

**Interacción de controles humanos y ambientales  
sobre la ecología y socio-economía de sistemas productivos semiáridos  
del Chaco y Espinal**

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

**Francisco Murray**

Ingeniero Agrónomo - Universidad Nacional del Comahue - 2005  
Mg., Producción Animal - Universidad Nacional de Mar del Plata - 2009

Lugar de trabajo: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, San Luis



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

## COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

**Esteban Gabriel Jobbágy**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)  
Mg., Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires)  
Ph.D., Biología (Duke University)

Co-director

**Ernesto Francisco Viglizzo**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de La Pampa)  
Mg., Recursos Naturales (Universidad de La Plata – U de Mar del Plata)  
Ph.D, Ciencias (Université Catholique de Louvain)

Consejero de Estudios

**Germán Baldi**

Lic. Biología (Universidad de Buenos Aires)  
Mg., Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires)  
Dr., Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

## JURADO DE TESIS

JURADO

**Leonardo Galetto**

Lic. Biología (Universidad Nacional de Córdoba)  
Dr., Ciencias Biológicas (Universidad Nacional de Córdoba)

JURADO

**Pedro Tsakoumagkos**

Contador Público Nacional (Universidad de la Rioja)  
Mg., Ciencias Sociales (Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales)

JURADO

**Diego P. Vázquez**

Lic. Biología (Universidad de Buenos Aires)  
Ph.D, Ecología y Biología Evolutiva (University of Tennessee)

Fecha de defensa de la tesis: 27 de Junio de 2018

## **Agradecimientos**

A Esteban y Germán por sus invaluables aportes a nivel académico y personal, como también a la gran familia del GEA-IMASL por los buenos momentos compartidos. A Noelia, Juana y Simona por el aguante en el camino. A los amigos y compañeros de trabajo que alentaron y aportaron a su manera. A INTA por promover y financiar este aprendizaje.

*“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**

- Murray, F., Baldi, G., von Bernard, T., Viglizzo, E.F., Jobbágy, E.G., 2016. Productive performance of alternative land covers along aridity gradients: Ecological, agronomic and economic perspectives. *Agricultural Systems* 149, 20-29.

## Índice general

Resumen.....	xii
Abstract .....	xiii
Capítulo 1: Introducción general .....	1
1.1    Transformación agrícola de ecosistemas semiáridos: Chaco y Espinal .....	2
1.2    Tipos funcionales de vegetación y estrategias de adaptación a la aridez ...	3
1.3    Costos-beneficios de transformaciones agrícolas en gradientes de aridez .	4
1.4    Dinámicas sociedad-naturaleza y desarrollo local .....	5
1.5    Objetivos.....	7
1.6    Organización de la tesis .....	8
1.7    Consideraciones metodológicas, éticas y conceptuales.....	8
Capítulo 2: Desempeño productivo comparado de vegetación natural, pasturas y cultivos en un gradiente de aridez .....	11
2.1    Introducción .....	12
2.2    Métodos .....	14
2.2.1    Región de estudio .....	14
2.2.2    Base de datos y procedimientos de estimación .....	15
2.2.3    Evaluación económica .....	17
2.3    Resultados .....	18
2.3.1    Ecológico: magnitud de la PPNA.....	18
2.3.2    Agronómico: generación de bienes, energía y proteína .....	20
2.3.3    Económico: margen bruto por unidad de tierra o de capital invertido .....	20
2.4    Discusión .....	24
Material suplementario 2.1 .....	27
Capítulo 3: Productividad primaria y dinámica temporal según tipo de vegetación y clima en el Chaco y Espinal semiárido. ....	30
3.1    Introducción .....	31
3.2    Métodos .....	33
3.2.1    Área de estudio.....	33
3.2.2    Procedimiento de muestreo.....	33
3.2.3    Funcionamiento de la vegetación .....	35
3.2.4    Análisis estadístico .....	36
3.3    Resultados .....	36
3.3.1    Atributos funcionales y su variabilidad respecto al clima .....	36
3.3.2    Incidencia humana y ambiental sobre los atributos funcionales.....	38

3.3.3	Eficiencia de uso y respuestas a cambios anuales en precipitación .....	40
3.4	Discusión .....	41
	Material Suplementario 3.1 .....	45
Capítulo 4: El contexto humano y ambiental como condicionantes del desarrollo local: dos regiones con trayectorias contrastantes en el Chaco semiárido. ....		48
4.1	Introducción .....	49
4.2	Métodos .....	50
4.2.1	Delimitación y caracterización social y biofísica de cada región .....	50
4.2.2	Muestreo de indicadores ambientales.....	53
4.2.3	Muestreo de variables productivas y económicas .....	53
4.2.4	Muestreo de variables sociales.....	54
4.2.5	Resolución y representatividad de los datos .....	54
4.3	Resultados .....	54
4.3.1	Resultado ecológico.....	56
4.3.2	Resultado agronómico: estructura y rindes en productos y nutrientes .....	56
4.3.3	Resultados económicos.....	56
4.3.4	Resultado social.....	57
4.4	Discusión .....	58
	Material Suplementario 4.1 .....	62
Capítulo 5: Discusión general .....		66
5.1	Valoración de costos-beneficios de transformaciones agrícolas.....	67
5.2	Principales resultados obtenidos en esta tesis .....	69
5.3	Integración de resultados e implicancias para la planificación territorial .....	71
5.4	Conclusiones finales .....	74
Bibliografía:.....		76

## Índice de cuadros

Cuadro 2.1: Composición elemental de bienes derivados de distinto tipo de usos y coberturas, y producción anual en unidades de masa, energía y proteína digestible para rangos extremos de 900 y 500 mm de precipitación.

Cuadro 2.2: Costos operativos, de comercialización y resultado en precios al productor, de productos derivados de distinto tipo de usos y coberturas. (1) Los costos de fertilización fueron únicamente considerados para el análisis de sensibilidad económica. La suma de costos de comercialización y precios al productor equivale al precio libre en el puerto para Argentina (“Free Alongside Ship”, FAS por sus siglas en inglés). Los valores son promedios para el período 2008-2011. La distancia de transporte utilizada fue de 500 y 200 km. EV: equivalente vaca

Cuadro 2.I: Parcelas experimentales de pastura y forestales ubicadas dentro del Chaco y Espinal, utilizadas para estimar la productividad primaria neta aérea (PPNA).

Cuadro 3.1. Clima de cada subregión, número de sitios de muestreo (~bloques) y total de parcelas dentro de los sitios donde se identificó al menos dos de las tres coberturas objetivo.

Cuadro 3.2. Descripción de la dinámica de la productividad primaria a través de métricas funcionales que representan la magnitud (1 a 3), estacionalidad (4 a 8), variabilidad interanual (9) y respuesta a la precipitación (10 a 12) a partir de EVI, un indicador que estima la productividad de la vegetación, para el período 2000-2014.

Cuadro 3.I: Diferencias absolutas promedio del reemplazo de vegetación natural de bosque por cultivos anuales y pasturas perennes sobre métricas funcionales.

Cuadro 4.1: Tipo de información y fechas disponibles para cada región.

Cuadro 4.I: Valores absolutos de indicadores de resultado de Loma Plata-Filadelfia (LP&F.py, Chaco Central, Paraguay) respecto a la región biofísicamente similar de Bandera-Quimilí (B&Q.ar, Santiago del Estero, Argentina), utilizados en la Figura 4.3. Se caracterizan cualitativamente tres niveles de representatividad/confiabilidad del valor utilizado en la comparación para cada región (alta, media y baja), de acuerdo a la resolución disponible o supuestos utilizados en su cálculo. VAB: valor agregado bruto, IDH: índice de desarrollo humano, NBI: necesidades básicas insatisfechas, IHH: índice de Herfindahl e Hirschman.

Cuadro 4.II: Información agropecuaria utilizada para caracterizar la estructura y funcionamiento de las fronteras agrícolas de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay y Bandera-Quimilí en Argentina. La información para Loma Plata-Filadelfia se sintetizó teniendo en cuenta la información superpuesta entre el distrito de las Cooperativas y el de los Municipios.

Cuadro 4.III: Información socioeconómica utilizada para caracterizar la estructura y funcionamiento de las fronteras agrícolas de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay y Bandera-Quimilí en Argentina.



## Índice de figuras

Figura 1.1: Ubicación de la región del Chaco y Espinal semiárido en gris claro, según Olson et al. (2001), detallando las áreas con agricultura en gris oscuro y las isohietas de precipitación.

Figura 2.1: Hipótesis referida al efecto de la precipitación media anual (PMA) en tres tipos principales de cobertura desde una perspectiva (1A) ecológica de producción de biomasa y (1B) la perspectiva agronómica y económica de generación de bienes o renta. Se asume un mayor umbral de PMA mínimo para cultivos que para pasturas. En gris se detalla las zonas de PMA hipotéticas donde el criterio agronómico/económico puede favorecer coberturas vegetales con producción sub-óptima de biomasa.

Figura 2.2: (A) Cordón semiárido de Argentina y Paraguay con  $<900 \text{ mm año}^{-1}$  de lluvias, con las ecoregiones del Chaco y Espinal en gris claro (Olson et al., 2001), áreas agrícolas en gris oscuro (cultivos y pasturas) e isóneas de precipitación anual promedio. (B y C) Distritos políticos de donde se obtuvieron los datos de rinde de cultivos (incluyendo aquellos donde se mencionan pero con datos inconsistentes). (D) Parcelas experimentales de corte de pasturas y (E) de registro de crecimiento de árboles.

Figura 2.3: Productividad primaria neta aérea (PPNA) de cultivos pasturas y vegetación natural en relación a la precipitación media anual (PMA), expresado en toneladas de materia seca por hectárea por año. Los valores de soja y trigo fueron equiparados a los de maíz teniendo en cuenta el mayor valor energético del aceite y proteína de sus granos. Los modelos fueron construidos a partir de (a) estimaciones de rinde de cultivos a nivel de departamento, para maíz ( $PPNA = 13,7 PMA - 0,017 R^2 = 0,41, p < 0,0001$ ), soja ( $PPNA = 7,9 PMA + 0,259, R^2 = 0,37, p < 0,0001$ ) y trigo ( $PPNA = 0,005 PMA + 1,579, R^2 = 0,69, p < 0,0001$ ), donde los puntos vacíos corresponden a datos inconsistentes no utilizados; (b) parcelas de corte experimentales con gramíneas C4 ( $PPNA = 0,009 PMA - 1,172, R^2 = 0,60, p < 0,0001$ ) y el modelo para pasturas mixtas C3-C4 de Sala et al. (1988) desarrollado para Norteamérica; (c) modelo global empírico para ecosistemas arbóreos de Del Grosso et al. (2008) ( $PPNA = 0,1665 PMA^{1,185} / \exp(0,000414 PMA)$ ,  $R^2 = 0,40$ ), contrastado con mediciones de árboles en parcelas experimentales dentro de la región ( $PPNA = 9,343 \log(PMA) - 22,48, R^2 = 0,81$ ); y (d) Síntesis de los principales modelos utilizados para los distintos tipos de coberturas (excluyendo solo árboles y pastizal), donde la línea punteada gris horizontal representa el rango de 900 a 400 mm de PMA utilizado en las comparaciones.

Figura 2.4: Proyecciones del económico de distinto tipo de vegetación para intervalos de 100 mm de precipitación media anual (PMA), en términos de: (A) margen bruto por unidad de tierra ( $MB = \text{ingreso bruto al productor menos costos operativos y amortizaciones}$ ), (B) retorno de la inversión total ( $ROI_t = \text{margen bruto respecto al capital total}$ ), y (C) retorno del capital funcional ( $ROI_f = \text{margen bruto relativo únicamente a la suma de costos operativos y amortización, excluyendo interés}$ ). Los modelos de producción se estimaron a partir de estadísticas oficiales, datos experimentales y modelos empíricos, junto con precios de mercado y parámetros productivos específicos de cada sistema. La línea punteada gris en (B) representa la ganancia alternativa generada por un interés bancario estándar, utilizada además en el cálculo de costos.

Figura 2.I: Correlación lineal entre el valor de la tierra agrícola y la precipitación media anual (PMA) en 21 subregiones del Chaco y Espinal semiárido ( $u\$s \text{ ha}^{-1} = 10,6 * PMA - 3.841; R^2 = 0,73$ ), publicados por la principal inmobiliaria de referencia en Argentina ([www.cadetierras.com.ar](http://www.cadetierras.com.ar), consultado en Octubre de 2013). Se excluyeron datos de sectores con impedimentos para agricultura (e.g. escabrosas o con suelos salinos). El valor

de la tierra de la vegetación natural se calculó restando el costo de deforestación (Sol, 2006), para evitar distorsiones especulativas y legales.

Figura 2.II: Correlación lineal entre el impuesto a la tierra y la precipitación media anual (PMA), establecida por resolución oficial ([www.dgrsantiago.gov.ar](http://www.dgrsantiago.gov.ar), consultado en Octubre de 2013) a nivel de departamento de acuerdo a su aptitud productiva (agricultura:  $u\$s\ ha^{-1} = 0,011 * PMA - 4,06$ ;  $R^2 = 0,40$ ; Forestal y ganadera:  $u\$s\ ha^{-1} = 0,0053 * PMA - 1,05$ ;  $R^2 = 0,30$ ). Para el rango de valores entre 600 a 400 mm de PMA se utilizó la función de agricultura en todos los tipos de cobertura.

Figura 3.1: Diferencias absolutas para cultivo y pastura respecto a vegetación natural de bosque, para EVI promedio, desvío estándar interanual (DE) y su asociación recíproca, respuesta marginal a cambios en la precipitación anual (PMR) y grado de ajuste (PMR.r: coeficiente de correlación), a lo largo del gradiente regional de precipitación promedio.

Figura 3.2: Ordenamiento bidimensional de parcelas ocupadas con distinto tipo de cobertura en relación a sus métricas funcionales de acuerdo al método de “Escalamiento multidimensional no métrico” (NMDS). El eje 1 se asoció con una creciente plasticidad biológica en el uso de recursos por los distintos tipos de cobertura, de origen genético, fenotípico o inducido por manejo (bosques < pasturas < cultivos). El eje 2 se asoció a una creciente aptitud climática, dada por una mayor temperatura, precipitación y su concentración estacional. La dirección y el largo relativo de la proyección de las variables revelan la magnitud de correlación con los ejes ( $R^2$ ). DE: desvío estándar del promedio.

Figura 3.3: Ordenamiento bidimensional discriminado por subregión, de parcelas ocupadas con distinto tipo de cobertura en relación a sus métricas funcionales (método no métrico NMDS). La temperatura y precipitación se ajustaron al espacio bidimensional mediante modelos lineales generalizados.

Figura 3.4: Relaciones entre cambios temporales en EVI y precipitación analizado a través de la respuesta marginal a la precipitación anual (RMP), coeficiente de correlación (RMP.r) y eficiencia de uso de la precipitación (EUP). Los puntos y barras horizontales y verticales corresponden al promedio y desvío estándar para cada una de las subregiones analizadas (Cuadro 3.1). DE: desvío estándar.

Figura 3.I: Cambio en las métricas funcionales de lotes apareados con distinto tipo de coberturas a lo largo de gradientes de precipitación del Chaco y Espinal semiárido. Las líneas representan la ponderación lineal por intervalos utilizando un modelo de regresión local no paramétrico (LOWESS). Cada punto representa lotes cubiertos con cultivos anuales ( $n=265$ ), pasturas perennes ( $n=520$ ) y vegetación natural de bosque ( $n=518$ ).

Figura 3.II: Coeficientes de correlación no paramétrica “Kendall” ( $\tau$ ) entre variables ambientales, métricas funcionales y de respuesta a la precipitación, para los tres principales tipos de cobertura en el Chaco y Espinal semiárido. La intensidad de los colores representa la fuerza de las correlaciones (negativas en rojo y positivas en azul). Valores menores a  $|0,05|$  (en gris y sin color) fueron no significativos ( $p < 0,05$ ). DE: desvío estándar del promedio, EUP: eficiencia de uso de la precipitación, RMP: respuesta marginal a la precipitación anual, RMP.r: coeficiente de correlación.

Figura 4.1: Descripción de las dos fronteras agrícolas contrastadas: a) Bandera-Quimilí, en los departamentos del sudeste de Santiago del Estero, Argentina, y b) Loma Plata-Filadelfia, en parte de los municipios del Chaco Central de Paraguay. Se detalla su ubicación respecto a la región de los bosques xerófilos del Chaco semiárido (gris oscuro) y húmedo (gris claro), y el avance del desmonte.

Figura 4.2: Características climáticas para las regiones de Loma Plata-Filadelfia de Paraguay (en Rojo) y Bandera-Quimilí en Argentina (en Azul), en base a la base de datos CRU (1960-2000) (New et al., 2002). (A) Temperaturas medias, mínimas y máximas medias en °C (la línea punteada negra representa el umbral de temperatura a partir del cual se pueden generar daños en los cultivos), y B) valores de la evapotranspiración, precipitación y su desvío estándar en mm por mes.

Figura 4.3: Comparación progresiva de las diferencias absolutas en escala logarítmica de indicadores de resultado de Loma Plata-Filadelfia (LP&F.py, Presidente Hayes y Boquerón, Paraguay) respecto a la región biofísicamente similar de Bandera-Quimilí (B&Q.ar, Santiago del Estero, Argentina). Aquellos indicadores donde LP&F.py es superior se destaca en azul y en rojo para aquellos donde es inferior ( $\pm 0,3$  es el doble,  $\pm 0,5$  es 3 veces,  $\pm 1$  es 10 veces). Las barras en tonos de gris indican el grado de representatividad/confiabilidad del valor utilizado en la comparación para cada región, de acuerdo al nivel de desagregación disponible o supuestos utilizados en su cálculo. Resolución espacial en LP&F.py: predio > lote > cooperativa > colonia > departamento. Resolución B&Q.ar: predio > lote > departamento > provincia. VAB: valor agregado bruto, IDH: índice de desarrollo humano, NBI: necesidades básicas insatisfechas, IHH: índice de Herfindahl e Hirschman.

Figura 5.1: Esquema de análisis de la influencia del contexto ambiental y socio-cultural definiendo los resultados desde la perspectiva de los distintos niveles que componen un socio-ecosistema agrícola regional. Se indican los factores internos y externos que influyen en la interacción entre niveles y las retroalimentaciones entre resultados y contextos.

### Abreviaturas

- C3-C4: Síndrome fotosintético de tipo C3 o C4
- CEN: Censo Económico Nacional
- CNA: Censo Nacional Agropecuario
- CNPyV: Censo Nacional de Población y Vivienda
- CRU: Climate Research Unit
- DE: desvío estándar del promedio
- DEIS: Dirección de Estadísticas e Información en Salud
- DGEEC: Dirección General de Estadísticas, Encuestas y Censos
- ENA: Encuesta Nacional Agropecuaria
- EPH: Encuesta Permanente de Hogares
- EUP: eficiencia de uso de la precipitación
- EVI: Índice de Vegetación Mejorado (por sus siglas en inglés)
- FAS: Free Alongside Ship
- IDH: índice de desarrollo humano
- IHH: índice de Herfindahl e Hirschman
- INDEC: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos
- MB: Margen Bruto
- NBI: necesidades básicas insatisfechas
- NDVI: Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas (por sus siglas en inglés)
- PBI: Producto Bruto Interno
- PEA: Población Económicamente Activa
- PMA: Precipitación Media Anual (mm)
- PPNA: Productividad Primaria Neta Aérea
- RMP: respuesta marginal a la precipitación anual
- ROI: Retorno de la inversión (por sus siglas en inglés)
- SENACSA: Servicio Nacional de Calidad y Salud Animal
- SENASA: Servicio Nacional de Sanidad y Animal
- T: Temperatura media anual (° C)
- VAB: valor agregado bruto

## Resumen

El avance agrícola hacia regiones de mayor aridez crece en todo el mundo y particularmente en Sudamérica, generando cuestionamientos sobre su viabilidad productiva, sus costos ambientales y beneficios socio-económicos. Ante estos cuestionamientos surge la necesidad de comparar los principales sistemas agrícolas semiáridos y las alternativas predominantes de uso del territorio, considerando múltiples perspectivas que abarquen sucesivamente el plano ecológico, agronómico, económico y social. A escala de lote, compromisos biológicos entre la capacidad de tolerar la aridez y sostener altas productividades sugieren la existencia de rangos óptimos en gradientes de lluvia, en los que sucesivamente resultan ventajosos los cultivos anuales, las pasturas perennes y la vegetación natural. Se exploraron los resultados para los principales usos (forestal, ganadero y agrícola) y coberturas (bosque, pasturas C4, maíz, soja y trigo) del Chaco y Espinal semiárido (900 a 400 mm y 14 a 25 °C). El cultivo de maíz duplicó la producción de biomasa y alimento de las demás coberturas en todo el gradiente ambiental. Así, la elección del tipo de cultivo excedería el efecto del tipo de uso definiendo estos dos atributos ecológicos y agronómicos fundamentales. Menores costos de transporte y semilla o su transformación local revertirían su menor renta respecto a la soja, que actualmente prevalece por su mayor precio a pesar de su menor productividad. El rinde y la renta del uso forestal tradicional de la vegetación natural resultó extremadamente bajo, incluso maximizando la cosecha de madera y su precio, dificultando su conservación. Disminuir esta brecha demandaría mecanizar eficientemente usos alternativos compatibles con el bosque, como silvopastura o cosecha de bioenergía. Notablemente, no existió un nicho óptimo para cultivos en el extremo húmedo ni para pasturas en el árido, respecto a su adaptación, productividad e impacto ecológico. Por ende, maximizar la actividad fotosintética, transpiración y conservación de servicios del ecosistema, requeriría estrategias mixtas que combinen y alternen cultivos de renta con otros de cobertura y pasturas con especies leñosas. A escala regional, las complejas interacciones entre estrategias productivas y de distribución de recursos, sugieren una vinculación no lineal entre los factores sucesivos que contribuyen al bienestar humano. Se compararon dos fronteras agrícolas del Chaco semiárido, biofísicamente similares pero con desarrollos contrastantes (actores locales organizados vs inversores externos). El beneficio socio-económico del ahorro en transporte y agregado de valor mediante agroindustria local excedió el de maximizar el rinde o renta a escala de parcela, potenciando usos ecológicamente menos disruptivos. El rol clave de la capacidad de organización y gestión en el desarrollo cuestiona enfoques netamente agronómicos que no incorporan aspectos político-organizativos a los objetivos principales de intervención e investigación.

Palabras clave: productividad, renta, bienestar humano, gradientes de aridez, frontera agrícola, agroindustria, valor agregado, organización, cultivo, bosque, pastura.

### **Abstract**

Agriculture displacement towards regions of greater aridity grows all over the world, especially in South America, raising questions about its productive viability, its ecological consequences and socio-economic benefits. Faced with these questions, it is necessary to compare semiarid agricultural systems together with other alternatives of land use, considering multiple perspectives that successively cover the ecological, agronomic, economic and social levels. At a plot scale, biological tradeoffs between the ability to tolerate aridity and sustain high yields suggest the existence of optimum ranges in rainfall gradients, where annual crops, perennial pastures and natural vegetation are successively advantageous. Results were analyzed for the main uses (forest, livestock and agriculture) and coverages (forest, C4 pastures, corn, soy and wheat) within semiarid Chaco and Espinal (900 to 400 mm and 14 to 25 ° C). Maize cultivation doubled the biomass and food production of the other coverages throughout environmental gradients. Thus, crop choice would exceed the effect of the type of use defining these two fundamental ecological and agronomic attributes. Lower transport and seed costs or local processing would revert its lower profits compared to currently prevailing soybean crop, less productive but with higher grain prices. Yields and income in natural vegetation traditional forestry use was extremely low, even maximizing wood harvest and its price, challenging conservation. Reducing this gap would require an efficient mechanization of alternative uses compatible with forest, such as silvopastures or bioenergy. Notably, there was no optimal niche for crops at the wettest edge nor for pastures in the more arid edge, with respect to their adaptation, productivity and ecological impact. Thus, maximizing photosynthesis and transpiration activities as well as diverse ecosystem services, would require mixed strategies that combine and shift cash crops with others used as cover, and pastures with woody species. At a regional scale, complex interactions between productive and resource distribution strategies suggest a non-linear link between successive factors that contribute to human well-being. Two agricultural frontiers within semiarid Chaco were compared, being biophysically similar but with contrasting development contexts (organized local actors vs. external investors). Socio-economic benefits of transport savings and value-added through local agroindustrialization exceeded that of maximizing yield or rent at a plot scale, promoting ecologically less disruptive uses. The key role of organizational and managerial capacity in development inquiries exclusive agronomic approaches without political-organizational issues as one of the main objectives of intervention and research.

**Keywords:** productivity, profits, human wellbeing, aridity gradients, agricultural frontiers, agroindustry, value-added, organization, crop, forest, pasture.

## **Capítulo 1**

### **Introducción general**

## 1.1 Transformación agrícola de ecosistemas semiáridos: Chaco y Espinal

El modo en que el hombre transforma el territorio es diverso, producto de complejas interacciones entre factores de origen humano y ambiental (Lambin et al., 2001). El tipo e intensidad de esta transformación determina la estructura de los sistemas productivos resultantes (DeFries et al., 2006) e incide sobre la productividad primaria propia de los ecosistemas y su conservación, al aumentar la apropiación humana de bienes y servicios (Haberl et al., 2007). En las regiones semiáridas, que ocupan la quinta parte de la superficie terrestre (UNESCO, 1977), la escasez y variabilidad de las lluvias propia de estos sistemas (Magliano et al., 2014; Noy-Meir, 1973) limitan el reemplazo de la vegetación natural debido al alto riesgo de pérdidas y degradación implicado (Foley et al., 2005). Por esta razón, la distribución de los sistemas agrícolas de secano a lo largo de gradientes de aridez en regiones del mundo altamente pobladas, evidencian que la mayoría de los sistemas agrícolas evolucionaron reemplazando gradualmente la vegetación natural por cultivos en las zonas más húmedas, por pasturas o cultivos doble propósito (grano/forraje) en las intermedias, y solo bajo esquemas con riego hacia el extremo más árido (Ellis et al., 2010).

Sin embargo, la magnitud del proceso de reemplazo y los sistemas productivos resultantes no están únicamente determinados por las limitaciones ambientales, sino además por su interacción histórica con contextos humanos diversos (Lambin et al., 2003). Como consecuencia, es posible encontrar actualmente para regiones semiáridas similares de todo el mundo una gran diversidad en grados de transformación, sistemas de uso y resultados productivos (Baldi et al., 2015; Baldi y Jobbágy, 2012; Baldi et al., 2013). Se prevé incluso que debido a la existencia de zonas con condiciones biofísicas particulares dentro de estas regiones (De Pauw et al., 2000), junto con el aumento de la demanda global de alimentos (Alexandratos, 1999), el desarrollo de técnicas de manejo intensivo del agua del suelo (Rockström, 2004; Sadras y Roget, 2004), la mejora y modificación genética de cultivos (Ahmad et al., 2012) y la mayor accesibilidad de áreas remotas (Pfaff, 1999), se profundizará la transformación con fines agrícolas de las áreas remanentes en las próximas décadas (MEA, 2005).

A diferencia del resto del mundo, las regiones semiáridas de Sudamérica tienen aún una gran fracción de tierra remanente con potencial agrícola (Alexandratos, 1999). Una parte importante de los suelos con mayor fertilidad de ese remanente se encuentra en la franja semiárida que ocupan los bosques secos del Chaco y Espinal (FAO-EC-ISRIC, 2003). Esta franja se extiende desde los 18° hasta los 40° Sur de latitud con un ancho variable promedio de 200 km y una superficie aproximada de 50 millones de hectáreas compartidas entre Argentina, Paraguay y Bolivia (Figura 1). Históricamente los usos más importantes fueron la ganadería extensiva, complementada con explotación forestal para carbón y otros productos de bajo valor agregado (Bucher y Huszar, 1999; Dussart et al., 2011). Alternativamente, el reemplazo de la vegetación natural por pasturas de especies de gramíneas megatérmicas (síndrome fotosintético C4) originarias de África ha sido progresivamente adoptada debido a su mayor capacidad de producir biomasa forrajera y aumentar la carga animal (Rueda et al., 2013; Stritzler y Rabotnikof, 2007). Sin embargo en las últimas décadas se consolida el avance de la agricultura a lo largo de toda esta región (Viglizzo et al., 2011). Esta agricultura semiárida se caracteriza por el uso predominante de cultivos anuales extensivos de granos, la utilización de semillas mejoradas, agroquímicos y maquinaria de alta capacidad operativa, y suele adoptar manejos similares a los utilizados en zonas más húmedas (Leguizamón, 2014).



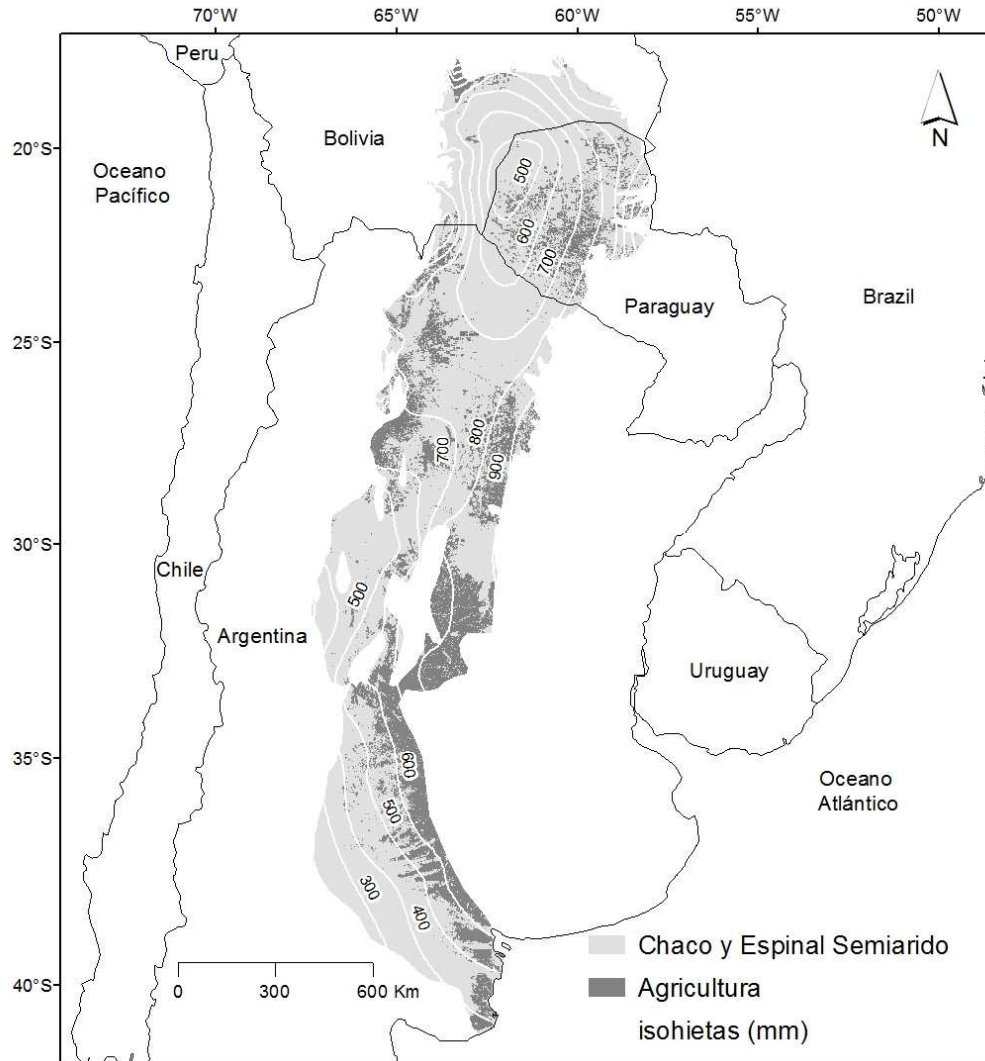


Figura 1.1. Ubicación de la región del Chaco y Espinal semiárido en gris claro, según Olson et al. (2001), detallando las áreas con agricultura en gris oscuro y las isohietas de precipitación.

## 1.2 Tipos funcionales de vegetación y estrategias de adaptación a la aridez

Nociones generales de ecofisiología de plantas sugieren que a lo largo de un gradiente donde disminuye la disponibilidad de recursos (i.e. conjunto de elementos necesarios para la subsistencia), incluyendo agua, aumentan las ventajas productivas (i.e. condiciones que favorecen la producción) de tipos funcionales de vegetación con menores tasas de crecimiento, mayor eficiencia en el uso de recursos y mecanismos de tolerancia a estrés (Grime, 2006). Estas nociones se basan en que plantas de rápido crecimiento se caracterizan por una alta proporción de hoja y área foliar relativa, alta tasa de fotosíntesis y absorción de nutrientes, mientras que las de crecimiento lento poseen mayor partición a raíces, hojas duraderas con paredes celulares gruesas y fibras estructurales (Lambers et al., 1998). Ante un ambiente limitante, en el primer caso existe una alta demanda que compromete su supervivencia al favorecer un rápido agotamiento de recursos, mientras que en el segundo caso la tasa de demanda es menor, con mayor volumen de suelo explorado y reducción de pérdidas. Además, la estrecha relación entre fijación de carbono

y pérdida de agua define inevitablemente una relación inversa entre la tasa de fotosíntesis de la hoja y su adaptación a sequía, lo que sugiere la presencia de rangos de intensidad de estrés donde cada tipo de cobertura vegetal es productivamente superior respecto a las otras (Solbrig y Orians, 1977). De esta manera, a lo largo de un gradiente de adaptación creciente al déficit hídrico podrían ubicarse secuencialmente plantas anuales de crecimiento rápido, luego herbáceas perennes intermedias y por último plantas leñosas xerofíticas de crecimiento lento (Lambers et al., 1998). Éstas se corresponderían para la región del Chaco y Espinal semiáridos con coberturas de cultivos anuales, pasturas, y bosque seco, respectivamente.

Estas estrategias de captación y uso de recursos asociadas al crecimiento potencial intrínsecas de cada tipo de cobertura vegetal, interactúan con la magnitud, variabilidad y estacionalidad de oferta de agua determinando su funcionamiento (Fang et al., 2001; Kwon et al., 2009). A nivel global existe un patrón de productividad lineal decreciente a medida que aumenta la aridez, donde los sistemas con árboles son más productivos que los herbáceos (Del Grosso et al., 2008). Sin embargo para el caso particular de los bosques secos existen indicios contradictorios, con trabajos sobre la modificación del stock de carbono del suelo coincidentes (González-Roglich et al., 2014) y otros que en cambio sugieren que esa relación se invierte cuando la precipitación aumenta (Jackson et al., 2002). Más aún para sistemas cultivados donde el proceso clave para incrementar la producción de biomasa y el rinde implica maximizar la transpiración del cultivo en el periodo crítico, contrario a la restricción asociada con una mayor eficiencia de uso de agua (Blum, 2009). De esta manera, el umbral de respuesta de estos mecanismos va a estar influido por el aumento de variabilidad, estacionalidad y menor tamaño de los pulsos de lluvia con incrementos de aridez (Magliano et al., 2014) y la posibilidad de almacenar y trasladar agua temporalmente mediante barbechos. Así, un bosque seco al poseer mayor profundidad de raíces y eficiencia de uso de agua va a tener un patrón de funcionamiento más constante a lo largo del año y entre años, aunque a costa de resignar productividad potencial en condiciones menos áridas (Haberl et al., 2007). En el otro extremo, una cobertura agrícola va a describir un patrón con mayor tasa de crecimiento, aunque muy estacional y variable dependiendo de las condiciones climáticas anuales (Volante et al., 2012), con altos riesgos de subutilización de agua (Scanlon et al., 2006) o de fracaso en ambientes muy áridos (Noy-Meir, 1973). Mientras que un sistema herbáceo perenne como las pasturas va a tener una respuesta intermedia, condicionada por el número de plantas y la proporción de su estructura sobrevivientes de la temporada anterior (Sala et al., 2012).

### **1.3 Costos-beneficios de transformaciones agrícolas en gradientes de aridez**

El análisis del costo-beneficio del reemplazo de la vegetación natural con el objetivo de obtener mayor cantidad de productos comercializables requiere tener en cuenta las interrelaciones existentes entre todos los niveles sucesivos que componen un sistema productivo: ecológico, agronómico y económico (Kareiva et al., 2007), los cuales pueden cambiar dinámicamente a lo largo de un gradiente de aridez. A nivel ecológico es relevante considerar como se altera la capacidad del ecosistema de producir biomasa en forma sostenida con la introducción de cultivos anuales o perennes, debido a su estrecho vínculo con servicios y procesos naturales esenciales (Fisher et al., 2009). Dependiendo de la intensidad y duración del déficit hídrico, los efectos podrían ser opuestos si prevalecen las ventajas adaptativas de la vegetación natural, con mayor eficiencia de uso de agua y mecanismos de tolerancia al stress (Begon et al., 2009), o las ventajas de los

sistemas cultivados debido a los disturbios que mejoran el balance entre respiración y fotosíntesis (Bacon, 2004) y a los subsidios que incrementan la disponibilidad de nutrientes, entre otros (Vitousek et al., 2002).

El siguiente nivel tiene implicancias agronómicas, al considerar en qué medida el reemplazo de la vegetación natural va a permitir aumentar la cantidad y/o calidad de la fracción de la productividad primaria neta (PPN) del ecosistema que es cosechada (Haberl et al., 2007). En este caso claramente va a prevalecer el efecto positivo del reemplazo y simplificación de los ecosistemas agrícolas, en los cuales generalmente se promueven estructuras vegetales homogéneas con alta partición de la biomasa producida hacia destinos consumibles, así como con mayor facilidad de manejo y cosecha (Evans, 1996). Asimismo, la calidad de los productos cosechados pueden ser apreciados de distinta manera dependiendo de su uso: fibra, combustible o alimento. Dado que el uso más importante de la PPN es como alimento para consumo humano (Vitousek et al., 1986), el factor principal es el aporte de energía y proteína digestible (Drewnowski y Popkin, 1997).

Finalmente, para sistemas productivos ligados a las demandas del mercado, el resultado económico es el nivel que está por encima de los restantes. El valor monetario de la producción, y sobre todo la ganancia neta por unidad del recurso limitante invertido para obtenerlo y comercializarlo, ya sea tierra o capital, son los determinantes claves de la conveniencia del reemplazo de la vegetación natural en economías orientadas al mercado (Gasparri et al., 2013). Lo cual implica que el objetivo de maximizar beneficios económicos desde una lógica particular, puede favorecer el reemplazo o permanencia de tipos de cobertura vegetal que no necesariamente son las de máximo desempeño desde el punto de vista ecológico o agronómico, para esas condiciones climáticas particulares. Esto puede comprometer sensiblemente el funcionamiento del ambiente y de la población humana local o global, al afectar la provisión de servicios del ecosistema asociados con el secuestro de carbono, protección del suelo, regulación hídrica, provisión de agua, entre otros (Fisher et al., 2009) y su sustentabilidad a largo plazo.

#### **1.4 Dinámicas sociedad-naturaleza y desarrollo local**

La transformación de los sistemas naturales en agrícolas y ganaderos por parte de la humanidad es un proceso que avanza sobre gran parte de los biomas terrestre (Ellis y Ramankutty, 2008). Estas transformaciones implican beneficios en la medida en que permiten aumentar la apropiación de servicios del ecosistema asociados con un mayor crecimiento y bienestar humano, pero tienen costos asociados a una progresiva pérdida de la estructura y funcionalidad originales (MEA, 2005). Sin embargo, la trayectoria de la función de cambio en la relación de los costos y beneficios puede variar de acuerdo a la resiliencia del ecosistema y la configuración productiva del territorio, en un proceso dinámico cuya magnitud puede generar resultados sub-óptimos en términos de bienestar general, debido a las asimetrías de poder entre los actores involucrados (Scheffer et al., 2000). De esta manera, la estructura productiva y social agraria al determinar las formas de apropiación del espacio y de uso de los recursos, dadas a partir de factores culturales, económicos, institucionales y políticos, entre otros (Lambin et al., 2003), influye sobre la trayectoria de desarrollo del territorio principalmente en dos sentidos. Por el lado del recurso natural, sobre el tipo e intensidad de las intervenciones y por lo tanto sobre el grado en que se altera el funcionamiento del ecosistema y el nivel de producción, mediado en gran parte por la interacción entre tamaño predial y recursos económicos (Fan y Chan-Kang, 2005). Pero también por el lado social, sobre cómo esas intervenciones

efectivamente contribuyen a un desarrollo sustentable, desde una perspectiva de construcción de capacidades y autonomía local, disminución de la vulnerabilidad y la pobreza (Reynolds et al., 2007b).

En estos resultados puede jugar un rol muy importante la predominancia de fuerzas externas vs locales definiendo las intervenciones humanas en el territorio, asociado a procesos contrapuestos de desarrollo exógeno vs endógeno (Lambin y Meyfroidt, 2010; van der Ploeg y van Dijk, 1995). El exógeno se relaciona en su versión extrema con la introducción de innovaciones tecnológicas de gran escala desarrolladas y controladas por actores externos, con énfasis en el aumento de la producción de bienes primarios (e.g. Safransky y Wolford (2011)). En el otro extremo, el endógeno se basa en la iniciativa y liderazgo de la población local para conducir procesos diversificados de experimentación y adaptación, con énfasis en la organización y el agregado de valor que maximice la captura de beneficios (COMPAS, 2007). Si bien en ambos casos factores externos como la financiación y la conectividad económica pueden favorecer por igual un aumento de la transformación del territorio y de la presión sobre los recursos naturales (Pfaff, 1999), mediado por el acceso a mercados externos (Jacoby, 2000) y la adquisición de insumos tecnológicos (Stifel y Minten, 2008), la naturaleza de los procesos es muy diferente. Mientras que en el primer caso los cambios pueden ocurrir de manera relativamente independiente del sistema ecológico, en el segundo caso existiría una retroalimentación basada en el equilibrio entre el uso del recurso para subsistencia y su sustentabilidad en el tiempo (Lambin y Meyfroidt, 2010).

Los sistemas semiáridos se caracterizan por poseer una producción primaria neta limitada por la disponibilidad de agua y baja resiliencia ante intervenciones humanas (Noy-Meir, 1973), por lo que habitualmente la población que depende de su producción es pobre y el ambiente se encuentra con frecuencia degradado (MEA, 2005; Reynolds et al., 2007b). Coincidentemente, la región del Chaco se caracterizó históricamente por una baja densidad de población, elevados índices de pobreza y mortalidad infantil (Bolsi et al., 2009), en una matriz intercalada de predios de gran superficie e infinidad de pequeños puestos con evidentes signos de deterioro (Grau et al., 2008), bajo uso ganadero extensivo y forestal con productos de bajo valor agregado (Bucher y Huszar, 1999). Condicionan esta situación los enormes desafíos productivos que para los usuarios de este territorio implican la baja proporción de biomasa forrajera en la vegetación natural y/o su baja calidad (Garbulsky y Deregibus, 2004), sumado a la presencia de napas salinas o muy profundas que dificultan la provisión de agua para consumo humano, animal o industrial (Jobbágy et al., 2008a). En este contexto, el reemplazo de la vegetación natural por pasturas y cultivos, al igual que el desarrollo de infraestructura para la provisión de agua, supone la posibilidad de superar en parte estas limitantes y lograr un aumento significativo en la producción de alimentos (Grau et al., 2008; Rueda et al., 2013). Pero a su vez conlleva un nuevo desafío de conservación ambiental, incluyendo la regulación hidrológica y de sales (Jobbágy et al., 2008a), y el desafío siempre vigente de la distribución social de los beneficios económicos de esas innovaciones productivas en el desarrollo local (Azar et al., 1996; Krapovickas et al., 2010; Paolasso et al., 2012).

El fenómeno de reemplazo de la vegetación natural en la región del Chaco se acentuó en las últimas décadas, con mayor intensidad alrededor de algunos núcleos agrícolas históricos (Adámoli, 2011; Huang et al., 2009), en el cual intervienen una gran diversidad de usuarios con distinto origen, estrategias de producción, uso de insumos, tamaño de predios, organización social, entre otros (Baldi et al., 2015). La exploración y comparación de sistemas productivos dentro de regiones ambientalmente similares pero sujetas a contextos humanos contrastantes constituye un método de investigación habitual

en el análisis de sistemas socio-ecológicos (ej. Easdale et al. (2009); Walker et al. (2004)). Mediante esta herramienta se procura expandir las opciones o clarificar las consecuencias de configuraciones alternativas del territorio disponibles a nivel ambiental, productivo y/o económico-social, para facilitar la toma de decisiones políticas (Pielke, 2007). Dado que una gran proporción de la superficie de bosque aún remanente posee aptitud agrícola, el resultado final en términos de costo-beneficio dependerá de las estructuras productivas y sociales que resulten promovidas, y de la influencia espacial que alcance cada variante.

## 1.5 Objetivos

El **objetivo general** de esta tesis es comprender en qué medida el ambiente, fundamentalmente a través las limitaciones hídricas, y el contexto humano a través del tipo de actividades productivas, fundamentalmente agrícolas, interactúan determinando la estructura y el funcionamiento integral de los sistemas socio-productivos semiáridos.

En este enfoque integral se propone abarcar desde la diversidad de formas de uso del territorio, al funcionamiento en términos de consumo de agua y productividad, tanto a nivel ecológico, agronómico y económico, como en el desarrollo en términos de balance entre apropiación local de beneficios y grado de conservación de ambiente.

Este objetivo general se desdobra en tres **objetivos específicos**:

**Objetivo 1** (Capítulo 2): Caracterizar y vincular el desempeño productivo a nivel ecológico, agronómico y económico de vegetación natural, pasturas y cultivos, a lo largo de un gradiente de aridez.

A nivel ecológico se analiza la producción de biomasa aérea, a nivel agronómico la obtención de bienes en términos de masa total, energía y proteína digestible, y finalmente desde una perspectiva económica se considera el margen bruto por unidad de tierra y retorno del capital invertido.

**Objetivo 2** (Capítulo 3): Cuantificar la dinámica de uso de los principales recursos que definen la productividad primaria (i.e. actividad fotosintética y transpiración) de vegetación natural, pasturas y cultivos, en términos de magnitud, estacionalidad y variabilidad temporal, y su relación con la precipitación y temperatura para toda la región y para las distintas sub-regiones.

Se propone complementar al capítulo anterior en el análisis del vínculo entre la perspectiva ecológica y agronómica, mediante la incorporación de una visión más directa, continua y extensiva que posibilita el uso de sensores remotos.

**Objetivo 3** (Capítulo 4): Describir y vincular secuencialmente las diferencias desde la perspectiva ecológica, agronómica, económica y social, para dos fronteras agrícolas del Chaco semiárido biofísicamente similares pero con trayectorias de desarrollo contrastantes (actores locales organizados vs inversores externos).

El nivel ecológico abarca el grado de alteración de la estructura y funcionamiento del ecosistema, el nivel agronómico la obtención de bienes en términos de masa total, energía y proteína digestible, el nivel económico el valor agregado neto regional y finalmente a nivel social se analizan indicadores demográficos y del bienestar humano generado.

## 1.6 Organización de la tesis

La tesis se estructura en cinco capítulos, de los cuales el primero es introductorio, del dos al cuatro se desarrollan los objetivos específicos y el último se corresponde con las conclusiones generales.

**Capítulo 2:** En este capítulo se caracteriza el desempeño productivo de tres tipos alternativos de coberturas vegetales, que son la vegetación natural leñosa, pasturas perennes y cultivos anuales, correspondientes con sistemas de uso forestal/ganadero, ganadero y agrícola, en tres niveles crecientes de análisis: ecológico, agronómico y económico. El análisis para estos tres niveles se realiza a lo largo del gradiente de disponibilidad de agua que alberga la franja de bosques secos del Chaco y del Espinal, acotado desde 900 a 400 mm de precipitación anual. Se vincula información de terreno proveniente de estadísticas censales por departamento, informes puntuales de parcelas experimentales y estimaciones derivadas de modelos empíricos respecto a mapas climáticos, junto con boletines técnicos y económicos sobre parámetros productivos, costos y precios asociados a cada sistema de producción.

**Capítulo 3:** Este capítulo complementa al anterior mediante la exploración del funcionamiento de los tipos de coberturas con un índice verde derivado de sensores remotos. Esta aproximación permite analizar no sólo los cambios en magnitud sino también explorar métricas asociadas a la variabilidad interanual y estacional de la productividad primaria, producto del reemplazo de vegetación natural por agricultura. Asimismo se evalúa la eficiencia de uso, magnitud de respuesta y grado de ajuste de la productividad primaria respecto a cambios interanuales en precipitación. Para esto se identifican en forma remota y comparan sitios con parcelas apareadas de cultivos anuales, pasturas perennes y vegetación natural leñosa, en gradientes regionales simultáneos de precipitación y temperatura para el Chaco y Espinal semiárido.

**Capítulo 4:** En este capítulo se explora la influencia del contexto humano frente a las limitantes que impone un ambiente semiárido. Para esto se contraponen dos regiones con trayectorias de desarrollo contrastantes (actores locales organizados vs inversores externos) bajo similares características biofísicas en el Chaco semiárido. Se compara el grado de alteración del ambiente, la estructura productiva y apropiación local de beneficios, a través de diversos indicadores. Se utiliza información satelital y fuentes secundarias sintetizadas para cada región, proveniente de informes técnicos, censos estadísticos y boletines económicos, junto con viajes previos de reconocimiento.

**Capítulo 5:** se destacan e integran los resultados más importantes alcanzados en esta tesis, se revisan las hipótesis previas ante la nueva evidencia y se plantean algunas implicancias para la planificación territorial.

## 1.7 Consideraciones metodológicas, éticas y conceptuales

La investigación de la relación humanos-ambiente representa un desafío particular dado su carácter interdisciplinario y la necesidad de abordar sistemas con causalidad múltiple interactuando de manera compleja en el tiempo y el espacio. En oposición a la “ciencia experimental”, en general se encuadra dentro de las “ciencias históricas” (e.g. historia, sociología, biogeografía y astronomía, entre otros), que buscan entender fenómenos sociales o naturales que ocurrieron históricamente en el mundo real (Cleland, 2002). Esto implica lidiar con la ocurrencia de casos específicos del fenómeno que se pretende explicar (i.e. imposibles de reproducir o que se repitan enteramente y con

exactitud), y con muchos factores “inobservables” y difíciles de aislar respecto a otros asociados (Passeron, 1991), pero no por ello pasibles de ser sujetas a la especulación y discusión. Por lo tanto el análisis usualmente se apoya en la construcción de “cadenas causales” que unen múltiples piezas de evidencia sobre efectos (i.e. grado de asociación entre factores) y posibles mecanismos (i.e. como esta asociación ocurre), con una combinación ecléctica de métodos y en un proceso iterativo entre eventos regulares, teorías generales y la interpretación contextual de contingencias (Meyfroidt, 2016). Así, las premisas obtenidas por esta vía sólo brindan cierto grado de probabilidad a la conclusión, en ausencia de otras reglas que expliquen igualmente bien o mejor los fenómenos en cuestión.

Incluso con cadenas causales meticulosamente descriptas, la investigación de socio-ecosistemas rara vez resulta en la formulación de leyes universales. Por ende, no es posible plantear “hipótesis explicativas” y sus “predicciones” asociadas según los criterios estrictos del Método Hipotético-Deductivo (MHD), como paradigma ortodoxo de la ciencia experimental clásica (Farji-Brener, 2003). En estos casos es frecuente el uso de “hipótesis de trabajo” en el marco de variantes no rigurosas del Método Hipotético-Deductivo, opción muy debatida por quienes proponen su reemplazo total por esquemas alternativos, que en su lugar utilizan preguntas abiertas (Feinsinger, 2013). Sin embargo, el uso de este tipo de hipótesis causales “con bajo contenido teórico” (i.e. con enunciados similares a lo que en ciencia experimental se considera una “predicción”), aun no siendo explicativas, en estos casos cumplen la función de fundar y orientar el estudio, al permitir explicitar los prejuicios teóricos o empíricos, guiar la toma de datos y su análisis posterior (Marone y Galetto, 2011). Afín a esta idea, esta tesis emplea el término “hipótesis” no como pieza privativa de un método particular, sino con un sentido pragmático y amplio para explicitar generalizaciones empíricas basadas en: a) conjeturas o prejuicios que se derivan de relacionar mecanismos causales dentro de un contexto teórico explicitado previamente, o b) basadas en creencias o ideas arraigadas pero con poca evidencia empírica, como lugares comunes a revisar.

La posición ética científico-técnica a la que intenta adherir esta tesis es la de analizar y proponer opciones de solución, más que una solución en particular. Es decir, actuar como “bróker de alternativas” de un modo que, en el marco de procesos democráticos, sirva al propósito de tomar decisiones sobre una base más sólida (Pielke 2007). Muchos debates socio-ambientales son dificultados por opiniones cerradas en preferencias ideológico-políticas y valores personales. Esto se debe en buena medida a posiciones científicas y anti-economicistas que suelen subestimar la importancia del contexto político y social, de la globalización como una fuerza potentísima, y asumir que hay soluciones alternativas sin costos de oportunidad, además de otros aspectos (Fernandez Alduncin, 2014). En este caso, lejos de pretender cerrar e imponer una solución desde un punto de vista en particular, se propone ampliar las perspectivas de análisis para explicitar y cuantificar los costos-beneficios intrínsecos de cada una. En esta línea, los juicios de valor emitidos se refieren siempre a comparaciones relativas, respecto a un recorte particular de variables y contextos específicos explicitados. Por ende, los argumentos desarrollados no constituyen “recomendaciones” o enunciados absolutos, sino que procuran discutir de manera abierta algunos aspectos que se hacen evidentes al ampliar la perspectiva de análisis. Y si bien el recorte elegido puede no involucrar cambios revolucionarios del sistema, esto no implica negar la necesidad de nuevos paradigmas productivos, sociales y económicos (Holden et al., 2017).

Bajo estas premisas, es importante entender la particularidad de la elección de variables y del aporte de cada Capítulo. Dado el nivel primitivo y poco explícito que en

general tiene la discusión sobre la conveniencia de los distintos usos, se propone un planteo transversal que atraviese secuencialmente todo el camino desde lo puramente ecológico a lo puramente social. Esto permite evaluar las ventajas y desventajas de un sistema teniendo en cuenta las diversas perspectivas priorizadas por distintos sectores o grupos de interés antagónicos, poniendo en evidencia sus aspectos críticos. No tanto para resolver quien gana sino también para comprender en qué medida los beneficios de un plano se trasladan o no directamente al otro. En este sentido muchas de las variables utilizadas fueron elegidas porque (i) son muy relevantes para algún sector, (ii) están en el núcleo de discusiones o mitos, (iii) presentan un vacío de conocimiento importante, y/o (iv) sirven como puente entre sectores o grupos de interés antagónicos. Estas variables tienen a su vez distinta potencia de profundidad o transversalidad. Así, las métricas utilizadas en el Capítulo 2 representan los valores promedio “tipo” alcanzables a nivel predial, escalados en el plano productivo y económico gracias a una serie de supuestos de manejo únicos y simplificados para cada sistema/cultivo. En cambio al individualizar lotes concretos y seguir su evolución en el tiempo en el Capítulo 3, allí se puede profundizar la exploración de la interacción entre la diversidad real de especies (naturales o cultivadas), del manejo y del clima a lo largo del tiempo, entre y dentro de cada sistema/cultivo, aspecto que en el anterior fue artificialmente promediado y esquematizado. Asimismo, el uso de métricas más simples pero muy diversas en su origen disciplinar en el Capítulo 4, acotado a áreas con características específicas, permiten completar finalmente todo el camino hasta el plano social, aspecto no alcanzado en las secciones anteriores.

Por último, el significado de los términos empleados debe ser entendido de manera abierta, en función de la diversidad de disciplinas a las que recurre esta tesis. Por ende términos como “lineal”, “parámetro” o “modelo”, no aluden a una función matemática sino al comportamiento de los distintos esquemas y sus componentes, excepto que esté explícitamente indicado. Asimismo, tanto “desarrollo” como “sustentable” resultan términos controvertidos dada su naturaleza compleja, utópica y subjetiva. En lo económico, esta controversia influyó en la evolución de los paradigmas de crecimiento y sus modelos interpretativos respecto los significados y condicionantes del “desarrollo territorial” (Boisier, 2003). Si bien la temática excede las posibilidades de esta tesis, existen dos vertientes –una geográfica y otra funcional– que confluirían hacia una concepción más integral de los elementos del territorio y de las dimensiones social, cultural y política (Moncayo Jiménez, 2001). En ese decisivo ámbito político, la definición de “desarrollo sustentable” que tiene mayor difusión y consenso lo especifica como “el desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades” (MEA, 2005; SDG, 2015). Como metas postula un equilibrio basado en tres pilares equivalentes: inclusión social, protección ambiental y crecimiento económico. Pero el status de este último pilar es actualmente debatido por quienes sostienen que su crecimiento –o su decrecimiento incluso– debe ser valorado únicamente en función de su sustento a la equidad, las necesidades humanas y los límites ambientales (Griggs et al., 2013; Holden et al., 2017).



## **Capítulo 2**

### **Desempeño productivo comparado de vegetación natural, pasturas y cultivos en un gradiente de aridez**

## 2.1 Introducción

El reemplazo de vegetación natural por agricultura, incluyendo pasturas y cultivos anuales, se realiza históricamente como medio para aumentar la obtención de productos del ecosistema destinados a satisfacer el consumo humano (DeFries et al., 2006). La escasez y variabilidad de las lluvias propia de las regiones áridas y semiáridas (Noy-Meir, 1973), que ocupan la quinta parte de la superficie terrestre (UNESCO, 1977), restringen este proceso de reemplazo al imponer altos riesgos de fracaso productivo a los sistemas cultivados en el corto plazo y una mayor propensión a la degradación de los componentes del ecosistema que los soportan en plazos más largos (Foley et al., 2005). Sin embargo, el aumento de la demanda global de productos agropecuarios (Alexandratos, 1999), el desarrollo de técnicas de manejo intensivas (Rockström, 2004; Sadras y Roget, 2004), la adaptación genética de cultivos (Ahmad et al., 2012) y el mayor acceso de áreas remotas (Pfaff, 1999), hacen prever que en las próximas décadas se extienda el reemplazo de la vegetación natural de zonas áridas y semiáridas por cultivos (MEA, 2005).

Si bien los incentivos para reemplazar la vegetación natural por cultivos son determinados mayormente por el costo-beneficio de la obtención de productos consumibles, en su análisis pueden reconocerse aspectos a nivel ecológico, agronómico y económico (Kareiva et al., 2007), que a su vez pueden ser cambiantes a lo largo de un gradiente que va desde condiciones más húmedas a más áridas. A nivel ecológico cabe preguntarse en qué medida la capacidad de producir biomasa en forma estable en el tiempo se verá afectada por el establecimiento de cultivos, anuales o perennes. Dependiendo de la intensidad y duración del estrés, los efectos pueden ser opuestos según predominen las ventajas adaptativas de la vegetación natural por un uso más eficiente del agua y mecanismos de tolerancia (Begon et al., 2009), o las ventajas de los sistemas cultivados aportadas por los disturbios del ecosistema, capaces de mejorar el balance entre fotosíntesis y respiración (Bacon, 2004) o los subsidios que, entre otras cosas, aumentan la disponibilidad de nutrientes (Vitousek et al., 2002).

El siguiente nivel añade aspectos agronómicos, al indagar en qué medida los reemplazos de vegetación facilitan el incremento cuantitativo y cualitativo de la fracción que se cosecha de la producción primaria neta del ecosistema (Haberl et al., 2007). En este caso es predominante el efecto positivo del reemplazo y simplificación del ecosistema cultivado, que busca por lo general estructuras de vegetación homogéneas con una mayor partición de la biomasa producida hacia componentes utilizables, facilitando a la vez su manejo y cosecha (Evans, 1996). Las cualidades de los productos cosechados pueden valorarse de distintas maneras dependiendo de su uso: fibra, combustible o alimento. El destino de la producción primaria para alimento humano es el principal (Vitousek et al., 1986), en cuyo caso es muy importante el aporte absoluto de energía digestible y más aún el contenido y tipo de proteínas (e.g. animal vs vegetal) (Drewnowski y Popkin, 1997). Finalmente, en sistemas integrados a la demanda de los mercados, un último nivel de análisis es del resultado económico. El valor monetario de la producción y más aún el margen o beneficio neto que aportan en función de los recursos que se debe invertir para obtenerlos y comercializarlos, es por lo tanto un determinante clave de la conveniencia o viabilidad de reemplazar la vegetación natural en una economía de mercado (Gasparri et al., 2013).

En gradientes de aridez creciente de gran parte de las regiones más populosas del mundo, los sistemas agrícolas evolucionaron reemplazando gradualmente la vegetación natural por cultivos en las zonas más húmedas, por pasturas o cultivos de doble propósito

en zonas intermedias, y solamente bajo riego en los extremos más áridos (Ellis et al., 2010; Grigg, 1974). El contraste ecofisiológico entre estos distintos tipos de cobertura vegetal y sus tipos funcionales de plantas dominantes sugiere que altas tasas de fotosíntesis y absorción de nutrientes destinados a crecimiento son mecanismos favorables en zonas fértiles y húmedas (Lambers et al., 1998). Por el contrario, en gradientes en los que decrece gradualmente la disponibilidad de recursos, incluyendo el agua, se ven cada vez más favorecidas las plantas de menores tasas de crecimiento pero mayor eficiencia en el uso de recursos y tolerancia al estrés (Grime, 2006). Además, la estrecha relación entre fijación de carbono y pérdida de agua determina inevitablemente una relación inversa entre el grado de adaptación de las hojas para fotosintetizar a altas tasas o en condiciones de baja disponibilidad de agua, con un rango donde cada tipo de hoja sobresaldría respecto a las otras (Solbrig y Orians, 1977). Por lo tanto, a lo largo de un gradiente de aridez creciente es esperable que el desempeño óptimo se desplace gradualmente desde las plantas anuales de crecimiento rápido (cultivos), a las perennes herbáceas de crecimiento intermedio (pasturas) y finalmente a las leñosas xerófitas de crecimiento lento (vegetación natural). El resultado sería un cambio progresivo en las ventajas para cultivos, pasturas y vegetación natural, al menos desde el proceso ecológico de producción de biomasa (**Hipótesis 1A**- Figura 2.1). Sin embargo, una mayor fracción aprovechable y más favorable relación costo-precio de la biomasa producida implicaría ventajas desde la perspectiva agronómica y económica para cultivos anuales por sobre las otras coberturas, y para pasturas por sobre vegetación natural (**Hipótesis 1B** - Figura 2.1).

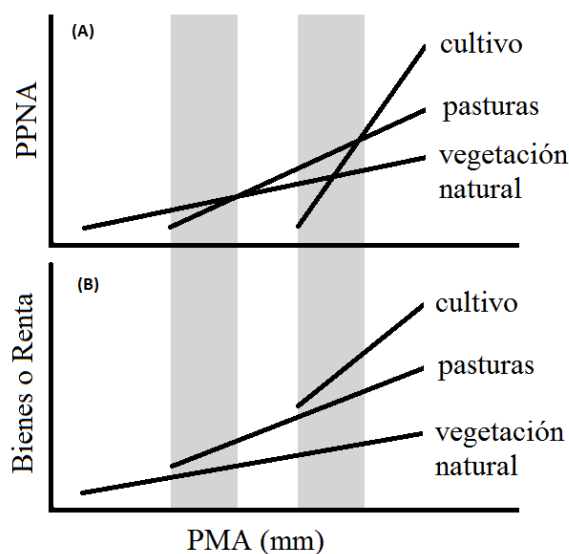


Figura 2.1: Hipótesis referida al efecto de la precipitación media anual (PMA) en tres tipos principales de cobertura desde una perspectiva (1A) ecológica de producción de biomasa y (1B) la perspectiva agronómica y económica de generación de bienes o renta. Se asume un mayor umbral de PMA mínimo para cultivos que para pasturas. En gris se detalla las zonas de PMA hipotéticas donde el criterio agronómico/económico puede favorecer coberturas vegetales con producción sub-óptima de biomasa.

En consecuencia, el **objetivo** de este Capítulo fue caracterizar el desempeño de estos tres sistemas alternativos que son los cultivos anuales, las pasturas perennes y la vegetación natural, en tres niveles. A nivel ecológico, nos enfocamos en la producción primaria promedio típica, a nivel agronómico analizamos la obtención de bienes en

términos cuantitativos y cualitativos, focalizados en la masa total y la energía y proteína digestible producida, y finalmente desde una perspectiva económica consideramos el margen bruto por unidad de tierra o capital invertido. El análisis para estos tres niveles se realizó a lo largo del gradiente de disponibilidad de agua que alberga la franja de bosques secos del Chaco y del Espinal, acotado desde 900 a 400 mm de precipitación anual. Para cumplir este objetivo se vinculó información proveniente de censos, observaciones de campo y mapas climáticos, estimaciones derivadas de modelos empíricos e indicadores satelitales, junto con publicaciones periódicas de precios locales.

## 2.2 Métodos

### 2.2.1 Región de estudio

Se exploró el cordón semiárido de Argentina y Paraguay, que incluye casi 450,000 km<sup>2</sup> a lo largo de las ecoregiones del Chaco y Espinal semiáridos, y abarca un gradiente de precipitación desde 900 a 400 mm año<sup>-1</sup> (Figura 2.2). Las características ambientales y de usos/coberturas fueron descritas en el Capítulo 1.

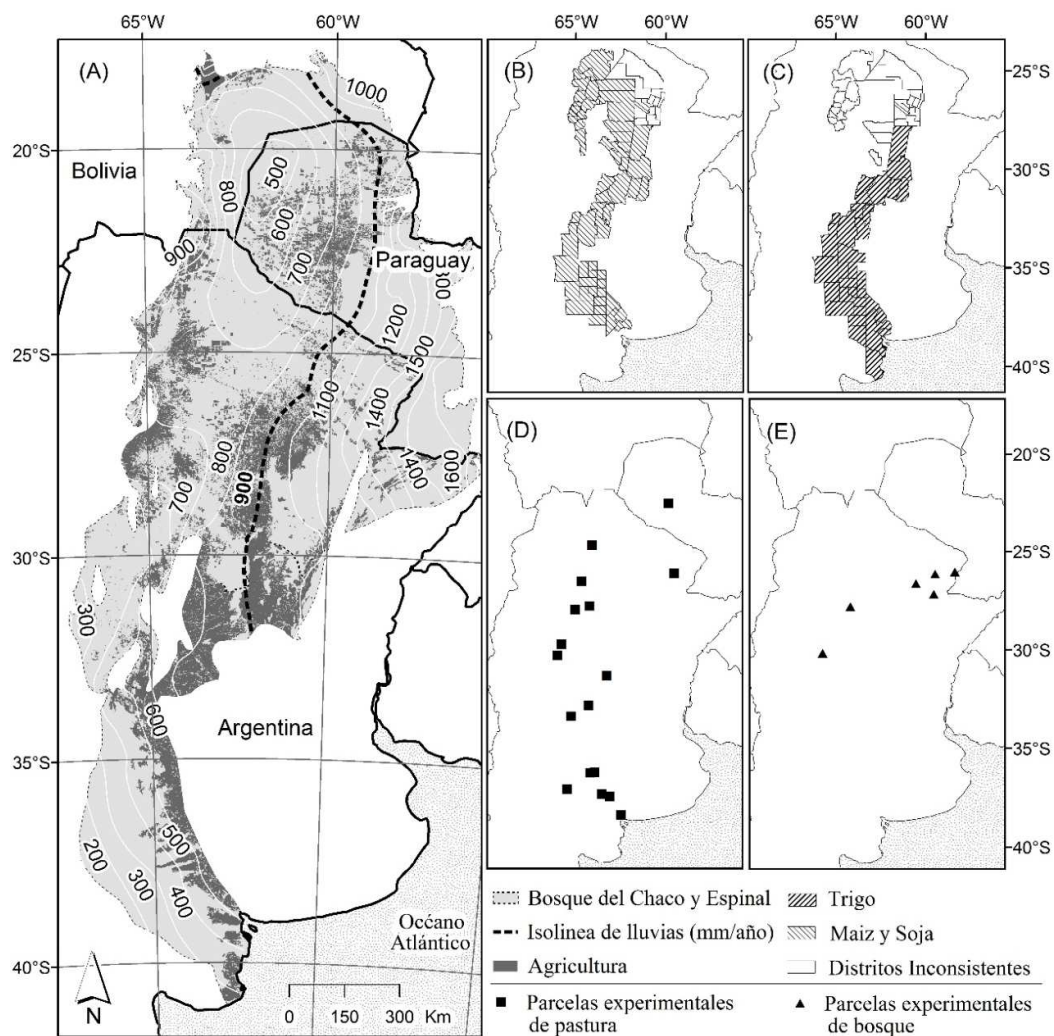


Figura 2.2: (A) Cordón semiárido de Argentina y Paraguay con <900 mm año<sup>-1</sup> de lluvias, con las ecoregiones del Chaco y Espinal en gris claro (Olson et al., 2001), áreas agrícolas en gris oscuro (cultivos y pasturas) e isohetas de precipitación anual promedio. (B y C) Distritos políticos de

donde se obtuvieron los datos de rinde de cultivos (incluyendo aquellos donde se mencionan pero con datos inconsistentes). (D) Parcelas experimentales de corte de pasturas y (E) de registro de crecimiento de árboles.

### 2.2.2 Base de datos y procedimientos de estimación

Se compararon cinco tipos de cobertura vegetal pertenecientes a tres sistemas de uso representados por (i) cultivos de secano de soja, maíz y trigo, correspondiente a sistemas de cultivo puro; (ii) pasturas perennes implantadas correspondientes a sistema de cría vacuna; y (iii) vegetación natural correspondiente a sistemas mixtos con actividad forestal y de cría vacuna. Para cada tipo de cobertura se estimó la magnitud de la productividad primaria neta aérea (PPNA), rinde promedio de bienes comerciales (grano, carne, madera y carbón) expresado como masa de producto, como energía y proteína digestible; y costo económico y renta. La fracción usable y composición digestible de granos y ganado se obtuvo de tablas de referencia estándar de nutrientes (USDA, 2011). La composición de madera y carbón se basó en FAO (1983).

Para cultivos de secano, se utilizaron estadísticas anuales a nivel de departamento para el período 2001-2012, provistos por la encuesta anual del Ministerio de Agricultura de Argentina (MAGyP, 2012). No se tuvo en cuenta la superficie bajo riego (<5% del territorio) para evitar distorsiones debidas a este factor. Se asumió como nulo el aporte de prácticas de doble cultivo invierno-verano en las estadísticas de rinde, dada la baja incidencia de estas rotaciones en condiciones de escasez hídrica. La PPNA promedio de cultivos se estimó como el pico de biomasa derivado a partir de la relación entre rinde en grano e índice de cosecha, para lo cual se asignaron valores de 0,45 para maíz, 0,37 para soja y 0,35 para trigo (Carcova et al., 2004). Para equilibrar los mayores requerimientos de energía de la síntesis de aceite y proteína en los granos de soja y trigo comparados con maíz, los datos de rinde en grano fueron expresados en “biomasa equivalente a maíz”. Para esto, se utilizó un factor de corrección de 1,4 en soja y 1,1 en trigo, basado en la cantidad de glucosa requerida para la síntesis de estos granos comparados con maíz (Sinclair y de Wit, 1975). Los residuos de cosecha de todos los cultivos, así como el remanente de pastura y desechos forestales, mayormente compuestos de carbohidratos, fueron considerados equivalentes al grano de maíz en su contenido de energía.

Para pasturas la PPNA se estimó usando datos publicados de 26 sitios experimentales distribuidos en toda la región. Se compilaron ensayos de estimación por corte de dos a diez años de duración, correspondientes a las pasturas típicas plantadas en la región (mayormente *Eragrostis curvula* y *Digitaria eriantha* en el sur, estas especies junto con *Cenchrus ciliaris*, *Tetrachne dregei* y *Panicum coloratum* en el centro, y *Cenchrus ciliaris*, *Panicum maximum*, *Chloris gayana*, *Brachiaria brizantha* y *Cynodon nlemfuensis* en el norte; Material suplementario 2.1, Cuadro 2.I). Para cada sitio se consideró la biomasa anual promedio acumulada de todos los ensayos de corte sin diferenciar entre especies y únicamente de parcelas con muy baja o nula fertilización, acorde al manejo usual en pasturas reales. Estos datos fueron comparados con los del modelo regional para pastizales mixtos C3-C4 desarrollado por Sala et al. (1988) para Norteamérica.

La productividad ganadera se estimó en base a la producción de biomasa forrajera aplicando el siguiente balance energético: la eficiencia de uso de biomasa se estableció en 50% y la fracción metabólica de la energía bruta ( $3,608 \text{ Mcal kg}^{-1}$ ) se asumió que decrece linealmente de 65% a 55% desde los 900 a los 400 mm de PMA, de acuerdo a los cambios esperados en la composición de especies en las pasturas y el incremento del

período de senescencia con la aridez (Avila et al., 2013; Stritzler, 2008). El requerimiento de energía se estableció en 1,28 equivalente vaca (EV) por cada vaca gestante (Cocimano et al., 1975). Este valor equivalente resulta de un rodeo que produce terneros y terneras de seis meses de edad con 150 y 160 kg, con 1 toro cada 25 vacas, y una tasa anual de reemplazo y mortalidad de 20% y 5%, respectivamente. Se asumió una tasa de destete potencial de 80% sobre vacas en servicio, valor conservador pero que se considera alcanzable incluso para la región más árida del Chaco con condiciones de manejo apropiada (Ferrando et al., 2005c).

Para vegetación natural de bosque, la PPNA total y la producción de madera comercializable fue estimada usando dos aproximaciones complementarias. Para PPNA se aplicó un modelo empírico global que correlaciona la PPNA total de vegetación natural leñosa con variables climáticas (Del Grosso et al., 2008). Para la producción de madera comercializable los cálculos se basaron en datos locales provenientes de ocho parcelas experimentales con mediciones directas de crecimiento distribuidas a lo largo de un gradiente de precipitación, y estimaciones oficiales de producción forestal del bosque nativo (Material suplementario 2.1, Cuadro 2.I). Para contrastar la compatibilidad de estos datos locales respecto al modelo global, se estimó la PPNA de árboles aplicando factores de agregación sucesivos que reconstruyen los otros componentes estructurales y metabólicos a partir de los datos de rinde de madera comercializable (Material suplementario 2.1, Cuadro 2.I).

La producción de bienes a partir de la vegetación natural de bosque incluye aspectos forestales y ganaderos. En lo forestal, tanto las estimaciones previas basadas en datos globales como locales implicaron que desde 900 a 400 mm la producción proveniente de árboles representó de 70% a 54% de la PPNA total del bosque, y de esta el 50% correspondió a biomasa cosechable, coincidente con mediciones directas de bosques secos similares (Singh y Singh, 1991). Esta fracción de biomasa forestal cosechable se estimó con un esquema potencial de máxima eficiencia productiva, acorde a las recomendaciones de tala selectiva y manejo de bosques irregulares del Departamento Forestal de la Provincia del Chaco, Argentina (Grulke et al., 2007). De acuerdo a este esquema, la proporción de madera comercializable obtenida como rollizos, postes y leña para carbón se estableció en 2%, 19% y 79% para 900 mm, cambiando linealmente con la aridez a 0,5%, 5% y 94,5% a los 400 mm, respectivamente, basado en (Coronel de Renolfi y Brassiolo, 2008). La eficiencia de conversión de leña a carbón se fijó en 5:1 (FAO, 1983; Rueda et al., 2015). Para lo ganadero, la productividad animal se calculó siguiendo los mismos procedimientos y parámetros usados para pasturas, asumiendo una disponibilidad promedio de forraje bajo dosel del bosque equivalente al 30% del estimado para pasturas dado por menor cobertura de pastos, crecimiento y accesibilidad (Blanco et al., 2005; Grau et al., 2008; Kunst et al., 2012).

La precipitación promedio anual asignada a cada dato productivo se obtuvo de la base de datos "Ten Minute Climatology data base" (CRU CL 2.0; New et al. (2002)), compuesta por puntos con datos promedio para el período 1961-1990. El valor promedio de precipitación asignado al rinde de cada departamento fue calculado considerando solo aquellos puntos coincidentes con coberturas agrícolas, acorde con mapas recientes (UMSEF, 2008). Para datos de parcelas experimentales con ubicación explícita se usó el valor de precipitación del punto más cercano. Las diferencias entre los valores observados para 103 estaciones meteorológicas localizadas a lo largo de la región para el período en el cual se computó el rinde promedio de cultivos (2001-2012) fueron únicamente 2% superiores a los reportados por CRU, indicando un efecto mínimo debido al desfase temporal entre estas dos series de datos.

### 2.2.3 Evaluación económica

Los sistemas de uso asociados con cada tipo de cobertura vegetal fueron evaluados económicamente mediante (i) margen bruto por unidad de tierra (MB: ingreso bruto menos costos operativos y amortización por hectárea), (ii) retorno total de la inversión ( $ROI_t$  por sus siglas en inglés: margen bruto en relación a los costos totales del capital invertido), y (iii) retorno del capital funcional invertido ( $ROI_f$ : margen bruto en relación a los costos operativos y amortización, sin considerar los intereses al capital invertido en gastos, infraestructura, animales y tierra; Material suplementario 2.1, Figura 2.I). Estos dos diferentes índices de retorno reflejan perspectivas macro vs micro económicas del negocio (i. e. ingresar/abandonar vs elegir un tipo de actividad dentro del rubro agropecuario), usualmente asociado con perspectivas de inversores vs productores preestablecidos, con diferente disponibilidad de recursos de capital y de tierra (Gasson, 1973). Los parámetros productivos fueron ajustados a las condiciones ambientales regionales; los costos derivados fueron estimados a partir de precios locales de mano de obra, insumos y servicios, mientras que los ingresos brutos fueron calculados multiplicando el precio de mercado por la cantidad de bienes producidos. En todos los casos se utilizaron valores de mercado promedio para el período 2008-2011, en función de los datos disponibles en boletines económicos y estadísticas oficiales, y su estabilidad relativa. El precio y los impuestos sobre la tierra fueron derivados de correlaciones lineales entre la precipitación media anual y valores disponibles en publicaciones del mercado inmobiliario o decretos gubernamentales, respectivamente, de acuerdo a su aptitud productiva (Material suplementario 2.2, Figura 2.II). Los costos de mantenimiento en todos los casos incluyeron 12.000 km de movilidad, 2% del valor de reposición de equipos y estructura para reparación y 2% del ingreso bruto como costos administrativos. Los equipos e infraestructura consistieron en alambrados, galpón, aguadas y una camioneta. Se realizó un análisis de sensibilidad de los resultados económicos evaluando supuestos alternativos respecto a los costos operativos y comerciales.

Los parámetros productivos para cultivos incluyó el uso de siembra directa, variedades genéticamente modificadas en maíz y soja, y agroquímicos para control de malezas y pestes. El tipo y cantidad de insumos y servicios, así como sus precios y los valores de mercado de los granos fueron definidos siguiendo prescripciones para regiones similares detalladas en una publicación económica nacional de referencia (Margenes Agropecuarios, 2012). Los precios de los granos pagados al productor fueron calculados a partir de los precios libres en el puerto (“Free Alongside Ship”, FAS por sus siglas en inglés) descontado los costos de comercialización, incluyendo transporte hasta una distancia promedio al puerto más cercano de 500 km. No se consideraron costos de fertilización en el cálculo de margen bruto, excepto para una análisis de sensibilidad, debido a la prevalencia de esquemas de bajo uso en las regiones semiáridas de Argentina (Viglizzo et al., 2001).

Los parámetros productivos de pasturas incluyeron los costos directos de un empleado permanente cada 800 animales y uno temporal por tres meses al año, renovación de pasturas cada cinco años, el reemplazo de toros cada cuatro años, servicios veterinarios y mantenimiento de infraestructura acorde a lo recomendado para actividades de cría en áreas similares (Margenes Agropecuarios, 2012). El valor de los productos ganaderos fue calculado como el promedio ponderado de la venta de los terneros y terneras no retenidas para reposición, y el descarte de vacas y toros (Margenes Agropecuarios, 2012), descontando los costos de venta incluyendo una proporción fija

por comisión y transporte para una distancia promedio establecida en 200 km para toda la región (Albrieu et al., 2009).

Para vegetación natural de bosque, los parámetros productivos consideraron la cosecha de madera, la elaboración de carbón y las actividades ganaderas de cría. Los costos de maquinaria por unidad de madera cosechada se establecieron de acuerdo a los tiempos operativos registrados en sistemas tradicionales poco mecanizados (Turc y Mazzucco, 1998). Los costos laborales por unidad de madera o carbón producido se basaron en los salarios mínimos y aportes al seguro social establecidos por resolución oficial en Argentina para el año 2010 y 2012 (MTEySS, 2012), ajustado retroactivamente de acuerdo a los índices de inflación estimados para el período 2008-2011 (INDEC, 2014). Los precios al productor para los productos madera y carbón fueron obtenidos de reportes comerciales del Departamento Forestal de la Provincia del Chaco, Argentina, con valores promedio libres de costos de transporte y comisiones (DFPCH, 2011). Los costos y precios al productor para la ganadería fueron similares a los descriptos para pasturas.

## 2.3 Resultados

Los análisis realizados integraron la información enfocando secuencialmente variables de nivel ecológico, productivo y económico para los distintos tipos de cobertura vegetal, avanzando desde el extremo más húmedo al más árido del gradiente. La comparación se realizó para intervalos de 100 mm, mayormente para el rango de PMA desde 900 a 500 mm que es donde se encuentran representados todos los cultivos, excepto menciones específicas para bosque, pastura y trigo hasta los 400 mm. Contrariamente a lo esperado algunos cultivos agrícolas se destacaron en todos los niveles, incluso en el extremo árido del gradiente. No obstante, los contrastes entre tipos de cobertura vegetal cambiaron dependiendo del nivel y factor analizado.

### 2.3.1 Ecológico: magnitud de la PPNA

La magnitud y tasa de cambio espacial de la PPNA en función de la PMA fue más contrastante entre especies de cultivos que entre el promedio de estos y los restantes coberturas vegetales (Figura 2.3, (a) y (d)). El cultivo de maíz superó en  $\sim 4,0 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  el promedio de las restantes coberturas (+42%) a lo largo de todo el gradiente de PMA. El maíz superó al resto de las coberturas incluso al considerar únicamente la fracción de la PPNA remanente luego de restar la biomasa potencialmente cosechada como grano, madera y forraje, según corresponda. Los restos del maíz superaron a las pasturas por  $1,9 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (+36%), al promedio de soja y trigo por  $2,1 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (+40%) y a vegetación natural leñosa también por  $2,1 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (+40%), donde las fracciones remanentes representaron el 55%, 70%, 55%, 63% y 60% de la PPNA total (datos no mostrados).

Contrario a lo esperado, las pasturas no superaron la PPNA de los restantes tipos de cobertura en ningún rango de valores de PMA, ubicándose  $3,6 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (-48%) por debajo de maíz en rango cultivado de mayor aridez con 600 a 500 mm (Figura 2.3, (b) y (c)). Sólo para  $\text{PMA} > 700 \text{ mm}$ , las pasturas mostraron una PPNA mayor a trigo y similar a vegetación natural y soja, mientras que para una PMA de 700 a 400 mm mostraron una brecha promedio de  $-0,7 \text{ Tn ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (-15%,  $p=0,025$ ). Incluso, las pasturas mostraron una pendiente de caída en PPNA mayor a la observada en precipitación (-52% vs -44%) y de la observada en cultivos y vegetación natural (-40% y -41%). Sin embargo, comparada con el modelo regional para pastizales mixtos C3-C4 desarrollado por Sala et al. (1988)



para Norteamérica, la tasa de cambio en la PPNA con la aridez en pasturas C4 fue 1,5 veces mayor (9,3 vs 6 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>), producto de una mayor PPNA (+2,2 Tn ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) para 900 mm y valores similares para 400 mm de PMA.

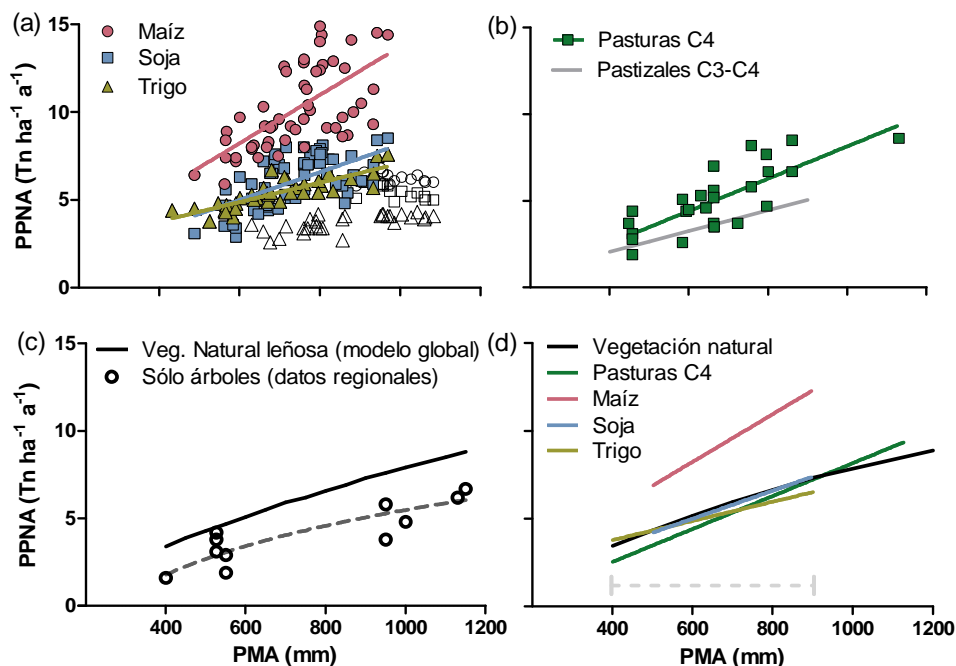


Figura 2.3: Productividad primaria neta aérea (PPNA) de cultivos pasturas y vegetación natural en relación a la precipitación media anual (PMA), expresado en toneladas de materia seca por hectárea por año. Los valores de soja y trigo fueron equiparados a los de maíz teniendo en cuenta el mayor valor energético del aceite y proteína de sus granos. Los modelos fueron construidos a partir de (a) estimaciones de rinde de cultivos a nivel de departamento, para maíz (PPNA =  $13,7 \text{ PMA} - 0,017 \text{ R}^2 = 0,41, p < 0,0001$ ), soja (PPNA =  $7,9 \text{ PMA} + 0,259, \text{R}^2 = 0,37, p < 0,0001$ ) y trigo (PPNA =  $0,005 \text{ PMA} + 1,579, \text{R}^2 = 0,69, p < 0,0001$ ), donde los puntos vacíos corresponden a datos inconsistentes no utilizados; (b) parcelas de corte experimentales con gramíneas C4 (PPNA =  $0,009 \text{ PMA} - 1,172, \text{R}^2 = 0,60, p < 0,0001$ ) y el modelo para pasturas mixtas C3-C4 de Sala et al. (1988) desarrollado para Norteamérica; (c) modelo global empírico para ecosistemas arbóreos de Del Grosso et al. (2008) (PPNA =  $0,1665 \text{ PMA}^{1,185} / \exp(0,000414 \text{ PMA})$ ,  $\text{R}^2 = 0,40$ ), contrastado con mediciones de árboles en parcelas experimentales dentro de la región (PPNA =  $9,343 \log(\text{PMA}) - 22,48, \text{R}^2 = 0,81$ ); y (d) Síntesis de los principales modelos utilizados para los distintos tipos de coberturas (excluyendo solo árboles y pastizal), donde la línea punteada gris horizontal representa el rango de 900 a 400 mm de PMA utilizado en las comparaciones.

La PPNA promedio total de vegetación natural leñosa resultante del modelo global (Del Grosso et al., 2008) fue similar a la de soja y trigo, pero menor a la de maíz por 3,8 Tn ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (-40%) (Figura 2.3, (c) y (d)). De acuerdo al modelo derivado de las parcelas experimentales, la PPNA sólo de árboles representó en promedio el 67% del total (3,9 vs 5,4 Tn ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>). Asumiendo que la PPNA de los componentes no arbóreos de la vegetación natural, mayormente especies herbáceas, arbustos y plantas trepadoras, pudiera ser estimada groseramente como la diferencia entre los dos modelos anteriores, alcanzaría valores aproximado de 1,8 y 1,5 Tn ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> para 900 y 400 mm de PMA, lo que constituye casi el 100% al 50% del forraje con el que se construyó el modelo económico para esas condiciones.

### 2.3.2 Agronómico: generación de bienes, energía y proteína

Los cultivos produjeron una notable mayor cantidad de bienes, energía y proteína digestible por unidad de área comparado con los restantes sistema de uso de la tierra, incluso el extremo más árido de su distribución (Cuadro 2.1). Incluso, los cultivos fueron los de menor sensibilidad al incremento de la aridez (-44% de cambio), con una reducción promedio de sólo -40% en la masa de bienes producido al pasar de 900 a 500 mm, comparado con una merma de -65% en bienes forestales (en parte por la mayor proporción de madera que se procesa para carbón) y -58% en bienes de la ganadería. Maíz fue el cultivo prominente en relación a la masa y energía digestible, con rindes promedio en todo el gradiente de precipitación 2,3 y 2,2 veces mayor comparado con los otros cultivos (4,3 vs 1,9 Tn ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> y 15.817 vs 7.243 Mcal ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), 5,5 y 245 veces mayor comparado con vegetación natural (0,8 Tn ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> y 65 Mcal ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, sin considerar 3.751 Mcal ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> de productos forestales no digestibles), y 38 y 73 veces mayor comparado ganadería en pasturas (0,1 Tn ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> y 215 Mcal ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), respectivamente. Con la mitad de la masa producida por el maíz, soja fue el cultivo prominente respecto al rinde de proteína digestible, 2,1 veces mayor comparado al promedio del resto de los cultivos (673 vs 317 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), 182 veces mayor comparado a ganadería en vegetación natural leñosa (3,5 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) y 55 veces mayor comparado a ganadería en pasturas (12 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>).

### 2.3.3 Económico: margen bruto por unidad de tierra o de capital invertido

Los resultados económicos mostraron importantes diferencias entre tipos de vegetación y especialmente entre especies de cultivos, en interacción con la aridez y la perspectiva del negocio. Considerando el margen bruto por unidad de tierra (MB: ingreso bruto al productor menos los costos operativos y de amortización por hectárea), la soja, seguida por maíz, fueron las coberturas prominentes a lo largo del todo el gradiente, mientras que trigo tuvo el peor resultado con valores que incluso fueron negativos en el extremo más árido (Figura 2.4). La ganadería en pastura tuvo un desempeño intermedio en condiciones más húmedas, pero superó a trigo y vegetación natural en el rango más árido de 500 a 400 mm. Mientras que el MB de la vegetación natural alcanzó apenas la mitad del de pastura, la ganadería extensiva desarrollada bajo el canopeo del bosque explicó nada menos que el 50% de su resultado económico (18,8 de 40,0 US\$ ha<sup>-1</sup> en promedio en todo el gradiente) con sólo el 4% de la masa total de bienes producidos (Cuadro 2.1), dejando en evidencia el muy pobre desempeño del negocio forestal.

El retorno de la inversión (ROI por sus siglas en inglés) aportada por estos valores de MB fue también contrastante dependiendo del tipo de cobertura y de la perspectiva del negocio al considerar toda la inversión de capital (ROI<sub>i</sub>) o sólo el funcional (ROI<sub>f</sub>), considerando sólo el costo operativo y amortizaciones en el último caso. El ROI<sub>f</sub> de la soja duplicó al resto de las coberturas alternativas en todo el rango cultivado del gradiente, con valores muy cercanos al interés que generaría el capital invertido en un depósito bancario estándar de 0,05 US\$ US\$<sup>-1</sup> como negocio alternativo (Figura 2.4 (B)). Únicamente hacia los 400 mm de PMA el ROI<sub>f</sub> de las pasturas y la vegetación natural se acercaron a este valor de referencia alcanzando casi 0,045 y 0,035 US\$ US\$<sup>-1</sup>, respectivamente, dado en gran parte por la mayor caída en los valores de la tierra respecto a las caídas en MB que se producen al aumentar aridez. Por el contrario, desde la perspectiva del ROI<sub>f</sub>, las pasturas tuvieron el mayor desempeño, duplicando el promedio alcanzado por los inmediatos inferiores, vegetación natural y soja (Figura 2.4 (C)).

Cuadro 2.1: Composición elemental de bienes derivados de distinto tipo de usos y coberturas, y producción anual en unidades de masa, energía y proteína digerible para rangos extremos de 900 y 500 mm de precipitación.

Cobertura	Uso	Producto	Composición			Producción anual					
			Materia seca % masa	Fración usable kg kg <sup>-1</sup>	Energía Mcal kg <sup>-1</sup>	Proteína % masa	Masa Tn ha <sup>-1</sup>	Energía Mcal ha <sup>-1</sup>	Proteína kg ha <sup>-1</sup>		
						900 mm	500 mm	900 mm	500 mm		
Maíz	Cultivo	Grano	90%	1	4,1	11%	3,082	20,345	11,288	291	
Soja	Cultivo	Grano	90%	1	4,9	40%	1,364	10,471	5,992	490	
Trigo	Cultivo	Grano	90%	1	3,8	14%	1,466	7,521	4,989	181	
Pastura	Ganadero	Bovinos	41%	0,68	6,8	39%	0,160	0,067	303	128	17
Veg. Natural leñosa	Ganadero y Forestal	Bovinos	41%	0,68	6,8	39%	0,048	0,020	91	38	5
		Rollizos	85%	1	4,1	-	0,589	0,084	2,053	293	-
		Postes	85%	1	4,1	-	0,058	0,008	203	28	-
		Carbón	90%	1	7,2	-	0,460	0,299	2,988	1,938	-

Los análisis de sensibilidad mostraron que el ordenamiento de los resultados económicos fue altamente dependiente de cambios en los costos operativos y de transporte, en el precio de las semillas y de la futura potencial necesidad de fertilizante para los cultivos, y en los costos laborales forestales (Cuadro 2.2). Los costos de transporte equivalieron en promedio el 70% de los costos operativos totales en maíz, 50% en trigo, 35% en soja, sólo 3% en ganadería y casi el 85% en forestal, reduciendo los precios al productor respecto a los de mercado apenas 16% en soja pero hasta 30% en maíz y trigo. La reducción parcial potencial de este factor a la mitad determinó que los resultados económicos del maíz igualaran a soja dada su mayor producción de granos por unidad de superficie, mientras que el trigo igualó a las pasturas. Para forestal, la aplicación de un costo de transporte de 500 km similar a los cultivos representó el 17% del precio de

mercado de los postes, 31% del carbón, 40% de los rollizos y casi el 71% en el caso de leña (para un precio al productor de 0,018 US\$ kg<sup>-1</sup>). En el caso de la ganadería, con menores distancias de transporte a 200 km y mayores valores de los bienes producidos por unidad de peso, este factor redujo los precios al productor únicamente 2% respecto a los de mercados.

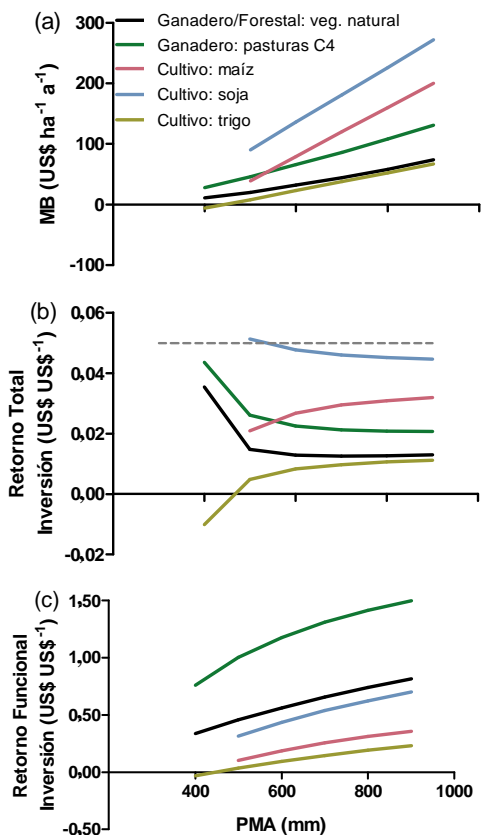


Figura 2.4: Proyecciones del desempeño económico de distinto tipo de vegetación para intervalos de 100 mm de precipitación media anual (PMA), en términos de: (A) margen bruto por unidad de tierra (MB= ingreso bruto al productor menos costos operativos y amortizaciones), (B) retorno de la inversión total (ROI<sub>t</sub>= margen bruto respecto al capital total), y (C) retorno del capital funcional (ROI<sub>e</sub>= margen bruto relativo únicamente a la suma de costos operativos y amortización, excluyendo interés). Los modelos de producción se estimaron a partir de estadísticas oficiales, datos experimentales y modelos empíricos, junto con precios de mercado y parámetros productivos específicos de cada sistema. La línea punteada gris en (B) representa la ganancia alternativa generada por un interés bancario estándar, utilizada además en el cálculo de costos.

De los costos operativos, el mayor en maíz fue el de semilla (35%), siendo 30 veces más caros respecto al valor de los granos cosechados vs sólo el doble en el caso de soja y trigo. Por lo tanto una reducción de este factor a la mitad en maíz provocó que sus resultados económicos casi igualen a los de soja, de forma similar a lo observado con la reducción en el costo de transporte. El uso de fertilizantes, práctica todavía inusual en el sistema agrícola actual, tendría un fuerte efecto sobre el desempeño económico incluso si únicamente se aplicara la mitad de la dosis necesaria para reponer los nutrientes cosechados. Pero mientras el ROI<sub>t</sub> en maíz y trigo se desplomarían a 0,9 y -1,5 US\$ US\$<sup>-1</sup>, el de soja únicamente bajaría a 4,1 US\$ US\$<sup>-1</sup> debido a su capacidad biológica de fijar nitrógeno. Entretanto, para ganadería y forestal los costos operativos totales promedio representaron sólo el 46% y el 27% respecto a cultivos, respectivamente. Los mayores costos operativos en pasturas fueron implantación y conservación (60%), mientras en vegetación natural el más importante fue el costos laboral (61%).

Cuadro 2.2: Costos operativos, de comercialización y resultado en precios al productor, de productos derivados de distinto tipo de usos y coberturas. (1) Los costos de fertilización fueron únicamente considerados para el análisis de sensibilidad económica. La suma de costos de comercialización y precios al productor equivale al precio libre en el puerto para Argentina ("Free Alongside Ship", FAS por sus siglas en inglés). Los valores son promedios para el período 2008-2011. La distancia de transporte utilizada fue de 500 y 200 km. EV: equivalente vaca

Cobertura	Uso	Costos operativos										Precios al productor		Costos del comercio			
		Semilla	Agroquímicos	Fertilizante (1)	Maquinaria	Personal	Sanidad	Toros	Cosecha	Mantenimiento e impuestos	Comisiones e impuestos	Transporte	US\$ ha <sup>-1</sup>	US\$ ha <sup>-1</sup>	US\$ Tn <sup>-1</sup>	US\$ Tn <sup>-1</sup>	US\$ Tn <sup>-1</sup>
				US\$ ha <sup>-1</sup>	US\$ ha <sup>-1</sup>	US\$ ha <sup>-1</sup> o Tn <sup>-1</sup>	US\$ EV <sup>-1</sup>	US\$ EV <sup>-1</sup>	US\$ EV <sup>-1</sup>	US\$ Tn <sup>-1</sup>	US\$ Tn <sup>-1</sup>	US\$ ha <sup>-1</sup>	US\$ Tn <sup>-1</sup>	US\$ Tn <sup>-1</sup>	US\$ Tn <sup>-1</sup>	US\$ Tn <sup>-1</sup>	US\$ Tn <sup>-1</sup>
		500 – 900 mm		500 – 900 mm								500 – 900 mm					
		70 – 86	54	55 – 76	49,0	-	-	-	9	25 – 36	86	7	44				
		33 – 43	58	15 – 22	64,2	-	-	-	22	26 – 37	221	11	44				
		33 – 41	31	37 – 106	46,3	-	-	-	12	22 – 30	110	7	44				
		2,8	0,4	-	10,5	16,2	7	9,8	-	9 – 17	1,34	101	31				
		-	-	-	-	16,2	7	9,8	-	-	1,34	101	31				
		-	-	-	2,8	20	-	-	-	8 – 13	70	-	44				
		-	-	-	4,1	150	-	-	-	-	220	-	44				
		-	-	-	20,4	60	-	-	-	-	100	-	44				

## 2.4 Discusión

El reemplazo de vegetación natural por agricultura es habitualmente asociado a una relación de compromiso entre la generación de alimentos, renta económica y sus múltiples costos ambientales (DeFries et al., 2004), especialmente en regiones áridas donde el riesgo de fracasos productivos y la susceptibilidad a la degradación del suelo son normalmente más elevados (Foley et al., 2005). En este contexto, los resultados contradicen la primera hipótesis al revelar que la elección de la especie cultivada (maíz vs el resto) juega un rol más importante que el tipo de uso o cobertura vegetal determinando un atributo fundamental del ecosistema como la productividad primaria. Sin que exista, además, un nicho ideal de aridez intermedia para pasturas, y con la vegetación natural que se destaca únicamente donde los cultivos son totalmente inviables. Acorde a la segunda hipótesis, los cultivos de verano mostraron ventajas agronómicas y económicas para maíz y soja, respectivamente, por sobre las pasturas y la vegetación natural. Notablemente, el desempeño de maíz desde la perspectiva económica estuvo mayormente limitado por un mayor costo tecnológico de las semillas y de transporte relativo al precio del grano cosechado, comparado con soja. Sin embargo, las pasturas obtuvieron los mayores retornos del capital funcional (sólo considera los costos operativos) y los menores costos relativos de transporte (costo de transporte relativo al precio del bien), lo que explicaría la relevancia de la ganadería al inicio de los procesos de transición en el uso de la tierra en áreas remotas y para usuarios limitados en capital (DeFries et al., 2006). Así, los resultados revelan la existencia de fuertes incentivos agronómicos y económicos para deforestar, incluso en las áreas de mayor aridez, en coincidencia con predicciones de una expansión agrícola en las próximas décadas (MEA, 2005) y desafiando los esfuerzos tendientes a conservar el ecosistema.

A pesar de los análisis globales que muestran que la conversión de vegetación natural a agricultura reduce la producción de biomasa (Bondeau et al., 2007; DeFries et al., 1999; Haberl et al., 2007) y la fijación de carbono (Guo y Gifford, 2002), excepto en áreas regadas o con manejo intensivo (Bradford et al., 2005); este trabajo muestra que la elección de la especie cultivada puede invertir ese resultado incluso en el extremo de mayor aridez para la agricultura de secano. Ciertamente el cultivo de maíz, con un metabolismo C4 que le confiere una mayor eficiencia en la fotosíntesis y uso de agua (Farquhar et al., 1989), duplicó la productividad primaria neta aérea la vegetación natural leñosa de metabolismo C3, la cual en cambio fue apenas superior o similar a los cultivos de soja y trigo. La transferencia de agua mediante barbechos, estructuras homogéneas o la supresión de plagas y enfermedades, entre otras intervenciones agrícolas, en la medida que incrementan la eficiencia de uso de recursos (Bacon, 2004) también excederían las ventajas adaptativas de la vegetación natural (Begon et al., 2009). Sin embargo, otro aspecto a considerar es la biomasa residual que permanece en el lugar disponible para los procesos y servicios del ecosistema, descontando lo cosechado para apropiación humana (Fisher et al., 2009), junto a las diferencias teóricas en la relación de estructura aérea-subterránea (Gower et al., 1999). En esto se observa que solamente los aportes del maíz se acercan a los de la vegetación natural leñosa, mientras que soja y trigo los reducen notablemente, en coincidencia con estudios regionales de pérdida de carbono del suelo (Villarino et al., 2017). Estos resultados destacan al maíz como un cultivo único con un potencial enorme para lograr procesos más sustentables de transición en el uso de la tierra, con un mejor balance entre producción de biomasa y alimento. Teniendo además límites productivos que llegan a los 200 mm de lluvia estacional disponible y casi el doble del rinde alcanzado actualmente en la región de estudio (Grassini et al., 2009).

Contrario a lo esperado, la productividad de biomasa en pasturas no se destacó en rangos intermedios de precipitación. Con valores que únicamente superaron a los pastizales naturales, su desempeño inferior al de la vegetación natural leñosa y que los cultivos incluso en el extremo de mayor aridez. Este resultado puede asociarse a varios factores. Primero, al igual que otras especies herbáceas, la producción anual de biomasa en pasturas está muy condicionada por la precipitación estacional y el número de plantas, macollos y plántulas sobrevivientes del año anterior (Sala et al., 2012). Así, el pobre desempeño de las pasturas podría atribuirse a la falta de raíces profundas o de manejo de barbechos que aseguren la disponibilidad de agua en períodos críticos, y de una baja persistencia o falta de semillas artificialmente incorporadas para asegurar una densidad estable de meristemas en crecimiento, comparado con la vegetación natural y cultivos, respectivamente. Segundo, a pesar de poseer las mismas ventajas del metabolismo C4 que el maíz, de mayor eficiencia de fotosíntesis y uso de agua (Farquhar et al., 1989), el tejido muerto en pie y el costoso sistema radicular de las pasturas podría atenuar la radiación incidente y reducir la productividad de biomasa aérea comparado con los cultivos anuales. Finalmente, la particularidad de las pasturas de poseer hojas que coinciden como fuente y destino de los asimilados cosechables, compromete el desarrollo de área fotosintética y el mantenimiento de raíces activas para la absorción de agua (Ryle y Powell, 1975), lo que disminuiría su desempeño en condiciones áridas.

A pesar de haber sido estimados con esquemas de máxima eficiencia productiva potencial, las pasturas y luego la vegetación natural leñosa mostraron una eficiencia mucho menor comparado a los cultivos respecto a la producción cosechable, tanto en bienes como en energía y proteína digestible. Estas diferencias, coincidentes con las reportadas en otros trabajos para la misma región (Grau et al., 2008; Rueda et al., 2013), fueron incluso mucho mayores a las observadas en productividad de biomasa. Este resultado probablemente se origina en la mayor partición a destinos cosechables y en la menor cantidad de pasos metabólicos implicados en los cultivos agrícolas (Evans, 1996), respecto a bosque natural y ganadería, respectivamente. En particular maíz y soja constituyen dos de los cultivos para grano más eficientes en términos de producción de energía y proteína digestible, y en requerimientos de nutrientes (Jobbágy y Sala, 2014). Además, su modificación genética para facilitar el control de plagas y malezas, junto con nuevas prácticas de manejo del suelo, permitieron implementar siembra tardías para reducir las pérdidas productivas y el estrés durante los períodos críticos en ambientes de mayor aridez (Calviño y Monzón, 2009; Giménez et al., 2015). Lo opuesto ocurre en vegetación natural y pasturas donde mayor aridez implica mermas en la fracción usable de la biomasa (Rueda et al., 2013) y la calidad del forraje (Garbulsky y Deregibus, 2004), reduciendo el rinde agronómico en una proporción mayor a la registrada en precipitación y producción primaria. Como agravante, la degradación histórica de los bosques regionales (Gasparri y Baldi, 2013) demanda un cambio radical de los paradigmas de conservación hacia la intensificación de prácticas forestales que promuevan una recomposición de la estructura y composición original del bosque, más productiva y con especies más valiosas (Fredericksen y Putz, 2003).

La destacada rentabilidad económica de la soja observada coincide con otros trabajos que enfatizan su rol central promoviendo la deforestación regional (Barona et al., 2010; Gasparri et al., 2013). Sin embargo tuvo un menor desempeño en productividad primaria y rinde comparado con maíz. Dos factores definen mayormente esta controversia. Primero, el incremento de los costos de transporte por ruta en zonas remotas menos accesibles desalienta cualquier otro cultivo que no sea soja, que aun así asegura su rentabilidad debido al elevado precio del grano. Los menores costos del transporte

ferroviario o fluvial, con un rol histórico clave en la producción de bienes exportables y en la expansión de la agricultura (Grigg, 1974), podrían reducir en parte esta brecha ya que incrementarían la renta del cultivo de maíz en una proporción mayor respecto a soja, pero demandaría inversiones considerables en infraestructura. Combinado con la industrialización local de los granos o su uso para engorde de animales tendría un efecto más drástico aún y a un costo financiero menor, invirtiendo totalmente los resultados a nivel agrícola y aumentando el valor agregado por incorporar este paso adicional en la cadena productiva. Segundo, el costo desproporcionado de las semillas transgénicas en maíces híbridos (i.e. las semillas cosechadas no mantienen la misma calidad genética parental) puede desalentar su uso. En el caso del cultivo de soja transgénico, su reproducción autógena y una legislación local que limitó el pago excesivo de regalías al permitir la reproducción propia de semillas, facilitó su difusión masiva en toda la región (Leguizamón, 2014; Qaim y Traxler, 2005). Esto sugiere que la reducción del costo de las semillas de maíz vía avances tecnológicos, regulación de precios o subsidios, entre otros, podría también contribuir a contrarrestar la adopción del monocultivo de soja en la frontera agrícola analizada.

El menor ingreso bruto de la actividad ganadera comparado con los cultivos resulta controvertido con el hecho de que las pasturas ocupan una gran parte de las regiones recientemente deforestadas (Baumann et al., 2017; Clark et al., 2010; Houspanossian et al., 2016), similar a lo observado incluso en otras fronteras agrícolas más húmedas en Brasil (Macedo et al., 2012) y en toda Latinoamérica (Graesser et al., 2015). Mientras que la irrupción inicial de pasturas en regiones remotas es favorecida por sus bajos costos de logística y transporte del ganado, los cambios generados facilitan el ingreso posterior de cultivos para exportación y el aumento del valor de la tierra (Meyfroidt et al., 2014), que a su vez incentiva a los ganaderos a desplazarse a regiones más remotas (Richards et al., 2014). Así, el cultivo de soja y la ganadería actúan como promotores simultáneos, siendo usual que un mismo actor opere en ambos sectores a la vez (Gasparri y le Polain de Waroux, 2014). En el caso de los ganaderos locales, mientras que aspectos culturales y financieros pueden limitar la adopción de cultivos, el mayor retorno del capital funcional invertido en pasturas facilitaría en cambio una acumulación gradual de capital ganadero. Por lo tanto, el efecto combinado de ganaderos externos y locales podría explicar la relevancia que tienen las pasturas al inicio de la deforestación, en que los precios de la tierra son bajos y el capital funcional disponible es limitante, hasta que estos factores se invierten debido a la introducción de cultivos (Richards et al., 2014). Las pasturas sólo se destacan en las áreas de mayor aridez donde aún no existen alternativas viables de cultivo y donde la vegetación menos densa permite el uso de métodos rústicos de deforestación como el rolado (Blanco et al., 2005).

El contraste entre los fuertes incentivos económicos existentes para la agricultura y el pobre desempeño del sistema de uso tradicional forestal-ganadero de la vegetación natural, resulta coherente con las altas tasas de deforestación observada en esta y en otras ecoregiones del mundo biofísicamente similares (Baldi y Jobbágy, 2012; Gasparri et al., 2015; Vallejos et al., 2014). Para alcanzar el mismo nivel que las pasturas, el negocio forestal debería poder lograr improbables niveles de optimización como triplicar la producción de madera, o duplicar los precios, o reducir casi completamente sus costos operativos. Lejos de compensar esta situación, menores costos de transporte implicarían una mayor deforestación, ya que la rentabilidad agrícola se incrementa en una proporción mayor e indirectamente aumenta los costos laborales. Como alternativa, el uso de desmontes selectivos de baja intensidad podría incrementar simultáneamente la producción de forraje y madera (Alvarez et al., 2013; Anriquez et al., 2005; Carranza y



Ledesma, 2005; Kunst et al., 2012). Paradójicamente, estos desmontes selectivos podrían limitar los cambios en el aspecto natural de bosque que caracteriza el paisaje, incluyendo su funcionamiento y biodiversidad, especialmente comparado con los cambios radicales provocados por la agricultura (Mastrangelo y Gavin, 2012). Pero asumiendo un similar costo de mantenimiento para pasturas implantadas bajo dosel que para los lotes desmontados, sería necesario alcanzar al menos el 70% del forraje que se produce en estas condiciones para alcanzar un ingreso bruto similar. La solución podría ser la invención de cosechadoras mecánicas de bajo costo operativo, adaptadas para la cosecha selectiva de biomasa bajo el dosel del bosque, facilitando su uso para la generación de electricidad y la prevención de incendios (Verón et al., 2012). De esta manera, el aumento de los incentivos económicos podrían tener un rol decisivo reforzando el efectivo acatamiento y permanencia de leyes recientes que pretenden conservar los más de 420.000 km<sup>2</sup> de bosque natural remanente (Vallejos et al., 2014).

## Material suplementario 2.1

Cuadro 2.I: Parcelas experimentales de pastura y forestales ubicadas dentro del Chaco y Espinal, utilizadas para estimar la productividad primaria neta aérea (PPNA).

Cobertura	Lat	Long	Especies <sup>1</sup>	Ensayos	Duración	PPNA	Fuente
					años	Tn ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	
Pastura	-22,60	-59,82	b	1	N/D	8,5	(Glatzle, 1999)
	-22,60	-59,82	b	1	N/D	6,7	(Glatzle, 1999)
	-25,14	-64,12	a, b, e	7	N/D	5,8	(De León, 1998)
	-25,28	-64,08	a	1	3	8,2	(Berti, 1999)
	-26,30	-59,38	d, n	1	2	8,6	(Pueyo y Chaparro, 2001)
	-26,62	-60,95	b	1	3	7,7	(Chiossone y Vicini, 2012)
	-26,73	-64,65	b, d, m	7	3	3,7	(Ricci et al., 1997)
	-28,02	-64,22	b	2	3-5	4,4	(Kunst et al., 2012)
	-28,18	-65,04	a, b, d, e, n	10	6	5,3	(Cornacchione, 2007)
	-29,95	-65,87	a	1	3	1,9	(Blanco et al., 2002)
	-30,51	-66,12	a, b, c, e	4	4	3,1	(Ferrando et al., 2005b)
	-30,51	-66,12	a	2	4	4,4	(Ferrando et al., 2005a)
	-30,51	-66,12	a	1	10	2,8	(Ferrando et al., 2005c)
	-30,68	-64,73	a, b, d, e	7	N/D	4,5	(De León, 1998)
	-30,92	-63,98	a, b, d, e	7	N/D	6,7	(De León, 1998)
	-31,84	-63,75	d, e, c	9	N/D	4,7	(De León et al., 1998)
	-33,65	-65,42	j, k	2	2	5,1	(Veneciano, 2006)
	-33,65	-65,42	c	1	6	2,6	(Veneciano y Veneciano, 2008)
	-36,55	-63,99	g	13	2	5,6	(Petruzzi et al., 2011)
	-36,55	-63,99	e, f, i	3	3	3,7	(Ruiz et al., 2008)
-36,56	-64,29	e	1	3	5,2	(Ferri et al., 2005)	

	-36,56	-64,29	f, g	6	3	7,0	(Stritzler y Rabotnikof, 2007)
	-37,37	-65,77	c, e, f, l	5	3	3,7	(Ruiz et al., 2004)
	-37,80	-63,05	f	1	4	4,6	(Ferrarotti y Larrea, 1984)
	-38,73	-62,30	c	1	2	3,5	(Gargano y Adúriz, 2002)
	-38,73	-62,30	c, f	2	6	3,5	(Gargano y Aduriz, 2004; Gargano et al., 2001)
Forestal <sup>2</sup>	-25,17	-61,97	múltiple	N/D	N/D	1,9-2,9	(Grulke et al., 2007)
	-26,18	-58,20	o	1	10	7,6	(Pérez et al., 2007)
	-26,33	-59,35	o	1	24	6,2	(Pérez et al., 2007)
	-26,80	-60,09	múltiple	N/D	N/D	3,8-5,8	(Grulke et al., 2007)
	-26,80	-60,45	o	1	40	4,8	(Pérez et al., 2007)
	-27,33	-59,42	o, q, s	1	8	6,7	(Delvalle et al., 2012)
	-27,92	-63,89	o	1	28	4,2	(Gallo, 1978)
	-27,92	-63,89	p	1	30	3,8	(Gallo, 1978)
	-27,92	-63,89	q	1	30	3,1	(Gallo, 1978)
	-31,50	-65,70	r	2	N/D	1,6	(Coirini y Karlin, 2000)

1) a: *Cenchrus ciliaris*, b: *Panicum máximum*, c: *Digitaria eriantha*, d: *Chloris gayana*, e: *Panicum coloratum*, f: *Eragrostis curvula*, g: *Botriocloa sp.*, h: *Panicum virgatum*, i: *Tetrachne dregei*, j: *Schizachyrium scoparium*, k: *Pappophorum caespitosum*, l: *Sorgum almun*, m: *Setaria anceps*, n: *Brachiaria brizantha*, r: *Prosopis nigra*, o: *Astronium balansae*, p: *Schinopsis lorentzii*, q: *Schinopsis balansae*, s: *Aspidosperma quebracho-blanco*.

2) Los datos originales estaban expresados en  $m^3$  o  $Tn\ ha^{-1}\ a^{-1}$  de producción de madera comercial. Para estimar la PPNA de los árboles se asumió una densidad de la madera de  $0,95\ Tn\ m^{-3}$ , que las ramas finas representan el 35% de la madera comercial, que las hojas representan el 5% de la biomasa total de madera y que la tasa de ciclado de los componentes lábiles representan el 25% de la biomasa total aérea (Pretzsch, 2009) (ANPP de árboles= producción anual de madera comercial \* factor ramas finas  $(1/(1-0,35))$  \* factor hojas  $(1/(1-0,05))$  \* factor tasa de ciclado  $(1/(1-0,25))$ ).

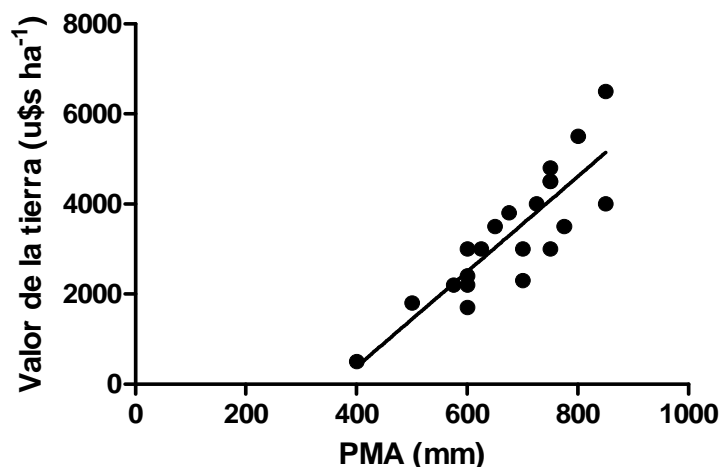


Figura 2.I: Correlación lineal entre el valor de la tierra agrícola y la precipitación media anual (PMA) en 21 subregiones del Chaco y Espinal semiárido ( $\text{US\$ ha}^{-1} = 10,6 \cdot \text{PMA} - 3.841$ ;  $R^2=0,73$ ), publicados por la principal inmobiliaria de referencia en Argentina ([www.cadetierras.com.ar](http://www.cadetierras.com.ar), consultado en Octubre de 2013). Se excluyeron datos de sectores con impedimentos para agricultura (e.g. escabrosas o con suelos salinos). El valor de la tierra de la vegetación natural se calculó restando el costo de deforestación (Sol, 2006), para evitar distorsiones especulativas y legales.

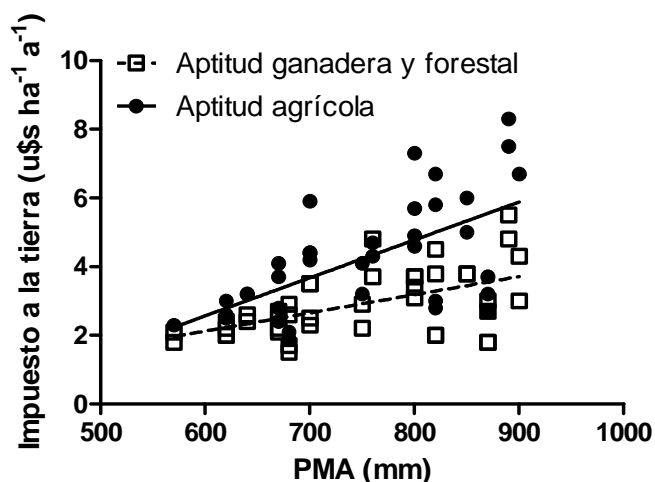


Figura 2.II: Correlación lineal entre el impuesto a la tierra y la precipitación media anual (PMA), establecida por resolución oficial ([www.dgrsantiago.gov.ar](http://www.dgrsantiago.gov.ar), consultado en Octubre de 2013) a nivel de departamento de acuerdo a su aptitud productiva (agricultura:  $\text{US\$ ha}^{-1} = 0,011 \cdot \text{PMA} - 4,06$ ;  $R^2=0,40$ ; Forestal y ganadera:  $\text{US\$ ha}^{-1} = 0,0053 \cdot \text{PMA} - 1,05$ ;  $R^2 = 0,30$ ). Para el rango de valores entre 600 a 400 mm de PMA se utilizó la función de agricultura en todos los tipos de cobertura.

### **Capítulo 3**

**Productividad primaria y dinámica temporal según tipo de vegetación y clima en el Chaco y Espinal semiárido.**

### 3.1 Introducción

La transformación de los sistemas naturales en ganaderos y agrícolas por parte de la humanidad es un proceso que avanza sobre gran parte de los biomas terrestre (Ellis y Ramankutty, 2008). En la medida que crece el grado de intensidad de las intervenciones humanas mediante los procesos biogeoquímicos, el equilibrio de estas interacciones socio-ecológicas se complejiza y aumenta el riesgo de degradación ambiental (Foley et al., 2005). Este riesgo condicionó históricamente el uso de cultivos extensivos sólo a las zonas más húmedas y pasturas o cultivos doble propósito (grano/forraje) en las intermedias, y el manejo extensivo de la vegetación natural (forraje/madera) en el extremo árido (Ellis et al., 2010). Pero factores tecnológicos, demográficos y estructurales promovieron en las últimas décadas una rápida expansión de la agricultura hacia áreas remanentes de mayor aridez (Alexandratos, 1999; Calviño y Monzón, 2009; Giménez et al., 2015; Sadras y Roget, 2004). La intensificación del uso de estas regiones originalmente ocupadas por sabanas y bosques secos, si bien implicaría una mayor obtención de bienes y alimentos, también podría comprometer su sustentabilidad a largo plazo (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

La implantación de pasturas y cultivos reemplazando vegetación natural habitualmente produce alteraciones en el funcionamiento del ecosistema debido a cambios en composición y estructura, al tratarse de especies que pueden diferir significativamente en sus estrategias de uso de recursos y tolerancia a estrés (Grime, 2006). Estas alteraciones pueden afectar múltiples procesos biogeoquímicos críticos de intercambio de materia y energía (Hooper et al., 2005). Uno de ellos es la producción primaria de biomasa como principal variable integradora del funcionamiento del ecosistema, debido a su estrecho vínculo con servicios y procesos naturales esenciales, como la obtención de alimento, protección del suelo, regulación hídrica, secuestro de carbono y ciclado de nutrientes, entre otros (Fisher et al., 2009). Si bien la introducción de agricultura –incluso en regiones semiáridas– no necesariamente implica una menor magnitud de producción, en cambio sí modifica otros atributos funcionales como su estacionalidad y variabilidad interanual (Baldi et al., 2016; Volante et al., 2012). Aun así, esta distribución más errática podría disminuir la retención de nitrógeno (Vitousek y Reiners, 1975), la evapotranspiración (Giménez et al., 2015) y la estabilidad de la cobertura y oferta de forraje verde para los consumidores primarios, con mayor riesgo de escorrentía, pérdida de suelo y de materia orgánica (Villarino et al., 2017).

El clima también interactúan con el potencial de crecimiento de los tipos de cobertura, determinando la fenología y los atributos temporales y espaciales de producción primaria, principalmente a través de la temperatura, la disponibilidad hídrica y su variabilidad (Jobbágy et al., 2002; Knapp y Smith, 2001). En la vegetación natural la productividad esta positivamente relacionada a la precipitación, con un mayor ajuste pero menos productivos en sistemas herbáceos que los dominados por árboles (Del Grosso et al., 2008), y con una pendiente espacial mayor a la temporal debido a efectos de legados estructurales interanuales en pastizales (Sala et al., 2012). En sistemas cultivados la respuesta tiende a ser más variable temporalmente y con una pendiente espacial menor (Baldi et al., 2016; Lauenroth et al., 2000). Estas diferencias se explican en la dicotomía funcional y estructural que impone la adaptación a condiciones secas vs húmedas. Así, la resistencia a la aridez se asocia a una baja relación tallo-raíz, área foliar y conductancia estomática; limitando la tasa de fotosíntesis y crecimiento en condiciones húmedas (Solbrig y Orians, 1977), producto de la adaptación natural a distinto tipo de

ambientes. En tanto el efecto de la temperatura sobre la producción de biomasa interactúa fuertemente con las condiciones de oferta hídrica, elevando la productividad en ambientes húmedos al aumentar la duración y la tasa de crecimiento, pero reduciéndola en ambientes secos al disminuir la disponibilidad de agua (Epstein et al., 2002; Lobell y Asner, 2003).

La estimación indirecta de la productividad primaria a través de información espectral es una aproximación usual en el análisis del funcionamiento de ecosistemas (Paruelo, 2008; Pettorelli et al., 2005). La disponibilidad creciente de registros continuos de alta resolución temporal han contribuido notablemente para entender parámetros fenológicos asociados al clima y el modelado de los ciclos biogeoquímicos (Ma et al., 2013; Xiao et al., 2004). A pesar de esto, persisten dificultades para traducir esta información en magnitud de productividad neta aérea y comparar vegetación con características fisiológicas y estructurales muy distintas (ej. bosques vs cultivos), dada la contrastante eficiencia de uso de radiación (Garbulsky et al., 2011) y la partición a respiración y raíces (Ise et al., 2010). En cambio, es posible utilizar los índices espectrales en términos de magnitud y estacionalidad de la actividad de la vegetación, especialmente asociado a la absorción de radiación y uso de agua por el canopy, tanto en vegetación natural como en cultivada (Contreras et al., 2011; Glenn et al., 2008). Además, poseen la gran ventaja de estar basados en protocolos comunes que permiten cubrir grandes extensiones de manera simultánea y continua, incluso globalmente (ej. Hansen et al. (2013)). El más reciente “Índice de Vegetación Mejorado” (EVI, por sus siglas en inglés) supera al precursor “Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas” (NDVI, por sus siglas en inglés) en la corrección de factores atmosféricos y del suelo que minimizan distorsiones con coberturas muy densas o muy bajas (Huete et al., 2002). Esto resulta especialmente importante al comparar estructuras herbáceas respecto a leñosas, al evitar el efecto de absorción de partes no fotosintéticas de la vegetación (Gao et al., 2000).

Mucho del conocimiento del cambio en la productividad primaria por deforestación a partir de información espectral, tanto en ambientes semiáridos a nivel global como para la región en particular, no discrimina entre los dos principales sistemas agrícolas funcionalmente contrastantes: pasturas perennes y cultivos anuales (Baldi et al., 2015; Baldi et al., 2016; Paruelo et al., 2004; Volante et al., 2012). O bien se realiza esta discriminación, pero sólo se limita al mapeo y análisis de cambios de cobertura para fechas puntuales (Baumann et al., 2017; Clark et al., 2010; Houspanossian et al., 2016). Sin embargo, la posibilidad de identificación de estas coberturas y análisis de registros continuos de alta resolución temporal apoyado en imágenes de alta resolución espacial (Clark et al., 2010), permitiría entender mejor la interacción del clima y la agricultura modificando el uso de recursos, afectando la magnitud y estabilidad en el funcionamiento de socio-ecosistemas.

El **objetivo** de éste Capítulo es complementar el análisis del vínculo entre la perspectiva ecológica y agronómica explorada en el anterior, mediante la incorporación de una visión más directa, continua y extensiva que posibilita el uso de sensores remotos. Esta metodología permite profundizar la exploración de la interacción entre la diversidad real de especies (naturales o cultivadas), del manejo y del clima a lo largo del tiempo, entre y dentro de cada sistema/cultivo, aspecto que en el anterior fue promediado y esquematizado. Se busca caracterizar la variabilidad interanual y el patrón estacional de la productividad primaria de acuerdo al tipo de cobertura y el clima, a nivel regional y sub-regional en el Chaco y Espinal semiárido. Para esto: a) se identificaron y compararon sitios con parcelas apareadas de cultivos anuales, pasturas perennes y vegetación natural leñosa, en un gradiente regional simultaneo de precipitación y temperatura. b) mediante EVI se exploraron métricas funcionales asociadas a magnitud, estacionalidad y

variabilidad temporal de la productividad primaria para cada tipo de cobertura, en función de la temperatura media, precipitación promedio y su concentración estival, y c) se evaluó la eficiencia de uso, magnitud de respuesta y grado de ajuste de la productividad primaria respecto a cambios interanuales en precipitación.

Al igual que en el capítulo anterior, se propone a modo exploratorio que (**Hipótesis 2A**) la dicotomía funcional y estructural entre de adaptación a la aridez vs productividad de cada tipo de cobertura –asociado además a grados distintos de intervención humana afectando la magnitud, temporalidad y complejidad de los procesos biogeoquímicos (complejidad metabólica, selección genética, uso de fertilizantes, barbechos, mecanización, entre otros)– establece un cambio gradual en el tipo de cobertura que maximiza la producción de biomasa a lo largo de un gradiente de aridez creciente (cultivo a pasturas a vegetación natural). Además, que (**Hipótesis 2B**) coberturas más productivas y dependientes del manejo humano poseen patrones de funcionamiento (i.e. atributos de la productividad primaria derivados de la curva estacional del EVI) más divergentes (i.e. menos similares entre sí), extremos (mayor amplitud máximo-mínimo) y erráticos (mayor variación interanual), y (**Hipótesis 2C**) todas estas diferencias entre coberturas son consistentes entre subregiones –factor que implica posibles diferencias en el tipo de manejo y especie cultivada según el grado de capitalización y cultura de los grupos humanos asentados a lo largo de la región de estudio– pero se amplifican en zonas con mejores condiciones ambientales para el crecimiento de la vegetación (mayor temperatura y disponibilidad hídrica).

## 3.2 Métodos

### 3.2.1 Área de estudio

La región de estudio abarcó la región semiárida del Chaco y Espinal, en una franja que abarca aproximadamente 450.000 km<sup>2</sup>, desde el norte al centro de Argentina hasta el oeste de Paraguay (Figura 1 a), entre las isohietas de 400 a 900 mm de PMA. Esta región se caracteriza por poseer una topografía llana a levemente ondulada y predominio de Molisoles. El rango de condiciones climáticas abarca de 380 a 1.040 mm de precipitación anual, de las cuales del 65 al 90% son estivales (octubre-marzo) y representan 0,15 a 0,54 de la evapotranspiración potencial (PPT:ETP), con temperaturas medias de 14,9 a 25,6 (“Ten Minute Climatology Database”; New et al. (2002)). La vegetación natural característica es un continuo de bosques y arbustales xerófilos, con un variable grado de reemplazo por agricultura a lo largo de toda la región, principalmente en los márgenes más húmedos (UMSEF, 2008). Para la descripción y análisis de los resultados la región se subdividió en 5 subregiones, definidas arbitrariamente por su grado de cercanía geográfica y similitud biofísica (Cuadro 3.1).

### 3.2.2 Procedimiento de muestreo

Se realizó un muestreo dirigido similar a un diseño de bloques incompletos que abarcó exhaustivamente todas las zonas con indicios de agricultura dentro de las subregiones de estudio. Se identificaron en total 1.303 parcelas individuales contenidas dentro de 548 sitios de muestreo (~bloques) separados a ~10 km entre sí, con al menos dos de las tres coberturas objetivo por sitio: a) agrícola de secano con cultivos anuales, b) agrícola de secano con pasturas perennes, y c) vegetación natural de bosque (Cuadro 3.1). La identificación se realizó mediante interpretación visual remota de acuerdo a la apariencia visual, contexto y patrón de funcionamiento basado en EVI (siglas en inglés

del “Índice de Vegetación Mejorado”) característico de cada tipo de vegetación, de acuerdo a descripciones para ambientes similares (Baldi et al., 2013; Clark et al., 2010; Piazza, 2006; Redo y Millington, 2011; Tiedemann, 2011). Se realizó un entrenamiento previo basado en parcelas de referencia obtenidas en viajes de reconocimiento, informantes locales y bibliografía.

Cuadro 3.1: Clima de cada subregión, número de sitios de muestreo (~bloques) y total de parcelas dentro de los sitios donde se identificó al menos dos de las tres coberturas objetivo. T: temperatura media anual, PMA: precipitación media anual, ETP: evapotranspiración potencial, fPE: fracción de precipitación estival (acumulado octubre a marzo respecto al anual).

Subregión	T (°C)	PMA (mm)	PMA/ETP	FPE	Sitios	Parcelas (n=1.303)		
						Cultivos	Pasturas	Veg. Nat.
Chaco norte	24,6	659	0,28	0,74	187	30	185	183
Chaco centro	21,7	791	0,39	0,81	210	146	198	203
Chaco sur	19,3	507	0,22	0,85	58	-	36	57
Espinal norte	16,4	589	0,36	0,76	49	47	58	39
Espinal sur	15,4	546	0,43	0,68	44	42	43	36
<i>Promedio /Total</i>	<i>19,5</i>	<i>618</i>	<i>0,34</i>	<i>0,77</i>	<i>548</i>	<i>265</i>	<i>520</i>	<i>518</i>

Las parcelas con vegetación natural de bosque fueron fácilmente reconocibles por su aspecto rugoso y coloración oscura, con un patrón estacional de EVI constante, de baja amplitud y valores mínimos más elevados. Las parcelas agrícolas presentaron mayor brillo relativo y trazado regular, más notable en el caso de cultivos anuales debido a los momentos de barbecho, líneas definidas asociadas a la disposición de plantas en hileras o marcas del paso de maquinaria. Sus valores de EVI fueron muy variables con uno o dos picos de máximo marcados y mínimos menores dilatados en el tiempo. Las pasturas se diferenciaron por su brillo intermedio, textura heterogénea, habitualmente asociado a senderos de animales que confluyen en torno a aguadas y marcas poco visibles del paso de maquinaria, con un patrón de EVI con picos amplios, redondeados y periodos de valores mínimos más cortos.

Los criterios de selección de las parcelas fueron: i) coberturas homogéneas claramente diferenciables y patrones de funcionamiento (i.e. atributos de la productividad primaria derivados de la curva estacional del EVI) óptimo representativos para cada región, ii) >95% del área dentro de un pixel puro <10% de árboles dispersos en el caso de pasturas, y iii) sin cambios de cobertura evidente para todo el período analizado. La primera condición se evaluó utilizando el sitio “Laboratory of Remote Sensing in Agriculture and Forestry tool” (<http://www.dsr.inpe.br>) (Freitas et al., 2011) que permite la inspección visual simultánea de series temporales de EVI2 de MODIS (EVI elaborado sin la banda azul; Jiang et al. (2008)) para pixeles espacialmente demarcados sobre imágenes de muy alta ( $\leq 1$  m, Quickbird) a alta resolución (2,5 a 10 m, Spot), junto con Google Earth (<http://www.google.com/earth/index.html>) y Bing Maps (<http://www.bing.com/maps/>). Se asumió que esta inspección simultánea y el entrenamiento previo minimizan el riesgo de circularidad en la metodología de selección. La segunda condición se evaluó mediante la superposición de una cuadrícula de límites de pixel MODIS con proyección WGS 84 en Google Earth. Finalmente, la tercera



condición se evaluó utilizando el mosaico de imágenes Landsat 7 del año 2000 y 2014 del sitio “Global Forest Change” (<http://earthenginepartners.appspot.com/>).

### 3.2.3 Funcionamiento de la vegetación

Cuadro 3.2. Descripción de la dinámica de la productividad primaria a través de métricas funcionales que representan la magnitud (1 a 3), estacionalidad (4 a 8), variabilidad interanual (9) y respuesta a la precipitación (10 a 12) a partir de EVI, un indicador que estima la productividad de la vegetación, para el período 2000-2014.

	Métrica	Descripción
1	Media	Promedio de los valores medios de cada estación anual de crecimiento.
2	Mínimo	Valor mínimo del año (ídem #1).
3	Máximo	Valor máximo del año (ídem #1).
4	Fecha del máximo	Tiempo (días) desde inicio del año (15 de septiembre) a la fecha donde se produce el valor máximo (ídem #1).
5	Largo de los ciclos	Suma del tiempo (días) acumulado desde el inicio al fin de todos los ciclos de crecimiento anuales, definidas por un valor umbral del 25% del rango sobre la mínima (ídem #1).
6	Ciclos por año	Número de ciclos de crecimiento anuales (i.e. número de recesos o cultivos por año) (ídem #1).
7	DE anual	Promedio de los desvío estándar de los valores dentro de cada año.
8	Agudeza de picos	Valor máximo*10.000 dividido la duración del crecimiento de cada ciclo de crecimiento (métricas #2 y #8), similar a curtosis.
9	DE interanual	Desvíos estándar del valor medio de cada año.
10	EUP	Eficiencia de uso de la precipitación. Calculado como el promedio de la relación entre el valor medio y la precipitación media anual.
11	RMP	Respuesta marginal a la precipitación. Pendiente de la correlación entre el valor medio y la precipitación media anual.
12	RMP.r	Grado de ajuste de la respuesta marginal a la precipitación. Coeficiente de correlación entre el valor medio y la precipitación media anual.

Para evaluar diferencias en el funcionamiento (magnitud, estacionalidad y variabilidad) y en la respuesta a la precipitación anual de los tipos de cobertura se utilizaron 12 métricas basadas en series temporales de EVI para los 15 ciclos anuales de crecimiento del período 2000-2014 (Cuadro 3.2). La formulación de EVI se basa en la relación entre la radiación en el espectro del rojo (R, absorbido por la clorofila), infra rojo cercano (NIR, reflejado y transmitido por las paredes celulares) y del azul, junto con otros coeficientes de corrección de factores atmosféricos y del suelo que evitan distorsiones con coberturas muy densas o muy bajas (Huete et al., 2002). Los datos fueron obtenidos para pixeles únicos seleccionados en cada parcela previamente identificada, provenientes del sensor Terra MODIS (“Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer”, por sus siglas en inglés), del producto MOD13Q1 (resolución espacial y temporal de 250 m y 16 días, respectivamente), mediante el sitio “Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center” (<http://daac.ornl.gov>). La reconstrucción de las series temporales

se realizó partir del programa TIMESAT utilizando el modelo Savitzky-Golay (Jönsson y Eklundh, 2004), previa eliminación de valores anómalos por nubes o aerosoles. La estación anual de crecimiento se definió desde el 1 de septiembre al 31 de agosto del año siguiente. Los datos de precipitación histórica promedio y de cada ciclo asignados por sitio de muestreo fueron extraídos de la base de datos mensual “CRU TS 4.0”, que abarca el período 1901-2015 (Harris et al., 2014).

### 3.2.4 Análisis estadístico

La correlación recíproca de las 9 métricas funcionales se exploró utilizando el método no paramétrico “Kendall”. Para identificar los principales métricas funcionales y su asociación con los tipos de cobertura se utilizó el método “Escalamiento multidimensional no métrico” (NMDS, Kruskal (1964)), mediante distancias Bray–Curtis. A diferencia de otros métodos que maximizan la varianza entre objetos, NMDS tiene la ventaja de estar basado en rangos de distancia y por lo tanto tiende a hacer lineal la relación entre las distancias por factores ambientales (eje 2) y las distancias por factores biológicos (eje 1), además de ser adecuado para datos que no son normales, discontinuos o con escalas arbitrarias. Como variables ambientales se evaluó temperatura, precipitación promedio y concentración de lluvias estivales (octubre-marzo), ajustadas en el plano resultante mediante modelos lineales generalizados. Esta evaluación gráfica se complementó cuantitativamente mediante test globales y apareados con el método semi-paramétrico “Permutational Multivariate Analysis of Variance” (PerMANOVA) (Anderson, 2001). Este método divide las disimilitudes para las fuentes de variación y usa test de permutación para evaluar la significancia de esas separaciones.

Para cada una de las métricas de funcionamiento y de respuesta a la precipitación anual se analizaron los cambios en el gradiente y las diferencias relativos de pasturas y cultivos respecto a la vegetación natural de bosque con el test no paramétrico de Wilcoxon. Gráficamente se ajustó un modelo de regresión local no paramétrico (LOWESS), que genera una ponderación lineal de mínimos cuadrados por intervalos. Este método permite ajustar una curva suavizada sin necesidad de asumir previamente su forma. Todo el procesamiento de la información se realizó con el programa R (paquetes latices, vegan, MASS y pastecs) ([www.r-project.org](http://www.r-project.org)). Las figuras secundarias y las matrices de correlaciones resumidas por métrica, tipo de cobertura y región se muestran en la sección de Material Suplementario.

## 3.3 Resultados

### 3.3.1 Atributos funcionales y su variabilidad respecto al clima

En esta sección se expresan los promedios de las diferencias apareadas por sitio comparando agricultura (diferenciada en coberturas de cultivo y pastura) respecto a los valores de la vegetación natural de bosque que es utilizada como referencia. Se detalla según representan diferencias relativas o absolutas ( $p < 0,05$  en todos los casos mencionados), ya sea para todo el gradiente de precipitación o para rangos acotados.

El reemplazo de vegetación natural de bosque por agricultura sólo produjo caídas leves en productividad promedio, pero opuesto a lo esperado, en pastura esta brecha surgió progresivamente con la aridez mientras que en cultivo se profundizó en sentido contrario (Figura 3.1). No obstante, esta aproximación en productividad de ambas coberturas agrícolas respecto a bosque se produjo con importantes modificaciones en las métricas funcionales que describen la dinámica estacional, más drásticas en cultivo que

en pastura y en la mitad más húmeda del gradiente (Material Suplementario 3.1, Figura 3.I). El EVI promedio de ambas coberturas agrícolas para todo el gradiente cayó apenas -8%. En cultivo esta caída fue un poco más notable en el extremo más húmedo, mientras que en pastura ocurrió únicamente en el extremo árido, aunque ambas sin superar -13% en promedio y -22% en el decil inferior. Su correlato en las métricas funcionales fue una caída similar en el EVI mínimo de -18% en el extremo más árido (<550 mm), que en cultivo fue parcialmente compensada por aumentos similares de +17% en el valor máximo vs sólo +4% en pastura (en ambos con un atraso en su ocurrencia de +27 días en cultivo y +15 días en pastura) y en pastura por un menor acortamiento del largo del ciclo (-45 en cultivo vs -24 días en pastura) (Material Suplementario 3.1, Cuadro 3.I). Estas diferencias en cultivo se amplificaron bruscamente en el rango de 600 a 700 mm, con picos estacionales más marcados (hasta +210%), mientras que en pastura los cambios fueron nulos o leves y más graduales. Así, en el extremo más húmedo (>800 mm) fue donde se observó la mayor divergencia en cultivo vs pastura respecto a los cambios en el EVI mínimo (-43% vs -30%), el máximo (+60% vs +20%) y su fecha de ocurrencia (+41 vs +19 días), y el largo de la estación (-111 vs -21 días).

Tanto en cultivo como en pastura, los sitios con menores caídas en productividad respecto a bosque se asociaron con una mayor variabilidad interanual y con un mayor rango de respuesta a cambios anuales en precipitación Figura 3.1. No obstante, pastura fue la de mayor ajuste en la relación EVI vs precipitación anual. La variabilidad interanual en promedio se duplicó con agricultura, pero fue un poco mayor en cultivo que en pastura en el extremo más árido <550 mm (+126% vs +100%) y lo opuesto en el más húmedo >800 mm (+81% vs +114%). Estos aumentos en variabilidad se asociaron con menores caídas en EVI promedio, tanto en cultivo como en pastura ( $r=0,60$  y  $r=0,46$ ), correlación también observada en valores absolutos (Material Suplementario 3.1 Figura 3.II). Asimismo, el rango de respuesta a cambios anuales en precipitación en promedio se triplicó con agricultura. Pero mientras que en cultivo este mayor rango de respuesta se mantuvo casi constante en +150% a lo largo del gradiente y tendió a incrementarse levemente a +200% con la aridez, por el contrario en pastura pasó de ser +300% en el extremo húmedo a sólo +37% en el árido. No obstante, el aumento en el grado de ajuste de la relación de EVI vs precipitación anual en todo el gradiente fue +30% en cultivo y +55% en pastura ( $r=0,36$  para vegetación natural de bosque). Asociado a esto, la frecuencia promedio de años discordantes con anomalías en EVI inesperadamente altas o bajas respecto a las de precipitación, fue más baja en pastura únicamente en el extremo húmedo. Esto implicó que su mayor grado de ajuste en estas condiciones fue tanto por una menor influencia de legados del año anterior atenuando las caídas en los años secos, como por una mayor capacidad de respuesta en los años húmedos. En cultivo ocurrió lo mismo pero en el extremo más árido, mientras que en el húmedo hubo un bajo efecto de legados en años secos, y a diferencia de pastura, la frecuencia de EVI debajo del promedio en años lluviosos fue mayor.

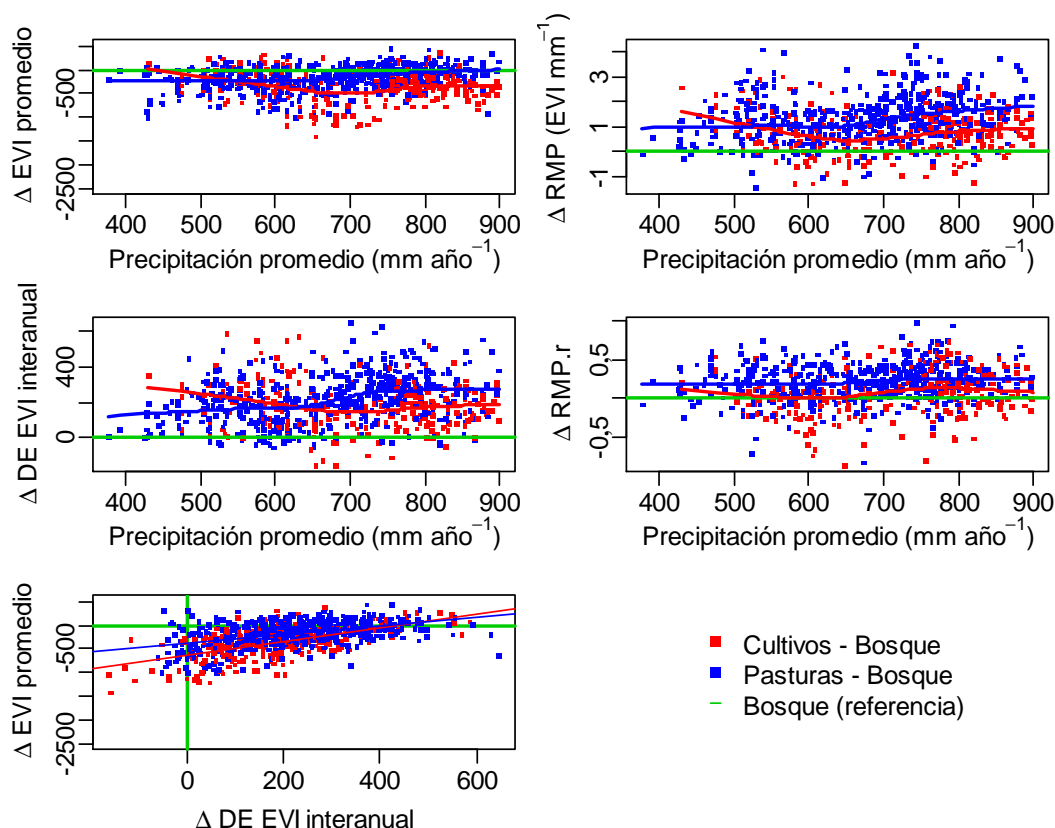


Figura 3.1: Diferencias absolutas para cultivo y pastura respecto a vegetación natural de bosque, para EVI promedio, desvío estándar interanual (DE) y su asociación recíproca, respuesta marginal a la precipitación anual (RMP) y grado de ajuste (RMP.r: coeficiente de correlación), a lo largo del gradiente regional de precipitación promedio.

### 3.3.2 Incidencia humana y ambiental sobre los atributos funcionales

El ordenamiento con NMDS evidenció tres aspectos más relevantes (Figura 3.2): Primero, una fuente de variación principal asociada a la dinámica de la actividad fotosintética y uso de recursos en el año, en donde se diferenciaron claramente los distintos tipos de cobertura. Segundo, estas diferencias fueron independientes de la aptitud climática, que constituyó la segunda fuente de variación y de la cuál dependió casi exclusivamente la productividad total promedio, en este caso sin diferencias notables entre tipos de cobertura. Por último, al disminuir la aptitud climática los tipos de cobertura tendieron a converger.

El stress final del ordenamiento (~proporción de la variación entre muestras no explicada) fue de 0,1, lo que sugiere una aceptable ajuste a la disimilitud real de los datos. Las parcelas con diferente tipo de cobertura claramente se agruparon por separado, excepto en el sentido negativo de los ejes de ordenación en donde convergieron levemente. En coincidencia, el análisis global de la varianza con PerMANOVA indicó un efecto significativo del tipo de cobertura ( $R^2=0,28$ ,  $p<0,05$  en todos los casos), temperatura y magnitud de la precipitación ( $R^2=0,16$  vs  $R^2=0,27$  o  $R^2=0,34$  vs  $R^2=0,09$ , respectivamente, dependiendo del orden de entrada en el modelo), con una muy leve interacción entre estos tres factores ( $R^2=0,001$  y  $p=0,042$ ). La concentración estacional

de la precipitación tuvo escasa relevancia ( $R^2=0,034$ ), a pesar del amplio rango analizado (0,63 a 0,91).

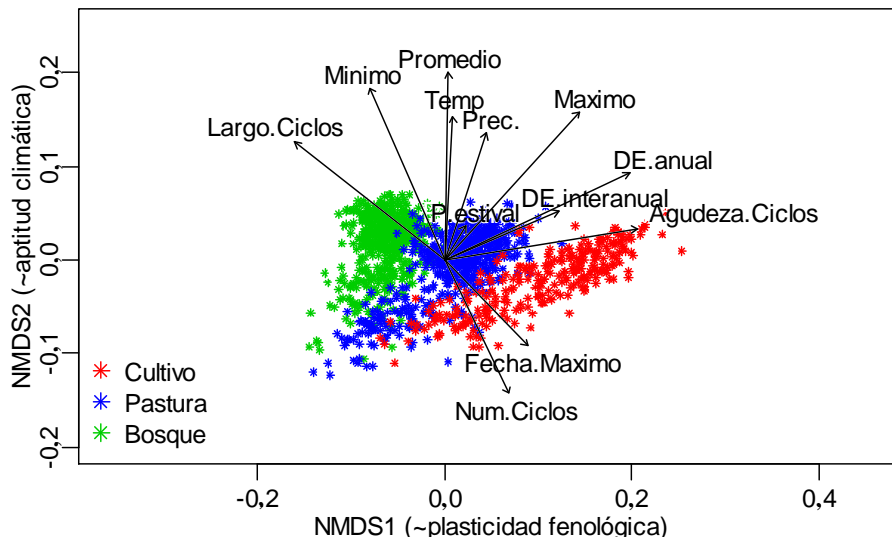


Figura 3.2: Ordenamiento bidimensional de parcelas ocupadas con distinto tipo de cobertura en relación a sus métricas funcionales de acuerdo al método de “Escalamiento multidimensional no métrico” (NMDS). El eje 1 se asoció con una creciente plasticidad biológica en el uso de recursos por los distintos tipos de cobertura, de origen genético, fenotípico o inducido por manejo (bosques < pasturas < cultivos). El eje 2 se asoció a una creciente aptitud climática, dada por una mayor temperatura, precipitación y su concentración estacional. La dirección y el largo relativo de la proyección de las variables revelan la magnitud de correlación con los ejes ( $R^2$ ). DE: desvío estándar del promedio.

La correlación espacial de las variables con NMDS evidenció un ordenamiento de los datos definido por: i) factores climáticos en el Eje 2, por su paralelismo y similar sentido respecto a temperatura, magnitud de precipitación y su concentración estival ( $R^2=0,47$ ,  $R^2=0,41$  y apenas  $R^2=0,04$ , respectivamente), y ii) factores biológicos en el Eje 1, por ser ortogonal al anterior y por su alta concordancia espacial con la mayor parte de las métricas funcionales (Figura 3.2). En especial, las asociadas a una mayor plasticidad fenológica en el uso de recursos por parte de las especies que componen los distintos tipos de cobertura (bosques < pasturas < cultivos), tanto de origen genético, fenotípico o inducido por manejo. Precisamente el de mayor paralelismo a este eje 1 fue la concentración del crecimiento ( $R^2=0,86$ ), que representaría más nítidamente el mayor nivel de plasticidad biológica por ser el de mayor resolución temporal (meses vs año o década para los restantes atributos de variación intra o interanual). En cambio, el valor promedio de EVI fue el único asociado casi exclusivamente a las variables climáticas, en concordancia con las constantes y escasas diferencias relativas entre coberturas observadas en la sección anterior a lo largo de todo el gradiente (Figura 3.1).

Los atributos restantes dependieron con similar peso de la interacción entre ambos ejes (Figura 3.2). Tanto un clima más desfavorable (menor precipitación y temperatura) como una mayor plasticidad biológica se asociaron a un mayor retraso ( $R^2=0,32$ ), acortamiento ( $R^2=0,82$ ) y discontinuidad de los ciclos de crecimiento reflejado en mayor número por año ( $R^2=0,50$ ), y un EVI menor durante los recesos ( $R^2=0,79$ ). Así, la distribución de los datos respecto a estos atributos maximizó la segregación entre tipos de cobertura, ya que mientras en bosque fue más variable dependiendo del clima, las

coberturas agrícolas se ubicaron en valores más extremos y con un rango más acotado en pasturas, y más aún en cultivos. Fue justamente con estos valores más extremos y constantes donde en cambio se observaron mayores diferencias intra-coberturas, dadas por un aumento en los valores máximos ( $R^2=0,90$ ) y en la variabilidad intra e interanual de EVI ( $R^2=0,94$  y  $R^2=0,35$ ) al mejorar las condiciones climáticas. Este mismo patrón de distribución entre tipos de cobertura se observó para las distintas subregiones analizadas, aunque con variaciones en la ubicación y dispersión de los datos, posiblemente asociados a diferencias en condiciones climáticas, en composición biológica y de manejo específicos en cada una (Figura 3.3).

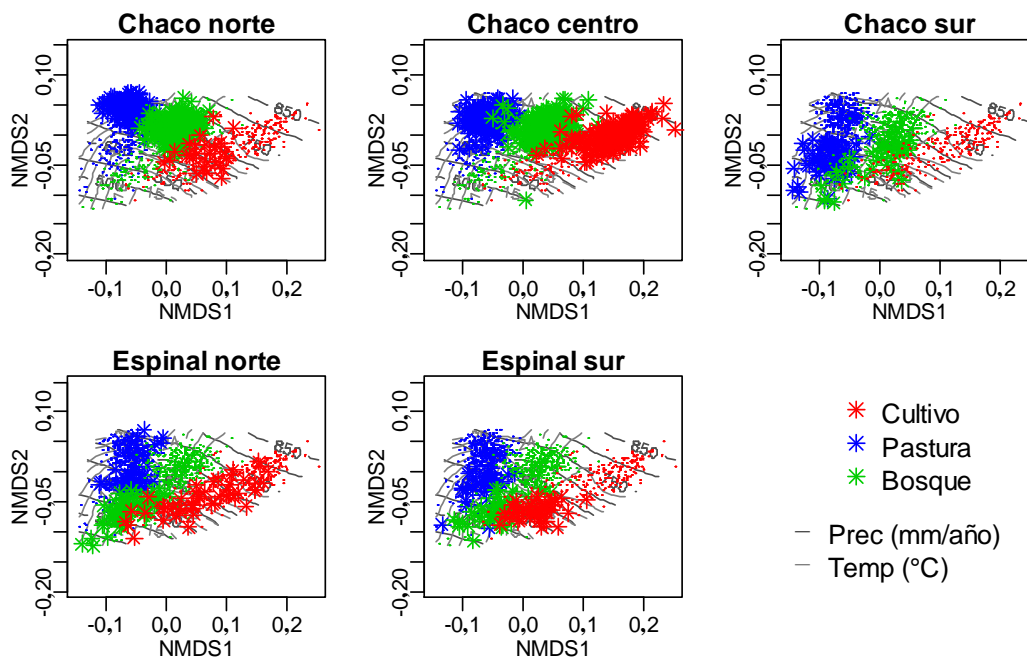


Figura 3.3: Ordenamiento bidimensional discriminado por subregión, de parcelas ocupadas con distinto tipo de cobertura en relación a sus métricas funcionales (método no métrico NMDS). La temperatura y precipitación se ajustaron al espacio bidimensional mediante modelos lineales generalizados.

### 3.3.3 Eficiencia de uso y respuestas a cambios anuales en precipitación

A pesar de ser similares en su dinámica funcional general, el rango de respuesta y el grado de ajuste a cambios anuales en precipitación fue divergente entre tipos de coberturas e incluso entre sub-regiones cercanas, asociada positivamente a diferencias en la eficiencia de uso de este recurso, excepto en bosques en los cuales también se observaron diferencias en eficiencia pero no explicadas por este factor (Figura 3.4).

En promedio en la región del Chaco, el valor de la pendiente de la relación entre EVI y precipitación anual (RMP) y su coeficiente de correlación (RMP.r) estuvieron asociados linealmente y en sentido creciente, primero bosques, luego cultivos y finalmente pasturas con los valores más altos en ambas variables (para todos:  $RMP=2,072 \pm 0,450$  EVI  $\cdot 10.000 \text{ mm}^{-1}$  y  $RMP.r=0,57 \pm 0,18$ ; valor promedio  $\pm$  desvío estándar) (Figura 3.4). En cambio, en la región del Espinal los cultivos tuvieron valores de PMR mayores que las pasturas pero con valores de RMP.r menores, lo que implicó una mayor sensibilidad a los cambios en precipitación anual pero con respuestas más variables. Por otra parte, si bien

los valores para bosques fueron muy similares ( $RMP=0,606 \pm 0,448 \text{ EVI} * 10.000 \text{ mm}^{-1}$  y  $RMP.r = 0,36 \pm 0,23$ ), hubo diferencias de hasta el doble en cultivos y hasta el triple en pasturas, incluso entre subregiones vecinas dentro de Chaco o Espinal.

También se observaron diferencias entre coberturas y entre regiones en la relación entre la RMP y la eficiencia de uso de la precipitación (EUP) (Figura 3.4). El más extremo fue Chaco norte, cuyos valores de EUP promedio en bosque y pastura fueron inesperadamente altos respecto a las mismas coberturas en las demás sub-regiones ( $5,618 (+20\%) \pm 0,772 \text{ EVI} * 10.000 \text{ mm}^{-1}$  en bosque y  $5,289 (+50\%) \pm 0,712 \text{ EVI} * 10.000 \text{ mm}^{-1}$  en pastura, valor promedio  $\pm$  desvío estándar). Exceptuando estos casos, en la agricultura y dentro de esta especialmente en pasturas se observó una asociación creciente entre RMP y EUP. Así, junto con una mayor dispersión en valores de RMP en pasturas entre sub-regiones, también las diferencias en EUP fueron de hasta 1,3 veces (rango de  $3,420 \pm 0,365$  a  $4,434 \pm 0,597 \text{ EVI} * 10.000 \text{ mm}^{-1}$ ; valor promedio  $\pm$  desvío estándar). Mientras que los bosques tuvieron valores más similares entre sí ( $4,429 \pm 0,627 \text{ EVI} * 10.000 \text{ mm}^{-1}$ ), al igual que los cultivos ( $3,930 \pm 0,513 \text{ EVI} * 10.000 \text{ mm}^{-1}$ ), incluyendo en este último caso todas las sub-regiones. Llamativamente la sub-región de Espinal norte fue la que mostró los valores menores de EUP dentro de cada tipo de cobertura.

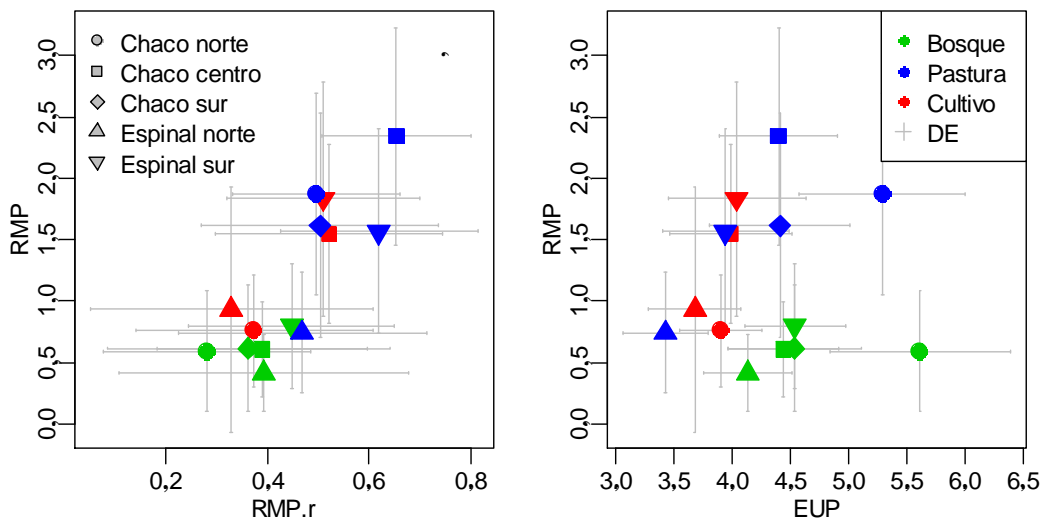


Figura 3.4: Relaciones entre cambios temporales en EVI y precipitación analizado a través de la respuesta marginal a la precipitación anual (RMP), coeficiente de correlación (RMP.r) y eficiencia de uso de la precipitación (EUP). Los puntos y barras horizontales y verticales corresponden al promedio y desvío estándar para cada una de las subregiones analizadas (Cuadro 3.1). DE: desvío estándar.

### 3.4 Discusión

La complejidad de las interacciones socio-ecológicas y el riesgo de degradación ambiental aumentan con la transformación de los sistemas naturales en ganaderos y agrícolas (Foley et al., 2005). En regiones más áridas este riesgo de degradación está asociado a la escasez y variabilidad de lluvias (Magliano et al., 2014; Noy-Meir, 1973) pero también a cambios en el ciclado de agua y sales en las más favorables provocando el ascenso de napas salinas (Amdan et al., 2013). Sin embargo, los resultados evidencian que el reemplazo de bosques por agricultura en la región del Chaco y Espinal semiárido



tendría un efecto mínimo sobre la productividad de la vegetación y el uso de recursos en todo el gradiente, de acuerdo a los muy leves cambios en el EVI promedio observados. Incluso en los cultivos anuales esta leve merma fue más notable en el extremo húmedo, a pesar de tener las mejores condiciones para expresar su mayor potencial de crecimiento. Mientras que lejos de observarse un nicho intermedio ideal de adaptación para las pasturas entre cultivos y bosque, su productividad disminuyó gradualmente al incrementarse la aridez, al ser la cobertura cuyo comportamiento anual dependió más ajustadamente de las lluvias en todo el gradiente.

De manera similar al Capítulo 2, esto se contrapone a la primera hipótesis al revelar que no existe el esperado contraste y sucesión gradual entre tipos de cobertura que maximizan un atributo fundamental del ecosistema como la productividad de biomasa. Asimismo, la agricultura mostró un patrón de funcionamiento más divergente, extremo y variable respecto a bosque, que se amplificó al mejorar las condiciones ambientales y de manera similar dentro de cada sub-región, consistente con la segunda y tercera hipótesis. Paradójicamente, esta mayor variabilidad interanual observada en pasturas en la mitad más húmeda del gradiente y en cultivos en el extremo árido, estuvo asociada a una menor caída en productividad, dada por un mayor rango de respuesta a cambios anuales en precipitación. Sin embargo, este rango de respuesta a la precipitación en estas coberturas también fue divergente entre sub-regiones, asociada positivamente a diferencias en la eficiencia de uso de este recurso, excepto en bosques en los cuales también se observó diferencias en eficiencia pero no explicadas por este factor. Esto respaldaría la idea de que existen diferentes riesgos y magnitudes de cambio relativas en el uso de recursos asociado a la intervención agrícola, en función de las características reales de la vegetación natural de referencia en cada región, y del tipo particular de agricultura y manejo (Gasparri y Baldi, 2013; Giménez et al., 2015; Villarino et al., 2017).

A pesar de que modelos globales históricos muestran que en regiones áridas no irrigadas la productividad disminuye en los sistemas cultivados respecto a la vegetación original potencial (Bondeau et al., 2007; DeFries et al., 1999), los escasos efectos encontrados en este trabajo son consistentes con estimaciones más recientes basadas en relevamientos satelitales (Baldi et al., 2016; Volante et al., 2012) o en estaciones de flujo (Gilmanov et al., 2010). Posiblemente estas diferencias puedan ser mayormente explicadas por los cambios tecnológicos ocurridos en las últimas décadas a nivel global y en esta región semiárida en particular. Principalmente la irrupción de soja y maíz como cultivos estivales dominantes (Jobbágy y Sala, 2014), especialmente a partir de híbridos mejorados con mayor eficiencia de uso de recursos (Nagore et al., 2010; Robles et al., 2011), mayor estabilidad de rendimientos (Di Matteo et al., 2014) y modificados genéticamente para control de malezas y plagas (Ahmad et al., 2012). Esto mejoró drásticamente el manejo del agua del suelo al permitir el uso de siembra directa sobre rastrojos en fechas más tardías, disminuyendo la evaporación directa del suelo, el stress hídrico y las altas temperaturas en el período crítico (Calviño y Monzón, 2009; Giménez et al., 2015). Así, los cultivos lograrían mediante especies con altas tasas de crecimiento, menores costos de respiración y mayores respuestas a los disturbios y subsidios inducidos (ej. fertilizantes, pesticidas, barbechos) (Bacon, 2004), compensar mecanismos evolutivos opuestos de tolerancia a estrés y menor demanda hídrica característicos de la vegetación natural leñosa (Begon et al., 2009).

Reducir la brecha en productividad y uso de recursos (i.e. intercepción de radiación y evapotranspiración) en agricultura respecto a la vegetación natural incluso se asoció a una mayor plasticidad en el rango de respuesta a cambios anuales en precipitación. Paradójicamente, para cultivos esta brecha fue mayor en el extremo más húmedo del



gradiente que en árido. Esto contradice la noción general de que el riesgo asociado a la producción de cultivos es mayor al aumentar su coeficiente de variación (Fischer et al., 2009), pero coincidiría parcialmente con la falta de asociación entre brechas de rendimiento y su variabilidad, estimada para una región que incluye el Chaco y Espinal más húmedo (Merlos et al., 2015). En estas condiciones, mayores limitaciones por nutrientes, plagas y bajas intensidades de cultivo predominantes asociado a estrategias inflexibles y conservadoras con alta aversión al riesgo, resultan en una mayor brecha respecto al potencial en años más favorables (Merlos et al., 2015). Esto implicaría mayores riesgos ambientales de erosión hídrica, inundaciones y salinización por drenaje profundo (Amdan et al., 2013; Giménez et al., 2015). En cambio estrategias más dinámicas con una agricultura mixta de bajo costo y menos limitada por fertilidad en el extremo más árido, lograría buenos resultados en años húmedos combinado con pastoreo los cultivos que fracasan en años secos (Sadras et al., 2003). Sin embargo, aún en estas condiciones más áridas los cultivos poco intensivos también pueden favorecer el drenaje profundo y la salinización (Jayawickreme et al., 2011; Santoni et al., 2010).

Lejos de observarse un nicho ideal de adaptación para las pasturas entre cultivos y vegetación natural, su productividad estimada a través de EVI disminuyó gradualmente al incrementarse la aridez, igual a lo observado con datos de campo en el Capítulo 2. Esto es contrario a lo esperado dadas sus características intermedias en crecimiento, tolerancia a estrés y profundidad de raíces (Canadell et al., 1996), sumado a su distribución regional actual en el gradiente hídrico (Clark et al., 2010; Houspanossian et al., 2016). Sin la posibilidad de mediar el uso de agua y la densidad de meristemas mediante barbechos y siembras anuales como en cultivos, las pasturas dependen más ajustadamente de la interacción entre precipitación anual y la supervivencia de semillas y macollos previos (Sala et al., 2012). Esto facilita una mayor oportunidad de persistir y rebrotar rápidamente hacia el extremo húmedo del gradiente. En cambio la mayor variabilidad relativa de las lluvias en condiciones de mayor aridez (Magliano et al., 2014), implica que la muerte de meristemas y raíces en años secos aumenta, agravado además por un incremento relativo en la fracción del área fotosintética pastoreada (Ryle y Powell, 1975). Esto disminuye gradualmente la capacidad de respuesta en los años húmedos subsiguientes, favoreciendo en pasturas de muy baja cobertura la evaporación directa desde el suelo (Magliano et al., 2016), pero con menor evapotranspiración total y riesgo de drenaje profundo similar a los cultivos (Marchesini et al., 2015). En este contexto, preservar una proporción equilibrada de especies leñosas (arbustos y árboles) mediante desmontes selectivos (Carranza y Ledesma, 2005; Kunst et al., 2012), junto a siembras y manejos adecuados que favorezcan una elevada cobertura de gramíneas, podrían aumentar su sustentabilidad sin disminuir necesariamente la producción de forraje respecto a una pastura pura (Scholes y Archer, 1997).

El cambio más destacado de la sustitución del bosque por agricultura fue un mayor retraso, acortamiento y discontinuidad del crecimiento en varios ciclos, y exacerbado valor mínimo de EVI durante los recesos, similar a lo observado en otras regiones semiáridas del mundo (Baldí et al., 2016). Así, al intervenir de manera creciente sobre la magnitud, temporalidad y complejidad de los procesos biogeoquímicos del ecosistema, la agricultura promueve coberturas de mayor plasticidad fenológica que permiten incrementar la apropiación humana de la productividad primaria (Vitousek et al., 1986). Esta plasticidad se magnifica al mejorar las condiciones climáticas, al disminuir el riesgo productivo debido a un mayor recambio de especies y el uso de insumos y disturbios. En pasturas se limita a la introducción gradual de especies más estivales, de mayores tasas de crecimiento y producción, con fertilización eventual en condiciones más húmedas

(Garbulsky y Deregibus, 2004). En cultivos es más drástica al permitir intensificar el número de cultivos por año, con ciclos más cortos, desfasados y períodos críticos más concentrados, cambiando el foco desde la productividad espacial del cultivo a la productividad temporal del sistema (Guilpart et al., 2017). En estas condiciones los cambios biológicos inducidos producen las máximas diferencias intra-cobertura en valores máximos, variabilidad y concentración de los picos de crecimiento, principales mecanismos a través de los cuales la agricultura logra resultados en productividad promedio similares o apenas por debajo de la vegetación natural que reemplaza.

A pesar de la similitud en rasgos generales, existen diferencias intra-coberturas entre regiones en su magnitud de respuesta, ajuste y eficiencia de uso de la precipitación, posiblemente originado por interacción de factores ambientales, biológicos y su modificación antropogénica. Para vegetación natural, a pesar de ser actualmente uno de los bosques secos relativamente menos modificados (Baldi et al., 2013), estas diferencias implicarían mayormente dos posibles causas. Por un lado los niveles de degradación de la estructura de la vegetación natural asociado a la tala selectiva histórico (especialmente intenso en el norte del Espinal y el centro-sur del Chaco) (Dussart et al., 2011; Gasparri y Baldi, 2013). Por otro, la temperatura promedio y del mes más frío como factor predominante sobre la precipitación (Gasparri y Baldi, 2013), especialmente en regiones con napa cercana donde la vegetación natural es capaz de consumir agua con elevada salinidad (Giménez et al., 2016). En el caso de pasturas, con la adaptación del ciclo de producción y receso de las especies predominantes en cada región respecto a la distribución de las lluvias y al pastoreo (ej. de *Eragrostis curvula* en todo el Espinal, a *Cenchrus ciliaris* en Chaco árido y *Panicum maximum* en Chaco sur y norte, con *Chloris gayana* en los márgenes más húmedos) (Garbulsky y Deregibus, 2004). Muchas de estas forrajeras megatérmicas también pueden consumir agua moderadamente salina, especialmente *Chloris gayana* (Dear et al., 2008), lo que podría explicar valores anómalos de eficiencia de uso de la precipitación en regiones con ascensos de napas salinas asociados a su geología natural y al desmonte (Marchesini et al., 2016). En el caso de cultivos, con la diversidad funcional y estructural de las especies implantadas (Monfreda et al., 2008), y las estrategias de manejo adoptadas localmente para disminuir los riesgos de fracasos y maximizar la renta (Bert et al., 2006; Giménez et al., 2015). Todos estos factores pueden acentuar o debilitar la relación de la productividad respecto a las variables ambientales a nivel regional, lo que determina potencialidades y condiciones de referencia variables.

### Material Suplementario 3.1

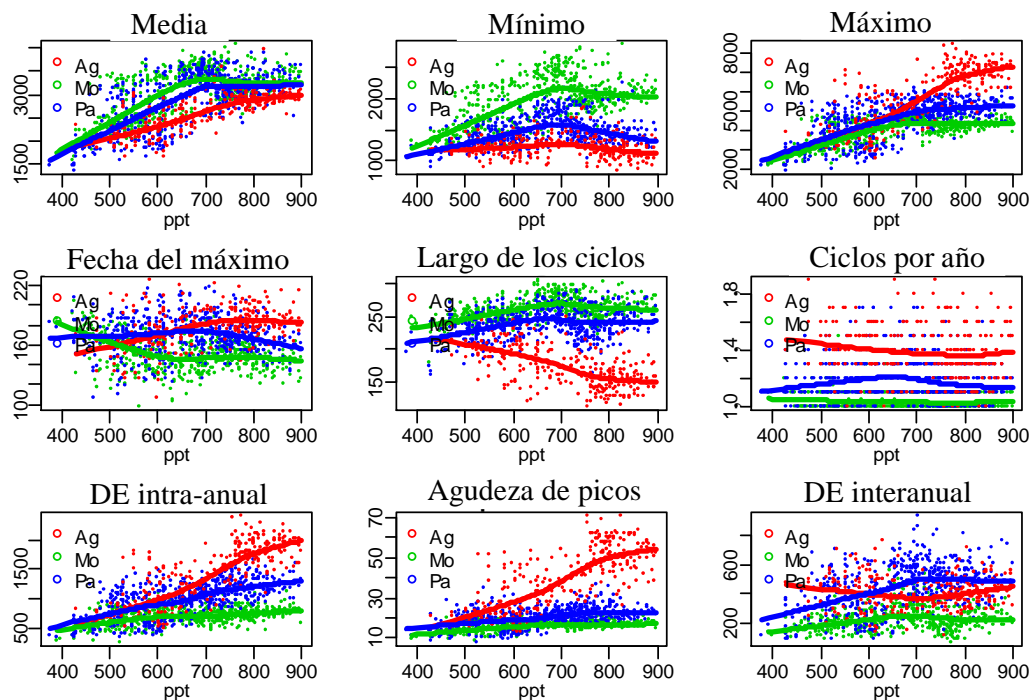


Figura 3.I: Cambio en las métricas funcionales de lotes apareados con distinto tipo de coberturas a lo largo de gradientes de precipitación del Chaco y Espinal semiárido. Las líneas representan la ponderación lineal por intervalos utilizando un modelo de regresión local no paramétrico (LOWESS). Cada punto representa lotes cubiertos con cultivos anuales (n=265), pasturas perennes (n=520) y vegetación natural de bosque (n=518).

	PMA	Temperatura	PMA estival	medio	minima	minima	fecha del máx.	largo estación	num. estaciones	DE estacional	pico crecimiento	DE interanual	EUP	RMP
Cultivo	Temperatura	0,38												
	PMA estival	0,26	0,22											
	medio	0,52	0,38	0,40										
	minima	-0,09	0,17	-0,07	0,13									
	máximo	0,57	0,30	0,45	0,64	-0,17								
	fecha del máx.	0,23	0,39	0,20	0,26	0,14	0,22							
	largo estación	-0,40	-0,22	-0,38	-0,28	0,27	-0,59	-0,15						
	num. estaciones	-0,09	-0,06	-0,10	0,05	0,12	-0,10	-0,03	0,28					
	DE estacional	0,57	0,28	0,45	0,59	-0,24	0,91	0,19	-0,62	-0,13				
	pico crecimiento	0,51	0,27	0,44	0,48	-0,21	0,80	0,22	-0,76	-0,21	0,81			
	DE interanual	0,04	-0,08	-0,01	0,15	0,09	0,04	-0,04	0,14	0,20	0,04	-0,04		
	EUP	-0,16	-0,05	0,16	0,22	0,25	0,12	0,06	0,00	0,09	0,08	0,08	0,21	
	RMP	0,05	-0,10	0,00	0,11	0,10	0,03	-0,02	0,09	0,10	0,01	-0,02	0,41	0,21
	RMP.r	0,10	0,01	0,03	0,13	0,14	0,04	0,04	0,05	0,02	0,02	0,15	0,10	0,68
Pastura	Temperatura	0,15												
	PMA estival	0,05	-0,13											
	medio	0,36	0,57	-0,18										
	minima	0,19	0,54	-0,28	0,61									
	máximo	0,39	0,44	0,03	0,70	0,38								
	fecha del máx.	-0,05	0,20	0,08	0,13	0,16	0,10							
	largo estación	0,12	0,23	-0,46	0,32	0,35	0,04	-0,01						
	num. estaciones	-0,05	0,04	-0,33	0,02	0,11	0,03	-0,03	0,05					
	DE estacional	0,42	0,28	0,23	0,48	0,14	0,75	0,08	-0,13	-0,09				
	pico crecimiento	0,28	0,27	0,26	0,35	0,14	0,63	0,11	-0,31	-0,02	0,71			
	DE interanual	0,26	0,43	-0,02	0,49	0,32	0,51	0,14	0,08	0,04	0,45	0,41		
	EUP	-0,13	0,46	0,06	0,39	0,36	0,38	0,23	0,03	-0,04	0,31	0,32	0,36	
	RMP	0,21	0,16	0,14	0,22	0,04	0,30	0,05	-0,08	-0,02	0,38	0,33	0,51	0,23
	RMP.r	0,21	-0,07	0,07	0,00	-0,12	0,06	-0,10	-0,03	-0,01	0,13	0,07	0,13	-0,10
Vegetación natural (bosque)	Temperatura	0,12												
	PMA estival	0,01	-0,18											
	medio	0,31	0,63	-0,35										
	minima	0,28	0,63	-0,32	0,76									
	máximo	0,27	0,55	-0,22	0,76	0,55								
	fecha del máx.	-0,13	0,01	0,37	-0,14	-0,10	-0,12							
	largo estación	0,22	0,42	-0,38	0,53	0,51	0,33	-0,15						
	num. estaciones	-0,10	-0,12	-0,28	-0,05	-0,07	-0,04	-0,09	0,01					
	DE estacional	0,23	0,09	0,11	0,19	-0,02	0,42	-0,10	-0,12	-0,08				
	pico crecimiento	0,25	0,34	0,03	0,42	0,29	0,64	-0,05	-0,03	-0,10	0,62			
	DE interanual	0,13	0,38	-0,34	0,42	0,35	0,39	-0,09	0,36	0,11	0,09	0,20		
	EUP	-0,28	0,39	-0,05	0,27	0,26	0,31	0,04	0,12	-0,06	0,09	0,25	0,16	
	RMP	0,04	0,01	-0,09	0,05	-0,01	0,05	0,01	0,11	0,15	0,00	-0,03	0,36	-0,06
	RMP.r	0,07	-0,13	-0,01	-0,07	-0,12	-0,07	0,00	0,01	0,13	-0,03	-0,11	0,11	-0,21

Figura 3.II: Coeficientes de correlación no paramétrica “Kendall” ( $\tau$ ) entre variables ambientales, métricas funcionales y de respuesta a la precipitación, para los tres principales tipos de cobertura en el Chaco y Espinal semiárido. La intensidad de los colores representa la fuerza de las correlaciones (negativas en rojo y positivas en azul). Valores menores a  $|0,09|$  (en gris y sin color) fueron no significativos ( $p < 0,05$ ). PMA: precipitación media anual, DE: desvío estándar del promedio, EUP: eficiencia de uso de la precipitación, RMP: respuesta marginal a la precipitación anual, RMP.r: coeficiente de correlación.

Cuadro 3.I: Diferencias absolutas promedio del reemplazo de vegetación natural de bosque por cultivos anuales y pasturas perennes sobre métricas funcionales basadas en EVI\*10.000. PMA: precipitación media anual.

Métrica	Diferencias	Total	Rangos de PMA (mm)		
			300-550 (n=122)	550-800 (n=522)	800-1000 (n=141)
Media	Cu-Bo	-379	-201	-432	-331
	Pa-Bo	-188	-253	-196	-55
Mínimo	Cu-Bo	-666	-268	-628	-896
	Pa-Bo	-487	-310	-510	-610
Máximo	Cu-Bo	1.622	531	1.354	2.609
	Pa-Bo	481	159	497	856
Fecha del máximo	Cu-Bo	36	27	35	41
	Pa-Bo	22	15	25	19
Largo de los ciclos	Cu-Bo	-87	-45	-83	-111
	Pa-Bo	-23	-24	-23	-21
Ciclos por año	Cu-Bo	0,3	0,3	0,3	0,3
	Pa-Bo	0,2	0,1	0,2	0,1
DE anual	Cu-Bo	669	188	567	1.069
	Pa-Bo	290	118	305	451
Agudeza de picos	Cu-Bo	24	9	22	35
	Pa-Bo	5	3	5	6
DE interanual	Cu-Bo	183	217	181	175
	Pa-Bo	215	170	221	252
EUP	Cu-Bo	-0,54	-0,31	-0,63	-0,43
	Pa-Bo	-0,30	-0,46	-0,30	-0,09
RMP	Cu-Bo	0,75	1,21	0,64	0,82
	Pa-Bo	1,29	1,18	1,25	1,69
RMP.r	Cu-Bo	0,07	0,09	0,05	0,09
	Pa-Bo	0,22	0,18	0,22	0,25

## **Capítulo 4**

**El contexto humano y ambiental como condicionantes del desarrollo local: dos regiones con trayectorias contrastantes en el Chaco semiárido.**

## 4.1 Introducción

Las formas en que los humanos usan el territorio se hayan sujetas a las diversas demandas de bienes productivos y servicios ambientales, proveniente de actores sociales tanto locales como externos (Fisher et al., 2009). Pero estas demandas pueden resultar contrapuestas tanto para los afectados y beneficiarios que componen el sistema social, como respecto a los procesos y atributos que brinda el sistema ecológico (Verón et al., 2010). A nivel local por sus habitantes preocupados por producir alimentos y bienes económicos, pero también ambientalmente por las fuentes de agua, la fertilidad de los suelos, las especies forrajeras valiosas o los arboles maderables de las cuales dependen. A nivel externo por gobiernos y empresas preocupados en maximizar la obtención de bienes exportables para una población global creciente y con mayor necesidad de bienes y alimentos, pero también contrapuesto a una creciente valoración de la naturaleza y preocupación por el cambio climático (MEA, 2005; SDG, 2015).

Los niveles de intervención y los umbrales críticos sustentables están definidos por la interacción entre condicionantes socioeconómicas y biofísicas (Reynolds et al., 2003), muy influenciados por la asimetría de poder entre los actores sociales involucrados (Scheffer et al., 2000) y la fragilidad del ambiente a la tecnología utilizada. Condiciones socioeconómicas de menor asimetría pueden facilitar una mayor distribución de los recursos y favorecer procesos diversificados de experimentación y adaptación, con énfasis en la organización y el agregado de valor para maximizar la captura de beneficios a nivel local (COMPAS, 2007). Pero la falta de financiación y de escala puede dificultar la aplicación de tecnología resultando en bajas productividades y niveles de intensificación que originan un síndrome de degradación progresiva con efectos perceptibles pero difíciles de revertir (Reynolds et al., 2007a). Opuestamente, una mayor asimetría puede facilitar la aplicación masiva de innovaciones y la producción de bienes a gran escala, pero está usualmente asociada a actores externos que dificultan la distribución social del beneficio económico y la retroalimentación de sus efectos ambientales.

El avance de la agricultura hacia regiones de mayor aridez implica intervenciones sobre un ambiente más frágil con importantes condicionantes biofísicas (Noy-Meir, 1973). En el caso de la llanura con bosque seco del Chaco semiárido, al déficit hídrico se suma la baja proporción de biomasa forrajera en la vegetación natural y/o su baja calidad (Garbulsky y Deregibus, 2004) y la escasez de agua superficial para consumo humano, animal o industrial, con presencia de napas salinas o muy profundas (Jobbágy et al., 2008b). En este contexto, el reemplazo de la vegetación natural por pasturas y cultivos, al igual que el desarrollo de infraestructura para la provisión de agua, supone la posibilidad de superar en parte estas limitantes y lograr un aumento significativo en la producción de alimentos (Grau et al., 2008; Rueda et al., 2013). Pero dependiendo del tipo de cultivo y manejo utilizado esto a su vez puede afectar servicios ecológicos esenciales, incluyendo el de producción de biomasa (Murray et al., 2016), la diversidad (Macchi et al., 2013) y la regulación hidrológica y de sales (Amdan et al., 2013; Giménez et al., 2015).

Optimizar la relación riesgos-beneficios asociados al casi inminente proceso de transformación agrícola del Chaco, uno de los pocos remanentes de tierra con potencial agrícola en el mundo (Alexandratos, 1999), conlleva analizar opciones alternativas de desarrollo. En este sentido, la región de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay representa un caso atípico de frontera agrícola, ya que a pesar de tratarse de pequeños y medianos

productores, su grado de organización en cooperativas y asociaciones civiles los convierte en actores capitalizados de gran escala y eficiencia productiva, en contradicción con teorías clásicas de transición en el uso de la tierra (Foley et al., 2005). Establecidos a partir de 1927, el sistema productivo estuvo inicialmente basado en el cultivo de algodón y maní, luego en lechería para el mercado nacional y por último en ganadería semi-intensiva para exportación de carne (Masi et al., 2000). Los altos costos de transporte y el aislamiento de la región influyeron de manera decisiva en esta trayectoria y en el desarrollo local, asociados a la búsqueda de maximizar la apropiación local de valor agregado mediante la integración horizontal y vertical en la cadena de producción y su inserción en el mercado nacional y global. Estas características sociales y productivas distintivas podrían resultar más virtuosas en términos de balance entre conservación ambiental y apropiación local de beneficios socioeconómicos, ofreciendo alternativas valiosas para la toma de decisiones políticas sobre uso del territorio.

Los **objetivo** de este Capítulo es vincular secuencialmente las diferencias estructurales y funcionales desde la perspectiva a) ecológica, b) agronómica c) económica y d) social, para dos regiones del Chaco semiárido biofísicamente similares pero con trayectorias de desarrollo contrastantes (actores locales organizados vs grandes productores e inversores externos). Para esto se utilizarán desde índices y relevamientos satelitales para las variables ecológicas, hasta indicadores derivados de información secundaria proveniente de encuestas y censos agrícolas, económicos y poblacionales, disponibles en diversas resoluciones espaciales y temporales.

Se compara el resultado entre regiones en cada una de las perspectivas e indicadores para responder a las siguientes **preguntas**: a) ¿Cuál genera menos impacto ecológico derivado de la transformación agrícola?, b) ¿Cuál produce más rinde agronómico en bienes comerciales y alimento (nutrientes digestibles)?, c) ¿Cuál logra mayor renta económica?, y finalmente, d) ¿Cuál promueve mejores condiciones de desarrollo y bienestar humano a nivel local? Se proponen tres hipótesis guía específicas para este Capítulo: (**Hipótesis 3A**) a pesar de la existencia de un contexto ambiental restrictivo, el contexto social a través de diferencias en su estructura y organización determina diferencias sustanciales en disposición de recursos (i.e. naturales, humanos y económicos) y estrategias de producción (i.e. tipo de agricultura, forma de comercialización y valor agregado), (**Hipótesis 3B**) una mayor generación de beneficios socioeconómicos no está necesariamente asociado a una mayor intensificación agrícola (donde cultivos>pasturas>vegetación natural), sino a un mayor grado de organización social e integración productiva (horizontal y/o vertical), y (**Hipótesis 3C**) sistemas productivos adaptados y controlados localmente generan un mejor balance entre desarrollo socioeconómico y conservación de servicios ambientales, respecto a sistemas cuyo diseño se transfiere y controla desde el exterior. Como resultado de esta relación indirecta mediada por múltiples factores postulada en estas tres hipótesis, se espera que los resultados obtenidos en planos intermedios de un socio-ecosistema agrícola (i.e. ecológico, agronómico o económico) no necesariamente determinen y se trasladen en el mismo sentido al resultado final (i.e. bienestar humano).

## 4.2 Métodos

### 4.2.1 Delimitación y caracterización social y biofísica de cada región

Las dos regiones de estudio pertenecen a la ecorregión del Chaco semiárido (Figura 4.1), con una cobertura original de bosques subtropicales secos (Olson et al., 2001).



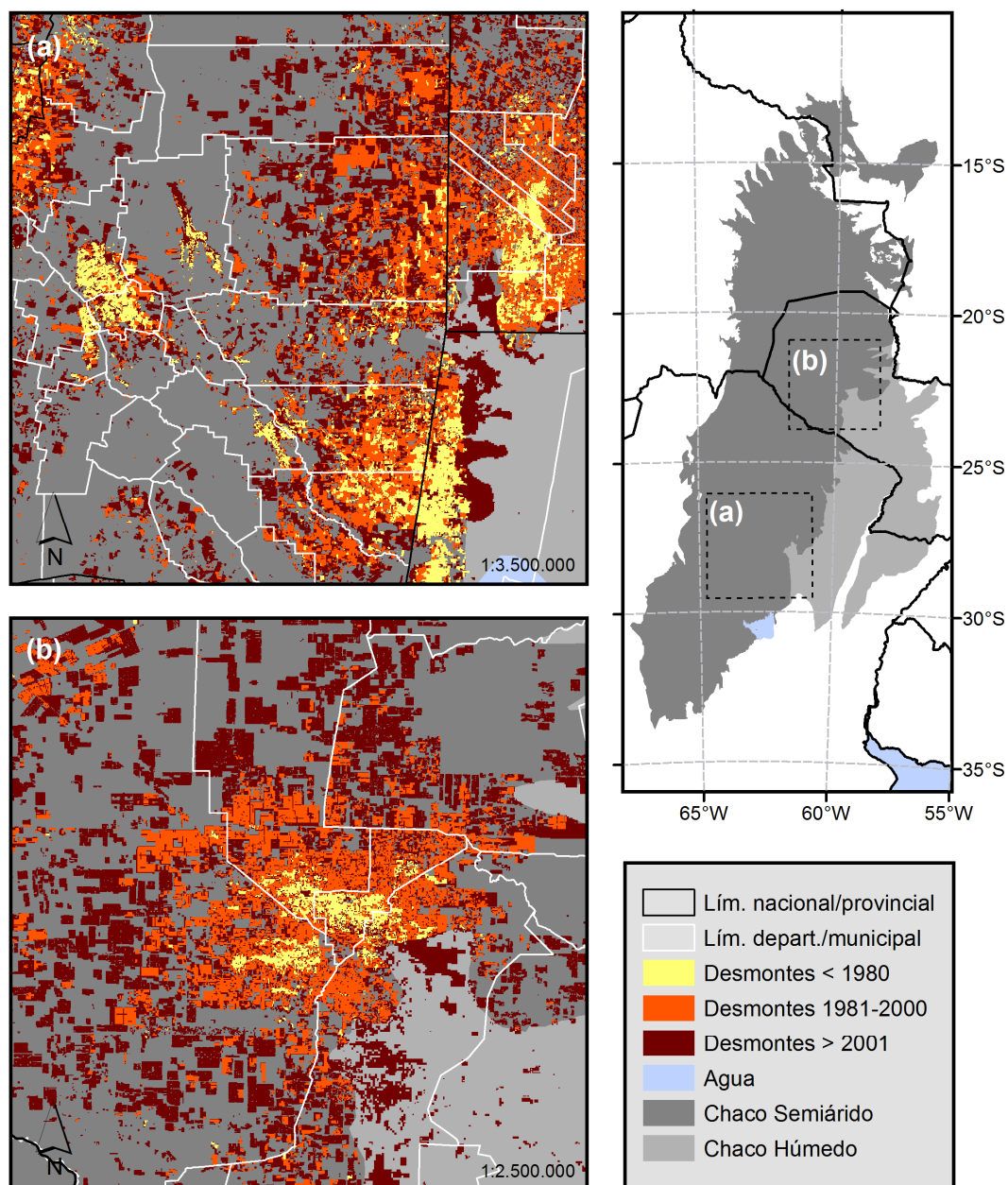


Figura 4.1: Descripción de las dos fronteras agrícolas contrastadas: a) Bandera-Quimilí, en los departamentos del sudeste de Santiago del Estero, Argentina, y b) Loma Plata-Filadelfia, en parte de los municipios del Chaco Central de Paraguay. Se detalla su ubicación respecto a la región de los bosques xerófilos del Chaco semiárido (gris oscuro) y húmedo (gris claro), y el avance del desmonte.

En el caso de Bandera-Quimilí en Argentina, el avance más reciente y masivo de la deforestación se produjo mayormente motorizado por grandes productores e inversores externos. Este fenómeno representa lo que ocurre en gran parte del territorio, donde predomina el cultivo de soja mediante una agricultura extensiva muy tecnificada, provenientes de zonas agrícolas ya consolidadas en ambientes más húmedos (Leguizamón, 2014). En el caso de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay también se produjo un desmonte masivo y a gran escala (~11,000 km<sup>2</sup>), pero en este caso tiene la particularidad de estar motorizado por productores pequeños y medianos organizados en

cooperativas y asociaciones civiles, preestablecidos hace casi 100 años (Baldi et al., 2015). En el último caso además, por razones geopolíticas estuvo signado históricamente por una mayor distancia y carencia de infraestructura de comunicación, con mayores tiempos de viaje a grandes centros urbanos (Nelson, 2008). Y a contramano de la región anterior, inicialmente se basó en cultivos de renta pero luego evolucionó casi exclusivamente a una ganadería semi-intensiva para carne y leche (DCEA, 2015; SENACSA, 2015). Por lo tanto, constituyen dos regiones con trayectorias y contextos sociales muy diferentes, en un caso con predominio de actores locales organizados y en el otro con predominio de grandes productores e inversores externos (Baldi et al., 2015; Le Polain de Waroux et al., 2017). Poseen así condiciones “experimentales” únicas, tanto en estas características contrastantes, como por sus características en común. Especialmente el hecho de que las economías de ambas regiones están exentas de enclaves industriales o financieros no-agropecuarios, o actividades petroleras y mineras, lo que evita interferencias a la hora de aislar los posibles efectos asociados al tipo de usuario.

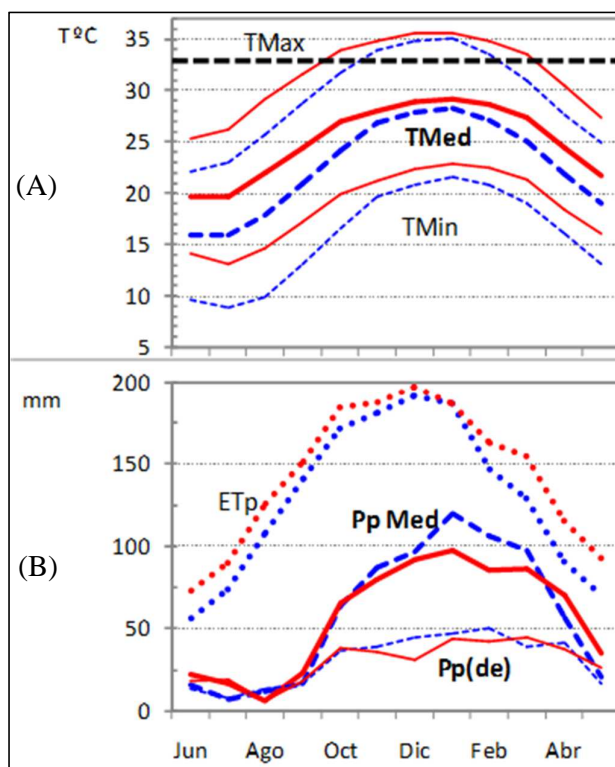


Figura 4.2: Características climáticas para las regiones de Loma Plata-Filadelfia de Paraguay (en Rojo) y Bandera-Quimilí en Argentina (en Azul), en base a datos de CRU (1960-2000) (New et al., 2002). (A) Temperaturas medias, mínimas y máximas medias en °C (la línea punteada negra representa el umbral de temperatura a partir del cual se pueden generar daños en los cultivos), y B) valores de la evapotranspiración, precipitación y su desvío estándar en mm por mes.

Las características climáticas y de suelos son similares entre regiones. Las limitación hídricas y su variabilidad tienen un patrón prácticamente homogéneo con altas probabilidades de sequías y muy altas temperaturas, excepto por una levemente mayor disponibilidad de lluvias en enero-febrero en Bandera-Quimilí (Figura 4.2).

Térmicamente, en esta región de Argentina la posibilidad de crecimiento de cultivos en invierno está un poco más restringida y la temperatura media máxima supera 33°C solo entre noviembre y febrero, mientras que en Loma Plata-Filadelfia en Paraguay lo hace incluso entre octubre y marzo. En ambos casos se ubican sobre planicies aluviales de escasa pendiente regional construida por antiguos cauces de ríos y en la matriz del paisaje predominan suelos franco limosos o franco arcillo limosos profundos.

#### **4.2.2 Muestreo de indicadores ambientales**

El funcionamiento de la vegetación se caracterizó mediante el promedio anual del valor medio y mínimo del “Índice de Vegetación Mejorado” (EVI, por sus siglas en inglés) para los 15 ciclos anuales de crecimiento del período 2000-2014. Los datos fueron obtenidos para píxeles únicos en pares de lotes de bosque/agrícolas, seleccionados de forma semi-aleatoria mediante una cuadrícula de puntos fijos separados a 10 km entre sí. El producto utilizado y el procesamiento de la información fueron similares a lo descrito en el Capítulo 3.

La estructura de la vegetación se caracterizó mediante a) la proporción de vegetación natural de bosque remanente para el área total delimitada para cada región (<http://monitoreodesmonte.com.ar/>, Vallejos et al. (2014)), y b) tamaño y proporción de fracciones relicto de bosque en la zona núcleo de cada región. (Muñoz Garachana, 2015). El resultado de esta última métrica se comparó con los valores de áreas mínimas de reserva que fijan las leyes ambientales vigentes, desde 25% en Paraguay (Ley 422/1973) y hasta el 40% para las zonas habilitadas o 90% para las restringidas en Argentina (Ley 26.331/2007).

#### **4.2.3 Muestreo de variables productivas y económicas**

La descripción de la estructura, tipo y magnitud de la producción anual se realizó a partir de censos, encuestas agropecuarias de estimación de rinde de cultivos y las existencias de animales totales de campañas de vacunación bovina y registros nacionales de faena. La producción anual ganadera se estimó con una tasa de extracción de 25% sobre las existencias totales en vaquillonas de 300 kg y novillos de 400 kg de peso, y el 12% de las vacas y toros de refugio, con 300 y 500 kg de peso vivo, respectivamente. El ingreso bruto de la producción primaria se estimó a partir de los precios promedio de mercado publicados en cada país por diversos organismos y revistas de análisis de mercado, en el período 2012-2015 (FAO Price Statistics, 2015; Margenes Agropecuarios, 2012; SENACSA, 2015). En todos los casos se utiliza el valor agregado bruto (VAB) de la producción, definido como el valor creado durante el proceso productivo, que se obtiene deduciendo de los ingresos brutos el costo en bienes y servicios utilizados como insumos intermedios (a excepción de la mano de obra asalariada, que se considera como parte del VAB). Para el sector primario, los costos para el cálculo del VAB se asignaron a partir de considerar la fracción promedio típica que representan respecto a los ingresos brutos (% costos/ingresos brutos), estimada en 20% en forestal, 30% en ganadería y 70% en cultivos. Se exceptuó a los cultivos de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay, cuyos costos se estimó que representan el 50% de los ingresos brutos, debido a que por su procesamiento local se ahorra el costo de transporte de 500 km computado para Bandera-Quimilí en Argentina. Para el sector secundario y terciario de la economía (industria, comercio y servicios), el VAB se estimó a partir de informes y de censos económicos de cada país (DGEEC, 2011; MEyFP, 2015).

Cuadro 4.1: Tipo de información y fechas disponibles para cada región.

Tipo información	Fechas		Fuente (AR/PY)
	Argentina	Paraguay	
CNPyV	2001/2010	2002/2012	INDEC/DGEEC
EPH	2003-2007	2015	INDEC/DGEEC
CNA	1977/88/92/2002	1991/2008	INDEC/DCEA
ENA	2000-2015	2000-2015	INDEC/DCEA
CEN	2004	2010	INDEC/DGEEC
Pecuaria	2002-2014	2006-2015	SENASA/SENACSA
Salud	2001-2015	2012/2015	DEIS//DGEEC
Informe Econ.	2003/2013		MEyFP
Ord. Territorial		2010	MOPC

#### 4.2.4 Muestreo de variables sociales

Se utilizó información censal con indicadores demográficos, de empleo, distribución de renta y tierra, integración cultural y calidad de vida, proveniente de diversas fuentes (CNA, CNPyV, CEN, Censos Vitales). El empleo transitorio se convirtió en permanente asumiendo 24 jornadas al mes durante 12 meses al año.

#### 4.2.5 Resolución y representatividad de los datos

Para los resultados e indicadores obtenidos para cada región se explicitó un nivel cualitativo (bajo, medio y alto) de acuerdo a la representatividad espacial y confiabilidad. Estos niveles fueron determinados de acuerdo a dos aspectos: i) el grado de resolución o confiabilidad de la extrapolación de la información disponible respecto a la región de estudio, y ii) la cantidad y confiabilidad de los supuestos utilizados en su cálculo.

El relevamiento se complementó con un viaje previo de reconocimiento a campo que permitió facilitar la búsqueda e interpretación posterior de la información disponible, al incorporar una perspectiva más directa respecto a los sistemas de producción y niveles de desarrollo (Nosetto et al., 2012).

### 4.3 Resultados

Se comparan secuencialmente las diferencias relativas en indicadores de resultado ecológicos, agronómicos, económicos y social, para las dos fronteras agrícolas del Chaco semiárido: Loma Plata-Filadelfia en Paraguay (en adelante LP&F.py) respecto a la región biofísicamente similar de Bandera-Quimilí en Argentina (en adelante B&Q.ar) (Figura 4.3). Los valores absolutos utilizados en la comparación y otra información adicional sobre la estructura productiva y funcionamiento se detallan en anexos (Material Suplementario 4.1, Cuadro 4.I, Cuadro 4.II).

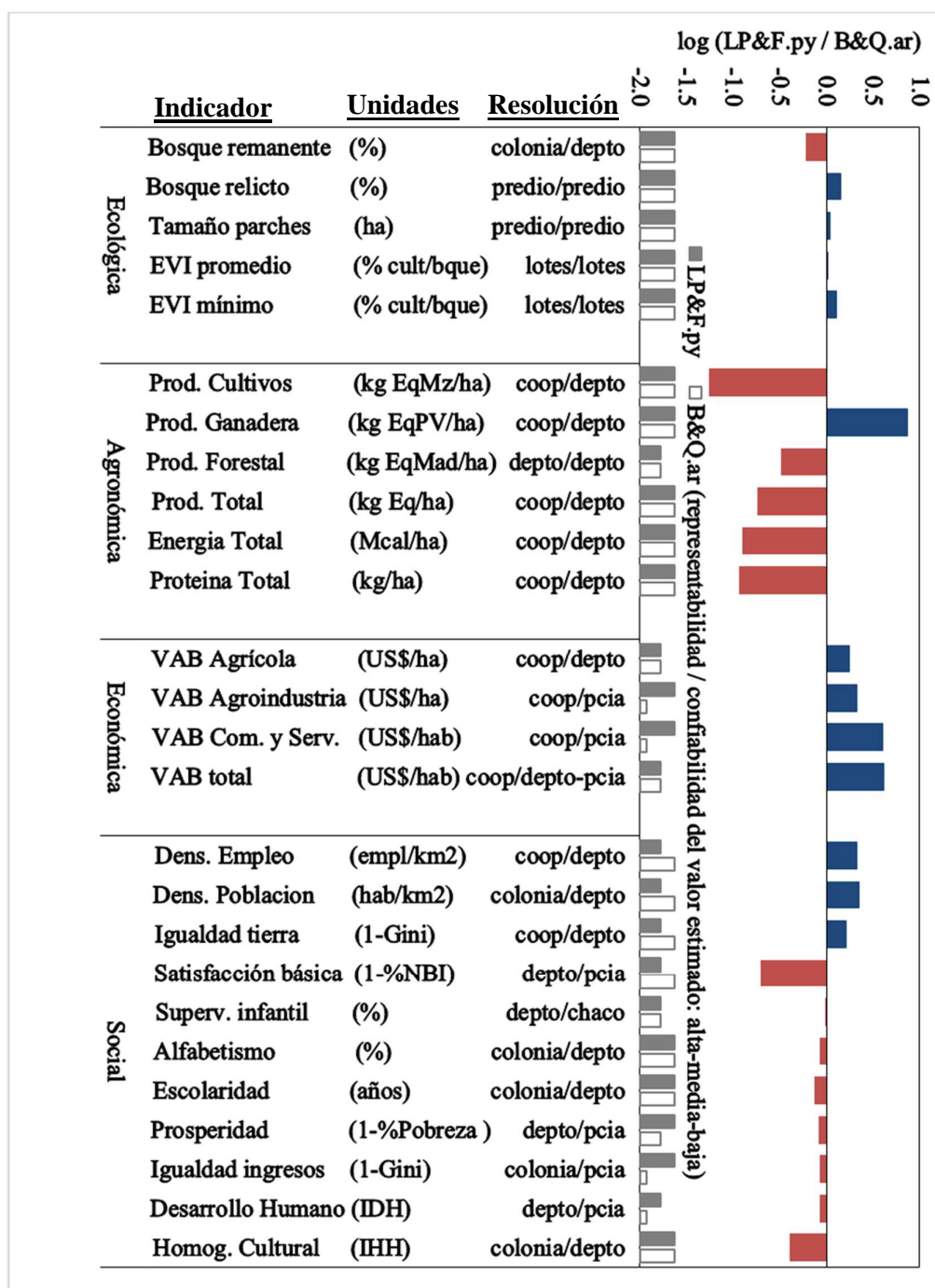


Figura 4.3: Comparación progresiva de las diferencias relativas en escala logarítmica de indicadores de resultado de Loma Plata-Filadelfia (LP&F.py, Chaco Central, Paraguay) respecto a la región biofísicamente similar de Bandera-Quimilí (B&Q.ar, Santiago del Estero, Argentina). Aquellos indicadores donde LP&F.py es superior se destaca en azul y en rojo para aquellos donde es inferior ( $\pm 0,3$  es el doble,  $\pm 0,5$  es 3 veces,  $\pm 1$  es 10 veces). Las barras en tonos de gris caracterizan cualitativamente tres niveles de representatividad/confiabilidad del valor utilizado en la comparación para cada región (alta, media y baja), de acuerdo a la resolución disponible o supuestos utilizados en su cálculo. Resolución espacial en LP&F.py: predio > lote > cooperativa > colonia > departamento. Resolución en B&Q.ar: predio > lote > departamento > provincia. VAB: valor agregado bruto, IDH: índice de desarrollo humano, NBI: necesidades básicas insatisfechas, IHH: índice de Herfindahl e Hirschman.

### 4.3.1 Resultado ecológico

En el aspecto estructural a nivel de paisaje regional en LP&F.py se observó un proceso de transformación agrícola más extendido que en B&Q.ar (apenas 27% vs 45% de fracción de bosque remanente), pero que en su configuración más estabilizada conservaría una fracción levemente mayor de relictos (17% vs 12% de bosque y 66,4 vs 60,3 ha promedio por parche).

Sólo dentro en la región LP&F.py se registraron zonas protegidas, representando sólo 2% del territorio por reservas naturales (22.368 ha en total sumando privadas y estatales) pero casi un 10% por territorio indígena (138.500 ha, mayormente sin desmontar). No obstante, una mayor proporción del bosque fue reemplazado por pasturas perennes megatérmicas (97% vs. 50% en B&Q.ar), con lo que la superficie restante transformada en cultivos anuales fue drásticamente menor. Las especies de cultivos predominantes también difirieron, en LP&F.py fueron 40% maní, 26% soja, 18% sésamo y 9% sorgo, mientras que en B&Q.ar fueron 59% soja y 23% maíz.

En el aspecto funcional, el valor mínimo anual de producción de biomasa fue el aspecto funcional más afectado en ambas regiones, no obstante el tipo de agricultura predominante en LP&F.py fue menos disruptivo que en B&Q.ar (75% vs 59 % del valor mínimo de EVI del bosque). La producción promedio de biomasa en cambio sólo se redujo levemente y en una magnitud relativa similar para ambas regiones (92% vs 91% del valor promedio de EVI del bosque).

### 4.3.2 Resultado agronómico: estructura y rindes en productos y nutrientes

La región B&Q.ar tuvo un rinde 5 veces superior de bienes agrícolas totales (suma de biomasa equivalente a maíz, carne y madera: 129,9 vs 699,4 kg ha<sup>-1</sup>). En peso real de productos, en la región LP&F.py el 81% provino de ganadería (60% leche y 40% carne, rindes anuales de ~220 L de leche ha<sup>-1</sup> de finca lechera, 2400 L vaca<sup>-1</sup> y 60 kg de carne ha<sup>-1</sup>, 2 ha EV<sup>-1</sup>, 40% de las fincas poseen alguna vaca lechera) y el 18% de cultivos (44% maní, 27% soja y 21% sorgo, 35% de las fincas poseen algún lote cultivado), mientras que en B&Q.ar el 97% provino de cultivos (46% soja y 40% maíz) y sólo el 2% de ganadería (7 ha EV<sup>-1</sup> y 17 kg de carne ha<sup>-1</sup> de pastura y bosque año<sup>-1</sup>). La actividad forestal fue irrelevante en ambas regiones respecto al área de bosques (<2% del peso total de productos y <15 kg madera año<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> de bosque, más de 100 veces por debajo de lo esperado según los resultados del Capítulo 2), aunque el total podría ser un poco mayor si se contabilizara el uso propio y comercio no declarado.

El contrastante contenido nutritivo intrínseco de los productos (cultivos > carne > leche) amplificó las diferencias en energía y proteína total obtenidas, que fueron 7 y 8 veces más elevados en B&Q.ar (327 vs 2.557 Mcal ha<sup>-1</sup> y 16,5 vs 139,7 kg ha<sup>-1</sup>). En promedio del total, por cada kg de alimento producido, B&Q.ar rindió 4,0 Mcal de Energía Bruta y 223 g de Proteína total vs 1,8 Mcal y 96 g en LP&F.py.

### 4.3.3 Resultados económicos

A pesar de su menor rinde total en bienes y nutrientes, el valor agregado bruto (VAB) por hectárea total promedio en LP&F.py fue 1,8 veces mayor al de B&Q.ar (90 vs 50 US\$ ha<sup>-1</sup>). Este contraste de rinde en bienes vs renta se debió a que la región LP&F.py en promedio produjo bienes 3,5 veces más valiosos (745 vs 222 US\$ Mg<sup>-1</sup>) y con 1,9 veces mayor apropiación de los ingresos brutos (68% vs 36% de VAB IB<sup>-1</sup>),

principalmente por su mayor orientación a ferias locales e industrias propias que reducen los costos de transporte (30 km vs 500-800 km al puerto) y comercialización (hasta ~3-4% del IB en comisiones y sellados en bienes a exportación). Si bien este VAB primario se basa en estimaciones groseras de costos intermedios por actividad, la diferencia entre regiones es de tal magnitud que minimiza el efecto de posibles errores cometidos en su cálculo. Asimismo, estos resultados favorables a LP&F.py no se modificaron sustancialmente por efecto de eliminar las retenciones en IB de hasta 35% vigente para algunos granos en Argentina. Incluso a pesar de estar más orientado a la exportación, los precios del ganado fueron menores respecto a Argentina (1,42 vs 1,72 US\$ kg<sup>-1</sup> promedio de peso vivo).

Más significativo aun en LP&F.py fue la obtención de un VAB por industrialización de productos primarios 3 veces mayor (58 vs 28 US\$ ha<sup>-1</sup>, el 90% por procesamiento de carne pero también leche, maní y algodón). La importancia de este rubro en LP&F.py es tal que representa el 64% de lo obtenido en su producción primaria e iguala la producción primaria por ha de B&Q.ar. De modo similar, la renta de comercio y servicios fue 3 veces mayor (6.236 vs 1.555 US\$ hab<sup>-1</sup>). El 50% corresponde al sector financiero, lo que incluye el servicio de financiación de insumos y tierra que realiza la cooperativa a sus casi 8.000 socios. La sumatoria resultó en una renta 4 veces superior (17.679 vs 4.294 US\$ hab<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) en LP&F.py que en B&Q.ar, y 6 veces superior respecto a la media del país en Paraguay.

#### 4.3.4 Resultado social

Las actividades económicas generadas en LP&F.py permitieron el doble de la capacidad de soportar población humana respecto a B&Q.ar en términos de oferta de trabajo (i.e. puestos de trabajo que genera el sistema de producción) y población, y 24 veces más que el resto del Chaco Paraguayo. Esta mayor oferta de trabajo (1,7 vs 0,8 empleos km<sup>-2</sup>) y densidad de población (5,3 vs 2,4 hab km<sup>-2</sup>) también está asociada a una mayor distribución del recurso tierra, con propiedades promedio de 470± vs 762± ha±DE. En LP&F.py el 52% y 86% de la superficie corresponde a propiedades menores a 1.000 y 5.000 has, vs. 15% y 50% para B&Q.ar, y apenas 4% y 20% para el resto del Chaco Paraguayo, donde el 60% de la superficie corresponde a propiedades mayores a 10.000 has.

A pesar de los buenos resultados productivos y económicos para los casi 17.800 habitantes que se benefician directamente de las cooperativas en LP&F.py (~8.000 socios), persisten grandes deficiencias para los indicadores sociales tomando el total de la población a nivel regional (distritos/departamentos). La tasa de supervivencia infantil que fue casi similar pero relativamente alta en ambas regiones (~99,0%). Para los restantes indicadores, la población sin necesidades básicas insatisfechas (i.e libre de carencias estructurales críticas) fue 5 veces menor en LP&F.py (11,5% vs. 58,1%, muy influido por baja infraestructura sanitaria y calidad de la vivienda), el nivel de alfabetismo y años de escolaridad también fue 16% y 31% inferiores (75% vs 88% y 5 vs 7 años en LP&F.py vs B&Q.ar).

La población con ingresos monetarios superiores a la línea de pobreza en LP&F.py fue 20% menor (79 vs 92 en B&Q.ar), mientras que la distribución de ingresos, a diferencia de la tierra, fue un 15% menos igualitaria (0,50 vs 0,58 de GINI en B&Q.ar). El índice de desarrollo humano, que integra variables de ingreso, salud y educación, fue también 15% menor (0,70 vs 0,81 en B&Q.ar). Llamativamente, estos resultados relativos fueron opuestos a los registrados 10 años antes, cuando la población pobre en los distritos

LP&F.py fue 2,6 veces menor que B&Q.ar (rango de sólo 7% a 20% de pobreza vs. 70% en B&Q.ar), a pesar de un período de fuerte crisis económica a nivel internacional que llevó a 41,4% de pobreza en promedio y extremos de 68,2% a nivel nacional en Paraguay. En lo sucesivo, mientras los indicadores de pobreza en LP&F.py se mantuvieron estables, los índices sociales en Argentina mejoraron drásticamente, en coincidencia con una fuerte redistribución de un creciente PBI nacional en mayor inversión y gasto público (MEyFP, 2015). Durante este período la provincia de Santiago del Estero, a pesar de representar menos de 1% del PBI nacional y de las exportaciones, aumentó anualmente un 30,5% sus ingresos totales y el gasto social, siendo el 88% proveniente de fondos aportados por el gobierno nacional.

Estas deficiencias sociales en LP&F.py ocurren en un contexto de una gran heterogeneidad sociocultural (idioma, costumbres, formas de vida y valores), donde la mitad de la población regional es indígena (~40.000 personas, ~40% de la población indígena de todo Paraguay) y un cuarto de la misma corresponde a pobladores criollos (~19.400 personas). Si bien las comunidades indígenas poseen cierto territorio propio, sumado a los beneficios económicos indirectos de las cooperativas de LP&F.py y sus convenios de cooperación con casi un tercio de la población indígena, la disponibilidad es de sólo ~12 ha persona<sup>-1</sup> y una porción importante se encuentra seriamente limitada económica y culturalmente para satisfacer necesidades fisiológicas, habitacionales y culturales esenciales según los estándares de estos indicadores. Como resultado, incluso para estas comunidades indígenas asistidas, en promedio el 55% de su población en edad de trabajar es económicamente inactiva, la tasa de analfabetismo es de 27% y los restantes con sólo 3 años de escolaridad promedio, y el rango de viviendas con servicios básicos apenas alcanzan de 1% al 30%. Esta heterogeneidad es menos marcada en B&Q.ar, donde el 96% de la población es criolla.

#### **4.4 Discusión**

La configuración de los sistemas socio-ecológicos supone la transformación del territorio para satisfacer diversas demandas de bienes y servicios ambientales con el fin de favorecer el bienestar humano (Fisher et al., 2009; MEA, 2005), definición que incluye mayormente los aspectos de nivel ecológico y agronómico de los procesos productivos. Sin embargo, el bienestar humano depende además de otros aspectos de nivel económico y social asociados a la rentabilidad y su distribución (SDG, 2015). En este sentido los resultados evidencian que no existe una vinculación lineal entre el resultado en cada una de estos niveles, como así tampoco tienen la misma importancia relativa sobre el resultado final.

Consistente con nuestra primer hipótesis, las estrategias de producción y uso de recursos variaron significativamente a pesar de tratarse de dos regiones ambientalmente muy similares. Notablemente, la región mucho menos productiva en términos de cantidad de bienes o alimento fue ampliamente superior en la generación de valor agregado. Esto se debió principalmente a sus menores costos, especialmente de transporte, y mayor valor final de los bienes comercializados, logrado mediante la industrialización local de los productos. Este resultado es consistente con nuestra segunda hipótesis, al estar asociado a una mayor organización e integración productiva. Asimismo, a pesar de la intensidad del proceso de transformación agrícola, la dinámica de funcionamiento y uso de recursos del tipo de cobertura que finalmente prevalece en esta región (cultivos inicialmente y actualmente pasturas) resultaría más compatible respecto a la conservación de los servicios del ecosistema. Esto indicaría por lo tanto una mayor capacidad de reacción,



aprendizaje y adaptación del sistema productivo, con un mejor balance relativo entre desarrollo socioeconómico y conservación de servicios ambientales, consistente con la tercera hipótesis. No obstante, la persistencia de notables desigualdades y carencias en el acceso a recursos en importantes sectores de la población local, a pesar de la intensa transformación del ambiente, plantea un interrogante abierto respecto a la noción y modos de promover el bienestar humano.

A nivel ecológico, los sistemas productivos de ambas regiones tenderían a converger en una masiva sustitución del bosque nativo por agricultura. Esto conlleva un riesgo de pérdida progresiva de biodiversidad y hábitats naturales (Torres et al., 2014), por reducción de la cantidad, tamaño medio, proximidad y profundidad de los fragmentos remanentes (Fahrig, 2003; Saunders et al., 1991). La muy baja proporción de fracciones relicto en la zona núcleo más antigua de cada región por debajo de las restricciones legales actuales evidencian en ambos casos normas y actitudes sociales más propensas a una intensificación creciente que a la conservación de la vegetación natural (Mastrangelo et al., 2014). Ese contexto enfatiza la necesidad de considerar una combinación de estrategias de tipo “tierras separadas” y “tierras compartidas” que tenga en cuenta el efecto de la heterogeneidad ambiental en la distribución de la biodiversidad a nivel regional y del grado de sustentabilidad de la fracción mayoritaria bajo uso productivo agrícola (Grau et al., 2013), como parte de una planificación territorial para definir áreas prioritarias de conservación (Piquer-Rodríguez et al., 2015). En este sentido y dada una superficie similar de remanentes, el sistema productivo de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay con predominio de pasturas tendría más oportunidades para la conservación de biodiversidad incorporando prácticas silvopastoriles (Mastrangelo y Gavin, 2012), respecto a uno basado en cultivos anuales (Macchi et al., 2013), como el de Bandera-Quimilí en Argentina.

Al igual que en otras llanuras semiáridas del mundo, el masivo reemplazo de vegetación leñosa por herbácea ocurrido en ambas regiones puede tener efectos importantes sobre la dinámica de agua subterránea y el balance de sales (Marchesini et al., 2016; Scanlon et al., 2006). Sin embargo, el riesgo de salinización secundaria e inundaciones por drenaje profundo es mucho mayor con cultivos anuales que con pasturas megatérmicas perennes (Amdan et al., 2013). Estas diferencias están mayormente asociadas a la mayor longitud de raíces (Canadell et al., 1996) y del ciclo de crecimiento de las pasturas, los dos atributos más importantes determinando el consumo de agua en condiciones semiáridas (Noy-Meir, 1973). En el caso de los cultivos anuales influyen además las estrategias de manejo inflexibles y conservadoras con alta aversión al riesgo, que son habitualmente adoptadas para disminuir los riesgos de fracasos y maximizar la renta (Bert et al., 2006). Estas implican generalmente siembras tardías y bajas intensidades de cultivo que provocan la subutilización del agua del suelo y recarga freática (Giménez et al., 2015). Dada la topografía híper-plana y la presencia generalizada de aguas freáticas de alta salinidad cerca de la superficie, esto podría desencadenar un proceso de afloramiento de napas salinas en gran parte del Chaco (Marchesini et al., 2016), que ya empieza a ser visible en los sectores cultivados más bajos de la región de Bandera-Quimilí en Argentina (Giménez et al., 2016).

La expansión de agricultura reemplazando bosques es una importante fuente de emisión de carbono hacia la atmósfera (Earles et al., 2012) y por ende del cambio climático (Bonan, 2008). Si bien los bosques secos del Chaco tienen una menor densidad de carbono en relación a regiones más húmedas (Saatchi et al., 2011), la elevada tasa de desmonte registrada en las últimas décadas en ambas regiones, especialmente en el Chaco Paraguayo, generó tasas de emisiones comparables a otras regiones críticas del mundo

(Baumann et al., 2017). No obstante, también en este caso el destino posterior de las áreas desmontadas puede jugar un rol adicional importante. En el caso de la región de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay, el predominio de pasturas implica una menor pérdida de carbono del suelo, y de la biomasa en el caso de silvopasturas (Baumann et al., 2017). En el caso de la región Bandera-Quimilí en Argentina con predominio de cultivos anuales, el aumento de la reflectividad del suelo inducido por los períodos de receso sin cobertura vegetal en épocas de alta radiación puede compensar parcialmente el efecto invernadero causado por el dióxido de carbono emitido (Houspanossian et al., 2013). Pero dado el régimen de lluvias estival, una mayor reflectividad está necesariamente asociada a las mismas condiciones que generan drenaje profundo, con efectos negativos que excederían su potencial efecto mitigante.

Una particularidad de las fronteras agrícolas modernas asociadas a la producción de bienes exportables, es la habilidad de determinados actores o grupos de modificar activamente los principales mecanismos para capturar y lograr niveles de renta que resultan inaccesibles para otros (Le Polain de Waroux et al., 2017). La organización en cooperativas de los productores de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay, al incrementar su poder de negociación política y económica, les permite acceder a financiación y mercados, mejorar sus condiciones de producción y expandirse en el territorio (Masi et al., 2000). Si bien este fenómeno asociativo también es observado en condiciones similares en otras regiones (Jepson, 2006), este caso adquiere una dimensión extrema en la apropiación local de valor agregado mediante la integración horizontal y vertical en la cadena de producción y su inserción en el mercado nacional y global (Masi et al., 2000). Así, esta estrategia de industrialización local, motivada por la necesidad de generar empleo a la población y los altos costos de transporte de los productos primarios, asociados a la distancia a los mercados y déficit de infraestructura históricos, es retroalimentado por los beneficios de la economía de escala generada por la aglomeración de productores (Krugman, 1991). En el caso de la región Bandera-Quimilí en Argentina el acceso a mayor renta está principalmente mediado por la migración de capital proveniente de inversores, productores ganaderos desplazados o agricultores que expanden sus actividades, producto de las elevadas utilidades generadas por el cultivo de soja (Gasparri et al., 2013) y la disponibilidad de tierra fértil a bajo costo. Este poder financiero les permite introducir la maquinaria agrícola, tecnología e infraestructura necesaria para lograr cultivos de alta productividad y eficiencia, pudiendo incluso incidir políticamente para adquirir tierras en conflicto, despojando a pequeños productores (Goldfarb y van der Haar, 2016).

En este contexto el nivel de organización de los productores desempeñaría un rol importante para implementar y sistematizar los esfuerzos de experimentación y adaptación tecnológica, aumentando las posibilidades de articular una respuesta efectiva frente a los desafíos productivos y procesos de degradación ambiental (Jepson, 2006). En el caso de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay, este factor incidió de manera decisiva en la trayectoria del sistema productivo, inicialmente basado en cultivos de renta, luego en lechería para el mercado nacional y por último en ganadería semi-intensiva para exportación de carne (Masi et al., 2000). En estos cambios posiblemente influyó la muy alta productividad de las pasturas en comparación a los cultivos (Figura 3.4, Capítulo 3), dado por su tolerancia y posibilidades de consumo de aguas freáticas salobres (Dear et al., 2008), peligrosamente cercanas a la superficie en parte de la región (Marchesini et al., 2016). Uno de los aspectos tecnológicos más destacados fue la introducción de diversas especies de gramíneas tropicales y *Leucaena* como leguminosa arbustiva asociada para fijación de nitrógeno, junto con un inóculo microbiano en el rumen del ganado para

neutralizar sus componentes tóxicos. También la introducción de nuevas razas bovinas y su mejoramiento para venta local de semen y reproductores. Aunque posiblemente el más determinante haya sido el de cosecha y almacenamiento de agua, no solamente para uso ganadero sino también doméstico e industrial, adquiriendo una dimensión, densidad y grado de tecnificación que supera ampliamente el resto del Chaco (Magliano et al., 2015). En el caso de Bandera-Quimilí en Argentina, si bien este rol es mayormente cubierto por instituciones estatales, también son muy relevantes los consorcios que nuclean grandes productores (e.g. grupos CREA y APRESID), orientados a facilitar la transferencia y adaptación de tecnología entre sus miembros (Gras y Hernández, 2016). Respecto a la cosecha de agua, el uso mayormente agrícola de secano permitió saltar este paso del desarrollo que fue crucial en Loma Plata-Filadelfia en Paraguay (Magliano et al., 2015).

Dada la baja densidad poblacional, el aumento de la presión sobre los recursos naturales en ambas regiones no sería producto de una retroalimentación socio-ecológica asociada a una demanda local, sino a factores económicos de origen exógeno vinculados a la producción de bienes exportables (Lambin y Meyfroidt, 2010). En el caso de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay, con un proceso de transformación agrícola más antiguo y extendido (Vallejos et al., 2014), su fuerte organización en cooperativas y asociaciones civiles los convierte en un grupo consolidado de actores capitalizados de gran escala a pesar de tratarse de productores pequeños y medianos radicados localmente, en contradicción con teorías clásicas de transición en el uso de la tierra (Foley et al., 2005). En el caso de la región Bandera-Quimilí en Argentina, se trata de un proceso más individual y reciente impulsado por corporaciones y productores capitalizados, con un patrón que también muestra un avance “contagioso” (Volante et al., 2016) pero mayormente autosuficiente en términos de infraestructura, comercialización y servicios respecto a las comunidades locales. Autosuficiencia facilitada por factores predisponentes, como las mejoras en la comunicación y los medios de transporte, la aparición de maquinaria agrícola de gran capacidad operativa, y la introducción del silo-bolsa para el almacenamiento de los granos, entre otros (Goldfarb y van der Haar, 2016).

Debido a esta creciente autosuficiencia la radicación de los actores involucrados y su habilidad para innovar parecen jugar un rol endógeno decisivo sobre el desarrollo local, al favorecer el surgimiento de “economías agregadas” dentro de la región que contrarrestan el efecto negativo de los costos declinantes del transporte inherente al proceso de globalización (Krugman, 1991). Independientemente del “accidente histórico” que lo generan, análisis de fronteras similares en Brasil muestran que su principal efecto sería una mayor reinversión local de la renta obtenida, una mayor vinculación social y entre empresas, junto con una mayor demanda de infraestructura y servicios, tanto agrícolas como aquellos sociales esenciales ligados a salud, educación, comunicación, cultura, etc. (Richards y VanWey, 2015; VanWey et al., 2013). Las condiciones de vida generadas y las mayores oportunidades de empleo promueven así una retroalimentación positiva sobre la actividad económica, incentivando un aumento sostenido de la población (Richards et al., 2015). Por el contrario, en los casos en donde la expansión agrícola no logra promover el desarrollo de infraestructura, comercialización y servicios en las comunidades locales, produce dinámicas no lineales de auge-caída en los niveles de población, empleo y bienestar local (Paolasso et al., 2012; Rodrigues et al., 2009; Sacchi y Gasparri, 2016). Sin embargo, la redistribución de parte de esta renta mediante políticas estatistas puede también generar un mecanismo de mejoras importantes en los indicadores de bienestar social general, con fuertes contrastes entre la última década y la etapa neoliberal previa en Argentina (Gudynas, 2010).

## Material Suplementario 4.1

Cuadro 4.1: Valores absolutos de indicadores de resultado de Loma Plata-Filadelfia (LP&F.py, Chaco Central, Paraguay) respecto a la región biofísicamente similar de Bandera-Quimilí (B&Q.ar, Santiago del Estero, Argentina), utilizados en la Figura 4.3. Se caracterizan cualitativamente tres niveles de representatividad/confiabilidad del valor utilizado en la comparación para cada región (alta, media y baja), de acuerdo a la resolución disponible o supuestos utilizados en su cálculo. VAN: valor agregado neto, IDH: índice de desarrollo humano, NBI: necesidades básicas insatisfechas, IHH: índice de Herfindahl e Hirschman.

Perspectiva	Componente	Indicador	unidad	Región					
				Loma Plata-Filadelfia, Paraguay		Bandera-Quimilí, Argentina			
				Resolución	Representatividad	Valores	Resolución	Representatividad	Valores
Ecológica	Conservación de habitats y diversidad	Bosque remanente	%	colonia	alta	27%	depto	alta	45%
		Bosque relictos	%	predio	alta	17%	predio	alta	12%
	Intercambio C, H2O y energía	Tamaño parches	ha	predio	alta	66,4	predio	alta	60,3
		EVI promedio	% cult/bque	lotes	alta	92%	lotes	alta	91%
		EVI mínimo	% cult/bque	lotes	alta	75%	lotes	alta	59%
Egrológica	Rendimiento en bienes comerciales	Prod. Cultivos	kg Eq/ha	coop	alta	38,2	depto	alta	678,2
		Prod. Ganadera	kg Eq/ha	coop	alta	88,7	depto	alta	12,1
	Rendimiento en alimento	Prod. Forestal	kg Eq/ha	depto	media	3,0	depto	media	9,0
		Prod. Total	kg Eq/ha	coop	alta	129,9	depto	alta	699,4
		Energía Total	Mcal/ha	coop	alta	327,1	depto	alta	2.557,0
		Proteína Total	kg/ha	coop	alta	16,5	depto	alta	139,7
Económica	Generación de renta para subsistencia e inversión	VAN Agrícola	USD/ha	coop	media	90,1	depto	media	50,6
		VAN Agroindustria	USD/ha	coop	alta	57,8	pcia	baja	27,6
		VAN Com. y Serv.	USD/hab	coop	alta	6.235,9	pcia	baja	1554,8
		VAN total	USD/hab	coop	media	17.637,2	depto-pcia	media	4.293,6
Social	Capacidad y distribución de recursos	Dens. Empleo	empl/km2	coop	media	1,7	depto	alta	0,80
		Dens. Población	hab/km2	colonia	media	5,3	depto	alta	2,4
	Necesidades fisiológicas, habitacionales y culturales	Igualdad tierra	I-Gini	coop	media	0,42	depto	alta	0,26
		Satisfacción básica	I-% NBI	depto	media	11,5%	pcia	alta	58,1%
	escenciales	Superv. infantil	%	depto	media	97,5%	chaco	media	97,6%
		Alfabetismo	%	colonia	alta	75,8%	depto	alta	88,6%
	Equidad renta	Escolaridad	años	colonia	alta	5,3	depto	alta	6,9
		Prosperidad	I-% Pobreza	depto	alta	77%	pcia	media	92%
	Calidad de vida Integración	Desarrollo Humano	I-Gini	colonia	alta	0,50	pcia	baja	0,58
			IDH	depto	media	0,70	pcia	baja	0,81
		IHH	colonia	alta	0,40	depto	alta	0,98	

Cuadro 4.II: Información agropecuaria utilizada para caracterizar la estructura y funcionamiento de las fronteras agrícolas de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay y Bandera-Quimilí en Argentina. La información para Loma Plata-Filadelfia se sintetizó teniendo en cuenta la información superpuesta entre el distrito de las Cooperativas y el de los Municipios.

Frontera Agrícola	Loma Plata-Filadelfia (LP&F.py)						Bandera-Quimilí (B&Q.ar)					
	Paraguay						Argentina					
Dep./Prov./Reg	Hayes/Boq./A Par.	Pte. Hayes	Boqeron	Santiago del estero		Total	Alberdi	Belgrano	G. Taboada	J.F. Ibarra	Moreno	Total
Distrito/Dep.	Cooperativas	I. Fern.	M. Estig.	Filad.	L. Plata	Total	Alberdi	Belgrano	G. Taboada	J.F. Ibarra	Moreno	Total
Superficie (ha)	1.451.600	1.327.800	7.593.085	1.389.478	184.337	10.494.700	1.350.700	331.400	604.000	913.900	1.612.700	4.812.700
% desm h/2013	73%	50%	22%	38%	89%	29%	27%	78%	64%	22%	47%	55%
reservas naturales (ha)	11.184	7.448	-	3.736	-	22.368	60.000	-	-	-	-	60.000
territorio indígena (ha)	-	111.957	-	26.617	-	138.574	-	-	-	-	-	-
EAPs total 2001/02	2.623	2.320	1.602	399	691	5.012	1.037	266	795	752	692	3.542
EAPs c/limite (n°)	2.623	2.320	1.602	399	691	5.012	471	263	604	510	416	2.264
Sup EAPs c/l (ha)	1.320.418	1.038.493	4.885.698	506.010	191.504	6.621.705	504.915	284.799	358.700	384.528	1.169.052	2.701.992
Sup promedio EAP c/l (ha)	470	448	3.050	1.268	277	132.117	5.217	3.163	3.293	3.293	4.151	3.800
% EAPs>5000/2500 ha	1%	N/D	N/D	N/D	N/D	75%	69%	54%	39%	62%	82%	71%
EAPs asist coop (n°)	2.811	1.204	492	262	665	2.623	39	9	24	120	6	198
EAPs credito coop (n°)	1.575	733	370	233	239	1.575	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
EAPs Tambo (n°)	1.132	758	121	47	206	1.132	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
leche/dia (l)	N/D	193.006	43.314	21.179	56.467	313.966	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
EAPs Bovinos (n°)	N/D	1.748	1.627	387	666	4.428	824	158	444	475	398	2.299
Trabajo productor (n°)	N/D	1.515	565	169	286	2.535	969	234	809	749	633	3.394
Trabajo familiar (n°)	N/D	2.345	970	264	526	4.105	433	42	795	631	479	2.380
Peon permanente (n°)	N/D	2.109	2.096	426	583	5.214	228	172	364	215	755	1.734
Peon transitorio (n°)	N/D	2.905	1.570	319	1.097	5.891	137	132	475	259	1.145	2.147
Tractores (n°)	N/D	805	660	313	419	2.197	161	314	533	208	458	1.674
Topadora (n°)	N/D	59	54	3	8	124	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D
Cosechadoras (n°)	N/D	39	47	29	19	134	17	26	64	21	73	201

Cuadro 4.II: (Continuación)

Frontera Agrícola	Loma Plata-Filadelfia (LP&F.py)						Bandera-Quimilí (B&Q.ar)										
	Paraguay						Argentina										
Dep./Prov./Reg	Hayes/Boq./A Par.	Pte. Hayes	Boqueron	I. Fern.	M. Estig.	Boqueron	I. Fern.	M. Estig.	Boqueron	L. Plata	Total	Alberdi	Belgrano	G. Taboada	J.F. Ibarra	Moreno	Total
Distrito/Dep.	Cooperativas																
Cultivos (ha)	12.084	14.822	15.866	4.903	2.272	37.863	49.833	85.719	122.986	42.762	160.087	461.386					
Forraderas (ha)	N/D	457.269	650.836	166.032	121.743	1.395.880	1.925	18.928	17.224	5.013	84.155	127.244					
Bosques (ha)	N/D	405.097	1.852.464	199.130	53.832	2.510.523	281.460	67.915	138.477	201.670	582.898	1.272.420					
Bov leche (cab)	N/D	30.656	7.147	2.196	7.916	47.915	195	400	637	0	226	1.458					
Bovinos (cab)	N/D	480.130	758.041	176.190	116.095	1.530.456	39.576	59.733	61.667	37.510	147.632	346.118					
Equinos (cab)	N/D	6.831	9.994	993	1.016	18.834	2.173	1.570	5.700	3.258	3.147	15.848					
Ovinos (cab)	N/D	13.166	13.874	1.703	1.509	30.252	3.464	853	7.227	4.422	3.045	19.011					
Caprinos (cab)	N/D	7.012	19.174	543	724	27.453	26.677	1.330	21.498	22.094	19.326	90.925					
Porcinos (cab)	N/D	3.778	3.077	16	1.208	8.079	5.195	825	3.253	3.841	2.195	15.309					
Mani (ha)	881	2.903	4.349	1.658	593	9.503	-	-	-	-	-	-					
Sesamo (ha)	656	2.804	2.347	918	727	6.796	-	-	-	-	-	-					
Algodón (ha)	875	687	-	-	52	739	8.200	-	3.065	2.858	20.133	34.255					
Tartago (ha)	600	70	296	54	16	436	-	-	-	-	-	-					
Maiz (ha)	N/D	112	27	-	-	139	3.781	8.334	10.591	4.247	16.818	43.769					
Mandioca (ha)	N/D	70	-	-	-	97	-	-	-	-	-	-					
Poroto (ha)	N/D	488	319	61	56	924	-	-	-	-	-	-					
Sorgo (ha)	9.072	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	627	9.548	15.076	1.824	9.914	36.989					
Trigo (ha)	N/D	-	-	-	-	-	4.292	43.455	51.642	14.394	19.894	133.677					
Girasol (ha)	N/D	-	-	-	-	-	1.287	-	2.311	2.066	4.990	10.654					
Soja (ha)	N/D	-	-	-	-	-	32.615	65.206	86.080	30.090	104.698	318.689					

Cuadro 4.III: Información socioeconómica utilizada para caracterizar la estructura y funcionamiento de las fronteras agrícolas de Loma Plata-Filadelfia en Paraguay y Bandera-Quimilí en Argentina.

Frontera Agrícola	Loma Plata-Filadelfia		Bandera-Quimilí						Total Dep. Prov.	13.635.100
	Paraguay		Argentina							
Dep./Prov.	Hayes/Boq./A.Par		Santiago del estero							
Distrito/Reg./Dep	Col./Coop.	Chaco Ctral.	Alberdi	Belgrano	Taboada	Ibarra	Moreno			
Superficie total (ha)	1.451.600	1.451.600	1.350.700	331.400	604.000	913.900	1.612.700	4.812.700	13.635.100	
Asociados coop. (pers)	8.011	-	-	-	-	-	-	-	-	
Población total 2010 (pers)	17.796	77.581	17.252	9.243	38.105	18.051	32.130	114.781	911.506	
Densidad (hab/km2) 2010	-	5,34	1,28	2,79	6,31	1,98	1,99	2,38	6,68	
Población total 2002 (pers)	11.620	53.846	15.504	7.927	36.372	16.926	27.933	104.662	800.591	
Densidad (hab/km2) 2002	-	3,7	1,3	2,8	6,3	2	2	2,2	5,9	
Pob. indígena (pers)	-	40.342	62	92	203	242	229	828	11.427	
Homog. socio-cultural	47%	40%	99%	98%	99%	97%	99%	98%	97%	
Años educación (>14 a)	5,3	6	6,4	7,5	7,4	6,5	6,9	6,9	8,2	
Educación primaria (> 4 a)	63%	63%	26%	31%	32%	25%	27%	29%	53%	
Educación secundaria (> 4 a)	14%	15%	3%	7%	8%	4%	4%	6%	19%	
Educación superior (> 4 a)	3%	4%	2%	3%	3%	2%	2%	2%	6%	
Sin educación (>4 años)	15%	14%	17%	11%	15%	16%	15%	15%	18%	
Analfabetos (>14 años)	n/d	24%	13%	8%	11%	13%	12%	11%	7%	
Mortalidad infantil	n/d	25,0‰	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	23,8‰	
% pobreza 2015/2011	n/d	21%	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	8%	
% pobreza extrema 2015/11	n/d	15%	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	14%	
% pobreza 2001	7-20%	21%	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	70%	
GINI	0,50	0,63	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0,42	
IDH 2006/2011	n/d	0,70	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0,81	
IDH 2002/2001	n/d	0,68	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0,77	
IDH esperanza de vida	n/d	0,58	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0,78	
IDH educacion	n/d	0,75	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0,94	
IDH ingresos	n/d	0,69	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0,58	
NBI calidad vivienda	n/d	47%	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	11%	
NBI infr. Sanitaria	n/d	70%	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	9%	
NBI acc. Educacion	n/d	16%	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	2%	
NBI capacidad subsistencia	n/d	21%	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	11%	
% personas con NBI	n/d	89%	50%	27%	38%	48%	43%	42%	31%	
% viviendas c/luz	n/d	60%	51%	89%	71%	58%	67%	66%	80%	
% viviendas c/luz rural	n/d	38%	12%	73%	7%	35%	34%	24%	41%	
% viviendas c/agua	n/d	6%	31%	63%	67%	52%	59%	57%	76%	
% viviendas c/pozo o cloaca	n/d	42%	17%	49%	40%	20%	27%	31%	52%	
% viviendas c/recol. basura	n/d	37%	41%	81%	67%	32%	47%	53%	62%	
PEA total 2001	n/d	16.152	3.957	2.534	8.099	3.601	7.075	25.266	186.446	
Tasa desocupacion	n/d	6%	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	20%	
PEA prod. Primaria	n/d	6.216	2.024	892	2.254	1.598	3.009	9.777	34.228	
PEA industria	n/d	3.934	480	334	1.283	534	969	3.600	28.547	
PEA servicios	n/d	5.656	1.222	1.221	4.120	1.284	2.664	10.511	113.742	
PEA otros	n/d	346	231	87	442	185	433	1.378	9.929	

## **Capítulo 5**

### **Discusión general**



## 5.1 Valoración de costos-beneficios de transformaciones agrícolas

El contexto que origina esta tesis es la transformación cada vez más intensiva de biomas naturales por agricultura como proceso creciente en todo el mundo (MEA, 2005). Fenómeno especialmente relevante para Sudamérica y África Subsahariana, que es donde se concentra una mayor parte de la tierra remanente con potencial agrícola (Alexandratos, 1999). Una fracción importante de los suelos con mayor fertilidad de ese remanente se encuentran en regiones semiáridas, como la franja que ocupan los bosques secos del Chaco y Espinal (FAO-EC-ISRIC, 2003) (Figura 1.1). Así, siguiendo el mismo camino de otras regiones biofísicamente similares intensamente transformadas como India-Paquistán y Australia (Baldi y Jobbágy, 2012), e incluso que la parte más húmeda del Espinal en el siglo pasado, la región del Chaco es actualmente uno de los biomas con mayores tasas de deforestación del mundo (Baumann et al., 2017). Esto implica que el análisis realizado resulta representativo de una porción enorme de territorio y de gran relevancia a nivel global.

Este masivo y acelerado reemplazo de vegetación natural por agricultura provoca incertidumbre y cuestionamientos (MEA, 2005; SDG, 2015), debido al compromiso existente entre sus múltiples costos ambientales en relación a los beneficios sociales y económicos obtenidos (DeFries et al., 2004; Foley et al., 2005). El tipo e intensidad de esta transformación incide sobre la estructura, diversidad y funcionamiento propio de los ecosistemas, proceso con un rol fundamental en el aumento histórico de la población humana a través de la creciente apropiación de su productividad primaria (Haberl et al., 2007). Pero el balance entre sus costos y beneficios se torna particularmente complejo cuando el riesgo de fracasos productivos y la susceptibilidad a la degradación del suelo son elevados. En el caso de sistemas semiáridos por la escasez y variabilidad de lluvias (Magliano et al., 2014; Noy-Meir, 1973), pero además por cambios en el ciclado de agua y sales (Marchesini et al., 2016; Scanlon et al., 2006).

El análisis de estos costos y beneficios de los sistemas socio-ecológicos está actualmente dominado por el modelo de los “servicios ambientales” (SE), como paradigma científico y de desarrollo cuyo uso crece exponencialmente en revistas académicas (Fisher et al., 2009). Este modelo conceptualiza la naturaleza como un stock de capital fijo que puede sostener un flujo limitado de bienes y servicios con el fin de satisfacer el bienestar humano, aproximación que resultó muy relevante para ordenar e introducir conceptos ecológicos en discusiones políticas (e.g. MEA (2005)). Pero a pesar de estas virtudes, es una herramienta que por sí sola puede resultar muy limitada para discutir ordenamiento territorial (Norgaard, 2010), debido principalmente a que (i) subestima la complejidad de los vínculos y factores que determinan el bienestar humano, y (ii) la magnitud, interacción y efecto de la gran parte de los bienes y servicios es dinámica y resulta muy difícil de medir y extrapolar. Así, esta aproximación prioriza una valoración detallada de los SE, sin considerar que el bienestar humano depende de manera decisiva, además, de otros aspectos asociados a la rentabilidad económica y fundamentalmente a su distribución (Wilkinson y Pickett, 2009). Especialmente cuando existen grandes asimetrías y desacoples entre afectados y beneficiarios de los SE (Scheffer et al., 2000), propio de las fronteras agrícolas modernas con cambios a gran escala promovidos directamente por capitales corporativos (Le Polain de Waroux et al., 2017).

Alternativamente, el enfoque propuesto en esta tesis para el análisis de costos-beneficios asociados a la intervención agrícola en un socio-ecosistema regional puede ser

esquemático siguiendo una secuencia de resultados según distintas perspectivas (Figura 5.1). i) Un resultado ecológico definido a escala regional y de parcela, abarcando aspectos como la producción de biomasa, ciclado de agua y nutrientes y biodiversidad, entre otros, asociado a interacción entre la estructura y funcionamiento de la vegetación respecto a las características biofísicas del ambiente. ii) Un resultado agronómico (o técnico-productivo) intermedio definido mayormente a escala de parcela, asociado a la magnitud de bienes y alimentos cosechados, con humanos mediando la magnitud, temporalidad y complejidad de los procesos biogeoquímicos, de acuerdo al tipo de uso y cobertura vegetal (e.g. cultivos > pasturas > vegetación natural). Es importante notar que maximizar los resultados desde esta perspectiva no involucra necesariamente que se maximice el resultado ecológico (e.g. producción de biomasa total, intercepción de radiación o transpiración), ya que esto puede lograrse simplemente al aumentar la partición a productos cosechables. iii) Y finalmente, un resultado económico y social definido a escala de parcela y región, asociado a la obtención de renta según costos y valor agregado de los bienes producidos, y su traducción final en bienestar humano (e.g. salud, alimento, vivienda, educación y cultura). En este caso tampoco existe una asociación directa entre el resultado económico y los anteriores, ni con el resultado social.

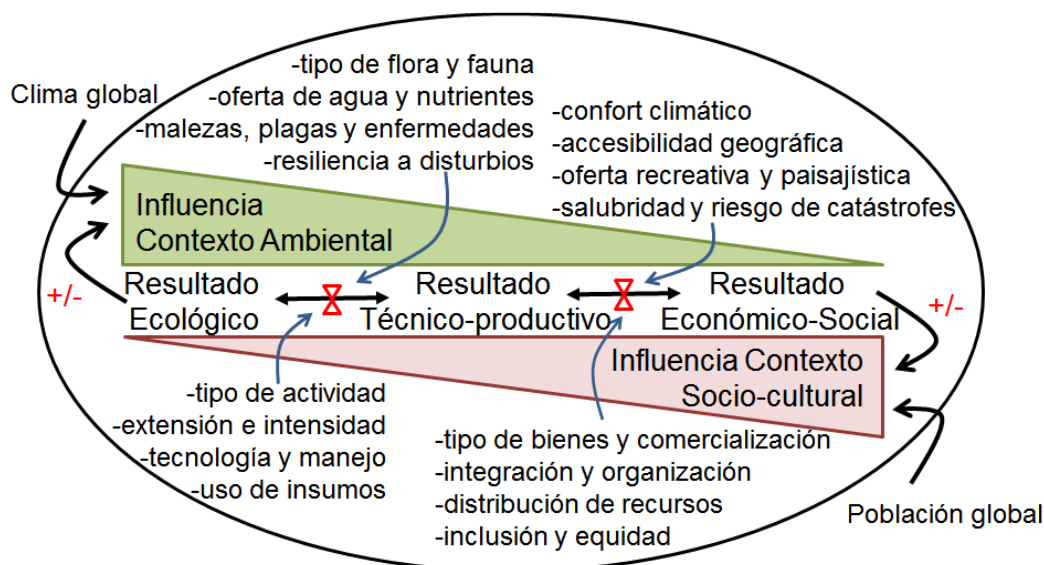


Figura 5.1: Esquema conceptual de la influencia del contexto ambiental y socio-cultural definiendo los resultados desde la perspectiva de los distintos niveles que componen un socio-ecosistema agrícola regional. Se indican los factores internos y externos que influyen en la interacción entre niveles y las retroalimentaciones entre resultados y contextos.

De esta manera se pasa de un nivel inicial, donde los resultados son más dependientes de determinantes biogeográficas dadas por el contexto ambiental, hacia niveles más subjetivos dependientes de determinantes ideológico-políticos, dados por el contexto humano. En ambos extremos se puede producir, además, una retroalimentación hacia los dos contextos, donde a nivel regional aparecen factores influyentes nuevos como la dinámica de la población humana y el cambio climático global.

En este sentido, el **objetivo general** de esta tesis, planteado en el **capítulo 1**, consistió en comprender en qué medida el ambiente, fundamentalmente a través las limitaciones

hídricas, y el contexto humano a través del tipo de actividades productivas, fundamentalmente agrícolas, interactúan determinando la estructura y el funcionamiento integral de los sistemas socio-productivos semiáridos. Así, al incorporar y vincular las perspectivas ecológicas, agronómicas, económicas y sociales, junto con el análisis a distintas escalas espaciales (lote/región), se puede entender mejor los límites y potenciales del Chaco y Espinal semiárido, y de otras fronteras agrícolas similares. Mediante esta metodología se pretende aportar elementos al debate sobre su futuro, entendiendo que integrar múltiples perspectivas y disciplinas en la búsqueda de nuevas opciones, que amplíen las alternativas posibles, podría contribuir de forma más eficiente y honesta a la toma de decisiones políticas complejas (Fernández, 2016; Pielke, 2007).

## 5.2 Principales resultados obtenidos en esta tesis

Las distintas hipótesis planteadas fueron una guía en la exploración del papel relativo del contexto humano y ambiental como controles de la estructura y funcionamiento integral de sistemas productivos semiáridos del Chaco y Espinal. Dado que estas hipótesis no fueron sujetas a un tratamiento experimental, no es posible ponerlas a prueba o validarlas, pero sí en cambio resultan útiles para ordenar los principales resultados hallados y para especular sobre las causas posibles.

Los resultados del **capítulo 2** contradicen parcialmente la expectativa de que existiría un contraste y sucesión gradual en la producción de biomasa para cultivos, pasturas y vegetación natural al incrementarse la aridez (**Hipótesis 1A**- Figura 2.1). Muy por el contrario, la prominencia del cultivo de maíz vs el resto de cubiertas vegetales a través de todo el gradiente de precipitación del Chaco y Espinal semiárido, implica que la elección de la especie cultivada juega un rol más importante que el tipo de sistema productivo o la aridez determinando este atributo fundamental del ecosistema (Figura 2.3 d). Sin que exista, además, un nicho ideal intermedio para pasturas, y con vegetación natural que se destaca únicamente donde los cultivos son totalmente inviables.

Así, los cultivos de verano muestran ventajas agronómicas y económicas en todo el gradiente para maíz y soja, respectivamente, por sobre las pasturas perennes y la vegetación natural leñosa (Figura 2.4 a y b), debido a una mayor fracción aprovechable y una relación costo-precio más favorable de los bienes cosechados, incluso favoreciendo coberturas con producción sub-óptima de biomasa en el caso de soja (**Hipótesis 1B** - Figura 2.1). La extremadamente alta productividad de biomasa y grano del maíz (Cuadro 2.1), por su metabolismo C4, demuestra su potencial para generar una transición del uso de la tierra más sustentable que bajo el dominio del cultivo de soja observado actualmente. Sin embargo, el mayor precio del grano de soja, menores costos de la semilla y la fijación biológica de nitrógeno determina una mayor rentabilidad de este cultivo a pesar de su menor productividad (Cuadro 2.2), particularmente hacia regiones remotas de menor accesibilidad con elevados costos de transporte o con suelos menos fértiles. Esto es coherente con su rol como promotor de la deforestación regional (Barona et al., 2010; Gasparri et al., 2013).

A pesar de la menor producción de biomasa de las pasturas y su menor rentabilidad respecto a cultivos desde la lógica económica de un inversor, fueron las de mayor retorno del capital funcional invertido (i.e. ingresos brutos relativo únicamente a los costos operativos y de amortización, sin computar intereses), más acorde a la lógica económica de un productor preestablecido (Figura 2.4 c). Esto junto con los menores costos de transporte y logística de la ganadería podrían explicar la relevancia de las pasturas al inicio de los procesos de reemplazo de la vegetación natural en las fronteras agrícolas

(Baumann et al., 2017). Prepondera en regiones poco conectadas, donde aún los precios de la tierra son bajos y el capital funcional es limitado debido a la baja rentabilidad del negocio ganadero, y disminuye posteriormente cuando estos factores se invierten con la introducción de mayores inversiones y cultivos (Meyfroidt et al., 2014).

El uso tradicional mixto ganadero-forestal de la vegetación natural, incluso considerando mejoras improbables en la producción de madera o en su precio, tiene el peor desempeño desde la perspectiva agronómica y económica. Así, los resultados revelan la existencia de fuertes incentivos agronómicos y económicos para deforestar, incluso en las áreas de mayor aridez. Esto coincide con la trayectoria seguida por regiones similares del mundo hoy intensamente cultivadas (Baldi y Jobbágy, 2012) y con predicciones de una mayor expansión agrícola en las próximas décadas (MEA, 2005), desafiando los esfuerzos tendientes a conservar el bosque remanente en estos ecosistemas.

El uso de EVI como estimador del patrón temporal de productividad primaria en el **capítulo 3** permitió entender mejor las diferencias en el comportamiento estacional de la vegetación natural leñosa y de las pasturas o cultivos introducidos respecto al clima, complementando la perspectiva ecológica analizada en el capítulo anterior. Respecto a la vegetación natural, las coberturas agrícolas utilizan un poco menos exhaustivamente los recursos ambientales asociados a productividad primaria (actividad fotosintética y transpiración). Pero mientras para los cultivos anuales esto es más notable en el extremo más húmedo a pesar de tener las mejores condiciones para expresar un mayor potencial de crecimiento, en pasturas ocurre únicamente en el más árido. De manera similar al capítulo anterior, esto revela que no existe el esperado contraste y sucesión gradual entre tipos de cobertura que maximizan un atributo fundamental del ecosistema como la productividad de biomasa (**Hipótesis 2A** ~ Hipótesis 1A). Por lo tanto, tampoco se observa un nicho intermedio ideal de adaptación para las pasturas entre cultivos y bosque. Por el contrario, su productividad disminuye gradualmente al incrementarse la aridez, al ser la cobertura cuyo comportamiento depende más ajustadamente de la precipitación anual en todo el gradiente (Figura 3.1), mientras que en bosque y cultivos la disponibilidad de agua estaría mediada por una mayor profundidad de raíces (Canadell et al., 1996) o posibilidades de reserva mediante barbechos (Bacon, 2004), respectivamente.

Maximizar la actividad fotosintética y transpiración en cultivos y pasturas se asocia a una mayor variabilidad y magnitud de respuesta a cambios interanuales en precipitación (**Hipótesis 2B**), pero posiblemente asociado a mecanismos distintos. En cultivos por efecto de una agricultura mixta y de bajo costo en el extremo más árido, que pastorea los cultivos que fracasan en años secos pero logra buenos resultados en años húmedos (Sadras et al., 2003). Y en pasturas por una mayor densidad y supervivencia de macollos hacia el extremo más favorable del gradiente, que se manifiesta en un mayor crecimiento en años húmedos pero que no atenúa proporcionalmente las caídas en años secos, agravadas por un incremento relativo en la fracción del área fotosintética pastoreada (Sala et al., 2012).

El incremento de la intervención humana con agricultura aumenta la plasticidad fenológica de la vegetación, promoviendo un mayor retraso, acortamiento y discontinuidad del crecimiento en varios ciclos, y decrece el valor mínimo de EVI durante los recesos (Figura 3.2). Estas diferencias entre tipos de coberturas se magnifican al mejorar las condiciones climáticas (**Hipótesis 2C**), al disminuir el riesgo de introducir un mayor recambio de especies, insumos y disturbios. En pasturas con especies más estivales, de mayores tasas de crecimiento y producción. En cultivos con ciclos más cortos, desfasados y períodos críticos más concentrados. Estos cambios ambientales y biológicos inducidos producen las máximas diferencias intra-cobertura en valores

máximos, variabilidad y concentración de los picos de crecimiento (Figura 3.2), mecanismos a través de los cuales la agricultura logra resultados en productividad promedio similares o apenas por debajo de la vegetación natural que reemplaza.

Si bien las diferencias en los patrones fenológicos (atributos derivados de la curva estacional del EVI) fueron consistentes en toda la región (Figura 3.3), el rango de respuesta a la precipitación de las coberturas agrícolas fue divergente entre subregiones, asociada positivamente a diferencias en la eficiencia de uso de este recurso (Figura 3.4). En cambio en bosques esta respuesta fue convergente, con diferencias en eficiencia posiblemente explicadas por otros factores como el consumo de agua freática salobre cercana a la superficie en algunos sectores de la región (Marchesini et al., 2016). Esto respaldaría la idea de que existen diferentes riesgos y magnitudes de cambio relativas en el uso de recursos asociadas a la intervención agrícola, en función de las características de la vegetación natural de referencia en cada región, y del tipo particular de agricultura y manejo (Gasparri y Baldi, 2013; Giménez et al., 2015; Villarino et al., 2017).

La comparación de dos fronteras agrícolas del Chaco semiárido en el **capítulo 4** muestra que a pesar de tener limitantes biofísicas similares (Figura 4.1 y Figura 4.2), las estrategias de producción y uso de recursos pueden variar significativamente, asociado a trayectorias de desarrollo contrastantes (actores locales organizados vs inversores externos) (**Hipótesis 3A**). Notablemente, la región mucho menos productiva en términos de cantidad de bienes o alimento resulta ampliamente superior en la generación de valor agregado (Figura 4.3). Esto se debe principalmente a sus menores costos, especialmente de transporte, y mayor valor final de los bienes comercializados, logrado mediante la industrialización local de los productos. Este resultado es consistente con lo esperado, al estar asociado a una mayor organización e integración productiva (**Hipótesis 3B**), aspectos que serían condicionantes claves del desarrollo socio-económico (Reardon y Barrett, 2000).

Asimismo, a pesar de la intensidad del proceso de transformación agrícola, la dinámica de funcionamiento y uso de recursos del tipo de cobertura que finalmente prevalece en la región con productores radicados localmente (cultivos inicialmente y actualmente pasturas), resultaría más compatible respecto a la conservación de los servicios del ecosistema (ciclado de agua y nutrientes, biodiversidad y carbono del suelo, entre otros) (Amdan et al., 2013; Baumann et al., 2017; Macchi et al., 2013). Esto indicaría por lo tanto una mayor capacidad de reacción, aprendizaje y adaptación del sistema productivo, con un mejor balance relativo entre desarrollo socioeconómico y conservación de servicios ambientales (**Hipótesis 3C**). No obstante, la persistencia de notables desigualdades y carencias en el acceso a recursos en importantes sectores de la población local, a pesar de la intensa transformación del ambiente, plantea un interrogante abierto respecto a la noción y modos de promover el bienestar humano. En este sentido los resultados evidencian que no existe una vinculación lineal entre cada uno de los niveles analizados (ecológico, agronómico, económico y social), como así tampoco tienen la misma incidencia relativa sobre el resultado final desde la perspectiva humana (Figura 4.3).

### **5.3 Integración de resultados e implicancias para la planificación territorial**

En una región donde la deforestación actual genera conflictos crecientes entre el crecimiento económico y la conservación, esta tesis aporta algunos aspectos que podrían ser relevantes para la búsqueda de trayectorias de desarrollo alternativas:

La mayor adopción del cultivo de maíz como opción a la dominancia actual del cultivo de soja, determinaría consecuencias ecológicas y agronómicas contrastantes al prácticamente duplicar los aportes de biomasa y la producción de alimento, generando una transición del uso de la tierra más sustentable. Dos aspectos podrían revertir su menor rentabilidad respecto a soja, facilitando este proceso. i) La reducción de los costos de transporte tendría un rol decisivo favoreciendo el mayor volumen de producción en maíz frente a la ventaja de mayor precio del grano de soja. El transporte ferroviario o fluvial podría ser una opción a considerar en algunos casos como alternativa más barata al transporte actual por ruta, pero demandaría inversiones considerables en infraestructura. En cambio su combinación con la industrialización local de los granos o su uso para engorde de animales tendría un efecto más drástico aún y a un costo financiero menor, invirtiendo totalmente los resultados a nivel agrícola a favor de maíz y aumentando el valor agregado regional por incorporar este paso adicional en la cadena productiva. ii) La reducción del costo tecnológico de las semillas del maíz, vía la regulación de su precio o la aplicación de subsidios, también podría contribuir a su mayor adopción. Actualmente el precio de las semillas es 30 veces superior al del grano cosechado vs el doble en soja.

La extremadamente baja rentabilidad del uso tradicional forestal de la vegetación natural, incluso considerando mejoras improbables en la producción de madera o en su precio, promueve su deforestación para agricultura. Máxime cuando existen limitantes para vigilar el cumplimiento efectivo y la permanencia de regulaciones gubernamentales muy recientes, frente a la creciente presión política y económica del sector agroexportador. Una alternativa sería la innovación en maquinarias específicamente diseñadas para disminuir el costo y expandir usos alternativos compatibles con un manejo sustentable del bosque, como podrían ser los raleos de baja intensidad para silvopasturas y cosecha de bioenergía. Actualmente se realiza rudimentaria e ineficientemente mediante rolos con cuchillas, tirados por tractores que empujan y aplastan la vegetación bajo el dosel, y la extracción manual de leña. Este método conlleva altos costos y energía invertida respecto a la cosechada en bienes y renta, roturas frecuentes y escasa maniobrabilidad del equipo para preservar renuevos de interés forestal, además de condiciones de trabajo insalubres y salarios bajos. Además, favorece la rápida regeneración e invasión de arbustos muy agresivos. Como desafío adicional, en los espacios abiertos del bosque la broza puede ser hasta casi tres veces más efectiva que el canopeo circundante, reduciendo ambos efectos hasta seis veces la evaporación potencial directa del suelo en estos ecosistemas (Magliano et al., 2017). Por lo tanto, la incorporación artificial de broza mediante el picado del material remanente de la extracción de leña, podría potenciar significativamente el efecto del raleo de arbustos sobre la disponibilidad de agua para la instalación de plántulas y producción de forraje. Si bien todo esto implica una mayor intensidad de uso y la modificación parcial del bosque, podría paradójicamente ser una vía crucial para recomponer la estructura y composición original, disminuir la brecha económica actual respecto a la agricultura y promover así su efectiva conservación a futuro.

No existe un nicho óptimo diferencial de aridez para pasturas y cultivos respecto a su adaptación, productividad y desempeño ecológico. Además, la mayor variabilidad de la agricultura respecto a vegetación natural no implica necesariamente una menor productividad. Por un lado las pasturas resultan ecológicamente menos disruptivas en la dinámica temporal de crecimiento y uso de recursos respecto a cultivos en el extremo más favorable del gradiente. Pero por otro lado su mayor dependencia respecto a la estabilidad, intensidad y frecuencia de las lluvias, compromete mucho más su desempeño respecto a cultivos al empeorar las condiciones ambientales (menor precipitación y temperatura).

Más si se considera que el límite productivo potencial del maíz alcanzaría rangos de aridez casi tan extremos como el de pasturas. Por lo tanto, maximizar la productividad, la intercepción de radiación y la transpiración en ambos casos requeriría implementar una rotación estratégica de cultivos de cobertura y de cosecha o la implantación de pasturas asociada a especies leñosas, en sinergia con la idea del raleo selectivo del bosque del párrafo anterior. Incluso, el uso de ambas coberturas en una agricultura mixta tendría dos importantes ventajas: i) combinar estrategias de tipo “tierras separadas” y “tierras compartidas” minimizando la pérdida de especies nativas, al tener en cuenta el efecto de la heterogeneidad ambiental en la distribución de la biodiversidad a nivel regional, y ii) aumentar la resiliencia del sistema al permitir aprovechar el mayor potencial de la producción de grano en años húmedos y pastorear los cultivos que fracasan en años secos.

La capacidad de organización y gestión de los actores involucrados incide sobre las estrategias de producción y disposición de recursos, minimizando las condicionantes biofísicas, técnico-productivas, operativas o financieras, y maximizando los beneficios a nivel local. Esto resultaría potenciado por la combinación de tres factores clave. i) La residencia local de los productores, por la reinversión local de la renta obtenida y por la demanda de infraestructura y servicios sociales esenciales ligados a salud, educación, comunicación, cultura, etc. Además, por la mayor posibilidad de detección temprana de los efectos de las actividades productivas sobre el ambiente. ii) El nivel de organización, por el mayor poder de negociación política y económica que facilita el aumento de escala. Esto genera por un lado mayores oportunidades de acceso a financiación y mercados, diversificación, reducción de costos de producción y compra-venta, entre otros. Pero asimismo permite implementar y sistematizar los esfuerzos de experimentación y adaptación tecnológica, con mayores posibilidades de articular una respuesta efectiva frente a desafíos productivos y procesos de degradación ambiental. iii) Estrategias de integración horizontal y vertical en la cadena de producción, por permitir una mayor apropiación y agregado de valor regional, a través de agroindustrias y de la provisión de insumos y servicios.

El beneficio ecológico, económico y social del valor agregado mediante la industrialización local puede exceder el efecto de maximizar el rinde o renta a escala de parcela, potenciando actividades menos intensivas y por lo tanto también menos dependientes del capital financiero, nutrientes y energía fósil, tanto para labranzas como transporte. Este es un aspecto que no es usualmente tenido en cuenta en los análisis de costos y beneficios potenciales del desmonte en estrategias de tipo “tierras compartidas” vs “tierras separadas”, enfocados mayormente a los productos primarios y a porciones reducidas del territorio. Sin embargo, este proceso es usualmente implementado por corporaciones debido al grado de inversión, escalas y capacidad de gestión que requiere. A pesar de ser igualmente efectivo desde el punto de vista económico, al favorecer prácticas monopólicas en perjuicio de los demás productores o pequeños competidores, en muchos casos conduce a una mayor concentración económica con escasa vinculación y beneficios sociales a nivel local. En cambio, podría facilitar un desarrollo más equitativo la disponibilidad de máquinas industriales de menor escala y costo, junto con tecnologías de comunicación e información (TICs) generando nuevas oportunidades de comercialización más directa. Esto catalizaría una mayor radicación local de población y generación de economías agregadas o “clusters”, a partir del incremento en la demanda de mano de obra capacitada, servicios e insumos.

La región analizada representa un gran territorio semiárido históricamente despoblado y remoto, cuyo futuro desarrollo puede variar drásticamente dependiendo del contexto humano. En este sentido, la experiencia de los productores de Loma Plata-

Filadelfia en Paraguay representa un “experimento humano” singular, con una trayectoria y resultados socioeconómicos contrastantes respecto a otras fronteras agrícolas similares. Desde una perspectiva regional y distributiva, representa un escenario más ventajoso respecto a procesos impulsados por corporaciones mayormente disociadas en términos demográficos, de infraestructura, servicios y comercio local. En esto influyeron contextos ideológico-culturales y eventos históricos particulares que generaron su radicación y posterior asociación e integración, poco aplicables hoy en el resto del territorio. Aun así, existen múltiples fenómenos convergentes que podrían potenciar la generación de economías aglomeradas y promover algunos de estos tres factores, identificados como clave para el desarrollo de la población y bienestar local. Algunos de estos son la denominada “nueva ruralidad”, la “rurbanización” y el “neo-ruralismo” (Carosio, 2008; Cimadevilla y Carniglia, 2009; Ramon, 1995). Implican una serie de cambios en lo rural, como una creciente diversificación de actividades e ingresos, cambios en su valoración y estilos de vida, aumento de los impactos mutuos respecto a la dinámica urbana, y las migraciones con lógica inversa desde las grandes ciudades por mejores condiciones de vida, entre otros. En todos los casos muy influidas por los cambios en las TICs, facilitando la organización y el flujo de información entre actores aislados entre si y respecto a los mercados o aglomerados urbanos de referencia.

La persistencia de notables desigualdades y carencias en el acceso a recursos en importantes sectores de la población, a pesar de la intensa transformación del ambiente, cuestiona el paradigma dominante del crecimiento indefinido de la producción y el consumo impulsado por las fuerzas del mercado como modo de promover el bienestar humano (Raskin et al., 2006). Esta contradicción se agudiza cuando confluyen cosmovisiones opuestas, como el caso de colonos respecto a la población indígena o criolla preestablecida. Por un lado resulta evidente la inviabilidad de la caza y recolección o la ganadería de subsistencia de los “puestos” del Chaco como formas de vida en un mundo sobrepoblado, y los beneficios del crecimiento económico generando tecnología útil al bienestar humano. Pero por otro, la lógica de extracción y acumulación ilimitada del neoliberalismo reproduce local y globalmente una elite cada vez más rica que disfruta los beneficios, excluyendo mayorías cada vez más empobrecidas y expuestas al colapso ambiental. La distribución de renta mediante impuestos sin modificar esta lógica, implementada por algunos gobiernos progresistas en Latinoamérica, demostró ser efectiva a corto plazo mejorando masivamente los índices de calidad de vida (Gudynas, 2010). Sin embargo, resulta políticamente frágil ante el enorme poder mediático y económico de esas mismas elites, lo que desafía la búsqueda creativa de estrategias, instituciones y modelos económicos superadores por parte de los sectores populares.

#### **5.4 Conclusiones finales**

Los supuestos simplificados, extrapolaciones e indicadores de desempeño utilizados en este trabajo permitieron la comparación de tipos de usos/coberturas alternativas y fronteras agrícolas contrastantes, desde distintas perspectivas y a través de grandes ecoregiones. Sin embargo es importante tener en cuenta algunos aspectos metodológicos que podrían potenciar el alcance de los resultados, disminuyendo el grado de incertidumbre inevitablemente asociado con limitantes en la información disponible o en las características intrínsecas de algunas variables. i) Desde lo ecológico, algunos elementos no considerados como el ciclado de nutrientes, la diversidad de especies y la estructura de la vegetación, los pesticidas o el uso de transgénicos, entre otros, podrían también tener un rol importante. ii) Asimismo, reducir la perspectiva económica a la



dimensión financiera-privada de la producción de bienes exportables a gran escala, basado en su influencia actual como promotor de la deforestación (Gasparri et al., 2013; Gasparri y le Polain de Waroux, 2014; Leguizamón, 2014), implica omitir sus pasivos ambientales y sociales (Cáceres, 2015), la coexistencia con actores diversos (Baldi et al., 2015), otros beneficios no monetarios y las posibles ventajas de sistemas de alimentación alternativos (Jobbágy y Sala, 2014). iii) La rentabilidad puede estar subestimada respecto a algunos tipos de manejo específicos, como corporaciones de gran escala con alto poder de negociación de precios y facilidades logísticas (Leguizamón, 2014), o productores con estrategias mixtas de bajos insumos para minimizar el riesgo de sequías (Sadras et al., 2003). iv) Por último, la disponibilidad de mayor cantidad de datos propios de la región o con un nivel mayor de desagregación espacial podría mejorar posibles desajustes en variables que tuvieron que ser modeladas o extrapoladas. Aun así, los beneficios de la búsqueda iterativa y aproximada de soluciones por esta vía podrían superar los costos de un análisis paralizado por la complejidad o el déficit de información (Fernández, 2016).

Estos son algunos de los resultados y conclusiones más destacados: a) El cultivo de maíz duplica la producción de biomasa y alimento de las demás coberturas en todo el gradiente ambiental. Así, la elección del tipo de cultivo excedería el efecto del tipo de sistema productivo definiendo estos dos atributos ecológicos y agronómicos fundamentales de socio-ecosistemas. Reducir los costos de transporte mediante el uso local de los granos en engorde de animales o agroindustrias revertirían su menor renta respecto a la soja, que prevalece actualmente a pesar de ser menos productiva debido a su mayor precio. b) El rinde y la renta del uso forestal tradicional del bosque nativo resulta extremadamente bajo, incluso maximizando la cosecha de madera y su precio, dificultando su conservación. Esta brecha podría disminuirse al mecanizar eficientemente usos alternativos compatibles con el bosque, como silvopasturas o la cosecha de bioenergía. c) A pesar de lo que sugiere su distribución regional, no existe un nicho óptimo para cultivos en el extremo húmedo y para pasturas en el árido, respecto a su adaptación, productividad e impacto en el ecosistema. Por ende, maximizar la actividad fotosintética, transpiración y conservación de servicios del ecosistema requiere estrategias mixtas que combinen y alternen, cultivos de renta con otros de cobertura, y pasturas con especies leñosas. d) El beneficio socioeconómico del ahorro en transporte y agregado de valor mediante agroindustria local excede el de maximizar el rinde o renta a escala de parcela en zonas remotas, potenciando usos ecológicamente menos disruptivos y menos dependientes de insumos externos. El rol clave de la capacidad de organización y gestión en el desarrollo de economías de escala y la distribución de beneficios económicos, cuestiona enfoques netamente agronómicos que no incorporan aspectos político-organizativos de los actores involucrados a los objetivos principales de intervención e investigación.

La integración de perspectivas que abarcó secuencialmente los componentes ecológicos, agronómicos, económicos y sociales implicados en socio-ecosistemas productivos, permitió entender mejor el grado de vinculación y peso relativo de cada componente. Especialmente en el rol decisivo que desempeña el contexto socio-cultural determinando la capacidad de reacción, aprendizaje y adaptación del sistema, y el balance entre el impacto ambiental y grado de bienestar humano generado. Por lo tanto, a pesar de los fuertes incentivos agronómicos y económicos que actualmente conducen al Chaco y Espinal semiárido hacia su transformación agrícola, el rol de las instituciones colectivas y políticas puede ser determinante en la búsqueda de innovaciones técnico-productivas y organizacionales superadoras, hacia una forma más deseable de desarrollo que la impulsada por las fuerzas del mercado.

### Bibliografía:

- Adámoli, J., 2011. Cambio de uso del suelo en el Chaco Argentino, in: Adamoli, J., Ginzburg, R., Torrella, S. (Eds.), Escenarios productivos y ambientales del Chaco Argentino. Fundacion Producir Conservando.
- Ahmad, P., Ashraf, M., Younis, M., Hu, X., Kumar, A., Akram, N.A., Al-Qurainy, F., 2012. Role of transgenic plants in agriculture and biopharming. *Biotechnology advances* 30, 524-540.
- Albrieu, J., Cortés, A., Sánchez, J., 2009. El transporte de ganado bovino en la República Argentina. Centro Tecnológico de Transporte, Tránsito y Seguridad Vial, UTN, Available at: <http://www.utn.edu.ar/> (accessed 2012).
- Alexandratos, N., 1999. World food and agriculture: outlook for the medium and longer term. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96, 5908-5914.
- Alvarez, J.A., Villagra, P.E., Villalba, R., Debandi, G., 2013. Effects of the pruning intensity and tree size on multi-stemmed *Prosopis flexuosa* trees in the Central Monte, Argentina. *Forest Ecology and Management* 310, 857-864.
- Amdan, M., Aragón, R., Jobbágy, E., Volante, J., Paruelo, J., 2013. Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research* 49, 6601-6612.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology* 26, 32-46.
- Anriquez, A., Albanesi, A., Kunst, C., Ledesma, R., López, C., Rodríguez Torresi, A., Godoy, J., 2005. Rolado de fachinales y calidad de suelos en el Chaco occidental, Argentina. *Ciencia del suelo* 23, 145-157.
- Avila, R., Di Marco, O., Agnusdei, M., Mayoral, C., 2013. Digestibilidad de la fibra y materia seca de dos gramíneas megatérmicas (*Chloris gayana* y *Cenchrus ciliaris*) de diferente porte: Relación con la edad y largo foliar. *Revista Argentina de Producción Animal* 30, 1-13.
- Azar, C., Holmberg, J., Lindgren, K., 1996. Socio-ecological indicators for sustainability. *Ecological economics* 18, 89-112.
- Bacon, M.A., 2004. *Water use efficiency in plant biology*. Blackwell.
- Baldi, G., Houspanossian, J., Murray, F., Rosales, A.A., Rueda, C.V., Jobbágy, E.G., 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., Jobbágy, E., 2012. Land use in the dry subtropics: Vegetation composition and production across contrasting human contexts. *Journal of Arid Environments* 76, 115-127.
- Baldi, G., Texeira, M., Murray, F., Jobbágy, E.G., 2016. Vegetation Productivity in Natural vs. Cultivated Systems along Water Availability Gradients in the Dry Subtropics. *PloS one* 11, e0168168.
- Baldi, G., Verón, S.R., Jobbágy, E.G., 2013. The imprint of humans on landscape patterns and vegetation functioning in the dry subtropics. *Global Change Biology* 19, 441-458.
- Barona, E., Ramankutty, N., Hyman, G., Coomes, O.T., 2010. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters* 5, 024002.
- Baumann, M., Gasparri, I., Piquer-Rodríguez, M., Gavier Pizarro, G., Griffiths, P., Hostert, P., Kuemmerle, T., 2017. Carbon emissions from agricultural expansion and intensification in the Chaco. *Global Change Biology* 23, 1902-1916.
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L., 2009. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Wiley.com.

- Bert, F.E., Satorre, E.H., Toranzo, F.R., Podestá, G.P., 2006. Climatic information and decision-making in maize crop production systems of the Argentinean Pampas. *Agricultural Systems* 88, 180-204.
- Berti, R.N., 1999. Sustentabilidad de los sistemas ganaderos. Habilitación de tierras para ganadería. Segunda Jornada ganadera del NOA. Proyecto NOA. INTA, 29-45.
- Blanco, L., Ferrando, C., Oriente, E., Biurrun, F., Berone, G., Recalde, D., Namur, P., 2002. Cobertura y producción de forraje en pasturas de buffel sembradas con dos tipos de rolo en el Chaco Árido. *Rev. Arg. Prod. Anim* 22, 96-97.
- Blanco, L., Ferrando, C.A., Biurrun, F.N., Oriente, E.L., Namur, P., Recalde, D.J., Berone, G.D., 2005. Vegetation responses to roller chopping and buffelgrass seeding in Argentina. *Rangeland ecology & management* 58, 219-224.
- Blum, A., 2009. Effective use of water (EUW) and not water-use efficiency (WUE) is the target of crop yield improvement under drought stress. *Field Crops Research* 112, 119-123.
- Boisier, S., 2003. Desarrollo (local): ¿de qué estamos hablando, El desarrollo en su lugar: el territorio en la sociedad de la información. Instituto de Geografía, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile.
- Bolsi, A., Longhi, F., Paolasso, P., 2009. Pobreza y mortalidad infantil en el Norte Grande Argentino. Un aporte para la formulación de políticas públicas. *Cuadernos Geográficos* 45, 231-261.
- Bonan, G.B., 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320, 1444-1449.
- Bondeau, A., Smith, P.C., Zaehle, S., Schaphoff, S., Lucht, W., Cramer, W., Gerten, D., Lotze-Campen, H., Müller, C., Reichstein, M., Smith, B., 2007. Modelling the role of agriculture for the 20th century global terrestrial carbon balance. *Global Change Biology* 13, 679-706.
- Bradford, J.B., Lauenroth, W.K., Burke, I.C., 2005. The impact of cropping on primary production in the US Great Plains. *Ecology* 86, 1863-1872.
- Bucher, E., Huszar, P., 1999. Sustainable management of the Gran Chaco of South America: Ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management* 57, 99-108.
- Cáceres, D.M., 2015. Accumulation by Dispossession and Socio-Environmental Conflicts Caused by the Expansion of Agribusiness in Argentina. *Journal of Agrarian Change* 15, 116-147.
- Calviño, P., Monzón, J., 2009. Farming systems of Argentina: Yield constraints and risk management. *Crop physiology: Applications for genetic improvement and agronomy*. San Diego, California., Elsevier Academic Press 51, 70.
- Canadell, J., Jackson, R.B., Ehleringer, J.B., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.D., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108, 583-595.
- Carcova, J., Abeledo, G., Pereira, M.L., Satorre, E., 2004. Análisis de la generación del rendimiento: crecimiento, partición y componentes, in: Satorre, H., Vence, R. (Eds.), *Producción de granos. Bases funcionales para su manejo*. Editorial Facultad de Agronomía, UBA, Buenos Aires, Argentina, pp. 75-95.
- Carosio, N., 2008. Educación a distancia, tecnología de la información y la comunicación y ruralidad. Enfoque local y perspectiva global. Ed. INTA, Buenos Aires.
- Carranza, C., Ledesma, M., 2005. Sistemas silvopastoriles en el Chaco Árido. *IDIA XXI Forestales*. INTA 8, 240-246.
- Cimadevilla, G., Carniglia, E., 2009. *Relatos sobre la rurbanidad*. Ed. UNRC, Río Cuarto.

- Clark, M.L., Aide, T.M., Grau, H.R., 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.
- Cleland, C.E., 2002. Methodological and epistemic differences between historical science and experimental science. *Philosophy of Science* 69, 447-451.
- Cocimano, M., Lange, A., Menvielle, E., 1975. Estudio sobre equivalencias ganaderas. *Producción Animal* 4, 161-190.
- Coirini, R., Karlin, U., 2000. Potencialidad económica de bosques con algarrobos. Propuesta de uso múltiple para el Chaco árido. *Multequina* 9, 133-145.
- COMPAS, 2007. Principles of endogenous development, In: Learning endogenous development: building on bio-cultural diversity. Practical Action Publishers. Online: [www.compasnet.org/blog](http://www.compasnet.org/blog), UK.
- Contreras, S., Jobbágy, E.G., Villagra, P.E., Nosetto, M.D., Puigdefábregas, J., 2011. Remote sensing estimates of supplementary water consumption by arid ecosystems of central Argentina. *Journal of Hydrology* 397, 10-22.
- Cornacchione, M.V., 2007. Producción forrajera de gramíneas subtropicales en el sudoeste santiagueño, 30 Congreso Argentino de Producción Animal, Santiago del Estero, Argentina.
- Coronel de Renolfi, M., Brassiolo, M., 2008. Uso de sistemas silvopastoriles en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Copo, Santiago del Estero. Un análisis económico. *Quebracho*, 69-83.
- Chiossone, J., Vicini, R., 2012. Producción de Materia Seca De Gatton Panic en el Dpto. Almirante Brown en diferentes Sistemas de Manejo, Boletín informativo EEA Sáenz Peña. INTA, <http://inta.gob.ar/documentos/> (accessed 2012).
- DCEA, 2015. <http://www.mag.gov.py/index.php/institucion/dependencias/series-historicas>.
- De León, M., 1998. Guía Práctica de Ganadería Vacuna. "Bovinos para Carne: Región Pampeana". Tomo II. INTA, Buenos Aires, Argentina.
- De León, M., Mombelli, J., Spada, M., 1998. Adaptación de gramíneas subtropicales al área central de Córdoba. *Revista Argentina de Producción Animal* 18.
- De Pauw, E., Göbel, W., Adam, H., 2000. Agrometeorological aspects of agriculture and forestry in the arid zones. *Agricultural and Forest Meteorology* 103, 43-58.
- Dear, B., Reed, K., Craig, A., 2008. Outcomes of the search for new perennial and salt tolerant pasture plants for southern Australia. *Animal Production Science* 48, 578-588.
- DeFries, R., Asner, G.P., Foley, J., 2006. A glimpse out the window: landscapes, livelihoods, and the environment. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 48, 22-36.
- DeFries, R., Field, C., Fung, I., Collatz, G., Bounoua, L., 1999. Combining satellite data and biogeochemical models to estimate global effects of human-induced land cover change on carbon emissions and primary productivity. *Global biogeochemical cycles* 13, 803-815.
- DeFries, R.S., Foley, J.A., Asner, G.P., 2004. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2, 249-257.
- Del Grosso, S., Parton, W., Stohlgren, T., Zheng, D., Bachelet, D., Prince, S., Hibbard, K., Olson, R., 2008. Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. *Ecology* 89, 2117-2126.
- Delvalle, P., Gándara, F., D'Agostini, A., Balbuena, O., Monicault, L.A., Atanasio, M.A., 2012. Tecnología en desarrollo para el manejo silvopastoril en el Chaco húmedo Argentino. Ediciones INTA, <http://inta.gob.ar/publicaciones/> (accessed 2012), p. 13.

- DFPCH, 2011. Informe estadístico, in: Dirección de Bosques de la Provincia del Chaco (Ed.), Available at: <http://direcciondebosques.blogspot.com.ar/> (accessed 2012), p. 45.
- DGEEC, 2011. <http://www.dgeec.gov.py/censo/index.php>.
- Di Matteo, J., Cerrudo, A., Ferreyra, J., Echarte, L., Andrade, F., 2014. Estabilidad de Rendimiento en Híbridos de Maíz liberados en Argentina entre 1965 y 2010, X Congreso Nacional de Maíz, Maíz HD, Septiembre 2014, Rosario, Santa Fe, Argentina.
- Drewnowski, A., Popkin, B.M., 1997. The nutrition transition: new trends in the global diet. *Nutrition reviews* 55, 31-43.
- Dussart, E., Chirino, C., Morici, E., Peinetti, R., 2011. Reconstrucción del paisaje del caldenal pampeano en los últimos 250 años. *Quebracho (Santiago del Estero)* 19, 54-65.
- Earles, J.M., Yeh, S., Skog, K.E., 2012. Timing of carbon emissions from global forest clearance. *Nature Climate Change* 2, 682-685.
- Easdale, M.H., Aguiar, M.R., Román, M., Villagra, S., 2009. Comparación socioeconómica de dos regiones biofísicas: los sistemas ganaderos de la provincia de Río Negro, Argentina. *Cuadernos de Desarrollo Rural* 6, 173-198.
- Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., Ramankutty, N., 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19, 589-606.
- Ellis, E.C., Ramankutty, N., 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 439-447.
- Epstein, H.E., Burke, I.C., Lauenroth, W.K., 2002. Regional patterns of decomposition and primary production rates in the US Great Plains. *Ecology* 83, 320-327.
- Evans, L.T., 1996. *Crop evolution, adaptation and yield*. Cambridge University Press.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 34, 487-515.
- Fan, S., Chan-Kang, C., 2005. Is small beautiful? Farm size, productivity, and poverty in Asian agriculture. *Agricultural Economics* 32, 135-146.
- Fang, J., Piao, S., Tang, Z., Peng, C., Ji, W., 2001. Interannual variability in net primary production and precipitation. *Science* 293, 1723-1723.
- FAO-EC-ISRIC, 2003. *WRB Map of World Soil Resources*. FAO, Rome, Italy, p. 1:25 000 000.
- FAO, 1983. *Simple Technologies for Charcoal Making*. FAO forestry paper 41. 154p
- FAO Price Statistics, 2015. <http://www.fao.org>.
- Farji-Brener, A.G., 2003. Uso correcto, parcial e incorrecto de los términos " hipótesis" y " predicciones" en ecología. *Ecología Austral* 13, 223-227.
- Farquhar, G.D., Ehleringer, J.R., Hubick, K.T., 1989. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual review of plant biology* 40, 503-537.
- Feinsinger, P., 2013. Metodologías de investigación en ecología aplicada y básica: ¿cuál estoy siguiendo, y por qué? *Revista chilena de historia natural* 86, 385-402.
- Fernandez Alduncin, R.J., 2014. Decálogo del ambientalismo estéril. *Ecología Austral* 24, 356-364.
- Fernández, R.J., 2016. How to be a more effective environmental scientist in management and policy contexts. *Environmental Science & Policy* 64, 171-176.
- Ferrando, C.A., Berone, G.D., Namur, P., 2005a. Producción de forraje y ganancia de peso de vaquillonas en dos cultivares de buffel grass, 28 Congreso Argentino de Producción Animal, Bahía Blanca, Argentina.

- Ferrando, C.A., Berone, G.D., Namur, P., 2005b. Producción forrajera de 4 especies megatérmicas sometidas a distintas intensidades y frecuencias de defoliación, 28 Congreso Argentino de Producción Animal, Bahía Blanca, Argentina.
- Ferrando, C.A., Namur, P., Blanco, L.J., Berone, G.D., Vera, T.A., 2005c. Módulo experimental de cría sobre buffel grass-pastizal natural en los llanos de la Rioja, 28 Congreso Argentino de Producción Animal, Bahía Blanca, Argentina.
- Ferrarotti, A., Larrea, D., 1984. Produccion de forraje de pasto lloron en INTA Bordenave. Revista Argentina de Produccion Animal, 284-296.
- Ferri, C.M., Stritzler, N.P., Pagella, J.H., 2005. Acumulación de materia seca de *Panicum coloratum* L. cv verde con distintas frecuencias de corte, 28 Congreso Argentino de Producción Animal, Bahía Blanca, Argentina.
- Fischer, R., Byerlee, D., Edmeades, G.O., 2009. Can technology deliver on the yield challenge to 2050, Expert Meeting on How to feed the World in, pp. 1-48.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics* 68, 643-653.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.
- Fredericksen, T.S., Putz, F.E., 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity & Conservation* 12, 1445-1453.
- Freitas, R.M., Arai, E., Adami, M., Ferreira, A.S., Sato, F.Y., Shimabukuro, Y.E., Rosa, R.R., Anderson, L.O., Rudorff, B.F.T., 2011. Virtual laboratory of remote sensing time series: visualization of MODIS EVI2 data set over South America. *Journal of Computational Interdisciplinary Sciences* 2, 57-68.
- Gallo, J.Y., 1978. Evolucion de cuatro especies forestales en experimentacion., Folleto Técnico Forestal 47. Instituto Forestal Nacional, Buenos Aires, Argentina.
- Gao, X., Huete, A.R., Ni, W., Miura, T., 2000. Optical-biophysical relationships of vegetation spectra without background contamination. *Remote sensing of environment* 74, 609-620.
- Garbulsky, M., Deregibus, D., 2004. Perfiles por País del Recurso Pastura/ Forraje, in: FAO (Ed.). FAO, Argentina.
- Garbulsky, M.F., Peñuelas, J., Gamon, J., Inoue, Y., Filella, I., 2011. The photochemical reflectance index (PRI) and the remote sensing of leaf, canopy and ecosystem radiation use efficiencies: A review and meta-analysis. *Remote sensing of environment* 115, 281-297.
- Gargano, A., Aduriz, M., 2004. Yield and quality of *Digitaria eriantha* and *Eragrostis curvula* with nitrogen fertilisation in Argentina. *Tropical Grasslands* 38, 178-185.
- Gargano, A., Adúriz, M., Arelovich, H., Amela, M., 2001. Forage yield and nutritive value of *Eragrostis curvula* and *Digitaria eriantha* in central-south semi-arid Argentina. *Tropical Grasslands* 35, 161-167.
- Gargano, A.O., Adúriz, M.A., 2002. Fertilización nitrogenada y separación entre surcos en *Digitaria eriantha* (L): producción de forraje y uso de N, 25 Congreso Argentino de Producción Animal, Buenos Aires, Argentina.
- Gasparri, N.I., Baldi, G., 2013. Regional patterns and controls of biomass in semiarid woodlands: lessons from the Northern Argentina Dry Chaco. *Regional Environmental Change*, 1-14.

- Gasparri, N.I., Grau, H.R., Gutiérrez Angonese, J., 2013. Linkages between soybean and neotropical deforestation: Coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Global Environmental Change* 23, 1605-1614.
- Gasparri, N.I., Kuemmerle, T., Meyfroidt, P., le Polain de Waroux, Y., Kreft, H., 2015. The emerging soybean production frontier in Southern Africa: conservation challenges and the role of south-south telecouplings. *Conservation Letters*.
- Gasparri, N.I., le Polain de Waroux, Y., 2014. The coupling of South American soybean and cattle production frontiers: new challenges for conservation policy and land change science. *Conservation Letters*.
- Gasson, R., 1973. Goals and values of farmers. *Journal of agricultural economics* 24, 521-542.
- Gilmanov, T.G., Aires, L., Barcza, Z., Baron, V., Belelli, L., Beringer, J., Billesbach, D., Bonal, D., Bradford, J., Ceschia, E., 2010. Productivity, respiration, and light-response parameters of world grassland and agroecosystems derived from flux-tower measurements. *Rangeland ecology & management* 63, 16-39.
- Giménez, R., Mercáu, J., Nosoetto, M., Páez, R., Jobbágy, E., 2016. The ecohydrological imprint of deforestation in the semiarid Chaco: insights from the last forest remnants of a highly cultivated landscape. *Hydrological Processes* 30, 2603-2616.
- Giménez, R., Mercáu, J.L., Houspanossian, J., Jobbágy, E.G., 2015. Balancing agricultural and hydrologic risk in farming systems of the Chaco plains. *Journal of Arid Environments* 123, 81-92.
- Glatzle, A., 1999. *Compendio para el Manejo de Pasturas en el Chaco*. El Lector, Asuncion, Paraguay.
- Glenn, E.P., Huete, A.R., Nagler, P.L., Nelson, S.G., 2008. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: what vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. *Sensors* 8, 2136-2160.
- Goldfarb, L., van der Haar, G., 2016. The moving frontiers of genetically modified soy production: shifts in land control in the Argentinian Chaco. *The Journal of Peasant Studies* 43, 562-582.
- González-Roglich, M., Swenson, J.J., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2014. Shifting carbon pools along a plant cover gradient in woody encroached savannas of central Argentina. *Forest Ecology and Management* 331, 71-78.
- Gower, S.T., Kucharik, C.J., Norman, J.M., 1999. Direct and indirect estimation of leaf area index, f APAR, and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote sensing of environment* 70, 29-51.
- Graesser, J., Aide, T.M., Grau, H.R., Ramankutty, N., 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters* 10, 034017.
- Gras, C., Hernández, V., 2016. Radiografía del nuevo campo argentino. Del terrateniente al empresario transnacional *Revista Latinoamericana de Estudios Rurales* 1.
- Grassini, P., Yang, H., Cassman, K.G., 2009. Limits to maize productivity in Western Corn-Belt: A simulation analysis for fully irrigated and rainfed conditions. *Agricultural and Forest Meteorology* 149, 1254-1265.
- Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.M., 2008. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology* 14, 985-997.
- Grau, R., Kuemmerle, T., Macchi, L., 2013. Beyond 'land sparing versus land sharing': environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 477-483.

- Grigg, D.B., 1974. *The agricultural systems of the world: an evolutionary approach*. Cambridge University Press.
- Griggs, D., Stafford-Smith, M., Gaffney, O., Rockström, J., Öhman, M.C., Shyamsundar, P., Steffen, W., Glaser, G., Kanie, N., Noble, I., 2013. Policy: Sustainable development goals for people and planet. *Nature* 495, 305.
- Grime, J.P., 2006. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. Wiley. com.
- Grulke, M., Brassiolo, M., Díaz Lanes, F., Obst, K., Ortiz, G., Soto, G., Michela, J., 2007. Manual para el manejo forestal sustentable de los bosques nativos de la Provincia del Chaco, in: *Dirección de Bosques de la Provincia del Chaco (Ed.)*, Available at: <http://direcciondebosques.blogspot.com.ar/> (accessed 2012), p. 135.
- Gudynas, E., 2010. Agropecuaria y nuevo extractivismo bajo los gobiernos progresistas de América del Sur. *Territorios* 5, 37-54.
- Guilpart, N., Grassini, P., Sadras, V.O., Timsina, J., Cassman, K.G., 2017. Estimating yield gaps at the cropping system level. *Field Crops Research* 206, 21-32.
- Guo, L., Gifford, R., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345-360.
- Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W., Fischer-Kowalski, M., 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 12942-12947.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S., Goetz, S., Loveland, T., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342, 850-853.
- Harris, I., Jones, P., Osborn, T., Lister, D., 2014. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations—the CRU TS3. 10 Dataset. *International Journal of Climatology* 34, 623-642.
- Holden, E., Linnerud, K., Banister, D., 2017. The imperatives of sustainable development. *Sustainable Development* 25, 213-226.
- Hooper, D.U., Chapin, F., Ewel, J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J., Lodge, D., Loreau, M., Naeem, S., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs* 75, 3-35.
- Houspanossian, J., Giménez, R., Baldi, G., Noretto, M., 2016. Is aridity restricting deforestation and land uses in the South American Dry Chaco? *Journal of Land Use Science*, 1-17.
- Houspanossian, J., Noretto, M., Jobbágy, E.G., 2013. Radiation budget changes with dry forest clearing in temperate Argentina. *Global Change Biology* 19, 1211-1222.
- Huang, C., Kim, S., Song, K., Townshend, J.R., Davis, P., Altstatt, A., Rodas, O., Yanosky, A., Clay, R., Tucker, C.J., 2009. Assessment of Paraguay's forest cover change using Landsat observations. *Global and Planetary Change* 67, 1-12.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E.P., Gao, X., Ferreira, L.G., 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote sensing of environment* 83, 195-213.
- INDEC, 2014. *Índice de precios al consumidor nacional urbano*, Available at: <http://www.indec.com.ar/> (accessed 2014).
- Ise, T., Litton, C.M., Giardina, C.P., Ito, A., 2010. Comparison of modeling approaches for carbon partitioning: impact on estimates of global net primary production and equilibrium biomass of woody vegetation from MODIS GPP. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115.



- Jackson, R.B., Banner, J.L., Jobbágy, E.G., Pockman, W.T., Wall, D.H., 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature* 418, 623-626.
- Jacoby, H.G., 2000. Access to markets and the benefits of rural roads. *The Economic Journal* 110, 713-737.
- Jayawickreme, D.H., Santoni, C.S., Kim, J.H., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2011. Changes in hydrology and salinity accompanying a century of agricultural conversion in Argentina. *Ecological Applications* 21, 2367-2379.
- Jepson, W., 2006. Producing a modern agricultural frontier: firms and cooperatives in Eastern Mato Grosso, Brazil. *Economic Geography* 82, 289-316.
- Jiang, Z., Huete, A.R., Didan, K., Miura, T., 2008. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote sensing of environment* 112, 3833-3845.
- Jobbágy, E.G., Noretto, M.D., Santoni, C.S., Baldi, G., 2008a. The ecohydrological challenge of woody-herbaceous transitions in the chaco-pampas plains. *El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana* 18, 305-322.
- Jobbágy, E.G., Noretto, M.D., Santoni, C.S., Baldi, G., 2008b. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral* 18, 305-322.
- Jobbágy, E.G., Sala, O.E., 2014. The imprint of crop choice on global nutrient needs. *Environmental Research Letters* 9, 084014.
- Jobbágy, E.G., Sala, O.E., Paruelo, J.M., 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: A remote sensing approach. *Ecology* 83, 307-319.
- Jönsson, P., Eklundh, L., 2004. TIMESAT—a program for analyzing time-series of satellite sensor data. *Computers & Geosciences* 30, 833-845.
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., Boucher, T., 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316, 1866-1869.
- Knapp, A.K., Smith, M.D., 2001. Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. *Science* 291, 481-484.
- Krapovickas, J., Vilalta, J.P., López, B.C., Paolasso, P., 2010. Socio-environmental change in the Argentine Chaco, Berlin Conference on the Human Dimensions of Global Environmental Change, Berlin 8-9 October 2010.
- Krugman, P., 1991. Increasing returns and economic geography. *Journal of political economy* 99, 483-499.
- Kruskal, J.B., 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29, 1-27.
- Kunst, C., Ledesma, R., Bravo, S., Albanesi, A., Anriquez, A., van Meer, H., Godoy, J., 2012. Disrupting woody steady states in the Chaco region (Argentina): Responses to combined disturbance treatments. *Ecological Engineering* 42, 42-53.
- Kwon, H., Park, T.-Y., Hong, J., Lim, J.-H., Kim, J., 2009. Seasonality of Net Ecosystem Carbon Exchange in Two Major Plant Functional Types in Korea. *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences* 45, 149-163.
- Lambers, H., Chapin, F.S., Pons, T.L., 1998. *Plant physiological ecology*. Springer.
- Lambin, E.F., Geist, H.J., Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual review of environment and resources* 28, 205-241.
- Lambin, E.F., Meyfroidt, P., 2010. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land use policy* 27, 108-118.

- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11, 261-269.
- Lauenroth, W.K., Burke, I.C., Paruelo, J.M., 2000. Patterns of production and precipitation-use efficiency of winter wheat and native grasslands in the central Great Plains of the United States. *Ecosystems* 3, 344-351.
- Le Polain de Waroux, Y., Baumann, M., Gasparri, N.I., Gavier-Pizarro, G.I., Godar, J., Kuemmerle, T., Müller, R., Vázquez, F., Volante, J.N., Meyfroidt, P., 2017. Rents, actors, and the expansion of commodity frontiers in the Gran Chaco. *Annals of the Association of American Geographers*, 1-22.
- Leguizamón, A., 2014. Modifying Argentina: GM soy and socio-environmental change. *Geoforum* 53, 149-160.
- Lobell, D.B., Asner, G.P., 2003. Climate and management contributions to recent trends in US agricultural yields. *Science* 299, 1032-1032.
- Ma, X., Huete, A., Yu, Q., Coupe, N.R., Davies, K., Broich, M., Ratana, P., Beringer, J., Hutley, L.B., Cleverly, J., 2013. Spatial patterns and temporal dynamics in savanna vegetation phenology across the North Australian Tropical Transect. *Remote sensing of environment* 139, 97-115.
- Macchi, L., Grau, H.R., Zelaya, P.V., Marinaro, S., 2013. Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: a tale of two gradients. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 174, 11-20.
- Macedo, M.N., DeFries, R.S., Morton, D.C., Stickler, C.M., Galford, G.L., Shimabukuro, Y.E., 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 1341-1346.
- Magliano, P.N., Fernández, R.J., Giménez, R., Marchesini, V.A., Páez, R.A., Jobbágy, E.G., 2016. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. *Ecología Austral* 26, 95-106.
- Magliano, P.N., Fernández, R.J., Mercau, J.L., Jobbágy, E.G., 2014. Precipitation event distribution in Central Argentina: spatial and temporal patterns. *Ecohydrology*.
- Magliano, P.N., Giménez, R., Houspanossian, J., Páez, R.A., Nosetto, M.D., Fernández, R.J., Jobbágy, E.G., 2017. Litter is more effective than forest canopy reducing soil evaporation in Dry Chaco rangelands. *Ecohydrology*, (in press).
- Magliano, P.N., Murray, F., Baldi, G., Aurand, S., Páez, R.A., Harder, W., Jobbágy, E.G., 2015. Rainwater harvesting in Dry Chaco: Regional distribution and local water balance. *Journal of Arid Environments* 123, 93-102.
- MAGyP, 2012. Estimaciones Agrícolas de Cereales, Oleaginosas, Industriales, Frutales y Hortalizas, Servicio Integrado de Información Agropecuaria, Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca, Argentina, <http://old.sii.gov.ar/>.
- Marchesini, V.A., Fernández, R.J., Reynolds, J.F., Sobrino, J.A., Di Bella, C.M., 2015. Changes in evapotranspiration and phenology as consequences of shrub removal in dry forests of central Argentina. *Ecohydrology* 8, 1304-1311.
- Marchesini, V.A., Gimenez, R., Nosetto, M.D., Jobbágy, E.G., 2016. Ecohydrological transformation in the Dry Chaco and the risk of dryland salinity: Following Australia's footsteps? *Ecohydrology*.
- Margenes Agropecuarios, 2012. *Revista Margenes Agropecuarios* n° 277, 288, 298 and 309, years 2008-2011, Available at: <http://www.margenes.com> (accessed 2012).
- Marone, L., Galetto, L., 2011. El doble papel de las hipótesis en la investigación ecológica y su relación con el método hipotético-deductivo. *Ecología Austral* 21, 201-216.

- Masi, F., Penner, R., Dietze, R., 2000. Evaluación del rol de las regiones fronterizas en el proceso de desarrollo económico del Paraguay. Departamento de Economía Internacional, Banco Central del Paraguay.
- Mastrangelo, M.E., Gavin, M.C., 2012. Trade-Offs between Cattle Production and Bird Conservation in an Agricultural Frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conservation Biology* 26, 1040-1051.
- Mastrangelo, M.E., Gavin, M.C., Littera, P., Linklater, W.L., Milfont, T.L., 2014. Psycho-social factors influencing forest conservation intentions on the agricultural frontier. *Conservation Letters* 7, 103-110.
- MEA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: synthesis. Island, Washington DC.
- Merlos, F.A., Monzon, J.P., Mercu, J.L., Taboada, M., Andrade, F.H., Hall, A.J., Jobbagy, E., Cassman, K.G., Grassini, P., 2015. Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. *Field Crops Research* 184, 145-154.
- MEyFP, 2015. Ficha Provincial: Santiago del Estero. Subsecretaría de Planificación Económica, Ministerio de Economía y Finanzas Públicas, Argentina, [http://www.mecon.gov.ar/peconomica/dnper/fichas\\_provinciales/Santiago\\_del\\_Estero.pdf](http://www.mecon.gov.ar/peconomica/dnper/fichas_provinciales/Santiago_del_Estero.pdf).
- Meyfroidt, P., 2016. Approaches and terminology for causal analysis in land systems science. *Journal of Land Use Science* 11, 501-522.
- Meyfroidt, P., Carlson, K.M., Fagan, M.E., Gutiérrez-Vélez, V.H., Macedo, M.N., Curran, L.M., DeFries, R.S., Dyer, G.A., Gibbs, H.K., Lambin, E.F., 2014. Multiple pathways of commodity crop expansion in tropical forest landscapes. *Environmental Research Letters* 9, 074012.
- Moncayo Jiménez, E., 2001. Evolución de los paradigmas y modelos interpretativos del desarrollo territorial. CEPAL - SERIE Gestión pública N°13, Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- Monfreda, C., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2008. Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global biogeochemical cycles* 22.
- MTEySS, 2012. Resolución 7/2010 y Resolución 90/2012, in: Ministerio de Trabajo Empleo y Seguridad Social de Argentina (Ed.), <http://infoleg.mecon.gov.ar/infolegInternet/anexos/200000-204999/204391/norma.htm> (accessed 2012).
- Muñoz Garachana, D., 2015. Estructura y funcionamiento de los corredores forestales en el Gran Chaco Sudamericano. Universidad de Valladolid, Valladolid, España.
- Murray, F., Baldi, G., von Bernard, T., Viglizzo, E.F., Jobbágy, E.G., 2016. Productive performance of alternative land covers along aridity gradients: Ecological, agronomic and economic perspectives. *Agricultural Systems* 149, 20-29.
- Nagore, M., Echarte, L., Della Maggiora, A., Andrade, F., 2010. Rendimiento, consumo y eficiencia de uso del agua del cultivo de maíz bajo estrés hídrico. , IX Congreso Nacional de Maíz, Simposio Nacional de Sorgo, 17 al 19 de Noviembre de 2010. Rosario, Santa Fe, Argentina.
- Nelson, A., 2008. Estimated travel time to the nearest city of 50,000 or more people in year 2000. Global Environment Monitoring Unit - Joint Research Centre of the European Commission, Ispra, Italy.
- New, M., Lister, D., Hulme, M., Makin, I., 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate research* 21, 1-25.
- Norgaard, R.B., 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological economics* 69, 1219-1227.

- Nosetto, M.D., Baldi, G., Mercau, J.L., Wehrle, A., Murray, F., Gimenez, R., Magliano, P., Jobbágy, E.G., 2012. Reporte de visita a productores del Chaco Paraguayo. Grupo de estudios ambientales (IMASL-CONICET).
- Noy-Meir, I., 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual review of ecology and systematics* 4, 25-51.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V., Underwood, E.C., D'amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., 2001. *Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth*. *BioScience* 51, 933-938.
- Paolasso, P., Krapovickas, J., Longhi, F., 2012. Agriculture and Cattle Frontier Advance and Variation of Poverty in the North of the "Gran Chaco Argentino" during the 1990s, in: Sandner Le Gall, V., Wehrhahn, R. (Eds.), *Geographies of Inequality in Latin America*, Kieler Geographische Schriften, pp. 1-6.
- Paruelo, J.M., 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Revista Ecosistemas* 17.
- Paruelo, J.M., Garbulsky, M.F., Guerschman, J.P., Jobbágy, E.G., 2004. Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *International Journal of Remote Sensing* 25, 2793-2806.
- Passeron, J.-C., 1991. *Le raisonnement sociologique: l'espace non-popperien du raisonnement naturel* [Sociological reasoning: A non-Popperian space of argumentation]. Nathan Paris.
- Pérez, V.R., Delvalle, P., Oviedo, R.C., Cañete, M.C., Gomez, C.A., 2007. Información dasométrica de una parcela experimental de *Astronium balansae* Engl. en la Provincia del Chaco, <http://redaf.org.ar/descargas/> (accessed 2012), p. 11.
- Petruzzi, H.J., Rossi Fraire, M.E., Babinec, F.J., 2011. Biomasa aérea total de materiales de *Panicum virgatum* (L) en la región semiárida, 34 Congreso Argentino de Producción Animal, Mar del Plata, Argentina.
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J., Stenseth, N.C., 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 503-510.
- Pfaff, A.S., 1999. What drives deforestation in the Brazilian Amazon?: evidence from satellite and socioeconomic data. *Journal of Environmental Economics and Management* 37, 26-43.
- Piazza, M.V., 2006. Estimación satelital de la productividad primaria neta aérea de la vegetación herbácea del Caldenal, Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires, (<http://ri.agro.uba.ar>), p. 67.
- Pielke, R.A., 2007. *The honest broker: making sense of science in policy and politics*. Cambridge Univ Press.
- Piquer-Rodríguez, M., Torella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., Kuemmerle, T., 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology* 30, 817.
- Pretzsch, H., 2009. *Forest dynamics, growth, and yield: from model to measurement*. Springer, Berlin Heidelberg.
- Pueyo, J.D., Chaparro, C.J., 2001. Recría de vaquillas cruzas de reposición en cuatro forrajeras tropicales promisorias en Formosa, Argentina, 24 Congreso Argentino de Producción Animal, Rafaela, Argentina.
- Qaim, M., Traxler, G., 2005. Roundup Ready soybeans in Argentina: farm level and aggregate welfare effects. *Agricultural Economics* 32, 73-86.

- Ramon, G., 1995. MD Geografía Rural. Ed. Síntesis, Madrid.
- Raskin, P., Banuri, T., Gallopín, G.C., Gutman, P., Hammond, A., Kates, R., Swart, R., 2006. La gran transición: la promesa y la atracción del futuro. Ed. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), Santiago de Chile.
- Reardon, T., Barrett, C.B., 2000. Agroindustrialization, globalization, and international development: an overview of issues, patterns, and determinants. *Agricultural Economics* 23, 195-205.
- Redo, D.J., Millington, A.C., 2011. A hybrid approach to mapping land-use modification and land-cover transition from MODIS time-series data: A case study from the Bolivian seasonal tropics. *Remote sensing of environment* 115, 353-372.
- Reynolds, J.F., Maestre, F.T., Kemp, P.R., Stafford Smith, D.M., Lambin, E., 2007a. Natural and human dimensions of land degradation in drylands: causes and consequences, *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer, pp. 247-257.
- Reynolds, J.F., Stafford Smith, D.M., Lambin, E., 2003. Do humans cause deserts? An old problem through the lens of a new framework: the Dahlem desertification paradigm, *Proceedings of the VIIth International Rangelands Congress, 26th July–1st August*, pp. 2042-2048.
- Reynolds, J.F., Stafford Smith, D.M., Lambin, E.F., Turner, B., Mortimore, M., Batterbury, S.P., Downing, T.E., Dowlatabadi, H., Fernández, R.J., Herrick, J.E., 2007b. Global desertification: building a science for dryland development. *Science* 316, 847-851.
- Ricci, H.R., Guzmán, L.P., Pérez, P.G., Juárez, V.P., Díaz, A.M., 1997. Producción de materia seca de siete gramíneas tropicales bajo tres frecuencias de corte. *Pasturas Tropicales* 19, 45-49.
- Richards, P.D., Pellegrina, H., VanWey, L., Spera, S., 2015. Soybean development: The impact of a decade of agricultural change on urban and economic growth in Mato Grosso, Brazil. *PloS one* 10, e0122510.
- Richards, P.D., VanWey, L., 2015. Where deforestation leads to urbanization: How resource extraction is leading to urban growth in the Brazilian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers* 105, 806-823.
- Richards, P.D., Walker, R.T., Arima, E.Y., 2014. Spatially complex land change: The Indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. *Global Environmental Change* 29, 1-9.
- Robles, M., Cerrudo, A., Di Matteo, J., Barbieri, P., Rizzalli, R., Andrade, F., 2011. Nitrogen use efficiency of maize hybrids released in different decades, ASA, CSSA and SSSA, *International Annual Meetings*. San Antonio, Texas, USA.
- Rockström, J., 2004. Making the best of climatic variability: options for upgrading rainfed farming in water scarce regions. *Water Science & Technology* 49, 151-156.
- Rodrigues, A.S., Ewers, R.M., Parry, L., Souza, C., Veríssimo, A., Balmford, A., 2009. Boom-and-bust development patterns across the Amazon deforestation frontier. *Science* 324, 1435-1437.
- Rueda, C.V., Baldi, G., Gasparri, I., Jobbágy, E.G., 2015. Charcoal production in the Argentine Dry Chaco: Where, how and who? *Energy for Sustainable Development* 27, 46-53.
- Rueda, C.V., Baldi, G., Verón, S.R., Jobbágy, E.G., 2013. Apropiación humana de la producción primaria en el Chaco Seco. *Ecología Austral* 23, 44-54.
- Ruiz, M., Babinec, F.J., Adema, E.O., Rucci, T.E., 2004. Producción de forraje y contenido de proteína de gramíneas estivales introducidas en Chacharramendi (La Pampa). *Revista argentina de producción animal*. 24, 41-51.
- Ruiz, M., Golberg, A., Martínez, O., 2008. Estrés hídrico y producción forrajera de *Tetrachne dregei* Nees, *Panicum coloratum* L. y *Eragrostis curvula* (Schrad) Nees. *Phyton (Buenos Aires)* 77, 7-20.

- Ryle, G., Powell, C., 1975. Defoliation and regrowth in the graminaceous plant: the role of current assimilate. *Annals of Botany* 39, 297-310.
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 9899-9904.
- Sacchi, L.V., Gasparri, N.I., 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, 523-537.
- Sadras, V.O., Roget, D.K., 2004. Production and environmental aspects of cropping intensification in a semiarid environment of southeastern Australia. *Agronomy Journal* 96, 236-246.
- Sadras, V.O., Roget, D.K., Krause, M., 2003. Dynamic cropping strategies for risk management in dry-land farming systems. *Agricultural Systems* 76, 929-948.
- Safransky, S., Wolford, W., 2011. Contemporary land grabs and their alternatives in the Americas, *International Conference on Global Land Grabbing*. Brighton, University of Sussex, pp. 6-8.
- Sala, O.E., Gherardi, L.A., Reichmann, L., Jobbágy, E., Peters, D., 2012. Legacies of precipitation fluctuations on primary production: theory and data synthesis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367, 3135-3144.
- Sala, O.E., Parton, W.J., Joyce, L.A., Lauenroth, W.K., 1988. Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology* 69, 40-45.
- Santoni, C., Jobbágy, E., Contreras, S., 2010. Vadose zone transport in dry forests of central Argentina: role of land use. *Water Resources Research* 46.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5, 18-32.
- Scanlon, B.R., Keese, K.E., Flint, A.L., Flint, L.E., Gaye, C.B., Edmunds, W.M., Simmers, I., 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes* 20, 3335-3370.
- Scheffer, M., Brock, W., Westley, F., 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems* 3, 451-471.
- Scholes, R., Archer, S., 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual review of ecology and systematics* 28, 517-544.
- SDG, 2015. Sustainable Development Goals, <http://www.un.org>.
- SENACSA, 2015. Anuario de Estadística Pecuaria, <http://www.senacsa.gov.py>.
- Sinclair, T., de Wit, C.t., 1975. Photosynthate and nitrogen requirements for seed production by various crops. *Science* 189, 565-567.
- Singh, L., Singh, J., 1991. Species structure, dry matter dynamics and carbon flux of a dry tropical forest in India. *Annals of Botany* 68, 263-273.
- Sol, E., 2006. Métodos usados para la habilitación de tierras y el posterior control de renova, *Congreso Ganadero del Norte Argentino CREA*, Termas de Rio Hondo, Santiago del Estero.
- Solbrig, O.T., Orians, G.H., 1977. The Adaptive Characteristics of Desert Plants: A cost/benefit analysis of photosynthesis leads to predictions about the types and distributions of desert plants. *American Scientist* 65, 412-421.
- Stifel, D., Minten, B., 2008. Isolation and agricultural productivity. *Agricultural Economics* 39, 1-15.
- Stritzler, N.P., 2008. Producción y calidad nutritiva de especies forrajeras megatérmicas. *Revista Argentina de Producción Animal* 28, 165-168.

- Stritzler, N.P., Rabotnikof, C., 2007. Forage production of perennial warm-season grasses of the genus *Bothriochloa* and *Eragrostis* in the Central semi-arid region of Argentina, APPA - ALPA Congress, Cusco, Peru.
- Tiedemann, J.L., 2011. Fenología del bosque de las subregiones naturales: Chaco Semiárido y Chaco Serrano, de Santiago del Estero, Argentina. *Ecol. apl* 10, 51-59.
- Torres, R., Gasparri, N.I., Blendinger, P.G., Grau, H.R., 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, 1549-1561.
- Turc, C.O., Mazzucco, R.V., 1998. Caracterización de los sistemas de aprovechamiento forestal utilizados en los montes santiagueños. *Quebracho* 6, 59-68.
- UMSEF, 2008. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de Argentina., in: Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (Ed.), Buenos Aires, Argentina.
- UNESCO, 1977. World Map of Arid Regions. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris.
- USDA, 2011. USDA national nutrient database for standard reference.
- Vallejos, M., Volante, J.N., Mosciaro, M.J., Vale, L.M., Bustamante, M.L., Paruelo, J.M., 2014. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geodatabase from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments* (in press).
- van der Ploeg, J.D., van Dijk, G., 1995. Beyond modernization: the impact of endogenous rural development. *Uitgeverij Van Gorcum*.
- VanWey, L.K., Spera, S., de Sa, R., Mahr, D., Mustard, J.F., 2013. Socioeconomic development and agricultural intensification in Mato Grosso. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 368, 20120168.
- Veneciano, J., 2006. Gramíneas estivales perennes para ambientes semiáridos: Características y productividad. *INTA San Luis, Información Técnica* 171, 84.
- Veneciano, J.H., Veneciano, V.S., 2008. Eficiencia de utilización y recuperación aparente del nitrógeno en Digitaria, XVI Jornads Cuidemos Nuestro Mundo, UNSL San Luis, <http://www.produccion-animal.com.ar/> (accessed 2012), pp. 105-108.
- Verón, S., Jobbágy, E., Gasparri, I., Kandus, P., Easdale, M., Bilenca, D., Murillo, N., Beltrán, J., Cisneros, J., Lottici, V., 2010. Complejidad de los servicios ecosistémicos y estrategias para abordarla. *Lattera P., Jobbágy E. y Paruelo, J.(2010). Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA.*
- Verón, S.R., Jobbágy, E.G., Di Bella, C.M., Paruelo, J.M., Jackson, R.B., 2012. Assessing the potential of wildfires as a sustainable bioenergy opportunity. *GCB Bioenergy* 4, 634-641.
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L.V., Jobbágy, E.G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincen, D., Ricard, M.F., 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17, 959-973.
- Viglizzo, E.F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E., Del Valle, H., 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, 65-81.
- Villarino, S.H., Studdert, G.A., Baldassini, P., Cendoya, M.G., Ciuffoli, L., Mastrángelo, M., Piñeiro, G., 2017. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. *Science of The Total Environment* 575, 1056-1065.
- Vitousek, P.M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., Matson, P.A., 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36, 368-373.

- Vitousek, P.M., Hättenschwiler, S., Olander, L., Allison, S., 2002. Nitrogen and nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31, 97-101.
- Vitousek, P.M., Reiners, W.A., 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *BioScience* 25, 376-381.
- Volante, J.N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M.J., Viglizzo, E.F., Paruelo, J.M., 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154, 12-22.
- Volante, J.N., Mosciaro, M.J., Gavier-Pizarro, G.I., Paruelo, J.M., 2016. Agricultural expansion in the Semiarid Chaco: Poorly selective contagious advance. *Land use policy* 55, 154-165.
- Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R., Kinzig, A., 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and society* 9, 5.
- Wilkinson, R.G., Pickett, K.E., 2009. Income inequality and social dysfunction. *Annual Review of Sociology* 35, 493-511.
- Xiao, X., Zhang, Q., Braswell, B., Urbanski, S., Boles, S., Wofsy, S., Moore III, B., Ojima, D., 2004. Modeling gross primary production of temperate deciduous broadleaf forest using satellite images and climate data. *Remote sensing of environment* 91, 256-270.