encuentran determinados por la estructura y funcionamiento del ecosistema, y a su vez, por el nivel de stress y perturbación en el mismo. Las funciones de afectación relacionan los niveles de perturbación (ej: área deforestada) con la provisión de servicios intermedios. A su vez, las funciones de producción relacionan a los servicios intermedios con los finales, que a su vez determinan los beneficios que percibe el ser humano, según necesidades, intereses y valores.

Probablemente, el mayor atractivo del concepto de Servicios Ecosistémicos es la expectativa de tornarlo operativo para la solución de conflictos socio-ambientales y la toma de decisiones en el manejo de recursos naturales (Daily et al. 2009, Fisher et al. 2009). La cuantificación del grado de provisión de SE resulta de importancia fundamental para la elaboración de planes de seguimiento (Carpenter et al. 2009, Cabello et al. 2016), la evaluación de la salud ecosistémica (Rapport et al. 1998), el manejo de los recursos naturales (de Groot et al. 2010, Mastrangelo et al. 2014) y el desarrollo de políticas públicas (Paruelo 2011). En los últimos años se ha producido un valioso esfuerzo de investigación en la exploración y mapeo de SE (Martínez-Harms y Balvanera 2012). Existen, además, varias plataformas para asistir al mapeo de servicios ecosistémicos y cuantificar su nivel de provisión, tales como la iniciativa InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) (Nelson y Daily 2010), ARIES (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services*) (Bagstad et al. 2011) o ECOSER (Lattera et al. 2015). Recientemente, Paruelo et al. (2016) presentaron un índice generado a partir de sensores remotos, para estimar y mapear la provisión de SE que es particularmente sensible a los cambios en el uso del suelo y resulta muy útil como medida sintética.

La discusión de políticas públicas orientadas al uso sostenible del territorio rural requiere una mayor capacidad para evaluar la oferta, demanda, valoración y distribución social de los beneficios que proveen los ecosistemas a la sociedad (Paruelo 2011, Paruelo et al. 2014). Para esto es necesario considerar la relación entre la escala de provisión de los SE y aquella a la cual se asocian los intereses y valores de los

diferentes actores (Turner et al. 2003). Debido a la asimetría que existe entre la apropiación de los SE por parte de los diferentes grupos sociales, los métodos monetarios presentan limitaciones para evaluar el valor social de los SE (Paruelo 2011, Viglizzo et al. 2012). La integración conceptual de los SE en la toma de decisiones enfrenta aún numerosos desafíos (Laterra et al. 2011, Martín-López et al. 2014). Un trabajo que vincule la relación entre el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas, la provisión de SE y el nivel de apropiación de SE entre los distintos actores e involucrados representa una valiosa contribución al proceso de planificación del uso del territorio.

1.3. Funcionamiento ecosistémico y nivel de transformación

En los últimos años diversos autores han propuesto estudiar el funcionamiento de los ecosistemas mediante teledetección para evaluar su estado de conservación (Paruelo et al. 2004, Alcaraz-Segura et al. 2009a, Cabello et al. 2012). La incorporación de medidas cuantificables del funcionamiento ecosistémico es de gran importancia en la gestión de los recursos naturales, ya que brinda una herramienta objetiva y de fácil comprensión para este propósito. El vínculo entre el nivel de conservación de los ecosistemas y el mantenimiento de su capacidad para sostener y regular procesos tiene cada vez más consenso en el ámbito científico. Aquellos servicios directamente relacionados con la dinámica de la energía y la materia (como la productividad primaria, la evapotranspiración o el albedo) resultan relativamente sencillos de cuantificar a partir de técnicas de teledetección de una manera rápida y continua en el tiempo y el espacio (Paruelo 2008, Alcaraz-Segura et al. 2013a). Una de las mayores ventajas de estas aproximaciones es que permiten la cuantificación y el seguimiento de un dado servicio en grandes extensiones usando el mismo protocolo de observación.

Para gestionar los servicios ecosistémicos es necesario estudiar qué servicios exhiben respuesta frente a la pérdida de función ecosistémica y cuál es la magnitud del cambio bajo diferentes situaciones (Kremen 2005). La relación entre el área transformada y el nivel de provisión de un dado SE puede tomar distintas formas. En este sentido, las *funciones de afectación* relacionan los cambios en el funcionamiento ecosistémico con el nivel de stress y perturbación, mientras que las *funciones de producción* relacionan la provisión de servicios intermedios con servicios finales (Figura 0.2). Volante et al. (2012) destacan la importancia de considerar funciones de afectación para aquellos SE intermedios relacionados con las ganancias de C directamente asociadas al funcionamiento ecosistémico, tales como la productividad primaria. El funcionamiento ecosistémico o el nivel de provisión de un servicio puede caer de manera lineal, con una tasa variable o presentar umbrales (Scheffer et al. 2000). La forma en la que cambian los procesos ecosistémicos es clave para definir el nivel de estrés tolerable antes de disminuir por debajo de un dado nivel.

La identificación de los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas que resultan más alterados ante los cambios en el uso del suelo es un factor clave en la planificación del uso del territorio. El impacto de una transformación dependerá de la superficie ocupada y de la configuración del paisaje (Paruelo et al. 2006, Baldi y Paruelo 2008). Debido a la rápida expansión de las actividades agrícolas, el desequilibrio entre la provisión de SE “ecológicos” vs. “económicos” se ha convertido en un tema de conflictos y creciente preocupación (Martín-López et al. 2007, Paruelo 2011, Carreño et al. 2012). Diversos autores han relacionado el nivel de complejidad del

paisaje con los compromisos entre SE a nivel local (Martín-López et al. 2014, Mastrangelo y Laterra 2015). Estas relaciones de compromiso ocurren cuando la provisión de un dado servicio se reduce como consecuencia del incremento de otro (Rodríguez et al. 2006). Un incremento de la producción de SE de provisión con valor de mercado (como la producción de alimentos y madera) a menudo conduce a disminuir la provisión de SE de regulación (ciclado de nutrientes, protección del suelo, control de inundaciones, etc.) o SE culturales (recreación, ecoturismo, etc.). Por esto, el análisis de estas relaciones de compromiso entre SE motivadas por los cambios en el uso del suelo es muy importante para la toma de decisiones. A su vez, tener en cuenta la escala y extensión del análisis es esencial, ya que los SE pueden ser provistos localmente pero los beneficios captados a diferentes escalas, desde locales (ej. provisión de comida) hasta globales (ej. secuestro de C).

1.4. Los sistemas socio-ecológicos

Gestionar el territorio abordando los desafíos del cambio global exige una mejor comprensión de las complejas interacciones entre los seres humanos y su entorno (Future Earth 2013, Griggs et al. 2013, Palomo et al. 2014). Cada vez más, la solución a los problemas ambientales se plantea desde una perspectiva que integra el estudio de los ecosistemas y los sistemas sociales (Berkes y Folke 1998, Liu et al. 2007). Los sistemas socio-ecológicos (SSE) se entienden como sistemas complejos y adaptativos en los que distintos componentes culturales, políticos, sociales, económicos, ecológicos, tecnológicos, etc., interactúan (Berkes et al. 2003, Martín-López et al. 2009). El enfoque de los SSE asume un entramado de relaciones en torno al uso de los recursos que son necesarios para la vida humana, donde interactúan variables sociales y ambientales (Ostrom 2009). Los SSE están compuestos por múltiples subsistemas y su dinámica está influenciada por diversos factores a varias escalas espacio-temporales, incluyendo las políticas de gobierno y otros factores del contexto en el cual los procesos locales se moldean (Figura 0.3). Así, el sistema ecológico está formado por un conjunto de factores abióticos interconectados a distintas escalas que, en último término, albergan comunidades de especies, mientras que el sistema social está compuesto por los usuarios de los servicios ecosistémicos y las instituciones, tanto formales como no formales, que regulan las relaciones dentro del sistema social y sus interacciones a distintas escalas. Los dos sistemas están relacionados ya que las acciones del ser humano impactan en los ecosistemas, y a su vez el sistema ecológico provee servicios ecosistémicos, repercutiendo en el bienestar humano.

Los sistemas socio-ecológicos (Figura 0.3) proveen un marco conceptual capaz de recoger las múltiples interacciones e interdependencias entre los sistemas humanos y naturales (Berkes et al. 2003, Stokols et al. 2013). Este marco conceptual hace explícita la dependencia del bienestar humano al capital natural, la cual está mediada por decisiones de apropiación de servicios ecosistémicos (ej. fertilidad del suelo) para transformarlos en beneficios humanos (ej. producción de alimentos), y en la que intervienen el capital humano (ej. conocimiento), físico (ej. infraestructura, tecnología), económico (ej. capital financiero) y social (ej. instituciones) (Costanza et al. 2000, Anderies et al. 2004). El estudio de los sistemas socio-ecológicos se centra en el estudio de las interacciones entre el sistema ecológico y el sistema social, donde este último se beneficia de los servicios suministrados por el ecosistema, y a su vez desarrolla intervenciones que modifican directa o indirectamente el funcionamiento y estructura del ecosistema (Martín-López et al. 2009).

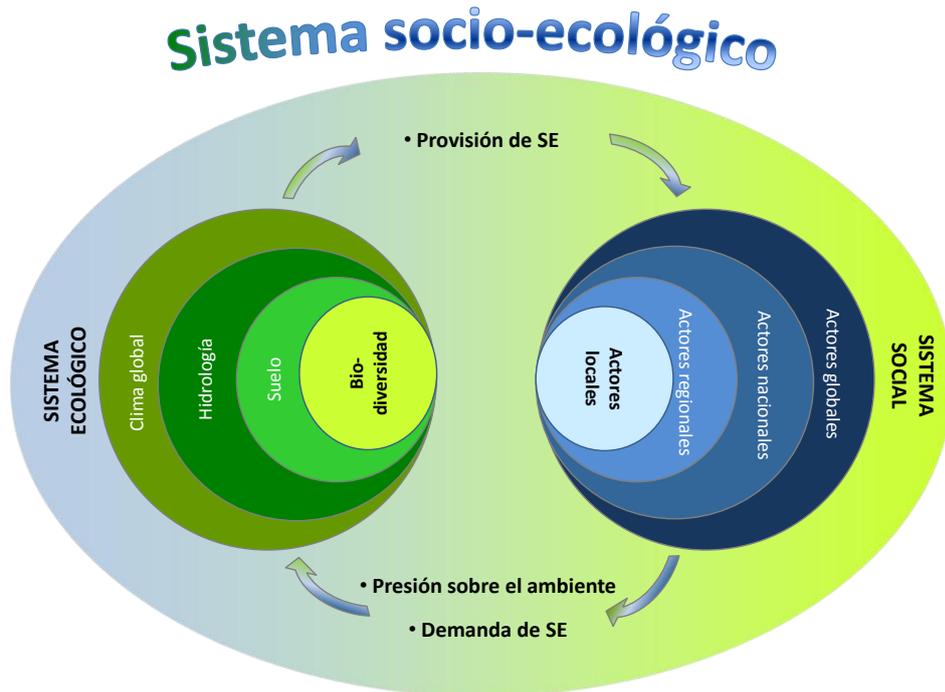


Figura 0.3. Diagrama conceptual que muestra los principales componentes de los sistemas socio-ecológicos (modificado de Martín-López et al. 2009). Estos sistemas están jerárquicamente organizados ya que los diferentes componentes sociales y ecológicos interactúan en diferentes escalas espacio-temporales, desde la escala global a la local. El sistema social está compuesto por los actores a nivel local a global, y sus interrelaciones. Este sistema social demanda servicios ecosistémicos y se beneficia de éstos –dado que el flujo de servicios influye en el bienestar humano- y lleva a cabo intervenciones (pesca, agricultura, desmonte, etc.) que modifican directa o indirectamente el funcionamiento y estructura de los ecosistemas. En el sistema ecológico también pueden distinguirse múltiples escalas de análisis que se interrelacionan entre sí. Este sistema provee servicios ecosistémicos a la sociedad.

El avance de la agricultura y la transformación intensa de los ecosistemas afecta la distribución equitativa de los costos y beneficios que las sociedades obtienen del ecosistema. La necesidad de integrar los aspectos sociales y ecológicos en el análisis de las problemáticas ambientales y en la gestión del territorio es imprescindible para prevenir o mitigar conflictos territoriales entre los distintos actores sociales (Berkes et al. 2003). Dado su carácter sistémico e integral, el enfoque de los socio-ecosistemas ofrece la producción de conocimiento que soporte decisiones más legítimas y socialmente justas en cuanto a la conservación, apropiación y distribución de servicios ecosistémicos (Berkes et al. 2003). En general, existen brechas en la disponibilidad de los datos socio-espaciales relevantes para la planificación y la gestión basada en los ecosistemas con lo que la toma de decisiones resulta arbitraria y frecuentemente atenta contra la sostenibilidad de los sistemas (Martín-López et al. 2009). Asimismo, aún hay poca información básica acerca de las relaciones existentes entre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos, los sistemas socio-culturales y socio-económicos y el bienestar humano. La discusión de políticas públicas orientadas al uso del territorio rural requiere una mayor capacidad para evaluar la oferta, demanda y distribución social de los beneficios que proveen los ecosistemas a la sociedad (Paruelo et al. 2014).

1.5. La importancia del Gran Chaco como región de estudio

El Gran Chaco (Figura 0.4) es una zona subtropical seca con estación lluviosa en verano (Cabrera 1971). La temperatura media anual se encuentra entre los 19 y 24 °C, dependiendo de la zona. El clima es continental, es decir que la temperatura tiene grandes variaciones entre el invierno y el verano, alcanzando los 40°C en verano, mientras que en invierno llegan a ocurrir heladas. El promedio de lluvia varía entre 450 y 850 mm anuales, con un gradiente que va de Este a Oeste. Las lluvias principales ocurren en el verano, de octubre a marzo, y los meses más secos son julio y agosto. Los meses de temperaturas más altas coinciden con aquellos de máximas precipitaciones. La vegetación natural predominante del Chaco es bosque abierto o bosque espinoso, intercalados con praderas (Morello et al. 2012).

El Chaco presenta una gran biodiversidad y riqueza cultural (The Nature Conservancy 2005) y, pese a su significativo potencial productivo (Lambin et al. 2013), muestra altos niveles de pobreza y desigualdad (Bolsi y Paolasso 2009, Paolasso et al. 2012). En el Chaco habitan unas siete millones y medio de personas, incluyendo con poblaciones indígenas y descendientes de inmigrantes europeos (criollos) (Naumann 2006). Tradicionalmente las poblaciones locales indígenas y "criollos" practican una economía de subsistencia, incluyendo la agricultura a pequeña escala, la ganadería extensiva, la caza y la recolección (Leake 2008).

Las tasas de deforestación de la ecorregión chaqueña se encuentran entre las más altas del mundo (Hansen et al. 2013). En Argentina, la acelerada expansión e intensificación de la agricultura y ganadería ocurrida durante las dos últimas décadas ha producido grandes beneficios económicos para el sector agropecuario, a la vez que ha generado considerables costos ambientales y sociales que afectan la calidad de vida de las poblaciones locales y ponen en riesgo la sustentabilidad de los sistemas de producción (Paruelo et al. 2011, Seghezzi et al. 2011). De este modo, la producción y la conversión de tierras es a menudo llevada a cabo por empresas agroindustriales con poco o ningún arraigo territorial, las cuales se mueven en función de las posibilidades legales sobre el uso del suelo y las nuevas oportunidades de expansión agrícola (Le Polain de Waroux et al. 2016).

Las relaciones asimétricas de poder (material y simbólico) determinan que los servicios ecosistémicos se distribuyan inequitativamente entre estos actores sociales, generando ganadores y perdedores, afectados y afectados en la disputa por el acceso y uso de la tierra (Paruelo 2011). La emergencia de conflictos ambientales ha aumentado a medida que nuevos actores sociales y formas de control del territorio (empresas agropecuarias extra-regionales, "*pooles de siembra*") se establecieron y expandieron en un contexto caracterizado por inseguridad jurídica y debilidad de las autoridades de aplicación (Langbehn 2014). Estos conflictos han ocurrido con mayor intensidad en ciertas áreas de la región al punto de tomar carácter público a nivel nacional (Slutzky 2005, Redaf 2010)¹. Sin embargo, el abordaje sistemático de los conflictos ambientales en el Chaco Seco Argentino es muy incipiente tanto desde la investigación como de la gestión.

¹ Tal es el caso de la desafectación de la reserva de General Pizarro en el dto. Anta de Salta (Hufty 2008), los desmontes en territorios aborígenes en el dto. Gral. San Martín de Salta (Slutzky 2005), el recurso de amparo presentado por la Mesa de Tierras a la Corte Suprema de Justicia de la Nación (causa "Sala,

En respuesta a los impactos sociales y ambientales de la deforestación chaqueña, en 2008 se sancionó en Argentina la “Ley de Bosques” con el objetivo de ordenar el territorio a escala provincial y regular el uso de los bosques nativos. Sin embargo, la escasa consideración de la heterogeneidad y complejidad de los sistemas sociales y ecológicos en el diseño de los planes condujo a bajos niveles de cumplimiento (Redaf 2012, García Collazo et al. 2013). Uno de los aspectos centrales de un proceso de Ordenamiento y Planificación Territorial es el diagnóstico y caracterización de los sistemas socio-ecológicos, tanto en sus atributos biofísicos como socio-culturales (Paruelo et al. 2014). Esta información puede ser utilizada para mejorar la comprensión de la complejidad socio-ecológica de la región chaqueña y luego poder implementar incentivos y regulaciones adaptables a las características de los paisajes y grupos de interés involucrados.

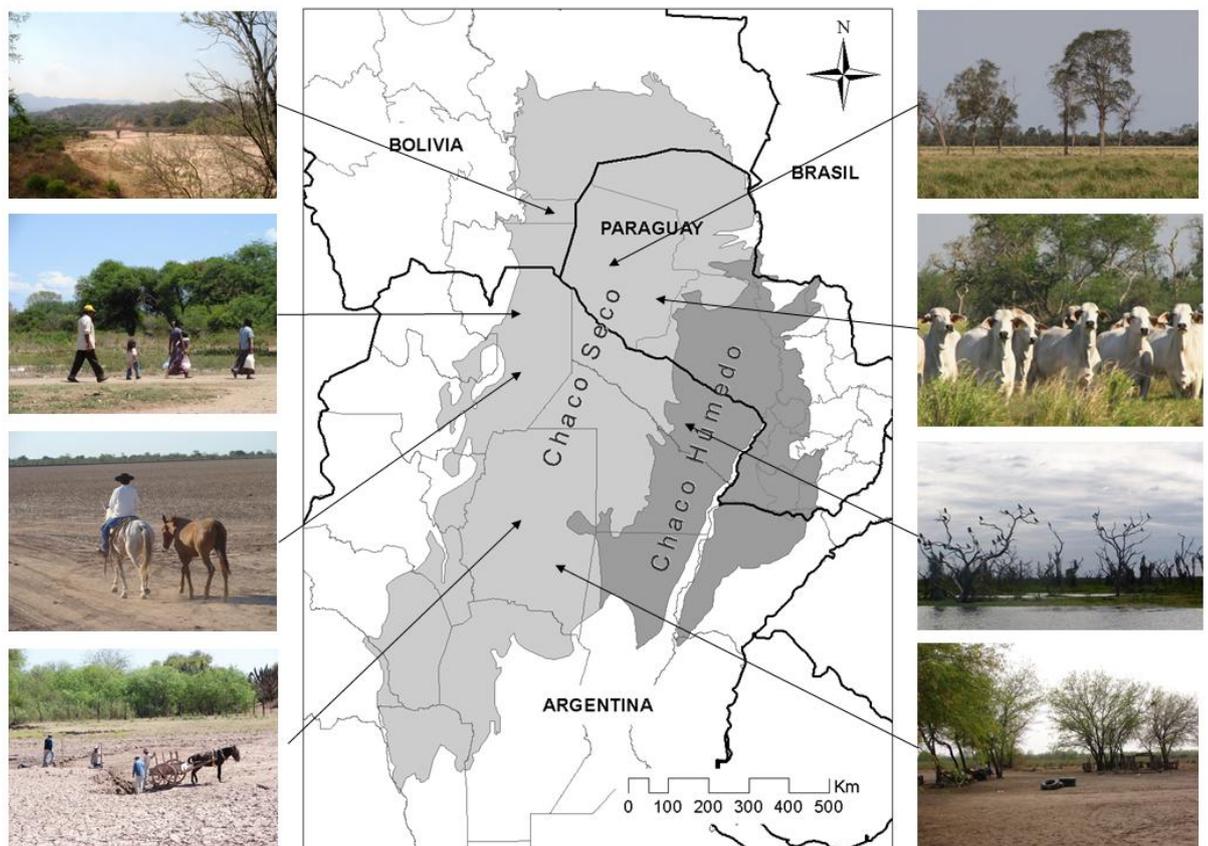


Figura 0.4. Ecorregión del Gran Chaco sudamericano (cartografiado por Olson et al. 2001), incluyendo la porción argentina, boliviana, paraguaya, y una pequeña parte brasilera. *Autoría de las fotos:* Esteban Jobbágy (Paraguay), Clara Vallejos (Santiago del Estero), María Vallejos (Salta), Flickr (Bolivia y Formosa).

Dino y otros...” Expediente 1144/2008.) para suspender los desmontes autorizados en cuatro departamentos de la provincia de Salta previo a la sanción de la “ley de bosques” (Paruelo et al. 2011) y la reciente creación del Parque Nacional El Impenetrable en el dto. Gral. Güemes de Chaco (Ley Nº 26.996).

1.6. Objetivos y organización de la tesis

El objetivo general de esta tesis es caracterizar los procesos de transformación de la cobertura de vegetación natural en el Chaco Seco sudamericano y estudiar sus consecuencias sobre actores sociales vulnerables. Esta tesis se plantea la necesidad de identificar y caracterizar la compleja dinámica entre los humanos y la naturaleza a través del estudio de la dinámica de los cambios en la cobertura del suelo (**Capítulo 2**), por un lado, y la integración de procesos biofísicos y humanos, por otro, para la identificación de unidades espaciales homogéneas en cuanto a suministro y apropiación de servicios ecosistémicos (**Capítulo 3**). Asimismo, destaca la importancia de estudiar la pérdida de servicios ecosistémicos para los actores más vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo (**Capítulo 4**).

En base al objetivo propuesto, esta tesis aborda las siguientes preguntas de investigación:

1. ¿Cómo es la dinámica de transformación del territorio en la ecorregión chaqueña? ¿Dónde se concentran los lotes deforestados y dónde las áreas menos perturbadas? ¿Cuándo ocurren las mayores tasas de deforestación en los distintos niveles administrativos? ¿Cómo cambia la configuración del paisaje a lo largo del tiempo?
2. ¿Cómo es la configuración socio-ecológica del territorio chaqueño argentino? ¿Cómo se relacionan las variables sociales, ecológicas y de interacción en la región chaqueña? ¿Qué variables se destacan como importantes para la configuración de tipologías funcionales de socio-ecosistemas?
3. ¿Cuál es el actor social más vulnerable frente a los cambios en el uso del suelo en el chaco salteño? ¿Cómo se distribuye la demanda potencial de servicios ecosistémicos por parte de estos actores en el territorio? ¿Cómo se ve afectada el área de uso efectiva ante los cambios en el uso del suelo ocurridos en la región? ¿Cómo varía la provisión de servicios ecosistémicos *intermedios* en ese área a lo largo del tiempo?

La tesis está organizada en cinco capítulos, de la siguiente manera (ver Figura 0.5):

Capítulo 1. Introducción general al problema de la tesis, se describen los principales antecedentes y se plantean los objetivos de la investigación.

Capítulo 2. Este capítulo persigue realizar una caracterización de la dinámica espacial y temporal de la deforestación a distintos niveles administrativos. Para ello se elaboró una base de datos geo-espacial de lotes deforestados en la región del Chaco Seco, incluyendo la porción argentina, boliviana y paraguaya. Se utilizaron imágenes satelitales *Landsat*, considerando el período 1976-2012 (36 años de estudio). Esta base de datos ha sido puesta a disposición del público en general para futuros estudios y la porción argentina continúa actualizándose por el Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección de la Facultad de Agronomía, UBA (www.monitoreodesmontes.com.ar).

Capítulo 3. Este capítulo presenta un nuevo marco conceptual y metodológico para la identificación, caracterización y mapeo de *Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas* (TFSE), a partir de la integración de procesos biofísicos y sociales en porciones

definidas del territorio. La metodología fue aplicada en la porción argentina del Chaco Seco y Húmedo (excluyendo la porción correspondiente a la provincia de Corrientes). Para esto se utilizó la base de datos geo-espacial elaborada en el Capítulo 2, datos del censo nacional de población, vivienda y hogares 2001, datos del censo nacional agropecuario 2002, e imágenes satelitales MODIS.

Capítulo 4. Este capítulo identifica a los actores más vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo mediante la elaboración de un mapa de actores, realiza una estimación del área de demanda potencial de servicios ecosistémicos por parte de los actores vulnerables y de la pérdida del área de efectiva en el suministro de estos servicios tras la transformación de la cobertura natural en cultivos o pasturas (cambios estructurales). Por último, se evalúan los cambios en la provisión de servicios ecosistémicos *intermedios* (cambios funcionales) en el área de demanda efectiva de estos actores durante el período 2001-2015.

Capítulo 5. Por último, el capítulo cinco discute y sintetiza las principales contribuciones de esta tesis, se proponen algunas ideas y reflexiones transversales, y se relacionan los resultados obtenidos con el conocimiento existente. Se plantean también futuras líneas de investigación así como los posibles usos de la información generada en esta tesis.

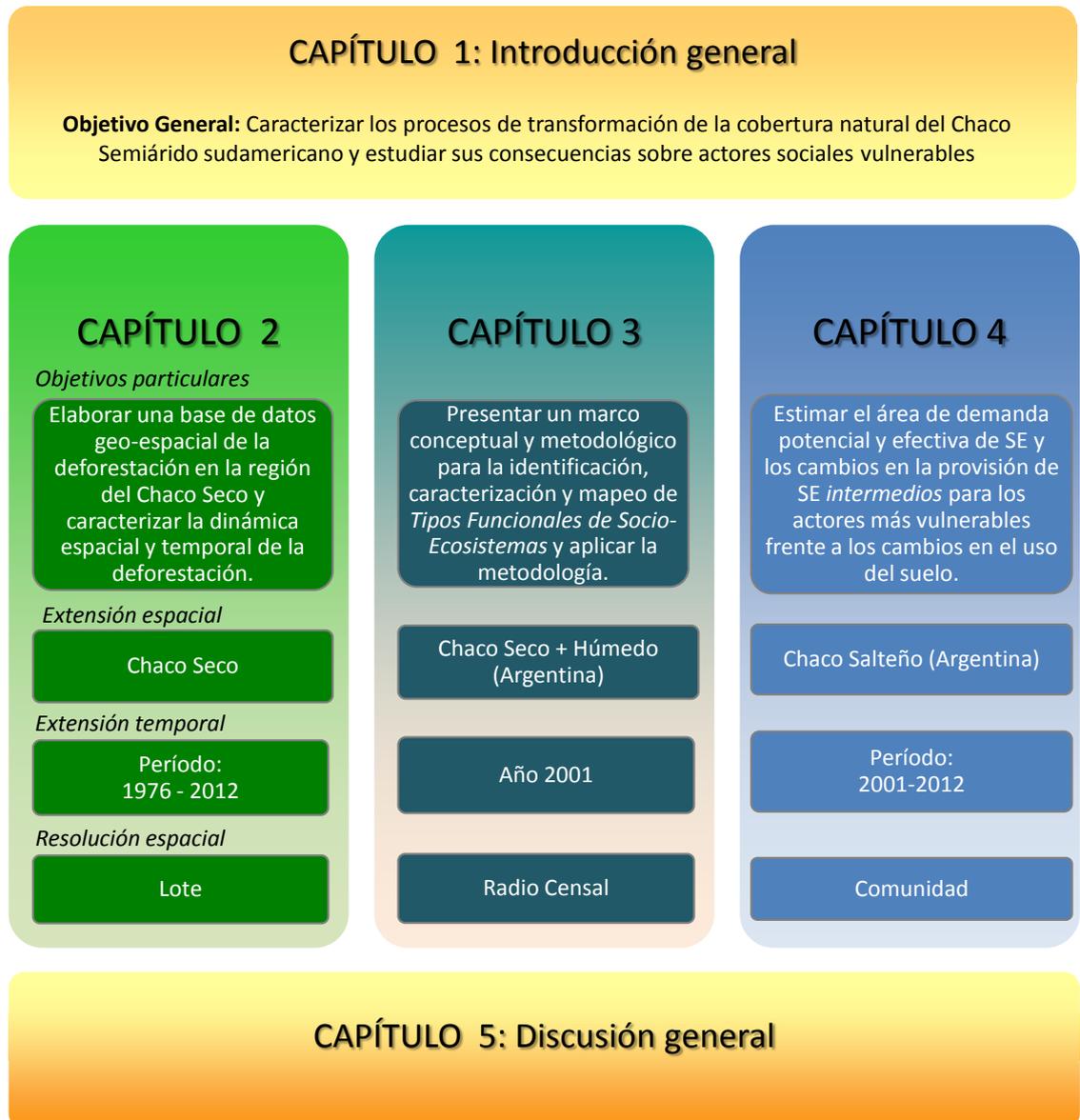


Figura 0.5. Estructura general de la tesis.

Capítulo 2

Dinámica de las transformaciones de la cobertura natural en el Chaco Seco Sudamericano a nivel de lote. ¿Dónde, cuándo y cómo se deforesta?²

² Este capítulo está basado en el artículo: Vallejos, M., Volante, J.N., Mosciaro, M.J., Vale, L.M., Bustamante, M.L. y Paruelo, J.M. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123:3-11. doi:10.1016/j.jaridenv.2014.11.009.

Capítulo 2 . Dinámica de las transformaciones de la cobertura natural en el Chaco Seco Sudamericano a nivel de lote. ¿Dónde y cuándo se deforesta?

2.1. Introducción

2.1.1. La transformación de los ambientes naturales en la región chaqueña

El Gran Chaco Seco Sudamericano está atravesando una nueva fase de expansión e intensificación agrícola que ha generado un aumento significativo en la producción de *commodities*, pero que está alterando el funcionamiento de los ecosistemas y poniendo en peligro la provisión de servicios ecosistémicos (Paruelo et al. 2011). Las tasas de deforestación en esta región se encuentran entre las más altas del mundo (Hansen et al. 2013), y este hecho genera una preocupación mundial sobre el estado de conservación de los bosques y en la sostenibilidad de los sistemas de producción. El uso y cobertura de la tierra en los bosques secos del Chaco se ha convertido en un problema importante para los tomadores de decisión y un área de intensa disputa política (Seghezze et al. 2011, Redaf 2012, García Collazo et al. 2013), con lo que el monitoreo de la deforestación resulta crucial.

La causa principal de la deforestación de los bosques xerofíticos y otros tipos de vegetación nativa y la transformación de tierras a agricultura y pasturas para cría de ganado es la creciente demanda de *commodities* a nivel global (Gasparri et al. 2013). Cada vez más, el uso del suelo a nivel local está determinado por políticas, mercados y flujos comerciales globales (Nepstad et al. 2006, Von Braun y Diaz-Bonilla 2008). La presencia cada vez mayor de empresas agroindustriales en la región reduce las barreras históricas de comunicación y transporte, intensificando la comercialización global de las materias primas en zonas muy distantes del planeta. De este modo, la producción y la conversión de tierras es a menudo llevada a cabo por actores con poco o ningún arraigo territorial, los cuales se mueven en función de las posibilidades legales y económicas sobre el uso del suelo y las nuevas oportunidades de expansión agrícola (Le Polain de Waroux et al. 2016).

Los cambios en el uso del suelo están determinados por factores ecológicos y humanos. Los factores ecológicos incluyen principalmente al clima, tipo de suelo y orografía. Los factores humanos incluyen a los mercados, marcos institucionales y políticos, infraestructura de la red vial, estructura de tenencia de la tierra, historia de ocupación del territorio, y aspectos culturales (Killeen et al. 2008), entre otros. El Chaco sudamericano posee grandes áreas con condiciones ecológicas y humanas apropiadas para el desarrollo de cultivos extensivos como la soja, el maíz y el trigo, muy demandados internacionalmente. El fuerte aumento de los precios de estos *commodities* en los últimos 12 años (FAOSTAT 2010) y la alta demanda internacional, en combinación con incrementos en el nivel de las precipitaciones (Zak et al. 2004, Boletta et al. 2006, Gasparri et al. 2008) ha dado lugar a una rápida expansión agrícola en la región (Zak et al. 2008).

2.1.2. Fases de explotación en el Chaco

Morello et al. (2005) reconocen diez períodos en los que puede dividirse la historia de ocupación y uso de los recursos naturales de la región chaqueña: 1) etnias locales, 2) fronterizos y meleros, 3) puestos ganaderos, 4) durmientes y poste, 5) 1º taninera, 6)

colonia agrícola, 7) exploración y explotación petrolera, 8) agriculturización, 9) 2° taninera y 19) pampeanización/sojización.

Inicialmente, quienes manejaban los elementos del paisaje eran los pueblos indígenas (Arenas 2005). Hacia fines del siglo XVIII y principios del XIX, poblaciones fronterizas de origen hispánico e indígenas peleaban por los recursos del territorio, y subsistían con la cría de ganado y la recolección de cera, miel y frutos de algarrobo. Llegando al final del siglo XVIII los “pueblos de indios” comenzaron a ser exterminados o expulsados de sus territorios, y los territorios que ocupaban fueron asignados a pobladores blancos. Entre 1810 y 1820 los grupos que controlaban el poder local se apropiaron legalmente de estas tierras de bañados aptas para la ganadería. Atravesando el final de la etapa colonial, a principios del siglo XX, se da el período considerado de “puestos ganaderos”. Este periodo estaba protagonizado por propietarios blancos de las tierras conquistadas cuyas puesteros tomaban el control de los bordes de los predios introduciendo ganado vacuno y caprino.

La rápida ocupación del territorio que se dio después de 1880 y la implantación de ingenios azucareros en toda la periferia chaqueña generó la necesidad de utilizar mano de obra indígena. Durante esta etapa, Argentina ingresa al mercado internacional como proveedora de lanas, carnes y cereales producidos sobre todo en la pampa húmeda, para satisfacer fundamentalmente la demanda británica de materias primas y alimentos. Esto impulsó la explotación del quebracho colorado para la provisión de durmientes y carbón. A fines del siglo XIX y principios del XX, llegan a la región chaqueña empresas extranjeras, o vinculadas fuertemente a capitales extranjeros, que se dedicaron principalmente a la producción de extracto tánico de quebracho colorado para destinar al proceso de curtiembre de cueros.

Los primeros antecedentes de agricultura extendida en el Chaco fue el cultivo de algodón, actividad que comienza a expandirse a fines del siglo XIX sobre el Este de la región, a principios del siglo XX avanza sobre el interior del Chaco y a partir de la década del 1930 se desarrolla la industria textil algodona. El Estado fomentaba con créditos, habilitación de tierras y otros recursos la instalación de “colonias algodonerías”. Con el proceso de agriculturización de altos insumos externos asociado a la “revolución verde”, a partir de 1960 aumenta la superficie destinada a cereales y oleaginosas con la aplicación de novedosos paquetes tecnológicos, nuevos agroquímicos y maquinarias. También comienza en simultáneo un proceso de ganaderización industrial al verse desplazada la ganadería de la zona pampeana. A partir de mediados de la década del 70 comienza lo que se denomina la “pampeanización” del Chaco, es decir la implementación del modelo agrícola industrial característico de la pampa húmeda en la región chaqueña. En 1996, se aprueba el ingreso del cultivo de soja transgénica en Argentina, que generó un aumento significativo en las tasas de deforestación (Gasparri et al. 2013). La crisis argentina ocurrida en 2001 tuvo un nuevo impacto en la expansión de la frontera agropecuaria, debido al cambio favorable para la exportación de *commodities*.

2.1.3. Consecuencias de la deforestación

La implementación en la región chaqueña del modelo agrícola extensivo pampeano ha tenido fuertes impactos negativos, tanto ambientales como sociales. Entre los impactos ambientales existen evidencias de pérdida de hábitats (Brown et al. 2005), disminución de la biodiversidad (Cagnolo et al. 2006, Macchi et al. 2013, Torres et al. 2014, Mastrangelo y Gavin 2014), reducción de la conectividad estructural y funcional entre

los fragmentos remanentes de bosque (Gasparri y Grau 2009, Torrella et al. 2013, Piquer-Rodríguez et al. 2015), cambios en la dinámica del agua y movilización de sales desde napas profundas (Nosetto et al. 2011, Amdan et al. 2013, Marchesini et al. 2013), pérdida de biomasa forestal y emisiones de Carbono atmosférico (Gasparri et al. 2008, Gasparri y Baldi 2013), cambios en el balance energético de la tierra por aumentos en el albedo (Salazar et al. 2016, Houspanossian et al. 2017), cambios en las propiedades físicas del suelo (Magliano et al. 2016a), disminución en la materia orgánica del mismo (Baldassini et al. 2015, Villarino 2016) y el funcionamiento del ecosistema (Volante et al. 2012, Alcaraz-Segura et al. 2013b). A nivel global, el principal efecto es el aumento de emisiones de carbono a la atmósfera y su consecuente impacto en el clima global (Gasparri et al. 2008).

Entre los impactos sociales se incluye el desplazamiento de familias y comunidades originarias de las tierras que ocuparon ancestralmente (Slutzky 2005), la pérdida de modos de vida y formas de conocimiento tradicional (Buliubasich 2013) y el arrinconamiento y reducción del acceso al capital natural de las familias y comunidades que persisten en zonas rurales (Leake 2010). Por otra parte, la deforestación genera una mayor presión y degradación en áreas de bosque remanente por el desplazamiento de la actividad ganadera y extractiva (Dros 2004, Volante y Paruelo 2015).

2.1.4. El monitoreo de la deforestación

Hay una gran presión internacional para monitorear los cambios a largo plazo en la cubierta forestal (GCOS 2004, GOF-C-GOLD 2007), y los principales esfuerzos se centran en los bosques tropicales (Achard et al. 2002, Shimabukuro et al. 2004), pese a que las tasas de deforestación son particularmente elevadas en las zonas subtropicales de bosques secos (FAO 2009, Hansen et al. 2013). Para apoyar la conservación de los bosques, diferentes organizaciones gubernamentales y no gubernamentales de los países de América del Sur promueven la sanción de instrumentos jurídicos destinados a regular el uso de los recursos naturales. En diciembre de 2004, el Congreso de Paraguay sancionó la Ley N° 2524, también conocida como “Ley de Deforestación Cero”, que prohibió la transformación del bosque en la parte oriental del país. Argentina emitió la Ley N° 26.331 en noviembre de 2007, también conocida como “Ley de Bosques” para promover la planificación territorial y regular la conservación y manejo de bosque nativo. La Ley N° 1700 del Estado Plurinacional de Bolivia, emitida en julio de 1996, también conocida como “Nueva Ley de Bosques”, está dirigida a regular los derechos de propiedad sobre las áreas forestales para los actores locales. A pesar de estos intentos de regulación a través de mecanismos legales, la deforestación en la región sigue ocurriendo. Esta situación ha hecho que exista una preocupación creciente y generalizada por la deforestación y la tala ilegal en la Argentina (Redaf 2012), Paraguay (Fundación Avina 2012) y Bolivia (Andaluz y Mancilla 2006).

Numerosos estudios han evaluado la transformación de la cubierta forestal en la ecorregión del Chaco Seco (Anexo 1), sin embargo, la mayoría de estos estudios tiene baja resolución o extensión temporal. Disponer de una base de datos geográficos nivel de lote para toda la región del Chaco Seco, que abarca una gran extensión temporal - más de tres décadas- utilizando en el mismo protocolo de observación resulta sumamente útil. Estas bases de datos son un elemento esencial no sólo para la investigación básica sobre las características y consecuencias de los cambios en el uso y cobertura de la tierra, sino también para otros aspectos prácticos relacionados con la aplicación de la ley o la ordenación del territorio.

2.2. Objetivos

En este capítulo se caracteriza la dinámica espacial y temporal de la transformación de la cobertura natural en el ecorregión del Chaco Seco Sudamericano para el período 1976- 2012, utilizando una base de datos geo-espacial desarrollada a partir de la fotointerpretación de imágenes *Landsat*. Se cuantificaron los cambios en el nivel de lote individual. Se analizó la dinámica de transformación según el área transformada, la evolución del tamaño del lote y los cambios a nivel de paisaje. La base de datos desarrollada está disponible para su descarga y utilización en:

<http://monitoreodesmonte.com.ar/>.

Los objetivos específicos de este capítulo se detallan a continuación:

- a) Elaboración de una base de datos geo-espacial detallada a nivel de lote utilizando imágenes *Landsat*.
- b) Caracterizar la dinámica espacial y temporal de la transformación de la cobertura natural en el Chaco Semiárido Sudamericano para el período 1976-2012.
- c) Comparar tasas de deforestación a distintos niveles administrativos
- d) Analizar la evolución del tamaño del lote y los cambios a nivel de paisaje

2.3. Materiales y métodos

2.3.1. Área de estudio

La porción seca del Gran Chaco es una vasta llanura que comprende el noroeste de Argentina, oeste de Paraguay y el sureste de Bolivia, integrando una superficie de aprox. 787.000 km² (Olson et al. 2001). Esta área incluye 3 unidades administrativas principales (es decir, países: Argentina, Bolivia y Paraguay), 18 unidades administrativas secundarias (denominadas provincias de Argentina y departamentos en Bolivia y Paraguay) y 175 unidades administrativas terciarias (denominadas departamentos en Argentina, municipios de Bolivia, y los distritos en Paraguay). De la superficie total del Chaco Seco, el 62% se encuentra en Argentina, incluyendo parte de las provincias de Salta, Santiago del Estero, Jujuy, Tucumán, Formosa, Chaco, Catamarca, Córdoba, Santa Fe, La Rioja, San Juan y San Luis; 22% en Paraguay, incluyendo parte de los departamentos de Alto Paraguay, Boquerón y Presidente Hayes; y 16% en Bolivia, incluyendo parte de los departamentos de Santa Cruz, Chuquisaca y Tarija.

La región del Chaco es una de las llanuras más extensas del planeta (Jobbágy et al. 2008). Esta región forma parte de la cuenca del Río de la Plata y es atravesada por los ríos Pilcomayo, Bermejo, Juramento y Salado. El clima del Chaco se caracteriza por una fuerte estacionalidad, con altas temperaturas en verano y heladas en invierno. La temperatura media anual varía de 18 ° C en la parte sur de la ecorregión a 26 ° C en el norte, y la precipitación media anual varía de 400 mm/año en el centro a 1000 mm/año en los extremos oriental y occidental (Minetti 1999). Debido a su clima continental hay grandes variaciones de temperatura entre el invierno y el verano. Los meses de máxima precipitación coinciden con los de las temperaturas más altas (Berbery y Barros 2002). Las lluvias se producen en verano, de octubre a marzo, y los meses más secos son julio y agosto.

2.3.2. Procesamiento de imágenes y desarrollo de la base de datos geo-espacial

Para identificar la transformación histórica de la cobertura vegetal, se examinaron imágenes satelitales *Landsat* del período 1976-2012. Las imágenes fueron provistas por la CONAE (Comisión Nacional de Actividades Espaciales, de Argentina), el INPE (Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales, de Brasil) y el USGS (Servicio Geológico de Estados Unidos). La zona de estudio incluye 44 escenas *Landsat* (Figura 2.1). Para los años anteriores a 2000 se utilizaron tres períodos de análisis: 1976-1986, 1986-1996 y 1996-1999, mientras que de 2000 a 2012 se evaluó anualmente la dinámica de la transformación. Se seleccionaron imágenes con baja presencia de nubes, preferentemente correspondientes a diciembre (ya que la mayoría de los eventos de deforestación se producen durante los meses más secos del invierno). Una vez seleccionadas y descargadas las imágenes, se georreferenciaron, se desplegaron en Quantum GIS usando la composición RGB: 4-5-3 para maximizar el contraste, y se ordenaron por fecha. En total, se procesaron y analizaron alrededor de 700 imágenes *Landsat*. La lista de las imágenes utilizadas está disponible en: <http://monitoreodesmonte.com.ar/metodologia>.

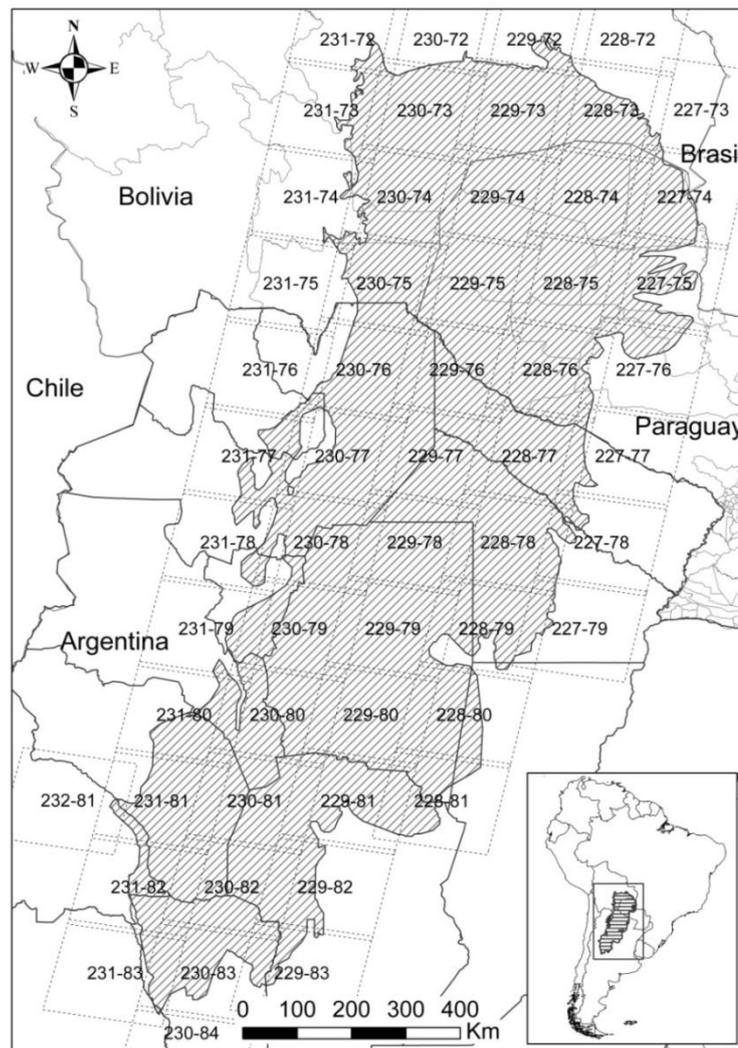


Figura 2.1. Distribución de escenas *Landsat* en el área de estudio.

La serie *Landsat* contiene imágenes satelitales captadas por cuatro sensores (MSS, TM, ETM+, y OLI). Las imágenes del satélite *Landsat Multispectral Scanning (MSS) 1-3 imagery*, lanzado en 1972 y finalizado en 1983, con 60 m de resolución espacial y 4 bandas espectrales, se utilizaron para detectar las transformaciones de la cobertura natural antes de 1976. El tamaño de la escena y designación del “Path-row” de *Landsat MSS 1-3 imagery* difiere de la de las versiones posteriores. Las imágenes del satélite *Landsat Thematic Mapper (TM) 4-5 imagery*, lanzado en 1982 y finalizado en 2013, con una resolución espacial de 30 metros y 7 bandas espectrales, se utilizaron para detectar las transformaciones de la cobertura natural en los años 1986, 1996 y de 2000 a 2012. Las imágenes del satélite *Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) 7*, lanzado en 1999 y aún activo, con 30 m de resolución y 8 bandas espectrales (si bien opera con una falla en el barrido óptico que provoca bandeo en las imágenes resultantes desde 2003), se utilizaron para detectar transformaciones de la cobertura natural en el período 2000-2012, como una alternativa al uso de Landsat 5. Para las sucesivas actualizaciones de la base de datos que se encuentran en <http://monitoreodesmonte.com.ar/>, se utiliza *Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) and Thermal Infrared Sensor (TIRS)*, con 30 m de resolución espacial y 11 bandas espectrales. La resolución de la banda 8 (pancromática) es de 15 metros. La banda 9 es útil para la detección de nubes cirrus. Las bandas térmicas 10 y 11 son útiles para proporcionar temperaturas superficiales más precisas. Este satélite fue lanzado en febrero de 2013 y aún está operativo.

Los lotes transformados se digitalizaron manualmente mediante la interpretación visual de la última imagen *Landsat* del período de estudio. Cada lote individual se incorporó como un vector de polígono en el SIG. Se utilizó el software Quantum GIS. El criterio para definir las parcelas mediante interpretación visual fue la interrupción de la continuidad espacial con fuertes evidencias de la acción humana. Los lotes transformados por acción humana tienen forma regular límites definidos, mientras que las transformaciones debidas a agentes naturales (por ejemplo, incendios) tienen forma irregular. En los casos en los que el tamaño de lote era muy pequeño (i.e. las parcelas con la caña de azúcar en el oeste de Tucumán transformado antes de 1976 y la región oeste de la provincia de Chaco) los bordes de lote se trazaron mediante métodos de segmentación automáticos (Bhanu et al. 1995) utilizando el software Envi Ex. La segmentación es el proceso de dividir una imagen en varios grupos de píxeles u objetos, en base a características espaciales, espectrales y de textura. Los parámetros de los métodos de segmentación automática (“scale level” y “merge level”, que determinan el número de segmentos a diferenciar y el grado de combinación interna, respectivamente) fueron definidos según la región por interpretación visual de los límites, y posteriormente los segmentos fueron revisados y corregidos manualmente. Una vez trazados los límites externos de los lotes, se definió el año de transformación mediante la superposición secuencial de imágenes *Landsat*. Se comenzó clasificando el año de transformación más antiguo (1976). Al final del proceso, los lotes quedaron clasificados según el año en el que se habían transformado. Asimismo, se trazaron las parcelas correspondientes a los lotes, y cortinas forestales (en caso de que las hubiera).

Como validación cualitativa, se compilaron trabajos que incluían clasificaciones de área transformada, deforestada o cultivada en el Chaco y se compararon sus estimaciones con la superficie estimada en este trabajo (Anexo1). Para una validación cuantitativa, se utilizaron imágenes históricas alta resolución espacial de “*Google Earth*” (GE). Al momento de realizar la validación, el área cubierta por imágenes de alta resolución espacial de GE en la región de estudio era de 410.703 km² (aprox. 52% de la superficie

total en seco del Chaco). Se delimitó el área cubierta por imágenes de alta resolución espacial en GE y se distribuyeron al azar cinco mil puntos. La primera imagen de alta resolución disponible en GE para la región es de 2002, por lo que la clasificación no pudo ser validada en años previos. Se compararon los datos observados en las imágenes de alta resolución con los de la base de datos propia. Los puntos aleatorios se clasificaron en 4 categorías para cada año, entre 2002 y 2012: i) Transformación de la cobertura natural tanto en la base de datos propia como en GE (Tdb-Tge); ii) Transformación de la cobertura natural en la base de datos propia y presencia de cobertura natural en GE (Tdb-Nge); iii) Presencia de cobertura natural en la base de datos propia y GE (Ndb-Nge); iv) Presencia de cobertura natural en la base de datos propia y transformación de la cobertura natural en GE (Ndb-Tge). Con estos datos se realizó una matriz de confusión y se obtuvo la precisión global (ver Anexo 2) y para cada año analizado (ver Anexo 3). 2.3.3. Análisis de la dinámica de las transformaciones

El término "transformación" se utiliza cuando existe un reemplazo de la vegetación natural (bosques, praderas, pantanos, sabanas o matorrales) por cultivos o pasturas implantadas. Para evaluar las tendencias en la intensidad de los cambios en el uso del suelo, las tasas de transformación se calcularon para cinco períodos (pre 1976, 1976-1986, 1986-1996, 1996-2006 y 2006-2012). Se estimó la tasa anual de transformación anual "q(%)" utilizando la metodología propuesta por FAO (1995):

$$q \% = 1 - \left[\left(\frac{A_2}{A_1} \right)^{\frac{1}{t_2 - t_1}} - 1 \right] * 100$$

Donde q% es la tasa de transformación anual (en porcentaje), y A_1 y A_2 representan las áreas de hábitats naturales en fechas t_1 y t_2 , respectivamente. Para el primer período de análisis, se consideró que $t_1 = 1940$ como el año en que la eliminación de vegetación natural se inició en la región (Morello et al. 2005). Las áreas naturales originales de la región se calcularon luego de descontar las zonas urbanas, lagos, ríos y salinas a la superficie total de las unidades político-administrativas. Debido a que no hay consenso acerca de cuál es la cobertura forestal original, el valor de q% no representa la tasa anual de *deforestación*, sino la tasa anual de *transformación de la cobertura natural*. La tasa q% es empleada con valores positivos para una mejor representación y comprensión. Esta tasa permite comparar la deforestación con otras regiones del mundo, ya que esta ponderada por la cobertura inicial de bosque. Las tendencias se evaluaron utilizando la curva de mejor ajuste, según el coeficiente de determinación para unidades administrativas primarias y secundarias.

El análisis a nivel de lote se realizó mediante el análisis de las parcelas individuales (unidades productivas, en la mayoría de los casos). El análisis a nivel de paisaje analizó los cambios en el tamaño de "parches" para cada periodo. Los "parches" son conjuntos de lotes agregados a 200 m, representando extensas áreas transformadas sin tomar en cuenta las cortinas forestales entre parcelas transformadas. El análisis de paisaje permite tener una visión regional de cómo ocurre la deforestación y los efectos que produce. La fragmentación del paisaje hace referencia a una interrupción en la continuidad de la cobertura natural. Es el proceso en el que una matriz de paisaje se subdivide progresivamente en parches más pequeños y aislados (Baldi et al. 2006, Gasparri y Grau 2009). Se cuantificaron los patrones de fragmentación a nivel de paisaje utilizando varios índices, ya que no hay una única métrica que puede capturar la complejidad de la

disposición espacial de los parches (Riitters et al. 1995). Las métricas para medir la fragmentación del paisaje por lo general hacen referencia a los cambios en una matriz (cubierta natural), pero en este caso, las métricas se refieren a parches transformados, dando una idea de los efectos acumulados de las transformaciones. El análisis de la dinámica de las transformaciones en el uso y cobertura de la tierra se basa en un conjunto de métricas: área total transformada (TA), el tamaño medio del parche (MPS), porcentaje de co-variación de MPS (PSCOV), número de parches (NUMP), la densidad de los parches (DENS), perímetro total de los parches (TE) y el índice medio de forma (MSI). Estas métricas abarcan aspectos esenciales de la estructura y funcionamiento del ecosistema (Cushman et al. 2002, Pinto-Ledezma y Rivero Mamani 2014). El área total transformada (TA) tiene efectos sobre los ciclos del agua, la energía y los nutrientes. El tamaño medio de parches y número de parches (MPS, NUMP) tiene implicaciones en la interrupción de la continuidad y conectividad del paisaje, el flujo génico, el área mínima requerida la supervivencia de especies y el funcionamiento del ecosistema. El porcentaje de co-variación de MPS (PSCOV) es una medida de la variabilidad y la distribución del tamaño de parches. La densidad de parches (DENS) se define como el número de parches por unidad de superficie, lo que facilita las comparaciones entre los paisajes de diferentes tamaños, y es un buen indicador de la fragmentación. El perímetro total de los parches (TE) tiene implicaciones para las especies sensibles al borde y la integridad del ecosistema (Broadbent et al. 2008). El índice medio de forma (MSI) describe complejidad de la forma y cuán compactos son los parches. Específicamente, MSI cuantifica la cantidad de borde presente en una clase de relación con la superficie que estaría presente en una clase de la misma zona, pero con una forma circular. Por lo tanto, el índice es igual a 1 para los parches circulares de cualquier tamaño y aumenta sin límite cuando el parche se vuelve cada vez más irregular.

2.4. Resultados y discusión

2.4.1. Evaluación de la base de datos

La precisión global de la clasificación fue del 97,8%. Considerando las clases de cobertura “cobertura transformada” y “cobertura original”, se observa que existe un equilibrio entre la precisión del usuario y la del productor. La exactitud para los distintos años, varió entre 95,6% y 99,2%. Las matrices de error estimado y precisión para cada año se muestran en el Anexo 3.

Se consiguieron compilar 18 artículos o informes publicados que incluían clasificaciones de área transformada, deforestadas o cultivada en la ecorregión del Chaco Seco (Anexo 1). Estas clasificaciones cubren diferentes extensiones espaciales y temporales en relación a la base de datos propia. Quince de las clasificaciones se realizaron utilizando imágenes *Landsat*, mientras que tres de ellas se basan en imágenes MODIS. Diez de las clasificaciones se realizaron mediante interpretación visual, y el resto mediante clasificaciones automáticas supervisadas (5), no supervisadas (2) o una combinación de ambos métodos (1). Únicamente dos de las bases de datos de deforestación están disponibles en línea: los mapas mundiales de la cubierta forestal realizados por Hansen et al. (2013), disponible en formato raster; y los datos producidos por Guyra Paraguay (Fundación Avina 2012), disponible en formato “KMZ”, sin evaluación de la precisión.

Dado que los estudios recopilados tienen distinta extensión espacial y temporal, no fue posible comparar cada producto con la base de datos propia. Se realizó una comparación con los productos elaborados por Boletta et al. (2006), Clark et al. (2010) y Hansen et

al. (2013). Para la misma área de análisis la zona transformada en la base de datos propia fue del 10,0% más alto que el reportado por Hansen et al. (2013) (el área se reduce al 6,0% cuando polígonos se “*rasterizaron*” a un tamaño de píxel de 30 x 30 m tamaño de píxel), 1,5% más alto que Clark et al. (2010), y 0,2% más pequeño que Boletta et al. (2006) (Ver Anexo 1).

2.4.2. Dinámica de las transformaciones en la cobertura natural

A finales de 2012, el área total transformada en el Chaco Seco era de 15,8 millones de hectáreas (Figura 2.2). Esta zona corresponde al 20,7% de la superficie natural en toda la ecorregión. El área de cobertura natural transformada en Argentina, Paraguay y Bolivia representa el 68%, 27% y 4% de la superficie total transformada, respectivamente, (Figura 2.3 - *a*). La tasa de transformación interanual $q\%$ tiene sus valores más altos en Paraguay a partir de 2009, alcanzando valores superiores al 4,0% en 2010, el valor histórico más alto en toda la región (Figura 2.3 - *b*).

Se observó una tendencia positiva creciente en la tasa de transformación anual “ $q\%$ ” para toda la región, lo que resultó en incrementos promedio desde 1976 de alrededor del 0,026% por año. Paraguay mostró un crecimiento exponencial en la tasa de transformación anual “ $q\%$ ”, presentando incrementos promedio de aproximadamente 0,07% por año. Argentina y Bolivia presentan incrementos promedios en la tasa de transformación anual “ $q\%$ ” de aproximadamente el 0,02% y el 0,01% por año, respectivamente (Figura 2.4).

Considerando las unidades administrativas de segundo nivel, Santiago del Estero contribuyó al 23% de la superficie transformada total, seguido de Boquerón, Salta, Chaco y Alto Paraguay, que aportaron un 17%, 12%, 10% y 8% del área total transformada, respectivamente (Figura 2.5 - *a*). La tasa de transformación anual “ $q\%$ ” mostró una tendencia creciente significativa para el período 1976-2012 en Formosa, La Rioja, Salta, Santiago del Estero, Santa Cruz, Tarija, Alto Paraguay, Boquerón y Presidente Hayes. A excepción de La Rioja, que muestra un aumento lineal, las tendencias fueron todas exponenciales (Figura 2.5 - *b*).

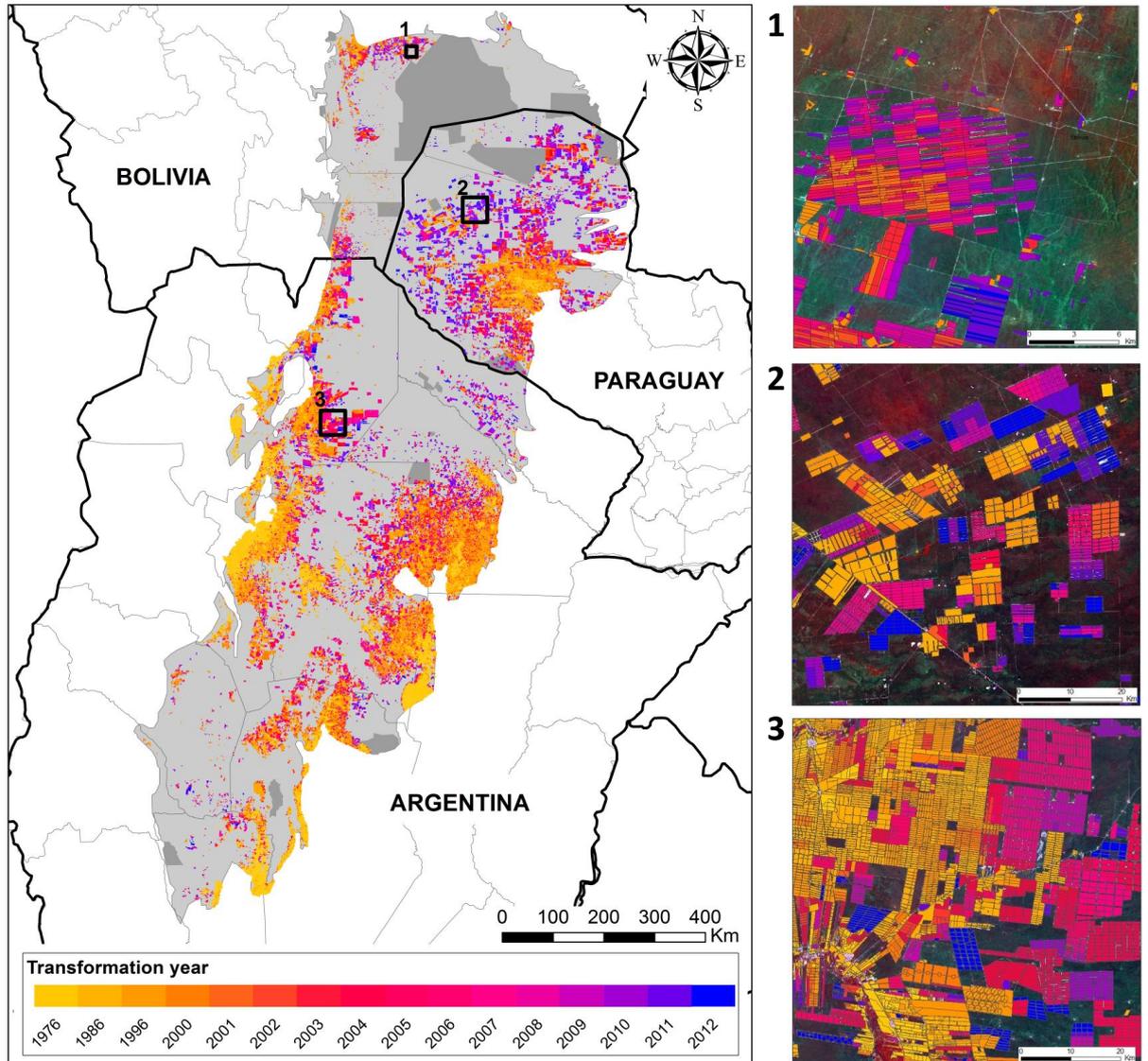


Figura 2.2. *Izq:* Distribución espacial de las áreas transformadas 1976-2012 en la eco-región del Chaco Seco Sudamericano. El color gris más oscuro corresponde a las áreas protegidas dentro de la región. *Der:* Detalle de lotes transformados en tres zonas de Bolivia (1), Paraguay (2) y Argentina (3).

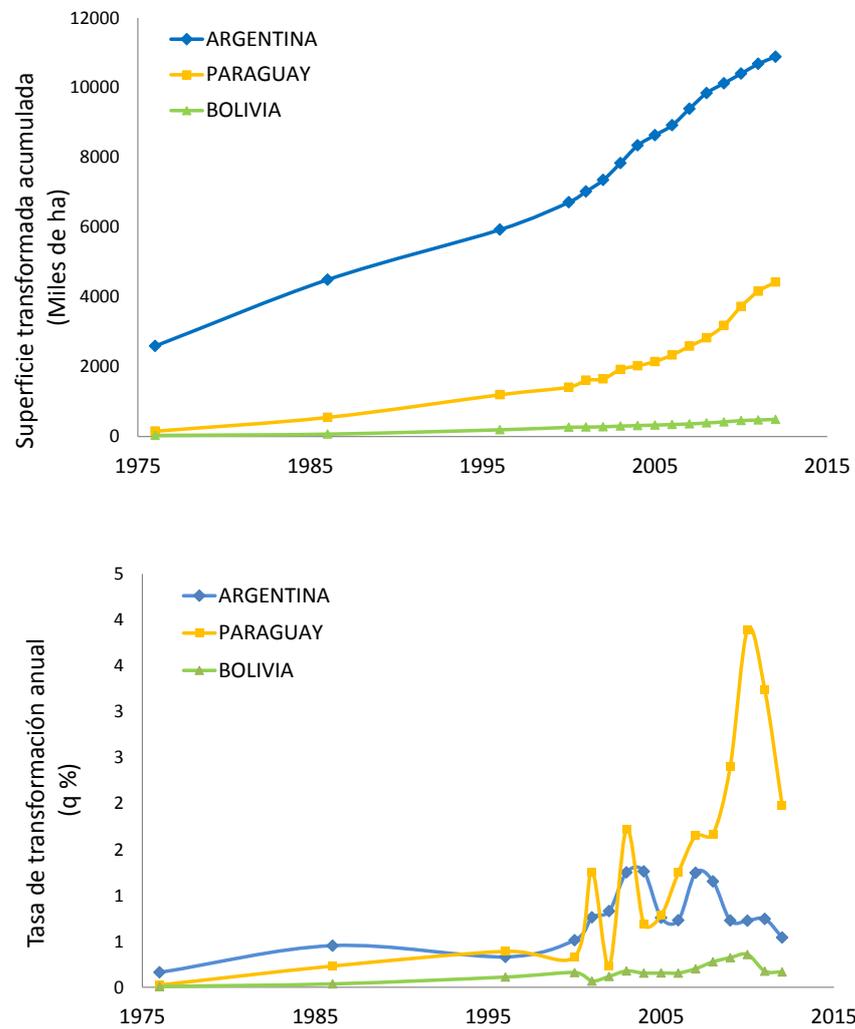


Figura 2.3. (a) Área transformada acumulada para el período 1976-2012, (b) Tasa de transformación anual "q%" (FAO, 1995) en el período 1976-2012 en la porción argentina, boliviana y paraguaya del Chaco Seco.

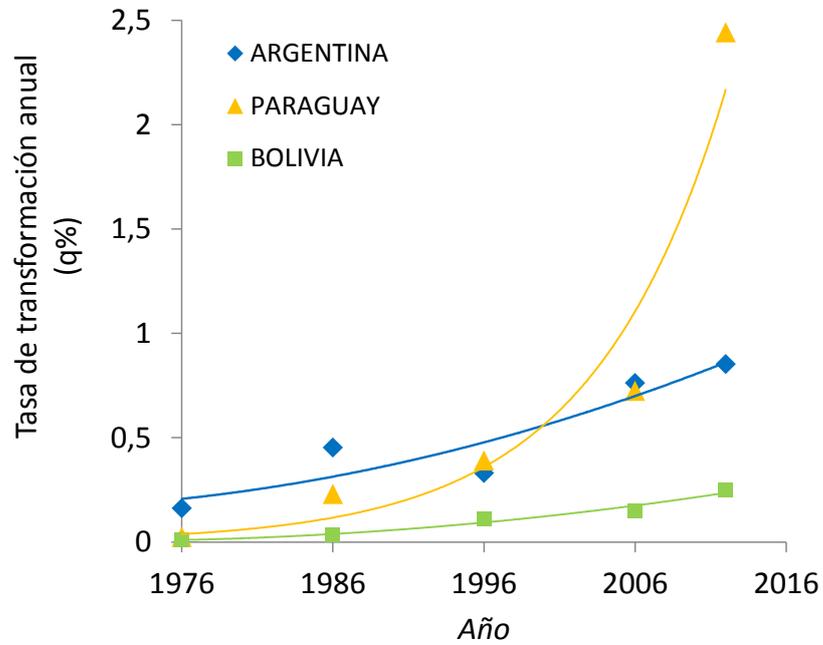


Figura 2.4. Tasa de transformación anual “q%” (FAO 1995) para los cinco períodos de análisis (1940-1976, 1976-1986; 1986-1996; 1996-2006; 2006-2012) por país, en la porción correspondiente a la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano.

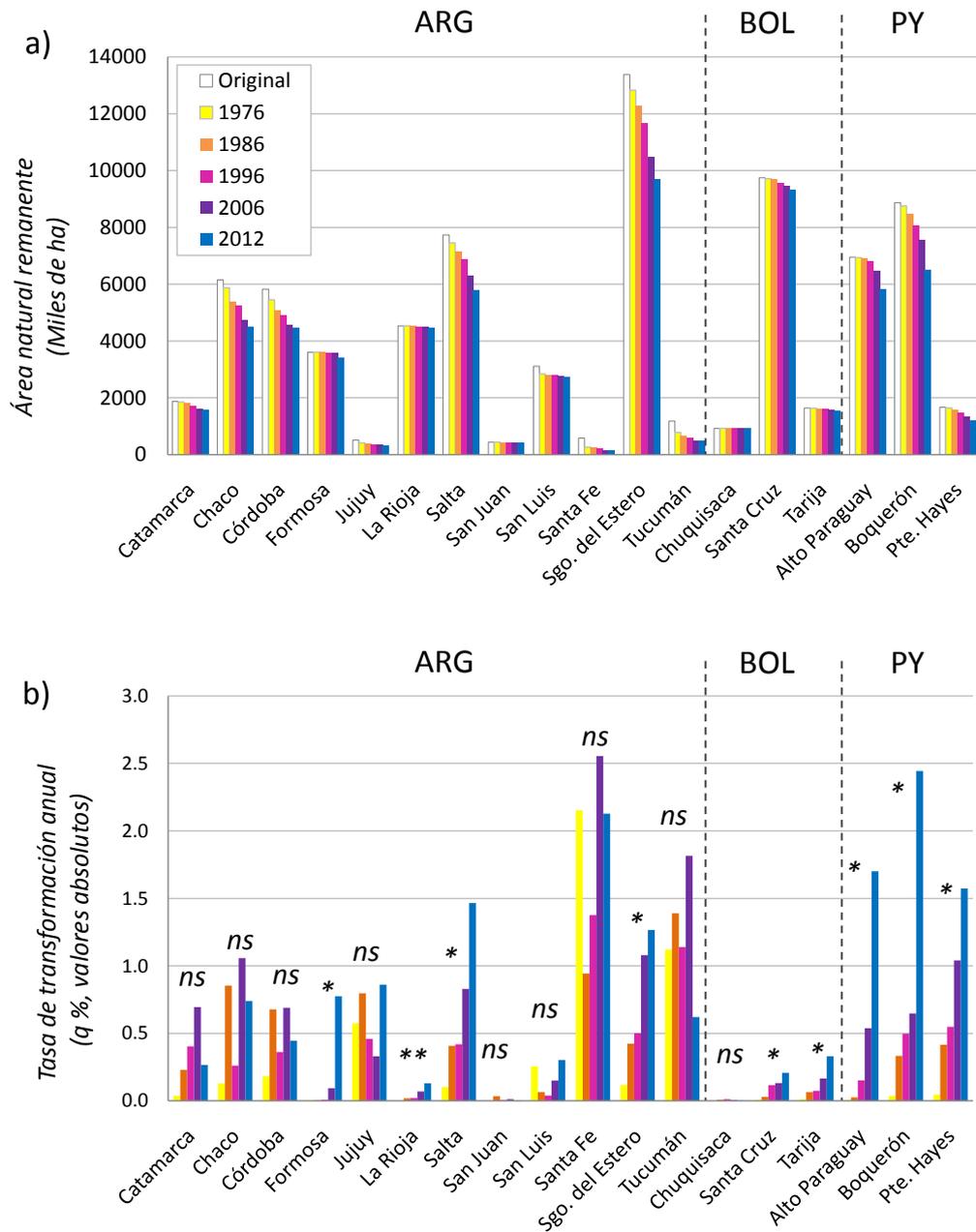


Figura 2.5. (a) Área natural remanente (miles de ha) y (b) Tasa de transformación anual "q%" (FAO, 1995) durante cinco períodos (1940-1976, 1976-1986; 1986-1996; 1996-2006; 2006-2012) en unidades administrativas secundarias correspondiente a la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano. Para cada unidad administrativa secundaria, se evaluaron las tendencias de acuerdo con el modelo de mejor ajuste según coeficiente de determinación. *ns*: regresión no significativa; **: regresión lineal; * regresión exponencial.

2.4.3. Tamaño de lotes

El tamaño medio de lotes transformados (MPS) fue, en promedio, más grande en Argentina ($61,99 \pm 0,29$ ha) que en Paraguay ($54,03 \pm 0,27$ ha) y Bolivia ($33,39 \pm 0,25$ ha). Por otra parte, MPS tuvo una tendencia positiva significativa ($p < 0,05$) desde 1976 hasta 2012 en Paraguay ($b_1 = 1,13 \pm 0,02$ ha/año) y Argentina ($b_1 = 0,82 \pm 0,02$ ha/año), mientras que para Bolivia, tuvo una negativa ($b_1 = -0,52 \pm 0,03$ ha/año) (Figura 2.6).

En Argentina y Paraguay la frecuencia relativa de las lotes pequeños (menos de 20 ha) disminuyó, mientras que la frecuencia relativa de lotes grandes (más de 50 hectáreas) aumentó en el período de estudio (1976-2012), mientras que para Bolivia, las tendencias fueron opuestas. El tamaño medio de lotes en Bolivia fue significativamente menor en relación a los lotes de Argentina y Paraguay (Figura 2.7).

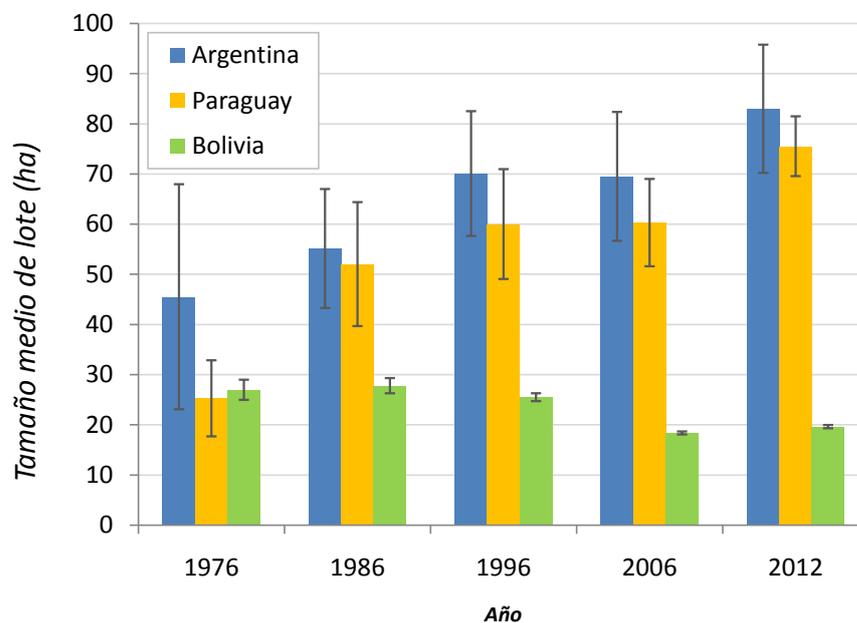


Figura 2.6. Evolución del tamaño medio de lote desde 1976 hasta 2012 para los cinco períodos de análisis (1940-1976, 1976-1986; 1986-1996; 1996-2006; 2006-2012) por país, en la porción correspondiente a la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano. El tamaño medio de lote aumentó en Paraguay y Argentina, mientras que en Bolivia disminuyó.

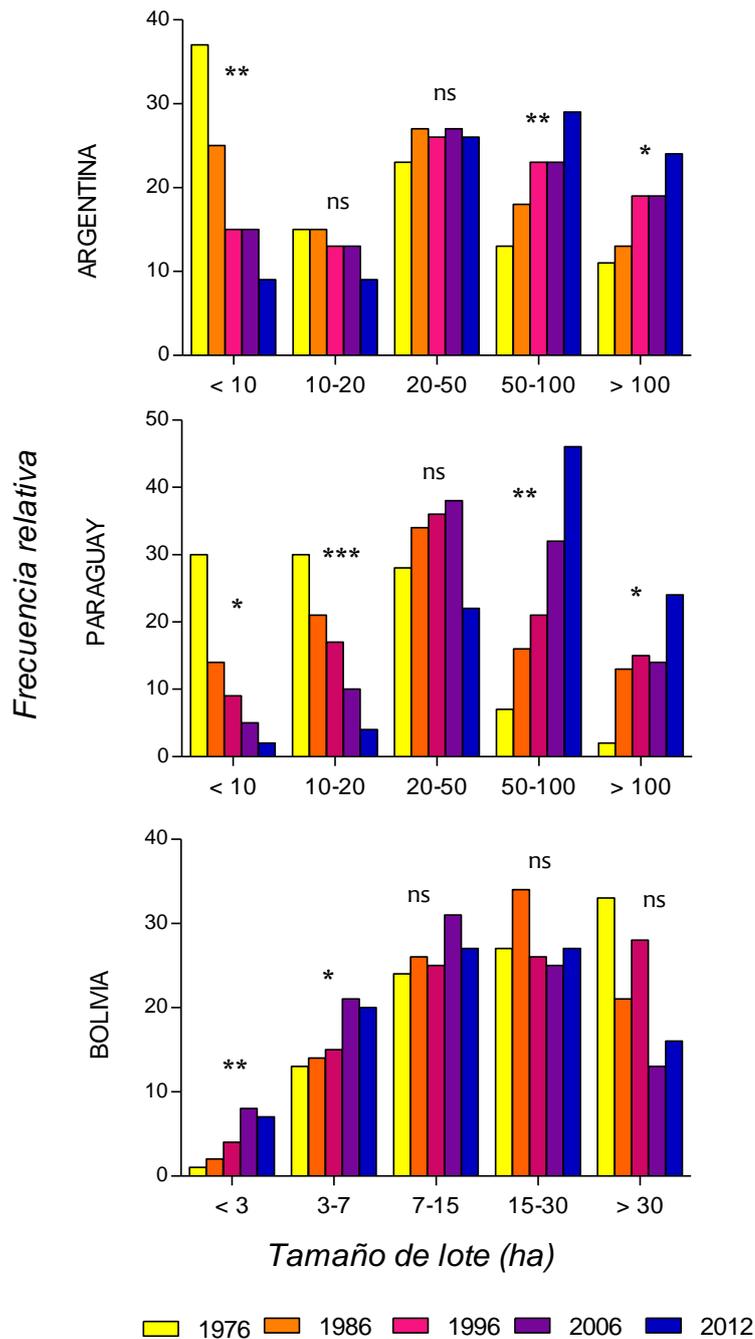


Figura 2.7. Distribución de frecuencias relativas (a cada año) para distintas categorías de tamaño de lotes transformados en los cinco períodos de análisis (1940-1976, 1976-1986; 1986-1996; 1996-2006; 2006-2012) por país, en la porción correspondiente a la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano. Significancia de las regresiones: *ns*: regresión no significativa; *: $p < 0,5$; **: $p < 0,05$; ***: $p < 0,01$.

2.4.4. Análisis a nivel de “parche” del área transformada

A nivel de paisaje, el tamaño de parches (conjunto de lotes agregados a 200 m, descontando las cortinas forestales) es, en promedio, mayor en Paraguay (3513 ± 742 ha), seguido por Argentina (1.284 ± 115 ha) y luego Bolivia (361 ± 70 ha). El tamaño de los parches fue diez veces mayor en Paraguay comparado con Bolivia, y 3 veces mayor comparado con Argentina. El número de parches (NUMP), su co-variación (PSCOV), y la densidad de los parches (parches por unidad de superficie) (DENS) aumentaron a medida que la superficie total transformada aumentó desde 1976 hasta 2012. El tamaño promedio de los parches (MPS) (ha) y el borde total (TE) (m) mostraron también una tendencia creciente, excepto entre el primer y segundo período analizado para Bolivia. El índice medio de forma (MSI) mostró valores altos en el primer período en Bolivia, mientras que en Paraguay se observa el patrón opuesto (Tabla 2.1).

En Argentina y Paraguay, la frecuencia relativa de parches pequeños (de 10 a 100 ha) de áreas transformadas mostró una tendencia a la disminución, mientras que los parches más grandes tendieron a aumentar en el período analizado. Para Bolivia, no se observan tendencias evidentes (Figura 2.8).

Tabla 2.1. Conjunto de métricas para medir la fragmentación de parches de áreas transformadas a nivel de paisaje (200 m agregación, agrupando conjuntos de lotes sin considerar las cortinas forestales) en la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano, para los años 1976, 1986, 1996, 2006 y 2012, en Argentina, Paraguay y Bolivia. Las barras de colores representan las diferencias relativas entre años en un índice y país particular. TA = área total (ha), MPS = tamaño medio del parche (ha), PSCOV = variación porcentual MPS (%), NUMP = número de parches, DENS = densidad de parches (parches/10 km²), TE = perímetro total de bordes (m), MSI = Índice medio de forma.

	Año	TA (ha)	MPS (ha)	PSCOV (%)	NUMP	DENS	TE (m)	MSI
ARGENTINA	1976	2.543.280	715	10	3.556	0,76	11.598	1,51
	1986	4.520.474	872	12	5.182	1,11	13.584	1,55
	1996	5.845.509	1.130	12	5.172	1,11	15.935	1,57
	2006	9.046.075	1.577	14	5.738	1,23	18.650	1,55
	2012	11.010.087	1.828	14	6.023	1,29	20.385	1,54
BOLIVIA	1976	31.885	375	2	85	0,07	10.441	1,64
	1986	70.541	226	6	312	0,26	6.261	1,50
	1996	198.764	251	12	792	0,65	6.319	1,52
	2006	362.310	364	11	994	0,81	7.366	1,54
	2012	526.281	474	11	1.110	0,91	8.718	1,56
PARAGUAY	1976	220.791	1.110	6	199	0,11	26.286	1,86
	1986	864.945	2.016	9	429	0,25	33.710	1,72
	1996	1.919.700	2.344	13	819	0,47	30.604	1,65
	2006	4.491.473	3.790	13	1.185	0,68	42.856	1,71
	2012	7.381.943	4.605	13	1.603	0,92	47.446	1,68

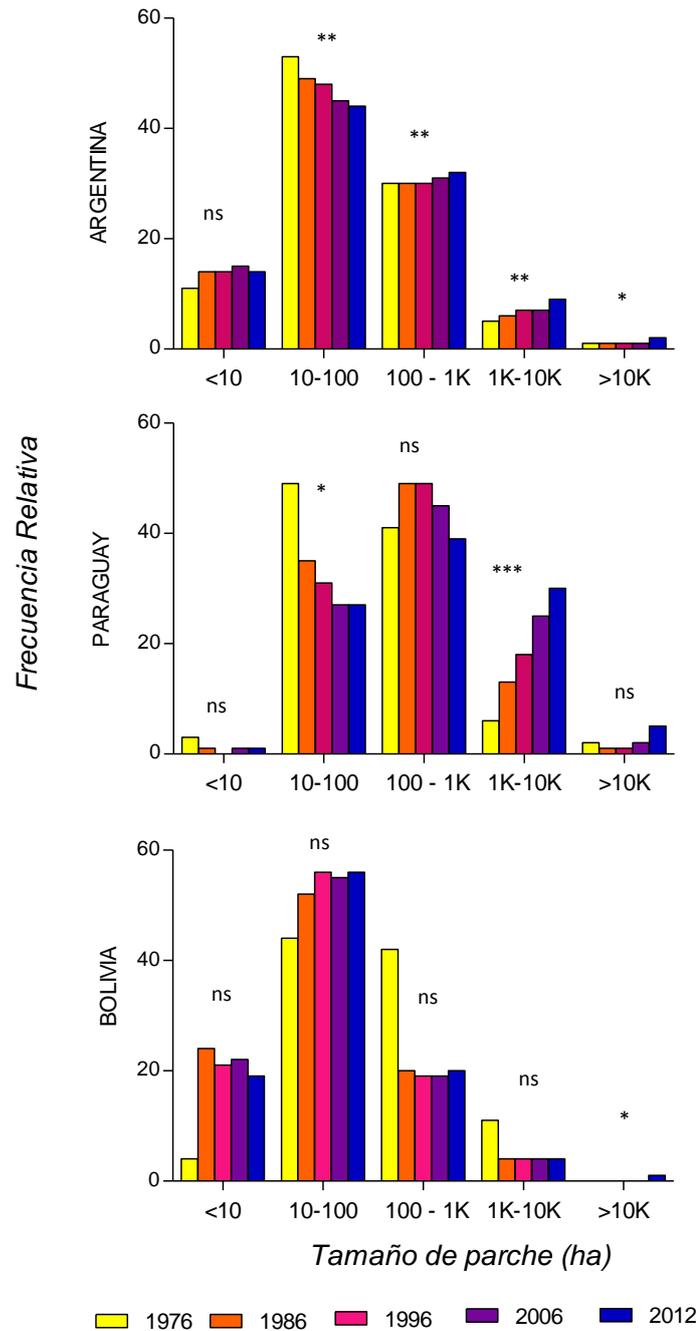


Figura 2.8. Distribución de frecuencias relativas (a cada año) para distintas categorías de tamaño de parches transformados (lotes agregados a 200 m, descontando las cortinas forestales) a nivel de paisaje en los cinco períodos de análisis (1940-1976, 1976-1986; 1986-1996; 1996-2006; 2006-2012) por país, en la porción correspondiente a la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano. Significancia de regresiones: *ns*: regresión no significativa; *: $p < 0,5$; **: $p < 0,05$; ***: $p < 0,01$.

2.5. Discusión

La realización de este capítulo de la tesis doctoral aporta a la comunidad una base de datos geoespacial de elevada precisión para describir las transformaciones de la cobertura natural en la ecorregión del Chaco Seco Sudamericano durante las últimas cuatro décadas. La base de datos abarca una amplia extensión espacial y temporal (1976-2012), realizada con el mismo protocolo de observación. La descripción espacialmente explícita de la dinámica de áreas transformadas es una herramienta indispensable para la gestión de los recursos naturales, la planificación territorial y la investigación impactos de deforestación, entre otros. Esta base de datos ya ha sido utilizada en estudios académicos, para detectar la deforestación ilegal (Redaf 2012), y para apoyar a las disputas legales en los territorios aborígenes en Argentina (ver listado en <http://bestp.agro.uba.ar/>). La base de datos está disponible en línea para su descarga y uso en <http://monitoreodesmonte.com.ar/>.

La vegetación original de la región del Chaco, en particular los bosques secos, está siendo reemplazada por extensos campos de cultivo y pastizales a un ritmo alarmante (Volante et al. 2012, Hansen et al. 2013). Este estudio reveló que las tasas de deforestación en la región chaqueña para el período 1976-2012 tienen una aceleración exponencial (Figura 2.3, Figura 2.5, Figura 2.4). En el último período analizado, la tasa de transformación anual “q%” para toda la región aumentó 1,7 veces, desde 0,62% a 1,02%. Los cambios en la tasa de transformación anual “q%” son espacialmente heterogéneos. Aunque a nivel de país las tendencias fueron siempre positivas, la magnitud del aumento en los últimos seis años varió: en Paraguay la tasa de transformación anual “q%” aumentó 3,4 veces (de 0,72% a 2,44%), en Bolivia 1,7 veces (de 0,15% a 0,25%), y en Argentina 1,12 veces (de 0,76% a 0,85%) (Figura 2.4).

Los cambios también fueron variables en el segundo nivel administrativo analizado. En el último período analizado, la tasa de transformación anual “q%” en Argentina mostró aumentos en varias provincias (Formosa, Jujuy, Salta, San Luis y Santiago del Estero). En Formosa, la tasa anual de transformación aumentó 8,2 veces en la última década (de 0,09% a 0,8%), y en Salta, 1,6 veces (de 0,86% a 1,40%) (Figura 2.5 (b)). Otras provincias mostraron tendencias decrecientes en la tasa de transformación anual “q%” (Catamarca, Chaco, Córdoba, Santa Fe y Tucumán). Estas tendencias decrecientes en la deforestación pueden estar asociados con dos hechos: a) la mayor parte de las tierras forestales que quedan en esas provincias están ubicadas en zonas con limitaciones topográficas, edáficas o climáticas para la agricultura; b) la aplicación de la Ley N° 26,331, de Protección de Bosques Nativos, sancionada en noviembre de 2007, que limita la deforestación en algunas áreas de alto y medio valor de conservación.

La región chaqueña tiene grandes áreas con condiciones adecuadas para la producción de cultivos (como la soja y el maíz) y carne (en pasturas cultivadas) que poseen una elevada demanda mundial (Gasparri et al. 2016, Le Polain de Waroux et al. 2016). El aumento de los precios de estos productos en los últimos quince años ha dado lugar a una rápida expansión de la frontera agropecuaria en la región. Además, el tipo de cambio de moneda local, la disponibilidad de paquetes tecnológicos (sin labranza del sistema y los cultivos modificados genéticamente), y los aumentos regionales registrados en la precipitación (Liebmann et al. 2004, Bravo et al. 2010) incitaron cambios abruptos en las tasas de deforestación.

Los diferentes grupos de usuarios de la tierra tienen una fuerte impronta en la configuración del paisaje (Killeen et al. 2008, Baldi et al. 2015). El tamaño de los lotes da una idea de la unidad de gestión y es un indicador de la dimensión económica de los actores que impulsan la transformación. En Argentina y Paraguay, donde hay un predominio de agricultores y ganaderos capitalizados (Gasparri et al. 2013, Baldi et al. 2015), predominan lotes más grandes (Figura 2.6) y su tamaño está aumentando desde 1976 (Figura 2.7). Este patrón de uso del territorio sugiere que están operando usuarios con propiedades extensas y un alto nivel de mecanización para la deforestación y la siembra (Pacheco y Mertens 2004, Huang et al. 2009). En Bolivia la situación difiere respecto a Argentina y Paraguay, debido a que las áreas deforestadas para la agricultura son gestionados por un grupo más diverso de partes interesadas (Pacheco 2004, Redo et al. 2012). La región del Chaco boliviano, en donde hay un predominio de grupos aborígenes y colonos menonitas no mecanizados (Baldi et al. 2015), presenta un tamaño significativamente menor de parcela en relación a Argentina y Paraguay (Figura 2.2, Figura 2.6). De hecho, en Bolivia se observó un aumento significativo en la frecuencia relativa de las pequeñas parcelas transformadas durante el periodo estudiado (Figura 2.7).

A nivel de paisaje, la configuración espacial de los parches transformados (parcelas agregadas a 200 m) cambió sustancialmente durante el período de estudio entre 1976 y 2012. El tamaño promedio de los parches (MPS), el número de parches transformadas (NUMP), la densidad de los parches (DENS) y el borde total (TE) aumentaron considerablemente a medida que la superficie total transformada aumentaba (Tabla 2.1). Estos resultados son consistentes con otros análisis de cambios en el paisaje de las zonas de bosque seco (Steininger et al. 2001, Gasparri y Grau 2009, Pinto-Ledezma y Rivero Mamani 2013). El índice de forma (MIS) fue mayor para Paraguay que para Argentina y Bolivia, lo que indica una mayor complejidad (es decir, menor compacidad) en los parches deforestados. En Paraguay se observa una tendencia al aumento de grandes parches mientras que en Argentina y Bolivia el tamaño del parche fue más estable. El aumento en el tamaño de los parches deforestados sugiere una homogeneización del paisaje (Figura 2.8). El área total transformada (TA), el tamaño de los parches (MPS), el perímetro total (TE) y la forma de los parches (MSI) tienen gran impacto en el funcionamiento del ecosistema (Volante et al. 2012), en las poblaciones locales debido a la pérdida de hábitat (Mastrangelo y Gavin 2012, Macchi et al. 2013) y en el clima local (Alcaraz-Segura et al. 2013b).

A escala regional, la conversión de los bosques secos del Chaco a pastizales o cultivos anuales acelera los cambios climáticos (Agrawal et al. 2011), altera el funcionamiento de los ecosistemas (Volante et al. 2012) e intensifica los conflictos sociales (Redaf 2010). La mayoría de las comunidades nativas del Chaco no poseen la tenencia formal de sus tierras (Leake 2008) y están siendo desalojados debido a la expansión agrícola y al aumento de los conflictos territoriales asociados al proceso que Harvey (2003) define como "acumulación por desposesión". El monitoreo de la deforestación y su puesta a disposición de la comunidad es un elemento clave para empezar a resolver el conflicto territorial instalado por la expansión agrícola. Por un lado, una descripción de los patrones espaciales y temporales de la transformación del suelo permitiría identificar los factores biofísicos, sociales, políticos y económicas que aceleran los cambios. Por otra parte, el seguimiento en sí resulta esencial para desarrollar y hacer cumplir las políticas de uso del suelo y para la planificación y gestión del territorio.

Capítulo 3

**Integración de procesos biofísicos y sociales para definir Tipos Funcionales de
Socio-Ecosistemas en la región chaqueña argentina.**

Capítulo 3 . Integración de procesos biofísicos y sociales para definir Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas en la región chaqueña argentina.

3.1. Introducción

3.1.1. El estudio de los sistemas socio-ecológicos

Cada vez más, los problemas ambientales son abordados desde una perspectiva socio-ecológica, considerando la provisión de los servicios ecosistémicos y sus cambios (Berkes et al. 2003, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Carpenter et al. 2009). El marco conceptual de los Sistemas Socio-Ecológicos (SSE) proporciona un enfoque para estudiar conjuntamente las múltiples interacciones e interdependencias entre sistemas humanos y naturales (Ostrom 2009). Este marco hace explícita la dependencia del bienestar humano del capital natural, mediado por la apropiación de los servicios ecosistémicos (SE) para transformarlos en beneficios humanos, y los impactos que se ocasionan en el medio ambiente (Anderies et al. 2004, Resilience Alliance 2010). En los últimos años, se han realizado esfuerzos de investigación en la evaluación y cartografía de SE (por ejemplo, Kareiva et al. 2011, Martínez-Harms and Balvanera 2012, Paruelo et al. 2016). Sin embargo, los enfoques para la cartografía de SES son controvertidos (por ejemplo, Alessa et al. 2008, Ellis and Ramankutty 2008, Hamann et al. 2015) y todavía queda un camino por recorrer en la integración y combinación de las múltiples dimensiones del SSE a nivel regional. Parte del desafío de mapear sistemas socio-ecológicos es la complejidad de las interacciones entre los componentes del sistema biofísicos y social que actúan a diferentes escalas, lo que hace que se difícil asignar límites espaciales claros (Cilliers 2001, Folke et al. 2007).

Para llevar a cabo una gestión sostenible del territorio es necesario entender cómo son las interacciones hay entre los componentes del sistema social y biofísico en los distintos patrones de uso de los recursos, y qué resultado tienen estos patrones en el bienestar humano (Ostrom 2007, Cumming et al. 2014). Los esfuerzos de investigación y gestión dirigidos a evaluar, comunicar y diseñar medidas de mitigación de los impactos ambientales y sociales de la expansión agropecuaria en el Chaco Seco han crecido considerablemente en los últimos años. Sin embargo, aún no se han implementado evaluaciones integrales y sistémicas a escala regional, y existen importantes vacíos en la investigación orientada al desarrollo de herramientas metodológicas que permitan abordar el problema desde una perspectiva socio-ecológica integral, capaz de intervenir en la interfaz entre la producción de conocimiento y la toma de decisiones. En este contexto, resulta prioritario generar conocimiento y aportar herramientas que permitan una mejor comprensión de la heterogeneidad y complejidad de la región chaqueña para poder implementar incentivos y regulaciones adaptables a las características de los paisajes y grupos de interés involucrados.

3.1.2. La zonificación en el Ordenamiento Territorial Rural. ¿Qué mapear?

La zonificación consiste en delimitar espacios geográficos relativamente homogéneos, por lo que resulta útil para comprender el territorio, diagnosticar problemas, ayudar a la planificación territorial y regular la distribución equitativa de los beneficios y perjuicios respecto a los cambios en el uso de la tierra (Mendoza et al. 2009). La zonificación es necesaria para establecer las restricciones y las prioridades de manera sostenible y para asegurar que las asignaciones y transferencias de los recursos públicos a las unidades territoriales puedan determinarse de manera técnica y transparente en función de las

características de cada territorio (López Beneitez et al. 2006). La zonificación del territorio en función de las aptitudes del ecosistema (ej. capacidad de carga ganadera) y los impactos (observados y potenciales) de las actividades humanas (ej. riesgo de salinización) es un elemento de comunicación y de desarrollo de políticas muy importante (Seghezze et al. 2011, García Collazo et al. 2013).

Los paisajes difieren en su capacidad para proporcionar bienes y servicios ecosistémicos (Burkhard et al. 2009), lo que condiciona el tipo de estructura y funcionamiento del sistema social. A su vez, las actividades humanas alteran la estructura y funcionamiento ecosistémico necesarios para sostener la provisión de servicios ecosistémicos, tanto a escala global como local (Foley et al. 2005, Metzger et al. 2006, Oesterheld 2008). La distribución de las consecuencias de los cambios en el uso del suelo es asimétrica tanto en tiempo como en espacio, siendo las poblaciones marginales y las generaciones futuras las más vulnerables a las externalidades negativas del desarrollo económico actual (Lambin y Meyfroidt 2011a).

La planificación y la gestión de los ecosistemas precisan reunir los aspectos socio-culturales y modos de intervención del ecosistema por parte de los distintos usuarios de la tierra en formatos accesibles para la investigación, la planificación territorial, y la comunicación social. Tradicionalmente, el foco ha estado puesto en aspectos biofísicos estructurales (clima, suelos, relieve, vegetación o tipos de coberturas), o, más recientemente funcionales (producción primaria), pero sin tener en cuenta aspectos asociados a la dimensión humana (FAO 1997). Aunque la zonificación de la tierra es un requisito previo necesario para orientar las políticas con vistas a una mejor ordenación del territorio, todavía queda un camino por recorrer en la integración y combinación de las múltiples dimensiones del SES a nivel regional. La integración de los aspectos biofísicos y humanos para el mapeo de sistemas socio-ecológicos es escasa (ej. Ellis y Ramankutty (2008)), pero su aplicación para la ordenación del territorio es, en la práctica, esencialmente nula.

Un enfoque interesante para la zonificación del territorio desde el punto de vista del suministro pero también demanda de servicios ecosistémicos es el de las Unidades Proveedoras de Servicios (SPU, por sus siglas en inglés), el cual se refiere a la suma total de los organismos necesarios para ofrecer un servicio determinado en el nivel necesario a los beneficiarios del servicio (Luck et al. 2003, 2009, García-Nieto et al. 2013). Este enfoque divide –aunque también reduce– a los paisajes en unidades proveedoras de servicios y representa una nueva forma de clasificación en arquetipos de paisaje. Burkhard et al. (2012) definen a la provisión de SE como la capacidad de un área en particular para proporcionar un grupo específico de servicios de los ecosistemas dentro de un determinado período de tiempo, mientras que la demanda es la suma de todos los servicios de los ecosistemas actualmente consumidas, utilizadas, o valorados en un área determinada durante un período de tiempo dado. Según la perspectiva socio-ecológica, las SPU deben cuantificarse tanto en términos de provisión, como de demanda de SE.

3.1.3. Aproximación "top-down" vs. "bottom-up"

En el contexto del mapeo de propiedades de sistemas sociales y naturales, la escala y resolución son consideraciones importantes a tener en cuenta. A escala global, resoluciones más pequeñas serán suficientes para responder preguntas acerca de la

interacción entre los sistemas sociales y naturales. Sin embargo, para el estudio de áreas geográficas más pequeñas será necesario adoptar mayores resoluciones de estudio. Los sistemas complejos deben ser analizados y manejados realizando un análisis simultáneo a varias escalas y aproximaciones (Viglizzo et al. 2005, Cumming et al. 2006). El mayor desafío para el mapeo y posterior manejo de sistemas socio-ecológicos es la disponibilidad de datos sociales a una resolución detallada y relevante para el ordenamiento territorial.

Los enfoques "*top-down*" (de arriba a abajo) y "*bottom-up*" (de abajo a arriba) surgen como estrategias de procesamiento en ciencias de la computación (desarrollo de software y programación), y más tarde encuentran aplicación en una variedad de campos, tales como la medicina (nanotecnología y neurociencias), las ciencias económicas (asistencia a inversiones financieras), las ciencias sociales (toma de decisiones, gestión y administración), y también en distintos ámbitos de la ecología y la gestión de los recursos naturales.

En ecología de comunidades, el concepto de aproximación "*top-down*" y "*bottom-up*" se ha utilizado como marco conceptual para entender cuáles son los *mecanismos de control* de diferentes procesos en el ecosistema que definen la estructura de una comunidad (Hunter y Price 1992, Menge 2000, Freidenburg et al. 2007). En el marco de los sistemas socio-ecológicos, Chapin et al. (2009) realizó una conceptualización en un intento por entender cómo se reorganizan estos sistemas frente a los cambios o transformaciones. Según esta aproximación, tanto en el componente ecológico como social, los sistemas se ven afectados por fuerzas globales o "*top-down*" (ej. clima, biota, sistema de gobernanza, mercado global) y locales o "*bottom-up*" (ej. incendios, concentración de nitratos, acceso a recursos, mano de obra).

Por otra parte, en ecología de paisajes, y planificación territorial estos enfoques se usan como *estrategias de conocimiento* para identificar un problema, formular un diseño de investigación apropiado o responder preguntas acerca de patrones en el paisaje. Así, en el enfoque "*top-down*" se estudia al sistema como un todo, con una visión general, para luego refinar y descomponer las partes que lo componen con mayor nivel de detalle. Este enfoque enfatiza la planificación y conocimiento completo del sistema. En contraste, en el enfoque "*bottom-up*" las partes individuales se definen con detalle y luego se enlazan para formar componentes más grandes, que a su vez se enlazan hasta que se forma el sistema completo. Este enfoque se centra en los atributos de partes individuales de la unidad de análisis. En la actualidad, se considera que es necesario combinar ambas aproximaciones para entender los controles y funcionamiento de los sistemas. Es decir, se requiere tanto un conocimiento completo del sistema, como la integración de las partes individuales dentro del todo.

3.1.4. El enfoque funcional: De Tipos Funcionales de Plantas (TFP) a Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFE)

A lo largo de la historia, naturalistas y ecólogos han desarrollado diferentes categorizaciones para reducir la enorme complejidad y cantidad de especies en un número relativamente pequeño de patrones generales. Las primeras clasificaciones fueron realizadas por Linneo (1735), quien clasificó al reino vegetal (y demás reinos) según atributos taxonómicos. Más tarde Raunkiær (1934) realizó una clasificación de las plantas según sus formas de vida. Root (1967) las clasificó según los patrones de

explotación de los recursos (gremios), y Grime (2001) lo hizo según la respuesta a las perturbaciones (estrategias de supervivencia). Por último, como parte de un enfoque funcional, los *Tipos Funcionales de Plantas* (TFP) (Tabla 3.1) son grupos de plantas que comparten características físicas, filogenéticas y fenológicas. Los TFP fueron desarrollados con la idea de ser usados por los climatólogos para su aplicación en modelos de respuesta a los cambios climáticos (Bonan et al. 2002). En el desarrollo de los TFP, está implícita la idea de agrupar a las plantas que manifiestan una respuesta similar frente a las condiciones ambientales y que tienen un efecto similar sobre el ecosistema (Walker 1992, Noble y Gitay 1996, Diaz y Cabido 1997), y es por eso que su uso se difundió para predecir las respuestas de la vegetación al cambio global.

Al igual que las especies de plantas se agrupan sobre la base de sus características funcionales, los ecosistemas se pueden agrupar de acuerdo a su comportamiento funcional. Así como los biomas (Clapham 1930, Tansley 1935) conceptualizan aspectos más relacionados a la biogeofísica (aspectos estructurales), los *Tipos Funcionales de Ecosistemas* (TFE) incluyen aspectos biogeoquímicos para su definición, especialmente la fotosíntesis y el ciclo del carbono (aspectos funcionales). En este sentido, los *Tipos Funcionales de Ecosistemas* (Tabla 3.1) son grupos de ecosistemas con dinámicas similares respecto al intercambio de materia y energía entre la biota y el ambiente físico (Parelo et al. 2001). Una de las aproximaciones más utilizadas para llevar a la práctica el concepto, ha sido la identificación de TFE a partir de las dinámicas de la productividad primaria, uno de los descriptores esenciales del funcionamiento ecosistémico (Alcaraz-Segura et al. 2006, 2013b, Volante et al. 2012). Los TFE son muy útiles para capturar la heterogeneidad espacial y temporal del funcionamiento del ecosistema (Fernández et al. 2010), conocer la diversidad funcional de una región en parches de paisaje (Alcaraz-Segura et al. 2013b), evaluar los controles ambientales y antropogénicos de la diversidad funcional (Alcaraz-Segura et al. 2009b, 2013b), identificar prioridades geográficas en conservación (Cabello et al. 2008), monitorear cambios en el funcionamiento de Redes de Espacios Protegidos (Cabello et al. 2016), evaluar y seguir los cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios o de soporte (Volante et al. 2012), y optimizar modelos de circulación general de la atmósfera, incluyendo cambios interanuales en las propiedades biofísicas de los ecosistemas (Lee et al. 2013, Müller et al. 2014).

3.1.5. Un nuevo concepto: Los Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE)

Dado que los *Tipos Funcionales de Ecosistemas* (TFE) son funcionalmente homogéneos, pueden ser interpretados como parches de la superficie terrestre con la misma capacidad para proporcionar Servicios Ecosistémicos intermedios (*sensu* Fisher et al. 2009) o de soporte (*sensu* Millennium Ecosystem Assessment 2005). Sin embargo, los TFE no incorporan explícitamente la dimensión humana en su clasificación. La necesidad de asistir la planificación y gestión territorial hace necesaria la incorporación de aspectos sociales, culturales y económicos (Martín-López et al. 2009), de modo que es ineludible desarrollar y adoptar un método para caracterizar y mapear sistemas socio-ecológicos capaz de capturar aspectos relevantes de la interacción ser humano-naturaleza y asistir a la toma de decisiones. Esta clasificación debería permitir entender mejor cómo son los cambios en el uso del suelo para los distintos usuarios de la tierra y qué consecuencias generan en el ambiente. El marco de los sistemas socio-ecológicos constituye un poderoso enfoque para la comprensión del funcionamiento de los sistemas socio-ecológicos, pero su estudio plantea una serie de desafíos metodológicos y

epistemológicos dada la complejidad de los niveles de organización, múltiples dimensiones y escalas espaciales involucradas.

Algunos autores han tratado de integrar los sistemas biofísicos y sociales y capturar los patrones y la dinámica de la interacción humana con los ecosistemas mediante la elaboración de mapas. A escala global, Ellis y Ramankutty (2008) utilizaron la densidad de población humana y el uso de la tierra como el principal criterio de clasificación, y definieron los "biomas antropogénicos" o "antromas", los cuales brindan la oportunidad potencial de modelar cambios en la dinámica del sistema terrestre (Alessa y Chapin 2008). A escala local, Alessa et al. (2008) identificaron áreas geográficas en donde existe convergencia entre sistema social (percepción humana del paisaje) y ecológico (mediciones biofísicas). Raudsepp-Hearne et al. (2010) desarrollaron un marco para analizar la provisión de múltiples servicios ecosistémicos a través de distintos paisajes y presentaron una demostración empírica de manojos ("bundles") de SE, es decir, grupos de servicios que aparecen juntos de forma repetida. Más tarde Hamann et al. (2015) consideraron el uso de servicios ecosistémicos a nivel de vivienda para mapear municipalidades según el uso servicios ecosistémicos provenientes del entorno local. Sin embargo, hasta el momento, los estudios que han mapeado sistemas socio-ecológicos se basaron en la combinación de los datos sociales y ecológicos por separado, o utilizaron únicamente datos del componente de interacción entre ambos sistemas, tales como la oferta o demanda de SE.

Recientemente, Arneth et al. (2014), inspirados en la idea de los "tipos funcionales de plantas", propusieron un marco teórico para la definición de "tipos funcionales de agentes" (Tabla 3.1), con la idea de modelar el comportamiento de los actores frente a los cambios en el uso del suelo. En este caso, los agentes son caracterizados según el rol (ej. forestal, agricultor, residente urbano) y comportamiento (ej. aversión al riesgo, imitación, conservadurismo) que definen la toma de decisiones frente al uso de la tierra. El trabajo de Arneth et al. (2014) resulta muy interesante en sus aspectos conceptuales como aproximación "*bottom-up*" que parte desde las propiedades al nivel de planta y de actor humano para modelar el funcionamiento de los sistemas socio-ecológicos, pero la construcción de este tipo de modelos resulta de difícil aplicación debido a la dificultad de obtener los datos necesarios para modelar el comportamiento humano, y además no cuenta con la aparición de propiedades emergentes conforme se van agrupando los niveles de organización inferiores en superiores.

En este intento de zonificar el territorio atendiendo al funcionamiento del sistema socio-ecológico, este capítulo incorpora un nuevo concepto, el de *Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas* (TFSE), definidos como parches de la superficie terrestre que comparten dinámicas similares en el intercambio de materia y energía entre la biota y su entorno físico, y similares patrones socioeconómicos y culturales, y desarrolla una aproximación metodológica para su identificación. Ver Tabla 3.1 para comparar los distintos tipos de enfoques funcionales.

Tabla 3.1. Tabla comparativa de enfoques funcionales para la clasificación de: a) plantas (*Tipos Funcionales de Plantas*), b) ecosistemas (*Tipos Funcionales de Ecosistemas*), c) agentes (*Tipos Funcionales de Agentes*), y d) socio-ecosistemas (*Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas*).

	<i>Tipos Funcionales de Plantas (TFP)</i>	<i>Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFE)</i>	<i>Tipos Funcionales de Agentes (TFA)</i>	<i>Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE)</i>
<i>Definición</i>	Son grupos de especies que muestran respuestas similares frente a cambios ambientales o bien efectos similares en el funcionamiento ecosistémico.	Son grupos de ecosistemas con dinámicas similares en los intercambios de materia y energía entre la biota y el ambiente físico.	Son tipologías de agentes que comparten roles, atributos y comportamiento similar frente a los cambios en el uso del suelo.	Son porciones del territorio que presentan un funcionamiento similar en el componente biofísico, social e interacciones del sistema socio-ecológico.
<i>Aproximación</i>	De abajo hacia arriba (“ <i>Bottom-up</i> ”)	De arriba hacia abajo (“ <i>Top-down</i> ”)	De abajo hacia arriba (“ <i>Bottom-up</i> ”)	De arriba hacia abajo (“ <i>Top-down</i> ”)
<i>Enfoque disciplinar</i>	Sinecología y ecología de comunidades	Ecología de ecosistemas y ecología regional	Tipos de capital	Sistemas acoplados ser humano-naturaleza
<i>Marco conceptual</i>	Atributos estructurales y funcionales a nivel de especie	Flujos de energía en el ecosistema	Comportamiento humano y toma de decisiones individuales	Sistemas socio-ecológicos
<i>Metodología de clasificación</i>	No existe una clasificación universal de TFP. Cada clasificación depende del objetivo del estudio, escala y proceso ecosistémico o factor ambiental de interés.	Clasificaciones no-supervisada. Utilización de datos provenientes de sensores remotos (atributos funcionales como integral anual, estacionalidad y momento del máximo de EVI o NDVI).	Modelos Basados en Agentes. Utilización de datos acerca del rol y comportamiento de los agentes según disponibilidad de tipos de capital e interacciones.	Clasificación con métodos multivariados (análisis jerárquico y PCA). Utilización de datos censales y provenientes de sensores remotos.
<i>Unidad de análisis</i>	Planta	Pixel	Agente	Unidades administrativas
<i>Aplicación</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Modelos dinámicos de vegetación global. - Modelos predictivos de la dinámica de las comunidades vegetales ocasionados por el cambio global. 	<ul style="list-style-type: none"> - Identificar prioridades geográficas en conservación. - Monitoreo de cambios en la provisión de SE intermedios. - Modelos climáticos regionales. 	<ul style="list-style-type: none"> - Modelar el comportamiento de los agentes. - Proyección de escenarios de cambios en el uso del suelo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Capturar heterogeneidad espacial de agentes territoriales. - Zonificación para el ordenamiento territorial.
<i>Ventajas</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Flexibilidad para clasificar plantas según su respuesta al ambiente o según el efecto en los procesos ecosistémicos dominantes. 	<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilidad de datos satelitales gratuitos a diferentes resoluciones - Análisis de tendencias - Facilidad de uso y procesamiento 	<ul style="list-style-type: none"> - Incorpora el aprendizaje social y otros atributos humanos para modelar respuestas frente al cambio global. - Individualización y descripción detallada de agentes 	<ul style="list-style-type: none"> - Visión general para la comprensión del sistema - Escala espacial relevante para la planificación territorial - Metodología factible de ser aplicada a escalas globales
<i>Limitantes</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Dificultad para modelar las interacciones entre plantas (ej: mutualismo, competencia). - Dificultad de modelar propiedades emergentes 	<ul style="list-style-type: none"> - Si bien incorpora el funcionamiento ecosistémico (aspecto relacionado a la provisión de SE intermedio), no permite entender cómo esos servicios son capturados por los seres humanos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Dificultad de poner en práctica por la especificidad de datos necesarios (atributos de comportamiento y localización de agentes) - Los enfoques actuales de los modelos basados en agentes que se aplican a nivel local a escala no son prácticos para aplicaciones a escala global. 	<ul style="list-style-type: none"> - Restricciones para la disponibilidad de datos en resoluciones detalladas (ej. explotación agropecuaria). - Dificultad para realizar análisis de tendencias debido a la periodicidad de datos censales.

3.2. Objetivos

En este capítulo presento un marco conceptual y metodológico para la identificación, caracterización y mapeo de *Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas* (TFSE), integrando procesos biofísicos, socioeconómicos y culturales dentro de una clasificación funcional de los sistemas socio-ecológicos.

Los objetivos específicos se detallan a continuación:

- a) Presentar un marco conceptual y metodológico para la identificación, caracterización y mapeo de Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE), integrando procesos biofísicos y sociales en porciones definidas del territorio.
- b) Aplicar la metodología desarrollada en el territorio rural de la Región Chaqueña argentina, utilizando datos censales y técnicas de teledetección

3.3. Materiales y métodos

La metodología propuesta para la definición de TFSE permite integrar procesos biofísicos y sociales a través de paisajes rurales, facilitando la identificación de entidades administrativas homogéneas en términos de funcionamiento socio-ecológico. En resumen, la metodología consta de los siguientes pasos:

1. Seleccionar extensión y resolución del análisis, acorde al propósito del estudio
2. Seleccionar, recoger y organizar las variables para conformar los TFSE
3. Evaluar la correlación entre las variables utilizadas para el análisis
4. Clasificar los TFSE, mediante una agrupación jerárquica
5. Reducir dimensionalidad e identificar los patrones, mediante un análisis multivariado
6. Mapear los TFSE, utilizando un sistema de información geográfico (SIG)
7. Describir los TFSE según las variables utilizadas para su clasificación

3.3.1. Extensión del estudio y resolución del análisis

La región de estudio comprende 10 provincias y 116 departamentos de Argentina correspondientes a la región Chaqueña. Se incluyeron tanto los departamentos de la región del Chaco Seco como los del Chaco Húmedo (Figura 3.1). La resolución del análisis fue la radio censal rural, que representa un conjunto explotaciones agropecuarias (EAPs). Los *radios censales* son unidades administrativas definidas por un espacio territorial con límites geográficos definidos. Se clasifican según la forma en que se asienta y distribuye la población en ese territorio. Los *radios censales* se encuentran contenidos en las *fracciones censales*. Estas divisiones censales corresponden a distintos niveles de la estructura censal y determinan cargas equilibradas para asegura un mejor control de la cobertura territorial en Argentina, facilitando la distribución y recuperación de los materiales censales y el buen desarrollo del operativo. Su tamaño está definido por la cantidad de viviendas que contienen. En zonas rurales el tamaño está determinado también por las características del terreno, accesibilidad y distancia entre las viviendas. Mientras una *fracción censal* contiene un promedio de 5000 viviendas, el *radio censal* contiene un promedio de 300. La elección del *radio*

censal como escala de trabajo está limitada por la ley de secreto estadístico (Ley N° 17.622), por la cual no es posible obtener datos a una mayor resolución.



Figura 3.1. El área de estudio comprende 10 provincias y 116 departamentos correspondientes a la ecorregión chaqueña argentina (chaco seco y chaco húmedo).

Para la obtención de datos se firmó un convenio entre la FAUBA y el INDEC ya que los datos no se encuentran disponibles para el público a la resolución requerida. En el proceso fue necesario realizar ajustes en la definición de las variables de manera de no violar el secreto estadístico. Los ajustes se realizaron en colaboración con los técnicos del INDEC Eugenio Parra y Pablo Hasenbalg. Se accedió a los datos del Censo Nacional Agropecuario de *radios censales* correspondientes a la ecorregión chaqueña argentina, para los años 2002 y 2008. Sin embargo, el comentario generalizado por parte de profesionales del área de las ciencias sociales de que los datos del CNA para el año 2008 no son fiables llevó a tomar la decisión de no usar esos datos, con lo cual no fue posible realizar la comparación temporal de TFSE entre ambos años 2002 y 2008, como era previsto. Las radios censales que medían menos de 40 km² fueron eliminadas debido a que correspondían a áreas urbanas con alta densidad de población, sistemas fuera del objetivo de este trabajo. Se solicitaron datos para un total de 2188 radios censales rurales, pero se encontró información faltante o incongruente en 22 radios censales, por lo que fueron descartados, quedando disponibles un total de 2166 radios censales para el análisis.

3.3.2. Variables seleccionadas

Se seleccionaron 17 variables para caracterizar el funcionamiento del SES (Tabla 3.2) considerando las dimensiones del sistema socio-ecológico (Figura 3.2). Con el objetivo de que el mapeo TFSE sea de aplicación futura en la ordenación territorial, las variables utilizadas para la definición de los TFSE deben cumplir con el requisito de ser factibles de conseguir a la escala del estudio establecida, y además ser capaces de explicar la mayor variabilidad espacial y temporal. Para caracterizar el *componente ecológico* se utilizaron datos de la cobertura natural, productividad y estacionalidad. Para la caracterización del *componente social* se utilizaron datos de densidad poblacional, pobreza, mano de obra y densidad de escuelas. Para la caracterización de las *interacciones* entre ambos componentes se utilizaron datos sobre la realización de actividades (cultivos anuales, cultivos forrajeros, cría de ganado, superficie con riego, cantidad de tractores, carga ganadera, transformación de la cobertura natural), conectividad de la red de transportes (densidad de rutas) y vínculo territorial (tipo jurídico de productor y régimen de tenencia de la tierra). Toda la información se organizó a nivel de *radio censal*.

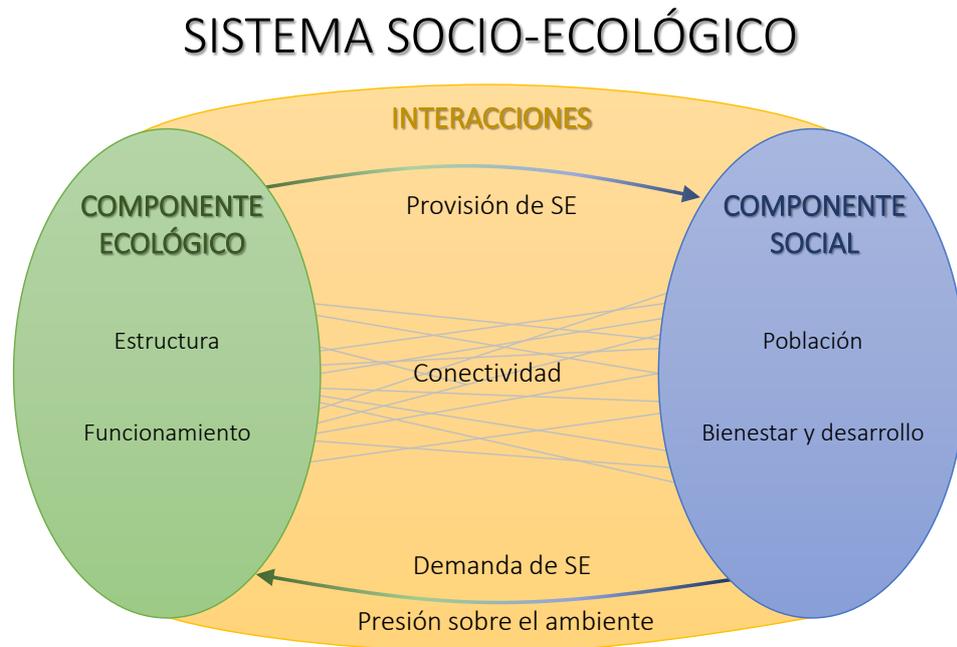


Figura 3.2. Diagrama conceptual de los elementos que componen un sistema socio-ecológico. Elaboración propia a partir de Resilience Alliance (2007). El componente ecológico incluye tanto aspectos estructurales (biomasa, composición de especies) del ecosistema, como funcionales (las ganancias totales de C y su dinámica temporal). El componente social está compuesto por los individuos, los grupos locales y las organizaciones, así como por las relaciones que se establecen entre ellos. Este sistema se beneficia de los servicios generados por el ecosistema ya que el flujo de servicios (pesca, agricultura, etc.) influye en el bienestar humano, y a su vez desarrolla acciones o las intervenciones (restauración, conservación, etc.) que modifican directa o indirectamente el funcionamiento y estructura de los ecosistemas. Ambos sistemas se encuentran, además vinculados por la conectividad, la cual representa el grado de cercanía o lejanía con la que los usuarios hacen uso del ecosistema local.

Los datos correspondientes a la dimensión social se obtuvieron de Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas y el Censo Nacional Agropecuario del año 2002, provistos por el INDEC. Los datos correspondientes a la dimensión biofísica fueron derivados del producto MOD13Q1-EVI de MODIS (siguiendo la metodología de Volante et al. 2012). Se utilizaron también datos de la base de datos de escuelas del Ministerio de Educación, el vector de caminos del proyecto SIG 250 (IGN 2012) y la base de datos de lotes transformados elaborada para el **Capítulo 2**. Para evaluar la correlación entre las variables utilizadas se realizó un análisis de correlación, observando la fuerza y signo de la relación entre las mismas a la resolución seleccionada.

3.3.3. Clasificación, mapeo y descripción de TFSE

Se realizó un análisis exploratorio de los datos con las variables del censo, eliminando valores extremos e inconsistentes (por ej. valores de superficie agrícola o de bosques que superan el tamaño de la explotación agropecuaria).. Una vez que la información fue organizada por radio censal rural, las variables se normalizaron y se realizó un análisis jerárquico, utilizando el método de Ward (Ward 1963). El método de Ward maximiza la homogeneidad dentro de los grupos, y permite reconocer subconjuntos discontinuos en matrices de datos multivariados. El resultado del agrupamiento jerárquico se representa en forma de *dendrograma* o gráfico en forma de árbol invertido, en donde las distancias implican el grado de similitud / disimilitud entre objetos. Los grupos y subgrupos de SEFTs se obtuvieron usando dos cortes en diferentes niveles.

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) para reducir la dimensionalidad de los datos y encontrar los componentes que explican la mayor parte de la varianza total de los datos. Un componente principal es una combinación lineal normalizada de las variables originales en un conjunto de datos, y por lo tanto es posible explicar la variabilidad de los datos y ordenarlos por importancia. Para variables con alta dependencia es posible explicar la mayor parte la variabilidad original mediante un pequeño número de nuevas variables (componentes principales), sin embargo, cuando las variables originales no están altamente correlacionadas, es necesario un mayor número de componentes principales para explicar la variabilidad de los datos, y no es posible reducir demasiado la dimensionalidad.

Una vez definidos los grupos TFSE, fueron representados en el mapa, utilizando el vector de radios censales proporcionado por el INDEC. Se realizó una descripción de los grupos y subgrupos SEFT en relación a las variables seleccionadas. Para el procesamiento de datos y la integración en el espacio utilizamos software libre R (paquetes: *rgdal*, *sp*, *rgeos*, *raster*, *corrplot*).

Tabla 3.2. Variables utilizadas para la definición de los TFSE a nivel de radio censal.

COMPONENTES DEL SSE	DIMENSIÓN	VARIABLES UTILIZADAS	INDICADOR	MÉTRICA UTILIZADA	ABREVIACIÓN	FUENTE DE DATOS
Sistema Ecológico	Estructura	Cobertura natural	Bosque nativo	Sup. Bosque Nativo / Sup RC (%)	BN	CNA 2002
	Funcionamiento	Productividad	Media PPN	Media anual de EVI, año 2002	EVI.MEDIA	MOD13Q1-EVI
		Estacionalidad	CV PPN	CV anual de EVI, año 2002	EVI.CV	MOD13Q1-EVI
Sistema Social	Población	Ocupación del territorio	Densidad poblacional	Nº habitantes / km2	DENS.POB	CNPVH 2001
	Bienestar y desarrollo	Calidad de viviendas	Pobreza	Necesidades Básicas Insatisfechas	NBI	CNPVH 2001
		Empleo	Mano de obra	Nº de personal con empleo permanente c/1000 hectáreas	MO.PERM	CNA 2002
		Educación	Densidad de escuelas	Nº de Escuelas / km2	ESCUELAS	IGN 2012
Interacciones	Demanda y provisión de SE	Producción agrícola	Cultivos Anuales	Sup con Cult Anuales / Sup RC (%)	CULTAN	CNA 2002
		Producción ganadera	Cultivos forrajeros	Sup con Cult Forrajeros / Sup RC (%)	CULTFORR	CNA 2002
			Cría de ganado	Nº vientres / Nº vacunos totales (%)	CRIA	CNA 2002
	Presión sobre el ambiente	Riego	Superficie con riego	Superficie regada c/ 10000 ha	RIEGO	CNA 2002
		Maquinaria	Cantidad de tractores	Nº de tractores c/ 1000 hectáreas	TRACT	CNA 2002
		Carga	Carga ganadera	EV/ha ganadera	CARGA	CNA 2002
		Pérdida de Cobertura Natural	Tansformación de cobertura natural	Sup deforestada / Sup RC (%)	DESMO	Capítulo 2
	Conectividad	Accesos	Densidad de rutas	Km de Caminos / km2	CAMINOS	IGN 2012
		Vínculo territorial de los agentes	Tipo jurídico de productor	Sup de EAPs con Tipo Jurídico Persona Física / Sup RC (%)	T.JURIDICO	CNA 2002
	Régimen de tenencia		Sup de EAPs con Régimen de Tenencia de la Tierra Propietarios / Sup RC (%)	TENENCIA	CNA 2002	

3.4. Resultados

3.4.1. Correlación entre las variables explicativas

Las variables sociales, ecológicas y de interacción tuvieron una distribución heterogénea en el territorio, pero espacialmente agrupadas en muchos casos (Anexo 4). Por ejemplo, la media de EVI (EVI.MEDIA) es mayor en el sector noreste, mientras que la variabilidad estacional de EVI (EVI.CV) es mayor en el sector sudoeste. La superficie cultivada con especies anuales (CULTAN) se encuentra en la zona noroeste, y en la franja central. La cantidad de maquinaria (TRACTORES) y la mano de obra permanente (MO.PERM) tienen un comportamiento similar. Del análisis de correlación entre las variables explicativas (Figura 3.3) se desprende que la mayoría de las variables tienen una correlación positiva significativa. De las 136 posibles combinaciones entre pares de variables, 82 representan relaciones positivas y 54 representan relaciones negativas (Figura 3.3). En cuanto a la significancia de la relación (

Anexo 5), se observaron 105 relaciones significativas ($p < 0,05$), de las cuales 66 fueron positivas y 39 negativas, y 31 relaciones no significativas ($p > 0,05$). Del total de combinaciones posibles entre pares de variables se destaca que la asociación positiva significativa con mayor coeficiente de correlación fue la que relaciona a la densidad poblacional (DENS.POB) con cantidad maquinaria (TRACTORES). La asociación negativa significativa más importante fue la de la media de EVI (EVI.MEDIA) y su coeficiente de variación (EVI.CV).

Al analizar las correlaciones entre las variables dentro del *componente ecológico*, se destaca que la superficie de bosques nativos (BN) tiene una asociación positiva con la media de EVI (EVI.MEDIA) y negativa con su coeficiente de variación (EVI.CV). Las variables correspondientes a la dimensión que describe el funcionamiento ecosistémico (EVI.MEDIA y EVI.CV) se asocian negativamente, como se dijo antes. En relación al *componente social*, se destaca que la variable correspondiente a la dimensión poblacional (DENS.POB) tiene una asociación positiva con las variables que describen el bienestar y desarrollo (MO.PERM y ESCUELAS). En relación al *componente de interacción*, de las variables que describen la dimensión de la demanda y provisión de SE, la proporción de cultivos anuales (CULTAN) tiene una asociación negativa con la proporción de ganado para cría respecto al total (CRÍA). Asimismo, de las variables que describen la presión sobre el ambiente y la conectividad, la superficie regada (RIEGO) tiene una relación positiva con la maquinaria (TRACTORES), y a su vez, la proporción de superficie desmontada (DESMO) se relaciona positivamente con la maquinaria (TRACTORES), la carga ganadera (CARGA) y la densidad de caminos (CAMINOS). Además, al observar las relaciones cruzadas entre los distintos componentes del *sistema socio-ecológico*, se destaca que la variable utilizada para representar la estructura del ecosistema (BN) se relaciona negativamente con la media de productividad (EVI.MEDIA), la superficie cultivada (CULTAN, CULTFORR), la superficie desmontada (DESMO), la superficie regada (RIEGO), la proporción de ganado para cría (CRÍA), la maquinaria (TRACTORES), la carga ganadera (CARGA) y la densidad de

caminos (CAMINOS). Por otra parte, la densidad poblacional (DENS.POB) se asocia positivamente a la mano de obra permanente (MO.PERM), la cantidad de escuelas (ESCUELAS), la superficie con cultivos anuales (CULTAN), la superficie regada (RIEGO), la maquinaria (TRACTORES) y densidad de caminos (CAMINOS). Además, la superficie con cultivos anuales (CULTAN), se asocia positivamente a la mano de obra permanente (MO.PERM), la cantidad de escuelas (ESCUELAS), la superficie regada (RIEGO), la maquinaria (TRACTORES), la densidad de caminos (CAMINOS) y la superficie desmontada (DESMO). Las variables que representan el vínculo territorial de los agentes (T.JURIDICO y TENENCIA) poseen relaciones muy débiles con el resto de las variables. La superficie desmontada (DESMO) se asocia positivamente a la superficie cultivada (CULTAN y CULTFORR), la carga ganadera (CARGA) y la densidad de caminos (CAMINOS) (Figura 3.3,

Anexo 5).

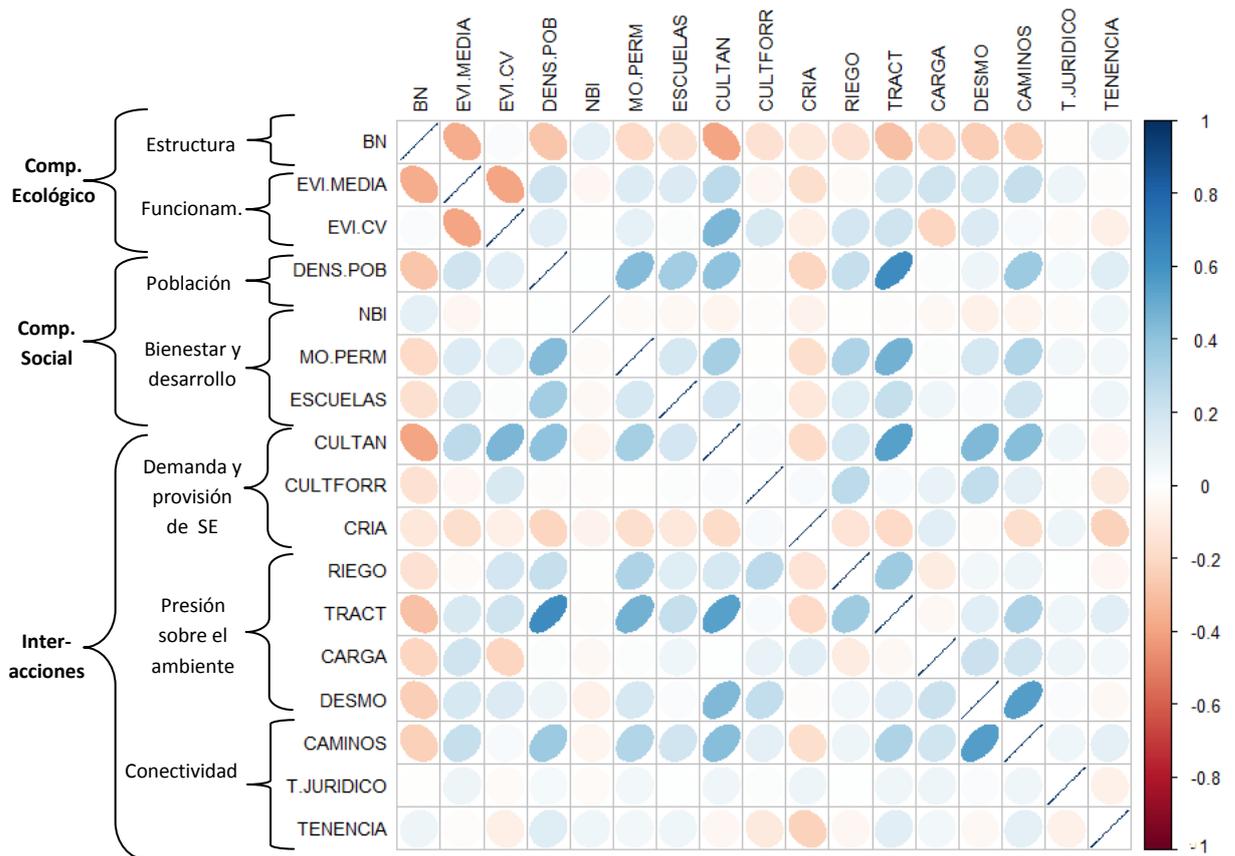


Figura 3.3. Análisis de correlación entre las variables explicativas. El coeficiente de correlación entre dos variables se encuentra representado por elipses (cuanto más pronunciada es la forma del elipse mayor es la correlación). A la izquierda del gráfico se observa la leyenda para los coeficientes de correlación entre las variables (grados de azul para correlaciones positivas y grados de rojo para correlaciones negativas). Elaborado con el paquete *corrplot* de R. BN: superficie de bosques nativos; BN: superficie de bosques nativos; EVI.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad

poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFORR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario.

3.4.2. Definición y descripción de los TFSE

Se determinaron 3 grupos (GRUPO 1: n= 550; GRUPO 2: n= 634; GRUPO 3: n=982) y 8 subgrupos (subgrupo 1a: n=157; subgrupo 1b: n=136; subgrupo 1c: n=257; subgrupo 2a: n=332; subgrupo 2b: n=302, subgrupo 3a: n=95, subgrupo 3b: n=252; subgrupo 3c: n=635) de TFSE a nivel de radio censal mediante un análisis jerárquico (Figura 3.4). Los grupos 1, 2 y 3 fueron definidos en el primer corte, y se componen por 550, 634 y 982 radios censales, respectivamente. Los subgrupos 1a, 1b, 1c, 2a, 2b, 3a, 3b y 3c se definieron en el segundo corte y se componen por 157, 136, 257, 332, 302, 95, 252 y 635 radios censales, respectivamente. Los grupos y subgrupos de TFSE representan tipos de sistemas-socio-ecológicos similares a nivel de radio censal para las variables escogidas. Es decir, cada TFSE representa una unidad territorial caracterizada por una dinámica y funcionamiento similar en el sistema socio-ecológico.

El resultado del Análisis de Componentes Principales (PCA) realizado (Figura 3.5) muestra que la variación en el set de las 17 variables a través de los radios censales puede ser explicada por una combinación entre dimensiones ecológicas, sociales y sus interacciones. El PC1, que explica 21,6% de la varianza total, corresponde a un eje que varía de sitios más naturales con mayor presencia de bosques nativos a sitios más antropizados, con mayor densidad poblacional. El PC 2, que explica un 10,9% de la varianza total, corresponde a un gradiente que va de sitios con mayor importancia de la ganadería y mayor productividad media anual a sitios con mayor actividad agrícola y mayor estacionalidad en la productividad primaria. Es necesario considerar los primeros 10 ejes del PCA para explicar el 82,4% de la varianza total (Tabla 3.3). Es decir, que no fue posible realizar una reducción significativa en la dimensionalidad de las variables. Esto significa que las variables explicativas incluidas fueron poco redundantes, como ya mostraba el análisis de correlaciones.

En cuanto a la interpretación de los componentes, los autovectores del PCA (Tabla 3.4) permiten describir la medida de cada variable explicativa en un determinado componente principal, mediante la observación de las correlaciones entre variables y componentes principales. Se observa que PC1 tiene la mayor correlación positiva con la proporción de cultivos anuales (CULTAN), densidad poblacional (DENS.POB) y mano de obra permanente (MO.PERM) y una correlación negativa elevada con la proporción de bosques nativos (BN) y actividad de cría (CRIA). El PC2 tiene una correlación positiva elevada con la estacionalidad de la productividad (EVI.CV) y negativa elevada con la media anual de productividad (EVI.MEDIA) y la carga animal (CARGA). El CP 3 tiene una correlación positiva elevada con la proporción de cultivos forrajeros (CULTFORR), la media anual de productividad (EVI.MEDIA) y la actividad de cría (CRIA), y negativa elevada con la proporción de explotaciones agropecuarias con régimen tenencia de la tierra de tipo “propietario” (TENENCIA). El CP 3 tiene una correlación positiva elevada con la proporción de cultivos forrajeros (CULTFORR), la media anual de productividad (EVI.MEDIA) y la actividad de cría (CRIA), y negativa

elevada con la proporción de EAPs con régimen tenencia de la tierra de tipo “propietario” (TENENCIA). El CP 4 tiene una correlación positiva elevada con la superficie desmontada (DESMO) y con la proporción de EAPs con régimen tenencia de la tierra de tipo “propietario” (TENENCIA). El CP 5 tiene una correlación positiva elevada con la proporción de cultivos forrajeros (CULTFORR). El CP 6 tiene una correlación negativa elevada con la proporción de EAPs con tipo jurídico “productor” (T.JURIDICO). El CP 7 y CP 8 tienen una correlación positiva elevada con la pobreza estructural (NBI). El CP 9 tiene una correlación positiva elevada con la densidad de escuelas (ESCUELAS). El CP 10 tiene una correlación positiva elevada con el empleo permanente (MO.PERM). La gran cantidad de ejes necesarios para explicar la variabilidad de los datos hace difícil la interpretación de estos resultados, en términos de reducción de variables.

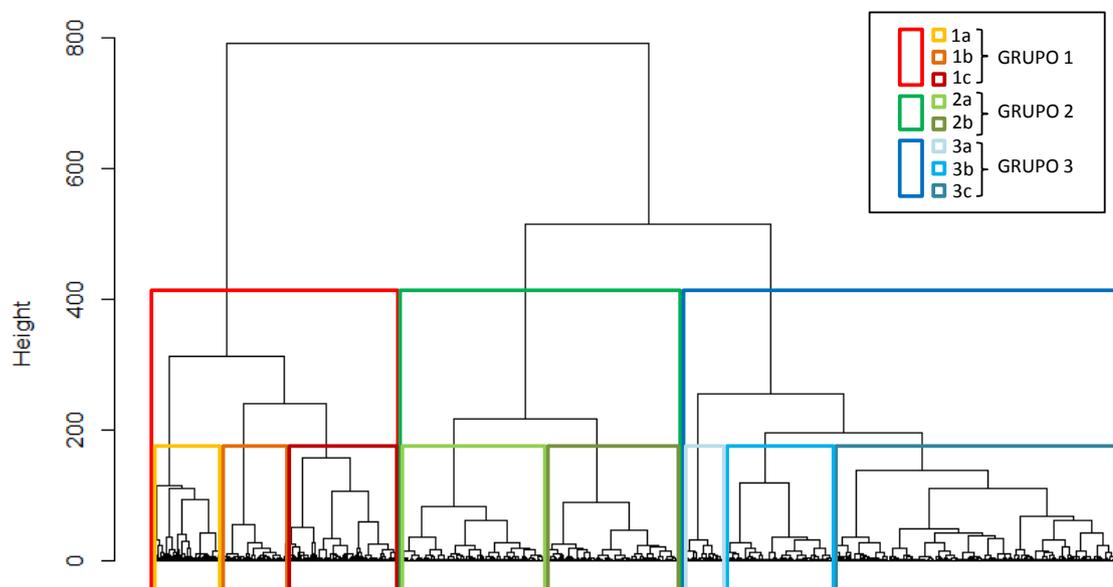


Figura 3.4. Análisis jerárquico para la determinación de los grupos y sub-grupos de Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas. Se incluyeron 330 radios censales en el análisis. Se realizó un primer corte para la determinación de 3 grupos y un segundo corte para la determinación de 8 sub-grupos.

Tabla 3.3. Análisis de Componentes Principales. Se muestra el desvío estándar de cada eje, la proporción de la varianza explicada por cada componente principal y la proporción acumulada. Son necesarios 10 ejes para explicar el 82,4% de la variabilidad de los datos

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17
Desvío Estandar	1.91	1.36	1.28	1.12	1.05	1.01	0.98	0.96	0.93	0.86	0.81	0.75	0.72	0.65	0.58	0.56	0.43
Proporción de la varianza (%)	21.6	10.9	9.7	7.3	6.5	6.0	5.6	5.4	5.0	4.4	3.9	3.3	3.0	2.5	2.0	1.9	1.1
Proporción acumulada (%)	21.6	32.4	42.1	49.5	56.0	61.9	67.5	73.0	78.0	82.4	86.2	89.6	92.6	95.1	97.0	98.9	100.0

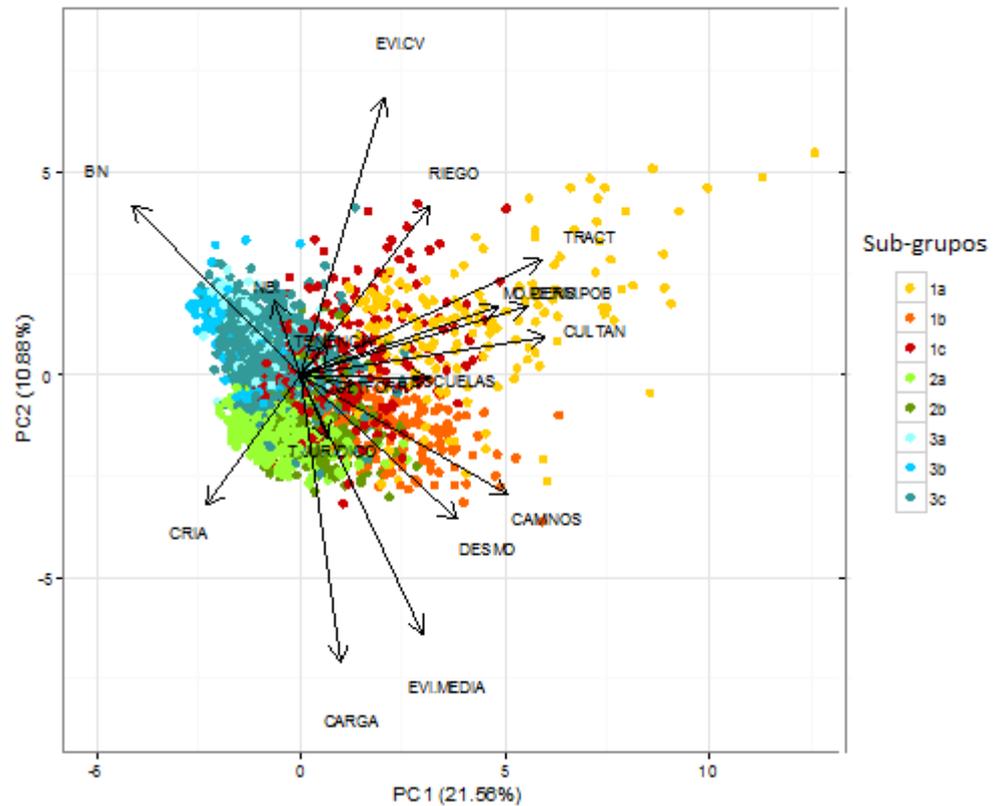


Figura 3.5. Análisis de componentes principales para los 8 subgrupos de TFSE. El primer eje explica el 21,6% de la variabilidad de los datos, mientras que el segundo eje, el 10,9%. BN: superficie de bosques nativos; EV.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERMANENTE: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFORR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario.

Tabla 3.4. Autovectores del PCA. Se observa para cada uno de los 17 ejes del PCA la correlación de las variables que explican la variabilidad de ese eje o componente principal. BN: superficie de bosques nativos; EV.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFORR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario.

COMP.	DIMENSIÓN	INDICADOR	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11	PC12	PC13	PC14	PC15	PC16	PC17
Ecológico	Estructura	BN	-0.28	0.28	-0.13	0.30	-0.01	-0.24	-0.07	-0.27	0.12	-0.36	0.08	-0.17	-0.16	0.60	-0.12	0.13	0.10
	Funcionam.	EVI.MEDIA	0.20	-0.43	-0.25	-0.12	-0.02	0.13	0.45	-0.18	0.05	0.15	0.00	0.03	0.09	0.37	-0.31	0.27	-0.33
		EVI.CV	0.14	0.46	0.39	0.17	-0.21	0.00	-0.09	0.15	0.14	0.18	0.27	0.05	0.12	-0.03	-0.27	0.24	-0.49
Social	Población	DENS.POB	0.37	0.11	-0.24	-0.15	-0.03	-0.05	-0.14	0.15	0.01	-0.01	-0.07	-0.51	-0.22	-0.12	-0.57	-0.25	0.11
	Bienestar y desarrollo	NBI	-0.04	0.12	-0.15	0.17	0.26	-0.44	0.52	0.62	0.09	-0.06	-0.07	0.07	0.03	-0.04	0.02	0.00	-0.01
		MO.PERM	0.32	0.11	-0.11	-0.12	0.01	-0.11	-0.04	-0.07	-0.34	-0.54	0.12	0.08	0.63	-0.05	-0.03	0.07	0.04
		ESCUELAS	0.21	-0.01	-0.20	-0.16	0.13	0.08	-0.31	0.10	0.80	-0.14	-0.09	0.26	0.13	0.09	0.09	-0.04	-0.01
Inter-acciones	Demanda y provisión de SE	CULTAN	0.40	0.06	0.16	0.12	-0.34	0.08	0.17	0.10	0.05	0.21	0.12	0.15	0.00	0.22	0.04	0.16	0.69
		CULTFORR	0.09	-0.02	0.44	-0.02	0.61	-0.06	0.00	-0.14	0.10	0.23	-0.11	-0.42	0.32	0.14	0.03	0.08	0.14
		CRIA	-0.15	-0.21	0.32	-0.34	-0.14	-0.09	-0.30	0.44	-0.19	-0.14	-0.39	0.09	-0.03	0.34	-0.16	0.21	0.00
	Presión sobre el ambiente	RIEGO	0.21	0.28	0.11	-0.31	0.46	-0.02	0.07	-0.21	-0.17	-0.07	0.03	0.48	-0.46	0.00	-0.16	0.08	0.03
		TRACT	0.39	0.19	-0.12	-0.16	-0.06	-0.06	-0.05	0.11	-0.19	0.12	-0.01	-0.21	-0.17	0.37	0.61	-0.13	-0.31
		CARGA	0.07	-0.47	0.03	0.07	0.20	-0.18	-0.29	0.21	-0.05	-0.04	0.73	-0.02	-0.16	0.04	0.01	0.05	0.01
		DESMO	0.26	-0.24	0.36	0.43	-0.01	-0.01	0.05	-0.07	-0.02	-0.19	-0.17	0.21	-0.03	0.17	-0.11	-0.62	-0.15
	Conectiv.	CAMINOS	0.34	-0.20	0.04	0.38	0.00	-0.09	-0.08	-0.09	0.04	-0.25	-0.32	-0.13	-0.27	-0.32	0.16	0.53	-0.08
		T.JURIDICO	0.04	-0.10	0.05	-0.21	-0.26	-0.80	-0.05	-0.34	0.11	0.25	-0.06	0.10	0.05	-0.11	-0.01	-0.07	-0.01
		TENENCIA	0.04	0.05	-0.40	0.39	0.21	-0.06	-0.42	0.05	-0.28	0.45	-0.20	0.27	0.18	0.10	-0.13	0.05	0.02

3.4.3. Localización y descripción de los grupos y subgrupos TFSE

Los resultados mostraron que las variables ecológicas definieron el primer nivel de TFSE (grupos), mientras que las variables sociales y las interacciones entre dimensiones humanas y biofísicas definieron el segundo nivel de heterogeneidad en el territorio (subgrupos). A nivel general, el *grupo 1* (Sistemas agrícolas) ocupa radios censales dispersos en la zona oeste de la región de estudio, coincidente con la ecorregión del chaco seco. Este grupo tiene en promedio mayores niveles de estacionalidad de la productividad (EVI.CV), densidad poblacional (DENS.POB), mano de obra permanente contratada (MO.PERM), densidad de escuelas (ESCUELAS), cultivos anuales (CULTAN), cultivos forrajeros (CULTFORR), superficie con riego (RIEGO), cantidad de maquinaria (TRACTORES), superficie deforestada (DESMO) y densidad de caminos (CAMINOS), y menores niveles de proporción de bosques nativos (BN) y actividad de cría (CRIA). El *grupo 2* (Sistemas ganaderos) se ubica principalmente en el este de la región de estudio, coincidente con la ecorregión del chaco húmedo. Este grupo tiene en promedio una mayor productividad (EVI.MEDIA), actividad de cría (CRIA) y carga animal (CARGA). El *grupo 3* (Sistemas boscosos) ocupa la mayor parte de la zona oeste de la región de estudio, coincidente con el chaco seco. Este grupo tiene en promedio una mayor proporción de bosque nativo (BN), mayores niveles de pobreza (NBI), menor cantidad de mano de obra (MO.PERM), densidad de escuelas (ESCUELAS), superficie cultivada (CULTAN y CULTFOR), nivel de tecnificación (RIEGO, MAQUINARIA), menor carga ganadera (CARGA), menos superficie desmontada (DESMO) y densidad de caminos (CAMINOS). (Figura 3.6 y Figura 3.7)

A un mayor nivel de detalle, el *subgrupo 1a* (Agricultura intensiva a pequeña escala) se ubica principalmente en los radios censales de pequeño tamaño ubicados en la provincia de Tucumán, en donde predomina la caña de azúcar. Es el subgrupo con mayor estacionalidad de la productividad (EVI.CV), densidad poblacional (DENS.POB), empleo permanente (MO.PERM), densidad de escuelas (ESCUELAS), proporción con cultivos anuales (CULTAN), cantidad de tractores (TRACT). A su vez es el subgrupo que posee menores niveles de pobreza estructural (NBI) de la región. El *subgrupo 1b* (Agricultura a pequeña y mediana escala con elevado arraigo) se ubica principalmente en la provincia de Chaco, en la franja central. Es el subgrupo con mayor proporción de superficie desmontada (DESMO) de toda la región. El *subgrupo 1c* (Compañías agro-exportadoras en expansión) se ubica en radios censales no contiguos en la ecorregión del Chaco seco. Tiene los mayores valores de proporción de cultivos forrajeros de la región (CULTFORR), mayor superficie regada (RIEGO). Dentro del *grupo 1* es el que tiene una menor productividad media anual (EVI.MEDIA), menor cantidad de maquinaria (TRACTORES), menor arraigo territorial (T.JURIDICO y TENENCIA), menor densidad de caminos (CAMINOS) y mayor actividad de cría (CRÍA). El *subgrupo 2a* (Dominancia de cría vacuna) tiene los mayores niveles de actividad de cría (CRÍA) y menores niveles de proporción de EAPs con régimen de tenencia de tipo “propietario” (TENENCIA) de toda la región. El *subgrupo 2b* (Dominancia de invernada vacuna) tiene los mayores niveles de productividad media anual (EVI.MEDIA) y menor estacionalidad (EVI.CV) de toda la región. A su vez tiene uno de los mayores niveles de carga (CARGA) de toda la región. Dentro del *grupo 2*, es el sub-grupo con mayor proporción de bosque nativo (BN), mayor proporción de EAPs con régimen de tenencia “propietario” (TENENCIA), mayores niveles de pobreza estructural (NBI) y mayor densidad de caminos (CAMINOS). El *subgrupo 3a* (Bajo arraigo territorial) es el que tiene la menor proporción de explotaciones agropecuarias con típico jurídico de productor “persona física” (T.JURÍDICO). El *subgrupo 3b* (Silvo-pasturas) es el que tiene la menor productividad media de la región (EVI.MEDIA). Dentro del *grupo 3* este subgrupo es el que tiene los menores niveles de pobreza estructural (NBI), mayor proporción de actividad de cría (CRÍA). El *subgrupo 3c* (Agricultura incipiente) es el que tiene los mayores niveles de pobreza estructural de la región (NBI). Dentro del GRUPO 3 este subgrupo es el que tiene la mayor productividad media anual (EVI.MEDIA) y mayor proporción de cultivos anuales (CULTAN) (Figura 3.6 y Figura 3.8).

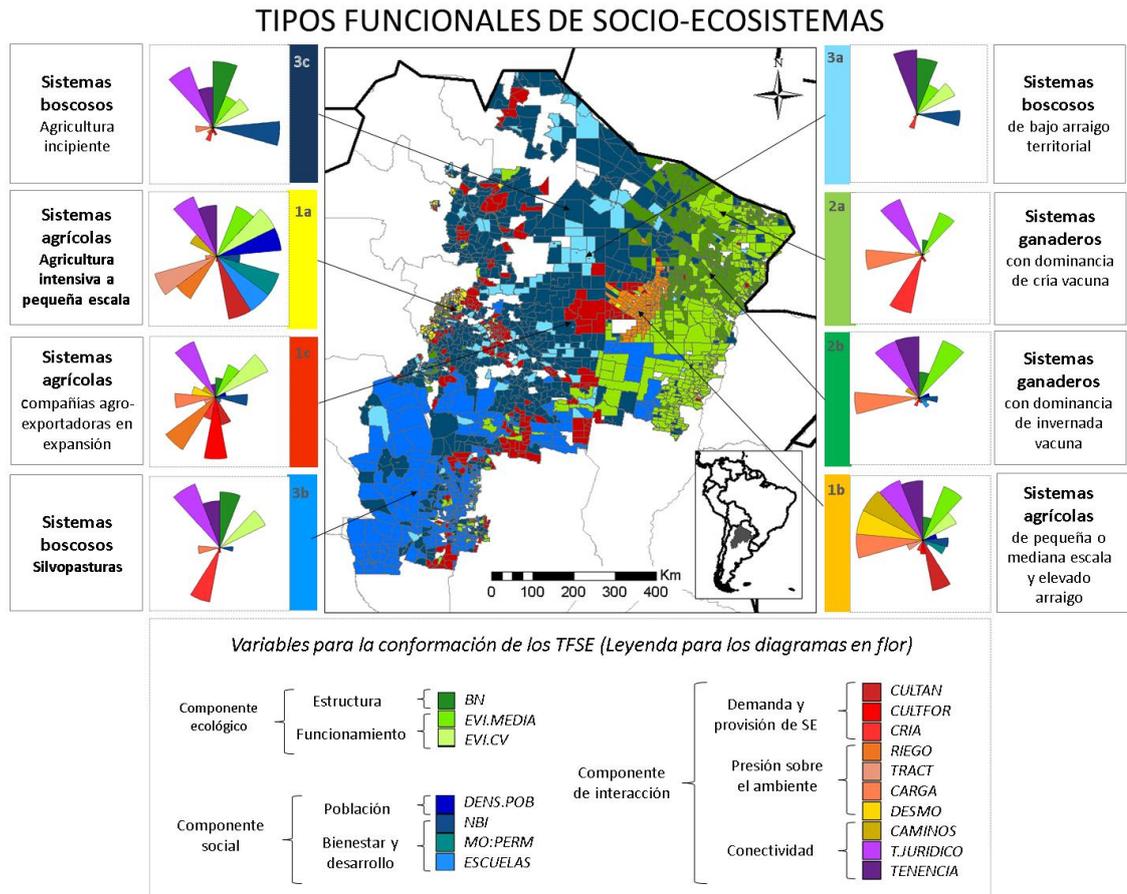


Figura 3.6. Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE) correspondientes al año 2002, derivados a partir de datos censales e información proveniente de imágenes de satélite MODIS, a nivel de radio censal en el área de estudio. Los diagramas en "flor" ubicados a la izquierda y derecha del mapa ilustran la cuantificación relativa al máximo de cada variable utilizada para la conformación de los TFSE según la longitud de los pétalos (ver colores en la leyenda de abajo). Cada flor representa el conjunto de variables que definen un sub-grupo de TFSE. Existe una variación entre los sub-grupos dentro de un grupo, pero es menor que la variación entre grupos. BN: superficie de bosques nativos; EV.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFOR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario.

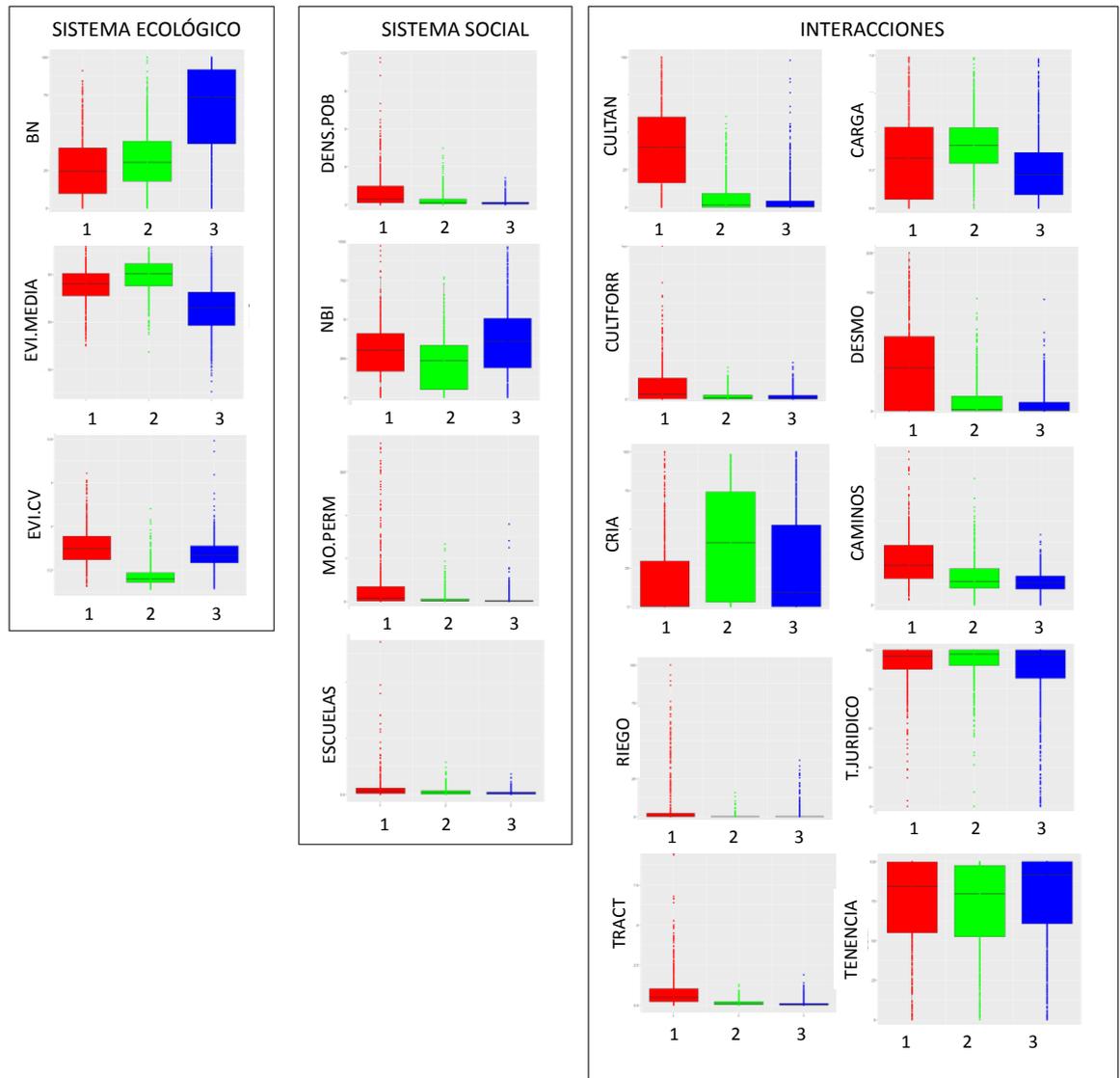


Figura 3.7. Caracterización Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE) a nivel de *grupo* en términos de las variables utilizadas para su conformación. Los diagramas de caja y bigote muestran los cuartiles Q1, Q2 (mediana) y Q3, y la dispersión de cada variable para cada uno de los tres grupos de TFSS. En rojo: *grupo 1*; en verde: *grupo 2*; en azul: *grupo 3*. BN: superficie de bosques nativos; EV.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFORR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario.

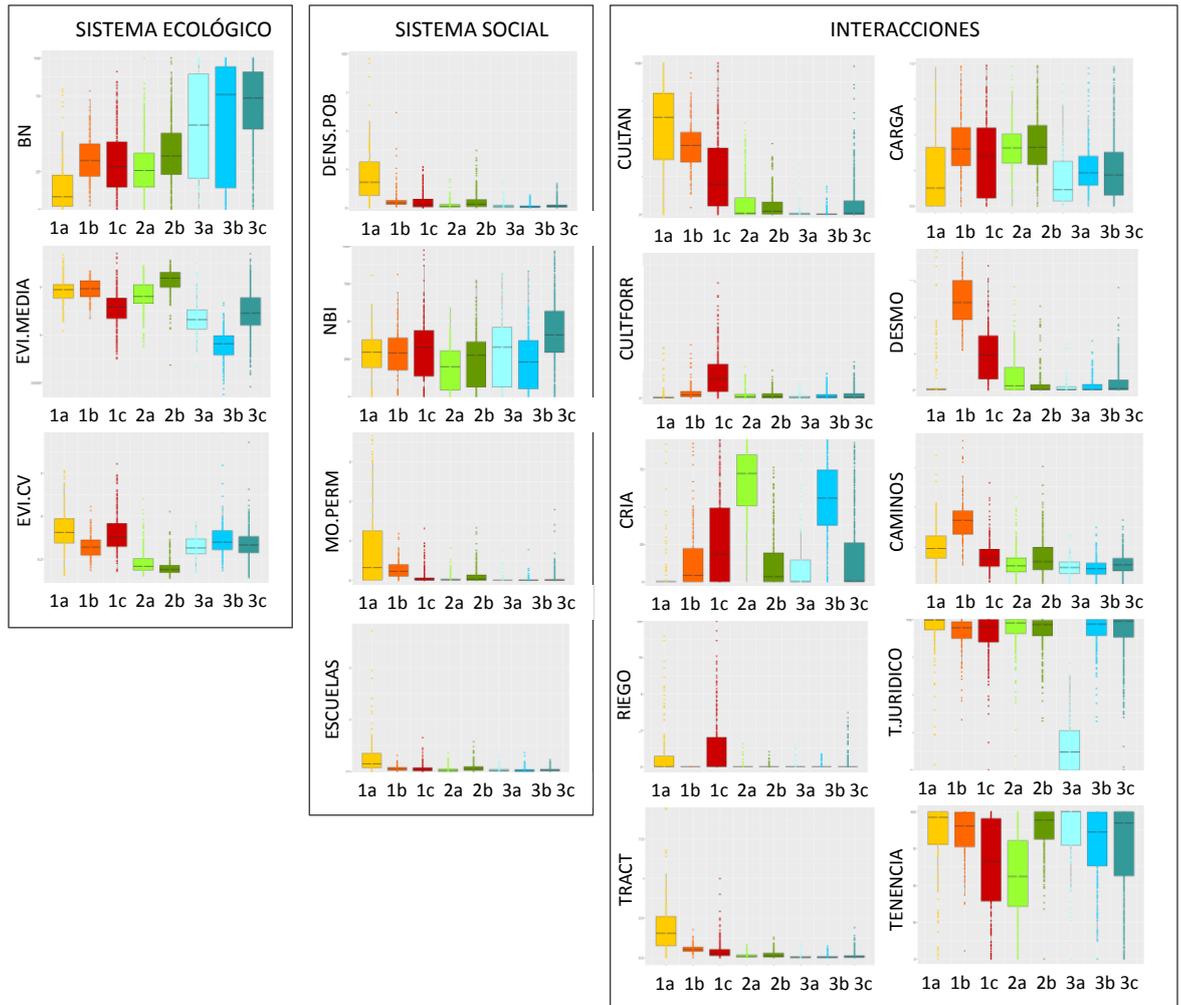


Figura 3.8. Caracterización Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE) a nivel de *sub-grupo* en términos de las variables utilizadas para su conformación. Los diagramas de caja y bigote muestran los cuartiles Q1, Q2 (mediana) y Q3, y la dispersión de cada variable para cada uno de los tres grupos de TFSS. En gama de rojos (amarillo, naranja y rojo): *sub-grupos 1a, 1b y 1c*; en gama de verdes (verde claro y oscuro): *sub-grupo 2a y 2b*; en gamas de azules (celeste claro, celeste oscuro y azul petróleo): *sub-grupo 3a, 3b y 3c*. BN: superficie de bosques nativos; EVI.MEDIA: productividad primaria neta anual; EVI.CV: estacionalidad de la productividad; DENS.POB: densidad poblacional; NBI: necesidades básicas insatisfechas; MO.PERM: mano de obra permanente; ESCUELAS: densidad de escuelas; CULTAN: superficie con cultivos anuales; CULTFOR: superficie con cultivos forrajeros; CRIA: % de actividad de cría en el rodeo; RIEGO: superficie regada; TRACT: cantidad de tractores; CARGA: carga ganadera; DESMO: superficie desmontada; CAMINOS: densidad de caminos; T.JURIDICO: % de tipo jurídico de productor persona física; TENENCIA: % régimen de tenencia propietario.

3.5. Discusión

3.5.1. Describir la heterogeneidad

En los últimos años ha habido un mayor interés por incluir la dimensión social y ecológica en las políticas de ordenamiento territorial (Vallejos et al. 2015). Dado que el territorio no es un ente homogéneo, es necesario desarrollar mecanismos de asignación y compensación, en base a información acerca del aprovechamiento de los recursos naturales por parte de los distintos agentes en el territorio (Gligo 1986, 2006). A pesar de que la zonificación es un requisito necesario para orientar políticas segmentadas en vistas de una mejor planificación territorial (Paruelo et al. 2014), hasta el momento no hay trabajos que integren y combinen las múltiples dimensiones del sistema socio-ecológico a nivel regional y los representen en un mapa. La inclusión conjunta de variables funcionales ecológicas, sociales y de interacción proporciona una nueva dimensión de análisis que permitiría mejorar los esquemas de planificación y gestión del territorio. La metodología utilizada para clasificar y mapear Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas (TFSE) permite integrar procesos biofísicos y sociales en porciones definidas del territorio, facilitando una visión general y un conocimiento completo del sistema.

En el Chaco argentino, los TFSE fueron mapeados y descritos a una resolución de radio censal en áreas rurales. Esta unidad administrativa representa la resolución más pequeña disponible para los datos de los censos sin violar el secreto estadístico, y es también una resolución espacial relevante para la toma de decisiones, menor que el nivel departamental. Se identificaron y mapearon tres (3) grupos y ocho (8) subgrupos de TFSE (Figura 3.6). Los grupos de TFSE están claramente asociados a áreas biogeográficas (Chaco Seco y Húmedo) y un grupo adicional está intercalado principalmente entre los dos anteriores. El grupo 1 (rojo) se puede asociar con *sistemas agrícolas*, donde hay una gran demanda de servicios ecosistémicos y una mayor presión sobre el medio ambiente (alta densidad de población, área cultivada, maquinaria y área irrigada), infraestructura alta, niveles de bienestar intermedio y alta estacionalidad de la productividad primaria. El grupo 2 (verde) se puede asociar con *sistemas ganaderos*, con una menor presión sobre el medio ambiente en relación al primer grupo, y una productividad media anual alta. El grupo 3 (azul) se puede asociar con *sistemas de bosque*, con una elevada superficie de bosque nativo, elevados niveles de pobreza estructural, predominio de productores descapitalizados y baja productividad media anual. La definición de un segundo nivel de heterogeneidad (subgrupos de TFSE) fue posible mediante el uso de variables sociales y las interacciones entre dimensiones humanas y biofísicas. Esto apoya la importancia de considerar la dimensión humana al zonificar el territorio.

A la escala de radio censal, el agrupamiento de TFSE está explicado por una combinación de gradientes ecológicos y sociales, siendo el grado de antropización y la productividad media anual variables importantes en el ordenamiento (Figura 3.5, Tabla 3.4). No fue posible realizar una reducción significativa en la dimensionalidad de los datos ya que las 17 variables incluidas fueron poco redundantes, es decir, se necesitaron los primeros 10 ejes ortogonales para explicar el 82% de la varianza total de los datos (Tabla 3.3). El grado de antropización y la productividad media anual fueron variables importantes para explicar los dos primeros ejes en la ordenación (32% de la varianza total). Las variables de interacción explican fuertemente la definición de grupos y, por

lo tanto, vale la pena incluirlos en la definición de TFSE. Aunque en este caso la reducción de la dimensionalidad no fue posible, el uso de análisis multivariados se recomienda para entender la importancia de cada una de las variables de clasificación para la definición de TFSE.

Los resultados expuestos en este capítulo muestran que existe una polarización de la intensificación de las zonas más favorables, mientras que las zonas marginales aún no han sido transformadas o tienen escaso nivel de intervención. Los TFSE que en el componente ecológico tienen menor productividad media anual –es decir, los ambientes más desfavorecidos–, son también aquellos que tienen una menor presión sobre el ambiente (menor densidad poblacional, menor superficie regada, menos cantidad de maquinaria, menos superficie desmontada) (Figura 3.6). Además, a escala de radio censal, se observa, por un lado, que a medida que la productividad media anual disminuye aumenta la superficie de bosque nativo y, por otro, que a medida que aumenta la productividad media anual hay mayor superficie cultivada y también aumenta la estacionalidad de la productividad (Figura 3.3,

Anexo 5). Es decir, que la superficie agrícola se concentra en las zonas más productivas, mientras que en los ambientes agrónomicamente marginales (porción al este de la zona de estudio) es donde aún se conserva la mayor proporción de bosque nativo. Este mismo patrón fue observado por Levers et al. (2015) en el continente europeo, quienes realizaron un mapa de "arquetipos", combinando el uso del suelo y la intensidad de uso, y concluyeron que las condiciones de mejor accesibilidad, buenas condiciones edáficas, topográficas y climáticas coinciden con áreas de manejo más intensivo.

Las contribuciones de la historia de ocupación del territorio resultan esenciales para explicar el espacio geográfico y viceversa. Por eso, para explicar el espacio es esencial el tiempo y viceversa (Krapovickas et al. 2016). Los resultados de este capítulo es que la pobreza estructural (necesidades básicas insatisfechas) aumenta a medida que la proporción de bosques nativos es mayor y la productividad media anual es menor (ambientes desfavorecidos). Este comportamiento tiene que ver con que los productores empobrecidos se ven obligados a utilizar suelos de menor calidad, en donde el avance agropecuario es menor. El problema es complejo, ya que este proceso de "arrinconamiento" o marginación de los sectores menos capitalizados trae aparejada una mayor degradación de los recursos naturales, la que a su vez retroalimenta el nivel de pobreza (Reardon y Vosti 1995). El bosque desempeña un papel clave como apoyo a los medios de subsistencia y el alivio de la pobreza en la región chaqueña. Los productos forestales representan un complemento a otros ingresos del hogar, son también un reservorio para el autoconsumo, o funcionan como fuentes de dinero rápido en tiempos de emergencia (Krapovickas et al. 2016).

Por otra parte se encontró que la densidad poblacional y el empleo permanente son mayores en los sistemas agrícolas (*grupo 1*). La expansión agrícola genera oportunidades de trabajo en etapas tempranas de deforestación y avance agrícola, con posterior declive (Sacchi y Gasparri 2016). Esto tiene que ver con que la generación de empleo se vincula principalmente a la actividad de desmonte, pero tiene una capacidad limitada para generar empleo perdurable en actividades relacionadas con servicios agrícolas. En este sentido, hay un riesgo en asociar la generación de empleo con el avance de la frontera agropecuaria. Por otra parte, el aumento poblacional debido a la

migración rural y extra-regional en zonas desmontadas es más una consecuencia que una causa del desmonte (Sacchi y Gasparri 2016). Corresponde al Estado debe tener un rol activo sobre los sistemas boscosos (*grupo 3*) en aspectos socioeconómicos tales como la asistencia social, la creación de empleo perdurable, la disminución de la pobreza, la mejora de infraestructura, y la regulación de la deforestación.

3.5.2. Acerca de las variables seleccionadas

La selección de variables para la definición de TFSE debe abarcar las dimensiones del sistema socio-ecológico, pero además es importante comprender los principales problemas del territorio en relación con el uso de los recursos naturales y aspectos relevantes para la selección de las mismas. El uso de indicadores también está sujeto a la disponibilidad de datos para cada estudio de caso y resolución. La utilización de datos secundarios para el análisis (censos) tiene la ventaja de ser una fuente exhaustiva que abarca todo el territorio nacional utilizando el mismo protocolo de observación. La desventaja de utilizar este tipo de datos es la muy baja periodicidad con la que se obtienen los datos (en Argentina cada 10 años), y las restricciones impuestas a la hora de obtener los datos a una resolución detallada (ley de "Secreto Estadístico", N° 17.622). Por otra parte, como estos datos se recopilan para un propósito distinto a los del problema que se trata, es posible que el tipo de dato no tenga la relevancia necesaria. Otro problema es que los datos no resulten del todo confiables. Por ejemplo, los resultados del Censo Nacional Agropecuario realizado en 2008 no son del todo confiables debido a la situación política compleja que tensó la relación entre el sector rural y el Gobierno Nacional al momento de realizarse el censo (Giarracca et al. 2008, Giarracca y Teubal 2010)³. Incluso el censo utilizado en este estudio (CNA 2002) presentó datos faltantes en varios radios censales que no pudieron ser estudiados.

Los métodos para medir la pobreza varían según los procesos técnicos y metodológicos de las instituciones responsables de su medición en cada país. Las dificultades para cuantificar la deficiencia, la desigualdad, la exclusión o la marginalidad han limitado el

³ El "conflicto del campo" fue un extenso conflicto con un alto grado de politización, en el que cuatro organizaciones del sector empresario de la producción agro-ganadera en Argentina (Sociedad Rural Argentina, Confederaciones Rurales Argentinas, CONINAGRO y Federación Agraria Argentina), tomaron medidas de acción directa contra la Resolución nº 125/2008 del Ministro de Economía Martín Lousteau, durante la presidencia de Cristina Fernández de Kirchner. Esta resolución establecía un sistema móvil para las retenciones impositivas a la soja, el trigo y el maíz. El "lock out" o paro agropecuario incluyó el bloqueo de rutas en Argentina, durante 129 días, desde el 11 de marzo de 2008 hasta el 18 de julio de ese mismo año. Al conflicto se le sumó un paro de los empresarios transportistas con bloqueo de rutas, que agravó la situación y el abastecimiento de las ciudades. El Censo Nacional Agropecuario de 2008 se inició el 2 de junio de 2008, semanas después de agudizarse el conflicto, lo que dificultó su realización. Adicionalmente, a principios de 2007 se había realizado la "intervención del INDEC", incluyendo el desplazamiento de sus cargos a quienes habían dirigido los dos censos agropecuarios anteriores. El cierre de este censo se anunció para el 30 de septiembre, siendo el censo más prolongado de la historia. Osvaldo Barsky, en su artículo "Lograron destruir el censo nacional agropecuario" (diario *Clarín*, del 16 de septiembre de 2009), señala la desaparición de unas 60.000 unidades agropecuarias en el país en el período 2002-2008. Norma Giarracca, en su artículo "El fracaso del censo agropecuario" (diario *Crítica de la Argentina*, del lunes 21 de septiembre de 2009), señala que en la provincia de Buenos Aires de más de 50 mil explotaciones censadas en 2002, se censaron apenas 30 mil, y la superficie censada disminuyó de 25 millones de hectáreas a 16 millones.

estudio de la pobreza a aspectos materiales, ya que son más fácilmente cuantificables. En la Argentina y en muchas partes de América Latina, se utiliza el índice de Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI) para medir la pobreza. Este índice se construye utilizando indicadores directamente relacionados con la privación material en cuatro áreas (vivienda, servicios de salud, educación básica e ingreso mínimo) disponibles en los censos de población, vivienda y hogares. Sin embargo, este índice ha sido criticado por no considerar otros elementos relevantes de las dimensiones de privación de bienestar de la vida (Feres y Mancero 2001). Por otra parte, este indicador no es adecuado para evaluar las condiciones de pobreza rural, porque tiene en cuenta aspectos de la vida urbana (Longhi 2010).

La estructura de tenencia de la tierra merece su atención especial para comprender el funcionamiento de los diferentes espacios rurales. En la región chaqueña conviven grandes empresarios, con pequeños campesinos y comunidades indígenas (Rivas y Rivas 2009, Schmidt 2012). Es muy habitual la compra de tierras por parte de empresarios en donde habitan hace años comunidades de pueblos originarios, los cuales son acorralados o desalojados del lugar. A la complejidad por la tenencia de la tierra y la aparición de nuevos actores en la escena agropecuaria argentina (los "*pooles de siembra*") se suma la complejidad por el acceso y control de los recursos (Redaf 2010). Además de la compra-venta de tierras que aumentó en los últimos años (Murmis y Murmis 2012) extensas superficies de tierras fiscales fueron concedidas a empresas privadas para su explotación⁴. Los censos nacionales no captan esta complejidad rural (Giarracca y Teubal 2010), con lo cual la asociación de variables que tienen que ver con la estructura de tenencia de la tierra fue débil. Además, la falta de definición de límites definidos para las tierras comunales indígenas complejiza el análisis. Futuros trabajos deberían abordar e incorporar esta complejidad en el estudio de los sistemas socio-ecológicos del Chaco.

3.5.3. Aplicación de TFSE para la planificación del territorio rural

La identificación y mapeo de TFSE constituye una zonificación socio-ecológica del territorio rural. La zonificación territorial es un requisito previo para regular la distribución equitativa de los beneficios y los daños causados por los cambios en el uso de la tierra. A pesar de su importancia, tanto el marco conceptual para la zonificación como su operativización son todavía susceptibles de análisis y discusión. En Argentina,

⁴ El periodista Gabriel Morini, en su artículo "*Una fortuna hecha de favores fiscales*" (diario *Página 12*, lunes 14 de febrero de 2011), denuncia la aprobación de la concesión de tierras durante la gobernación de Juan Carlos Romero, por la cual fue beneficiado el actual diputado por la provincia de Salta, Alfredo Olmedo. Ecodesarrollo SA fue la empresa con la que Agropecuaria Olmedo ganó una licitación pública en 1998 para obtener 360 mil hectáreas de monte en el departamento de Anta, pertenecientes a Salta Forestal. El objetivo de la concesión era desarrollar el área durante 64 años, sin tener que pagar ningún canon hasta el vigésimo primer año. Entre las obligaciones que estableció el pliego y que se incumplieron estaba la de mejorar "la calidad de vida de los habitantes", y quedaba prohibido el monocultivo, además de tener indicaciones específicas para desmontes, mejora de la infraestructura y forestación. Según informes oficiales, desde 2003 las inspecciones detectaron que el cronograma de inversiones no estaba siendo respetado, al momento de la inspección se habían desmontado 30 mil ha para plantar soja. Además, las inspecciones del Ministerio de Trabajo local registraron múltiples irregularidades con residentes que fueron expulsados de esas tierras, a lo que se suma la detección por parte de la AFIP de trabajadores en "condiciones infrahumanas".

por ejemplo, la “Ley de Bosques” (N ° 26.331), sancionada en 2008, propone la zonificación de las áreas forestales a nivel provincial para establecer categorías de conservación, utilizando diez criterios de sostenibilidad, pero sin especificar cómo medir esos criterios y combinar indicadores. Esto resultó en fuertes discrepancias entre las provincias, en cuanto a la interpretación dispar de los criterios, la metodología de procesamiento de datos y las zonificaciones finales (García Collazo et al. 2013).

La planificación territorial implica una política de Estado que debe conciliar el proceso de desarrollo económico con las diferentes formas de ocupación del territorio, con el objetivo último de elevar el nivel de vida de la población y aumentar la equidad territorial (Theobald et al. 2005). Para diseñar y poner en práctica las medidas necesarias y específicas para cada contexto es imprescindible entender la complejidad del paisaje (Rounsevell et al. 2012). Los TFSE facilitan una comprensión más integradora del territorio en un marco de fácil comprensión y comunicación. Por esta razón es que podrían ser útiles para identificar áreas dentro de las cuales desarrollar políticas de manejo similares, considerando el contexto socio-ecológico y el funcionamiento de cada región, de acuerdo con los objetivos de la planificación territorial. Mejorar el acceso a la información científica podría ayudar a los responsables de la toma de decisiones a anticipar las posibles consecuencias del cambio en el uso de la tierra rural y evitar los efectos ecológicos no deseados.

3.5.4. Próximos pasos y consideraciones finales

La escala y la resolución ayudan a identificar los patrones, pero no los explican (Gibson et al. 2000). La definición de la escala espacial y temporal del análisis es un aspecto crítico (O'Neill et al. 1992, Peterson et al. 1998), ya que los patrones que se encuentran a una escala de análisis pueden no ser extrapolables a otras escalas. La información generada en este capítulo resulta útil para identificar patrones en el territorio y formular hipótesis sobre los factores que los determinan. Sin embargo, este tipo de aproximaciones deben ser complementadas con enfoques de tipo “*bottom-up*”, que permitan comprender mejor la complejidad socio-ecológica e individualicen mejor a los agentes territoriales. En la Región Chaqueña, futuras líneas de investigación deberían focalizarse en definir TFSE a un mayor nivel de detalle. En este sentido, se debe considerar la evaluación de TFSE en el nivel de la explotación agropecuaria, que es la unidad mínima en la que se toman las decisiones de uso de la tierra. Esto requeriría la recopilación de datos primarios de entrevistas y encuestas sobre el terreno y el uso de información satelital de alta resolución espacial.

La disponibilidad de datos sociales a resoluciones detalladas resulta una limitación muy importante a la hora de caracterizar sistemas socio-ecológicos a nivel local. Los datos censales, pese a sus limitaciones, proporcionan información muy valiosa a la hora de tener una idea general de la conformación socio-ecológica del territorio, ya que abarcan todo el territorio nacional y están tomados con un mismo protocolo de observación. Por esta razón, resultan imprescindibles para realizar una aproximación de tipo “*top-down*”. De todos modos, el Censo Nacional Agropecuario está enfocado a actividades productivas convencionales, sin tener en cuenta otros aspectos que son muy importantes para caracterizar la demanda y provisión de SE en la región chaqueña, tales como la provisión y consumo de leña (Krapovickas et al. 2016), la disponibilidad y cosecha de agua de lluvia (Magliano et al. 2015), o la provisión y uso de recursos naturales para

consumo o fabricación de artesanías por parte de las comunidades indígenas (Leake 2008).

Una planificación del uso de la tierra que maximice el beneficio para la sociedad debe evaluar la resiliencia y sostenibilidad de los sistemas socio-ecológicos y no debe estar vinculada inequívocamente con las opciones de uso actuales o con la lógica del agronegocio. Así, la gestión territorial debe contemplar el diseño de paisajes que garanticen el suministro de servicios ecosistémicos de manera equilibrada a lo largo del tiempo (Rodríguez y otros 2006) y una distribución equitativa de los beneficios y daños de los cambios en el uso de la tierra entre las partes interesadas.

Capítulo 4

Demanda y provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco Salteño. ¿Cómo se ven afectados los pueblos originarios por la deforestación y degradación?

Capítulo 4 . Demanda y provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco Salteño. ¿Cómo se ven afectados los pueblos originarios por la deforestación y degradación?

4.1. Introducción

4.1.1. Aspectos socio-demográficos del Chaco Salteño y conflictos en torno al uso de la tierra

La provincia de Salta es una de las provincias con mayores tasas de deforestación a nivel nacional e internacional (**Capítulo 2**). En esta provincia, la tasa de transformación anual q% (FAO 1995) mostró para el período 1976-2012 una tendencia exponencial creciente y estadísticamente significativa (Figura 2.5 (b) - Capítulo 2). Hasta finales de 2015 aproximadamente 19.300 km² de hábitats naturales habían sido transformados a tierras de cultivo o pasturas implantadas en la porción chaqueña de la provincia de Salta, Argentina (<http://monitoreodesmonte.com.ar/>). La expansión agrícola ocurrió, en muchos casos, sobre tierras históricamente habitadas por pueblos originarios. La agricultura y la ganadería empresarial generan un conflicto en torno al uso del suelo, ya que estos sistemas productivos, al requerir de amplias zonas desmontadas, no sólo intensifican la degradación ambiental sino que además eliminan el hábitat que estos pueblos ocupan, provocando su desalojo, y dando lugar a profundos conflictos sociales intensificando las migraciones rural-urbana y la marginación (Redaf 2010, Román y González 2016).

Adicionalmente, la provincia de Salta tiene, una de las tasas más altas de pobreza en el país (Bolsi y Paolasso 2009, Paolasso et al. 2012). El 23,7% de la población de Salta (285.093 personas) estaba en 2010 por debajo de la barrera que mide la calidad de vida (INDEC 2010). Los departamentos incluidos en el este de Salta albergan la mayor diversidad étnica del país. El 6,5% de la población de la provincia de Salta (79.204 personas) se reconoce indígena (INDEC 2010). Este porcentaje es casi el triple de la media nacional. De la población indígena, el 24,9% se autorreconoce perteneciente al pueblo Wichí, el 21,6% al Kolla, el 13,7% al Guaraní y el 13,5% al Ava Guaraní. De los pueblos originarios más numerosos, el Wichí y el Kolla presentan una proporción mayor de población rural (60,7% y 60,9% respectivamente). El resto de los pueblos, a excepción del Chorote, vive mayoritariamente en áreas urbanas. La tasa de analfabetismo de la población indígena de la provincia de Salta es de 8,9%, frente al 3,1% del total provincial (INDEC 2010).

La agroindustria ha sido el principal impulsor de la deforestación en el Chaco Seco de Argentina. Este sector incluye empresas medianas y grandes compañías de agronegocios, las cuales dependen fuertemente del uso de tecnología y capital, además de tienen un mayor acceso a las redes de comercialización globales. Existen fuertes asimetrías dentro de los procesos de competencia de uso de la tierra a favor del sector agrícola-ganadero, en contraste con los intereses de las comunidades indígenas y rurales tradicionales (Gasparri 2016). Los pueblos afectados por el avance de la frontera agrícola, se han dedicado tradicionalmente a la recolección, la caza y la cría de ganado en el monte como modo de subsistencia, obteniendo del monte elementos para construir sus viviendas, forraje para alimentar sus animales, materias primas para la producción de artesanías, plantas para preparar remedios tradicionales, proteínas a través de la caza, y un ambiente donde desarrollan desde hace generaciones su vida y su cultura (Defensor del Pueblo de la Nación 2009). En este sentido, su uso del espacio demanda el libre

acceso a los recursos tanto a nivel comunitario como inter-comunitario (Leake 2008). Las comunidades indígenas y campesinas de la Ecorregión Chaqueña se ven afectadas por el avance de la frontera agropecuaria debido a tres causas principales: conflictos de tenencia de la tierra, desaparición del hábitat de la flora y fauna silvestre y fumigaciones aéreas con agroquímicos (Redaf 2012). La tierra para las comunidades indígenas no tiene solamente un valor utilitario que permite a las mismas satisfacer la demanda de recursos naturales "tangibles", sino que también posee un valor cultural (Buliubasich y Rodríguez 1999). La eliminación de los bosques afecta negativamente la seguridad y soberanía alimentaria de los pueblos cazadores recolectores y priva, en palabras de la Corte Interamericana de Derechos Humanos, "la base fundamental de sus culturas, su vida espiritual, su integridad".

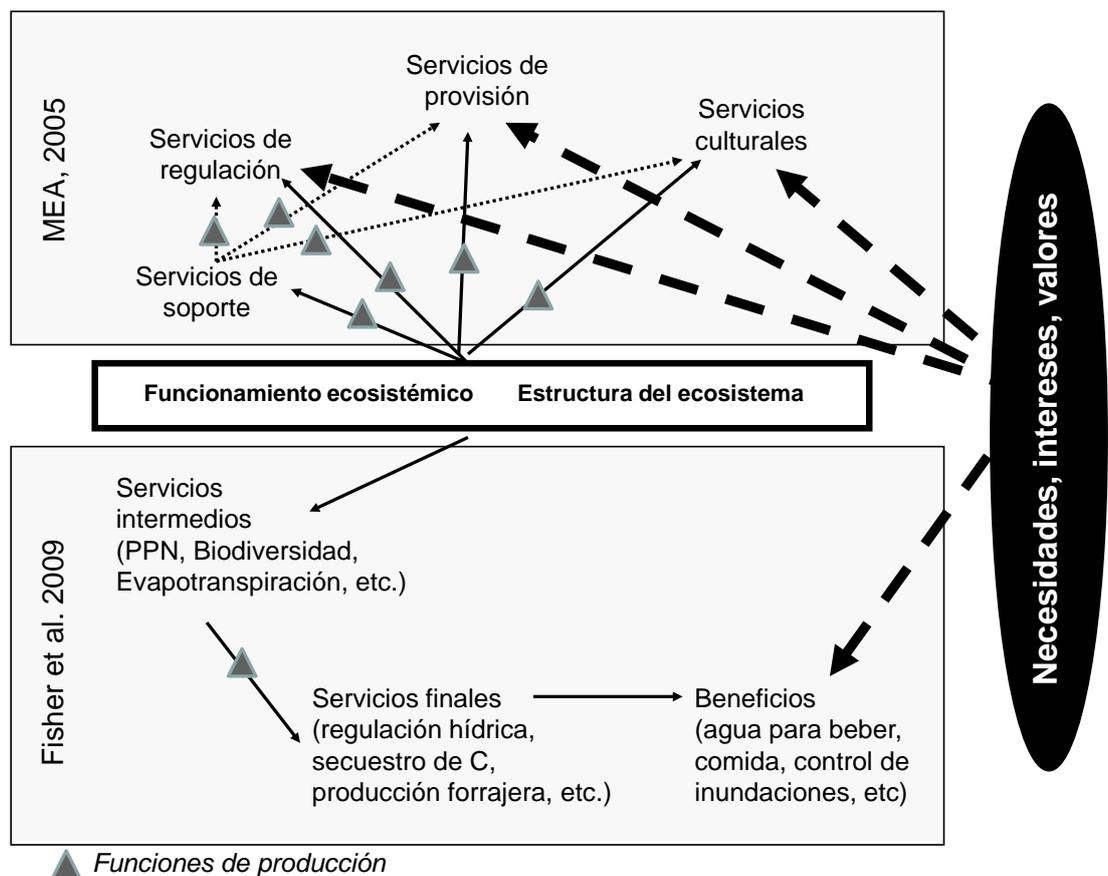


Figura 4.1. Principales conceptos relacionados con los esquemas de clasificación de servicios ecosistémicos adoptadas por el Millennium Ecosystem Assessment (2005) y el desarrollado por Fisher et al. (2009). Las flechas negras indican la relación entre las diferentes categorías de servicios ecosistémicos y la estructura y funcionamiento ecosistémico. Tal relación se define a través de las funciones de producción. Las líneas de puntos representan la relación entre las categorías de SE. Las líneas discontinuas representan la influencia de las necesidades, intereses y valores de los seres humanos en la definición de los SE y en los beneficios en los dos esquemas clasificación (adaptado de Volante et al. 2012).

Los conflictos en torno al uso de la tierra en el Chaco Salteño se ven agravados por la precariedad de títulos de propiedad de las comunidades originarias. Si bien el derecho a la propiedad de la tierra está reconocido para las comunidades preexistentes en

diferentes documentos internacionales y en la legislación argentina, estos derechos se ven permanentemente vulnerados (Defensor del Pueblo de la Nación 2009). Las comunidades indígenas en el Chaco Salteño están siendo progresivamente acorraladas en parcelas relativamente pequeñas, aisladas y con frecuencia, ubicadas a distancias considerables de su lugar de residencia y uso cotidiano (Asociación et al. 2008). La expulsión de comunidades indígenas de sus territorios aumenta la población de los cordones de pobreza en los pueblos y ciudades, promueve la concentración de las tierras, y atenta contra los derechos humanos de la población de la región.

4.1.2. El análisis social para la identificación de los actores vulnerables frente a los Cambios en el Uso del Suelo

El análisis social se ha convertido en una herramienta utilizada por los responsables políticos, reguladores, organizaciones gubernamentales y no gubernamentales para el análisis de problemas y la resolución de conflictos (Friedman y Miles 2006). El análisis social es un proceso que identifica individuos, grupos y organizaciones que se ven afectados o son afectadores frente a una problemática (Reed et al. 2009). Freeman (1984) define a los actores como aquellos sujetos que afectan o son afectados activa o pasivamente por una decisión o acción en el ordenamiento o planificación territorial. Según Hein (2010), los actores pueden clasificarse respecto al interés que tienen sobre los servicios ecosistémicos, el nivel de influencia (es decir, el poder para la toma de decisiones), su grado de dependencia (disponibilidad de alternativas) y la coalición a la cual pertenecen (asociación civil, ONG, etc.).

Los distintos actores sociales se benefician de manera activa o pasiva con la provisión de servicios ecosistémicos, y frecuentemente entran en conflicto por la valoración y uso diferencial que hacen de ellos (Paruelo 2011). El acceso a estos servicios y el origen de los conflictos entre los grupos de diferentes actores se ve afectado por instituciones formales e informales relacionadas al uso de los recursos (comunes o privados), como la posesión de la tierra o el acceso al agua. Es fundamental tener en cuenta las desigualdades que existen entre los distintos actores respecto a la posibilidad y derecho de acceso a los medios para una adecuada gestión del territorio. La permanencia, emergencia, reposicionamiento o desaparición de nuevos actores sociales, es una consecuencia del poder del que dispone cada actor social y las estrategias adoptadas por los demás actores con quienes entra en disputa.

El mapeo de actores, también conocido como "*stakeholders analysis*" supone el uso de esquemas para representar la realidad social, comprenderla mejor y establecer estrategias de cambio (Reed et al. 2009). El mapeo de actores no solo consiste en armar un listado de posibles actores de un territorio, sino entender la interrelaciones, intereses y relación con el uso de los recursos (Vallejos et al. 2015). Esta información puede ser utilizada para minimizar los conflictos y mejorar la distribución entre los grupos de actores. Además, es una herramienta muy útil para la identificación de actores vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo (Tapella 2007). Las matrices interés-influencia o dependencia-influencia son un método muy usado para clasificar actores (De López 2001, Ackermann y Eden 2011). El nivel de influencia se refiere al grado de control, acceso, o manejo que el grupo de actores sociales tiene sobre los servicios de los ecosistemas. El nivel de dependencia hace referencia al efecto directo que tienen los servicios de los ecosistemas sobre el bienestar del grupo de actores sociales. Los actores más vulnerables a los cambios en el uso del suelo son aquellos

cuyo bienestar depende de los servicios (alto grado de dependencia) y cuyo grado de influencia (o poder) es bajo.

4.1.3. Estimación de la provisión de Servicios Ecosistémicos

Las políticas dirigidas a la integración de las dimensiones sociales, económicas y ambientales de la sostenibilidad tienen que considerar explícitamente la influencia de la provisión de servicios ecosistémicos en el bienestar humano. En este sentido, una de las ventajas del marco de los servicios ecosistémicos es la relación directa entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar. Las técnicas de teledetección son particularmente apropiadas para mapear SE de una manera rápida y continua en el tiempo y en el espacio y para evaluar las tendencias a lo largo del tiempo (Paruelo 2008). La Evaluación de Ecosistemas del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment 2005) en su definición vincula explícitamente la oferta SE con los cambios de materia y energía en el ecosistema (i.e. el ciclo de nutrientes, las ganancias de carbono). Díaz et al. (2007) identificaron una serie de procesos ecosistémicos que resultan importantes para la provisión de determinados SE, y asocian la variación en el nivel de provisión de SE con cambios funcionales, específicamente con los cambios en la diversidad funcional de plantas. McNaughton et al. (1989) han propuesto a las ganancias de carbono como un aspecto integral del funcionamiento ecosistémico, ya que muchos otros procesos están estrechamente vinculados a este flujo. Las reservas de C (en la biomasa viva o muerta) también son descriptores de los procesos y las perturbaciones que operan en el ecosistema. La cuantificación de los flujos y stocks del ciclo C son aspectos clave que sintetiza el estado de los ecosistemas y su capacidad para suministrar SE (Cabello et al. 2012).

Los SE han sido clasificados de diferentes maneras. El Millennium Ecosystem Assessment (2005) clasifica a los SE en servicios de provisión, regulación, culturales y de soporte. En este esquema, el nivel de la provisión de SE no sólo está ligada a los aspectos básicos del funcionamiento y estructura de los ecosistemas, sino también al contexto social de los valores, intereses y necesidades. Sin embargo, dado que esta clasificación no está pensada para adaptarse a todos los contextos, en el ámbito del manejo y gestión de paisajes, Fisher et al. (2009) propuso una clasificación alternativa basada en la relación conceptual que existe entre SE intermedios y finales. Los servicios intermedios pueden derivarse de interacciones complejas entre la estructura del ecosistema y los procesos que se traducen en servicios finales, y estos últimos, en combinación con otras formas de capital, proporcionan beneficios para el bienestar humano (Figura 4.1).

Desde un punto de vista operativo, los servicios ecosistémicos que deben evaluarse tienen que ser fiables y simples de medir o estimar a distintas escalas. Para Breckenridge et al. (1995) la selección de indicadores debe cumplir con una serie de requisitos, tales como: la generalidad y simplicidad, la correlación con procesos clave del ecosistema, la posibilidad de automatizar el registro, la relación costo-eficiencia y la sensibilidad a los cambios. Algunos aspectos relacionados al ciclo de C son particularmente apropiados para el seguimiento y monitoreo debido a su facilidad de medición y la capacidad de detectar cambios tempranamente, y son ampliamente utilizados para el monitoreo de servicios ecosistémicos (Paruelo y Vallejos 2013).

4.1.4. Estimación de la demanda de Servicios Ecosistémicos

La demanda de Servicios Ecosistémicos tiene una relación estrecha con las condiciones socioeconómicas de la población, sus normas de comportamiento, los cambios demográficos y las innovaciones tecnológicas (Villamagna et al. 2013). Las características sociales determinan los patrones de demanda y consumo de servicios ecosistémicos. Según Burkhard et al. (2012), la demanda equivale al uso real o el consumo de un bien o servicio, es decir que la medición de la demanda está directamente influenciada por la cantidad ofrecida, y se establece según el equilibrio entre oferta y demanda tal como se asume en la economía clásica. En cambio, Schröter et al. (2014) analizan la demanda en función de características socioeconómicas más amplias para definir demanda, enfocándose en los deseos y preferencias de los actores, con lo cual la demanda es considerada como un uso potencial, y podría ser mayor a los beneficios percibidos.

Cada vez más los cambios en el uso del suelo son impulsados por la globalización económica, trascendiendo las escalas espaciales, institucionales y temporales (Lambin y Meyfroidt 2011b, Challies et al. 2014, Friis et al. 2016). Cumming et al. (2014) clasifica a los usuarios de la tierra según su arraigo territorial, diferenciando a los que tienen una dependencia elevada de los SE provistos localmente ("*Green loop*"), y aquellos que están desconectados del ecosistema local ya que las necesidades básicas son cubiertas por ecosistemas distantes y economías globales ("*Red loop*"). Los cambios en el uso del suelo reducen el flujo de SE intermedios en el paisaje y disminuyen el bienestar de los usuarios de la tierra con mayor arraigo territorial aumentando su vulnerabilidad (Hamann et al. 2015). Para abordar un modelo de gestión rural que contemple a todos los sectores es importante identificar el grado de dependencia del capital natural, social y de infraestructura local y las implicancias sobre el bienestar para los distintos usuarios de la tierra

El mapeo espacialmente explícito de la demanda de servicios ecosistémicos de la población local un requisito básico para el desarrollo de políticas de ordenamiento territorial que consideren las necesidades y requisitos de todos los actores. En este sentido, el mapeo participativo ha surgido en las últimas dos décadas como una herramienta popular para demarcar el área de uso de comunidades que hacen uso de recursos a nivel local (Sletto et al. 2013). Esta herramienta ha contribuido en la legitimación reclamos legales por el derechos a la tierra y los recursos (Herlihy y Knapp 2003, Chapin et al. 2005). Además, en los últimos años, el mapeo participativo de la demanda de Servicios Ecosistémicos ha recibido una mayor atención en la investigación científica para asistir a la gestión y planificación territorial (Wolff et al. 2015).

A pesar del acuerdo sobre la importancia de incluir las cuestiones relativas a la demanda y provisión de servicios en ecosistémicos en la gestión del territorio (Anton et al. 2010, Villamagna et al. 2013, Burkhard et al. 2014), existen pocas evaluaciones que vinculen la oferta y demanda de servicios ecosistémicos a escala local (McDonald 2009, Burkhard et al. 2012). La necesidad de integrar la información espacialmente explícita que vincule el área de demanda con la provisión de servicios ecosistémicos resulta necesaria para la planificación y gestión territorial. En especial, este tipo de información resulta importante para preservar a los actores caracterizadas desde el punto de vista socio-ecológico como las poblaciones que demandan y perciben servicios a nivel local, o sistemas "green-loop" (Cumming et al. 2014). Muchas de las comunidades indígenas

que habitan la ecorregión chaqueña utilizan de forma integral los recursos que proveen los bosques nativos (Leake 2008). Estos grupos, además de obtener beneficios directos del bosque para subsistir, poseen una especializada adaptación cultural al ecosistema chaqueño y un modo de vida propio (Buliubasich y Rodríguez 1999).

4.2. Objetivos

En este capítulo estimo el área de demanda potencial y efectiva de SE y los cambios en la provisión de SE intermedios para los actores más vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo en el Chaco Salteño.

Los objetivos específicos de este capítulo son los siguientes:

- a) Identificar al actor más vulnerable frente a los cambios en el uso del suelo mediante la elaboración de un mapa de actores;
- b) Estimar el área de demanda potencial y efectiva de Servicios Ecosistémicos a lo largo del tiempo para este actor social, considerando el período 2001-2015;
- c) Estimar las tendencias en la provisión de Servicios Ecosistémicos intermedios para este actor social en el área de demanda para el mismo período.

4.3. Materiales y métodos

4.3.1. Región de estudio

La región de estudio comprende los cinco departamentos del este salteño, pertenecientes a la ecorregión del Chaco seco: San Martín, Anta, Rivadavia, Orán y Metán (Figura 4.2). Estos cinco departamentos integran un área de 82.000 km². En esta zona habitan comunidades aborígenes pertenecientes a los grupos Guaraní (Chiriguano), Wichí (Mataco), Kolla, Chané, Chorote, Chulupí, Diaguita, Ocloya, Tapiete y Qom (Toba) (INDEC 2002). Adicionalmente, el Censo Nacional Agropecuario del 2002, señala que en la zona se encuentra asentada una población rural de pequeños campesinos de tradición criolla de 12.869 habitantes, cuya principal actividad es la ganadería bajo monte.

El departamento de General José de San Martín tiene una superficie de 16.257 km². Limita al norte y al oeste con la república de Bolivia, al este con el departamento de Rivadavia, al sur con el de Orán. San Martín tiene una población de aproximadamente 157.000 habitantes (13% del total de la provincia de Salta), con una densidad poblacional de 9,7 hab/km² y una población rural del 24% (INDEC 2010). Este departamento comprende el 45% de la población indígena de la provincia (Leake, 2010) y concentra la mayor cantidad de etnias (9 etnias) (Defensor del Pueblo de la Nación 2009). San Martín es escenario de situaciones más contrastantes. Por un lado tiene los índices más altos de pobreza de la provincia (10.854 hogares con NBI, lo que significa el 35,3 %) (INDEC 2010) y por otro lado la tasa de desmontes aumentó exponencialmente en los últimos 10 años (Figura 2.5 (b) – Capítulo 2). Los títulos de las tierras están mayoritariamente en manos de terceros tales como empresas privadas, particulares e iglesias (Buliubasich y González 2006). Según el censo llevado a cabo por Leake (2008), en el departamento hay una población indígena de 10.459 habitantes (7,5% de la población) (Tabla 4.1). Se identificaron 78 comunidades indígenas (Figura 4.2).

El departamento de Rivadavia tiene una superficie de 25.951 km². Limita al norte con las repúblicas de Bolivia y Paraguay, al este las provincias de Formosa y Chaco, al sur con el departamento de Anta, y al oeste con los de Anta, Orán y San Martín. Rivadavia tiene una población de aproximadamente 30.357 habitantes (2,5 % del total de la provincia de Salta), con una densidad poblacional de 1,2 hab/km² y una población rural del 67% (INDEC 2010). Según el censo llevado a cabo por Leake (2008), en el departamento hay una población indígena de 10.803 habitantes (39,5% de la población) (Tabla 4.1). Se identificaron 97 comunidades indígenas (Figura 4.2).

El departamento de Anta tiene una superficie de 21.945 km². Limita al norte con los departamentos de Orán y Rivadavia, al oeste con el departamento Rivadavia y la provincia de Chaco, al sur con la provincia de Santiago del Estero, y al oeste con los departamentos de Metán y General Güemes y la provincia de Jujuy. Anta tiene una población de aproximadamente 57.400 habitantes (4,7 % del total de la provincia de Salta), con una densidad poblacional de 2,6 hab/km² y una población rural del 35% (INDEC 2010). Según el censo llevado a cabo por Leake (2008), en el departamento hay una población indígena de 815 habitantes (1,6% de la población) (Tabla 4.1). Se identificaron 23 comunidades indígenas (Figura 4.2).

El departamento de Metán tiene una superficie de 5.235 km². Limita al norte con los departamentos de General Güemes y de Anta, al oeste con el de Anta, al sur con la provincia de Santiago del Estero y el departamento de Rosario de la Frontera, y al oeste con los departamentos de Guachipas, La Viña y Capital. Metán tiene una población de aproximadamente 40.400 habitantes (8% del total de la provincia de Salta), con una densidad poblacional de 7,7 hab/km² y una población rural del 20% (INDEC 2010). Según el censo llevado a cabo por Leake (2008), en el departamento hay una población indígena de 293 habitantes (0,8% de la población) (Tabla 4.1). Se identificaron 3 comunidades indígenas (Figura 4.2).

El departamento de Orán tiene una superficie de 11 892 km² y limita al norte con los departamentos de Santa Victoria, Iruya y San Martín y la República de Bolivia, al este con el departamento de Rivadavia, al sur con el de Anta y al oeste con la provincia de Jujuy. Orán tiene una población de aproximadamente 139.000 habitantes (25% del total de la provincia de Salta), con una densidad poblacional de 11,6 hab/km² (INDEC 2010). Según el censo llevado a cabo por Leake (2008), en el departamento hay una población indígena de 855 habitantes (0,7% de la población) (Tabla 4.1). Se identificó 1 comunidad indígena (Figura 4.2).

Esta región tiene un potencial productivo significativo a excepción de las grandes extensiones de terrenos bajos, que siendo atravesados por importantes arterias fluviales (Pilcomayo y Bermejo-Teuco, entre otros), corresponden a esteros y/o tierras anegables. Por otro lado, también posee una gran biodiversidad y riqueza cultural (The Nature Conservancy 2005), pero también presenta altos niveles de pobreza y desigualdad (Bolsi y Paolasso 2009, Paolasso et al. 2012). Los pueblos indígenas y los descendientes de inmigrantes europeos (criollos) practican una economía de subsistencia, incluyendo la agricultura a pequeña escala, la ganadería extensiva, la caza y la recolección (Leake 2008).

La fisonomía dominante de esta región son los bosques xerofíticos de quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis quebracho colorado*) y quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), acompañados por el itín (*Prosopiskuntzei*), el algarrobo negro (*Prosopisnigra*), el mistol (*Ziziphus mistol*), el guayacán (*Caesalpinia paraguayensis*), la brea (*Cercidium praecox glaucum*), el yuchán o palo borracho (*Ceiba insignis*) y el garabato (*Acacia praecox*), entre otros. Hoy día estos bosques se encuentran fragmentados y degradados. El Chaco Seco es considerado por muchos expertos como la ecorregión más amenazada del país (The Nature Conservancy 2005, Brown et al. 2006).

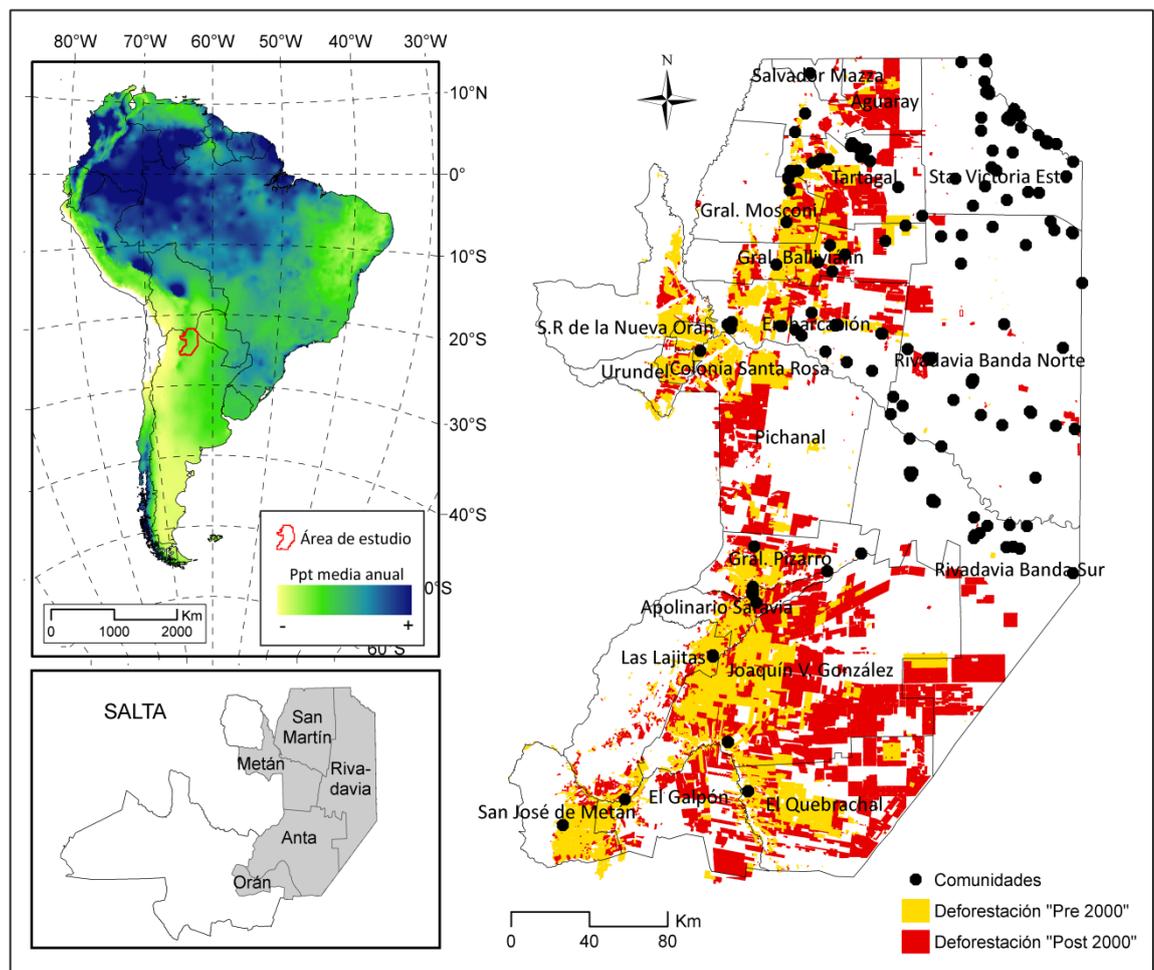


Figura 4.2. Izq arriba: Ubicación del área de estudio (con borde rojo) en la porción del chaco salteño. Se muestra la precipitación media anual (Hijmans et al. 2005) en el continente sudamericano. Izq abajo: Cinco departamentos de estudio, en la provincia de Salta. Der: Municipios pertenecientes a la zona de estudio. Los puntos negros representan la ubicación de las 202 comunidades originarias relevadas en la zona (Leake 2008). Se muestran los lotes deforestados antes y después del año 2000 (datos actualizados hasta fines del 2015 <http://monitoreodesmonte.com.ar/>). En el departamento de Rivadavia se encuentra casi la mitad (48%) de las comunidades censadas, en San Martín el 39%, en Anta el 12% y el 1% restante se distribuye entre Metán y Orán.

Tabla 4.1. Población total, población indígena y % de población indígena respecto al total para los cinco departamentos y diecisiete municipios de la zona de estudio

DEPARTAMENTO	MUNICIPALIDAD	POBLACIÓN TOTAL (INDEC 2001)	POBLACIÓN INDÍGENA (Leake 2006)	% POBLACIÓN INDÍGENA
San Martín	Salvador Mazza	18,455	30	0.2%
	Aguaray	13,528	133	1.0%
	Gral. Mosconi	19,811	1,690	8.5%
	Tartagal	60,585	2,864	4.7%
	Gral. Ballivián	2,864	649	22.7%
	Embarcación	23,961	5,093	21.3%
	Total		139,204	10,459
Rivadavia	Sta. Victoria Este	9,896	6,517	65.9%
	Rivadavia Banda Norte	9,366	2,511	26.8%
	Rivadavia Banda Sur	8,108	1,775	21.9%
	Total	27,370	10,803	39.5%
Anta	Gral. Pizarro	2,667	296	11.1%
	Apolinario Saravia	8,595	193	2.2%
	Las Lajitas	9,151	77	0.8%
	Joaquín V. González	19,185	51	0.3%
	El Quebrachal	10,243	198	1.9%
Total	49,841	815	1.6%	
Metán	El Galpón	8,357	154	1.8%
	San José de Metán	28,922	139	0.5%
Sub-Total		37,279	293	0.8%
Orán	Pichanal	18,773	855	4.6%
	Total	124,029	855	0.7%
TOTAL		272,467	23,225	8.5%

4.3.2. Mapa de actores para la identificación de actores vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo

El mapeo de actores claves se realizó respetando las tres etapas propuesta por Reed et al. (2009): 1) identificación de actores; 2) clasificación de los actores; y 3) investigación de las relaciones entre actores. Si bien estas etapas tienen una secuencia lógica, lo normal es que ocurran en simultáneo.

La identificación de los actores se realizó mediante una búsqueda bibliográfica exhaustiva, incluyendo revistas con y sin referato, y artículos periodísticos. Una vez realizada la identificación (lista de actores) se ubicó a los mismos en una matriz de interés-influencia y se establecieron las interrelaciones entre los actores. Los actores más vulnerables a los cambios en el uso del suelo como aquellos cuyo bienestar depende de los servicios (alto grado de dependencia) y cuyo grado de influencia (o poder) es bajo. El mapa de actores resultante fue evaluado a partir de la consulta a referentes locales.

4.3.3. Estimación del área de demanda potencial y efectiva de Servicios Ecosistémicos

Para la estimación del área de demanda potencial de servicios ecosistémicos se utilizó la Base de Datos de los Pueblos Indígenas del Chaco Salteño (Leake 2008), proyecto que involucró el esfuerzo conjunto de la Facultad de Humanidades de la Universidad Nacional de Salta (UNSa), la Fundación ASOCIANA (Acompañamiento Social de la Iglesia Anglicana del Norte Argentino) y el Instituto Nacional de Asuntos Indígenas (INAI), dependiente del Ministerio de Desarrollo Social de la Nación, con la activa participación de las comunidades indígenas. Esta base de datos fue elaborada a partir de métodos de mapeo participativo, en donde los miembros de cada comunidad relevada indicaron la dirección y distancia de sus recorridos en relación a las actividades de búsqueda de los recursos naturales que aprovechan para fines de subsistencia. El mapeo se realizó mediante información gráfica (croquis, dibujos sobre mapas) y también con ayuda de GPSs. Se mapearon los sitios de recolección y se calcularon las distancias recorridas para la búsqueda de agua, leña, carbón, frutos, madera, miel, materiales de construcción, materiales para la elaboración de artesanías, miel, caza y pesca (Figura 4.3-*Izq*).

Se mapeó el área de demanda para 202 comunidades, correspondientes a la base de datos⁵. Utilizando la información de las distancias promedio recorridas se trazaron 3 áreas buffer que representan el área de demanda potencial de servicios ecosistémicos. El primer buffer trazado (8 km de radio) se corresponde con la distancia recorrida para la recolección de materiales de origen vegetal; el segundo buffer (14 km de radio), con la distancia recorrida para la obtención de materiales para la construcción y para la elaboración de artesanías; el tercer buffer (18 km de radio), con la distancia recorrida para la caza y captura de alimentos de origen animal (Figura 4.3-*Der*).

Para calcular la pérdida de área de demanda remanente (o efectiva) para su uso por parte de las comunidades se utilizaron como base las tres áreas buffer y se restó geoespacialmente la superficie deforestada para cada buffer y cada año correspondiente al período de análisis 2001-2015 (Figura 4.4). Para esto se utilizó el shape de áreas transformadas a nivel de lote (**Capítulo 2**)⁶. Se obtuvieron áreas buffer transformadas, descontando área desmontada para los 15 años del período de análisis, es decir, se obtuvieron 9.090 áreas buffer transformadas (202 comunidades x 3 buffers x 15 años). Estas áreas representan el área remanente estimada de bosque disponible para las comunidades en cada año y para cada recurso demandado por las mismas (área de uso efectiva). Los cálculos geográficos y la estimación de la demanda se realizaron en lenguaje PostgreSQL.

⁵ A la base de datos fueron añadidas algunas comunidades que fueron relevadas con posterioridad a la elaboración de este informe en el municipio de Ballivián (Cuchuy, Corralito, San José y Chaguaral) (Ana Álvarez y Asociana, com. pers).

⁶ Información actualizada a diciembre de 2015 por el Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (datos disponibles en <http://monitoreodesmonte.com.ar>)

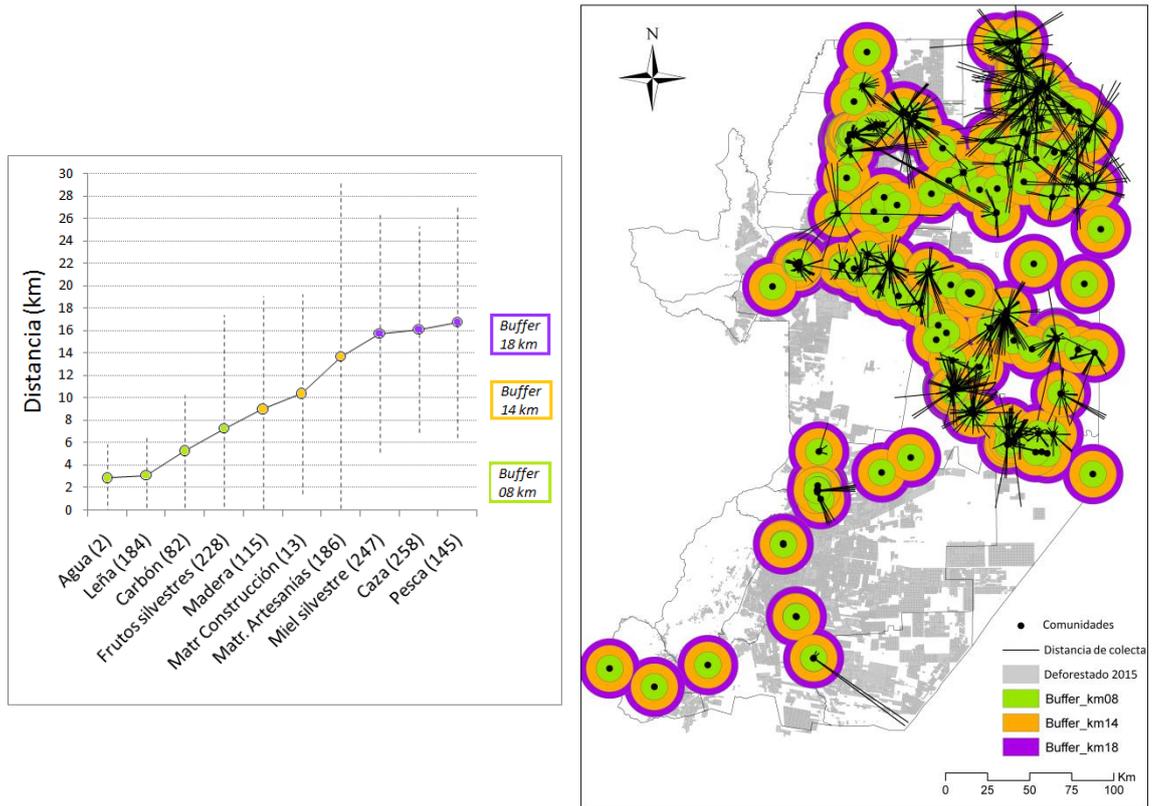


Figura 4.3. *Izq:* Distancia media recorrida por integrantes de las comunidades (Leake 2008) para las actividades. Se muestra el desvío estándar de los datos con líneas punteadas. El número de muestras se encuentra entre paréntesis al lado de cada actividad del *eje x*. Los límites para la delimitación de los buffers utilizados para la estimación del área de demanda potencial de servicios ecosistémicos se encuentra marcada en tres colores. *Der:* Área de demanda potencial de servicios ecosistémicos para las 202 comunidades censadas, calculadas según las distancias medias recorridas para el aprovechamiento de tres tipos de recursos (áreas buffer). Los puntos negros representan la ubicación de las comunidades. Las líneas negras representan las distancias recorridas por miembros de las comunidades (no todas las comunidades están censadas).

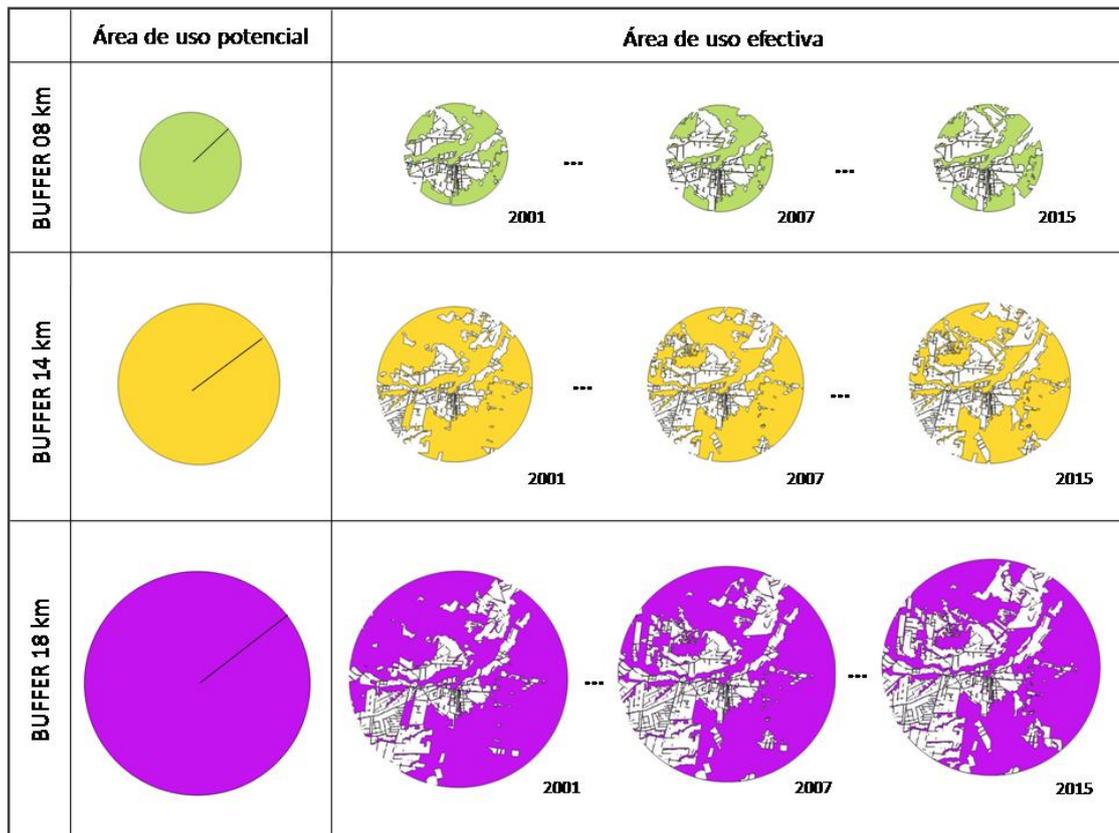


Figura 4.4. Representación esquemática del área de demanda potencial (*izq*) y el área de uso efectiva o remanente (*der*), en los tres buffers (08, 14 y 18 km de radio) centradas en cada una de las 202 comunidades, para el período 2000-2015.

4.3.4. Estimación de tendencias en la provisión de Servicios Ecosistémicos intermedios en el área de demanda

Para estimar las tendencias de servicios ecosistémicos intermedios en el área de uso efectiva de las comunidades se utilizaron índices espectrales derivados de sensores remotos relacionados con la productividad primaria (MOD13Q1-EVI) (Huete et al. 2002) para el período de análisis (2001-2015). El producto EVI tiene una elevada correlación con la productividad primaria bruta en muchos biomas terrestres (Shi et al. 2017). Dentro de cada área buffer efectiva se seleccionaron los píxeles "puros" para evitar la mezcla espectral, y se realizaron las extracciones de EVI de toda la serie temporal. Las extracciones de MOD13Q1-EVI se realizaron a través de la base de datos geo-espacial "VARSA" del Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección de la Facultad de Agronomía de la UBA (ver consultas PostgreSQL en Anexo 6).

Para calcular tendencias significativas de EVI de las series temporales se aplicó el test no paramétrico Mann-Kendall (Mann 1945) para cada una de las 202 comunidades. El cálculo de las tendencias se realizó tanto para la serie completa "mensualizada", como para los promedios mensuales a lo largo de los 15 años. Para estimar la magnitud de las tendencias se aplicó el test Theil-Sen (Theil 1950, Sen 1968). Se utilizó R como lenguaje de programación.

4.4. Resultados

4.4.1. Mapa de actores para la identificación de actores vulnerables

El mapa de actores realizado para la región de estudio (Figura 4.5) muestra las interrelaciones entre los actores sociales identificados en la región de estudio, indicando las relaciones de sinergias y conflictos. Para la clasificación de los actores se utilizaron las categorías de actores propuestas por (Tapella 2007): agentes individuales, organizaciones sociales, instituciones públicas, empresas privadas, ONGs, organismos internacionales, medios de comunicación y partidos políticos.

La matriz de dependencia-influencia ayuda a priorizar los actores sociales según el *grado influencia* en la gestión y control de los servicios ecosistémicos y *el nivel de dependencia* hacia los servicios. Los actores con *alto nivel de dependencia* y *alto nivel de influencia* son aquellos que están sometidos a una importante pérdida o ganancia ante los cambios en el uso del suelo, y sus acciones afectan la capacidad del ecosistema para suministrar servicios ecosistémicos. Los actores con *alto nivel de dependencia* y *bajo nivel de influencia* son aquellos que están sometidos a una importante pérdida o ganancia ante los cambios en el uso del suelo, y sus acciones no afectan el flujo de servicios en el ecosistema. Los actores con *bajo nivel de dependencia* y *alto nivel de influencia* son aquellos cuyas acciones o decisiones pueden afectar la capacidad del ecosistema para suministrar servicios, pero no se ven afectados por los cambios en el flujo de servicios. Los actores con *bajo nivel de dependencia* y *bajo nivel de influencia* son aquellos actores que no están siendo sometidos a una importante pérdida o ganancia frente a los cambios en el ecosistema, y a su vez sus acciones no afectan el flujo de servicios.

El mapa de actores permite identificar a las comunidades aborígenes como los actores más vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo, ya que sus acciones no afectan el flujo de servicios en el ecosistema, y los mismos están sometidos a una importante pérdida ante los cambios en el uso del suelo. Estos actores tienen alta dependencia de los recursos naturales para su supervivencia, son los principales afectados por la irregularidad en la propiedad de la tierra, y se ven perjudicados por la desigual distribución en la utilización de los recursos naturales, lo que agudiza los conflictos sociales (Slutzky 2005, Schmidt 2012).

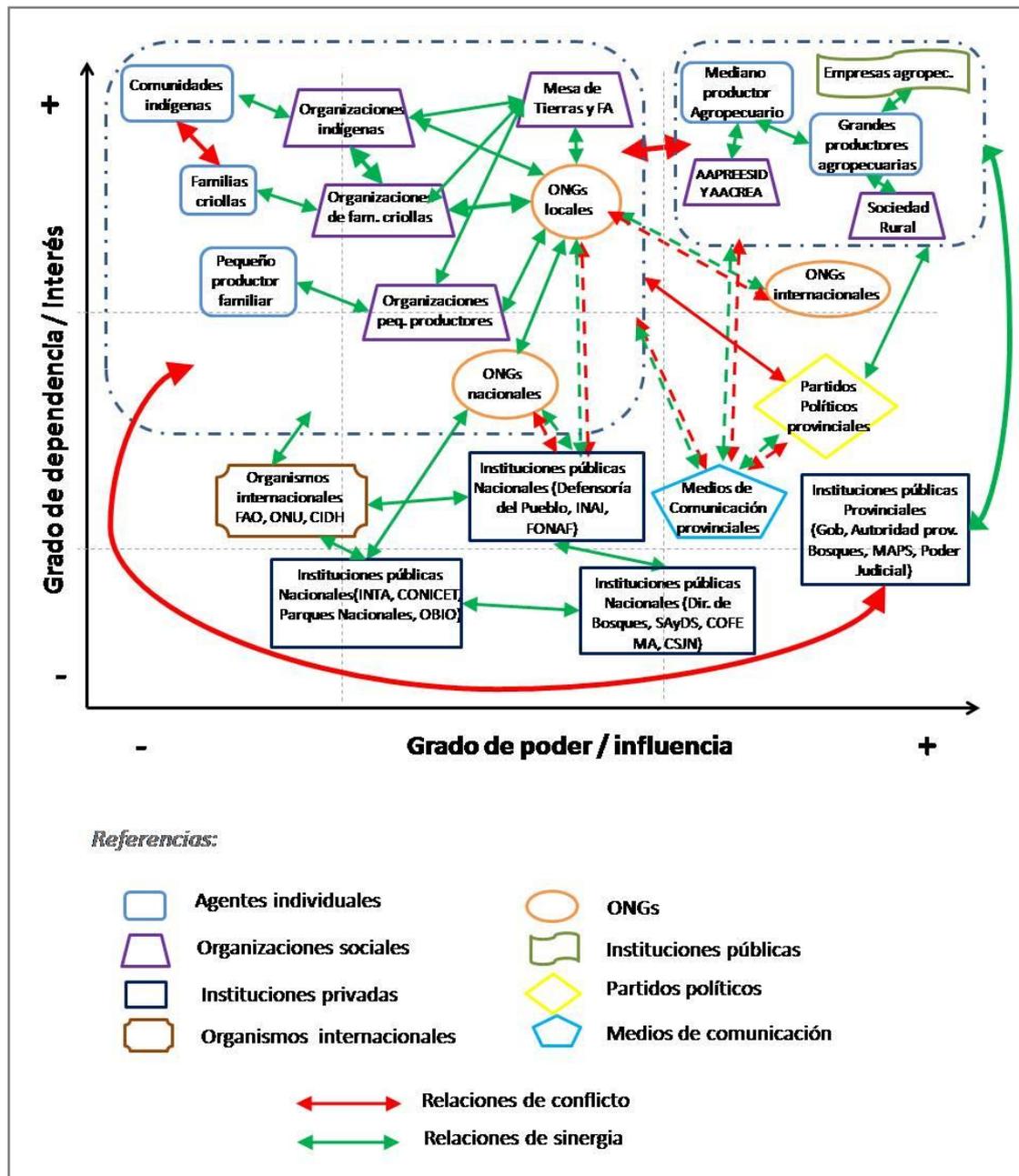


Figura 4.5. Mapa de actores de la zona de estudio. Se incluyen los actores relevantes para la problemática principal de la zona (las transformaciones en el uso del suelo). Los actores están dispuestos según su grado de poder y nivel de dependencia frente al uso y gestión de los servicios ecosistémicos. Las flechas rojas y verdes indican relaciones de conflicto y sinergia entre los actores.

4.4.2. Evolución del área de uso remanente para las comunidades

Se advierte que el área de uso efectiva total para las comunidades al año 2015 se encuentra reducida, en promedio para el conjunto de las comunidades, un 21% en relación al área de uso potencial de bosque. Al año 2001, el área buffer de 08 km —captura de recursos de origen vegetal— es la que se ve más comprometida, con un 84% de área remanente de bosque (relativa al área de uso potencial de las comunidades), mientras que las áreas buffer de 14 y 18 km tienen, en promedio, un 87% de área remanente ese mismo año. Durante el período 2001-2015, el área de uso remanente disminuyó en las tres áreas buffer delimitadas: el porcentaje de cambio observado es, en promedio, del 5,4%, 6,7% y 7,2% para las áreas buffer de 8, 14 y 18 km, respectivamente (Figura 4.6).

Las caídas en el área de uso efectiva no se encuentran equitativamente distribuidas en el territorio. Las comunidades más afectadas por el avance agropecuario son las que se encuentran ubicadas en el departamento de Anta, en donde el área de uso remanente en el período de estudio cayó, en promedio, un 18% (del 58 al 39%) respecto al área de uso potencial en el período analizado, mientras que en el departamento de San Martín la caída fue de un 10% (del 77 al 67%). En Metán y Orán el área de uso remanente cayó un 4% (del 68% al 64%), y Rivadavia fue el departamento menos afectado con una caída promedio del 0,5% (del 99,8% al 99,3%) respecto al área de uso potencial.

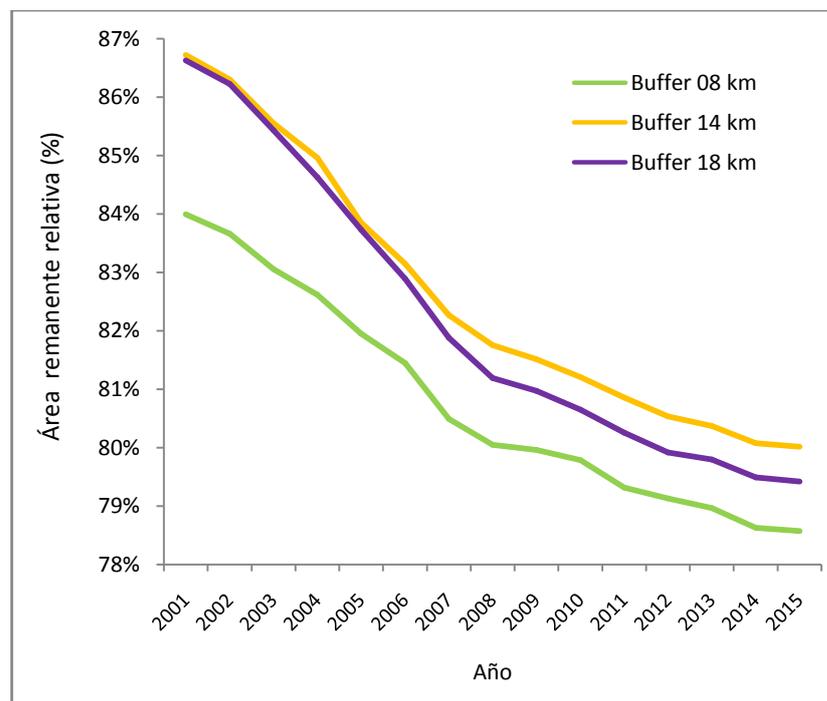


Figura 4.6. Evolución promedio del área de uso remanente para las 202 comunidades analizadas en el este de Salta. Las unidades están relativizadas a la superficie demandada (o área de uso potencial). Se muestran los valores para los tres buffers en el período 2001-2015.

4.4.3. Tendencias de productividad primaria en el área de uso remanente

Del análisis la serie temporal de EVI para el período 2001-2015, se deduce que para los tres buffers predominan tendencias negativas significativas en el área de influencia de las comunidades. La pendiente promedio de EVI (*Sen slope*) para el buffer de 8 km fue de -33,84 ($p=0,002$), para el buffer de 14 km fue de -40,89 ($p=0,0002$) y para el buffer de 18 km fue de -42,92 ($p=0.0001$). Es decir, que a medida que la distancia de captura de recursos es mayor, más negativa y más significativa es la pendiente de EVI. En el área remanente correspondiente a los buffers de 8, 14 y 18 km, un 43 %, 55% y 58% de las comunidades mostraron pendientes negativas significativas, respectivamente. Al observar las tendencias de EVI para la suma de las tres áreas, se observaron tendencias negativas significativas en el 64% de las comunidades estudiadas. En ninguno de los buffers se detectaron tendencias positivas significativas.

Los departamentos en estudio no tuvieron caídas en la misma magnitud. Las mayores caídas en el valor de EVI se observan en Anta (con un promedio de 80% de comunidades afectadas) y San Martín (con un promedio de 60% de comunidades afectadas). En Metán y Orán también se observan tendencias negativas significativas en el área de influencia de las comunidades presentes (solo hay 3 comunidades y todas manifestaron tendencias negativas significativas). En el departamento de Rivadavia, ubicado al este de la región de estudio, se observan caídas de menor magnitud, y con un menor número de comunidades afectadas (38% de comunidades afectadas (Figura 4.7).

Al analizar los patrones intra-anales de la serie temporal (Figura 4.8), se observa que el valor de EVI medio tiene una productividad mayor en verano, mientras que cae en invierno, con un mínimo de EVI en agosto. La tendencia media de EVI mensual a lo largo del período de análisis (2001-2015) en los tres buffers es mayoritariamente negativa, y se acentúa en especial en la estación productiva. Por otra parte, la tendencia es más pronunciada a medida que la distancia a la comunidad es mayor. Si bien no se detectaron tendencias negativas en la estación seca (invierno), se observaron tendencias negativas pronunciadas y significativas, tanto en el inicio del período de crecimiento, como al final del mismo. Esto significa que el período de crecimiento se está acortando. La proporción de comunidades con tendencias negativas varía en función de la distancia de colección, y sigue el mismo patrón que la tendencia media, aunque en los meses de octubre, noviembre y diciembre el porcentaje de comunidades con tendencia negativa es relativamente mayor. Esto quiere decir que hay más comunidades con tendencia significativa, pero la tendencia es menor, en relación al resto del año. El porcentaje de comunidades con tendencia positiva significativa de EVI fue muy bajo.

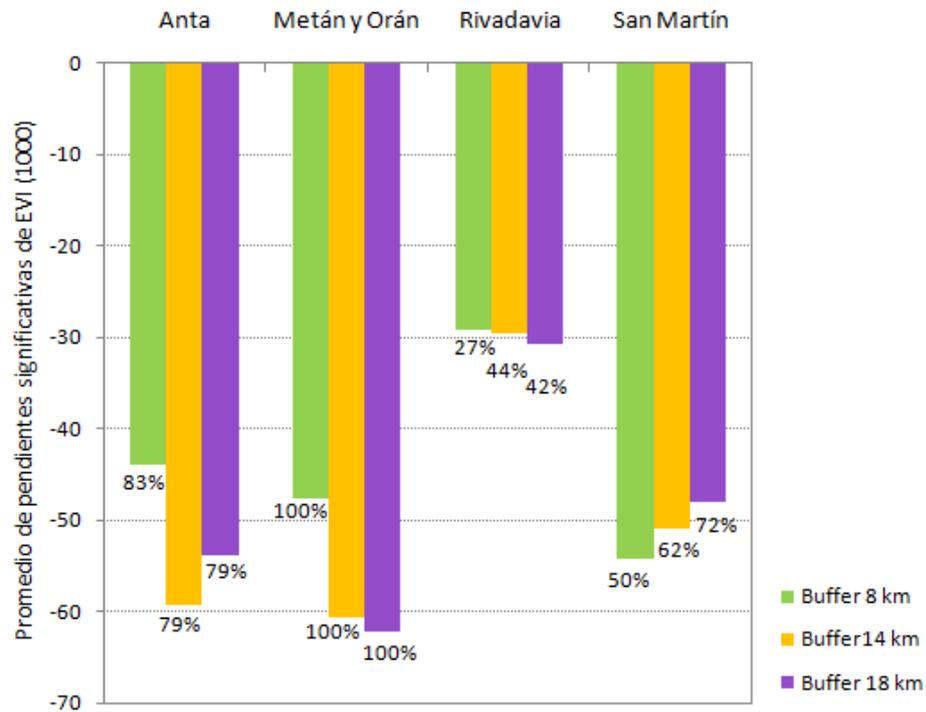


Figura 4.7. Promedio de pendientes significativas de EVI por departamento para las tres áreas buffer. Se usaron series temporales del producto EVI (MOD13Q1) y se calcularon las pendientes utilizando la prueba Mann Kendall para evaluar significancia. Para la medición de EVI año a año en el período 2001-2015 se consideró el área de uso efectiva anual, es decir descontando los píxeles coincidentes con áreas desmontadas en cada año. Para esto se utilizó la base de datos elaborada en el **Capítulo 2** (actualizada en <http://monitoreodesmonte.com.ar>). No se observaron tendencias positivas significativas. Los porcentajes que acompañan cada barra representan el porcentaje de comunidades con pendiente negativa significativa (valor relativo a las comunidades presentes en cada departamento).

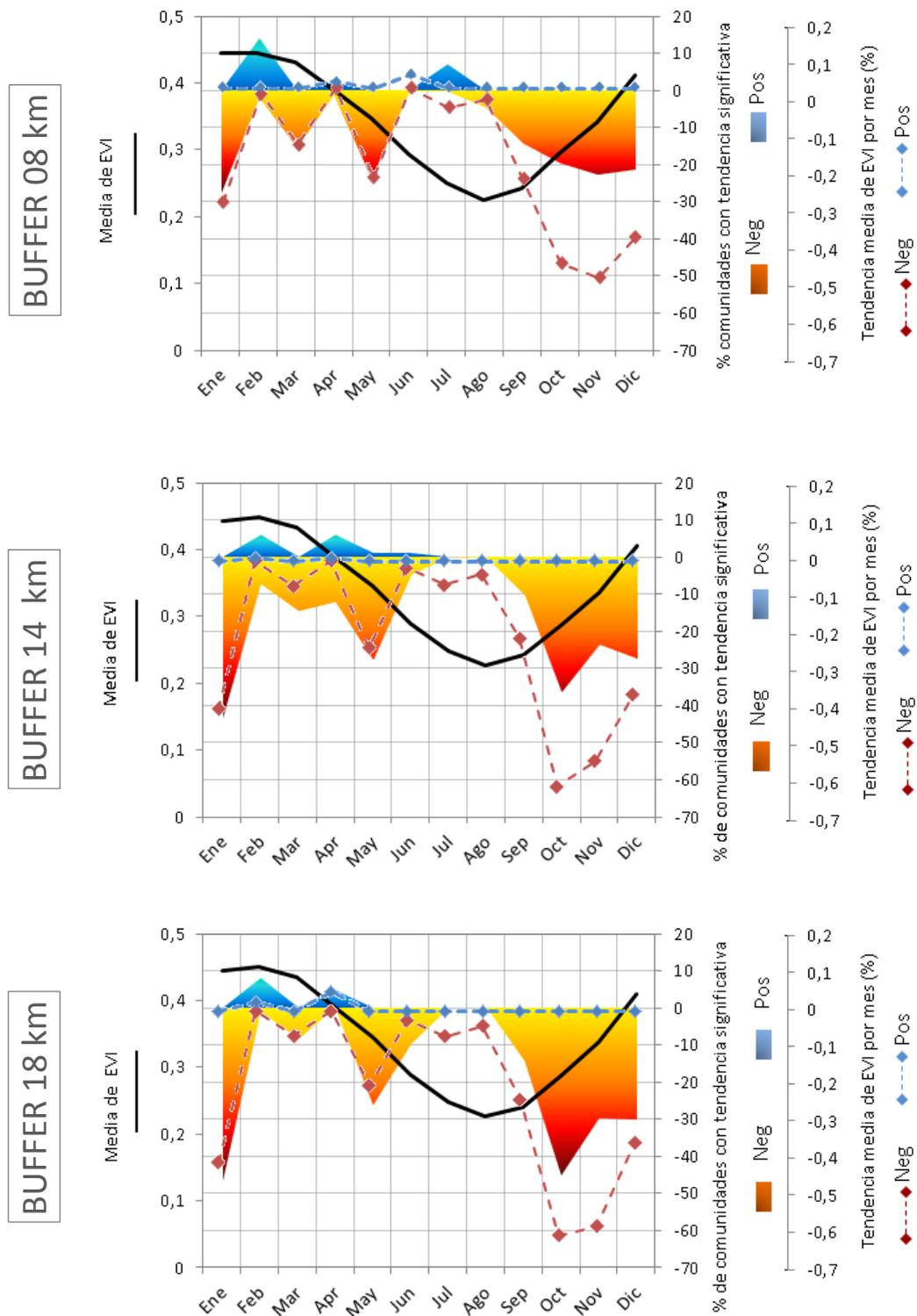


Figura 4.8. Dinámica estacional de la EVI (*Enhanced Vegetation Index*) para el área de uso efectiva de las tres áreas buffer (8, 14 y 18 km). En el eje de la izquierda se muestra la media anual de EVI. En el primer eje de la derecha se muestra el porcentaje de comunidades afectadas con tendencias mensuales significativas positivas (azul) y negativas (rojo) ($p < 0.05$) para el período 2001-2015. En el segundo eje de la izquierda se muestra la media de las tendencias mes a mes, positivas (línea punteada azul) y negativas (línea punteada roja). Se observa una caída abrupta en el mes de octubre y en el mes de enero, lo que significa que el período de crecimiento se está viendo reducido. Por otra parte, a mayores distancias (buffer 18 km) mayor es el porcentaje de comunidades afectadas.

4.5. Discusión

El avance de la actividad agropecuaria redujo el área de acceso a servicios ecosistémicos de provisión para las comunidades de pueblos originarios que habitan en el chaco salteño. En el año 2015, el área de uso efectiva para las comunidades había disminuido un 21% en promedio respecto al área de uso potencial de bosque. Las comunidades más afectadas por esta reducción se encuentran en el departamento de Anta, en donde el área remanente promedio disminuyó un 61% respecto al área de uso potencial, y las menos afectadas se encuentran en el departamento de Rivadavia, en donde se detectaron caídas promedio del 7% respecto al área de uso potencial. Además de la reducción en la superficie de uso para obtener recursos básicos de subsistencia, se detectaron caídas de productividad (medidos a partir de EVI, un índice espectral proveniente de sensores remotos) en el área de uso remanente durante el período 2001-2015. La magnitud de esta caída fue mayor en el departamento de Anta, en donde se observaron caídas significativas del EVI en el 80% de las comunidades, mientras que en Rivadavia se observaron caídas significativas del EVI en el 38% de las comunidades, y además la caída fue menos pronunciada (Figura 4.6Figura 4.7). Por último, los resultados de este capítulo evidencian una reducción en la duración de la estación de crecimiento en los bosques remanentes (Figura 4.8), lo que redundará en un acortamiento de la ventana temporal más productiva del año (la estación cálida), en donde la provisión de servicios ecosistémicos es mayor. Las reducciones de la estación de crecimiento fueron más pronunciadas en el departamento de Anta, seguido por San Martín y luego Rivadavia. En resumen, no solo se vio reducida el área de uso de las comunidades para obtener productos básicos de subsistencia (servicios *finales*), sino que en los últimos años la provisión de servicios ecosistémicos *intermedios* del área de bosque remanente ha disminuido, tanto en cantidad total, como en la distribución a lo largo del año.

El mapeo de actores es una herramienta que ha ganado popularidad tanto en investigaciones científicas como en proyectos de gestión. Tapella (2007) destaca que este tipo de esquemas no debe ser aplicado como única herramienta para el diagnóstico o comprensión de la realidad, ya que, entre otras cosas, confiere una visión estática y simplificada de la realidad, ocultando las heterogeneidades internas dentro de grupos. Pese a las limitaciones y subjetividades en su construcción, el mapeo de actores resulta útil para detectar a los actores que están en desventaja ante una determinada situación, pero además permite establecer posibles sinergias entre los actores para enfrentar un determinado problema (Sletto et al. 2013). Los grupos sociales que no tienen garantizada la tenencia de la tierra y el acceso a los servicios ecosistémicos fundamentales para su bienestar, son altamente vulnerables frente a los cambios socio-ecológicos producidos por la expansión agropecuaria, y por lo tanto corren riesgo de ser desplazados y perder sus modos de vida (Mastrangelo y Laterra 2015). El ordenamiento territorial debe considerar las posiciones de poder e interés de los actores y sus relaciones, para garantizar la igualdad de oportunidades en el uso de servicios ecosistémicos (Ministerio de Agricultura 2010, Paruelo et al. 2014).

La degradación de los ecosistemas se refiere a la reducción o pérdida de la productividad biológica y económica de tierras causadas por la actividad humana, en algunos casos agravada por fenómenos naturales (UNCCD 2015). Numerosos trabajos utilizaron tendencias en atributos derivados de índices espectrales provenientes de sensores remotos para medir la degradación de ambientes naturales (Eckert et al. 2015, Morales-Barquero et al. 2015, Pfeifer et al. 2016). Las tendencias predominantemente

negativas de EVI y la reducción en la estación de crecimiento observadas entre 2001 y 2015 evidencian un proceso de degradación en el área remanente de bosque de las comunidades estudiadas. La magnitud de la degradación y el número de comunidades afectadas fue mayor en los departamentos del oeste, en donde existe una mayor intensificación del uso del suelo (ver Figura 2.2, en Capítulo 2). Entre las principales causas de la degradación de los bosques chaqueños se destacan la intensificación ganadera y el aumento de la extracción selectiva de maderera para leña y carbón vegetal (Adámoli et al. 1990, Bucher y Huszar 1999, Bielello et al. 2010, Martin et al. 2015). Una explicación razonable al fenómeno de la degradación, es que al quedar menos territorio de bosque disponible, estos procesos se habrían intensificado en el área de bosque remanente, generando pérdidas importantes de biomasa, que redundan en una menor productividad. Otros factores que podrían estar operando son: la degradación química del suelo por agroquímicos, la pérdida de la capacidad de infiltración de la capa superficial del suelo, la reducción del almacenamiento de agua en el suelo, la pérdida de materia orgánica, fertilidad y estructura del suelo, la pérdida de regeneración natural, la disminución de la capa freática, el cambio climático, etc.. En última instancia la caída en la productividad y la reducción en el período de crecimiento afectan la provisión de servicios ecosistémicos a escala local (Daily 1997, FAO 2002, Kremen 2005).

La duración de la estación de crecimiento en las regiones áridas y semiáridas está determinada por la disponibilidad de agua (Jobbágy et al. 2008). En estos sistemas, el balance negativo entre la precipitación y la evapotranspiración da como resultado un período de crecimiento limitado, ya que la vegetación se queda sin agua para fijar carbono. La vegetación leñosa de los bosques chaqueños cumple un rol muy importante regulando los flujos de agua del ecosistema, en donde la mayor parte del agua disponible se evapotranspira (Nosetto et al. 2012, Magliano et al. 2014). La tendencia a la reducción del período de crecimiento del bosque detectada en este capítulo (más pronunciada al oeste), se corresponde con lo estudiado por Marchesini et al. (2015), quienes a otra escala detectaron que la eliminación de la vegetación leñosa en grandes áreas de bosques nativos generaba reducciones de hasta tres meses en el período de crecimiento. Por otra parte, Magliano et al. (2016) advierten que el establecimiento de pasturas en sitios originalmente cubiertos por bosques reduce la fracción de la precipitación potencialmente transpirable y aumenta el riesgo de erosión hídrica, cosa que a su vez podría estar agravando el proceso de degradación ya expuesto.

El modelo de Transición Forestal (Mather 1992, Mather y Needle 1998) es utilizado para describir la trayectoria de recuperación de los ambientes forestales luego de la conversión a tierras de cultivo. Este proceso se encuentra relacionado con dos controles socio-económicos de la economía moderna: la industrialización y la urbanización. Así, ocurre la intensificación y el desplazamiento de la agricultura en las zonas más productivas (Meyfroidt y Lambin 2011) y también la migración de la población rural hacia las zonas urbanas (Aide y Grau 2004). Este mecanismo, también denominado "*land sparing*", fue ampliamente difundido como una estrategia eficaz para equilibrar la producción de alimentos y la conservación de la naturaleza (Green et al. 2005, Grau et al. 2008). Otros estudios muestran que este proceso de segregación espacial de producción y conservación no ocurre en el Chaco (Volante y Paruelo 2014) ni tampoco se cumple a escala global ya que la globalización económica hace que la transición forestal que ocurre en un área del planeta es absorbida por otros países en donde aumenta la deforestación (Ewers 2006, Meyfroidt et al. 2010, Lambin y Meyfroidt 2011b). Las tendencias de EVI observadas para el área de demanda de las comunidades

originarias confirma la idea de que en la ecorregión chaqueña no está ocurriendo un proceso de transición forestal (Volante y Paruelo 2014), ya que no se observaron tendencias de productividad positivas significativas en el área de demanda de ninguna de las comunidades estudiadas, ni siquiera las ubicadas en el departamento de Rivadavia, en donde el avance agropecuario fue menor.

Pese al reconocimiento creciente por parte de los gestores, políticos y tomadores de decisiones de incorporar la medición de aspectos relacionados al funcionamiento ecosistémico y valorar así los cambios en la provisión de servicios ecosistémicos (Lattera et al. 2011), aún existe muy poca información acerca de cómo vincular explícitamente los servicios intermedios y finales (*funciones de producción*). Y menos aún, se conoce cómo esos servicios finales se traducen en beneficios para la sociedad. No cabe duda que la caída en la productividad primaria afecta negativamente el secuestro de carbono, genera cambios en la regulación hídrica, o afecta la biodiversidad (McNaughton et al. 1989), pero aún no se sabe la manera en que esto ocurre, ni cómo es la reversibilidad de estos procesos (Scheffer et al. 2000). Por eso, los resultados obtenidos en este capítulo, si bien son contundentes en la dimensión ecológica, no permiten realizar estimaciones numéricas acerca de cómo se ve afectada la disponibilidad de madera, frutos silvestres, miel o animales de caza en el área de demanda, por los cambios en el uso del suelo. Tampoco permiten conocer cómo esos servicios finales se transforman en beneficios directos para las comunidades. En este sentido, el surgimiento de barreras al acceso de recursos, tales como tranqueras, amenazas, alambrados, o la contaminación de fuentes de agua con agrotóxicos, modifica la captura y por ende la percepción de los beneficios. Si bien es cierto que aún queda mucho trabajo cuali y cuantitativo que permita entender mejor el problema del acceso a los recursos, los resultados obtenidos en este trabajo resultan un avance importante para alertar la situación de disminución y degradación del área de demanda de las comunidades de pueblos originarios, y pone de relieve un problema nodal para el ordenamiento territorial de los bosques nativos que no es tenido suficientemente en cuenta.

Capítulo 5

Discusión general

Capítulo 5 . Discusión general

5.1. Contribuciones y resultados más importantes de la tesis

En este capítulo final se resumen y discuten los principales aportes de esta tesis. Si bien cada capítulo individualmente presentó conclusiones parciales, aquí se pretende mirar de manera conjunta todos los aspectos abordados, analizar y sintetizar conceptos que surgen de la lectura conjunta, plantear posibles aplicaciones y abrir nuevos interrogantes. En su conjunto, esta tesis avanza en explorar cómo los cambios en el uso del suelo influyen en la configuración socio-ecológica del territorio chaqueño y viceversa. Asimismo, los resultados de este trabajo tienen implicancias para la planificación territorial de la región del Gran Chaco y otras regiones sometidos a una rápida transformación de los hábitats naturales. Las contribuciones y resultados más importantes de la tesis se detallan a continuación:

1. Elaboración de una base de datos geo-espacial de lotes deforestados en el Gran Chaco Seco, y caracterización de su dinámica espacial y temporal (**Capítulo 2**). Los resultados más importantes de este análisis son:

- A finales de 2012, 15,8 millones de hectáreas de cobertura original habían sido transformadas a tierras de cultivo o pastizales en la ecorregión del Chaco Seco.
- Las mayores tasas anuales de transformación se observan en Paraguay, donde la deforestación aumentó dramáticamente en la última década (2000-2012), alcanzando valores superiores al 4,0% anual en 2010, el valor histórico más alto en toda la región.
- El tamaño de los lotes transformados aumentó significativamente durante el período de estudio, tanto en Argentina como en Paraguay, mientras que en Bolivia disminuyó.
- A nivel de paisaje, se observa un aumento de la discontinuidad y falta de conectividad de la vegetación original, considerando el período 1976-2012.

2. Presentación de un marco conceptual para la definición de *Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas* (TFSE), integrando procesos biofísicos y sociales en porciones definidas del territorio, y análisis de la configuración de los mismos para la región chaqueña (**Capítulo 3**). Los resultados más importantes de este análisis son:

- El agrupamiento de TFSE a nivel de radio censal en la región chaqueña está explicado por una combinación de gradientes ecológicos y sociales, siendo el grado de antropización y la productividad media anual variables importantes en el ordenamiento.
- No fue posible realizar una reducción significativa en la dimensionalidad de los datos ya que las 17 variables incluidas en el análisis fueron poco redundantes.
- Existe una polarización de la intensificación de las zonas más favorables, mientras que las zonas marginales aún no han sido transformadas o tienen escaso nivel de intervención.
- La pobreza estructural (necesidades básicas insatisfechas) aumenta en los ambientes desfavorecidos, en donde la productividad media anual es menor y la proporción de bosques nativos es mayor.

3. Identificación del actor social más vulnerable frente a los cambios en el uso del suelo en el chaco salteño, descripción de la pérdida de área de uso efectiva para la obtención de productos básicos de subsistencia (servicios *finales*) y análisis del deterioro en la provisión de servicios ecosistémicos *intermedios* (**Capítulo 4**). Los resultados más importantes de este análisis son:

- Se identificó a las comunidades de pueblos originarios como actores más vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo.
- El área de uso efectiva de las comunidades para obtener productos básicos de subsistencia (servicios *finales*) se vio reducida un 21% en promedio en relación con el área de la demanda de bosque.
- Se detectaron tendencias negativas significativas en la provisión de servicios ecosistémicos *intermedios* (variables relacionadas con la productividad primaria) para el área total de bosque remanente en el 64% de las comunidades.
- Se evidencia una reducción en la estación de crecimiento en el área de uso de las comunidades, lo que redundará en una menor provisión de SE *intermedios*.
- Las comunidades más afectadas son las que se encuentran ubicadas en los departamentos al Oeste del área de estudio, en donde la expansión agropecuaria fue mayor.

En las siguientes secciones discutiré brevemente cada una de estas contribuciones, sus usos y aplicaciones en políticas de ordenamiento territorial, así como algunas ideas y reflexiones transversales, y futuros lineamientos.

5.2. El monitoreo de los cambios en el uso del suelo

La base de datos geo-espacial de las transformaciones de la cobertura natural a nivel de lote presentada en esta tesis (**Capítulo 2**) fue usada para caracterizar la dinámica de cambios en el uso del suelo a lo largo de más de treinta años en el Chaco Seco, y además sirvió como la base sobre la cual se desarrollaron los dos capítulos subsiguientes. En el **Capítulo 3**, se utilizó para caracterizar la presión sobre el ambiente a nivel de radio censal. En el **Capítulo 4**, se utilizó -con su actualización a 2015- para determinar la superficie deforestada en el área de demanda de las comunidades de pueblos originarios del Chaco Salteño en el período 2001-2015.

Al momento de escribir la tesis, esta base de datos además de haber sido puesta a disposición al público en general para su descarga y uso (www.monitoreodesmonte.com.ar/descargas) continúa en permanente estado de actualización anual -únicamente la porción argentina- gracias al esfuerzo conjunto del Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires), el Laboratorio de Teledetección y SIG (EEA INTA Salta) y la Red Agroforestal Chaco Argentina (PROYECTO NATIVO).

Hansen et al. (2013) cartografiaron a nivel global las pérdidas y ganancias en la cobertura de bosques utilizando imágenes *Landsat*. Este trabajo tuvo una enorme repercusión, fue ampliamente citado, y permitió poner de relieve las zonas del planeta en donde las tasas de cambio son alarmantes (entre ellas el Gran Chaco). Al comparar la información de Hansen et al. (2013) con la base de datos elaborada en el **Capítulo 2** se destacan algunas diferencias entre ambas clasificaciones que merece la pena analizar

(Tabla 5.1, Figura 5.1). La base de datos presentada identifica 4 mil km² de desmontes adicionales en toda la región del Chaco Seco (un 6% más que el valor encontrado por Hansen et al. (2013)). Esta diferencia puede ser debida a las diferencias en el *nivel de detalle* de ambas bases: mientras que la base del **Capítulo 2** analiza la deforestación a nivel de lote, la de Hansen et al. (2013) lo hace a nivel de pixel. Por otra parte, la metodología utilizada por Hansen et al. (2013) es menos sensible a los cambios, generando un efecto de "sal-pimienta" en las clasificaciones, mientras que la base del **Capítulo 2** considera áreas transformadas con fuertes evidencias de acción antrópica⁷, por lo que resulta más adecuada para individualizar unidades productivas, contabilizar el área transformada, o estudiar cuestiones referentes al tamaño de lote. Otra diferencia importante es que la base de Hansen et al. (2013) comienza en el año 2001, con lo que no es posible estimar la deforestación total producida por el ser humano (observar los lotes grises en la Figura 5.1 de la *Izquierda* que no aparecen a la *Derecha*), ni estudiar la evolución histórica en las tasas de deforestación. Una última diferencia tiene que ver con el formato en el cual está disponible la información: mientras que la base del **Capítulo 2** está disponible en formato *vectorial*, la de Hansen et al. (2013) está disponible en formato *raster*.

Tabla 5.1. Tabla comparativa de la base de datos geo-espacial elaborada en el **Capítulo 2** y la elaborada por Hansen et al. (2013)

	Capítulo 2	Hansen et al. 2013
Extensión	Ecorregión Chaco Seco	Global
Detalle	Lote	Pixel (30x30 m)
Información satelital utilizada	Landsat 1-3 (MSS), 4-5 (TM) y 7(ETM +)	Landsat 4-5 (TM) y 7 (ETM +)
Período de análisis	1976-2012	2000-2012
Formato disponible	Vectorial (<i>shape</i>)	Raster

⁷ El rolado es una herramienta de control mecánico de la vegetación muy difundida, usada para habilitar sistemas silvopastoriles. La labor consiste en el paso de un tractor que arrastra un "rolo" por encima de la masa arbustiva, generando el abatimiento de la vegetación y su posterior trozado. Los árboles de mayor porte quedan en pie y se utilizan para dar sombra al ganado. En la base de datos del **Capítulo 2**, las áreas roladas se consideran transformadas.

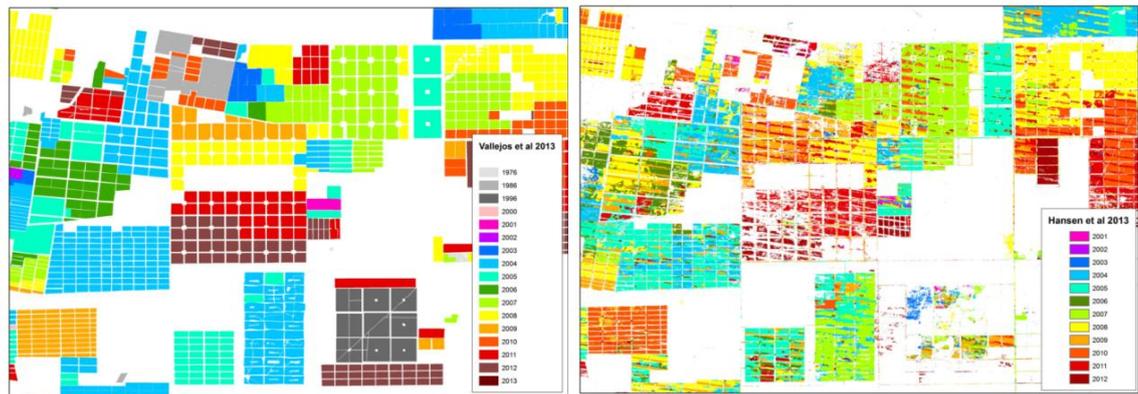


Figura 5.1. Comparación de la base de datos geo-espacial elaborada en el **Capítulo 2** a escala de lote (*izquierda*) y la elaborada por Hansen et al. (2013) (*derecha*) a escala de pixel. La base de datos propia se encuentra disponible en www.monitoreodesmonte.com.ar/descargas para su descarga en formato *vectorial*, mientras que la de Hansen et al. (2013) se encuentra disponible para su descarga en formato *raster* en <http://earthenginepatners.appspot.com/science-2013-global-forest>. Se observan algunas diferencias en la clasificación de los años, y el efecto del "bandeado" proveniente de las imágenes *Landsat 7* (que posee una falla técnica en el sensor).

Al momento de presentar la tesis, el monitoreo de la deforestación (**Capítulo 2**) ha sido utilizada, entre otras cosas, para:

- Identificar y cuantificar lotes deforestados en zonas de alto y mediano nivel de conservación según la zonificación de la "Ley de Bosques" en la provincia de Salta (Ley provincial N° 7.543) y Santiago del Estero (Ley provincial N° 6.942)⁸
- Asistir a la resolución de conflictos judiciales relacionados con el avance de la frontera agropecuaria en territorios habitados por comunidades de pueblos originarios y comunidades criollas:
 - Ref: Expte. N° 1.144/2008-Tomo 44. Letra S. C.S.J.N. "Salas, Dino y otros c/Salta, Provincia de y Estado Nacional s/ amparo". Presentación de informe a la Corte Suprema de Justicia de la Nación "*Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en los bosques subtropicales. El caso del Este de Salta*". Septiembre 2009.
 - Ref: Expte. C.S.J.N. Letra "C", N° 1133, Legajo XLV, Año 2009, caratulado: "JUICIOS ORIGINARIOS Comunidad de San José-Chustaj Lhokwe y Comunidad de Cuchuy contra Salta, Provincia de y otro (Estado Nacional)". Diciembre 2012.
 - Ref: Exptes. N° 0090227-160393/2012 y 0050119-15742/2007 Finca "Cuchuy" Departamento San Martín, *Ministerio de Ambiente y Producción Sustentable de*

⁸ En la provincia de Salta, entre 2008 y 2012 detectaron 98.894 ha deforestadas en zonas correspondientes a las categorías I-Rojo (alto valor de conservación) y II -Amarillo (mediano valor de conservación) (Redaf 2012). En la provincia de Santiago del Estero, entre 2008 y 2012 se detectaron 240.874 ha deforestadas en las categorías I-Rojo (alto valor de conservación), II-Amarillo (mediano valor de conservación) y IV-Amarillo con puntos verde (superficies de mediano valor de conservación (Categoría II) en términos de la Ley Nacional N° 26.331, que pueden ser parcialmente transformadas según las restricciones enunciadas en el Anexo II de la Ley Provincial N° 6.841) (Camba Sans 2015).

la Provincia de Salta Secretaría de Ambiente. Prosecretario Letrado de la Defensoría General de La Nación, Sr. Sebastián Luciano Velo. Diciembre 2013.

- Ref: Causa COR – N° 18423/13 “Karlen, Juan José – Karlen, Daniel Darío – Gonzalez, Miguel Ángel – Desobediencia a la Autoridad – Medio Ambiente”, *Ministerio Público de la Defensa Distrito Norte - Circunscripción Tartagal. Dra. Asusena Margarita Vásquez. Marzo 2014.*⁹

- Estudiar cómo cambia la provisión de servicios ecosistémicos intermedios a nivel de paisaje y trazar funciones de afectación (Volante et al. 2012).
- Diseñar experimentos mensurativos para la toma de muestras a campo en las provincias de Salta (Amdan et al. 2013, Ciuffoli 2013) y Santiago del Estero (Basualdo 2011).
- Elaboración de mapas de deforestación del este salteño, en conjunto con las comunidades afectadas, y articulación con organizaciones territoriales, como medio para fortalecer los reclamos de las comunidades Wichí.¹⁰
- Discriminar la ocurrencia de fuegos naturales y los vinculados al desmonte agrícola en la región chaqueña y cuantificar la energía radiativa emitida por fuegos (Villaruel Torrez 2015).
- Realizar clasificaciones para mapear la composición por tipo de cultivo a nivel de lote en la provincia de Salta, mediante clasificaciones supervisadas en base a firmas espectrales fenológicas ("*fenoteca espectral*") (Bagnato et al. 2012).

5.3. El valor de la perspectiva socio-ecológica para ordenar el territorio

La adopción del marco de los sistemas socio-ecológicos (SSE) como enfoque conceptual en los proyectos de investigación y en la gestión de los recursos naturales es relativamente reciente. Experiencias previas que abordaron la representación geográfica de sistemas socio-ecológicos usaron separadamente la combinación de datos ecológicos y sociales, tanto a nivel global (Ellis y Ramankutty 2008) como local (Alessa et al. 2008, Letourneau et al. 2012, Su et al. 2012), o únicamente consideraron los atributos de interacción entre ambos componentes (la demanda local de SE) (Hamann et al. 2015). La perspectiva para el mapeo de *Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas* (TFSE) planteada en el **Capítulo 3** representa una novedad tanto conceptual como metodológica, ya que integra en una misma categorización las múltiples dimensiones de los SSE. La representación espacial de TFSE en la región chaqueña argentina permite entender la complejidad socio-ecológica del territorio, y es plausible de ser aplicada utilizando otras escalas de análisis y también en otras regiones del mundo. De hecho, el mapeo de *Tipos Funcionales de Socio-Ecosistemas* planteado en esta tesis fue la base

⁹ En la demanda, que lleva las firmas del Procurador General de la Provincia, Pablo López Viñals, y de la fiscal civil de Tartagal, Griselda Beatriz Nieto, se solicitó a la jueza civil de Tartagal, Claudia Viviana Yance, que condene a Karlen y a su hijo, Daniel Darío, a depositar la suma inicial básica de \$ 171.413.473. El monto demandado será utilizado para efectivizar un “Plan de Manejo” mediante el cual se buscará la “restauración” del bosque de 11.875 hectáreas desmontadas ilegalmente (extensión que equivale a la mitad de la superficie de Capital Federal).

<http://www.fiscalespenalesalta.gob.ar/para-recomponer-11-mil-hectareas-desmontadas-demandan-a-un-finquero-por-171-millones-de-pesos/>

¹⁰ Proyecto de Extensión Universitaria – UBANEX. Convocatoria Bicentenario 2011-2012: “*Detección, seguimiento y evaluación de impactos de desmontes e incendios en comunidades de pueblos originarios y criollos en la provincia de Salta*”. Director y codirectora: José Paruelo y Marcela Román.

para la redacción de un proyecto concedido por el Gobierno de España a la Universidad de Granada para profundizar y aplicar la metodología en el Sur de España y Norte de Marruecos, dos regiones muy similares en la dimensión ambiental, pero contrastantes en la dimensión social.

La zonificación para el ordenamiento territorial debe tener en cuenta tanto las *aptitudes* de un territorio, como los *impactos* de los cambios en el uso del suelo (Menvielle et al. 2015). Las *aptitudes* tienen que ser analizadas en términos biofísicos (clima, suelos, topografía, etc.) pero también en términos humanos (nivel de capacitación, costumbres y tradiciones, infraestructura disponible, etc.). Por su parte, los *impactos* deben ser analizados no solamente en sus aspectos sociales y naturales (es decir, cómo cambian las condiciones de empleo, o cómo se degrada el capital natural), sino también en términos de vulnerabilidad, capacidad de adaptación y resiliencia. La vulnerabilidad es la capacidad de las personas para resistir, hacer frente y recuperarse de los efectos de un peligro natural o causado por la actividad humana. La vulnerabilidad se asocia con la pobreza, pero también influye el entorno natural en el que viven las personas. La resiliencia hace referencia a la capacidad de los sistemas socio-ecológicos de mantener las características estructurales y funcionales frente a perturbaciones externas o conflictos endógenos.

La caracterización de los sistemas socio-ecológicos que se describe en el **Capítulo 3** es útil para entender y analizar mejor *aptitudes* del territorio (tanto humanas como naturales) a escala de radio censal. La distribución espacial de TFSE permite caracterizar la heterogeneidad socio-ecológica del territorio y vincularla con la dinámica de los cambios en el uso del suelo. El mismo gradiente de aridez hacia el centro de la ecorregión chaqueña que determina un patrón de expansión agropecuaria hacia el oeste, en donde la productividad para la agricultura aún es dudosa (Volante 2014) define la configuración socio-ecológica del territorio, en la cual los productores descapitalizados se ubican en los suelos más áridos y frágiles.

Para analizar los *impactos* de los cambios en el uso del suelo en el sistema socio-ecológico algunos autores proponen estudiar los cambios ocurridos en los distintos tipos de capital: natural, social, humano, cultural, financiero, de infraestructura, etc. (Arrow et al. 2004). La sostenibilidad de un territorio requiere que la base necesaria para generar bienestar sea mantenida o incrementada en el tiempo, o en otras palabras, que el capital total de dicho territorio aumente o permanezca constante. Una metodología simple y válida para medir el *impacto* de los cambios en el uso del suelo en el capital natural se describe en el **Capítulo 4**, en donde se observan las tendencias en el tiempo de aspectos relacionados al funcionamiento de los ecosistemas. El funcionamiento ecosistémico (particularmente aquellos SE vinculados a las ganancias de C) permite cuantificar SE *intermedios* -sensu Fisher et al. (2009). En tal sentido esta descripción de los sistemas socio-ecológicos proveería un indicador del capital natural a partir de su capacidad de proveer SE.

El estudio de la evolución y comparación de TFSE en el tiempo podría ser una metodología útil para medir los *impactos* de los cambios en el uso del suelo a escala de radio censal en otros tipos de capital, tales como el humano, el financiero o de infraestructura, ya que hay variables censales que permiten su cuantificación o estimación (por ejemplo, el nivel de educación, cantidad de maquinaria, superficie sembrada). En esta tesis, no obstante, no se resolvió cómo incorporar otros aspectos

críticos para entender la dinámica de los cambios en el capital social¹¹ y cultural¹², cuya complejidad no es captada por los datos censales, y su medición resulta más compleja. En estos casos seguramente es necesario avanzar en protocolos que permitan escalar a nivel de radio censal descripciones de, por ejemplo, el capital social de uno o más actores derivados de datos primarios (encuestas o entrevistas).

Distintos estudios han demostrado que la pobreza es a la vez causa y consecuencia de la degradación de los recursos naturales y el medio ambiente (Duraiappah 1996, Biaggi 1998, Larrea et al. 1998). La zonificación de TFSE a nivel de radio del **Capítulo 3** reafirma este patrón, ya que la pobreza estructural (Necesidades Básicas Insatisfechas) aumenta a medida que la proporción de bosques nativos es mayor, y la productividad media anual es menor (ambientes más desfavorecidos). Esto genera que los productores y comunidades marginados se vean inmersos en una "trampa de pobreza" (Aghion y Durlauf 2005), de la cual es difícil salir si no se toman las medidas adecuadas de redistribución. El papel que tienen los bosques en la mitigación de la pobreza fue cuantificado por (Fisher 2004) en las zonas rurales de Malawi, quien concluyó que el acceso a los bosques reduce la desigualdad de ingresos entre los hogares, y reduce la pobreza de los usuarios cuyas actividades tienen bajo o nulo retorno económico.

5.4. Impacto de los cambios en el uso del suelo sobre la provisión de servicios ecosistémicos para la toma de decisiones

Cada vez más se considera necesario vincular a los actores sociales para impulsar una ciencia de los servicios ecosistémicos hacia una investigación aplicada a la toma de decisiones (Hein et al. 2016), para lo cual el mapeo de actores resulta de gran utilidad (**Capítulo 4**). Si bien este tipo de representaciones es válido para identificar actores vulnerables frente a los cambios en el uso del suelo, tiene limitaciones para entender la complejidad de las relaciones, y debe ser complementado con otros enfoques (Tapella 2007).

En el **Capítulo 4** se estimó la disminución del área de demanda de las comunidades de pueblos originarios, la cual está estrechamente relacionada a la obtención de *beneficios* provenientes del bosque. Paruelo et al. (2016) avanzaron en el estudio de las *funciones de producción* mostrando que el funcionamiento ecosistémico -medido con un índice que integra la productividad anual y su estacionalidad- tiene una elevada correlación con algunos servicios ecosistémicos *finales* (tales como la diversidad de aves, el carbono orgánico del suelo, la evapotranspiración o el secuestro de carbono). No obstante, las metodologías para entender cómo se vinculan la provisión de servicios *finales* con el *bienestar* humano han sido muy poco desarrolladas y exploradas (Daw et al. 2011, Barnaud y Antona 2014). Bennett et al. (2015) argumentan que esta brecha se debe, por un lado al alto contenido disciplinar de los estudios (en su mayoría centralizados por las ciencias naturales o económicas), y por otro, a su elevado contenido conceptual (son pocos los estudios que realizan mediciones empíricas). Fisher

¹¹ El capital social es el conjunto de conocimientos, normas, reglas y expectativas compartidas para resolver problemas colectivamente (Lin 2001).

¹² El capital cultural es el potencial que se adquirió de la cultura intelectual y del medio familiar (Bourdieu 1987).

and Turner (2008) proponen separar la *provisión* de servicios ecosistémicos del concepto de los *beneficios*, ya que facilita la integración de las dimensiones biofísicas y socio-culturales. Los *beneficios* se asocian a los intereses, marcos ideológicos, las creencias, las necesidades sociales, y se vinculan a la *demanda* real de servicios ecosistémicos (Díaz et al. 2015, Yahdjian et al. 2015).

En respuesta a la pérdida de biodiversidad y degradación de los ecosistemas, en los últimos años ha habido un incremento de la investigación centrada en los servicios ecosistémicos con el objetivo de informar a los tomadores de decisiones (Daily y Matson 2008, Hogan et al. 2011, Ruckelshaus et al. 2015). Uno de los mayores retos a los que se enfrenta esta aproximación es la falta de aplicación y transmisión del conocimiento desde el ámbito científico hacia el de la gestión. A nivel mundial, el marco de los servicios ecosistémicos ha tenido una amplia aceptación por una gran variedad de gobiernos, agencias de desarrollo y organizaciones no gubernamentales, que están realizando esfuerzos para incorporar los servicios de los ecosistemas entre sus objetivos y prioridades (Quétier et al. 2007, Díaz et al. 2011, Wong et al. 2015). La aplicación del concepto de servicios en algunos países de Latinoamérica pareciera estar orientado al pago por servicios ambientales (Balvanera et al. 2012). En Argentina, la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (Ley N° 26.331) incorpora la idea de las compensaciones a la conservación del bosque en forma de subsidios.

Existen varios argumentos en contra de la "mercantilización de la naturaleza" mediante la asignación de pago por servicios ambientales. Entre otras razones, Paruelo (2011) expone que la valoración económica de los SE y la toma de decisiones asociadas a una lógica de costo-beneficio asume que los "afectadores" y "beneficiarios" contribuyen de manera equivalente a la búsqueda de un óptimo de bienestar social, cosa que rara vez ocurre, ya que en general los afectados tienen un peso económico y político mucho mayor que el de los beneficiarios locales. Además, el precio relativo de los bienes o servicios es especialmente sensible a las perspectivas culturales de los distintos actores, con lo cual resulta difícil asignar un precio. A cambio, este autor propone un sistema de apoyo a la toma de decisiones basado en la cuantificación de las consecuencias de los cambios en el uso del suelo y el estudio de los beneficios y perjuicios para cada tipo de actor social. En el **Capítulo 4** se cuantifica la pérdida de servicios ecosistémicos *intermedios* desde la perspectiva de demanda de las propias comunidades de pueblos originarios, lo que permite evitar alternativas de cuantificación que expresen la pérdida con una lógica económica. La ausencia de mercados para muchos de los bienes y servicios demandados por las comunidades Wichí otorga una mayor importancia a la valoración que las propias comunidades hacen de los recursos, lo que posibilita balancear las relaciones de poder entre actores sin necesidad de traducir los *beneficios* que los usuarios obtienen de la naturaleza a unidades monetarias.

5.5. Consideraciones finales

La deforestación en los bosques secos del Gran Chaco, a través de la eliminación sistemática y a gran escala de vegetación leñosa, es un ejemplo representativo de la intensificación de los cambios en el uso del suelo que está ocurriendo a escala global. El uso del territorio en esta ecorregión estuvo históricamente asociado a la utilización para ganadería extensiva y explotación forestal. Sin embargo, la transformación del territorio ocurrido en los últimos 15 años ha cambiado el paisaje de manera drástica través de la

conversión de enormes extensiones de bosques a áreas de cultivos o pasturas megatérmicas (**Capítulo 2**).

Los cambios en el uso del suelo en los últimos años han sido impulsados por actores extra-regionales con escaso arraigo territorial. La demanda internacional de granos, los cambios tecnológicos y climáticos, y la existencia de condiciones económicas favorables para la exportación de productos agropecuarios han permitido expandir la superficie de tierras aptas para la agricultura extensiva de secano (Grau et al. 2005), todo esto en un contexto caracterizado por la ausencia de políticas efectivas para la protección y conservación del ambiente y el ordenamiento territorial (García Collazo y Paruelo. 2014). Pese a la legislación vigente, el ordenamiento territorial *de hecho* responde hoy más a una racionalidad económica y de aptitud ambiental, que social y cultural. Los resultados de este trabajo indican que estos rápidos cambios están afectando la configuración socio-ecológica del territorio (**Capítulo 3**) y la apropiación diferencial de servicios ecosistémicos por parte de los actores sociales (**Capítulo 4**).

La ecorregión del Gran Chaco aún tiene extensas áreas de bosque sin transformar, que representan, por un lado, un enorme capital natural y cultural a escala global, y por otro, un área de gran aptitud agropecuaria potencialmente transformable para abastecer a la demanda mundial de alimentos. Según Paruelo et al. (2011), para generar una alternativa operativa a la toma de decisiones en relación al ordenamiento de los bosques nativos, se debe cumplir por lo menos los siguientes cuatro aspectos 1) identificar qué servicios ecosistémicos (*intermedios y finales*) se verían afectados cuando se producen los posibles distintos tipos de intervenciones, 2) determinar la magnitud y sentido del cambio en el nivel de provisión de un servicio inducido por cada tipo de intervención, 3) identificar los actores e involucrados sociales, económicos y políticos relevantes, y 4) cuantificar el nivel de apropiación de beneficios y perjuicios por parte de los distintos actores socioeconómicos. La consideración de estos aspectos no resuelve el problema de la toma de decisiones pero provee a quienes deben tomarlas elementos para evaluar las posibles alternativas e impactos de las transformaciones. En última instancia, las decisiones dependerán de cuestiones políticas, de la capacidad de cada uno de los actores de hacer valer sus intereses, visiones e ideologías, y del grado de acceso y control que tengan las instituciones del Estado. Una planificación del uso del territorio que maximice el beneficio para la sociedad debe partir de la evaluación de los impactos, vulnerabilidad, adaptabilidad, resiliencia y transformabilidad de los sistemas socio-ecológicos, y no debe quedar atada de manera unívoca a las opciones de uso actuales o a la lógica de los agronegocios. Así, la gestión del territorio debería contemplar el diseño de paisajes que garanticen el suministro equilibrado de servicios ecosistémicos de provisión, regulación, culturales y de soporte de manera equilibrada en el tiempo (Rodríguez et al. 2006), y una distribución equitativa de los beneficios y perjuicios que se generan en torno al uso del suelo. En cualquier caso, el proceso de ordenamiento territorial debería apoyarse en la participación de los actores e involucrados para la definición de objetivos, el seguimiento y la readecuación de los planes.

Referencias

- Achard, F., H. D. Eva, H.-J. Stibig, P. Mayaux, J. Gallego, T. Richards, y J.P. Malingreau. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science (New York, N.Y.)* 297(5583):999–1002.
- Ackermann, F., y C. Eden. 2011. Strategic Management of Stakeholders: Theory and Practice. *Long Range Planning* 44:179–196.
- Adámoli, J., E. Sennhauser, J. M. Acero, y A. Rescia. 1990. Stress and disturbance: vegetation dynamics in the dry Chaco region of Argentina. *Journal of Biogeography* 17(4):491–500.
- Aghion, P., y S. N. Durlauf. 2005. *Handbook of Economic Growth*. North Holland.
- Agrawal, A., D. Nepstad, y A. Chhatre. 2011. Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation. *Annual Review of Environment and Resources* 36(1):373–396.
- Aide, T. M., y H. R. Grau. 2004. Globalization, Migration and Latin American Ecosystems. *Science* 305:1915–1916.
- Alcaraz-Segura, D., G. Baldi, P. Durante, y M. F. Garbulsky. 2009a. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas : tres casos de estudio a distintas escalas espaciales , temporales y de gestión . *Ecosistemas* 17(3):108–117.
- Alcaraz-Segura, D., C. M. Di Bella, y J. V. Straschnoy. 2013a. *Earth observation of ecosystem services*. CRC Press. Taylor & Francis Books.
- Alcaraz-Segura, D., J. Cabello, y J. Paruelo. 2009b. Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology* 202(1):13–29.
- Alcaraz-Segura, D., J. M. Paruelo, y J. Cabello. 2006. Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. *Global Ecology and Biogeography* 15(2):200–212.
- Alcaraz-Segura, D., J. M. Paruelo, H. E. Epstein, y J. Cabello. 2013b. Environmental and human controls of ecosystem functional diversity in temperate South America. *Remote Sensing* 5(1):127–154.
- Alessa, L., y F. S. Chapin. 2008. Anthropogenic biomes: a key contribution to earth-system science. *Trends in Ecology & Evolution* 23(10):529–531.
- Alessa, L., A. Kliskey, y G. Brown. 2008. Social–ecological hotspots mapping: A spatial approach for identifying coupled social–ecological space. *Landscape and Urban Planning* 85(1):27–39.
- Amdan, M. L., R. Aragón, E. G. Jobbágy, J. N. Volante, y J. M. Paruelo. 2013. Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research* 49(10):6601–6612.
- Andaluz, A. W., y R. T. Mancilla. 2006. *Análisis nacional preliminar sobre gobernabilidad y cumplimiento de la legislación en el sector forestal de Bolivia*. Washington, D.C. The World Bank.
- Anderies, J. M., M. A. Janssen, y E. Ostrom. 2004. A Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecology And Society* 9(1).

- Anton, C., J. Young, P. A. Harrison, M. Musche, B. Györgyi, C. K. Feld, R. Harrington, J. R. Haslett, P. György, M. D. A. Rounsevell, M. Skourtos, J. P. Sousa, M. T. Sykes, R. Tinch, M. Vandewalle, A. Watt, y J. Settele. 2010. Research needs for incorporating the ecosystem service approach into EU biodiversity conservation policy. *Biodivers Conserv* 19:2979–2994.
- Arenas, P. 2005. El escenario natural y los indígenas del Gran Chaco. *Naturaleza y Conservación* 16:26–29.
- Arneeth, A., C. Brown, y M. D. A. Rounsevell. 2014. Global models of human decision-making for land-based mitigation and adaptation assessment. *Nature Climate Change* 4(7):550–557.
- Arrow, K., L. Goulder, P. Dasgupta, G. Daily, P. Ehrlich, G. Heal, S. Levin, K. G. Mäler, S. Schneider, D. Starret, y B. Walker. 2004. Are we consuming too much? *Journal of Economic Perspectives* 18:147–172.
- Asociación, Tepeyac, y Fundapaz. 2008. Territorios Indígenas y Bosques Nativos en el Chaco Salteño. Delimitación de territorios indígenas a ser considerados en el proceso de Ordenamiento Territorial de la Provincia de Salta.
- Bagnato, C., C. Conde, Y. Noe, C. Caride, S. Baeza, H. Paoli, M. Vallejos, F. Gallego, L. Vale, M. L. Amdan, H. Elena, M. Texeira, M. J. Mosciaro, L. Ciuffol, C. Morales, J. M. Paruelo., P. Baldassini, S. Aguiar, M. D. Arocena, y J. N. Volante. 2012. Utilización de firmas espectrales de alta resolución temporal para la elaboración de Mapas de Uso Agrícola y Estimaciones de Superficie Cultivada a escala de lote en Argentina y Uruguay. Página *Congreso Argentino de Teledetección*. 18 al 21 sept. 2012. Alta Gracia, Córdoba, Argentina.
- Bagstad, K. J., F. Villa, G. W. Johnson, y B. Voigt. 2011. *ARIES - Artificial Intelligence for Ecosystem Services: A guide to models and data. version 1.0. ARIES report series n.1.*
- Baldassini, P., G. Piñeiro, y J. M. Paruelo. 2015. Cambios en el contenido de carbono orgánico del suelo como consecuencia de la agriculturización en el Chaco semiárido. Página *IV Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos (CISEN4)*. Mar del Plata, Argentina.
- Baldi, G., J. P. Guerschman, y J. M. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116(3–4):197–208.
- Baldi, G., J. Houspanossian, F. Murray, A. A. Rosales, C. V. Rueda, y E. G. Jobbágy. 2015. Cultivating the dry forests of South America: Diversity of land users and imprints on ecosystem functioning. *Journal of Arid Environments* 123:47–59.
- Baldi, G., y J. M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American Temperate grasslands. *Ecology and Society* 13(2).
- Balvanera, P., M. Uriarte, L. Almeida-Leñero, A. Altesor, F. DeClerck, T. Gardner, J. Hall, A. Lara, P. Littera, M. Peña-Claros, D. M. Silva Matos, A. L. Vogl, L. P. Romero-Duque, L. F. Arreola, Á. P. Caro-Borrero, F. Gallego, M. Jain, C. Little, R. de Oliveira Xavier, J. M. Paruelo, J. E. Peinado, L. Poorter, N. Ascarrunz, F. Correa, M. B. Cunha-Santino, A. P. Hernández-Sánchez, y M. Vallejos. 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services* 2:56–70.

- Barnaud, C., y M. Antona. 2014. Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum* 56:113–123.
- Basualdo, M. A. 2011. Santiago del Estero en la Recuperación de sus bosques Nativos. Página en U. (Universidad N. de Santiago, y U. (Universidad Estero), UNIBOL (Universidad Indígena Boliviana Guaraní), y N. de Asunción), editores. *Primer Congreso Forestal del Chaco Sudamericano. Producción y Sustentabilidad. Sociedad, Producción, Ambiente*. Filadelfia, Paraguay, del 4 al 9 de Abril del 2011.
- Bennett, E. M., W. Cramer, A. Begossi, G. Cundill, S. Díaz, B. N. Egoh, I. R. Geijzendorffer, C. B. Krug, S. Lavorel, E. Lazos, L. Lebel, B. Martín-López, P. Meyfroidt, H. A. Mooney, J. L. Nel, U. Pascual, K. Payet, N. P. Harguindeguy, G. D. Peterson, A.-H. Prieur-Richard, B. Reyers, P. Roebeling, R. Seppelt, M. Solan, P. Tschakert, T. Tschardtke, B. Turner, P. H. Verburg, E. F. Viglizzo, P. C. White, y G. Woodward. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:76–85.
- Berbery, E. H., y V. R. Barros. 2002. The Hidrologic Cicle of the Plata Basin in South America. *Reprinted from Journal of Hydrometeorology* 3(6):628–645.
- Berkes, F., J. Colding, y C. Folke. 2003. *Navigating Social–Ecological Systems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Berkes, F., y C. Folke. 1998. *Linking social and ecological systems : management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, New York.
- Bhanu, B., S. Lee, y J. Ming. 1995. Adaptive Image segmentation using a Genetic Algorithm. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 25(12):1543–1567.
- Biaggi, C. 1998. El uso de los recursos naturales en agriculturas campesinas pobres del Noreste Argentino. Página *Tercer Simposio Latinoamericano sobre Investigación y Extensión en Sistemas Agropecuarios (IESA-AL III)*. Lima.
- Bielello, G., N. Puppi, y M. C. González. 2010. La nueva ganadería. Cambios en la actividad a partir de la expansión agrícola. Relocalización y expansión productiva. Un estudio comparativo en dos provincias argentinas. *Revista Interdisciplinaria de Estudios Agrarios* 31:51–74.
- Blomqvist, L., B. W. Brook, E. C. Ellis, P. M. Kareiva, T. Nordhaus, M. Shellenberger, W. Rees, M. Wackernagel, L. Blomqvist, B. Brook, E. Ellis, P. Kareiva, T. Nordhaus, J. van den Bergh, H. Verbruggen, y R. Costanza. 2013. The Ecological Footprint Remains a Misleading Metric of Global Sustainability. *PLoS Biology* 11(11):1001702.
- Boletta, P. E., A. C. Ravelo, A. M. Planchuelo, y M. Grilli. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* 228(1–3):108–114.
- Bolsi, A., y P. Paolasso. 2009. La pobreza entre los argentinos del Norte Grande. *Ciencia. Hoy* 19(111):8–17.
- Bonan, G. B. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science (New York, N.Y.)* 320(5882):1444–9.
- Bonan, G. B., S. Levis, L. Kergoat, y K. W. Olson. 2002. Landscapes as patches of

- plant functional types: An integrating concept for climate and ecosystem models. *Global Biogeochemical Cycles* 16(2):1–18.
- Bourdieu, P. 1987. The Forms of Capital. Página en J. G. Richardson, editor. *Handbook of Theory and Research for the Sociology of Education*. Greenwood Press, New York.
- Boyd, J., y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units: Ecological Economics of Coastal Disasters - Coastal Disasters Special Section. *Ecological Economics* 63(January):616–626
- ST–What are ecosystem services? The need.
- Von Braun, J., y E. Diaz-Bonilla. 2008. *Globalization of food and agriculture and the poor*. Oxford University Press, New Delhi.
- Bravo, S., C. Kunst, R. Grau, y E. Aráoz. 2010. Fire–rainfall relationships in Argentine Chaco savannas. *Journal of Arid Environments* 74(10):1319–1323.
- Breckenridge, R. P., W. G. Kepner, y D. A. Mouat. 1995. A process for selecting indicators for monitoring conditions of rangeland health. *Environmental monitoring and assessment* 36(1):45–60.
- Broadbent, E. N., G. P. Asner, M. Keller, D. E. Knapp, P. J. C. Oliveira, y J. N. Silva. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 141(7):1745–1757.
- Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi, y J. Corcuera. 2006. *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Brown, A., U. M. Ortiz, M. A. J. Corcuera, A. Brown, U. M. Ortiz, y J. Corcuera. 2005. *La Situación Ambiental Argentina 2005*.
- Bucher, E. H., y P. C. Huszar. 1999. Sustainable management of the Gran Chaco of South America: Ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management* 57(2):99–108.
- Buliubasich, C., y A. González. 2006. *Los Pueblos Indígenas de la Provincia de Salta La posesión y el dominio de sus tierras*. Ministerio de Justicia, Seguridad y Derechos Humanos de la Nación. Secretaría de Derechos Humanos de la Nación. Universidad Nacional de Salta., Salta.
- Buliubasich, C., y H. E. Rodríguez. 1999. Demanda desde la cultura: Los indígenas del Pilcomayo. *Revista Andes, Universidad Nacional de Salta* N°10.
- Buliubasich, E. C. 2013. La política indígena en Salta. Límites, contexto etnopolítico y luchas recientes. *Runa* XXXIV(1):59–71.
- Burkhard, B., M. Kandziora, Y. Hou, y F. Müller. 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online* 34:1–32.
- Burkhard, B., F. Kroll, F. Müller, y W. Windhorst. 2009. Landscapes’ Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online* 15:1–22.
- Burkhard, B., F. Kroll, S. Nedkov, y F. Müller. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21:17–29.
- Cabello, J., D. Alcaraz-Segura, A. Altesor, M. Delibes, S. Baeza, y E. Liras. 2008.

- Funcionamiento ecosistémico y evaluación de prioridades geográficas en conservación. *Revista Ecosistemas* 17(3).
- Cabello, J., D. Alcaraz-Segura, A. Reyes, P. Lourenço, J. Bonache, P. Castillo, S. Valencia, J. Naya, L. Ramírez, y J. Serrada. 2016. Diseño de un programa de Seguimiento del funcionamiento de ecosistemas mediante teledetección para la Red de Parques Nacionales de España. *Revista de Teledetección* 46:119–131.
- Cabello, J., N. Fernández, D. Alcaraz-Segura, C. Oyonarte, G. Piñeiro, A. Altesor, M. Delibes, y J. M. Paruelo. 2012. The ecosystem functioning dimension in conservation: insights from remote sensing. *Biodivers Conserv* 21:3287–3305.
- Cabrera, A. L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 14:1–42.
- Cagnolo, L., M. Cabido, y G. Valladares. 2006. Plant species richness in the Chaco Serrano Woodland from central Argentina: Ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation* 132(4):510–519.
- Caldas, M. M., D. Goodin, S. Sherwood, J. M. Campos Krauer, y S. M. Wisely. 2013. Land-cover change in the Paraguayan Chaco: 2000–2011. *Journal of Land Use Science*(August):1–18.
- Camba Sans, G. H. 2015. ¿En qué medida fue efectiva la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos? El caso de Santiago del Estero. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Carpenter, S. R., H. A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. S. Defries, S. Diaz, T. Dietz, A. K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H. M. Pereira, C. Perrings, W. V Reid, J. Sarukhan, R. J. Scholes, y A. Whyte. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(5):1305–1312.
- Carreño, L., F. C. Frank, y E. F. Viglizzo. 2012. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:68–77.
- Challies, E., J. Newig, y A. Lenschow. 2014. What role for social–ecological systems research in governing global teleconnections? *Global Environmental Change* 27:32–40.
- Chapin, F. S., C. Folke, y G. P. Kofinas. 2009. A Framework for Understanding Change. *Página Principles of Ecosystem Stewardship*. Springer New York, New York, NY.
- Chapin, M., Z. Lamb, y B. Threlkeld. 2005. Mapping Indigenous Lands. *Annual Review of Anthropology* 34:619–638.
- Cilliers, P. 2001. Boundaries, hierarchies and networks in complex systems. *International Journal of Innovation Management* 5(2):135–147.
- Ciuffoli, L. 2013. Cambios en el uso del suelo y sus efectos sobre la materia orgánica edáfica en bosques semiáridos del Chaco argentino. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Clapham, M. 1930. Botanical Society of Northern Ireland. Coastal Survey No. II. Ballyholme Bay to Carnalea. *The Irish Naturalists' Journal* 3(3):58–64.
- Clark, M. L., T. M. Aide, H. R. Grau, y G. Riner. 2010. A scalable approach to mapping

- annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment* 114(11):2816–2832.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. M. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, y M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630):253–260.
- Costanza, R., E. Ostrom, B. S. Low, y J. Wilson. 2000. *Institutions, ecosystems, and sustainability*. CRC Press. Lewis Publishers.
- Crutzen, P. J. 2002. Geology of mankind. *Nature* 415(6867):23–23.
- Cumming, G. S., A. Buerkert, E. M. Hoffmann, E. Schlecht, S. von Cramon-Taubade, y T. Tschardtke. 2014. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature* 515(7525):50–57.
- Cumming, G. S., D. H. M. Cumming, y C. L. Redman. 2006. Scale Mismatches in Social-Ecological Systems : Causes , Consequences , and Solutions. *Ecology and Society* 11(1):1–14.
- Cushman, M. C. N., K. McGarigal, y E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- Daily, G. C. 1997. *Nature's services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Pre. Washington, D.C.
- Daily, G. C., y P. A. Matson. 2008. Ecosystem services: from theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(28):9455–6.
- Daily, G. C., S. Polasky, J. Goldstein, P. M. Kareiva, H. a. Mooney, L. Pejchar, T. H. Ricketts, J. Salzman, y R. Shallenberger. 2009. Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):21–28.
- Daw, T., K. Brown, S. Rosendo, y R. Pomeroy. 2011. Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: the need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation* 38(4):370–379.
- Defensor del Pueblo de la Nación. 2009. *Deforestación en la Provincia de Salta. Consecuencias Biológicas y Sociales. Informe especial*.
- Diaz, S., y M. Cabido. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8(4):463–474.
- Díaz, S., S. Demissew, J. Carabias, C. Joly, M. Lonsdale, N. Ash, A. Larigauderie, J. R. Adhikari, S. Arico, A. Báldi, A. Bartuska, I. A. Baste, A. Bilgin, K. M. Chan, V. E. Figueroa, A. Duraiappah, M. Fischer, R. Hill, T. Koetz, P. Leadley, P. Lyver, G. M. Mace, B. Martin-Lopez, M. Okumura, D. Pacheco, U. Pascual, E. S. Pérez, B. Reyers, E. Roth, O. Saito, R. J. Scholes, N. Sharma, H. Tallis, R. Thaman, R. Watson, T. Yahara, Z. A. Hamid, C. Akosim, Y. Al-Hafedh, R. Allahverdiyev, E. Amankwah, S. T. Asah, Z. Asfaw, G. Bartus, L. A. Brooks, J. Caillaux, G. Dalle, D. Darnaedi, A. Driver, G. Erpul, P. Escobar-Eyzaguirre, P. Failler, A. M. M. Fouda, B. Fu, H. Gundimeda, S. Hashimoto, F. Homer, S. Lavorel, G. Lichtenstein, W. A. Mala, W. Mandivenyi, P. Matczak, C. Mbizvo, M. Mehrdadi, J. P. Metzger, J. B. Mikissa, H. Moller, H. A. Mooney, P. Mumby, H. Nagendra,

- C. Nesshover, A. A. Oteng-Yeboah, G. Pataki, M. Roué, J. Rubis, M. Schultz, P. Smith, R. Sumaila, K. Takeuchi, S. Thomas, M. Verma, Y. Yeo-Chang, y D. Zlatanova. 2015. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:1–16.
- Díaz, S., S. Lavorel, F. De Bello, F. Quétier, K. Grigulis, y T. M. Robson. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(52):20684–20689.
- Díaz, S., F. Quétier, D. M. Cáceres, S. F. Trainor, N. Pérez-Harguindeguy, M. S. Bret-Harte, B. Finegan, M. Peña-Claros, y L. Poorter. 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108(3):895–902.
- Dros, J. M. 2004. *Managing the soy boom: Two scenarios of soy production expansion in South America*,. AIDEnviron. Amsterdam.
- Duraiappah, A. 1996. *Poverty and Environmental Degradation: A Literature Review and Analysis*. Amsterdam.
- Eckert, S., F. Hüsler, H. Liniger, y E. Hodel. 2015. Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia. *Journal of Arid Environments* 113:16–28.
- Ellis, E. C., K. K. Goldewijk, S. Siebert, D. Lightman, y N. Ramankutty. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19:589–606.
- Ellis, E. C., y N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(8):439–447.
- Ewers, R. M. 2006. Interaction effects between economic development and forest cover determine deforestation rates. *Global Environmental Change* 16(2):161–169.
- FAO. 1995. *Forest Resources Assessment 1990, Global Synthesis*. FAO, Rome.
- FAO. 1997. *Zonificación agro-ecológica : guía general*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.
- FAO. 2002. *Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Intergovernmental Panel on Climate Change*. Rome, 22-25 January 2002.
- FAO. 2009. *State of the World's Forests*. Página (Food Agriculture Organization of the United Nations, editor). Roma, Italia,.
- FAOSTAT. 2010. Database online.
- Feres, J. C., y X. Mancero. 2001. El método de las necesidades básicas insatisfechas (NBI) y sus aplicaciones en América Latina. CEPAL, Santiago de Chile.
- Fernández, N., J. M. Paruelo, y M. Delibes. 2010. Ecosystem functioning of protected and altered Mediterranean environments: A remote sensing classification in Doñana, Spain. *Remote Sensing of Environment* 114(1):211–220.
- Fisher, B., y R. K. Turner. 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141:1167–1169.

- Fisher, B., R. K. Turner, y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68(3):643–653.
- Fisher, M. 2004. Household welfare and forest dependence in Southern Malawi. *Environment and Development Economics* 9(2):135–154.
- Foley, J. A., R. Defries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, y P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734):570–4.
- Folke, C., L. Pritchard, F. Berkes, J. Colding, y U. Svedin. 2007. The Problem of Fit between Ecosystems and Institutions: Ten Years Later. *Ecology and Society* 12(1):30.
- Freeman, R. E. 1984. *Strategic management: a stakeholder approach*. Pitman pre. Boston.
- Freidenburg, T. L., B. A. Menge, P. M. Halpin, M. Webster, y A. Sutton-Grier. 2007. Cross-scale variation in top-down and bottom-up control of algal abundance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 347(1):8–29.
- Friedman, A. L., y S. Miles. 2006. *Stakeholders: Theory and Practice*. Oxford Uni. Oxford, UK.
- Friis, C., J. Ø. Nielsen, I. Otero, H. Haberl, J. Niewöhner, y P. Hostert. 2016. From teleconnection to telecoupling: taking stock of an emerging framework in land system science. *Journal of Land Use Science* 11(2):131–153.
- Fundación Avina. 2012. Informe Final Técnico años 2010-2012. Monitoreo de los cambios de uso de la tierra, incendios e inundaciones del gran chaco. Asunción.
- Funk, C., P. Peterson, M. Landsfeld, D. Pedreros, J. Verdin, S. Shukla, G. Husak, J. Rowland, L. Harrison, A. Hoell, y J. Michaelsen. 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data* 2:150066.
- Future Earth. 2013. *Future Earth initial design: report of the transition team*. Página *International Council for Science (ICSU)*. Paris, France.
- García-Nieto, A. P., M. García-Llorente, I. Iniesta-Arandia, y B. Martín-López. 2013. Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. *Ecosystem Services* 4:126–138.
- García Collazo, M. A., A. Panizza, y J. M. Paruelo. 2013. Ordenamiento territorial de bosques nativos: Resultados de la zonificación realizada por provincias del norte Argentino. *Ecologia Austral* 23(2):97–107.
- García Collazo, M. A., y J. M. Paruelo. 2014. Capítulo 18: Ordenamiento territorial de bosques nativos: resultados de la zonificación en la Argentina. Página 574 en J. M. et al Paruelo, editor. *Ordenamiento Territorial: Conceptos, Métodos y Experiencias*. FAO, MAGyP y FAUBA, Buenos Aires, Argentina.
- Gasparri, N. I. 2016. The Transformation of Land-Use Competition in the Argentinean Dry Chaco Between 1975 and 2015. Páginas 59–73 en J. Niewöhner, A. Bruns, P. Hostert, T. Krueger, J. Ø. Nielsen, H. Haberl, C. Lauk, J. Lutz, y D. Müller, editores. *Land Use Competition: Ecological, Economic and Social Perspectives*. Berlin, Germany.

- Gasparri, N. I., y G. Baldi. 2013. Regional patterns and controls of biomass in semiarid woodlands: Lessons from the Northern Argentina Dry Chaco. *Regional Environmental Change* 13(6):1131–1144.
- Gasparri, N. I., y H. R. Grau. 2009. Forest Ecology and Management Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972 – 2007). *Forest Ecology and Management* 258:913–921.
- Gasparri, N. I., H. R. Grau, y J. Gutiérrez Angonese. 2013. Linkages between soybean and neotropical deforestation: Coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Global Environmental Change* 23(6):1605–1614.
- Gasparri, N. I., H. R. Grau, y E. Manghi. 2008. Carbon Pools and Emissions from Deforestation in Extra-Tropical Forests of Northern Argentina Between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11(8):1247–1261.
- Gasparri, N. I., T. Kuemmerle, P. Meyfroidt, Y. le Polain de Waroux, y H. Kreft. 2016. The Emerging Soybean Production Frontier in Southern Africa: Conservation Challenges and the Role of South-South Telecouplings. *Conservation Letters* 9(1):21–31.
- GCOS. 2004. Implementation plan for the Global Observing System for climate in support of the UNFCCC. *GCOS-92 (WMO/TD No. 1219) Geneva: Global climate Observing system.*
- GEOBON. 2013. Group on Earth Observations. Biodiversity Observation Network. Ecosystem Services Working Group. <http://geobon.org/>.
- Giarracca, N., y M. Teubal. 2010. *Del paro agrario a las elecciones de 2009: tramas, reflexiones y debates.* Antropofagia, Buenos Aires.
- Giarracca, N., M. Teubal, y T. Palmisano. 2008. Paro agrario: crónica de un conflicto alargado. *Realidad Económica* 237:33–54.
- Gibbs, H. K., A. S. Ruesch, F. Achard, M. K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty, y J. A. Foley. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(38):16732–7.
- Gibson, C. C., E. Ostrom, y T. K. Ahn. 2000. The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecological Economics* 32(2):217–239.
- Gligo, N. 1986. Medio ambiente en la planificación latinoamericana: vías para una mayor incorporación. Página *La dimensión ambiental en la planificación del desarrollo.* CEPAL/ILPE. Buenos Aires, Argentina.
- Gligo, N. 2006. Estilos de desarrollo y medio ambiente en América latina, un cuarto de siglo después.
- GOFC-GOLD. 2007. Global Observation of forests and land cover dynamics. <http://www.fao.org/gtos/gofc-gold/index.html>.
- Grau, H. R., T. M. Aide, y N. I. Gasparri. 2005. Globalization and Soybean Expansion into Semiarid Ecosystems of Argentina. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34(3):265–266.
- Grau, H. R., N. I. Gasparri, y T. M. Aide. 2008. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology* 14(5):985–997.

- Green, R. E., S. J. Cornell, J. P. W. Scharlemann, y A. Balmford. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science (New York, N.Y.)* 307(5709):550–555.
- Griggs, D., M. Stafford-Smith, O. Gaffney, J. Rockström, M. C. Öhman, P. Shyamsundar, W. Steffen, G. Glaser, N. Kanie, y I. Noble. 2013. Policy: Sustainable development goals for people and planet. *Nature* 495(7441):305–307.
- Grime, J. P. 2001. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. Wiley, Chichester.
- de Groot, R. S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, y L. Willemsen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7(3):260–272.
- Haines-Young, R. H., y M. B. Potschin. 2009. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystems ecology: a new synthesis*:31.
- Hamann, M., R. Biggs, y B. Reyers. 2015. Mapping social–ecological systems: Identifying “green-loop” and “red-loop” dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use. *Global Environmental Change* 34:218–226.
- Hansen, M. C., P. V Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. V Stehman, S. J. Goetz, T. R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C. O. Justice, y J. R. G. Townshend. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science (New York, N.Y.)* 342(6160):850–3.
- Harvey, D. 2003. *The new imperialism*. Oxford Uni. Oxford, UK.
- Hein, L. 2010. *The Economics of Ecosystems: Efficiency, Sustainability and Equity in Ecosystem Management*. Edward Elg.
- Hein, L., C. S. A. (Kris) van Koppen, E. C. van Ierland, y J. Leidekker. 2016. Temporal scales, ecosystem dynamics, stakeholders and the valuation of ecosystems services. *Ecosystem Services* 21:109–119.
- Herlihy, P. H., y G. Knapp. 2003. Maps of, by, and for the Peoples of Latin America. *Human Organization* 62(4):303–314.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, y A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25(15):1965–1978.
- Hogan, D., G. Arthaud, D. Brookshire, T. Gunther, S. Pincetl, C. Shapiro, y B. Van Horne. 2011. Developing an institutional framework to incorporate ecosystem services into decision making—Proceedings of a workshop. *Página U.S. Geological Survey, Reston, VA*.
- Houspanossian, J., R. Giménez, E. Jobbágy, y M. Noretto. 2017. Surface albedo raise in the South American Chaco: Combined effects of deforestation and agricultural changes. *Agricultural and Forest Meteorology* 232:118–127.
- Huang, C., S. Kim, K. Song, J. R. G. Townshend, P. Davis, A. Altstatt, O. Rodas, A. Yanosky, R. Clay, C. J. Tucker, y J. Musinsky. 2009. Assessment of Paraguay’s forest cover change using Landsat observations. *Global and Planetary Change* 67(1):1–12.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E. . Rodriguez, X. Gao, y L. . Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices.

Remote Sensing of Environment 83(1):195–213.

- Hufty, M. 2008. Pizarro Protected Area: A Political Ecology Perspective on Land Use, Soybeans and Argentina's Nature Conservation Policy. People, Protected Areas and Global Change: Participatory Conservation in Latin America, Africa, Asia And Europe.
- Hunter, M. D., y P. W. Price. 1992. Playing Chutes and Ladders: Heterogeneity and the Relative Roles of Bottom-Up and Top- Down Forces in Natural Communities. *Ecology* 73(733):724–732.
- INDEC. 2002. *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2002*.
- INDEC. 2010. *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. Censo del Bicentenario*. Argentina.
- IPBES. 2013. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Draft Work Programme 2014–2018. <http://www.ipbes.net>.
- Jobbágy, E. G., M. D. M. M. D. Nosoletto, C. S. Santoni, G. Baldi, S. CS, G. Baldi, C. S. Santoni, y G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral* 18(5700):305–322.
- Kareiva, P., H. Tallis, T. H. Ricketts, G. C. Daily, y S. Polasky. 2011. *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, New York, USA.
- Kastner, T., M. J. I. Rivas, W. Koch, y S. Nonhebel. 2012. Global changes in diets and the consequences for land requirements for food. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(18):6868–72.
- Killeen, T. J., A. Guerra, M. Calzada, L. Correa, V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, y M. K. Steininger. 2008. Total historical land-use change in eastern Bolivia: Who, where, when, and how much? *Ecology and Society* 13(1).
- Krapovickas, J., L. Sacchi, y R. Hafner. 2016. Firewood supply and consumption in the context of agrarian change: the Northern Argentine Chaco from 1990 to 2010. *International Journal of the Commons* 10(1):220–243.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8(5):468–479.
- Lambin, E. F., X. Baulies, N. Bockstael, G. Fischer, T. Krug, R. Leemans, E. F. Moran, R. R. Rindfuss, Y. Sato, D. Skole, B. L. Turner II, y C. Vogel. 1999. *Land-use and land-cover change (LUCC): Implementation strategy. IGBP Report No. 48, IHDP Report No. 10*. Stockholm, Bonn.
- Lambin, E. F., H. K. Gibbs, L. Ferreira, R. Grau, P. Mayaux, P. Meyfroidt, D. C. Morton, T. K. Rudel, I. Gasparri, y J. Munger. 2013. Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. *Global Environmental Change* 23(5):892–901.
- Lambin, E. F., y P. Meyfroidt. 2011a. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108(9):3465–72.
- Lambin, E. F., y P. Meyfroidt. 2011b. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*

108(9):3465–3472.

- Langbehn, L. 2014. Conflictos y controversias por el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos en Salta. La cuestión ambiental y el control sobre el territorio. Páginas 223–254 en M. G. Merlinsky, editor. *Cartografías del conflicto ambiental en Argentina*. CICCUS, CLACSO, Buenos Aires, Argentina.
- Larrea, F., C. Flora, M. Ordoñez, S. Chancay, S. Báez, y F. Guerrero. 1998. Una tipología de las estrategias productivas familiares para la agricultura sustentable y el manejo de los recursos naturales. Página *Tercer Simposio Latinoamericano sobre Investigación y Extensión en Sistemas Agropecuarios (IESA-AL III)*. Lima.
- Lattera, P., P. Barral, A. Carmona, y L. Nahuelhual. 2015. *ECOSER - Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio ecológica para el ordenamiento territorial. Documento introductorio. Versión 2.0*.
- Lattera, P., E. G. Jobbágy, y J. M. Paruelo. 2011. *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Leake, A. 2008. *Los pueblos indígenas cazadores-recolectores del Chaco Salteño: población, economía y tierras*. Fundación Asociana: Instituto Nacional de Asuntos Indígenas, Universidad Nacional de Salta, Salta, Argentina.
- Leake, A. (coordinador), editor. 2010. *Los pueblos indígenas cazadores-recolectores del Chaco salteño: población, economía y tierras*. Fundación ASOCIANA, Instituto Nacional de Asuntos Indígenas y Universidad Nacional de Salta, Salta, 2010. Página *Journal de la société des américanistes*. Fundación ASOCIANA, Instituto Nacional de Asuntos Indígenas y Universidad Nacional de Salta, Salta.
- Lee, S.-J., E. H. Berbery, y D. Alcaraz-Segura. 2013. The impact of ecosystem functional type changes on the La Plata Basin climate. *Advances in Atmospheric Sciences* 30(5):1387–1405.
- Letourneau, A., P. H. Verburg, y E. Stehfest. 2012. A land-use systems approach to represent land-use dynamics at continental and global scales. *Environmental Modelling & Software* 33:61–79.
- Levers, C., D. Müller, K. Erb, H. Haberl, M. R. Jepsen, M. J. Metzger, P. Meyfroidt, T. Plieninger, C. Plutzer, J. Stürck, P. H. Verburg, P. J. Verkerk, y T. Kuemmerle. 2015. Archetypical patterns and trajectories of land systems in Europe. *Regional Environmental Change*:1–18.
- Liebmann, B., C. S. Vera, L. M. V. Carvalho, I. A. Camilloni, M. P. Hoerling, D. Allured, V. R. Barros, J. Báez, y M. Bidegain. 2004. An Observed Trend in Central South American Precipitation. *Journal of Climate* 17(22):4357–4367.
- Lin, N. 2001. *Social Capital: A Theory of Social Structure and Action*. Cambridge University Press, New York.
- Linnaeus, C. 1735. *Systema naturae, sive regna tria naturæ systematice proposita per classes, ordines, genera, & species*.
- Liu, J., T. Dietz, S. R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A. N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C. L. Redman, S. H. Schneider, y W. W. Taylor. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science (New York, N.Y.)* 317(5844):1513–6.

- Longhi, F. 2010. Avances, persistencias y descenso de la miseria en el Chaco campesino-aborigen. Su relación con algunos procesos territoriales ocurridos durante la década del '90. *Mundo Agrario* 11(21):1–21.
- De López, T. D. 2001. Stakeholder Management for Conservation Projects: A Case Study of Ream National Park, Cambodia. *Environmental Management* 28(1):47–60.
- López Beneitez, J. M., J. Montero Serrano, y P. Martínez de Anguita. 2006. Metodología para la definición de Unidades Territoriales de Gestión como instrumento operativo para la toma de decisiones territoriales. Páginas 1373–1385 en M. T. Camacho Olmedo, J. A. Cañete Pérez, y J. J. Lara Valle, editores. *El acceso a la información espacial y las nuevas tecnologías geográficas*. Universidad de Granada.
- Luck, G. W., G. C. Daily, y P. R. Ehrlich. 2003. Population diversity and ecosystem services. *Evolution* 18(7):331–336.
- Luck, G. W., R. Harrington, P. A. Harrison, C. Kremen, P. M. Berry, R. Bugter, T. P. Dawson, F. de Bello, S. Díaz, C. K. Feld, J. R. Haslett, D. Hering, A. Kontogianni, S. Lavorel, M. Rounsevell, M. J. Samways, L. Sandin, J. Settele, M. T. Sykes, S. van den Hove, M. Vandewalle, y M. Zobel. 2009. Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services. *BioScience* 59(3):223–235.
- Macchi, L., H. R. Grau, P. V. Zelaya, y S. Marinaro. 2013. Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: A tale of two gradients. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 174:11–20.
- Machado, R. B., M. B. Ramos Neto, P. P. Gustavo Pereira, E. F. Caldas, D. A. Gonçalves, N. S. Santos, K. Tabor, M. Steininger, M. Ramos Neto, P. Pereira, E. Caldas, D. Gonçalves, N. Santos, y K. M. Tabor Steininger. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília.
- Magliano, P. N., R. J. Fernández, E. L. Florio, F. Murray, y E. G. Jobbágy. 2016a. Soil Physical Changes After Conversion of Woodlands to Pastures in Dry Chaco Rangelands (Argentina). *Rangeland Ecology & Management*.
- Magliano, P. N., R. J. Fernández, R. Giménez, V. A. Marchesini, R. Páez, y E. G. Jobbágy. 2016b. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. *Ecología Austral* (25):95–106.
- Magliano, P. N., R. J. Fernández, J. L. Mercau, y E. G. Jobbágy. 2014. Precipitation event distribution in Central Argentina: spatial and temporal patterns. *Ecohydrology*:n/a-n/a.
- Magliano, P. N., F. Murray, G. Baldi, S. Aurand, R. A. Páez, W. Harder, y E. G. Jobbágy. 2015. Rainwater harvesting in Dry Chaco: Regional distribution and local water balance. *Journal of Arid Environments* 123:93–102.
- Mann, H. B. 1945. Nonparametric Tests Against Trend. *Econometrica* 13(3):245.
- Marchesini, V. A., R. J. Fernández, y E. G. Jobbágy. 2013. Salt leaching leads to drier soils in disturbed semiarid woodlands of central Argentina. *Oecologia* 171(4):1003–12.
- Marchesini, V. A., R. J. Fernández, J. F. Reynolds, J. A. Sobrino, y C. M. Di Bella. 2015. Changes in evapotranspiration and phenology as consequences of shrub

- removal in dry forests of central Argentina. *Ecohydrology* 8(7):1304–1311.
- Martín-López, B., E. Gómez-Baggethun, M. García-Llorente, y C. Montes. 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators* 37(PART A):220–228.
- Martín-López, B., E. Gómez-Baggethun, y C. Montes. 2009. Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza- sociedad en un mundo cambiante. *Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible (CUIDES)* 9:229–258.
- Martín-López, B., C. Montes, y J. Benayas. 2007. The non-economic motives behind the willingness to pay for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 139(1–2):67–82.
- Martin, P. A., A. C. Newton, M. Pfeifer, M. Khoo, y J. M. Bullock. 2015. Impacts of tropical selective logging on carbon storage and tree species richness: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 356:224–233.
- Martínez-Harms, M. J., y P. Balvanera. 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8(1–2):17–25.
- Mastrangelo, M. E., y M. C. Gavin. 2012. Trade-Offs between Cattle Production and Bird Conservation in an Agricultural Frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conservation Biology* 26(6):1040–1051.
- Mastrangelo, M. E., y M. C. Gavin. 2014. Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. *Biological Conservation* 179:63–71.
- Mastrangelo, M. E., y P. Littera. 2015. From biophysical to social-ecological trade-offs: integrating biodiversity conservation and agricultural production in the Argentine Dry Chaco. *Ecology and Society* 20(1):art20.
- Mastrangelo, M. E., F. Weyland, S. H. Villarino, M. P. Barral, L. Nahuelhual, y P. Littera. 2014. Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landscape Ecology* 29(2):345–358.
- Mather, A. . 1992. The Forest Transition. *Area* 24(4):367–379.
- Mather, A. S., y C. L. Needle. 1998. The forest transition : a theoretical basis. *Area* 30:117–124.
- McDonald, R. I. 2009. Ecosystem service demand and supply along the urban-to-rural gradient. *Journal of Conservation Planning* 5(5):1–14.
- McNaughton, S. J., M. Oesterheld, D. A. Frank, y K. J. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341(6238):142–144.
- Mendoza, M., H. Plascencia, C. Alcántara, F. Rosete, y G. Bocco. 2009. *Análisis de la aptitud territorial, una perspectiva biofísica*. Universidad Autónoma de México, Mexico, DF.
- Menge, B. A. 2000. Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:257–289.

- Menvielle, M. F., A. Auer, F. Calvo, G. Camba, F. García de García, A. Isarria, M. Lopardo, N. Maceira, P. Martínez, L. Nahuelhual, A. Panizza, C. Pascale, D. Somma, L. Staiano, y E. Viglizzo. 2015. Capítulo 4: Planificación del Ordenamiento Territorial Rural. Página 574 en J. M. et al Paruelo, editor. *Ordenamiento Territorial: Conceptos, Métodos y Experiencias*. FAO, MAGyP & FAUBA, Buenos Aires, Argentina.
- Metzger, M. J., M. D. A. Rounsevell, R. Leemans, y D. Schroter. 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114(1):69–85.
- Meyfroidt, P., y E. F. Lambin. 2011. *Global Forest Transition: Prospects for an End to Deforestation*. Página *Annual Review of Environment and Resources*.
- Meyfroidt, P., T. K. Rudel, y E. F. Lambin. 2010. Forest transitions, trade, and the global displacement of land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(49):20917–22.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Página *Island Press; Washington D.C., USA*. Oxford University Press, New York, USA.
- Minetti, J. L. 1999. *Atlas Climático del Noroeste Argentino. Laboratorio Climatológico Sudamericano*. Página (F. Z. Caldenius, editor). Tucumán, Argentina.
- Ministerio de Agricultura. 2010. *BASES PARA EL ORDENAMIENTO DEL TERRITORIO RURAL ARGENTINO*. Página (M. Pascale, D. Ligier, M. Taboada, E. Viglizzo, J. M. Paruelo, M. Román, C. Reboratti, E. Elustondo, y P. Laterra, editores). Buenos Aires, Argentina.
- Morales-Barquero, L., A. Borrego, M. Skutsch, C. Kleinn, y J. R. Healey. 2015. Identification and quantification of drivers of forest degradation in tropical dry forests: A case study in Western Mexico. *Land Use Policy* 49:296–309.
- Morello, J., S. D. Matteucci, A. F. Rodriguez, y M. E. Silva. 2012. *Ecorregiones y complejos ecosistemicos argentinos*. Página (F. de A. D. y Urbanismo, editor). Buenos Aires, Argentina.
- Morello, J., W. Pengue, y A. Rodriguez. 2005. Etapas de uso de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco. *Fronteras* 4:1–17.
- Müller, O. V., E. H. Berbery, D. Alcaraz-Segura, M. B. Ek, O. V. Müller, E. H. Berbery, D. Alcaraz-Segura, y M. B. Ek. 2014. Regional Model Simulations of the 2008 Drought in Southern South America Using a Consistent Set of Land Surface Properties. *Journal of Climate* 27(17):6754–6778.
- Müller, R., D. Müller, F. Schierhorn, G. Gerold, y P. Pacheco. 2012. Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: an analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change* 12(3):445–459.
- Murmis, M., y M. R. Murmis. 2012. Land concentration and foreign land ownership in Argentina in the context of global land grabbing. *Canadian Journal of Development Studies/Revue canadienne d'études du développement* 33(4):490–508.
- Naumann, M. 2006. *Atlas del Gran Chaco Sudamericano*.
- Nelson, E. J., y G. C. Daily. 2010. Modelling ecosystem services in terrestrial systems.

- F1000 biology reports* 2(July):53.
- Nepstad, D. C., C. M. Stickler, y O. T. Almeida. 2006. Globalization of the Amazon Soy and Beef Industries: Opportunities for Conservation. *Conservation Biology* 20(6):1595–1603.
- Noble, I. R., y H. Gitay. 1996. A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. *Journal of Vegetation Science* 7(3):329–336.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, A. B. Brizuela, y R. B. Jackson. 2011. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*:1–10.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, A. B. Brizuela, y R. B. Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:2–11.
- O'Neill, R. V., R. H. Gardner, y M. G. Turner. 1992. A hierarchical neutral model for landscape analysis. *Landscape Ecology* 7(1):55–61.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Ecología Austral* 18(3):337–346.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao, y K. R. Kassem. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51(11):933.
- Ostrom, E. 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(39):15181–15187.
- Ostrom, E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science* 325(5939):419–422.
- Pacheco, P. 2004. *Las fronteras agrícolas en el trópico boliviano: entre las situaciones heredadas y los desafíos del presente*. Indonesia: Brasil.
- Pacheco, P., y B. Mertens. 2004. Land use change and agriculture development in Santa Cruz, Bolivia. *Bois et Forêts des Tropiques* 280.
- Palomo, I., C. Montes, B. Martín-López, J. A. González, M. García-Llorente, P. Alcorlo, y M. R. G. Mora. 2014. Incorporating the Social-Ecological Approach in Protected Areas in the Anthropocene. *BioScience* 64(3):181–191.
- Paolasso, P., A. Bolsi, I. Gasparri, y F. Longhi. 2012. La pobreza en el nordeste argentino: cambios y persistencias durante la primera década del siglo XXI. Página 111–136. *Estudios y contribuciones en homenaje a la doctora Norma Cristina Meichtry*. Ed. Con Texto., Resistencia.
- Paruelo, J. M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17(3):4–22.
- Paruelo, J. M. 2011. Valoración de Servicios Ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero? Páginas 121–140 en P. Littera, E. G. Jobbágy, y J. . Paruelo, editores. *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. INTA. Buenos Aires.

- Paruelo, J. M., R. a. Golluscio, J. P. Guerschman, A. Cesa, V. V. Jouve, y M. F. Garbulsky. 2004. Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography* 13(5):385–395.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbágy, S. Veron, G. Baldi, y S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos Conceptuales para su análisis. *Agrociencia* X:47–61.
- Paruelo, J. M., E. G. Jobbágy, P. Littera, H. Dieguez, M. A. García Collazo, y A. Panizza. 2014. *Ordenamiento Territorial Rural: Conceptos, métodos y experiencias*. FAO, MAGyP & FAUBA, Buenos Aires, Argentina.
- Paruelo, J. M., E. G. Jobbágy, y O. E. Sala. 2001. Current Distribution of Ecosystem Functional Types in Temperate South America. *Ecosystems* 4:683–698.
- Paruelo, J. M., M. Texeira, L. Staiano, M. Mastrángelo, L. Amdan, y F. Gallego. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators* 71:145–154.
- Paruelo, J. M., y M. Vallejos. 2013. Ecosystem Services related to C dynamics: its evaluation using Remote Sensing techniques. Página en C. Di Bella, D. Alcaraz Segura, y J. Straschnoy, editores. *Earth Observation of Ecosystem Services*. Taylor & Francis Books.
- Paruelo, J. M., S. R. Verón, J. N. M. Volante, L. Seghezzo, M. Vallejos, S. Aguiar, L. Amdan, P. Baldassini, L. Ciuffolif, N. Huykman, B. Davanzo, E. González, J. Landesmann, D. Picardi, L. Ciuffoli, N. Hukman, B. Davanzo, E. González, J. Landesman, 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.
- Peterson, G., C. R. Allen, y C. S. Holling. 1998. Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. *Ecosystems* 1:6–18.
- Pfeifer, M., L. Kor, R. Nilus, E. Turner, J. Cusack, I. Lysenko, M. Khoo, V. K. Chey, A. C. Chung, y R. M. Ewers. 2016. Mapping the structure of Borneo's tropical forests across a degradation gradient. *Remote Sensing of Environment* 176:84–97.
- Pielke, R., G. Marland, R. Betts, T. Chase, J. Eastman, J. Niles, D. Niyogi, y S. Running. 2002. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A* 360:1705–1719.
- Pinto-Ledezma, J. N., y M. L. Rivero Mamani. 2013. Temporal patterns of deforestation and fragmentation in lowland Bolivia: implications for climate change. *Climatic Change*:1–12.
- Pinto-Ledezma, J. N., y M. L. Rivero Mamani. 2014. Temporal patterns of deforestation and fragmentation in lowland Bolivia: implications for climate change. *Climatic Change* 127(1):43–54.
- Piquer-Rodríguez, M., S. Torella, G. Gavier-Pizarro, J. Volante, D. Somma, R. Ginzburg, y T. Kuemmerle. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology* 30(5):817–833.
- Le Polain de Waroux, Y., R. D. Garrett, R. Heilmayr, y E. F. Lambin. 2016. Land-use

- policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(15):4021–4026.
- Quétier, F., E. Tapella, G. Conti, D. Cáceres, S. Díaz, S. Quétier, Fabien. Tapella, Esteban. Conti, Georgina. Cáceres, Daniel. Díaz, F. Q, E. T, G. C, y D. C. 2007. Servicios ecosistémicos y actores sociales . Aspectos conceptuales y metodológicos para un estudio interdisciplinario. *Gaceta Ecológica número especial* 84–85:17–26.
- Rapport, D. J., R. Costanza, y A. J. McMichael. 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution* 13(10):397–402.
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson, y E. M. Bennett. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(11):5242–5247.
- Raunkiær, C. 1934. *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford Uni.
- Reardon, T., y S. Vosti. 1995. Links between rural poverty and the environment in developing countries. Página *Encuentro Internacional RIMISP VII*. Turrialba, Costa Rica.
- Redaf. 2010. Conflictos sobre Tenencia de Tierra y Ambientales en la Región del Chaco argentino.
- Redaf. 2012. Monitoreo de Deforestación en los Bosques Nativos de la Región Chaqueña Argentina.
- Redo, D. J., H. R. Grau, T. M. Aide, y M. L. Clark. 2012. Asymmetric forest transition driven by the interaction of socioeconomic development and environmental heterogeneity in Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(23):8839–8844.
- Reed, M. S., A. Graves, N. Dandy, H. Posthumus, K. Hubacek, J. Morris, C. Prell, C. H. Quinn, y L. C. Stringer. 2009. Who’s in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of Environmental Management* 90(5):1933–1949.
- Resilience Alliance. 2010. *Assessing Resilience in Social-Ecological Systems: Workbook for Practitioners*. Página (A. Kinzig, A. Quinlan, B. Walker, G. Cundhill, C. Beier, B. Crona, y Ö. Bodin, editores).
- Richards, P. D., R. J. Myers, S. M. Swinton, y R. T. Walker. 2012. Exchange rates, soybean supply response, and deforestation in South America. *Global Environmental Change* 22(2):454–462.
- Riitters, K. H., R. V. O’Neill, C. T. Hunsaker, J. D. Wickham, 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(1):23–39.
- Rivas, A. I., y J. J. Rivas. 2009. La distribución de la tierra en el norte grande argentino : persistencias y cambios. *Baetica* 31:91–113.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B.

- Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, y J. A. Foley. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461(7263):472–475.
- Rodríguez, J. P., T. D. Beard, E. M. Bennett, G. S. Cumming, S. J. Cork, J. Agard, A. P. Dobson, y G. D. Peterson. 2006. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society* 11(1).
- Román, M. E., y M. C. González. 2016. *Transformaciones agrarias argentinas durante las últimas décadas. Una visión desde Santiago del Estero y Buenos Aires*. EFA, Buenos Aires, Argentina.
- Root, R. B. 1967. The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37(4):317–350.
- Rounsevell, M. D. A., B. Pedrolí, K.-H. Erb, M. Gramberger, A. Gravsholt Busck, H. Haberl, S. Kristensen, T. Kuemmerle, S. Lavorel, M. Lindner, H. Lotze-Campen, M. J. Metzger, D. Murray-Rust, A. Popp, M. P. rez-Soba, A. Reenberg, A. Vadineanu, P. H. Verburg, y B. Wolfslehner. 2012. Challenges for land system science. *Land Use Policy* 29:899–910.
- Ruckelshaus, M., E. McKenzie, H. Tallis, A. Guerry, G. Daily, P. Kareiva, S. Polasky, T. Ricketts, N. Bhagabati, S. A. Wood, y J. Bernhardt. 2015. Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecological Economics* 115:11–21.
- Sacchi, L. V., y N. I. Gasparri. 2016. Impacts of the deforestation driven by agribusiness on urban population and economic activity in the Dry Chaco of Argentina. *Journal of Land Use Science* 11(5):523–537.
- Salazar, A., G. Baldi, M. Hirota, J. Syktus, y C. McAlpine. 2015. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: A review. *Global and Planetary Change* 128:103–119.
- Salazar, A., J. Katzfey, M. Thatcher, J. Syktus, K. Wong, y C. McAlpine. 2016. Deforestation changes land–atmosphere interactions across South American biomes. *Global and Planetary Change* 139:97–108.
- Scheffer, M., W. Brock, y F. Westley. 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: An interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems* 3(5):451–471.
- Schmidt, M. 2012. Situación de la tierra en la provincia de Salta. Una aproximación al contexto previo al Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos. *Estudios Rurales* 2(3).
- Schröter, M., G. M. Rusch, D. N. Barton, S. Blumentrath, y B. Nordén. 2014. Ecosystem Services and Opportunity Costs Shift Spatial Priorities for Conserving Forest Biodiversity. *PLoS ONE* 9(11):e112557.
- Seghezzo, L., J. N. Volante, J. M. Paruelo, D. J. Somma, E. C. Buliubasich, H. E. Rodríguez, S. Gagnon, y M. Hufty. 2011. Native forests and agriculture in Salta (Argentina): Conflicting visions of development. *Journal of Environment and Development* 20(3):251–277.
- Sen, P. K. 1968. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association* 63(324):1379.
- Shi, H., L. Li, D. Eamus, A. Huete, J. Cleverly, X. Tian, Q. Yu, S. Wang, L.

- Montagnani, V. Magliulo, E. Rotenberg, M. Pavelka, y A. Carrara. 2017. Assessing the ability of MODIS EVI to estimate terrestrial ecosystem gross primary production of multiple land cover types. *Ecological Indicators* 72:153–164.
- Shimabukuro, Y. E., V. Duarte, L. O. Anderson, E. Arai, D. M. Valeriano, F. D. B. E. Santo, y L. C. M. Aulicino. 2004. Deforestation detection in Brazilian Amazon region in a near real time using Terra MODIS daily data. *IGARSS 2004. 2004 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* 5(C):3405–3408.
- Sletto, B., J. Bryan, M. Torrado, C. Hale, y D. Barry. 2013. Territorialidad, mapeo participativo y política sobre los recursos naturales: la experiencia de América Latina. *Cuadernos de Geografía. Revista Colombiana de Geografía* 22(2):193–209.
- Slutzky, D. 2005. Los conflictos por la tierra en el área de expansión agropecuaria del NOA con especial referencia a la situación de los pequeños productores y a los Pueblos Originarios. *Revista Interdisciplinaria de Estudios Agrarios* 23:59–100.
- Steffen, W., W. Broadgate, L. Deutsch, O. Gaffney, y C. Ludwig. 2015. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review* 2(1):81–98.
- Steffen, W., R. Sanderson, P. Tyson, J. Jäger, P. Matson, B. Moore III, F. Oldfield, K. Richardson, H. Schellnhuber, B. Turner, y R. Wasson. 2005. *Global Change and the Earth System*. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- Steininger, M. K., C. J. Tucker, J. R. G. Townshend, T. J. Killeen, A. Desch, V. Bell, y P. Ersts. 2001. Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. *Environmental Conservation* 28(2):127–134.
- Stokols, D., R. P. Lejano, y J. Hipp. 2013. Enhancing the Resilience of Human-Environment Systems: a Social Ecological Perspective. *Ecology and Society* 18(1):1–7.
- Su, C., B. Fu, Y. Wei, Y. Lü, G. Liu, D. Wang, K. Mao, y X. Feng. 2012. Ecosystem management based on ecosystem services and human activities: a case study in the Yanhe watershed. *Sustainability Science* 7(1):17–32.
- Tallis, H., H. Mooney, S. Andelman, P. Balvanera, W. Cramer, D. Karp, S. Polasky, B. Reyers, T. Ricketts, S. Running, K. Thonicke, B. Tietjen, y A. Walz. 2012. A Global System for Monitoring Ecosystem Service Change. *BioScience* 62(11):977–986.
- Tansley, A. G. 1935. The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms. *Ecology* 16(3):284–307.
- Tapella, E. 2007. El mapeo de Actores Claves. Documento de trabajo del proyecto Efectos de la biodiversidad funcional sobre procesos ecosistémicos, servicios ecosistémicos y sustentabilidad en las Américas: un abordaje interdisciplinario. *Universidad Nacional de Córdoba, Inter-American Institute for Global Research (IAI)*.
- The Nature Conservancy. 2005. Evaluación ecorregional del Gran Chaco Americano / Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Theil, H. 1950. A Rank-Invariant Method of Linear and Polynomial Regression

- Analysis. Páginas 345–381. Springer Netherlands.
- Theobald, D. M., T. Spies, J. Kline, B. Maxwell, N. T. Hobbs, V. H. Dale, D. M. Theobald, T. Spies, J. Kline, B. Maxwell, N. T. Hobbs, y V. H. Dale. 2005. Ecological support for rural land-use planning. *Ecological Applications* 15(6):1906–1914.
- Torrella, S. A., R. G. Ginzburg, J. M. Adámoli, y L. Galetto. 2013. Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. *Forest Ecology and Management* 307:147–154.
- Torres, R., N. I. Gasparri, P. G. Blendinger, y H. R. Grau. 2014. Land-use and land-cover effects on regional biodiversity distribution in a subtropical dry forest: a hierarchical integrative multi-taxa study. *Regional Environmental Change* 14(4):1549–1561.
- Turner, B., W. Clark, R. Kates, J. Richards, J. Mathews, y W. Meyer. 1993. *The Earth as Transformed by Human Action*. Página (B. Turner, W. Clark, R. Kates, J. Richards, J. Mathews, y W. Meyer, editores). Cambridge University Press.
- Turner, B. L., R. E. Kasperson, P. A. Matson, J. J. McCarthy, R. W. Corell, L. Christensen, N. Eckley, J. X. Kasperson, A. Luers, M. L. Martello, C. Polsky, A. Pulsipher, y A. Schiller. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100(14):8074–9.
- UNCCD. 2015. *A stronger UNCCD for a Land-Degradation Neural World*. Bonn, Germany.
- Vallejos, M., S. Aguiar, M. Pérez, D. Ligier, N. Huykman, H. Méndez Casariego, y S. Papagno. 2015. Capítulo 7: Análisis Social para el Ordenamiento Territorial Rural. Página 574 en J. M. et al Paruelo, editor. *Ordenamiento Territorial: Conceptos, Métodos y Experiencias*. FAO, MAGyP & FAUBA, Buenos Aires, Argentina.
- Viglizzo, E. F., J. M. Paruelo, P. Lateral, y E. G. Jobbágy. 2012. Ecosystem service evaluation to support land-use policy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:78–84.
- Viglizzo, E. F., A. J. Pordomingo, D. Buschiazzo, y M. G. Castro. 2005. A methodological approach to assess cross-scale relations and interactions in agricultural ecosystems of Argentina. *Ecosystems* 8(5):546–558.
- Villamagna, A. M., P. L. Angermeier, y E. M. Bennett. 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity* 15:114–121.
- Villarino, S. H. 2016. Cambios del Carbono Orgánico edáfico en Ecosistemas argentinos transformados a agricultura : su efecto sobre la provisión de servicios ecosistémicos. Tesis Doctiral, Balcarce.
- Villaruel Torrez, D. 2015. Cuantificación de la energía radiativa emitida por fuegos en el centro de Sudamérica: Una aproximación para discriminar entre fuegos de desmonte, agrícolas y naturales.
- Vitousek, P. M. 1994. Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology* 75(7):1861–1876.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, y J. M. Melillo. 1997. Human

- Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277(5325).
- Volante, J. N. 2014. Dinámica y consecuencias del cambio en la cobertura y el uso del suelo en el Chaco Semi-Árido. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Volante, J. N., D. Alcaraz-Segura, y M. J. Mosciaro. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:12–22.
- Volante, J. N., y J. M. Paruelo. 2014. Is Forest Transition taking place? Evidence for the Semiarid Chaco in Argentina. *Journal of Arid Environments*:1–10.
- Volante, J. N., y J. M. Paruelo. 2015. Is forest or Ecological Transition taking place? Evidence for the Semiarid Chaco in Argentina. *Journal of Arid Environments* 123:21–30.
- Walker, B. H. 1992. Biodiversity and Ecological Redundancy. *Conservation Biology* 6(1):18–23.
- Ward, J. H. 1963. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association* 58:236–244.
- Wolff, S., C. J. E. Schulp, y P. H. Verburg. 2015. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators* 55:159–171.
- Wong, C. P., B. Jiang, Kinzigm A.P., K. N. Lee, y Z. Ouyang. 2015. Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. *Ecology Letters* 18:108–118.
- Yahdjian, L., O. E. Sala, y K. M. Havstad. 2015. Rangeland ecosystem services: shifting focus from supply to reconciling supply and demand. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13(1):44–51.
- Zak, M. R., M. Cabido, D. Cáceres, y S. Díaz. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management* 42(2):181–189.
- 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(4):589–598.

Anexos

Anexo 1. Comparación de los dieciocho artículos publicados en la literatura que incluyen clasificaciones de área deforestada, transformado, o cultivados en la ecorregión del Chaco Seco. Se compara el área calculada en los trabajos y la superficie estimada en este trabajo, utilizando igual área. La tabla incluye la extensión espacial y temporal, resolución conceptual de los estudios, el método utilizado para la clasificación, el área transformada declarada, la proporción que esta zona representa en relación con el área de estudio en el período analizado, la precisión global declarada de la clasificación, la zona transformada por este trabajo utilizando la misma extensión espacial y temporal, y la disponibilidad de la clasificación para su uso.

	Spatial extension	Temporal extension	Spatial resolution	Temporal resolution	Conceptual resolution	Method	Declared transformed area	Transformed proportion (relative to the study area)	Declared Overall Accuracy	Transformed area estimates in Chapter 2 (same spatial and temporal extension)	Available online
Boletta et al. 2006	Moreno, Santiago del Estero, Argentina (15,000 km ²)	1975 to 1999 (25 years)	30 m - LANDSAT	1975-1992 and 1999	Forest, Shrubland, Grassland, Agricultural Land, Bare Soil, Burnt Vegetation and Urban Areas	Supervised classification (pixel based using Maximum Likelihood algorithm)	3,500 km ² (value estimated from a graph)	23%	In 1975 = 94%; In 1992 = 98%; In 1999 = 95% (using land-use maps, GPS, and photographs from field reports)	3,432 km ²	NO
Caballero et al. 2014	Dry and Humid Chaco (1,078,000 km ²)	2013	Plot - LANDSAT	Intra-annual	Transformed plots (both rangelands and cropland)	Manual digitalization (object based)	5,023	4,6%	NO	No possible to compare in this version of the database	http://www.guayra.org.py/?opcion=com_phocadownload&view=category&id=10:2013&Itemid=257&lang=es (2013)
Caldas et al. 2013	Paraguayan Dry and Humid Chaco (230,000 km ²)	2000-2011 (12 years)	250 m - MODIS	Annually	Palm Savanna, High and Low Forest, Shrub/short forest, Natural Grasslands, Introduced Pasture/Crop Land	Unsupervised classification (using the Isodata algorithm)	6,376 km ²	3%	In 2011 = 84%	No possible to calculate because the different spatial extension of the analysis	NO
Cardozo et al. 2013	Dry and Humid Chaco (1,078,000 km ²)	2012	Plot - LANDSAT	Intra-annual	Transformed plots (both rangelands and cropland)	Manual digitalization (object based)	5,392 km ²	0.5%	NO	4,752 km ² (only for Dry Chaco)	http://www.guayra.org.py/?opcion=com_phocadownload&view=category&id=9:2012&Itemid=257&lang=es (2012)

	Spatial extension	Temporal extension	Spatial resolution	Temporal resolution	Conceptual resolution	Method	Declared transformed area	Transformed proportion (relative to the study area)	Declared Overall Accuracy	Transformed area estimates in Chapter 2 (same spatial and temporal extension)	Available online
Casco Verna 2011	Dpto. Alto Paraguay, Paraguay (82,349 km ²)	1997 to 2011 (15 years)	Plot - LANDSAT	1997, 1999, 2002, 2004, 2005, 2008, 2009, 2010 and 2011	Agricultural use	Manual digitalization (object based)	13,578 km ²	16.5% (acumulated 2011)	NO	12,241 km ² (only for Dry Chaco)	NO
Clark et al. 2010	Dry Chaco (<i>Olson et al. 2001</i>) (787,000 km ²)	2002 to 2006 (5 years)	250 m - MODIS	Annually	Agriculture, Plantations, Herbaceous., Woody, Mixed Woody, Built-Up, Bare and Water	Supervised classification (pixel based using Random Forest algorithm)	26,352 km ²	3%	79.3% (using Google Earth interpretation)	26,763 km ²	NO
Fundación Avina 2012	Dry and Humid Chaco (1,078,000 km ²)	2010 and 2011	Plot - LANDSAT	Intra-annual	Transformed plots (both rangelands and cropland)	Manual digitalization (object based)	2,661 km ² (2010) 2,946 km ² (2011)	2.5% (2010) 2.7 % (2011)	NO	8,514 km ² (2010) 7,259 km ² (2011) (only for Dry Chaco)	http://www.guypara.org.py/?opcion=com_phocadownload&view=category&id=8:2011&Itemid=257&lang=es (2011)
Gasparri and Grau 2009	Salta and Tucumán (Yungas and Chaco), Argentina (49,707 km ²)	1972 to 2007 (16 years)	Plot - LANDSAT	1972, 1984, 1989, 1992, 1997/8, 2002 and 2007	Non Forest	Manual digitalization (object based)	14,520km ²	29%	92%	No possible to calculate because the different spatial extension of the analysis	NO
Gasparri et al. 2013	Northern Argentine Dry Chaco (176,000 km ²)	1972 to 2011 (40 years)	Plot - LANDSAT	1972, 1991, 1997, 2002, 2007 and 2011	Forest and Non Forest	Manual digitalization (object based)	27,000 km ²	15%	92%	No possible to calculate because the different spatial extension of the analysis	NO

	Spatial extension	Temporal extension	Spatial resolution	Temporal resolution	Conceptual resolution	Method	Declared transformed area	Transformed proportion (relative to the study area)	Declared Overall Accuracy	Transformed area estimates by Vallejos et al. 2014 (same spatial and temporal extension)	Available online
Grau et al. 2005	San Martín, Anta and eastern Orán, Salta, Argentina (30,513 km ²)	1972 to 2001 (30 years)	30 m - LANDSAT	1972-1984-1990-1007 and 2001	Forest and Non Forest	Manual digitalization (object based)	5,889 km ²	19%	92% (using ground survey of located points)	6,040 km ² (only for Dry Chaco)	NO
Hansen et al. 2013	Global (128,800,000 km ²)	2001 to 2012 (12 years)	30 m - LANDSAT	Anually	Forest Loss, Forest Gain, Forest Extent	Supervised classification (pixel based using decision trees)	66,676 km ² (calculated with the raster data in Dry Chaco ecoregion)	8%	99.6% (using a probability-based stratified random sample of 120m blocks per biome)	73,336 km ² from 2001 to 2012 (70,685 km ² when polygons were rasterized at 30 x 30 m pixel size, as Hansen et al. 2013)	http://earthen.ginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest (2001-2012)
Hoyos et al. 2013	NE, NW and W of Córdoba, Argentina (270 km ²)	1979 to 2010 (32 years)	30 m - LANDSAT	1979, 1999, 2004 and 2010	Closed Forest, Open Forest, Shrubland and Cultural Vegetation	Supervised classification (pixel based) and change detection analysis	57 km ²	21%	In 2004 = 80%; In 2010 = 89% (using Google Earth and field sampling points)	No possible to calculate because the different spatial extension of the analysis	NO
Huang et al. 2009	Paraguay (397,948 km ²)	1990 to 2000 (21 years)	250 m - MODIS	1990 and 2000	Atlantic Forest, Atlantic Forest Loss, Water, Chaco Woodland, Chaco Woodland Loss and Non Forest	Unsupervised and supervised classification (isodata algorithm and clusters based on defined training pixels)	25,460 km ²	6%	Between 0,92 and 0,95% for Chaco ecoregion (using QickBird imagery)	No possible to calculate because the different spatial extension of the analysis	NO
Killeen et al. 2007	Bolivia (776,000 km ²)	1976 to 2005 (30 years)	30 m - LANDSAT	1976-1986-1991-2000 and 2004	Forest, Scrubland, Grassland, Wetland, Water, LCC<1991, LCC 1992-2000 and LCC 2001-2004	Supervised classification (pixel based using Isodata algorithm)	54,454 km ²	7%	Results as a frequency histogram (Validation by comparison to aerial videography acquired in 2005)	No possible to calculate because the different spatial extension of the analysis	NO

	Spatial extension	Temporal extension	Spatial resolution	Temporal resolution	Conceptual resolution	Method	Declared transformed area	Transformed proportion (relative to the study area)	Declared Overall Accuracy	Transformed area estimates by Vallejos et al. 2014 (same spatial and temporal extension)	Available online
Primer inventario Nacional de Bosques Nativos, 2007	Parque Chaqueño (675,363 km ²)	1997/9	Plot - LANDSAT	One year	Forest land, rural forests, other wooded land, other lands (1 st Level)	Manual digitalization (object based)	86,398 km ² (Agricultural land, 2 nd Level)	12.8%	77% (2 nd Level, using ground control points)	67,765 km ² (only for Dry Chaco)	NO
Unidad de manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF)	Chaqueño, Selva Misionera y Selva Tucumano Boliviana, Argentina	2006-2011	Plot - LANDSAT	2006, 2007/8, 2010 and 2011	Forest lands, other forest lands	Manual digitalization (object based)	17,794 km ² ("other forest land" loss)	Does not specify the study area.	NO	No possible to calculate because the different spatial extension of the analysis	NO
Vallejos et al. 2014	Dry Chaco (Olson et al. 2001) (787,000 km ²)	1976 to 2012 (37 years)	Plot - LANDSAT	Decadally 1976-1986-1996; Anually from 2000 to 2012	Transformed plots (both rangelands and cropland)	Manual digitalization (object based)	158,137 km ²	21%	97.8% (using random points in historical imagery from Google Earth)	-	http://monitor.eodesmonte.com.ar/gis (1976-2012)
Volante et al. 2012	NW Argentina (Salta, Sgo. del Estero, Tucumán, Jujuy and Catamarca) (104,000 km ²)	2000 to 2007 (8 years)	Plot - LANDSAT	Anually	Transformed plot (both rangelands and cropland)	Manual digitalization (object based)	27,576 km ²	27%	NO	No possible to calculate because the different spatial extension of the analysis	NO
Zak and Cabido 2002	Northern Córdoba, Argentina (40,000 km ²)	1999	30 m - LANDSAT	One year	Lowland cover types, Mountain cover types and Cultural landscapes	Unsupervised classification followed by supervised classification (pixel based using Maximum Likelihood algorithm)	13,220 km ² (Cultural landscapes)	33%	83% (using ground truth survey)	No possible to calculate because the different spatial extension of the analysis	NO

Referencias – Anexo 1

- Boletta, P.E., Ravelo, A.C., Planchuelo, A.M. and Grilli, M. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management*, 228:108-114.
- Caballero, J., Palacios, F., Arévalos, F., Rodas, O., Yanosky, A. 2014. Cambio de Uso De La Tierra en el Gran Chaco Americano en el año 2013. *Paraquaria Natural*, 2(1): 21-28.
- Caldas, M.M., Goodin, D., Sherwood, S., Campos Krauer, J.M. and Wisely, S.M. 2013. Land-cover change in the Paraguayan Chaco: 2000–2011. *Journal of Land Use Science*, 1-18.
- Cardozo, R., Palacios, F., Rodas, O., Yanosky, A. 2013. Cambio de Uso De La Tierra en el Gran Chaco Americano en el año 2012. *Paraquaria Natural*, 1(2): 43-49.
- Casco Verna, G.E. Análisis del avance del uso agropecuario en el Dpto. de Alto Paraguay, entre los años 1997, 1999, 2002, 2004, 2005, 2008, 2009, 2010 y 2011. Secretaría de Ambiente Paraguay. Dirección General De Gestión Ambiental Dirección De Ordenamiento Ambiental Del Territorio Dpto. De Teledetección Y Sig Dpto. De Análisis Y Evaluación Ambiental. Agosto 2011.
- Clark, M.L, Aide, T.M, Grau, H.R. and Riner, G. 2010. A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment*, 114:2816-2832.
- Fundación Avina. Informe Final Técnico 2010 – 2011. Monitoreo de los Cambios de Uso de la Tierra, Incendios e Inundaciones del Gran Chaco. Asociación Guyra Paraguay. Asunción, abril 2012.
- Gasparri, I.N. and Grau, H.R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology and Management*, 258:913-921.
- Gasparri, N.I., Grau, H.R. and Gutiérrez Angonese J. 2013. Linkages between soybean and neotropical deforestation: Coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Global Environmental Change*, 23(6):1605-1614.
- Grau, H.R., Gasparri, N.I. and Aide, T.M. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation*, 32(2): 140–148
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O. and Townshend, J.R.G. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342:850-853.
- Hoyos, L.E., Cingolani, A.M., Zak, M.R., Vaieretti, M.V., Gorla D.E. and Cabido M.R. 2013. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Applied Vegetation Science*, 16:260-271.
- Huang, C., Kim, S., Song, K., Townshend, J.R.G., Davis, P., Altstatt, A., Rodas, O., Yanosky, A., Clay, R., Tucker, C.J. and Musinsky, J. 2009. Assessment of Paraguay's forest cover change using Landsat observations. *Global and Planetary Change*, 67:1–12.
- Killeen, T.J., Calderon, V, Soria, L. Quezada, B., Steininger, M.K., Harper, G. Solórzano, L.A. and Tucker, C.J., 2007. Thirty Years of Land-cover Change in Bolivia. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(7):600-606.
- Primer inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Regional Parque Chaqueño. Buenos Aires, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2007. 114 p. ISBN 978-987-23575-1-1.
- Unidad de manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF). Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativo: Período 2006-2011. Regiones Forestales Parque Chaqueño, Selva Misionera y Selva Tucumano Boliviana. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Junio 2012.
- Volante, J.N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, J.M., Viglizzo, E., Fand Paruelo, J.M. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154:12-22.
- Zak, M.A. and Cabido, M. 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. *Applied Vegetation Science*, 5:213-226.

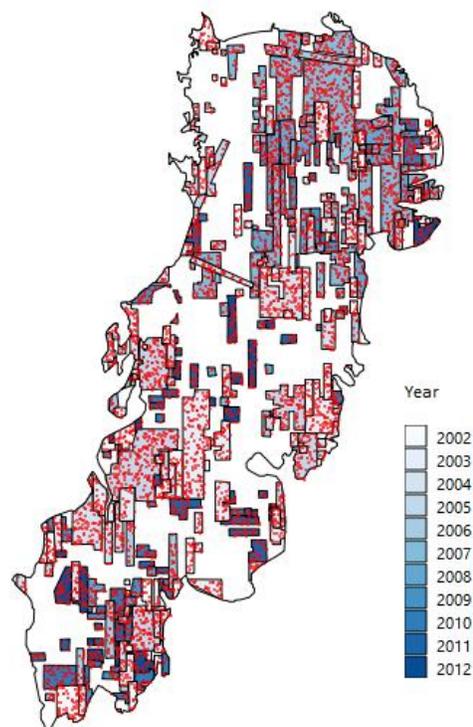
Anexo 2. Matriz de contingencia y precisión global de la clasificación del uso del suelo, para el período 2002-2012. Para la elaboración de la matriz se usaron imágenes históricas de alta resolución provenientes de “Google Earth”. Se distribuyeron 500 puntos aleatorios para comparar las imágenes de alta resolución con la base de datos geoespacial propia.

		Vallejos et al.		
		Transformación	Cobertura Original	Precisión del productor
Google Earth	Transformación	863	58	921
	Cobertura Original	51	4028	4079
	TOTAL	914	4086	5000
	Precisión del Usuario	94.4%	98.6%	

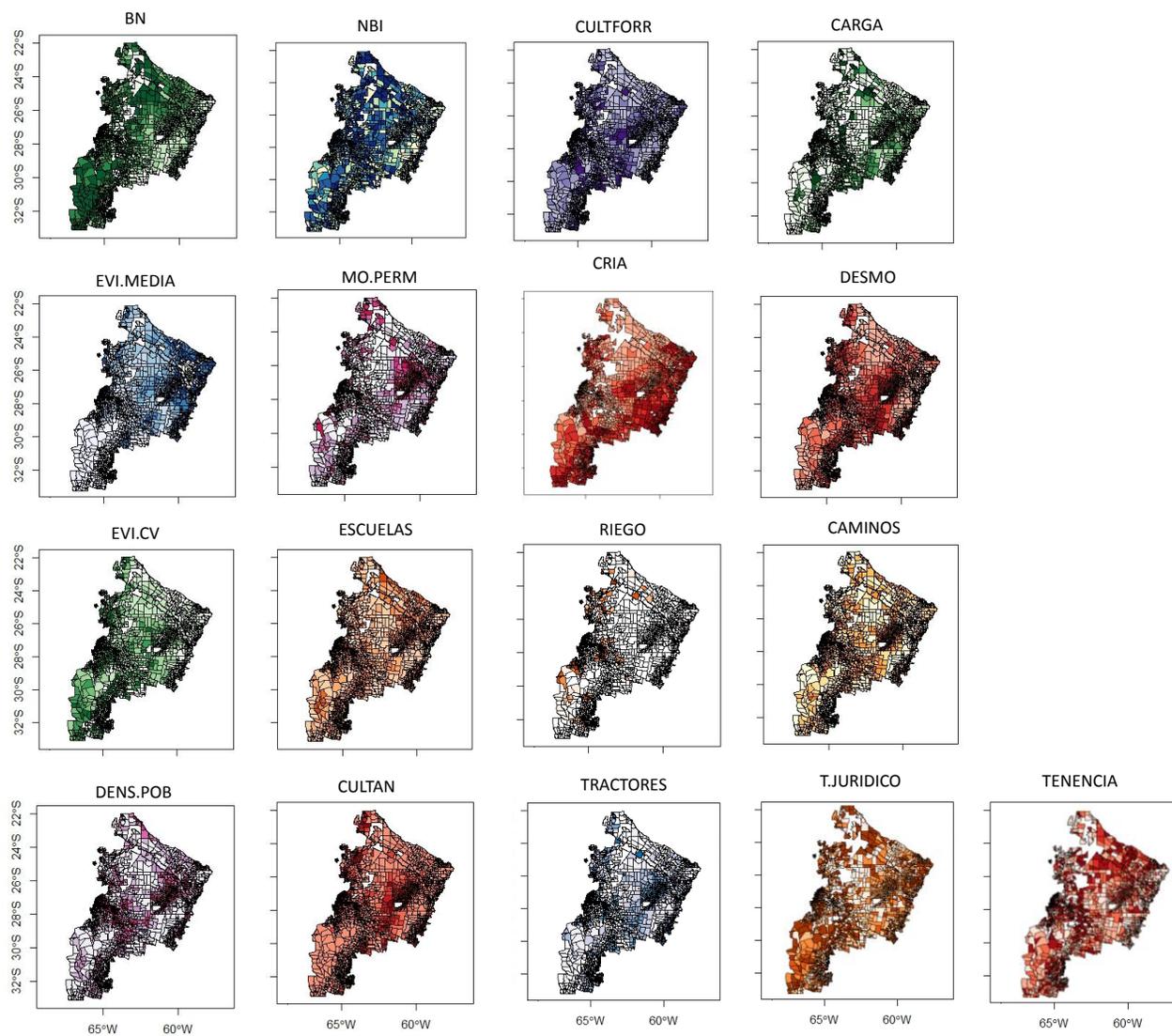
Precisión global = 97.81%

Anexo 3. Der: Precisión año a año para el período 2002-2012. Los valores se obtuvieron usando imágenes históricas de alta resolución provenientes de Google Earth. Se distribuyeron 500 puntos aleatorios para comparar las imágenes de alta resolución con la base de datos geoespacial propia. *Der:* Ubicación de las imágenes históricas de alta resolución provenientes de Google Earth (2002 a 2012) y distribución de puntos aleatorios (puntos rojos) usados para comparar las imágenes de alta resolución con la base de datos geo-espacial propia.

Año de transformación	Precisión (%)
2002	97.9%
2003	97.0%
2004	98.1%
2005	96.0%
2006	98.3%
2007	98.8%
2008	99.2%
2009	95.6%
2010	97.4%
2011	97.8%
2012	99.2%
TOTAL	97.8%



Anexo 4. Distribución de las variables explicativas a escala de radio censal en el área de estudio. Los valores son relativos, cuanto más oscuro más alto el valor.

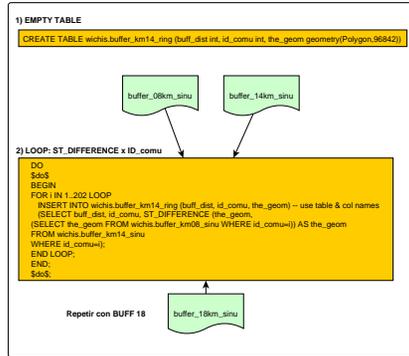


Anexo 5. Análisis de correlación entre variables explicativas. En el sector inferior izquierdo se observa el *coeficiente de correlación*, mientras que en el sector superior derecho se observa el *valor p* de la correlación.

	BN	EVI. MEDIA	EVI.CV	DENS. POB	NBI	MO. PERM	ESCUE LAS	CULTAN	CULT FORR	CRIA	RIEGO	TRACT	CARGA	DESMO	CAMIN	T.JURI DICO	TENEN CIA
BN	1	0	0.35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.892	4.00E ⁻⁰⁴
EVI.MEDIA	-0.36	1	0	0	0.0497	0	0	0	0.046	0	0.283	0	0	0	0	8.00E ⁻⁰⁴	0.570
EVI.CV	0.02	-0.40	1	0	0.810	0	0.441	0	0	0	0	0	0	0	0.0901	0.334	0
DENS.POB	-0.28	0.20	0.12	1	0.9154	0	0	0	0.406	0	0	0	0.396	6.00E ⁻⁰⁴	0	0.0392	0
NBI	0.12	-0.04	-0.01	0.00	1	0.188	0.138	0.0076	0.418	0.002	0.838	0.478	0.131	3.00E ⁻⁰⁴	0.0142	0.343	0.002
MO.PERM	-0.20	0.15	0.11	0.43	-0.03	1	0	0	0.883	0	0	0	0.3558	0	0	0.015	0.017
ESCUELAS	-0.16	0.15	0.02	0.34	-0.03	0.18	1	0	0.446	0	0	0	0.0018	0.175	0	0.653	0.004
CULTAN	-0.40	0.27	0.46	0.40	-0.06	0.34	0.18	1	0.179	0	0	0	0.99	0	0	0.0039	0.044
CULTFORR	-0.16	-0.04	0.16	-0.02	-0.02	0.00	0.02	0.03	1	0.094	0	0.0892	0	0	0	0.499	0
CRIA	-0.13	-0.17	-0.09	-0.21	-0.07	-0.17	-0.13	-0.19	0.04	1	0	0	0	0.526	0	3.00E ⁻⁰⁴	0
RIEGO	-0.15	-0.02	0.18	0.24	0.00	0.31	0.13	0.17	0.27	-0.14	1	0	0	0.0128	0.0011	0.788	0.058
TRACT	-0.30	0.16	0.21	0.63	-0.02	0.48	0.23	0.55	0.04	-0.19	0.35	1	0.1152	0	0	0.0019	0
CARGA	-0.21	0.20	-0.21	0.02	-0.03	0.02	0.07	0.00	0.09	0.12	-0.11	-0.03	1	0	0	4.00E ⁻⁰⁴	0.0164
DESMO	-0.24	0.17	0.16	0.07	-0.08	0.18	0.03	0.45	0.25	-0.01	0.05	0.12	0.22	1	0	0.301	0.096
CAMINOS	-0.24	0.24	0.04	0.36	-0.05	0.30	0.20	0.43	0.11	-0.17	0.07	0.31	0.19	0.56	1	0.004	0
T.JURIDICO	0.00	0.07	-0.02	0.04	-0.02	0.05	0.01	0.06	0.01	0.08	0.01	0.07	0.08	0.02	0.06	1	6.00E ⁻⁰⁴
TENENCIA	0.08	-0.01	-0.09	0.13	0.07	0.05	0.06	-0.04	-0.11	-0.22	-0.04	0.13	0.05	-0.04	0.12	-0.07	1

Anexo 6. Consultas a VARSAT (plataforma de imágenes satelitales LART-FAUBA, en PostgreSQL) para la extracción de series temporales de IVN (MOD13Q1)

LOOP para cortar anillos



AREA DE POLIGONO EN SRC = POSTGAR 98 (22174)

