

**La impronta humana sobre la estructura y el funcionamiento de
ecosistemas subtropicales secos**

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

Germán Baldi

Lic. en Ciencias Biológicas, Universidad de Buenos Aires, 2002
M.Sc., Recursos Naturales, Universidad de Buenos Aires, 2007

Grupo de Estudios Ambientales - IMASL, Universidad Nacional de San Luis &
CONICET.



FAUBA

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)
M.Sc., Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires)
Ph.D., Biología (Duke University)

Consejero de Estudios

Santiago Ramón Verón

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
Dr., Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

Director de tesis

Esteban Gabriel Jobbágy

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

JURADO

María Isabel Bellocq

Lic. en Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)
Dr., Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Marcelo Rubén Cabido

Biólogo (Universidad Nacional de Córdoba)
Dr., Ciencias Biológicas (Universidad Nacional de Córdoba)

JURADO

Antonio Juan Hall

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)
Ph.D., Ciencias Biológicas (Macquarie University)

Fecha de defensa de la tesis: 1 de Agosto de 2011

Agradecimientos

A Esteban, por su genuina voluntad de transmitir ideas, por su naturaleza inquieta, y por su paciencia.

A Santiago Verón y a José Paruelo, por los valiosos consejos pasados y presentes.

Desde una posición desinteresada, muchas personas hicieron aportes sustanciales a este trabajo, en especial agradezco a Jorge Mercau, Marcos Texeira, Roxana Aragón, Marcelo Nosetto, y Carla Rueda. También agradezco a Javier Houspanossian, Patricio Magliano, Marisa Puente, Sergio Calderón, Silvina Ballesteros, Victoria Marchesini, Domingo Alcaraz, Ana Acosta, Alicia Hirschhorn, Celina Santoni, Fernando Aversa, Guillermo Ojeda, Adriel Rosales, Sergio Contreras, Eva Florio, Mariana Rufino, Jeffrey Herrick, Susana Perelman, entre otros.

A mis amigos de siempre y a los que fueron llegando.

A Juanita y a Sohar.

A Samuelcito.

A mi familia, por su cariño y cuidado, porque los quiero y me quieren. Porque me debo a ellos.

A todos: traté y seguiré tratando de devolver esta generosidad en el trabajo y en la vida.

Este trabajo fue posible gracias a la existencia de una Universidad pública y de calidad como la UBA y la UNSL, y a las políticas abiertas de difusión de información adoptadas por diferentes instituciones y personas de la Argentina y el extranjero. Este estudio fue subvencionado por el Conicet y el Inter-American Institute for Global Change Research.

“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

- Baldi, G., Verón, S.R., and E. G. Jobbágy. Enviado. Linking landscape patterns, human activities, and ecosystem functioning in the dry subtropics.
- Baldi, G., and E. G. Jobbágy. Enviado. The role of biophysical and human contexts shaping productivity in the dry subtropics.
- Baldi, G., and E. G. Jobbágy. Aceptado. Land use in the dry subtropics: Ecosystem structure and production across contrasting human contexts.
- Baldi, G., M. D. Noretto, M. R. Aragón, F. Aversa, J. M. Paruelo, and E. G. Jobbágy. 2008. Long-term satellite NDVI datasets: Evaluating their ability to detect ecosystem functional changes in South America. *Sensors* 8:5397-5425.
- Baldi, G., M. D. Noretto, and E. G. Jobbágy. 2008. El efecto de las plantaciones forestales sobre el funcionamiento de los ecosistemas sudamericanos. *Ambiência* 4:23-34.

Índice general

Capítulo 1. Introducción general	1
1.1. Los determinantes de los ecosistemas	2
1.2. El contexto humano dirigiendo los ecosistemas	4
1.3. Los sistemas subtropicales secos	7
1.4. Objetivos, hipótesis, y organización de la tesis	8
Capítulo 2. Uso del suelo en los subtrópicos secos: Composición de la vegetación y producción a través de contextos humanos contrastantes	11
2.1. Introducción	12
2.2. Métodos	14
2.2.1. Distribución de las regiones secas subtropicales.....	14
2.2.2. Muestreo	14
2.2.3. Fuentes de datos y análisis estadísticos	15
2.3. Resultados.....	17
2.3.1. Distribución y contextos biofísicos/humanos	17
2.3.2. Cobertura y uso del suelo.....	21
2.3.3. Composición de la vegetación	23
2.3.4. Producción de bienes	26
2.4. Discusión	28
Capítulo 3. El rol de los contextos biofísicos y humanos dirigiendo la productividad de los subtrópicos secos.....	35
3.1. Introducción	36
3.2. Métodos.....	38
3.2.1. Área de estudio.....	38
3.2.2. Procedimiento de muestreo.....	38
3.2.3. Productividad media anual y estacionalidad.....	39
3.2.4. Variabilidad y tendencias de productividad a largo plazo.....	40
3.3. Resultados.....	42
3.3.1. Productividad media anual y estacionalidad.....	42
3.3.2. Variabilidad de la productividad y tendencias de largo plazo	49
3.4. Discusión	51
Capítulo 4. Los patrones de paisaje en los subtrópicos secos y su vínculo con actividades humanas y el funcionamiento de los ecosistemas	57
4.1. Introducción	58
4.2. Métodos	59
4.2.1. Área de estudio.....	59
4.2.2. Procedimiento de muestreo.....	61
4.2.3. Caracterización de los patrones de paisaje.....	61
4.2.4. Caracterización del contexto de presiones e intervenciones.....	65
4.2.5. Funcionamiento del ecosistema	66
4.2.6. Análisis de datos.....	66
4.3. Resultados.....	67
4.3.1. Patrones de paisaje	67
4.3.2. Patrones de paisaje y presión/intervención.....	73
4.3.3. Patrones de paisaje y funcionamiento del ecosistema.....	76
4.4. Discusión	78
Material suplementario 4.1	83
Material suplementario 4.2	87

Capítulo 5. Discusión general.....	91
5.1. Aspectos biogeográficos de los subtrópicos secos	92
5.2. Controles de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas	93
5.3. El Chaco en un contexto global.....	99
5.4. Consideraciones finales	101
Bibliografía.....	103
Anexo I. Series temporales de NDVI: evaluación de su habilidad para detectar cambios funcionales de los ecosistemas en Sudamérica.....	115
AI.1. Introducción	115
AI.1.1. La detección y cuantificación de cambios en los ecosistemas.....	115
AI.1.2. Cambios de los ecosistemas de Sudamérica	116
AI.2. Métodos	116
AI.2.1. Series NOAA-AVHRR NDVI	116
AI.2.2. Cálculo de tendencias del NDVI (período 1982-1999)	120
AI.2.3. Análisis de los cambios de patrones espaciales	121
AI.2.4. Evaluaciones independientes en regiones con cambios funcionales	122
AI.3. Resultados e interpretación.....	124
AI.3.1. Tendencias del NDVI (período 1982-1999)	124
AI.3.2. Análisis de los patrones espaciales de cambios	126
AI.3.3. Evaluaciones independientes en regiones bajo cambios.....	128
AI.3.3.1. Este de Paraguay.....	128
AI.3.3.2. Oeste de Bahía –BR.....	129
AI.3.3.3. Márgenes del Río Uruguay – AR, UY.....	130
AI.3.3.4. Desiertos del norte de Chile	131
AI.3.3.5. Andes Patagónicos –AR, CL.....	132
AI.4. Discusión	132
AI.5. Bibliografía	134
Anexo II. La iniciativa LechuSA.....	138

Índice de tablas

Tabla 2.1. Lista de variables y rangos de valores utilizados para identificar y mapear regiones similares de regiones subtropicales secas. Las áreas de latitud menor a 10° no fueron consideradas. * Octubre a Marzo o Abril a Septiembre, dependiendo del hemisferio. Acrónimo: ETP, evapotranspiración potencial media anual.

Tabla 2.2. Especificaciones de muestreo y fuentes de información de uso y cobertura del suelo (UCS).

Tabla 2.3. Algunas características relevantes del suelo en las regiones secas subtropicales incorporadas. Las tres primeras características corresponden al perfil superficial (0-20 cm). Las cuatro primeras características provienen de datos cartográficos generados por ISRIC-WISE (Fairhurst et al. 1999, Batjes 2006). La profundidad proviene de datos de 997 perfiles de suelo provistos por la misma institución (Batjes, 2002). Acrónimo: CIC capacidad de intercambio catiónico.

Tabla 2.4. Características generales de las cinco regiones seleccionadas através del proceso de clasificación. * datos faltantes para el oeste del Paraguay.

Tabla 2.5. Composición de la vegetación no cultivada (%) a través de los puntos en la toda el área de la región (total), y en áreas protegidas utilizando información cartográfica (IC), y archivos fotográficos en-línea (AF). * en el mapa usado para esta región (ver Tabla 2.2), la clase de suelo desnudo incorpora conjuntamente áreas con distinto grado de remoción de biomasa y reemplazo de especies.

Tabla 2.6. Principales cultivos ($\geq 1\%$ del área cultivada) encontrados en las regiones secas subtropicales (%). Los valores superiores al 10% se resaltan. Los grupos refieren al tipo de cultivo: C cereales, L legumbres, R raíces y tubérculos, I industrial (fibras, caña, y cultivos de lujo), O oleaginosos, y F frutas, vegetales y otros; y a la estación de crecimiento: f fría/seca, y c cálida/húmeda. La composición del grupo y la diversidad fueron calculadas utilizando los valores de toda el área de la región. Los valores de las regiones secas subtropicales combinadas surgen de la ponderación de los valores regionales por el área cultivada de todas las regiones combinadas. * indica un grupo inespecífico de acuerdo a las bases de datos de Monfreda *et al.* (2008).

Tabla 2.7. Consumo de nutrientes ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), según información proveniente de FAO (2009) provista a escala nacional. Se considera para el cálculo únicamente el área cosechada por país extraída de la misma fuente de datos.

Tabla 2.8. Nivel de degradación según Oldeman et al. (1991). Se presenta la variable fracción del territorio bajo la clase “Nivel de degradación extremo”, con restricciones para el uso agrícola.

Tabla 2.9. Producción agrícola y densidad ganadera por área y habitante. El rendimiento ponderado por el área considera los esquemas de doble cultivo.

Tabla 3.1. Características del muestreo por puntos (n) y escenas MODIS para las cinco regiones subtropicales secas. Se detallan aquellos puntos clasificados como irrigados, y aquellos que se localizaron en áreas protegidas (conservación).

Tabla 3.2. Resultados del Análisis de covariancia (ANCOVA) sobre la variabilidad de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA) para el conjunto de las regiones secas subtropicales.

Tabla 3.3. Estacionalidad de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA) para las cinco regiones, dada por el coeficiente de variación (cv), los valores máximos y mínimos anuales, y los meses de mayor frecuencia de ocurrencia de valores máximos y mínimos. Se muestran únicamente los meses de mayor frecuencia de ocurrencia de valores máximos y mínimos (>14% de las muestras). Los valores en *itálicas* son exclusivamente de cultivos de secano.

Tabla 3.4. Características, para el conjunto de regiones, de la relación entre la estacionalidad de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA) con el gradiente de balance hídrico (PRE:ETP), dada por el ajuste (r^2) y la pendiente de los modelos lineales simples (todas significativas, $p < 0.005$). Se consideran únicamente los puntos de cultivo de secano.

Tabla 3.5. Porcentaje de puntos de muestreo (no cultivados y cultivados) para cada región con tendencias consistentes y significativas (positivas, ausencia, o negativas) de NDVI para los datos de NOAA-AVHRR LTDR (1982-1999). Se consideran significativas aquellas tendencias donde el valor- $p < 0.05$ por el método de Mann-Kendall.

Tabla 3.6. Coeficientes de variación interanual e intranual de la precipitación (PRE) considerando el periodo 1961-2002 según datos generados por Mitchell y Jones (2005) y New et al. (2002), respectivamente.

Tabla 4.1. Lista de métricas (variables) utilizadas para la caracterización de los 2908 puntos de muestreo en paisajes no cultivados usando las imágenes de Google Earth, en las cinco regiones analizadas. Estas variables describen signos de población e infraestructura en el territorio (1-4), composición de la vegetación, remoción de biomasa, y degradación del suelo (variables 5-9), y de diversidad (10-12). Los valores refieren a cómo se incorpora la variable en los métodos cuantitativos.

Tabla 4.2. Lista de métricas (variables) utilizadas para la caracterización de los 1617 puntos de muestreo de lotes cultivados y el paisaje adyacente usando las imágenes de Google Earth, en las cinco regiones analizadas. Las dos primeras métricas capturan el marco general humano de los paisajes, las métricas 3-7 capturan la geometría de los lotes, y las métricas 8 y 9 aspectos de infraestructura. Los valores refieren a cómo se incorpora la variable en los métodos cuantitativos.

Tabla 4.3. Fracción bajo cada clase de uso/cobertura del suelo en las cinco regiones subtropicales secas, proveniente de la síntesis de seis productos disponibles descriptos en el Capítulo 2, identificando cuatro clases de interés: vegetación no cultivada y cultivada, áreas urbanas, y cuerpos de agua. Los datos fueron extraídos para las 35 transectas de 20 km de ancho y largo variable.

Tabla 4.4. Correlaciones entre la presencia de paisajes cultivados (considerando un valor 0 a los paisajes no cultivados vs. un valor 1 a los cultivados) y las variables independientes de aspectos sociales (densidad poblacional, mortalidad infantil, conectividad) y la disponibilidad de agua, para el conjunto de puntos de muestreo de las regiones secas subtropicales, y para cada una de las regiones en forma individual. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ); todos los valores son significativos ($p < 0.05$, $n=4525$).

Tabla 4.I. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables presión/intervención, y el balance hídrico para puntos de muestreo no cultivados de las cinco regiones. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=2908$).

Tabla 4.IIa. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables presión/intervención, y el balance hídrico para puntos de muestreo cultivados de todas las regiones excepto India & Pakistán. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=963$).

Tabla 4.IIb. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables presión/intervención, y el balance hídrico para puntos de muestreo cultivados de las cinco regiones. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=1617$).

Tabla 4.III. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables del funcionamiento del ecosistema, y el balance hídrico para puntos de muestreo no cultivados de las cinco regiones. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=1100$).

Tabla 4.IVa. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables del funcionamiento del ecosistema, y el balance hídrico para puntos de muestreo cultivados de todas las regiones excepto India & Pakistán. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=695$).

Tabla 4.IVb. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables del funcionamiento del ecosistema, y el balance hídrico para puntos de muestreo cultivados de las cinco regiones excepto India & Pakistán. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=1100$).

Tabla AI.1. Descripción de las tres series de NDVI NOAA-AVHRR usadas en este estudio (Agbu y James 1994, El Saleous et al. 2000, Los pers. comm., updated version of Los et al. 2000, Zhou et al. 2001, Ouaidrari et al. 2003, Slayback et al. 2003, Los et al. 2005, Tucker et al. 2005, adapted from Hall et al. 2006).

Tabla AI.2. Principales características físicas de las áreas piloto usadas para evaluar las tendencias de NDVI. Acrónimos: PMA, precipitación media anual; TMA, temperatura media anual; ETP, evapotranspiración potencial media anual; AR, Argentina; BR, Brasil, CL: Chile; UY, Uruguay. El nombre de la ecoregión siguió a Olson et al. (2001), la información climática se extrajo de CRU 2.0 (New et al. 2002) y el tipo de suelo y geoforma de SOTER-Latin America y the Caribbean (UNEP/ISSS/ISRIC/FAO 1995). La evapotranspiración potencial fue calculada usando el método de Penman-Monteith (Allen et al. 2004). El cálculo de las áreas afectadas se extrajo de la superposición de las tres series de NDVI.

Tabla AI.3. Porcentajes del total de los píxeles con (a) cambios positivos, negativos, y sin cambios, y (b) convergencias y divergencias entre los resultados de la tendencia entre las tres series NOAA AVHRR para el valor medio anual de NDVI. Acrónimos: ++ positiva/positiva, -- negativa/negativa, 00 sin cambios/sin cambios, +- positiva/negativa, +0 positiva/sin cambios, y -0 negativa/sin cambios.

Tabla AI.4. Síntesis de las tendencias para las cuatro variables de NDVI en las cinco áreas piloto. Los signos indican la dirección de los cambios y la superficie aproximadamente afectada por el cambio (más signos, mayor superficie). Acrónimo: cv, coeficiente de variación.

Índice de figuras

Figura 1.1. Controles de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas bajo condiciones naturales y antrópicas. Se presentan los contextos determinantes (círculos) y sus principales componentes (cajas punteadas).

Figura 1.2. Ubicación de los bosques secos y arbustales tropicales y subtropicales, según Olson et al. (2001), detallando el Chaco Sudamericano.

Figura 2.1. Regiones secas subtropicales con lluvias estivales: Chaco, India & Pakistán, Mesquite, NE Australia y Zambezi-Kalahari. Las franjas blancas representan transectas de 20 km de ancho a lo largo de gradientes de disponibilidad hídrica, utilizadas para describir los usos del suelo; los números y las líneas grises representan isolíneas de balance hídrico (rango de 0.2 a 1.0 de relación precipitación:evapotranspiración potencial).

Figura 2.2. Tasas regionales de cultivo en los últimos trescientos años en las regiones secas subtropicales. La escala temporal se presenta en forma logarítmica indicando intervalos de 50 años.

Figura 2.3. Relación entre el área cultivada y la densidad poblacional en las regiones secas subtropicales, y la combinación de todas ellas (en escala logarítmica). Cada punto representa un segmento de transectas (intervalos de 0.1 PRE:ETP, $n = 186$). Todos los modelos lineales fueron estadísticamente significativos ($p < 0.05$) excepto para NE Australia (no presentado). Los números representan las pendientes (β) de los modelos lineales significativos y corresponden a las hectáreas de tierras cultivadas por habitante (relación de % a $\text{hab} \cdot \text{km}^{-2}$). Los sistemas de doble cultivos explican las tasas de cultivos superiores a 100%. Los coeficientes de regresión fueron: 0.78, 0.09, 0.29, 0.71, y 0.67, para el conjunto de todas las regiones, Chaco, India & Pakistán, Mesquite, y Zambezi-Kalahari, respectivamente; y no significativo en Australia.

Figura 2.4. Uso del suelo a través de gradientes de disponibilidad hídrica (PRE:ETP) en regiones secas subtropicales. Mesquite y NE Australia solo incorporaron una fracción del gradiente.

Figura 2.5. Distribución de los cultivos más importantes de los regiones secas subtropicales ($\geq 5\%$ del territorio cultivado) a través de los gradientes de balance hídrico (PRE:ETP).

Figura 2.6. Valores medios de rendimiento de maíz, sorgo, y cereales + oleaginosas ponderados por su área. Los ajustes para los esquemas de doble cultivos se basaron en los valores de cereales + oleaginosas siguiendo criterios específicos para Chaco e India & Pakistán, en donde estas prácticas son frecuentes.

Figura 2.7. Densidad ganadera: (a) valores regionales, considerando búfalos, vacunos, y caprinos y ovinos*, y (b) un valor combinado a través del gradiente de disponibilidad hídrica (PRE:ETP) para las cinco regiones secas subtropicales. * NE Australia no presenta ganado caprino.

Figura 2.8. Interpretación visual de la cobertura/uso del suelo a partir de imágenes satelitales de alta resolución espacial (provistas por el sistema Google Earth) de paisajes en Chaco y NE Australia, dentro y fuera de áreas protegidas (límites identificados con líneas blancas) (UNEP-WCMC 2009). La escala gráfica representa una unidad relativa. La ubicación refiere al centroide de la imagen. Acrónimos: B bosque, A arbustal / pastizal / suelo desnudo, C cultivado, PN parque nacional.

Figura 3.1. Productividad primaria de los puntos de muestreo no cultivados y cultivados, estimado por (a) valores anuales de RFAA y (b) valores anuales de los residuos de la RFAA luego de remover el efecto de la distinta posición de los puntos a lo largo del gradiente de balance hídrico. Los datos de secano + irrigación sólo se muestran para India & Pakistán y NE Australia. Para (a) sin diferencias significativas entre India & Pakistán y Zambezi-Kalahari en sistemas no cultivados, y entre India & Pakistán y NE Australia para los cultivados en secano (según ANOVA y comparaciones de “Least square means”, $p < 0.001$). Las barras horizontales y verticales corresponden a los desvíos estándar; las líneas punteadas oblicuas corresponden a la relación 1:1.

Figura 3.2. Patrones estacionales de los valores medios mensuales para el período 1961-1990 de la precipitación, la radiación fotosintéticamente activa (RFA), y la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA), para los puntos de muestreo no cultivados y cultivados de secano en las cinco regiones subtropicales secas. Los resultados para los puntos irrigados sólo se muestran para India & Pakistán y NE Australia. Las barras verticales indican los desvíos estándar espaciales.

Figura 3.3. Regresiones por cuantiles de la media anual de RFAA de sistemas cultivados en relación al balance hídrico, caracterizado por la relación precipitación: evapotranspiración potencial (PRE:ETP). (a) Regresiones para cada región de los cuantiles 0.5 y 0.9, representando los valores medianos y límites de productividad, respectivamente. Se indican los valores para el cuantil 0.9 de los puntos irrigados como una constante a través del gradiente completo con una línea horizontal. (b) Comparación de las funciones ajustadas a través de todas las regiones.

Figura 3.4. Regresiones por cuantiles de la media anual de RFAA de sistemas no cultivados en relación al balance hídrico, caracterizado por la relación precipitación: evapotranspiración potencial (PRE:ETP). (a) Regresiones para cada región de los cuantiles 0.5 y 0.9, representando los valores medianos y límites de productividad, respectivamente para puntos bajo protección o no. (b) Comparación de las funciones ajustadas a través de todas las regiones.

Figura 3.5. Comparaciones entre un subconjunto de puntos cultivados (secano + irrigación) y no cultivados de los coeficientes de variación de la media anual de los datos de (a) MODIS EVI (2000-2009, $n_{\text{no cultivados}} = 1106$, $n_{\text{cultivados}} = 1084$), y (b) NOAA NDVI (1982-1999, $n_{\text{no cultivados}} = 1983$, $n_{\text{cultivados}} = 488$). Las barras horizontales y verticales corresponden a los desvíos estándar; las líneas punteadas oblicuas corresponden a la relación 1:1.

Figura 3.6. Modelos de regresión entre la media anual y el cv interanual de EVI para sistemas no cultivados y cultivados, para todas las regiones y un valor combinado de ellas. Todos los modelos presentaron pendientes significativas ($p < 0.05$), excepto en los

sistemas cultivados de Mesquite. Para la combinación de todas las regiones, y para ambos sistemas de uso del suelo, $r^2 = 0.08$.

Figura 4.1. Regiones subtropicales secas, con lluvias estivales: Chaco, India & Pakistán, Mesquite, NE Australia y Zambezi-Kalahari. Las franjas blancas representan transectas de 20 km de ancho a lo largo de gradientes de disponibilidad hídrica, utilizadas para describir los usos del suelo; los números y las líneas grises representan isolíneas de balance hídrico (rango de 0.35 a 0.85 de relación precipitación:evapotranspiración potencial).

Figura 4.2. Características de los paisajes no cultivados de las cinco regiones subtropicales secas de acuerdo a las doce métricas analizadas (n = 2908).

Figura 4.3. Características de los paisajes cultivados de las cinco regiones subtropicales secas de acuerdo a las nueve métricas analizadas (n = 1481).

Figura 4.4. Ordenamiento de los patrones de paisajes de áreas no cultivadas de acuerdo al método de “Reciprocal averaging” (RA) presentando los ejes I y II (31.9 y 19.2% de la inercia explicada). El primer eje se encuentra relacionado con una decreciente cobertura leñosa o creciente ocurrencia de parches antropogénicos, mientras que el segundo eje explica las diferencias entre los paisajes más modificados (por denudación en el extremo superior y presencia de tipos de cobertura antropogénica en el inferior). La dirección y el largo relativo de la proyección de las variables revelan el nivel de correlación con los ejes. Las métricas de diversidad de tipos de cobertura, heterogeneidad de copas, número de copas, y la continuidad de la matriz no se presentan por simplicidad. Muchos de los puntos de muestreo presentan el mismo patrón de paisaje y por lo tanto no se distinguen entre sí en el espacio multivariado (n = 2908).

Figura 4.5. Ordenamiento de los patrones de paisajes de áreas cultivadas de acuerdo al método de “Reciprocal averaging” (RA) presentando los ejes I y II (42.9 y 21.3% de la inercia). El primer eje se encuentra relacionado positivamente con el tamaño del lote, y negativamente con la presencia de lotes abandonados, mientras que el segundo eje se encuentra relacionado positivamente con la infraestructura de irrigación y la presencia de áreas urbanas, y negativamente con la rugosidad interna del lote y la presencia de árboles dentro de los lotes. La dirección y el largo relativo de la proyección de las variables revelan el nivel de correlación con los ejes. Los acrónimos de las características de los parches son: AC accesibilidad, FO forma, RU rugosidad interna, AD árboles dentro, LA lotes abandonados, TL tipo de límite. Muchos de los puntos de muestreo presentan el mismo patrón de paisaje y por lo tanto no se distinguen entre sí en el espacio multivariado (n = 1481).

Figura 4.6. Para los puntos de muestreo no cultivados de las cinco regiones subtropicales secas, correlaciones entre los dos primeros ejes del ordenamiento y: (a) las variables del contexto de presiones e intervenciones (humano) (n = 2908), y (b) variables del funcionamiento del ecosistema (n = 1100). Los números muestran los coeficientes de correlación de Kendall (τ).

Figura 4.7. Para los puntos de muestreo cultivados de las cinco regiones subtropicales secas (círculos) y excluyendo India & Pakistán (I&P, triángulos), correlaciones entre los dos primeros ejes del ordenamiento y: (a) las variables del contexto de presiones e

intervenciones (humano) ($n_{\text{Todas}} = 1481$, $n_{\text{Todas-I\&P}} = 963$), y (b) variables del funcionamiento del ecosistema ($n_{\text{Todas}} = 983$, $n_{\text{Todas-I\&P}} = 695$). Los números muestran los coeficientes de correlación de Kendall (τ). Las flechas grises representan el efecto de excluir India & Pakistán de los análisis.

Figura 4.8. Relación de la media anual del EVI con (a) el primer eje del ordenamiento (RA) para las cinco regiones para los paisajes no cultivados ($r^2 = 0.15$; $p < 0.0001$), y exclusivamente para NE Australia y Zambezi-Kalahari, las dos regiones con el mayor desarrollo a lo largo del gradiente –i.e. desde áreas denudadas a bosques–, (b) la cobertura de vegetación leñosa ($r^2 = 0.13$ y $r^2 = 0.28$, respectivamente; $p < 0.0001$), y (c) la diversidad de tipos de cobertura ($r^2 = 0.01$ y $r^2 = 0.02$, respectivamente, la primera no significativa; $p < 0.05$). Las barras verticales indican los desvíos estándar espaciales.

Figura 4.9. Para los paisajes cultivados, relaciones para las cinco regiones y excluyendo India & Pakistán (I&P) de (a) el máximo EVI para el período completo (2000-2009) con el primer eje del análisis de ordenamiento ($r^2 = 0.21$ y 0.34 , respectivamente; $p < 0.0001$), (b) la media anual EVI con el primer eje del análisis de ordenamiento ($r^2 = 0.13$ y 0.15 , respectivamente; $p < 0.0001$), (c) el coeficiente de variación (cv) interanual del EVI con el primer eje del análisis de ordenamiento ($r^2 = 0.35$ y 0.24 , respectivamente; $p < 0.0001$). Relación para Chaco y Zambezi-Kalahari del (d) cv interanual del EVI con el tamaño de lote para las dos regiones con un amplio gradiente de tamaños de lotes ($r^2 = 0.15$ y $r^2 = 0.10$, respectivamente; $p < 0.0001$). Las barras verticales indican los desvíos estándar espaciales.

Figura 4.I. Biblioteca de paisajes no cultivados de imágenes de alta resolución espacial (<1 to 15 m, Quickbird a Landsat “pansharpened”) disponibles en Google Earth. Todos los paisajes corresponden a NE Australia, excepto el panel F. Las barras horizontales representan ~50m. Paneles A a D ejemplifican la cobertura de vegetación leñosa; E y F, áreas urbanas; G lotes agrícolas; H a J, accesibilidad; K, cuerpos de agua antropogénicos; L, suelo desnudo; M, sal superficial; N, matriz continua; O y P, heterogeneidad de copas; Q a S, número de copas; T a V, y W a Y, diversidad de elementos y tipos de cobertura, respectivamente. El mapa del extremo superior derecho muestra la ubicación aproximada de los paisajes. Las marcas verdes representan los puntos de muestreo.

Figura 4.II. Biblioteca de paisajes cultivados de imágenes de alta resolución espacial (<1 to 15 m, Quickbird a Landsat “pansharpened”) disponibles en Google Earth. Los paisajes corresponden a Chaco (paneles B, F, H, y K), India & Pakistán (A, E, I, J, y M), Mesquite (D), y Zambezi-Kalahari (C, G, L, N, y O). Las barras horizontales representan ~500m. Paneles A a D ejemplifican el tamaño de lote; E, áreas urbanas; F, accesibilidad, G y H, la forma de lote; I, la presencia de árboles dentro del lote; J y K, la rugosidad de lote; L, la presencia de lotes abandonados dentro de un paisaje; M y N el tipo límites entre lotes; y O, la presencia de infraestructura de irrigación. Las marcas amarillas representan los puntos de muestreo.

Figura 5.1. Esquema de las divergencias/convergencias de productividad entre regiones a lo largo de un gradiente de creciente artificialización de los ecosistemas. Las intervenciones subyacentes a las transiciones se presentan en la flecha inferior, y su efecto en la productividad se representa con un signo positivo o negativo. Los círculos representan observaciones realizadas en esta tesis mediante sensores remotos y

estadísticas de rendimiento agrícola de cereales + oleaginosas. RFAA: radiación fotosintéticamente activa absorbida (Capítulos 2 y 3).

Figura AI.1. Esquema del comportamiento del NDVI para un año típico de un bosque decido, mostrando las variables seleccionadas para describir los cambios funcionales.

Figura AI.2. Ubicación de las cinco áreas piloto y biomas de Sudamérica. Éstas son: (1) Este de Paraguay, (2) Oeste de Bahía –Brasil, (3) Márgenes del Río Uruguay – Argentina, Uruguay, (4) Desiertos del norte de Chile, y (5) Andes Patagónicos – Argentina, Chile.

Figura AI.3. Tendencias del valor medio anual de NDVI, coeficiente de variación intra-anual de NDVI, máximo anual NDVI, y mínimo anual NDVI en Sudamérica ($H_0: \beta=0$, $H_1: \beta \neq 0$; $p < 0.1$), para las series NOAA-AVHRR FASIR, GIMMS y PAL (1982-1999 período).

Figura AI.4. Asociación espacial de cambios positivos y negativos mostrados por series FASIR, GIMMS, y PAL basados en la función “O-ring”. Los puntos azules indican el patrón observado y las líneas de guiones naranjas corresponden al intervalo de confianza del 95% para un modelo aleatorio nulo generado por simulaciones Monte Carlo. Los valores observados por sobre el intervalo de confianza indican agregación. Las flechas indican la escala espacial a la cual los patrones observados convergen con el modelo nulo (las flechas FASIR y PAL están fuera del rango presentado).

Figura AI.5. (a) Fracción agrícola del área piloto medida a través de información adquirida remotamente (período 1982-1999) para las tres municipalidades principales de la región (Barreiras, L.E. Magalhães y São Desidério), y (b) superficie en kilómetros cuadrados bajo agricultura de estadísticas (período 1990-1999) para toda la región (IBGE 2004).

Figura AI.6. Valores máximos anuales de la serie de NDVI FASIR para el área piloto de los desiertos del norte de Chile durante el período 1982-1999. Se presenta la tendencia promedio de 222 píxeles con valores significativos y negativos (línea roja, y barras verticales rojas desviaciones estándar), la precipitación anual para la región empleando los datos de CRU TS 2.1 (Mitchell y Jones 2005), y los eventos El Niño o La Niña (barras superiores y horizontales naranjas y verdes, respectivamente), de acuerdo a la información de “Multivariate ENSO Index” (MEI) (Wolter y Timlin 1998) y “El Niño & La Niña Years: A Consensus List” (<http://ggweather.com/enso/years.htm>). El coeficiente de correlación (r^2) entre MEI y NDVI máximo anual fue 0.03 ($\alpha = 0.05$). * para el año 1987 la precipitación fue de 86 mm.

Figura AII.1. Representación esquemática de los distintos componentes de la iniciativa LechuSA, indicando la importancia de los flujos de información y el diferente compromiso de la comunidad científica (de los visitantes a los participantes de los foros).

Lista de abreviaturas

ETP	Evapotranspiración potencial media anual
EUE	Eficiencia en el uso de la energía
EVI	Índice de Vegetación Mejorado (del inglés “Enhanced Vegetation Index”)
FRFA	fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación
NDVI	Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas (del inglés “Normalized Difference Vegetation Index”)
PPB	Productividad primaria bruta
PPN	Productividad primaria netav
PRE	Precipitación media anual
PRE:ETP	Relación precipitación media anual: evapotranspiración potencial media anual (balance hídrico)
RA	Ponderamiento recíproco (del inglés “Reciprocal Averaging”)
RFA	Radiación fotosintéticamente activa
RFAA	Radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación
AVHRR	“Advanced Very High Resolution Radiometer”
FASIR	“Fourier-Adjustment, Solar zenith angle corrected, Interpolated Reconstructed”
GIMMS	“Global Inventory Monitoring and Modelling Studies”
LTDR	“Land Long Term Data Record”
MODIS	“Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer”
NOAA	“National Oceanic and Atmospheric Administration”
PAL	“Pathfinder AVHRR Land”

Resumen

Durante años los ecólogos y biogeógrafos han reconocido a los regímenes climáticos y a las condiciones del sustrato como controles dominantes de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. En la actualidad, un conjunto nuevo de controles emerge de las intervenciones que los humanos imponen (asociadas a la densidad poblacional, la riqueza, y la conectividad del paisaje). En esta tesis se describen el uso del suelo, y las características estructurales y funcionales de la vegetación, y se estudian sus controles biofísicos y humanos en regiones subtropicales secas (con lluvias estivales) a nivel global. Estas regiones, originalmente dominadas por formaciones leñosas, albergan en la actualidad una gran diversidad de contextos humanos y formas de manejo.

La distribución global de las regiones se determinó a partir de bases de datos climáticas y topográficas. La caracterización del contexto humano, el uso del suelo y la producción de bienes, y la composición de la vegetación, se apoyó en datos cartográficos, estadísticas subnacionales, archivos fotográficos, e imágenes satelitales de alta resolución espacial. La cuantificación del funcionamiento del ecosistema se basó en el uso de información radiométrica proveniente de sensores remotos. Se determinaron cinco regiones en América del Norte y del Sur, África, Asia y Australia, incorporando condiciones semiáridas a subhúmedas.

Los análisis implicaron caracterizaciones a nivel regional y local (>6000 puntos de muestreo), discriminando sistemas de uso no cultivados y cultivados. El reemplazo de la vegetación no cultivada fue variable, desde regiones en donde predominan los cultivos (~75% en Asia), hasta regiones en donde la fracción del territorio bajo este uso es mínima (~3% en Australia). Las intervenciones humanas (remoción de biomasa, pastoreo, aplicación de subsidios, etc.) han creado una gran variedad de patrones de vegetación/paisaje internamente en cada región. Los sistemas no cultivados desplegaron un gradiente de decreciente cobertura leñosa o creciente ocurrencia de parches antropogénicos en todas las regiones, que finalmente resultó en una productividad más baja e inestable. Sudamérica presentó los paisajes más leñosos o conservados y los más altos valores de productividad, mientras que Asia y Australia presentaron la mayor transformación de la cobertura y los valores más bajos de productividad. Los paisajes cultivados desplegaron un gradiente de creciente escala de producción no relacionado claramente con la productividad promedio de la vegetación. Norteamérica y Australia se asocian al extremo de mayor escala, mientras que África y Asia al de menor escala (Asia presentó aspectos de ambos extremos). Sudamérica en tanto, presentó nuevamente los valores más altos de productividad, aún sin contar con los altos subsidios que reciben los cultivos de Asia y Norteamérica, mientras que África presenta los valores más bajos.

La densidad poblacional explicó la fracción agrícola cuando se consideran todas las regiones, pero la conexión a los mercados adquiere importancia en aquellas regiones más ricas y menos pobladas (Australia y Sudamérica). A nivel paisaje la presión poblacional perdió importancia determinando las características de sistemas no cultivados, siendo el nivel de pobreza y la conectividad los factores determinantes del grado de modificación de la cobertura leñosa. En sistemas cultivados, la pobreza y la densidad poblacional determinaron la escala y el grado de industrialización de la producción. La disponibilidad hídrica demostró un poder explicativo igual o menor que los factores humanos determinando la cobertura y el funcionamiento del ecosistema. Este factor tuvo una mayor importancia para sistemas no cultivados que cultivados.

Los efectos de la transformación de un paisaje no cultivado a cultivado sobre la productividad dependieron de las características estructurales y funcionales de la vegetación bajo ambos tipos de uso. Así, el reemplazo trajo aumentos en la productividad en Asia, Australia, Sudamérica (cuando se consideraron las prácticas de riego), y disminuciones en Norteamérica y África.

La contextualización de las condiciones pasadas o actuales de los ecosistemas permitió adquirir una base empírica para interpretar procesos clave involucrados en las interacciones entre sociedad y naturaleza. Visiones comparativas como las seguidas en esta tesis por lo tanto ayudarían a explorar caminos alternativos y estrategias de manejo de ecosistemas en un mundo con demandas crecientes por alimento, y en donde sostener o incrementar el capital natural y social es el gran desafío. En este sentido, se analiza la situación actual del Chaco Sudamericano en comparación con las restantes regiones, y se señalan aquellos aspectos fundamentales que llevarían a procesos de degradación de los ecosistemas ante los cambios en el uso a los que está sujeta esta región.

Abstract

For years, ecologists and biogeographers have recognized climate regimes and substrate conditions as dominant controls of the structure and functioning of ecosystems. Today, a new set of controls on ecosystems emerge from the interventions that humans impose, associated with population density, affluence, and landscape connectivity. This thesis describes the land use and structural and functional characteristics of vegetation in subtropical dry (summer rainfall) regions, and studied their biophysical and human controls. These regions originally dominated by woody formations, are currently home of a wide range of human contexts and management practices.

The overall distribution of the regions was determined from climate and topographic databases. The characterization of human context, land use and production of goods, and vegetation composition was based on cartographic data, subnational statistics, photographs archives, and high spatial-resolution images. The quantification of the ecosystem functioning was based on remotely sensed radiometric information. Five regions were identified in North and South America, Africa, Asia and Australia, incorporating semi-arid to sub-humid conditions.

The analysis involved characterizations at the regional and local (>6000 sample points) levels, distinguishing uncultivated and cultivated land use systems. The replacement of uncultivated vegetation was variable, from mostly cultivated regions (~75% in Asia) to regions where the fraction of land under this use is minimal (~3% in Australia). The human interventions (biomass removal, grazing, application of subsidies, etc.) have created a wide variety of vegetation/landscape patterns within regions. Uncultivated systems displayed a decreasing gradient of woody cover or increasing occurrence of anthropogenic patches in all regions, which ultimately resulted in a lower and unstable productivity. South America accounted for the woodiest or preserved landscapes and the highest productivity values, while Asia and Australia presented the greatest land cover transformation and the lowest productivity values. Cultivated landscapes systems displayed a gradient of increasing scale of production not directly related to average vegetation productivity values. North America and Australia were associated to the larger scale extreme, while Africa and Asia to the lower scale (Asia showed aspects from both extremes). South America, in turns, presented again the highest productivity values, even though without the high inputs that crop in Asia and North America receive, whereas Africa showed the lowest figures.

Population density explained the cultivated fraction when considering all regions, but the connection to global markets became important in those rich and sparsely populated regions (Australia and South America). At the landscape level, population pressure lost importance driving uncultivated characteristics, while the poverty level and the degree of connectivity became important drivers of changes in woody cover. In cultivated systems, poverty and population density determined the scale and the degree of industrialization of the production. Water availability showed an explanatory power equal or smaller than human factors determining land cover and ecosystem functioning. This factor was more important for uncultivated than cultivated systems.

The effects of the transformation from uncultivated to cultivated landscapes on productivity depended on the structural characteristics of vegetation under both land use types. Thus, the replacement brought productivity gains in South America, Asia, and Australia (when considering irrigation practices), and implicated declines in North America and Africa.

The contextualization of past or current conditions of ecosystems allowed acquiring an empirical basis for interpreting key processes involved in the interactions between society and nature. Comparative views as those followed in this thesis therefore would help exploring alternative paths and strategies of land use and ecosystem management in a world with increasing demands for food, and where sustaining or enhancing the natural and social capital is the great challenge. In this sense, the current situation of South American Chaco is analyzed and compared to other regions, and are highlighted those key aspects that would lead to degradation processes of ecosystems in front of changes in land use to which this region is subject.

CAPÍTULO 1

Introducción general



Parque Nacional Carnarvon, Queensland, Australia, 1938. Anónima.

1.1. Los determinantes de los ecosistemas

Desde que las sociedades pasaron de ser cazadoras-recolectoras a productoras de cultivos y animales (debido a la creciente domesticación de especies), tuvieron como intención profundizar el conocimiento acerca de los factores determinantes de las características estructurales y funcionales de los ecosistemas en los cuales se encontraban inmersas, en función principalmente de mejorar su bienestar y mantener dicho bienestar en el tiempo (Diamond 1997, Redman 1999). Así, desde pastores nómades hasta agricultores industriales han evaluado las respuestas de determinados tipos de vegetación a distintas condiciones climáticas y edáficas, estableciendo cambios cuando fuese posible en dichas condiciones o copiando modelos productivos surgidos bajo condiciones ambientales similares en ambientes lejanos.

En tiempos modernos, numerosas disciplinas han contribuido a desarrollar este conocimiento, desde un enfoque en la producción de bienes, tales como las ingenierías agronómica y forestal, o desde un enfoque descriptivo, correlativo, o mecanístico de las interacciones bióticas y abióticas, tales como la ecología, la geografía, la antropología, y las ciencias del uso del suelo (Turner y Robbins 2008). Gran parte de los estudios de estas disciplinas se enfocan en procesos activos a escala de paisaje, aislando factores y reduciendo el nivel de variabilidad de las condiciones (Whittaker 1956, Turner 1989). Paralelamente, la ecología y la biogeografía reconocen que la identificación y evaluación del poder relativo de los múltiples procesos determinantes de las características ecosistémicas requiere la consideración de las interacciones entre los distintos factores y del análisis a múltiples escalas espaciales y temporales, integrando necesariamente cierta variabilidad en las condiciones bióticas y abióticas (Turner 1989).

Siguiendo este razonamiento, durante años, biogeógrafos (y más recientemente ecólogos de paisaje) han reconocido a los regímenes climáticos y a las condiciones del substrato como controles dominantes (interactuantes) de los ecosistemas a una escala continental o global. La suposición básica es que el clima actúa como control primario de la estructura y la productividad de los ecosistemas al ser la fuente principal de energía y humedad (Holdridge 1947, Bailey 2005), mientras que las características topográficas actúan como condicionantes de los movimientos de materiales y energía (Walling et al. 1999, Schuller et al. 2006). Así, distintas aproximaciones han revelado patrones bióticos convergentes (e.g. de tipos fisonómicos de vegetación), a través de regiones geográficamente distantes pero abióticamente similares (Figura 1.1, izquierda) (e.g. Schimper 1903, Holdridge 1947, Udvardy 1975, Bailey 1983, Prentice et al. 1992, Woodward et al. 2004). Asimismo, se ha explorado profundamente la capacidad que poseen los ecosistemas de auto-estructurarse mediante interacciones interespecíficas, tales como la competencia, la herbivoría, la prelación, la polinización, y la dispersión de semillas (McNaughton et al. 1989, Aber y Melillo 1991, Geider et al. 2001, Turner 2006), no obstante la importancia detectada de la historia evolutiva determinando características estructurales divergentes en algunos ecosistemas (Woodward et al. 2004) (Figura 1.1, izquierda).

El desarrollo y progreso de técnicas de sensoramiento remoto favoreció la inclusión de las características funcionales de los ecosistemas en este tipo de estudios. Han sido relacionados a gradientes de precipitación y temperatura, la productividad primaria (Lieth 1975), las tasas de descomposición y de ciclado de nutrientes (Aerts 1997), y la incidencia del fuego (Di Bella et al. 2006, Erb y Lauk 2009). Los factores determinantes de la productividad primaria han recibido especial atención dado el sobresaliente papel de ecológico y económico de este proceso (Field 1995, Geider et al. 2001, Badwen y Ison 1992, Haberl et al. 2007). El clima actúa regulando procesos

fisiológicos asociados a la actividad fotosintética y el crecimiento de la vegetación, las actividades metabólicas de la biota edáfica, y las características químicas y físicas del suelo (Field 1995).

Numerosos trabajos han demostrado para sistemas de estepas gramíneas y arbustivas (entre 200-1300 mm de precipitación anual) una fuerte relación positiva entre la productividad y la precipitación media anual, ya sea en el espacio (Paruelo y Lauenroth 1995, Jobbágy et al. 2002) o en el tiempo (Lauenroth y Sala 1992), reflejando la primera relación efectos de largo plazo y la segunda fluctuaciones interanuales. Estas relaciones se mantienen cuando el tipo fisiológico de vegetación es constante en dicho gradiente, como en el caso de pastizales (Sala et al. 1988) o cultivos (Verón et al. 2002). Los análisis sobre otros tipos fisiológicos de vegetación son más escasos (Webb et al. 1983), pero para vegetación leñosa muestran tendencias lineales para un rango un poco más amplio de precipitaciones (~100-2500 mm), y gradualmente decrecientes a partir de los 3000 mm (Lieth 1975, Del Grosso et al. 2008) debido a limitaciones no hídricas tales como la baja fertilidad del suelo o los crecientes estreses bióticos (Boling et al. 2004). Esta relación se reconoce a escala regional, sin embargo, los modelos requieren un mayor número de variables, principalmente edáficas o topográficas (Verón et al. 2002), para capturar el patrón del mismo proceso cuando la escala de análisis se hace de mayor detalle (Sala et al. 1988). El rol del sustrato es inseparable del rol de la disponibilidad de agua debido a que actúa como un reservorio temporal de agua de lluvia y un regulador de sus salidas a través de la evapotranspiración y la percolación (Noy-Meir 1973).

Interactuando con las características climáticas, la biota determina los patrones de productividad a una escala espacial menor, fundamentalmente a través de la integración de atributos individuales tales como las estrategias de captura de recursos (especialmente aquellos subterráneos como el agua y los nutrientes) y las tasas de crecimiento potenciales, atributos agrupados en los llamados tipos fisiológicos o funcionales de vegetación (Webb et al. 1983, Jobbágy y Sala 2000, Geider et al. 2001, Del Grosso et al. 2008). En general, los ecosistemas dominados por árboles tienden a desplegar tasas de productividad primaria más altas que aquellos dominados por pastos (Del Grosso et al. 2008).

Junto con los controles físicos y biológicos, los regímenes de disturbio (determinados por su frecuencia e intensidad) modelan la estructura y la productividad primaria de la vegetación a través de la alteración en la composición de especies y tipos funcionales, la remoción de biomasa y la alteración de las condiciones físicas del entorno (White y Pickett 1985, Aber y Melillo 1991). El fuego y la herbivoría son dos de los disturbios endógenos de los ecosistemas más estudiados, permitiendo explicar por ejemplo la coexistencia de árboles y pastos en sistemas de sabanas tropicales y subtropicales (McNaughton et al. 1989, Tálamo y Caziani 2003, Vigilante et al. 2004, Bond y Keeley 2005, Bucini y Hanan 2007, Staver et al. 2011).

Mientras los controles abióticos, y a menor escala los bióticos, dieron forma a los ecosistemas en el pasado, una población humana creciente y más demandante de recursos, impone cada vez más fuertemente un nuevo grupo de controles sobre los ecosistemas asociados al uso del suelo, llevando a divergencias en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas respecto de las condiciones naturales (Figura 1.1, derecha) (Redman 1999, Lambin et al. 2001, Lambin et al. 2003, DeFries et al. 2006, Ellis y Ramankutty 2008). Esta impronta humana ganará importancia en gradientes de uso de la tierra que van desde áreas protegidas, tierras de pastoreo seminaturales, pasturas y cultivos, hasta llegar a las áreas urbanas; debido a un diferente nivel de apropiación de la productividad y transformación de la vegetación (Haberl et al. 2007,

Ellis y Ramankutty 2008). Por ello, a escala global es necesario ampliar el espectro de controles de los ecosistemas, considerando aquellos factores de manejo o uso, y así avanzar más allá del determinismo biofísico actual que simplifica la influencia humana sobre grandes porciones de territorios o continentes. En la actualidad existen crecientes esfuerzos para incorporar esos efectos a escala global (Bond y Keeley 2005, Ellis y Ramankutty 2008).

La identificación del poder relativo de cada grupo de factores determinantes a distintas escalas espaciales y temporales constituiría el insumo básico para reconocer las trayectorias posibles del funcionamiento de los ecosistemas a escala global ante distintos escenarios de cambio climático o social. A escala local, la identificación de estos vínculos permitiría reconocer las prácticas adecuadas para cada región, tipo o segmento de la sociedad ante el reemplazo de la vegetación natural o seminatural por cultivos o pasturas o simplemente la remoción de la cobertura vegetal.

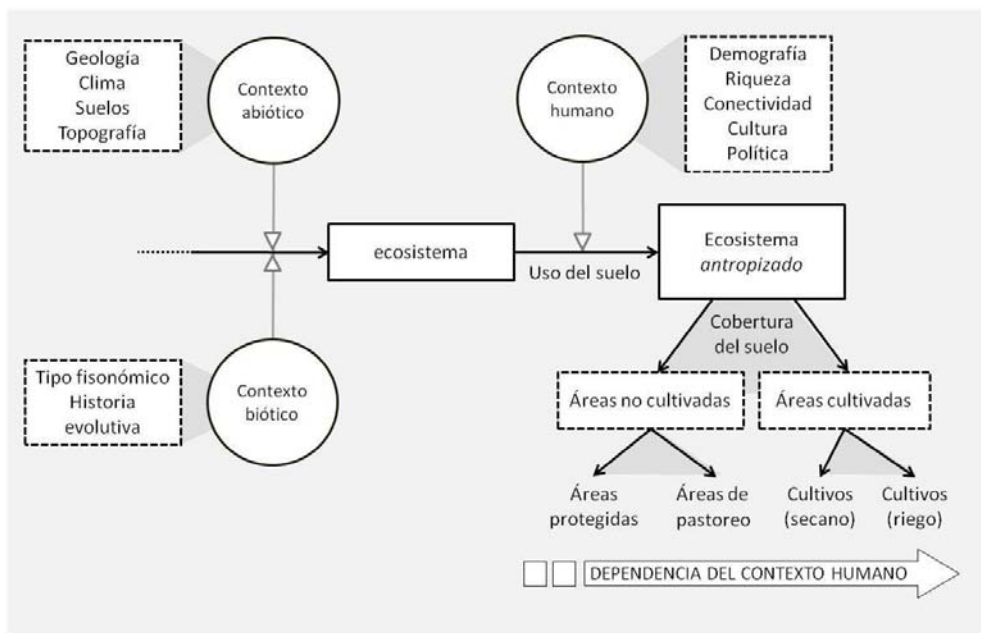


Figura 1.1. Controles de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas bajo condiciones naturales y antrópicas. Se presentan los contextos determinantes (círculos) y sus principales componentes (cajas punteadas).

1.2. El contexto humano dirigiendo los ecosistemas

La huella de las actividades humanas sobre los ecosistemas depende de las presiones a las que están sujetos los recursos y de un complejo arreglo de intervenciones que permiten la apropiación de los productos vegetales y animales. Las presiones humanas en un determinado territorio pueden vincularse a unos pocos factores fundamentales, tales como la demografía (e.g. densidad poblacional), la riqueza o capacidad de adquirir bienes y servicios (e.g. consumo *per capita*, acceso a tecnología), la conectividad con los mercados (impuesta por aspectos políticos y de infraestructura), y, en algunas circunstancias, las actitudes ideológicas y religiosas dominantes (Badwen y Ison 1992, Lambin et al. 2003, Hazell y Wood 2008, Turner y Robbins 2008, Smith et al. 2010). Las intervenciones –supeditadas a las presiones– incluyen acciones tales como la cosecha de productos forestales, la deforestación, el pastoreo de animales

domésticos, el manejo del fuego, la implantación de cultivos y pasturas, la aplicación de biocidas, la fertilización, la irrigación, entre otras (DeFries et al. 2006, Bucini y Hanan 2007). Presiones e intervenciones son, por definición, aspectos del contexto humano que interactúan fuertemente a distintas escalas espaciales y temporales. Así, la condición actual de un determinado ecosistema puede relacionarse con presiones o intervenciones históricas (Redman 1999, Kull 2000) y con presiones externas al ecosistema transmitidas a través de complejas señales políticas y de mercado (Grau et al. 2005b, Seabrook et al. 2006, Adesina 2010).

Entre las distintas presiones demográficas, la densidad poblacional local ha sido descrita en numerosos estudios como conductora dominante de los cambios ecosistémicos durante tiempos preindustriales y en áreas con altas tasas de crecimiento poblacional y bajo ingreso (Boserup 1985, Bilsborrow 1987, Hamandawana et al. 2005). Sin embargo, esta relación perdería fuerza en la actualidad, al menos a nivel local o regional, debido a que las presiones poblacionales globales ganan importancia a medida que las sociedades se vuelven más estables económicamente, conectadas y urbanizadas, y cambian la base de sus economías desde actividades nomádicas o fundadas en la agricultura, a la industria y la información (Lambin et al. 2003). De esta forma, las divergencias ecológicas a través de fronteras políticas y dominios sociales pueden atribuirse a una distinta cronología en estos cambios (Foley et al. 2005).

Los mecanismos a través de los cuales la pobreza (o la capacidad de adquirir bienes) estructuran los ecosistemas son conocidos y cuantificados a escala local o a través de gradientes sociales reducidos (Chidumayo 1987, Okello et al. 2001, Paolasso et al. 2008). Sin embargo, esta relación no ha sido integrada en modelos que consideren una mayor variabilidad, a partir fundamentalmente de la dificultad de resolver la gran interacción de pobreza con otros factores, muchos de los cuales no tienen una clara expresión espacial (como los conflictos sociales) (Gray y Moseley 2005, Pijanowski et al. 2010). Así, surgen frecuentes simplificaciones que, por ejemplo, vinculan la deforestación y las necesidades insatisfechas de una población local pobremente organizada y sin capacidad de acceso a bienes y servicios a través de las prácticas agrícolas de tala y quema o de extracción de madera (Lambin et al. 2003), sin considerar las situaciones opuestas de deforestación en sociedades más ricas mediante emprendimientos agrícolas industriales (Fensham y Fairfax 2003, Glatzle 2004, Grau et al. 2008). Sumado a ello, en numerosas ocasiones las características de actores externos (espacial y culturalmente), y no de la población local (con una determinada condición de pobreza), son las que determinan las intervenciones sobre el ecosistema local (González y Román 2009).

Finalmente, la conectividad económica de un determinado ecosistema o territorio hace que sus recursos sean apropiables, y que sus habitantes puedan recurrir a bienes y servicios externos. Así, la accesibilidad de un ecosistema ha sido vinculada principalmente en regiones tropicales, con procesos de deforestación (Fearnside 2001, Laurance et al. 2002), y en sistemas agrícolas, con el acceso a nuevos mercados y la adquisición de insumos tecnológicos (Jacoby 2000, Stifel y Minten 2008, van de Steeg et al. 2010). A escala global, la conectividad de un territorio ha sido una de las variables básicas para calcular la huella ecológica humana y la distribución de las áreas que mantienen características bióticas y abióticas prístinas (Sanderson et al. 2002).

Las intervenciones humanas constituyen el mecanismo directo de la determinación de las características de los ecosistemas, dejando una huella especialmente notable en la estructura de los paisajes, dada la escala a la cual las decisiones de uso son tomadas y la infraestructura física se hace evidente (Turner 1989). Al permitir la apropiación de los recursos de los ecosistemas, las intervenciones

imponen nuevos regimenes de disturbio (cosechas/desmontes, pastoreo de ganado doméstico, fuego), reemplazan los tipos de vegetación (estableciendo cultivos y pasturas de rápido crecimiento), aplican subsidios energéticos y materiales (irrigación, fertilización), desatan procesos de degradación (erosión física del suelo, salinización), y establecen elementos artificiales tales como alambrados, caminos, canales de distribución de agua (Foley et al. 2007, Haberl et al. 2007). Todos estos mecanismos y elementos dan forma a la heterogeneidad espacial y temporal de los paisajes (White y Pickett 1985, Stringham et al. 2003). En concordancia, el funcionamiento de los ecosistemas se relaciona directa o indirectamente a la estructura (patrones de paisajes) a través de la biomasa vegetal, la composición relativa de tipos funcionales de vegetación (Pandey y Singh 1992, McCann 2000), y los efectos de la configuración espacial de los parches sobre el contexto físico (Saunders et al. 1991).

La intensidad de las intervenciones se relaciona con la presión sobre los recursos. Así, por ejemplo, aumentos en la densidad poblacional conllevan aumentos en la fracción del territorio bajo cultivos, la tasa de cosechas en un área determinada (reducción de los períodos de barbecho), o la implementación de insumos (fertilizantes, agua, biocidas) (Turner et al. 1977, Nandwa y Bekunda 1998). Si bien las intervenciones se asocian con disturbios y potencialmente apropiación y degradación de algún atributo del ecosistema (Blaikie y Brookfield 1987, Gadgil y Guha 1992, Sanchez 2002), éstas pueden actuar en el sentido opuesto, mediante la implementación de subsidios energéticos y materiales (irrigación y fertilización), o la protección y remediación de los suelos y la vegetación natural, resultando en aumentos de la productividad e inclusive en la biomasa de los ecosistemas (Stape et al. 2006, Alauddin y Quiggin 2008, Scherr y McNeely 2008).

Las estimaciones más recientes de cambios en la estructura de los ecosistemas producto de las intervenciones humanas indican que aproximadamente el 75% de la superficie continental libre de hielos muestra evidencias de alteración producto del uso agropecuario, forestal, y residencial, mientras que un tercio de la superficie corresponde a áreas significativamente modificadas (cultivos y zonas densamente pobladas) (Ellis y Ramankutty 2008). Estimaciones de la apropiación actual de la productividad primaria sugieren un fuerte control humano a nivel global, ya que el 12.5% de ella es cosechada, un 9.6% se pierde por la transformación de la vegetación hacia pasturas o cultivos, y un 1.7% por fuegos antropogénicos (Haberl et al. 2007). Ante la multiplicidad interacciones, el entendimiento de las interacciones entre sociedad y naturaleza a través de gradientes amplios sociales y ambientales se vería beneficiado de la proyección de análisis que integren de forma cuantitativa las presiones e intervenciones, la estructura (tipos funcionales, patrones de paisaje, etc.), y el funcionamiento de los ecosistemas, tanto a escala local (e.g. Grau et al. 2008, Stifel y Minten 2008), o continental (e.g. Ellis y Ramankutty 2008).

En este sentido, en esta tesis se explora la importancia relativa de distintos factores influenciando las características estructurales y funcionales de ecosistemas terrestres. Para ello se seleccionan regiones ambientalmente convergentes –subtrópicos con lluvias estivales– pero socialmente divergentes localizadas en Asia, África, América del Sur y del Norte, y Australia; y en ellas se cuantifican con métricas comunes variables climáticas, ecológicas, agronómicas y sociales. Se busca seguir a lo largo de la tesis la cadena lógica: factor determinante → modificación estructural del ecosistema → modificación funcional del ecosistema → producción de bienes.

1.3. Los sistemas subtropicales secos

Esta tesis se centra en describir la estructura (especies, tipos fisonómicos o funcionales) y el funcionamiento ecológico (exclusivamente relacionado con el comportamiento de la productividad primaria) y en establecer vínculos entre las actividades productivas (fundamentalmente agricultura y ganadería) y el medio circundante en sistemas subtropicales con lluvias estivales. Estos sistemas, que contienen bosques xerofíticos y sabanas como su vegetación natural, y que ocupan aproximadamente un 16% de la superficie terrestre (según Olson et al., 2001) (Figura 1.2), están sujetos a una gran diversidad de contextos culturales, económicos, políticos, demográficos, etc., siendo por lo tanto su historia de uso extremadamente variada.

La presión poblacional local ha sido un conductor dominante de los cambios ecosistémicos en estas regiones durante tiempos preindustriales, y lo es aún en áreas con altas tasas de crecimiento poblacional y bajo ingreso (Turner et al. 1977), como en la planicie Indo-Gangeática o el Sahel, que por siglos han sido intensamente cultivados para sustentar la enorme necesidad alimenticia de la población local (Grigg 1977, Gupta 2004). Sin embargo, se pueden señalar regiones cuya historia de uso fue y es sustancialmente diferente y donde las presiones actuales no están dadas por la necesidad de bienes a nivel local. En Sudamérica, el sur de África o en Australia, las principales actividades productivas fueron -hasta hace unas pocas décadas- la ganadería extensiva, la extracción de productos forestales (madera, carbón) y en menor medida la agricultura (Bucher y Huszar 1999, Fensham y Fairfax 2003, Lambin et al. 2003, Naumann y Madariaga 2004, Seabrook et al. 2006). Esta situación ha cambiado sustancialmente en algunas áreas debido al ingreso a esquemas de producción agrícola de bienes de consumo (commodities), en el marco de economías crecientemente conectadas a mercados internacionales (Alexandratos 1999, Grau et al. 2005a, Adesina 2010). Sudamérica, junto al sur de África son asimismo regiones en donde se prevén las mayores tasas de conversión de tierras hacia agricultura en los próximos 50 años, ya que poseen una gran porción de su superficie bajo bosques o sabanas, y se encuentran escasamente poblados (Hannah et al. 1995, Lambin et al. 2003).

Así, la exploración de estos sistemas subtropicales y estacionales (que incluyen al Chaco Sudamericano), sujetos a distintos contextos socioeconómicos, permitiría analizar las diferentes formas en las que las sociedades –a través de distintas prácticas de uso– modifican la cobertura vegetal y funciones básicas de los ecosistemas, como el flujo de carbono. En este sentido se considera a los subtrópicos secos experimentos naturales invaluable que contribuirían al entendimiento de las interacciones entre sociedad y naturaleza.

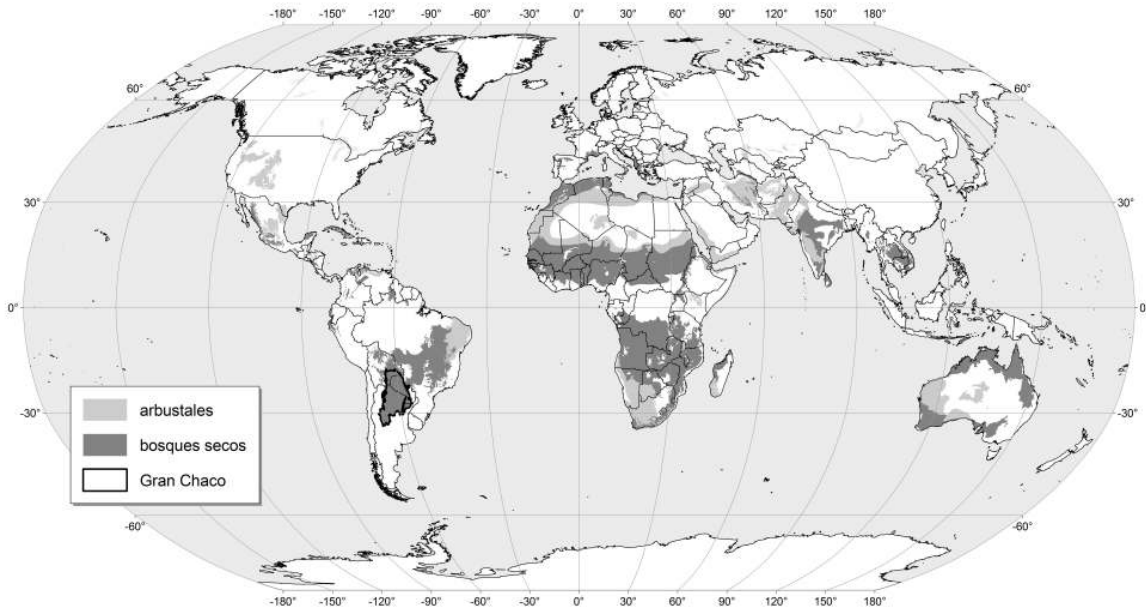


Figura 1.2. Ubicación de los bosques secos y arbustales tropicales y subtropicales, según Olson et al. (2001), detallando el Chaco Sudamericano.

1.4. Objetivos, hipótesis y organización de la tesis

Los dos objetivos principales de esta investigación fueron (1) el de caracterizar la cobertura y el uso del suelo, la productividad primaria, y la generación de bienes de los ecosistemas subtropicales secos a nivel global, y (2) comprender los efectos que el contexto climático y humano tienen sobre su estructura y funcionamiento, con particular énfasis en los patrones de composición de la vegetación y de productividad primaria. Los análisis se realizaron a través de gradientes climáticos (balance hídrico) y humanos (sociales, económicos y tecnológicos), discriminando asimismo los resultados por dos grandes tipos de uso, el de vegetación natural o seminatural (sistema no cultivado) y agrícola (sistema cultivado).

Tres hipótesis guiarán el segundo objetivo principal de esta tesis, permitiendo especular acerca de cuál/es podrían ser las causas de los patrones observados y dirigir la búsqueda de variables y comparaciones explicativas en regiones secas subtropicales:

Hipótesis 1. Bajo contextos biofísicos similares, la densidad poblacional, la pobreza de la población local, y la conexión a los mercados son factores determinantes de la fracción cultivada del territorio y el nivel de degradación de la fracción no cultivada. Se espera encontrar una mayor fracción cultivada y una mayor degradación de la fracción no cultivada donde se combinen una alta densidad poblacional y pobreza y exista una alta presión local para generar recursos para subsistir. También se espera encontrar una alta fracción cultivada (pero no necesariamente una degradación de los sistemas no cultivados) donde la conexión a los mercados sea alta y exista una alta presión externa para generar productos exportables.

Hipótesis 2. La estructura y el funcionamiento de los sistemas no cultivados responden más ajustadamente a la variabilidad del contexto abiótico que las de los cultivados, que son más dependientes de las condiciones impuestas por el contexto humano. Se espera

encontrar una mayor convergencia estructural (composición de la vegetación) y funcional (magnitud, variabilidad estacional e interanual, respuesta a variabilidad climática) entre distintas regiones del mundo para sistemas no cultivados comparado a los cultivados, debido a las diferencias sociales que existen entre las mismas.

Hipótesis 3. (a) La transformación de sistemas no cultivados a cultivados implica incrementos de la productividad primaria de la vegetación resultantes de intervenciones como la fertilización, riego e introducción de especies de crecimiento rápido. (b) Esta transformación implica decrementos de la productividad primaria de la vegetación resultantes de la degradación física, química y biológica de los ecosistemas. Como resultado del balance entre ambos efectos se encuentran resultados variables según el contexto humano en que ocurren estas transformaciones. En aquellos contextos de alta densidad poblacional, pobreza y baja conexión a los mercados (alta presión para obtener recursos de subsistencia, bajo acceso a tecnología e insumos), predominan los decrementos, mientras que en contextos de alta conexión a los mercados, especialmente si hay antecedentes históricos de baja densidad poblacional, predominan los incrementos.

Esta tesis de Doctorado se organiza en cinco capítulos y dos apéndices. A saber: En el **Capítulo 2** se exploran los patrones actuales y pasados de uso y cobertura del suelo en sistemas subtropicales con precipitaciones estivales, identificados mediante bases de datos climáticas y topográficas globales. Se caracteriza luego tanto la fracción bajo cultivo en cada una de las regiones y se cuantifica la composición de la vegetación no cultivada (dominancia relativa de árboles, pastos y arbustos) y cultivada (especies y categorías de cultivo, diversidad) a través de bases de datos cartográficas y fotográficas. Finalmente se evalúa la producción regional de bienes agrícolas y ganaderos por unidad de superficie y por habitante sobre la base de estadísticas de rendimiento y densidad ganadera.

En el **Capítulo 3** se caracterizan los patrones de productividad primaria de la vegetación en sistemas no cultivados y cultivados en cuanto a su magnitud y variabilidad estacional e interanual mediante índices espectrales de vegetación provenientes de sensores remotos. A partir de dicha caracterización se analiza en cada región las consecuencias de la transformación de los sistemas no cultivados a cultivados. Finalmente, se evalúa la fracción explicada de la variabilidad de la magnitud de la productividad primaria por el ambiente físico, el sistema de uso, y el contexto humano regional.

En el **Capítulo 4** se cuantifica la heterogeneidad de los patrones de paisaje bajo vegetación no cultivada y cultivada dentro y entre las distintas regiones, y evalúa su asociación a factores demográficos, socio-económicos, y de manejo y a la productividad primaria de la vegetación. Los patrones de paisaje se describen mediante un número de índices espaciales cuantificados a partir de imágenes de alta resolución espacial, las características humanas mediante bases de datos cartográficas, y el funcionamiento del ecosistema mediante a información proveniente de sensores remotos.

Así, bajo un contexto abiótico similar (las regiones subtropicales secas con lluvias estivales) la hipótesis 1 se explora en los Capítulos 2 y 4 al examinar las diferencias inter- e intra-regionales de uso y su relación con diferentes presiones e intervenciones. La hipótesis 2 se explora en los Capítulos 2 y 3 al examinar las diferencias inter-regionales de estructura de la vegetación, y de funcionamiento (magnitud, estacionalidad, y relación con gradientes de disponibilidad hídrica), y la hipótesis 3 se explora en el Capítulo 1 al examinar las diferencias inter-regionales en la

producción de bienes agrícolas y ganaderos, y en los Capítulos 3 y 4 al examinar las diferencias inter- e intra-regionales de los cambios en patrones de productividad primaria (magnitud y estabilidad) ante transformaciones en el uso del suelo.

En el **Capítulo 5** se destacan e integran los resultados más importantes alcanzados en esta tesis, se revisan las tres hipótesis anteriores ante la nueva evidencia y se plantean algunas lecciones para el Chaco y para la Argentina de lo aprendido en un contexto humano más amplio.

En el **Anexo I** se evalúan las posibilidades y limitaciones de series de imágenes satelitales de largo plazo (20 años) para la caracterización temporal del funcionamiento de los ecosistemas. En el **Anexo II** se introduce una plataforma de acceso a información satelital y de intercambio de ideas o nociones diseñado para apoyar el trabajo e integrar el conocimiento y la perspectiva de quienes estudian, manejan y regulan el uso y la conservación de los ecosistemas terrestres sudamericanos.

CAPÍTULO 2

Uso del suelo en los subtrópicos secos: Composición de la vegetación y producción a través de contextos humanos contrastantes



Recolección de madera. Punjab, India, reciente. Anónima.

Baldi, G., and E. G. Jobbágy. Aceptado.
Land use in the dry subtropics: Ecosystem structure and production across contrasting human contexts.

2.1. Introducción

La huella de los seres humanos en los ecosistemas se debe a la presión sobre los recursos del suelo y a la compleja serie de intervenciones que permiten la apropiación de los productos vegetales y animales. Esta huella se ha intensificado y extendido los últimos dos o tres siglos, ya que tan sólo entre 1900 y 1990 se ha duplicado la superficie cultivada a nivel global (Houghton 1994, Ramankutty y Foley 1999). En la actualidad, los cultivos y las pasturas en conjunto, se han convertido en uno de los sistemas más extensos de la Tierra, con aproximadamente un 40% de la superficie terrestre libre de hielos (Ramankutty y Foley 1999). La presión poblacional local ha sido un conductor dominante de los cambios ecosistémicos durante tiempos preindustriales, y lo es aún en áreas con altas tasas de crecimiento poblacional y bajo ingreso. Sin embargo, actualmente las presiones poblacionales globales –transmitidas a través de complejas señales políticas y de mercado- ganan importancia a medida que las sociedades se vuelven más estables económicamente, conectadas y urbanizadas (Lambin et al. 2003).

Las regiones subtropicales secas pueden considerarse como un campo valioso para explorar cómo las sociedades modelan la cobertura/uso del suelo (y en consecuencia la composición de la vegetación y la producción de bienes), dado que están sujetas a una gran diversidad de contextos socio-económicos, bajo situaciones físicas que restringen la agricultura o la ganadería debido a limitaciones hídricas (cantidad, variabilidad interanual e impredecibilidad). Los patrones actuales de cobertura/uso del suelo contrastan entre diferentes hemisferios, continentes y países. Mientras algunas regiones han sido reconocidas como fronteras agrícolas, especialmente en Sudamérica y África Subsahariana (Lambin et al. 2003), los subtrópicos secos de Asia, como las llanuras de Indo-Gangeáticas, han sido focos de domesticación de plantas y fuente de alimento mundial desde los tiempos preindustriales (Gupta 2004). Así, en aquellas regiones con altas tasas de cambios ambientales, sociales, y productivos, un camino complementario al del ensayo y modelización local de distintos usos y manejos sobre los resultados productivos e impactos ambientales, lo constituiría la exploración de regiones ambientalmente similares que han estado sujetas a contextos sociales, económicos y tecnológicos contrastantes. Muy pocos estudios comparativos tratan sobre las coberturas, usos, o el estado de conservación de sistemas tropicales y subtropicales (e.g. Miles et al. 2006), estando la mayoría de los estudios focalizados en unas pocas regiones, como el intensamente explorado Sahel (Culf et al. 1993).

Los subtrópicos secos –así como la mayor parte de las áreas semiáridas a subhúmedas– se caracterizan por acciones de competencia o coexistencia entre distintos usos del suelo, producto de la interacción actual e histórica de la demografía, y características socio-económicas y biofísicas intrínsecas (Noy-Meir 1973, Millennium Ecosystem Assessment 2005). En tiempos preindustriales, y actualmente en las áreas con contextos sociales más pobres, la alternancia de cultivos, la ganadería extensiva y la extracción de madera dieron forma a los paisajes, implicando una segmentación espacial de la tierra, con cultivos y vegetación arbustiva y gramínea en diferentes estados de sucesión y con diferentes grados de denudación o apropiación (Chidumayo 1987, Kunst et al. 2006). Actualmente, en áreas más ricas y pobladas, la agricultura de secano e irrigada y los sistemas mixtos agrícola-ganaderos ocupan las áreas más productivas y conectadas a mercados, mientras que la ganadería extensiva y la extracción de madera predominan en ambientes con menor productividad o accesibilidad a los mercados (Chidumayo 2002, Grau et al. 2008).

El tipo e intensidad de intervenciones al que están sujetas las tierras cultivadas, seminaturales y naturales depende de la capacidad de la sociedad local de acceder a la

tecnología, políticas (e.g. conservación, subsidios, control de precios), y actitudes ideológicas o culturales (e.g. religión, sentimientos), entre otras causas. Las intervenciones humanas conllevan modificaciones en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas respecto de las condiciones naturales a través de la explotación forestal y el desmonte, el pastoreo, la quema de biomasa, la fertilización y el riego, entre otros factores. Así, estas intervenciones determinan la capacidad de provisión de alimentos (vegetales y carnes) y otros bienes (fibras, combustibles, materiales de construcción), y así el bienestar de la población local, mayormente pobre y dependiente de la producción en el caso de los subtrópicos secos (Snyman 1998, Millennium Ecosystem Assessment 2005).

En estas regiones, la competencia entre distintos usos del suelo, las prácticas de manejo adoptadas y los consecuentes rasgos estructurales y de producción de bienes están –a menudo– restringidos por la disponibilidad hídrica del sistema (Bucini y Hanan 2007). Los análisis globales han mostrado que la agricultura de secano tiende a concentrarse bajo climas subhúmedos (relación entre precipitación y evapotranspiración entre 0.5 y 1), siendo limitada por precipitaciones insuficientes e impredecibles hacia los extremos áridos (presentando sólo sistemas agrícolas difusos, Noy-Meir, 1973), y por la fertilidad del suelo y/o inundaciones hacia los extremos húmedos (Woodward et al. 2004, Millennium Ecosystem Assessment 2005). Las actividades de pastoreo basadas en la vegetación natural predominarían bajo climas semiáridos (relación entre 0.2 y 0.5). Sin embargo, esta restricción climática puede perder importancia bajo una demanda humana creciente, la cual –asociada al acceso a la irrigación, fertilización y otras tecnologías–, puede empujar la agricultura a los ambientes más áridos (Qi et al. 2007).

Los objetivos de este Capítulo son: (a) delimitar las regiones secas subtropicales en base a condiciones climáticas y topográficas comunes, (b) sintetizar patrones de cobertura del suelo –considerando la fracción bajo cultivo, vegetación (semi)natural, y áreas urbanas y cuerpos de agua– y (c) describir la composición de la vegetación no cultivada (semi)natural (dominancia relativa de formas de vida) y vegetación cultivada (dominancia relativa de especies, tipos de cultivo y diversidad) a través de bases de datos cartográficas, fotográficas y estadísticas. Finalmente, (d) cuantificar la producción regional de productos sobre la base de estadísticas de rendimiento de los cultivos y densidad ganadera, explorando su relación con aspectos demográficos. Se proponen tres hipótesis guía exclusivas de este Capítulo: (1) bajo contextos biofísicos convergentes, la superficie agrícola crece con incrementos en (a) la disponibilidad hídrica, (b) la densidad poblacional en aquellos sistemas con cambios más antiguos, y (c) la conexión a mercados externos en aquellos sistemas con cambios más recientes. (2) La productividad por habitante de la actividad agropecuaria converge en aquellos sistemas orientados a abastecer de alimentos a la población local (subsistencia), pero diverge en aquellos dedicados a proveer bienes a los mercados nacionales e internacionales (industriales). Y (3) los sistemas agrícolas presentan una mayor diversidad de especies y tipos de cultivo (cereales, legumbres, industriales, etc.) en sistemas de subsistencia vs. industriales.

2.2. Métodos

2.2.1. Distribución de las regiones secas subtropicales

Para comparar áreas biofísicamente similares, se definieron los límites de estas regiones –particularmente aquellas con lluvias estivales– en base a un pequeño grupo de atributos climáticos y topográficos (Tabla 2.1). Estas regiones incorporan un amplio gradiente de balance hídrico (valores para la relación entre precipitación media anual y evapotranspiración potencial media anual entre 0.2 y 1.0, PRE:ETP), incluyendo condiciones semiáridas (0.2 a 0.5), subhúmedas secas (0.5 a 0.7) y subhúmedas (0.7 a 1.0). Los datos climáticos provinieron de “Ten Minute Climatology data base” (CRU-UEA, New et al. 2002), representando promedios mensuales para el período 1961-1990. El cálculo de la evapotranspiración potencial se basó en el algoritmo de Penman-Monteith (Allen et al. 2004). Las variables topográficas se generaron a partir del modelo de elevación digital provisto por “Shuttle Radar Topography Mission” (SRTM) (USGS 2004). La información se reescaló a una resolución espacial de 30 min promediando los datos originales. Finalmente se aplicó un buffer de 30 min y se descartaron áreas más pequeñas o discontinuas (<5 celdas contiguas de la grilla). Una vez delimitadas las regiones, se caracterizaron las condiciones promedio de textura de suelo y fertilidad usando las bases de datos de ISRIC-WISE de una resolución espacial de 5 a 30 min (Fairhurst et al. 1999, Batjes 2006) y datos provenientes de 997 perfiles edáficos de estas regiones (Batjes 2002), reconociendo que pueden estas bases de datos presentar inconsistencias entre países o continentes y ser inexactas a la escala en la que las decisiones de gestión son adoptadas. Fueron excluidas unas pocas regiones que coincidieron con el criterio de delimitación debido a su reducida superficie y/o falta de gradientes de balance hídrico (algunas áreas del Caribe, y costas oeste de México e India), y por la segmentación del territorio de las regiones delimitadas (Cerrado brasileño).

Tabla 2.1. Lista de variables y rangos de valores utilizados para identificar y mapear regiones similares de regiones subtropicales secas. Las áreas de latitud menor a 10° no fueron consideradas. * Octubre a Marzo o Abril a Septiembre, dependiendo del hemisferio. Acrónimo: ETP, evapotranspiración potencial media anual.

Grupo	Variable	Rango
Climático	Precipitación media anual (PRE)	350-1500 mm
	Estacionalidad de la precipitación*	≥66%
	Temperatura media anual	20-25°C
	Balance hídrico climático (PRE:ETP)	≥0.2 ^ ≤1
Topográfico	Altitud	≤1200 msnm
	Pendiente	≤0.7°

2.2.2. Muestreo

Para comparar contextos humanos, patrones de cobertura del suelo, y composición de la vegetación a través de regiones y gradientes climáticos, se siguieron tres niveles de muestreo y/o integración de datos dependiendo de la variable. El primer nivel implicó calcular un valor promedio para cada región para describir rasgos generales de la misma (como densidad de población, tendencias históricas de cultivo, características de vegetación no cultivada, entre otros). Un segundo nivel permitió la asociación entre la cobertura del suelo, la composición de la vegetación, y las variables

productivas con la disponibilidad de agua, basado en 35 transectas que cubren los gradientes regionales de balance hídrico. Con el objeto de caracterizar la asociación entre la disponibilidad hídrica (Figura 2.1). Los datos fueron agregados en rangos de 0.1 de PRE:ETP ($n = 186$). Las transectas cubrieron $7 \times 10^5 \text{ km}^2$, y tuvieron 20 km de ancho y –si eran paralelas– estuvieron separadas por una distancia de 125 a 250 km (Tabla 2.2). Un tercer nivel de análisis involucró la selección de 2031 puntos de muestreo para confirmar la presencia de áreas cultivadas dentro de las transectas, usadas exclusivamente para el análisis de la composición de las áreas cultivadas y su productividad. Los puntos se seleccionaron mediante una combinación de inspecciones visuales en imágenes satelitales de alta resolución (provistos por el sistema Google Earth) y archivos fotográficos “en-línea” (“Confluence Project”, <http://www.confluence.org>, y “Panoramio”, <http://www.panoramio.com>, capturados en febrero de 2008), manteniendo una distancia punto-a-punto de ~ 7 km. Los datos intersecados por estos puntos se resumieron a nivel regional. Vale destacar que es posible que hayan sido incluidos en el análisis puntos de muestreo que no se correspondiesen con exactitud a los criterios abióticos establecidos en la Tabla 2.1, en especial con los topográficos debido a la escala espacial de mayor detalle en la que éstas actúan.

Tabla 2.2. Especificaciones de muestreo y fuentes de información de uso y cobertura del suelo (UCS).

Región	Longitud total de transectas (km)	Puntos cultivados (n)	Fuentes de UCS
Chaco	5250 (n=8)	497	Eva et al. (2004)
India & Pakistán	3300 (n=7)	806	Agrawal et al. (2003)
Mesquite	1040 (n=3)	97	Homer et al. (2004), Latifovic et al. (2004)
NE Australia	3400 (n=6)	94	BRS (2006)
Zambezi-Kalahari	7700 (n=11)	537	Mayaux et al. (2004)

2.2.3. Fuentes de datos y análisis estadísticos

Se caracterizó la densidad poblacional utilizando el mapa de CIESIN-CIAT (2005) –estimaciones para el período 1990-1995– de 2.5 min de resolución espacial y las tasas de mortalidad infantil utilizando el mapa de CIESIN (2005) –estimaciones para el año 2000–. Se utilizaron datos complementarios a escala nacional de FAO (2009) para caracterizar la producción nacional y el consumo para diferentes cultivos, uso de fertilizantes y comercio internacional, resumiendo la información a nivel de toda la región para el período 2000-2005. Asimismo se vinculó la densidad de población y las tasas actuales de cultivo (cantidad de superficie cultivada) a nivel de transecta mediante la aplicación de modelos de regresión lineal.

Se definieron dos tipos de cobertura del suelo de interés: con vegetación no cultivada y vegetación cultivada, distinguiendo entre secano y riego en el último caso. Se caracterizó la cobertura de suelo a través de la síntesis de seis productos de cobertura y uso de suelo (Tabla 2.2), y la fracción de la superficie bajo protección (todas las categorías de la UICN) de la “World Database on Protected Areas” (UNEP-WCMC, 2009). Se calculó la fracción de la superficie cultivada bajo riego sobre la base del “Global Map of Irrigation Areas, v4.0.1” (Siebert et al. 2007) que representa la fracción de superficie equipada para riego con una resolución de 5-min. Una superficie fue considerada como regada cuando la proporción fue $>5\%$ de acuerdo a la mencionada

fuente de información. El cambio en la superficie cultivada desde 1700 a 1990 se describió a partir de la base de datos “Historical Croplands Dataset” de 30 min de resolución espacial (Ramankutty y Foley 1999) y actualizada al 2000 con las bases de datos más modernas (Tabla 2.2). En Mesquite, los datos históricos se ajustaron usando el “National Land Cover Dataset 1992” para Estados Unidos de América (Vogelman et al. 2001) (una fecha en que los dos conjuntos de datos se superponen), debido a los inesperados altos valores de cultivo que no son sustentados por la información actual y narraciones históricas (Tinkler 2004).

Se caracterizó la composición (formas de vida) de la vegetación de las áreas no cultivadas en base a la dominancia relativa de árboles, pastos y arbustos, haciendo foco en (a) áreas protegidas que, aunque no distribuidas sistemáticamente a través del territorio, representarían la vegetación original (categorías I a V de acuerdo a IUCN, http://www.iucn.org/about/work/programmes/pa/wcpa_categories/), y (b) todas las áreas no cultivadas. Para ambas evaluaciones, se sintetizó la composición a nivel regional a través de la intersección de áreas de interés y la cartografía preexistente (Tabla 2.2), discriminando la información en las clases “bosque”, “arbustal”, “pastizal” y “suelo desnudo”. En el caso de áreas protegidas, se complementó la evaluación cartográfica con la inspección de archivos fotográficos en-línea de “Panoramio” y “Flickr” (<http://www.flickr.com>) disponibles en el sitio de “World Database on Protected Areas” (<http://www.wdpa.org>), y “Confluence Project” (evaluación realizada en febrero de 2009). Se clasificó cada fotografía dentro de una de las cuatro clases mencionadas anteriormente examinando visualmente la vegetación dominante. Las fotografías proporcionan información detallada sobre los elementos del paisaje y, por tanto rasgos de vegetación (Palmer and Hoffman, 2001; Ode et al., 2008), pero se debe reconocer que la ubicación espacial estaría sesgada por preferencias escénicas de los fotógrafos a través de paisajes y regiones.

Se caracterizó la composición de los tipos de cobertura cultivados (secano + riego) por cuatro medidas: (1) especies de cultivos presentes, (2) categoría (cereales; legumbres; raíces y tubérculos; industriales; oleaginosas; y frutales, vegetales, y otros), (3) estación de crecimiento (fría/seca vs. cálida/húmeda), y (4) diversidad. La composición de especies cultivadas cercanas al año 2000 se obtuvo de los mapas globales de Monfreda *et al.* (2008) acerca del área cosechada y el rendimiento de 157 especies (5 min resolución espacial). Esta base de datos fue creada combinando estadísticas de censos a nivel nacional y subnacional y mapas de cobertura del suelo provenientes de imágenes satelitales (Monfreda et al. 2008, Ramankutty et al. 2008). Todas las medidas fueron calculadas extrayendo, para cada punto de muestreo, la información sobre la fracción del píxel ocupada por cada especie cultivada disponible y luego clasificada dentro de los diferentes grupos correspondientes. La diversidad de cultivo fue capturada por el “índice de Shannon” (H), calculado como:

$$H_j = -\sum_{i=1}^n P_{ij} \cdot \ln P_{ij} \quad (\text{ec. 2.1})$$

siendo P_{ij} la proporción del cultivo i en la región j , y n el número de cultivos. Este índice adopta un valor cero con una sola especie dominante y 0.7 y 2.3 con dos y diez especies distribuidas uniformemente, respectivamente. Cada medida fue resumida a nivel regional. Asimismo, se analizó la ocurrencia individual de cada especie cultivada a través del gradiente de balance hídrico usando la misma información.

Se caracterizó la productividad animal y de cultivos para los niveles de integración de región y transecta. La densidad ganadera (unidades*km⁻²) se estimó a partir de las bases globales de FAO-AGA (2010), de 3 min de resolución espacial,. Se consideraron datos de búfalos, vacas, cabras y ovejas, asumiendo que 1 unidad vaca = 1

búfalo = 8 cabras/ovejas; y ajustando los valores a través de las regiones con el criterio de que 1 unidad vaca en países “desarrollados” equivale a 0.75, 0.46 y 0.42 en Sudamérica, África Subsahariana y Asia, respectivamente (FAO 1995). Para el caso de los cultivos se calculó para los puntos de muestreo un promedio de todas las especies de cereales y oleaginosas ponderadas por su área, basándose nuevamente en Monfreda *et al.* (2008). Un aspecto importante del cálculo de la productividad agrícola es el número de cultivos dentro del año (i.e. intensidad de rotación) la cual no se evidencia con las estadísticas disponibles. Mientras que en la mayoría de los casos los rendimientos de cultivos informados pueden asignarse a un ciclo anual completo, la secuencia de cultivos puede implicar una menor intensidad de rotación con largos períodos de barbecho como ocurre en las zonas más secas de África y Australia (Nandwa y Bekunda 1998, Sadras y Roget 2004). Por el contrario, es frecuente encontrar áreas intensamente cultivadas en Asia que presentan dos, o más raramente, tres ciclos de cultivos en un año (Frolking *et al.* 2006). Para superar este problema se consideraron esquemas típicos de doble cultivo para Chaco e India & Pakistán (dos regiones en donde esta práctica es frecuente) basándose en la literatura y el conocimiento local (AJ Hall, JM Mercau – comunicación personal), identificando cinco esquemas para India & Pakistán (arroz-trigo, mijo-trigo, mijo-colza, maíz-trigo y sorgo-trigo) y uno para Chaco (soja-trigo). En estos casos asumimos que todo el suelo capaz de tener doble cultivo lo estaba bajo la siguiente ecuación:

$$Y_j = \frac{\sum_{i=1}^2 C_{ij} \cdot R_{ij}}{\sum_{i=1}^2 C_{ij} - F} \quad (\text{ec. 2.2})$$

siendo C_{ij} la superficie de cultivo i en la región j , R_{ij} el rendimiento del cultivo i en la región j , y F el factor que cuenta para la superficie bajo práctica de doble cultivo (cultivos de estación cálida involucrados en doble cultivo cuando los cultivos de estación fría exceden los primeros y *vice versa*). Complementariamente se evaluaron los rendimientos del maíz (*Zea mays*), y el sorgo (*Sorghum spp.*), dos cultivos ampliamente distribuidos y raramente incluidos en esquemas de doble cultivo.

2.3. Resultados

2.3.1. Distribución y contextos biofísicos/humanos

Se identificaron cinco regiones subtropicales secas, las cuales suman 6.4×10^6 km² –i.e. 5% de la superficie global (excluyendo la Antártida)– en África (denominada Zambezi-Kalahari), Asia (India & Pakistán), Australia (Noreste –NE– de Australia), América del Norte (Mesquite), y América del Sur (Chaco) (Figura 2.1). Estas regiones definidas abióticamente mostraron una buena relación con las clases “Bosques secos tropicales y subtropicales de hojas anchas” y “Pastizales tropicales y subtropicales, sabanas, y arbustales” determinadas por Olson *et al.* (2001) con el 75% de su superficie ubicándose dentro de estas unidades. La estación seca invernal duró entre 9.3 a 11.5 meses (período con precipitaciones menores que la evapotranspiración potencial, PPT<ETP), mientras que el rango de temperaturas medias anuales estuvo entre los 22.4 y los 24.7°C. A pesar de que todas las regiones incorporaron condiciones semiáridas, subhúmedas secas y subhúmedas, India & Pakistán y Zambezi-Kalahari fueron las

únicas dos que cubrieron todo el gradiente de disponibilidad de agua ($0.2 \geq \text{PRE:ETP} \leq 1$).

Estas regiones presentan contrastes de fertilidad del suelo que podrían jugar un rol importante modelando la estructura de sus ecosistemas naturales, y más importante, su respuesta al cultivo (Tabla 2.3). La estabilidad a largo término y la exposición de rocas superficiales a la meteorización e infiltración en NE Australia y Zambezi-Kalahari (Paton et al. 1995), resultó en una mayor deficiencia de fósforo y cationes básicos en comparación a las otras regiones, en las cuales los suelos se renovaron por transporte fluvio-eólico de sedimentos durante el Pleistoceno (Chaco e India & Pakistán) e intrusiones marinas (Mesquite) (Paton et al. 1995).

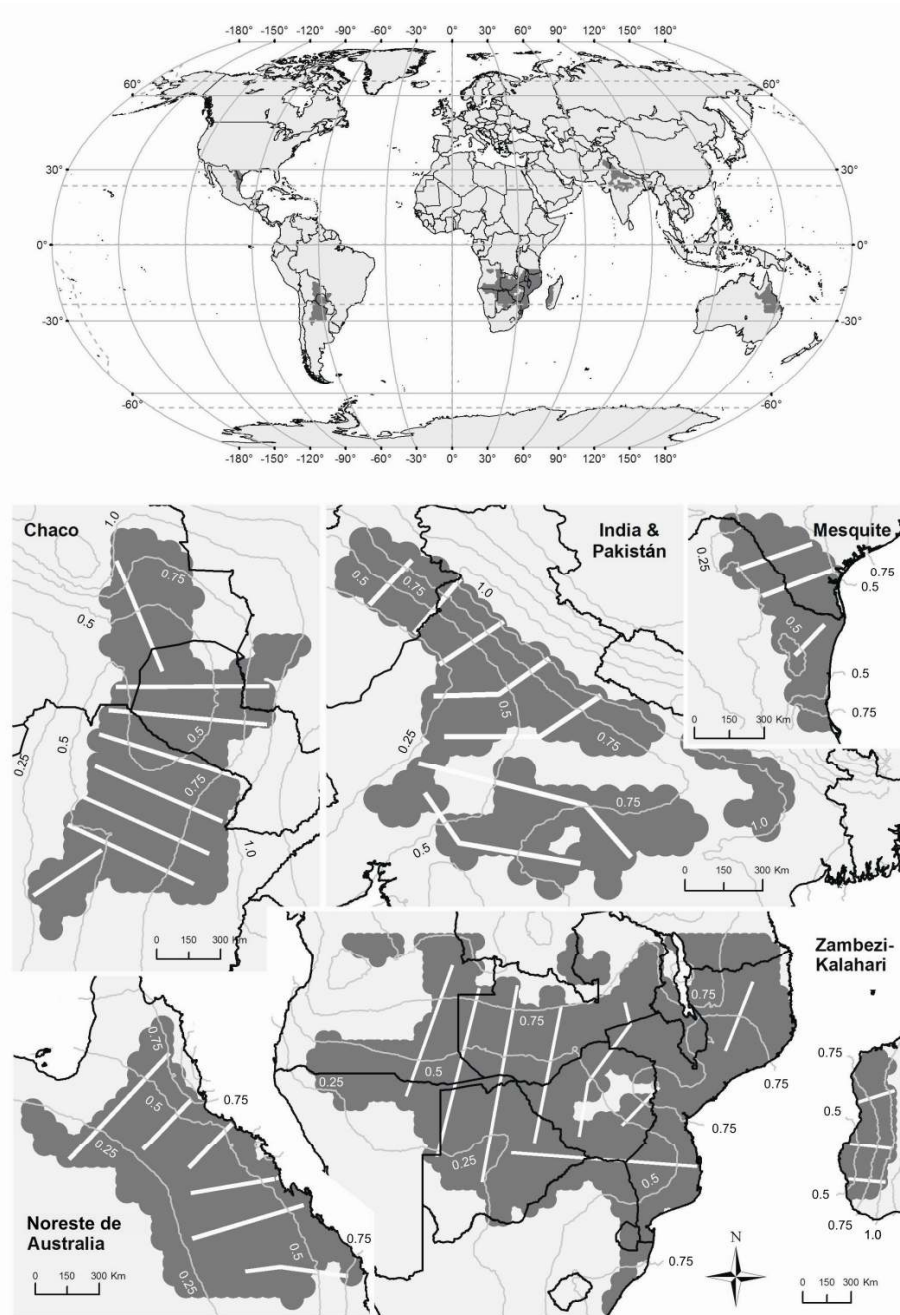


Figura 2.1. Regiones secas subtropicales con lluvias estivales: Chaco, India & Pakistán, Mesquite, NE Australia y Zambezi-Kalahari. Las franjas blancas representan transectas de 20 km de ancho a lo largo de gradientes de disponibilidad hídrica, utilizadas para describir la cobertura/uso del suelo; los números y las líneas grises representan isolíneas de balance hídrico (rango de 0.2 a 1.0 de relación precipitación:evapotranspiración potencial).

Tabla 2.3. Algunas características relevantes del suelo en las regiones secas subtropicales incorporadas. Las tres primeras características corresponden al perfil superficial (0-20 cm). Las cuatro primeras características provienen de datos cartográficos generados por ISRIC-WISE (Fairhurst et al. 1999, Batjes 2006). La profundidad proviene de datos de 997 perfiles de suelo provistos por la misma institución (Batjes, 2002). Acrónimo: CIC capacidad de intercambio catiónico.

Región	Textura (100-arena %)	Saturación de bases (% CIC suelo)	Carbono total (%)	Fracción del territorio con deficiencias de fósforo (%)	Profundidad en cm (número de perfiles)
Chaco	56.1	90.2	1.03	18.6	- (0)
India & Pakistán	53.8	94.6	0.80	26.2	86.2 (56)
Mesquite	67.4	96.9	1.24	17.2	80.8 (3)
NE Australia	51.7	87.2	0.75	40.9	86.3 (20)
Zambezi-Kalahari	36.5	74.6	0.90	46.0	71.6 (918)

Las regiones secas subtropicales presentaron un arreglo diverso de contextos demográficos y sociales (Tabla 2.4). La diferencia más importante refiere a la densidad de población, siendo India & Pakistán 500 veces más densamente poblado que NE Australia, reduciéndose a una diferencia de 15 veces cuando la densidad de la población se calculó sobre la base de la fracción cultivada del territorio. De acuerdo con los patrones poblacionales, la producción agrícola de estas regiones tiene destinos contrastantes, con India & Pakistán y Zambezi-Kalahari enfocados en la subsistencia y el mercado local (97% de los bienes producidos en estas regiones se consumen localmente (FAO, 2009)), mientras que las otras regiones están orientadas a los mercados nacionales (Mesquite), o nacional y global (Chaco y NE Australia). La pobreza, medida a través de la mortalidad infantil (*sensu* CIESIN, 2005) mostró dos escenarios muy diferentes: valores bajos a medios ($\leq 28\%$) en Chaco, Mesquite y NE Australia, y valores muy altos ($\sim 100\%$) en India & Pakistán y Zambezi-Kalahari.

Tabla 2.4. Características generales de las cinco regiones seleccionadas a través del proceso de clasificación. * datos faltantes para el oeste del Paraguay.

Regiones	Países	Área (miles km ²)	Cultivado (%)	Irrigado (% de lo cultivado)	Densidad poblacional (h*km ⁻²)	Habitantes/área cultivada (h*km ⁻²)	Mortalidad infantil (% ₀₀)
Chaco	Argentina, Bolivia, Paraguay	1061	15.9	3.0	7.3	460	28*
India & Pakistán	India, Pakistán	834	73.9	57.0	465.5	6300	101
Mesquite	Estados Unidos de América, México	237	12.5	11.5	25.3	2023	17
NE Australia	Australia	823	2.4	23.8	1.0	429	6
Zambezi-Kalahari	Angola, Botswana, Malawi, Madagascar, Mozambique, Namibia, Sudáfrica, Tanzania, Zambia, Zimbabwe	3483	11.4	2.5	21.6	1892	102

2.3.2. Cobertura y uso del suelo

En relación al área cultivada, fue posible distinguir diferentes tendencias temporales entre regiones. La más alta fracción del territorio bajo tipos de cobertura cultivados la tuvo la densamente poblada región de India & Pakistán (74%, Tabla 2.4), contando con también la más larga historia de uso agrícola (Gadgil y Guha 1992, Gupta 2004) (Figura 2.2). Esta región alcanzó su máxima área cultivada a mediados del siglo XX, mientras que las pocas áreas que no se encuentran cultivadas en la actualidad se preservaron muy probablemente como resultado de fuertes restricciones ambientales y religiosas (Gadgil y Guha 1992, Singh 2000). En Zambezi-Kalahari, la baja densidad poblacional, asentada predominantemente en áreas rurales, condujo a una larga historia de cultivos dispersos y de pequeña escala, con una extensión histórica que ronda el 7 a 11% del territorio durante los últimos cien años. La falta de expansión de cultivos en esta región está relacionada posiblemente a profundos impedimentos sociales, económicos y políticos (e.g. la pobreza, la escasa integración entre la investigación y el desarrollo, los costos de transporte, la inestabilidad política) para el desarrollo agrícola, una situación que difiere marcadamente entre países (Sanchez, 2002).

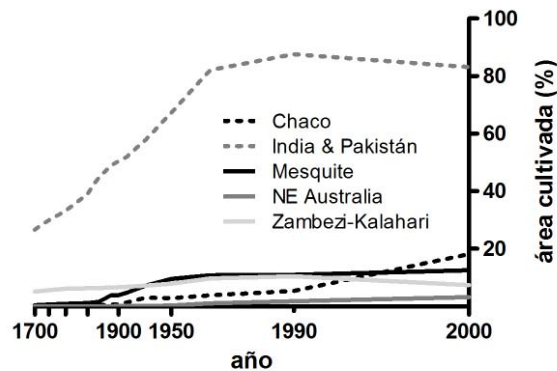


Figura 2.2. Tasas regionales de cultivo en los últimos trescientos años en las regiones secas subtropicales. La escala temporal se presenta en forma logarítmica indicando intervalos de 50 años.

En Mesquite, la expansión agrícola tuvo lugar entre 1870 y 1930. La inmigración hacia la región y el desarrollo del transporte en este período acompañaron al crecimiento de sistemas agrícolas de exportación (Tinkler 2004). Luego de esta expansión inicial, la superficie cultivada se mantuvo relativamente estable a 12.5% del territorio hasta el presente. Aunque cultivado desde los primeros asentamientos europeos desde el siglo XVI, el Chaco Sudamericano albergó sólo áreas agrícolas aisladas y muy pequeñas hasta la década de 1970 (Morello et al. 2005). Desde entonces, los mercados cada vez más globalizados y los precios crecientes de los granos contribuyeron a disparar la más alta tasa de expansión agrícola vista a través de las regiones examinadas, con 16% del suelo bajo cultivo al año 2000 (Steininger et al. 2001, Grau et al. 2008). El cultivo en el NE Australia data de las últimas décadas del siglo XIX, con los inicios del asentamiento europeo (Seabrook et al. 2006, Henzell 2007). Debido a la extremadamente baja densidad poblacional y disponibilidad laboral disponible, los cultivos fueron insignificantes hasta el período de 1930-1950, cuando los programas de desmonte mecanizado y los avances tecnológicos favorecieron el desarrollo de pequeñas zonas agrícolas (<3% de la región) (Fensham y Fairfax 2003, Seabrook et al. 2006).

Se encontró una fuerte asociación positiva entre las tasas de cultivo actuales y la densidad de población, a través de modelos de regresión lineal, cuando se considera el total del territorio de las regiones subtropicales secas representado por las transectas ($r^2 = 0.78$, $n = 186$, $p < 0.0001$, Figura 2.3). Dentro de las regiones, esta relación también fue encontrada para India & Pakistán, Mesquite, y Zambezi-Kalahari ($r^2 = 0.29$, 0.71 , y 0.67 , respectivamente), siendo Mesquite e India & Pakistán las regiones con las pendientes más alta y más baja de regresión (0.65 vs. 0.11 $\text{ha} \cdot \text{hab}^{-1}$). La relación población-cultivo fue más débil en Chaco y NE Australia, dos de las tres regiones en las cuales la producción agrícola está orientada a los mercados nacional y global y tienen una corta historia de cultivos (Figura 2.2).

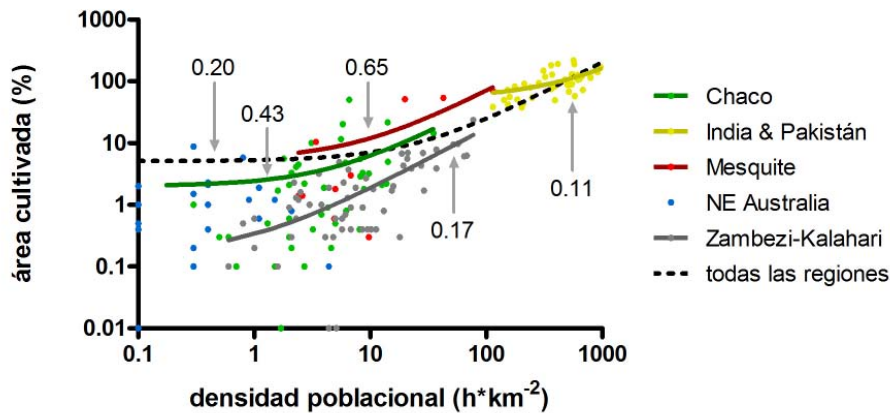


Figura 2.3. Relación entre el área cultivada y la densidad poblacional en las regiones secas subtropicales, y la combinación de todas ellas (en escala logarítmica). Cada punto representa un segmento de transectas (intervalos de 0.1 PRE:ETP, $n = 186$). Todos los modelos lineales fueron estadísticamente significativos ($p < 0.05$) excepto para NE Australia (no presentado). Los números representan las pendientes (β) de los modelos lineales significativos y corresponden a las hectáreas de tierras cultivadas por habitante (relación de % a $\text{hab} \cdot \text{km}^{-2}$). Los sistemas de doble cultivos explican las tasas de cultivos superiores a 100%. Los coeficientes de regresión fueron: 0.78 , 0.09 , 0.29 , 0.71 , y 0.67 , para el conjunto de todas las regiones, Chaco, India & Pakistán, Mesquite, y Zambezi-Kalahari, respectivamente; y no significativo en Australia.

Las distintas regiones mostraron patrones de cobertura de suelo contrastantes a través de los gradientes de balance hídrico (Figura 2.4). En Chaco, NE Australia y Zambezi-Kalahari, los cultivos tuvieron una mayor representación en condiciones intermedias de balance hídrico (0.5 a 0.6 del gradiente), decreciendo (especialmente en la región africana) o aún desapareciendo hacia los extremos subhúmedos y semiáridos. En estas regiones, los cultivos nunca sobrepasaron un quinto del territorio. En contraste, India & Pakistán mostró cultivos extendidos a lo largo de todo el gradiente. La proporción de suelo cultivado bajo riego fue virtualmente nulo en Chaco y Zambezi-Kalahari, bajo en Mesquite y alto en India & Pakistán y NE Australia (Tabla 2.4 y Figura 2.4). Notablemente, en India & Pakistán el riego ocupó 57% del territorio sin tendencias a través del gradiente de disponibilidad de agua.

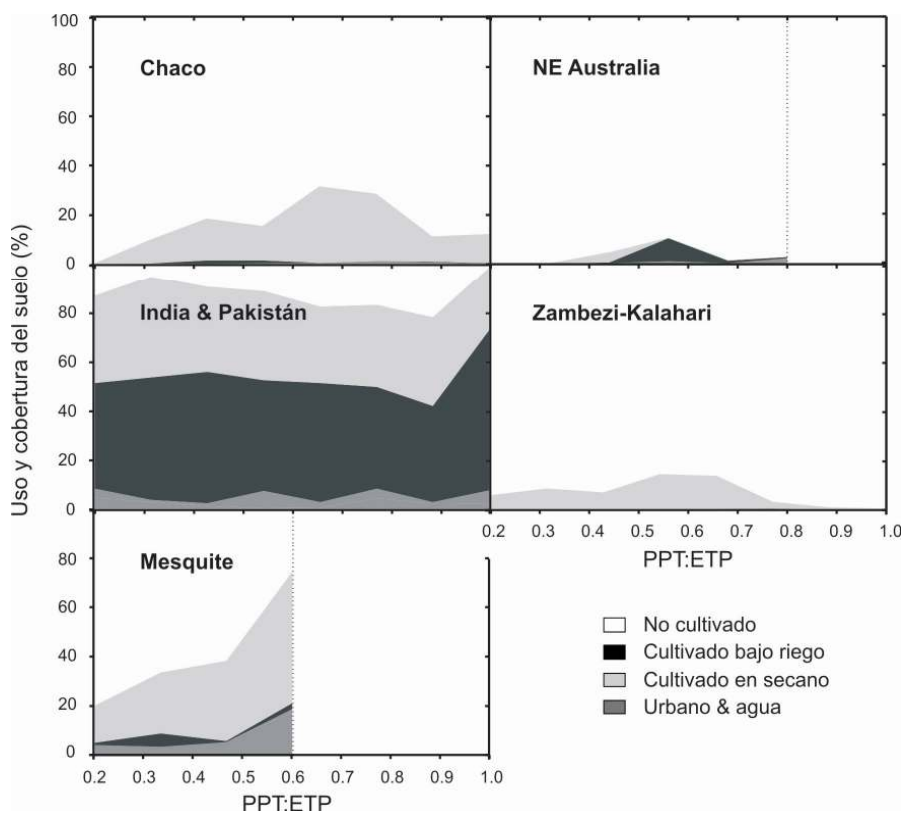


Figura 2.4. Cobertura/uso del suelo a través de gradientes de disponibilidad hídrica (PRE:ETP) en regiones secas subtropicales. Mesquite y NE Australia solo incorporaron una fracción del gradiente.

2.3.3. Composición de la vegetación

Los análisis sobre el total de los territorios no cultivados y dentro de las áreas protegidas revelaron una convergencia en la dominancia de bosques en Chaco, India & Pakistán, y NE Australia (>61% total de la región, >75% áreas protegidas) (Tabla 2.5). En áreas protegidas, este patrón fue sustentado por datos fotográficos independientes, los cuales revelaron que no hay signos de otra vegetación que no fuese bosque ocupando Chaco (13 fotografías) y NE Australia (14 fotografías). En Zambezi-Kalahari, dentro y fuera de las áreas protegidas, se encontró una co-dominancia de bosques, arbustales y pastizales. En una importante fracción de las 732 fotografías de esta región, se apreció una fuerte fragmentación del paisaje, siendo comunes los parches de árboles entremezclados con parches de arbustos o pastos. Basados en información cartográfica exclusivamente, se encontró que los arbustales en Mesquite constituyen la clase de vegetación dominante (>77%). Vale destacar que estas regiones comparten especies de leguminosas de géneros tales como *Acacia* (en todas las regiones) o *Prosopis* (todas las regiones excepto NE Australia) producto de disyunciones evolutivas (Cabrera 1971, Menaut 1983, Archer 1995, Kaushik y Kumar 2003).

Tabla 2.5. Composición (formas de vida) de la vegetación no cultivada (%) a través de los puntos en la toda el área de la región (total), y en áreas protegidas utilizando información cartográfica, y archivos fotográficos en-línea. * en el mapa usado para esta región (ver Tabla 2.2), la clase de suelo desnudo incorpora conjuntamente áreas con distinto grado de remoción de biomasa y reemplazo de especies.

Región	Total				Áreas protegidas - información cartográfica				Áreas protegidas - archivos fotográficos				Áreas protegidas (n)	Fotos (n)
	Bosque	Arbustal	Pastizal	Suelo desnudo*	Bosque	Arbustal	Pastizal	Suelo desnudo*	Bosque	Arbustal	Pastizal	Suelo desnudo*		
Chaco	71.2	15.4	13.4	0	75.4	24	0.5	0	100	0	0	0	14	13
India & Pakistán	83.5	15.7	0	0.9	80.2	17.7	0.1	2.0	81.5	16.3	2.2	1.3	60	121
Mesquite	1.6	79.6	18.3	0.5	13	76.9	9.9	0.2	-	-	-	-	8	0
NE Australia	61.4	16.2	0.1	22.3	96.5	1.8	1.4	0.4	100	0	0	0	67	14
Zambezi-Kalahari	34.1	32.5	33.4	0	43.6	40.8	13.9	1.8	53.9	23.5	19.6	2.6	142	732

A pesar de las similitudes abióticas, la composición de la vegetación en sistemas cultivados (dominancia relativa de especies, categorías de cultivo, estación de crecimiento, y diversidad) difirieron marcadamente a través de las regiones secas subtropicales (Tabla 2.6). La característica distintiva de Chaco fue que los cultivos oleaginosos/industriales igualaron a los cereales en superficie, debido a la importancia de la producción de soja y girasol. El resto de las regiones produjeron tres a cinco veces más cereales y legumbres que cultivos oleaginosos e industriales. Mesquite estuvo altamente especializado en el cultivo de sorgo (68%), mostrando el menor valor de diversidad ($H = 1.1$). Tres especies cultivadas dominaron NE Australia: trigo, caña de azúcar, y sorgo, con cada una de ellas ocupando ~27% del territorio cultivado. En India & Pakistán, el trigo fue el cultivo principal, seguido de cerca por el arroz y el mijo, los cuales conjuntamente representaron más de la mitad de la superficie cultivada. El resto de la superficie fue dedicada a numerosos cultivos secundarios. En Zambezi-Kalahari, la mitad del territorio fue ocupada por maíz, seguido –al igual que la región asiática– por un gran número de acompañantes menores. Posiblemente, la importancia del consumo local en las dos últimas regiones (incluyendo subsistencia y sistemas de mercado local) está conduciendo a la diversidad de cultivos que incluyen un gran conjunto de legumbres, nueces, raíces y tubérculos ($H = 2.8$ y 2.1 , respectivamente) (Tabla 2.6).

Los cultivos de estación fría, los cuales solo pueden sembrarse durante la estación seca, estuvieron virtualmente ausentes en Zambezi-Kalahari y Mesquite, pero fueron importantes en India & Pakistán y NE Australia, donde el riego es mas abundante (Tabla 2.4). A pesar de la insignificante superficie regada en Chaco, 16% de los cultivos (principalmente trigo) se siembran durante de estación seca o fría. Considerando la suma de los territorios de las regiones, diez especies cultivadas constituyeron 85% del suelo cultivado, siendo los cereales de verano el grupo dominante (33%), seguido por cereales de invierno (22%), oleaginosas estivales (13%), cultivos industriales (11%), y una gran variedad de legumbres, raíces y tubérculos (8%).

Tabla 2.6. Principales cultivos ($\geq 1\%$ del área cultivada) encontrados en las regiones secas subtropicales (%). Los valores superiores al 10% se resaltan. Los grupos refieren al tipo de cultivo: C cereales, L legumbres, R raíces y tubérculos, I industrial (fibras, caña, y cultivos de lujo), O oleaginosos, y F frutas, vegetales y otros; y a la estación de crecimiento: f fría/seca, y c cálida/húmeda. La composición del grupo y la diversidad fueron calculadas utilizando los valores de toda el área de la región. Los valores de las regiones secas subtropicales combinadas surgen de la ponderación de los valores regionales por el área cultivada de todas las regiones combinadas. * indica un grupo inespecífico de acuerdo a las bases de datos de Monfreda *et al.* (2008).

Cultivo	Grupo	Chaco	India & Pakistán	Mesquite	NE Australia	Zambezi-Kalahari	Todas las regiones
algodón	Ic	12.8	3.8	20.6	2.8	10.1	7.3
arroz	Cc	0.9	12.9	0	0	0.2	7.6
avena	Cf	0.7	0	0.1	3.1	0	0.2
caña de azúcar	Ic	4	3.7	0.8	27.1	1.5	3.6
cebada	Cf	0.4	0.7	0	2.8	0	0.5
colza	Of	0	6.6	0	0	0	3.8
forrajeras*	?	0.8	3.3	0	0	0	2
garbanzo	Lf	0	3.1	0	0.1	0	1.8
girasol	Oc	10.7	0.1	0.2	5	1.8	2.4
legumbres*	L?	0	0.8	0	0	1.2	0.7
maíz	Cc	8	3.5	6.9	1.4	48.5	12.7
mandioca	Rc	0.2	0	0	0	5.1	1
maní	Lc	0	0.8	0.5	1.3	8.7	2.1
mijo	Cc	0	9.8	0	0.1	6.2	6.8
poroto	Lc	1.3	3.7	0.1	0	2	2.7
soja	Oc	36.9	5.6	0	0.3	1.9	10.3
sorgo	Cc	6.4	1.3	68.5	26.9	5.3	6.2
tabaco	Ic	0	0.1	0	0	2.7	0.5
tomate	Fc	0	1.2	0	0	0	0.7
trigo	Cf	13.9	31.1	0.8	28.6	1.6	21.2
otros		3	7.9	1.5	0.5	3.2	5.9
% cultivos de estación fría o seca		16	43	1	35	2	30
% cultivos oleaginosos & industriales		66	20	22	35	19	29
Índice de diversidad de Shannon		2.1	2.8	1.1	1.7	2.1	2.9

La composición de los cultivos reveló una mayor convergencia hacia áreas más áridas (Figura 2.5), con un incremento relativo del sorgo (Mesquite, NE Australia, Chaco) y mijo (India & Pakistán y Zambezi-Kalahari). Estos dos cultivos estivales de origen africano son conocidos por su resistencia a la sequía (Blum y Sullivan 1986). Otras especies sólo fueron abundantes en áreas subhúmedas, como la mandioca en Zambezi-Kalahari y el arroz en India & Pakistán.

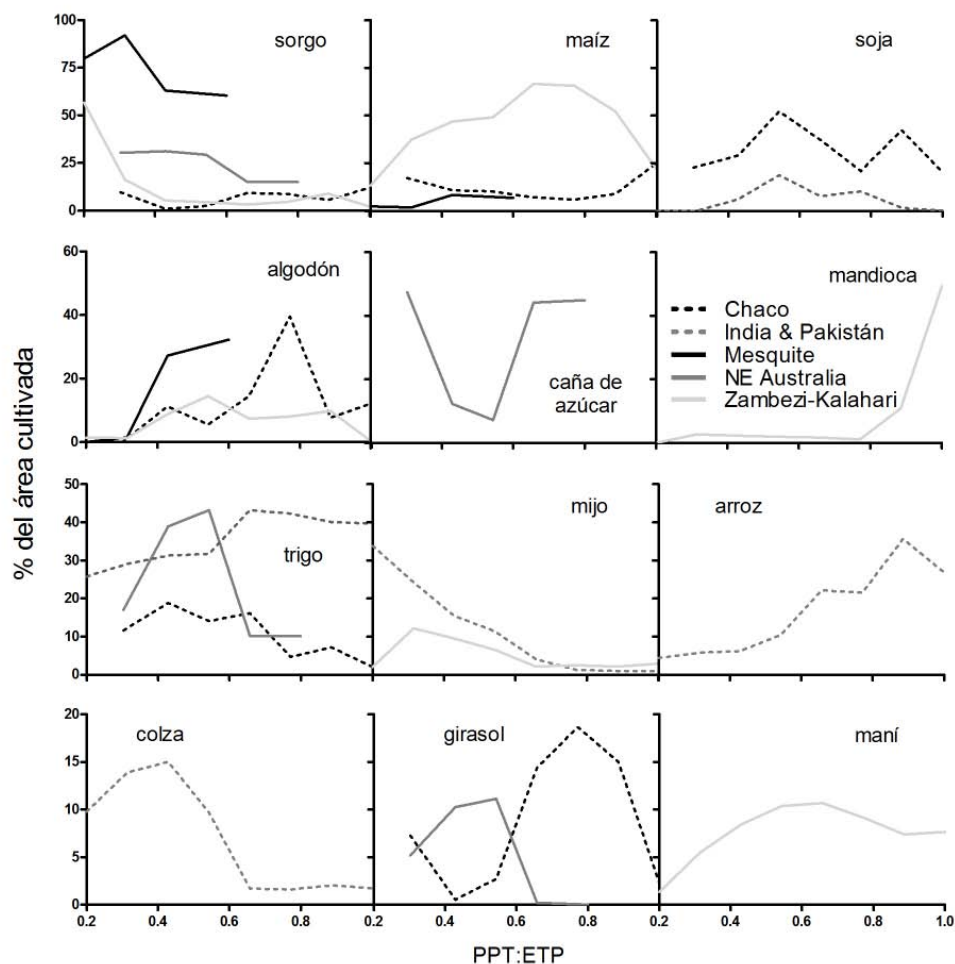


Figura 2.5. Distribución de los cultivos más importantes de los regiones secas subtropicales ($\geq 5\%$ del territorio cultivado) a través de los gradientes de balance hídrico (PRE:ETP).

2.3.4. Producción de bienes

La productividad agrícola mostró grandes diferencias a través de las regiones, hasta 4.5 y 5 veces para los casos de maíz y sorgo (Figura 2.6 y Tabla 2.9). En particular, Mesquite y Chaco presentaron los rendimientos más altos para maíz y sorgo, siendo >3.5 y $>2.9 \text{ Mg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$, respectivamente, mientras Zambezi-Kalahari tuvo los rendimientos más bajos con valores $<1 \text{ Mg*ha}^{-1}\text{*a}^{-1}$ en ambos casos. De acuerdo al rendimiento de los cultivos ponderados por su área, las regiones se ordenaron como Mesquite $>$ Chaco $>$ India & Pakistán \gg NE Australia \gg Zambezi-Kalahari, mostrando la primer región una productividad 3.2 veces superior a la segunda. Los rendimientos bajos o intermedios en la región asiática deben tratarse como un caso especial, ya que el doble cultivo es la práctica prevaleciente (Das 2006, Alauddin y Quiggin 2008). De este modo, asumiendo para esta región que el rendimiento anual no sería el de un solo cultivo, si no el de la suma de dos cultivos sembrados en un solo año, el valor ponderado por el área de los cultivos en India & Pakistán igualaría los valores hallados en Mesquite, alcanzando la región los valores altos presentados en este orden.

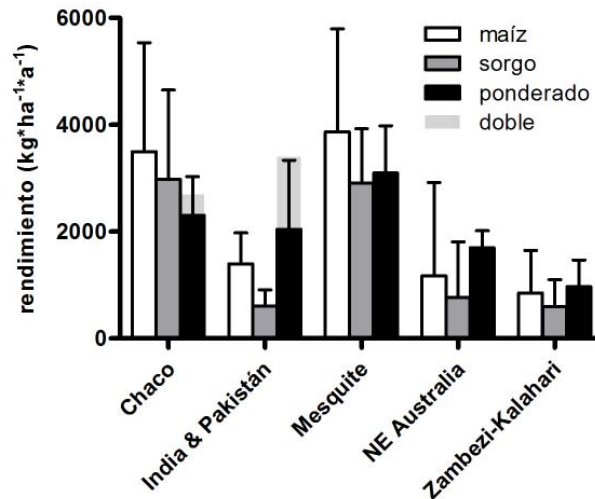


Figura 2.6. Valores medios de rendimiento de maíz, sorgo, y cereales + oleaginosas ponderados por su área. Los ajustes para los esquemas de doble cultivos se basaron en los valores de cereales + oleaginosas siguiendo criterios específicos para Chaco e India & Pakistán, en donde estas prácticas son frecuentes.

La densidad ganadera, la variable más cercana para estimar la productividad animal, fue similar en Chaco, Mesquite, y NE Australia (10 a 15 unidades*km⁻²), y más bajo en Zambezi-Kalahari (3 unidades*km⁻²) (Tabla 2.9). Sin embargo, los mayores contrastes se encontraron entre India & Pakistán (62 unidades*km⁻²) y las últimas regiones (20-veces de diferencia entre Zambezi-Kalahari e India & Pakistán). Los vacunos fueron dominantes en todas las regiones, especialmente en Chaco y Mesquite, mientras que la composición ganadera de India & Pakistán estuvo representada por una fracción similar de vacas y búfalos (Figura 2.7a). Los valores de máxima densidad ganadera se encontraron en rangos de balance hídrico intermedio (áreas subhúmedas secas) en todas las regiones excepto India & Pakistán, donde las densidades se mantuvieron estables a través de todo el gradiente del balance hídrico (Figura 2.7b).

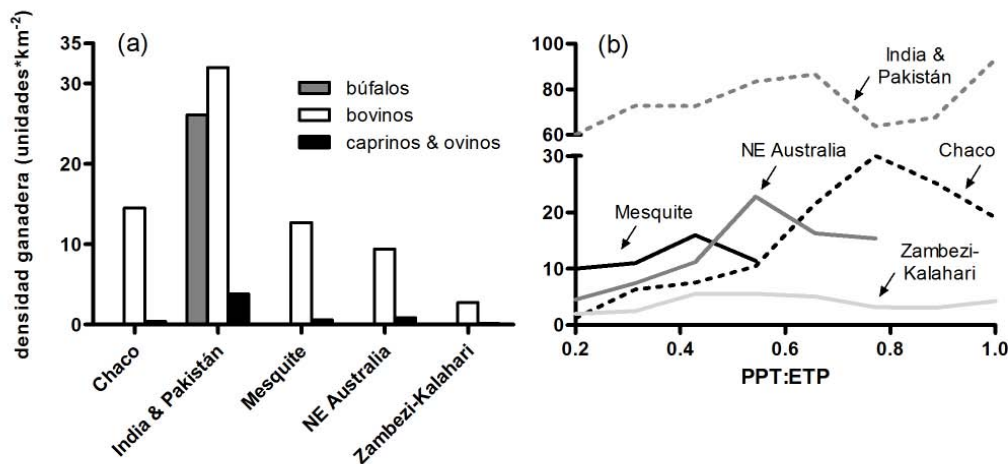


Figura 2.7. Densidad ganadera: (a) valores regionales, considerando búfalos, vacunos, y caprinos y ovinos*, y (b) un valor combinado a través del gradiente de disponibilidad hídrica (PRE:ETP) para las cinco regiones secas subtropicales. * NE Australia no presenta ganado caprino.

2.4. Discusión

La aproximación comparativa seguida en este capítulo permitió identificar un patrón distintivo de cobertura/uso del suelo en cada región subtropical seca, constituyendo el mayor contraste la dominancia de vegetación no cultivada en Chaco, Mesquite, NE Australia, y Zambezi-Kalahari (con la mayor parte de sus territorios dedicados al pastoreo, la extracción de madera, y la conservación) (Chidumayo 2002, Fensham y Fairfax 2003) vs. la preponderancia de la vegetación cultivada en India & Pakistán (Tabla 2.4). Las causas de las diferencias históricas y actuales en las tasas de cultivo estarían ligadas a tres factores: la densidad poblacional, el destino de la producción agrícola (i.e. mercado global/nacional/local o de subsistencia), y la disponibilidad hídrica. El primero de los factores demostró un alto poder explicativo cuando se agruparon todas las regiones ($r^2 = 0.78$), y cuando las regiones de Asia, África y Norteamérica fueron consideradas individualmente, coincidiendo con estudio previos realizados en sistemas de subsistencia u orientados al mercado local (Turner et al. 1977). Como se propuso inicialmente, esta dependencia fue más fuerte en aquellos sistemas con cambios más antiguos, como en la India & Pakistán y Zambezi-Kalahari. Esta relación tendría una naturaleza circular, ya que un incremento en la densidad poblacional de un sistema determina un aumento de la demanda local por alimento y el consecuente avance agrícola, como posiblemente haya sucedido en Asia y África previo a la Revolución Verde de mediados de siglo XX. Pero el cultivo, a su vez, puede favorecer el crecimiento de la población tanto a través de la mayor oferta de alimento como por la mayor demanda de trabajo. Este último caso podría explicar posiblemente la asociación observada en la región de Mesquite, donde la población local ya no se sustentaría en la producción local de alimentos, pero puede haber sido la causa de la migración en el pasado hacia las nuevas áreas cultivadas de la región (Tinkler 2004).

Un segundo factor asociado a las tasas de cultivo, de importancia creciente en la última mitad de siglo, es el destino de los productos agrícolas para satisfacer demandas externas de alimentos y otros bienes. La expansión del comercio internacional, y el desacople geográfico entre demanda y producción de alimentos, explicaría el porqué de las altas tasas de conversión hacia sistemas cultivados en Chaco a pesar de su relativa

baja densidad poblacional (Figura 2.2) (Grau et al. 2008). Una situación similar posiblemente habría sustentado a mediados de siglo pasado las tasas de cultivo en NE Australia (Seabrook et al. 2006). La superficie cultivada en estas dos regiones representa una fuerte evidencia de que la deforestación de bosques y sabanas en los trópicos y subtropicales no es sólo impulsada por las condiciones sociales locales, fundamentalmente aquellas asociadas a la demografía y la pobreza (Lambin et al., 2001), sino con las condiciones impuestas por los mercados nacionales e internacionales.

El tercer factor, la aridez, limitó el uso del suelo en las regiones secas subtropicales menos pobladas, pero no de acuerdo a lo esperado para el gradiente de disponibilidad hídrica explorado. Tanto la fracción cultivada como la actividad ganadera tuvieron un máximo en condiciones subhúmedas secas. Para la agricultura, el comportamiento observado podría estar asociado a un compromiso entre el aumento del cumplimiento de los requerimientos del cultivo hacia las áreas húmedas y una disminución de los estreses biológicos (plagas y enfermedades) y los problemas de anegamiento hacia las áreas secas (Boling et al. 2004) (Figura 2.4). En regiones más pobladas como India & Pakistán, esta relación resultaría amortiguada por la gran demanda local de alimentos, la disponibilidad de mano de obra, y una masiva dependencia del riego (Tabla 2.4). Sin embargo, se destaca la presencia de cultivos de secano en las zonas semiáridas (PRE:ETP entre 0.2 y 0.5) de India & Pakistán y Zambezi-Kalahari asociado fundamentalmente a las altas densidades poblacionales y a la demanda local de alimentos. A pesar que las actividades de pastoreo en las regiones se hacen más frecuentemente sobre vegetación no cultivada (Millennium Ecosystem Assessment 2005), el máximo de esta actividad en tierras subhúmedas secas puede atribuirse a la aún gran fracción de tierra no cultivada capaz de sustentar esta actividad en todas las regiones excepto India & Pakistán. En la región asiática, la alta presión ganadera se sostiene principalmente por el consumo de residuos agrícolas (rastros), y en un menor grado forraje proveniente de pasturas, explicando la densidad constante a través de todo el gradiente de la región (Chakravarti 1984).

La convergencia de los patrones estructurales de los ecosistemas no cultivados ha sido históricamente reconocido por los biogeógrafos (Schimper, 1903; Udvardy, 1975). Sin embargo, en este Capítulo se mostró como una población creciente y más demandante de recursos impone nuevos controles que llevan a los ecosistemas a divergir de sus condiciones naturales. Así, a través de las regiones se encontró una creciente divergencia desde sistemas naturales (áreas protegidas), a seminaturales (áreas silvestres de pastoreo), sugerido por los archivos cartográficos y fotográficos (Tabla 2.5). En áreas protegidas, los sistemas dominados por árboles prevalecieron en todas las regiones excepto Mesquite. Sin embargo en Zambezi-Kalahari se encontró –junto con árboles– una fracción considerablemente grande de arbustos y pastos. En esta región –además de la existencia de grandes extensiones de bosques puros, arbustales, y pastizales– estas clases de vegetación usualmente co-ocurren con formaciones de arbustos o árboles esparcidas sobre una matriz de pastizal (como muestran las fotografías). En África, este patrón usualmente descrito como sabana o sabana boscosa, resultaría de la larga historia evolutiva de pastoreo por animales silvestres y domésticos, en combinación con un intenso manejo del fuego (Menaut 1983). El Mesquite, aunque definido como un arbustal por los mapas continentales de vegetación, comparte características similares con las regiones restantes, ya que su vegetación se encuentra estructurada como una sabana arbustiva o como un bosque xérico, a menudo dominado por la fabácea *Prosopis glandulosa* (Archer 1995, Owens et al. 1995). Estas características comunes en la vegetación original o potencial entre las cinco regiones

fueron enfatizadas más de cien años atrás, cuando la vegetación estaba menos transformada que en la actualidad (Schimper 1903).

Las similitudes entre regiones disminuyeron en áreas no protegidas, con contrastes sustanciales en la fracción de suelo desnudo en el NE Australia y las otras regiones (22% vs. <1%), y en la cobertura de arbustal entre Mesquite y Zambezi-Kalahari y las otras regiones (80 y 32% vs. ~15%). Las extensiones de suelo desnudo en Australia posiblemente parten de una historia de pastoreo de vacunos y ovinos relativamente intensa en los inicios del siglo XX, seguido de los planes de erradicación masiva de la vegetación leñosa con la intención de favorecer a los pastos (que incluye el uso de arados de reja y herbicidas), quizás en interacción con la pobre fertilidad (y resiliencia) de la región (Seabrook et al. 2006, Henzell 2007, McAlpine et al. 2009) (Tabla 2.5, Figura 2.8). En Zambezi-Kalahari y Mesquite, los disturbios del fuego antropogénico, extracción de madera y la larga historia de cría de ganado podría haber dado nueva forma a la vegetación, llevando a una invasión de arbustos dentro de las sabanas abiertas y los bosques (Archer 1995, Roques et al. 2001), un proceso también descrito para India & Pakistán (Pandey y Singh 1991). A nivel regional, las densidades actuales de ganado, sin embargo, no permitieron probar convincentemente efectos sobre la estructura de la vegetación, así como no se encontró relación con la fracción de suelo cubierto por bosques, arbustales, pastizales o suelo desnudo (ver Tabla 2.5, 2.7 y Figura 2.7).

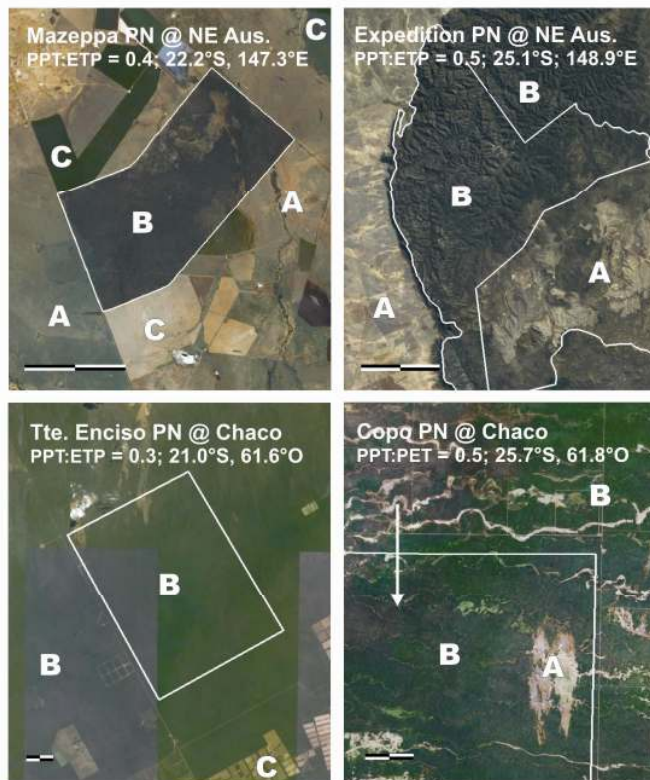


Figura 2.8. Interpretación visual de la cobertura/uso del suelo a partir de imágenes satelitales de alta resolución espacial (provistas por el sistema Google Earth) de paisajes en Chaco y NE Australia, dentro y fuera de áreas protegidas (límites identificados con líneas blancas) (UNEP-WCMC 2009). La escala gráfica representa una unidad relativa. La ubicación refiere al centroide de la imagen. Acrónimos: B bosque, A arbustal / pastizal / suelo desnudo, C cultivado, PN parque nacional.

Con excepción de las áreas más áridas analizadas, en donde especies como el sorgo y mijo mostraron una preponderancia (Figura 2.5), la composición de los cultivos fue altamente divergente a través de las regiones secas subtropicales. Parte de estas divergencias pueden explicarse por el destino de la producción agrícola –subsistencia y mercado local vs. mercado nacional/global– con Chaco, Mesquite y NE Australia estando dedicados a la producción de materias primas que exceden altamente la demanda (humana) potencial regional. El cultivo de soja, que domina en el Chaco, responde a las demandas de cerdo y pollo de algunos países Asiáticos (Grau et al. 2005), la producción de caña de azúcar australiana excede 20 veces su consumo nacional (AGSI-FAO 1999, FAO 2009). El sorgo y trigo del NE Australia y del Mesquite son usados principalmente para los sistemas intensivos de producción de animales, siendo exportada en última instancia la producción animal (FAO 1996, McAlpine et al. 2009). En contraste, India & Pakistán y Zambezi-Kalahari albergaron un conjunto mas diverso de cultivos en el que se balancea la producción de granos y legumbres, respondiendo a demandas domésticas y locales (Tabla 2.6). Como un ejemplo, 97% del sorgo producido en Zambezi-Kalahari se consume localmente (FAO 2009), mientras que solo una fracción pequeña de la superficie cultivada se dedica a cultivos destinados al mercado global, tales como café, algodón y tabaco (Snapp et al. 2002, You et al. 2009). Aún acompañada por una canasta diversificada de cultivos, la producción de trigo y arroz en India & Pakistán predomina desde la Revolución Verde, desplazando otros cultivos de legumbres, mijo y sorgo (Singh 2000, Ladha et al. 2003, Froking et al. 2006) sin un gran cambio en la totalidad de la superficie sembrada regional (Alauddin y Quiggin 2008). Este salto tecnológico en la década de 1960, que incluyó nuevas variedades de cultivos, fertilización, biocidas, mecanización, y muy significativamente riego, permitió incrementar la intensidad de rotación, con dos ó tres ciclos de cultivo por año (Das 2006, Froking et al. 2006).

Los efectos contrapuestos de adicionar recursos (riego y fertilización), y de generar procesos de degradación del suelo, ayudarían a explicar similitudes y contrastes de la productividad agrícola entre regiones (Figura 2.6). Una evaluación cualitativa de la contribución integrada de riego (Tabla 2.4) y fertilización (FAO 2009) (Tabla 2.7) sugiere el siguiente orden decreciente de insumos: Mesquite = India & Pakistán > NE Australia >> Chaco = Zambezi-Kalahari. Una evaluación global de la degradación de suelo (Oldeman et al. 1991) sugiere el siguiente orden creciente: Chaco = NE Australia < Mesquite < Zambezi-Kalahari < India & Pakistán (Tabla 2.8). Basados en estos dos ordenamientos se especula que Chaco, Mesquite, e India & Pakistán son capaces de alcanzar rendimientos similares en la actualidad ($\sim 3 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) compensando sus respectivas degradaciones crecientes con un aumento paralelo en la adición de insumos (Figura 2.2). Por fuera de esta posible situación de compensación, Zambezi-Kalahari muestra los rendimientos más bajos, posiblemente como resultado de los efectos combinados de alta degradación y baja capacidad de acceder a los insumos necesarios para mantener la fertilidad de los sistemas cultivados. En el NE Australia, una aproximación a producción agrícola predominantemente oportunista y pobremente tecnificada puede explicar los bajos rendimientos de secano (Sadras y Roget 2004); sin embargo, estos sistemas coexisten con crecientes esfuerzos de manejo conservativo en áreas de producción de granos y sistemas de producción de caña de azúcar altamente subsidiados (Thomas et al. 2007). Es importante destacar que estas dos regiones tienen los suelos más pobres a través de los territorios examinados en términos de CIC y deficiencias de fósforo (Paton et al. 1995) (Tabla 2.3).

Tabla 2.7. Consumo de nutrientes ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$), según información proveniente de FAO (2009) provista a escala nacional. Se considera para el cálculo únicamente el área cosechada por país extraída de la misma fuente de datos.

Región	Nitrógeno	Fosfato	Potasio
Chaco	30.3	33.9	35.3
India & Pakistán	75.2	29.7	13.7
Mesquite	146.3	59.9	58.9
NE Australia	40.3	48.1	11.5
Zambezi-Kalahari	26.6	13.8	4.6

Tabla 2.8. Nivel de degradación según Oldeman et al. (1991). Se presenta la variable fracción del territorio bajo la clase “Nivel de degradación extremo”, con restricciones para el uso agrícola.

Región	Nivel de degradación extremo (%)
Chaco	0.2
India & Pakistán	13.5
Mesquite	5.6
NE Australia	0.1
Zambezi-Kalahari	11.2

Los patrones contrastantes de riego y fertilización responderían a diferentes necesidades y/o acceso a insumos de parte de los productores agropecuarios, como lo ejemplificarían las dos regiones menos fertilizadas: Chaco y Zambezi-Kalahari. En Chaco, los sistemas agrícolas sustentan casi la misma producción de grano de Mesquite consumiendo –según estadísticas nacionales– seis veces menos nitrógeno, y dos veces menos fósforo (FAO, 2009). La producción en Chaco no demanda aún altas tasas de fertilización (González y Román 2009), como resultado de una corta historia de cultivo y degradación de sus suelos, acompañado por el efecto de la fijación de N del cultivo de soja (Álvarez y Lavado 1998). En Zambezi-Kalahari, en cambio, donde el desbalance entre cosecha y fertilización, y las disminuciones asociadas en la producción primaria y la calidad de sus suelos son bien conocidas (Nandwa y Bekunda 1998, Drechsel et al. 2001), los fertilizantes son poco usados, posiblemente como resultado de sus altos costos, los cuales llegan a ser de dos a seis veces mayores que en Europa, América o Asia, en combinación con la baja capacidad adquisitiva de los productores (Sanchez 2002, Snapp et al. 2002).

En India & Pakistán, la región con la mayor historia agrícola dentro de los subtropicos secos, la degradación de suelo actual responde a una situación opuesta respecto del agregado de recursos comparado con Zambezi-Kalahari. En esta región, el uso intensivo e ineficiente de agua y fertilizantes causó extensas alteraciones hidrológicas que condujeron a procesos de anegamiento, salinización/alcalinización, y acidificación de suelos (Singh 2000, Wichelns 2004). Estas ineficiencias tendrían por lo menos dos consecuencias ambientales significativas sobre el recurso agua, al originar una rápida y sostenida disminución de los acuíferos profundos (Tiwari et al. 2008), y una polución del agua con nitrógeno soluble (Painuly y Mahendra Dev 1998). Otra consecuencia adversa de un uso intensivo del territorio la constituiría la disminución de las tasas de polinización de cultivos zoófitos, debido a la fragmentación y el aislamiento de las poblaciones de insectos (disrupciones de flujos y degradación de los reservorios génicos) (Garibaldi et al. 2011).

Las tasas de producción analizadas por habitante (rural y urbano) mostraron patrones únicos a través de las regiones (Tabla 2.9). La producción agrícola *per capita*

en Chaco y NE Australia excedió en siete a once veces a aquella encontrada en India & Pakistán y Zambezi-Kalahari. La disponibilidad ganadera *per capita* en el NE Australia fue 72 veces mayor a las presentadas por las regiones de África y Asia (10.2 vs. 0.13 unidades*hab⁻¹). Notablemente, África y Asia convergieron en sus valores de producción de grano en ~50 kg*a⁻¹ y de densidad ganadera en ~0.14 unidades por habitante, valores que se asociarían estrechamente a sistemas de subsistencia o mercado local. Dado que la agricultura es la principal fuente de nutrientes de la población humana (Welch and Graham, 1999), estos resultados se podría relacionar a una necesidad nutricional basal de un individuo (y a la capacidad de carga de una región bajo un dado nivel de producción, y a la mano de obra básica para producir un bien agropecuario en un área bajo un dado esquema tecnológico, como en el caso de Chaco y NE Australia).

Tabla 2.9. Producción agrícola y densidad ganadera por área y habitante. El rendimiento ponderado por el área considera los esquemas de doble cultivo.

Región	Rendimiento ponderado por el área (kg*ha ⁻¹ *a ⁻¹)	Producción de cereales + oleaginosas / población total (kg*hab ⁻¹ *a ⁻¹)	Densidad ganadera (unidades*km ⁻²)	Densidad ganadera / población total (unidades*hab ⁻¹)
Chaco	2692	585	14.9	2.0
India & Pakistán	3401	54	61.9	0.13
Mesquite	3098	153	13.3	0.53
NE Australia	1696	395	10.3	10.2
Zambezi-Kalahari	973	51	3.1	0.14

En las últimas décadas, los científicos introdujeron cada vez más los procesos humanos en la comprensión, predicción y manejo de ecosistemas terrestres, ampliando el conocimiento sobre las complejas interacciones que conducen finalmente su capacidad para proveer bienes y servicios. Se obtuvieron considerables contribuciones de estudios orientados hacia la vulnerabilidad/sustentabilidad de la provisión de bienes y servicios (Turner et al. 2003), narrativas ambientales a escala local sobre la cobertura del suelo y el cambio de la estructura de la vegetación combinando información estadística con sensores remotos (Hessburg y Agee 2003, Seabrook et al. 2006), y narrativas globales estableciendo escenarios futuros sobre estas interacciones y el desarrollo de la humanidad (Raskin 2005). Usando fuentes de datos existentes se cuantificó aquí como sociedades diferentes (con diversos usos del suelo y usuarios) basados en lo que son hoy –o fueron el en pasado reciente– bosques o sabanas, generaron patrones ecológicos y de producción de alimentos divergentes. El análisis de estas asociaciones se encuentra todavía muy limitado por la disponibilidad de datos a escala subnacional, por lo que el desarrollo de medidas confiables de la densidad de población (rural y urbana) y su riqueza, y de la conectividad del paisaje es muy necesario. Nuevas y más confiables visiones comparativas ayudarían por lo tanto a explorar caminos y estrategias de manejo de ecosistemas en un mundo con demandas crecientes por alimento y en donde sustentar el capital natural y social es uno de los desafíos más urgentes.

CAPÍTULO 3

El rol de los contextos biofísicos y humanos dirigiendo la productividad de los subtrópicos secos



Recolección de maíz. Tete, Mozambique, reciente. ILRI/Mann.

Baldi, G., and E. G. Jobbágy. Enviado.
The role of biophysical and human contexts shaping productivity in the dry subtropics.

3.1. Introducción

En los ecosistemas, la tasa de incorporación de energía química en forma de biomasa, llamada productividad primaria, dirige múltiples procesos incluyendo los flujos de energía y los ciclos biogeoquímicos (McNaughton et al. 1989), y genera bienes que sustentan el bienestar humano, tales como alimentos, fibras, combustibles, y materiales de construcción (Badwen y Ison 1992, Haberl et al. 2007). La productividad primaria es sensible a un complejo arreglo de controles físicos, biológicos y humanos (Field 1995, Geider et al. 2001). En este Capítulo se explora en ecosistemas terrestres la importancia relativa de estos controles y sus interacciones dirigiendo la magnitud, la estacionalidad y la estabilidad interanual de la productividad primaria.

Los ecosistemas terrestres despliegan un amplio rango de tasas de productividad primaria, desde ambientes fríos y secos, en donde es despreciable, hasta los más productivos sistemas naturales y cultivados –como los bosques tropicales y las plantaciones forestales– en donde una hectárea de tierra puede generar más de veinte toneladas de materia seca por año (Lieth 1975, Clark et al. 2001, Stape et al. 2006). A escala global o regional, el clima tiene una importancia preponderante dictando dichos patrones. En particular, a través de gradientes de precipitación, la productividad muestra una relación lineal y positiva hasta un umbral a partir del cual se estabiliza o decrece una vez que la disponibilidad de nutrientes y/o radiación se torna más limitante que la disponibilidad hídrica (Webb et al. 1983, Verón et al. 2002, Del Grosso et al. 2008).

La composición de la vegetación también juega un papel importante determinando los patrones de productividad, fundamentalmente a través de la integración de atributos individuales tales como las estrategias de captura de recursos y tasas de crecimiento potenciales (Webb et al. 1983, Jobbágy y Sala 2000, Del Grosso et al. 2008). Adicionalmente, los regímenes de disturbio (dados por su frecuencia e intensidad) modelan la productividad primaria de la vegetación a través de la modificación de sus características estructurales y funcionales y la alteración de las condiciones físicas del entorno (Aber y Melillo 1991).

En conjunto con los controles físicos y biológicos, el contexto humano en el que se encuentran inmersos los ecosistemas dirige su funcionamiento así como lo hace con su estructura (Lambin et al. 2001). Los humanos, al aplicar diferentes esquemas de intervención, imponen nuevos regímenes de disturbios, reemplaza los tipos de vegetación, aplican subsidios energéticos y materiales, y desatan procesos de degradación, conllevando divergencias funcionales bajo condiciones climáticas y biológicas similares (Foley et al. 2007, Haberl et al. 2007). Así, las condiciones demográficas y socioeconómicas bajo las que se encuentran paisajes, regiones o continentes afectan la intensidad de las intervenciones, y por lo tanto dejan una huella importante en los patrones de la productividad primaria de la vegetación. ¿Cómo responde la productividad primaria a condiciones de alta vs. baja densidad poblacional? ¿Existen contrastes de la productividad primaria entre sistemas globalizados o aislados, o entre aquellos con capacidad de adquirir bienes y aquellos que no? Aún existiendo un gran número de estudios en donde se analizan los efectos de varias acciones o intervenciones sobre la estructura y el funcionamiento del ecosistema (e.g. Blaikie y Brookfield 1987, Chidumayo 2002, Fensham y Fairfax 2003, Grau et al. 2008), son poco frecuentes los estudios comparativos a escala global acerca de dichos efectos a través de los gradientes humanos amplios existentes (Luck 2007).

La productividad primaria bruta (PPB) y neta (PPN), representando respectivamente las entradas energéticas a los ecosistemas antes y después de considerar la respiración por las plantas, son comúnmente caracterizadas por medio de cosechas,

técnicas de “eddy covariance”, y mediante información espectral (Paruelo et al. 2010). Traducir la información espectral proveniente de sensores remotos a PPN constituye aún hoy un reto importante, dada la eficiencia variable con la cual la vegetación transforma la radiación absorbida en biomasa (Garbulsky et al. 2011), y las tasas contrastantes de respiración por el follaje, los tallos y las raíces (Ise et al. 2010). No obstante, el uso de variables subrogantes de la PPN, como los índices espectrales “Índice de Vegetación Mejorado” (EVI, por sus siglas en inglés) y el “Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas” (NDVI, por sus siglas en inglés), ha provisto una gran ayuda en estudios biogeográficos, al permitir caracterizar la magnitud y la estacionalidad de la productividad basándose en protocolos comunes sobre grandes extensiones ocupadas por distintos tipos de vegetación (Lloyd 1990, Xiao et al. 2004, Sims et al. 2006).

En este Capítulo –como en el anterior– se hace foco sobre sistemas subtropicales secos (semiáridos a subhúmedos), en particular aquellos que reciben lluvias estivales. Encontrados en rangos intermedios de precipitación y temperatura (Woodward et al. 2004), estos sistemas contienen bosques xerofíticos y sabanas como su vegetación natural (Olson et al. 2001), como se demuestra en el Capítulo 2. Estas regiones, que sólo ocupan aproximadamente un 16% de la superficie terrestre, son responsables del ~21% de la PPN (sensu Imhoff et al. 2004) con una alta variabilidad de reservas de biomasa (de 1.8 Mg C*ha⁻¹ a más de 30 Mg C*ha⁻¹) dependiendo de la fracción leñosa de los ecosistemas (Grace et al. 2006). Como fue planteado anteriormente, por estar localizadas estas regiones en distintos hemisferios, continentes y países, están sujetas a una gran diversidad de contextos humanos que resultan en patrones contrastantes de uso, estructura de la vegetación y producción de alimentos. Mientras los sistemas de África, Australia, y los Americanos se encuentran dominados por vegetación natural y seminatural (>84% de sus territorios), han sido completamente transformados en Asia, donde ~75% del territorio está bajo agricultura (Capítulo 2). Las divergencias en la estructura de la vegetación se acrecientan entre regiones cuando se pasa de sistemas naturales (protegidos), a seminaturales, y a cultivados, debido a una dependencia creciente de las intervenciones humanas vs. el ambiente biofísico. En este sentido se considera a los bosques secos subtropicales experimentos invaluableles que contribuirían al entendimiento de las interacciones entre sociedad y naturaleza.

Se exploran los patrones de productividad primaria mediante información espectral proveniente de sensores remotos, haciendo foco en la productividad media, y su variabilidad estacional e interanual. Como hipótesis guías exclusivas de este Capítulo se plantea que: (1) La productividad primaria está determinada por tres grandes factores: sistema de uso del suelo (representado por las clases no cultivado vs. cultivado), clima (definido por los gradientes de balance hídrico), y factores socioeconómicos y tecnológicos (capturados por contrastes interregionales). Se espera una respuesta más fuerte de la productividad primaria a la disponibilidad hídrica vs. el contexto humano para sistemas no cultivados que para cultivados. (2) En estos sistemas con limitaciones hídricas, un incremento en la disponibilidad de agua implica aumentos en la productividad primaria de la vegetación, pero con pendientes más elevadas en sistemas no cultivados (mayoritariamente dominados por vegetación leñosa y perenne), en comparación con sistemas cultivados (mayoritariamente dominados por vegetación herbácea y anual) (Del Grosso et al. 2008). (3) La transformación de sistemas no cultivados a cultivados implica efectos duales en la productividad primaria de la vegetación, revistiendo (a) incrementos a través de subsidios (fertilización, riego) (Field 1995), y (b) decrementos, debido a degradación física, química, y biológica y/o un uso menos eficiente de los recursos. Y (4) en el largo plazo (décadas), la productividad

primaria es menos estable bajo sistemas cultivados debido a atributos ecofisiológicos (e.g. anuales vs. perennes, ver punto anterior) y de manejo (tiempo de reposo o barbecho, efectos “aleatorios” de manejo), interactuando con la variabilidad climática (Nandwa y Bekunda 1998, Knapp y Smith 2001, Lobell et al. 2010).

3.2. Métodos

3.2.1. Área de estudio

Este Capítulo se enfoca en las cinco regiones subtropicales secas –con lluvias estivales- delimitadas en el Capítulo 2, ubicadas en África (Zambezi-Kalahari), Asia (India & Pakistán), Australia (NE Australia), Norteamérica (Mesquite), y Sudamérica (Chaco) (Figura 2.1). Estas regiones comparten, por definición, características climáticas y topográficas similares, incluyendo un gran rango de disponibilidad hídrica (tasas de precipitación a evapotranspiración potencial 0.2 a 1, PRE:ETP), la presencia de una estación invernal seca que puede durar varios meses ($\geq 66\%$ de la lluvia en la mitad del año) y condiciones de temperaturas medias (20 to 25°C). Todas ellas incluyen condiciones semiáridas, secas-subhúmedas, y subhúmedas, a pesar de que sólo India & Pakistán y Zambezi-Kalahari cubren todo el rango determinado. Estas regiones presentan un diverso arreglo de contextos demográficos y sociales (Tabla 2.4). Las densidades poblacionales muestran diferencias de hasta 500% entre la India & Pakistán y NE Australia, mientras que las economías han canalizado su producción agrícola a los mercados locales o de subsistencia en la India & Pakistán y Zambezi-Kalahari, y a los mercados nacionales o globales en las restantes regiones.

3.2.2. Procedimiento de muestreo

En función de cuantificar las características funcionales de la vegetación se determinaron 6073 puntos de muestreo a lo largo de gradientes de balance hídrico, representando dos sistemas de uso del suelo: no cultivado y cultivado (n = 4042 y 2031, respectivamente; Tabla 3.1). Estos puntos se distribuyeron a lo largo de 35 transectas de 20 km de ancho, de largo variable y –cuando paralelas entre ellas- separadas por una distancia de 125 a 250 km. La selección de los puntos combinó inspecciones visuales de imágenes satelitales de alta resolución (provistas por el sistema Google Earth) y archivos fotográficos en-línea (“Confluence Project”, <http://www.confluence.org>, y “Panoramio”, <http://www.panoramio.com>). La ubicación de los puntos fue asignada aleatoriamente manteniendo una distancia mínima de 7 km. En aquellas áreas en donde el tipo de vegetación estaba poco representado, como las áreas naturales y seminaturales de India & Pakistán, la distancia entre puntos se redujo a ~3 km. Los datos interceptados por estos esos puntos se resumieron a nivel regional. Para cada punto se determinó el balance hídrico climático basado en la relación entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial (PRE:ETP) luego de aplicar un procedimiento kriging ordinario sobre la base de datos climáticos mencionada en el Capítulo 2 (New et al. 2002). Luego se discriminaron las muestras cultivadas entre secano e irrigadas de acuerdo al “Global map of irrigated areas” (Siebert et al. 2007), el cual representa la fracción de superficie equipada para riego con una resolución de 5-min. En este Capítulo, una muestra fue considerada regada cuando esta proporción fue $>5\%$.

Tabla 3.1. Características del muestreo por puntos (n) y escenas MODIS para las cinco regiones subtropicales secas. Se detallan aquellos puntos clasificados como irrigados, y aquellos que se localizaron en áreas protegidas (conservación).

Región	Transectas	Puntos cultivados (irrigación)	Puntos no cultivados (conservación)	Escenas MODIS
Chaco	8	497 (17)	1129 (63)	h11v10, h12v11, h12v10
India & Pakistán	7	806 (713)	172 (14)	h24v6, h24v5, h25v6
Mesquite	3	97 (22)	198 (0)	h9v6
NE Australia	6	94 (23)	871 (22)	h31v10, h31v11
Zambezi-Kalahari	11	537 (19)	1672 (512)	h19v10, h20v10, h20v11, h21v10, h21v11

3.2.3. Productividad media anual y estacionalidad

Se exploraron a través de todos los puntos muestreados los patrones de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA), como un estimador de la productividad primaria bruta (PPB). Estas medidas copian los flujos fotosintéticos estacionales especialmente en ecosistemas deciduos (bosques, arbustales, pastizales y sabanas leñosas) y anuales (cultivos) (Sims et al. 2006, Garbulsky et al. 2010).

Se calculó la RFAA siguiendo el modelo Monteith (1981), resultante del producto de la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFA) y la fracción de RFA absorbida por los tejidos verdes de la vegetación (FRFA). FRFA se relaciona positivamente con índices espectrales tales como el “Índice de Vegetación Mejorado” (EVI, por sus siglas en inglés) y el “Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas” (NDVI, por sus siglas en inglés) (Paruelo et al. 2010). Entre éstos, EVI muestra una mejor capacidad que NDVI y el producto FRFA (Myneni et al. 2002) como estimador de la PPB al evitar los efectos de la contaminación atmosférica, los de “saturación” del índice en áreas de alta biomasa, la señal del fondo del canopy (Huete et al. 2002), y los efectos de absorción por componentes no fotosintéticos de las hojas (Zhang et al. 2006). Por todo ello, se decide utilizar al EVI como estimador directo de la FRFA, asumiendo que $FRFA = EVI$ según lo establecido por estudios previos (Xiao et al. 2005, Garbulsky et al. 2008).

Se utilizaron datos de EVI producidos por el instrumento “Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer” (MODIS) Terra (Huete et al. 2002) (producto MOD13A3, Tabla 3.1), con una resolución espacial de 1 km y una resolución temporal de un mes. Se analizó el período 2003-2005, sólo considerando valores con la etiqueta “VI produced, good quality”. El período de estudio no incorporó eventos de El Niño/La Niña (ENSO-ONI, <http://ggweather.com/enso/oni.htm>), sin embargo, el subcontinente indio experimentó una reducción de las lluvias durante el monzón del verano de 2004 (junio-setiembre) (Gadgil et al. 2005). Se calculó el RFA ($MJ \cdot m^{-2}$) a partir de la base de datos de la Climatic Research Unit – UEA “Ten minute Climatology” (New et al. 2002). De esta base, los valores promedio de heliofanía para el período 1961-1990 (resolución espacial de 10 min), fueron transformados a RFA utilizando el algoritmo propuesto por Allen *et al.* (2004), considerando la relación entre radiación y RFA 0.48 para un clima seco subtropical con lluvia de verano (Tsubo y Walker 2005).

Para analizar los patrones RFAA promedio a través de las regiones, se aplicaron tres aproximaciones: (1) para probar la asociación de RFAA con los factores “balance hídrico”, “región” y “sistema de uso del suelo” se utilizó una combinación de regresiones lineales, y análisis de variancia (ANOVA) y covariancia (ANCOVA).

ANCOVA es una combinación de un ANOVA y una regresión para variables continuas (en este caso, el balance climático de agua) que prueba los efectos de los factores en la variable resultante una vez que la variancia explicada por los factores cuantitativos ha sido removida. (2) Para explorar los contrastes de productividad entre regiones y sistemas de uso del suelo se analizaron los residuos de los valores de RFAA provenientes de las regresiones entre balance climático de agua vs. RFAA (al utilizar los residuos en lugar de los valores de RFAA se remueve el efecto del clima). (3) Finalmente se llevaron a cabo regresiones por cuantiles (Cade y Noon 2003) para modelar la relación entre RFAA y el gradiente de balance hídrico, discriminando puntos de acuerdo a su región y sistema de uso del suelo. Para cada región y uso (los puntos regados se descartaron aquí) se generaron regresiones para los cuantiles 0.5 (mediana) y 0.9 (límite de respuesta). Se utilizó un programa *ad hoc* para elegir entre tres tipos de modelos: linear, polinomial de segundo orden, y de saturación, decidiendo para cada situación cuál era el mejor modelo a través del criterio de información Akaike (1974).

Con el fin de analizar los patrones estacionales RFAA en todas las regiones se obtuvieron las curvas de estacionales para cada punto de muestreo de la base de datos. Se derivaron dos variables a partir de estas curvas estacionales: el coeficiente de variación (cv) y el mes de RFAA máxima. El cv determinaría si la productividad se concentra en unos pocos meses o si en cambio se distribuye uniformemente a lo largo del año. El mes de RFAA máxima se indicaría cuándo la vegetación alcanza su máxima actividad fotosintética durante todo el año, capturando así una característica esencial de la estacionalidad de las ganancias de carbono de los ecosistemas (Jobbágy et al. 2002).

3.2.4. Variabilidad y tendencias de productividad a largo plazo

Para explorar la productividad primaria a largo plazo se utilizaron (1) datos de EVI de MODIS Terra (2000-2009) y (2) datos de NDVI de NOAA-AVHRR (1982-1999). Se utilizó el coeficiente de variación de la media anual de EVI o NDVI como una medida de variabilidad a largo plazo y se exploraron las tendencias sostenidas a través de pruebas no paramétricas (Mann-Kendall).

En el caso de los datos MODIS, el análisis se enfocó en un subconjunto elegido al azar de 2190 puntos de muestreo (1106 no cultivados, 1084 cultivados) obtenidos del grupo original de 6073. Los datos para cada punto de muestreo del subconjunto correspondieron al producto MOD13Q1 (250 m y 16 días de resolución espacial y temporal) fueron extraídos con la herramienta en-línea de ORNL “MODIS Global Subsets: Data Subsetting and Visualization” (<http://daac.ornl.gov>). Sólo se consideraron datos con la etiqueta “VI produced, good quality”. Luego se correlacionaron 2190 puntos comunes de los dos productos de MODIS EVI utilizados (MOD13A3, período 2003-2005, y MOD13Q1, período 2000-2009), encontrando una consistencia adecuada entre ambos (pendiente = 1.03, $r^2 = 0.79$).

En el caso de los datos de NOAA, se trabajó con 2471 puntos de muestreo (1983 cultivados y 488 no cultivados). Proveyendo las series de tiempo más largas que existen de imágenes satelitales, estas series de NDVI han sido integradas en diferentes productos (PAL, GIMMS, FASIR, LTDR, entre otros) siguiendo diferentes caminos de procesamiento (Ouaidrari et al. 2003). Se seleccionó la serie “Land Long Term Data Record” (v3) (LTDR, 4 km y 1 mes de resolución espacial y temporal) (Pedelty et al. 2007), ya que las comparaciones entre series destacan su habilidad para detectar tendencias de largo plazo (Anexo I y Alcaraz-Segura et al. 2010).

Dada la baja resolución espacial de los datos NOAA y la necesidad de caracterizar una determinada cobertura del suelo a través de largo períodos de tiempo, el

análisis se restringió a aquellos puntos de muestreo con una cobertura (1) homogénea a escala del píxel NOAA, y (2) estable a través de los dos períodos de estudio (1982-1999 para NOAA, 2000-2009 para MODIS). La cobertura del suelo homogénea se confirmó a través de la inspección visual de imágenes Google Earth sobre ventanas de 5 km de radio.

La estabilidad temporal de cobertura fue analizada de acuerdo al tipo de uso en el inicio del período de estudio y a la región. Como en los subtrópicos secos la transición de uso más probable es de no cultivado a cultivado (Miles et al. 2006), se asumió que todos los puntos no cultivados con una cobertura homogénea en imágenes de alta resolución de Google Earth (desde 2002 hasta 2008) habrían mantenido esta condición a través de los dos períodos. Para las áreas cultivadas, la estabilidad se resolvió de acuerdo a los siguientes criterios específicos para cada región. En Chaco se determinó la estabilidad de los puntos georeferenciando y analizando visualmente 29 vistas rápidas de imágenes Landsat TM provenientes del sitio en-línea del “Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais” correspondientes a la década de 1980 (<http://www.inpe.br>). Para Mesquite, los puntos de muestreo se seleccionaron explorando los mapas de cobertura de suelo más antiguos disponibles para la región (c. 1992) (Vogelman et al. 2001). Para el NE de Australia y Zambezi-Kalahari no se encontraron datos espacialmente explícitos, y por ello se utilizaron todas las muestras como si hubiesen mantenido la misma cobertura desde 1980. Datos dispersos sugieren sólo pequeños cambios durante el período en NE Australia y Zambezi-Kalahari (Hamandawana et al. 2005, Luoga et al. 2005, Seabrook et al. 2006). El conjunto completo de puntos cultivados en India y Pakistán también se utilizó, dado que la agricultura alcanzó su extensión actual en la década de 1950 (Capítulo 2 y Gadgil y Guha 1992). No fueron discriminados cultivos de secano e irrigados para estos análisis de largo plazo debido al bajo número de puntos de cultivo irrigado en todas las regiones excepto en India y Pakistán, y para secano en esta última región. Toda la información se resumió a escala regional.

Se diferenció asimismo la fracción de la variabilidad interanual en el NDVI explicada por tendencias de largo plazo vs. variaciones residuales entre años. Para ello, primero se evaluó la existencia de tendencias significativas durante el período 1981-1999 en los valores de NDVI medio anual a través del método de tendencias de Mann-Kendall (Hirsch y Slack 1984). Este método calcula la existencia de una tendencia monótonica basada en la estadística tau de Kendall, sumando el número de veces que un año particular tiene un mayor o menor valor de NDVI que algún año previo. Para minimizar la influencia de los errores en la estimación de la pendiente, los valores perdidos, la no normalidad de los datos, y la autocorrelación temporal, se utilizó un estimador no paramétrico de pendiente lineal sugerido por Sen (1968). Primero, en cada período sub-anual, el método de Sen calcula la mediana de todas las pendientes posibles de dos puntos entre pares de años pero descartando las observaciones aberrantes (“outliers”), y luego calcula la mediana de todas las pendientes (Hollander 1973). El test se corrió utilizando el código MATLAB basado en el paquete Mann-Kendall por J. Burkey (MATLAB Central file exchange, versión 2009). Para cada píxel fueron almacenadas la pendiente total obtenida con el método Sen y el valor-p calculado con el método de tendencias de Mann-Kendall. Se asumieron como significativas pendientes con valores-p < 0.05.

3.3. Resultados

3.3.1. Productividad media anual y estacionalidad

La información proveniente de sensores remotos indicó que más de la mitad de la variabilidad de la productividad de las muestras estuvo determinada por la región (r^2 parcial = 0.38), el balance hídrico (r^2 parcial = 0.15), y, en una medida mucho menor, el sistema de uso del suelo (no cultivado vs. cultivado de secano, r^2 parcial = 1.2×10^{-5}) (después del ANCOVA $p < 0.0001$ para todos los casos, sin considerar interacciones, r^2 combinado = 0.52) (Tabla 3.2). La influencia relativa de la región vs. clima en los patrones de productividad primaria difirió entre cultivos de secano y vegetación (semi)natural, ya que el modelo de ANCOVA que incluyó el término de interacción “sistema de uso del suelo*región” fue significativo a un valor- $p < 0.0001$. Mientras que los patrones de RFAA para cultivos de secano fueron explicados predominantemente por la región más que por el balance hídrico ($r^2 = 0.60$ vs. 0.16, respectivamente), estos dos controles tuvieron una influencia similar en la vegetación (semi)natural ($r^2 = 0.36$ vs. 0.33, respectivamente). Además de la existencia de diferencias en los controles de la productividad primaria en sistemas no cultivados y cultivados, estos resultados indican un más alto grado de convergencia funcional a través de las regiones para áreas de vegetación (semi)natural que para cultivos de secano, o en otros términos, el desarrollo de más altos contrastes regionales para sistemas cultivados.

Tabla 3.2. Resultados del Análisis de covariancia (ANCOVA) sobre la variabilidad de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA) para el conjunto de las regiones secas subtropicales.

	gl	SC	CME	F	valor p	r^2 parcial
Sistema de uso	1	29119918	29119918	106	<0.0001	1.2×10^{-5}
Región	4	1239192147	309798037	1124	<0.0001	0.38
PRE:ETP	1	553995499	553995499	2010	<0.0001	0.15
Residuos	5220	1438677366	275609			

De acuerdo a los patrones de RFAA, la productividad primaria difirió a través de las regiones siguiendo el orden decreciente Chaco > Mesquite = Zambezi-Kalahari > NE Australia = India & Pakistán (Figura 3.1a). Este orden fue similar tanto para sistemas cultivados de secano y no cultivados y cambió sólo levemente cuando el efecto de las diferencias climáticas fue removido a través de la inspección de los residuos de la regresiones entre RFAA y balance hídrico (Figura 3.1b). Las diferencias entre regiones fueron ligeramente más importantes para los puntos de cultivo de secano (RFAA = 1129 vs. $\sim 650 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ en Chaco, y NE Australia e India & Pakistán, respectivamente) cuando se compararon con puntos no cultivados (RFAA = 1074 vs. $654 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ en Chaco y NE Australia, respectivamente). El reemplazo de la vegetación (semi)natural por cultivos tuvo efectos contrastantes en los patrones de productividad a través de los continentes, ya que los puntos de cultivo de secano presentaron valores más bajos de RFAA que la vegetación (semi)natural en India & Pakistán y Zambezi-Kalahari, similares en NE Australia y Mesquite, y más altos en Chaco (Figura 3.1).

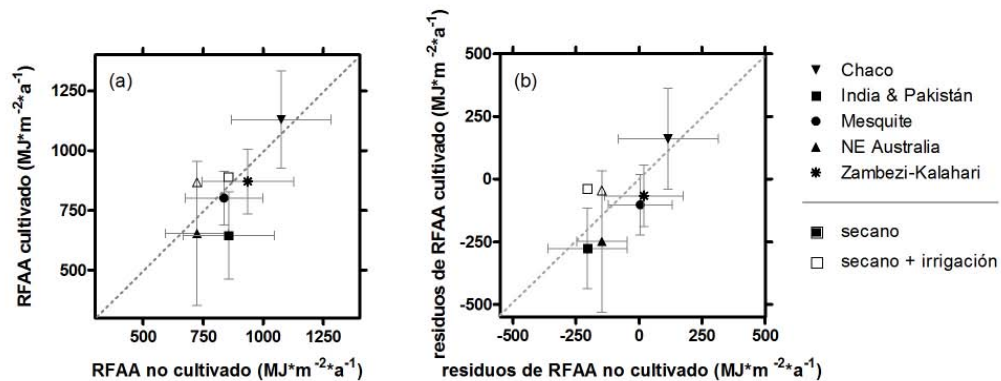


Figura 3.1. Productividad primaria de los puntos de muestreo no cultivados y cultivados, estimado por (a) valores anuales de RFAA y (b) valores anuales de los residuos de la RFAA luego de remover el efecto de la distinta posición de los puntos a lo largo del gradiente de balance hídrico. Los datos de secano + irrigación sólo se muestran para India & Pakistán y NE Australia. Para (a) sin diferencias significativas entre India & Pakistán y Zambezi-Kalahari en sistemas no cultivados, y entre India & Pakistán y NE Australia para los cultivados en secano (según ANOVA y comparaciones de “Least square means”, $p < 0.001$). Las barras horizontales y verticales corresponden a los desvíos estándar; las líneas punteadas oblicuas corresponden a la relación 1:1.

La estacionalidad de la RFAA fue unimodal en ambos usos del suelo, no cultivados y cultivados de secano, con un mínimo en invierno y máximos de diferente extensión y posición en el año, dependiendo de la región (Tabla 3.3). Estos valores siguieron a los patrones de precipitación y radiación solar incidente a través del año en todas las regiones (Figura 3.2). Para los sistemas no cultivados, en el gradiente de valores máximos anuales de RFAA, las regiones se ordenaron de forma similar a la presentada para los valores promedio (mayores valores en Chaco y menores en NE Australia; 144 vs. $97 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, respectivamente). La ocurrencia de máximos entre los meses de diciembre y febrero fue convergente para el hemisferio Sur, mientras que Mesquite e India & Pakistán difirieron en la época de mayor productividad en más de un mes. Esta diferencia se debería a que en India & Pakistán la nubosidad, producto de los monzones estivales, deprime la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFA, Figura 3.2 y Tabla 3.6). Los valores mínimos, relacionados a momentos de reposo de la vegetación (semi)natural, fueron más bajos para Mesquite, un 60% inferiores a los encontrados para Chaco, India & Pakistán, o Zambezi-Kalahari (31 vs. $\sim 48 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, respectivamente), posiblemente debido al carácter deciduo de la especie dominante *Prosopis glandulosa*, y la coexistencia de especies deciduas y perennes en las otras cuatro regiones. La variabilidad estacional de la RFAA, observada mediante el coeficiente de variación, fue alta en Mesquite y Chaco ($cv > 0.38$), y baja en los sistemas menos productivos de NE Australia y Zambezi-Kalahari ($cv = 0.32$ en ambas regiones).

Para los sistemas cultivados, los máximos siguieron el orden de los valores medios excepto Zambezi-Kalahari (que presentó los menores valores), pero sin duda el elemento más destacable es el encontrado para los mínimos anuales de RFAA, relacionados con el período de barbecho de la producción. Mesquite presentó los valores más bajos entre todas las regiones, la mitad de los encontrados para Chaco o Zambezi-Kalahari (23 vs. $\sim 45 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$). En NE Australia, los mínimos ocurrieron en

un período más amplio (cuatro meses con más del 14% de los casos, $cv = 0.48$); sin embargo, Mesquite fue 38% más la estacional que esta región. Zambezi-Kalahari presentó la menor estacionalidad de entre las cinco regiones ($cv = 0.34$). Así, la transición de vegetación (semi)natural a cultivada implicó aumentos en los valores máximos anuales (excepto en Zambezi-Kalahari), disminuciones en los mínimos, un aumento en la estacionalidad de la RFAA (en Mesquite y NE Australia con un cambio en el $cv > 50\%$), y una mayor variabilidad en los meses de máximos y mínimos. De acuerdo a la Figura 3.2, Mesquite presentó los comienzos más tempranos de la estación de crecimiento para ambos sistemas, que ocurren en invierno; sin embargo, el observado relativamente largo período de crecimiento que se prolonga hasta finales de otoño, sería producto de la incorporación de un comportamiento estacional espacialmente variable, como lo sugieren los altos valores del coeficiente de variación para esta región. La situación inversa se presenta en India & Pakistán, con una estacionalidad intermedia ($cv = 0.41$ para lo cultivado), pero espacialmente homogénea o en fase entre puntos de muestreo (Figura 3.2).

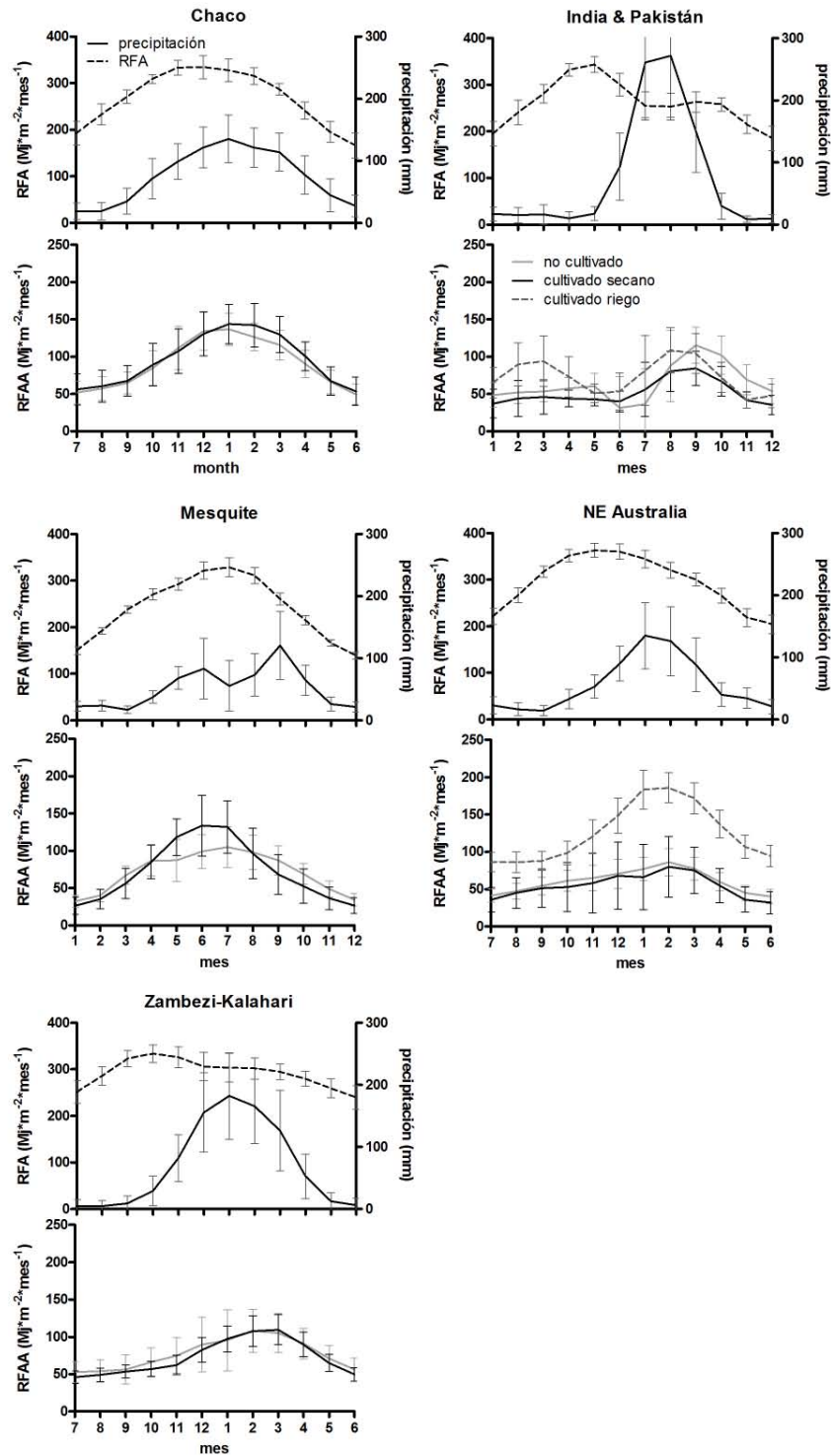


Figura 3.2. Patrones estacionales de los valores medios mensuales para el período 1961-1990 de la precipitación, la radiación fotosintéticamente activa (RFA), y la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA), para los puntos de muestreo no cultivados y cultivados de secano en las cinco regiones subtropicales secas. Los resultados para los puntos irrigados sólo se muestran para India & Pakistán y NE Australia (asociado fundamentalmente a la producción de caña de azúcar). Las barras verticales indican los desvíos estándar espaciales.

Tabla 3.3. Estacionalidad de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA) para las cinco regiones, dada por el coeficiente de variación (cv), los valores máximos y mínimos anuales, y los meses de mayor frecuencia de ocurrencia de valores máximos y mínimos. Se muestran únicamente los meses de mayor frecuencia de ocurrencia de valores máximos y mínimos (>14% de las muestras). Los valores en *itálicas* son exclusivamente de cultivos de secano.

Región	Coeficiente de variación		RFAA máximo (MJ*m ⁻² *a ⁻¹)		Mes de RFAA máximo (% de las muestras)		RFAA mínimo (MJ*m ⁻² *a ⁻¹)		Mes de RFAA mínimo (% de las muestras)	
	<i>cultivado</i>	<i>no cultivado</i>	<i>cultivado</i>	<i>no cultivado</i>	<i>cultivado</i>	<i>no cultivado</i>	<i>cultivado</i>	<i>no cultivado</i>	<i>cultivado</i>	<i>no cultivado</i>
Chaco	<i>0.44</i>	0.38	<i>163.8</i>	144.4	Ene (31%), Feb (28%), Mar (22%)	Ene (45%), Dic (34%)	<i>45.5</i>	47.1	Jun (48%), Jul (32%)	Jun (65%), Jul (28%)
India & Pakistán	0.41	0.36	120.9	114.9	Ago (31%), Sep (26%), Mar (19%)	Sep (42%), Oct (32%)	34.4	45.8	Nov (32%), Dic (29%), Ene (16%)	Ene (40%), Feb (16%), Dic (15%), Mar (14%)
Mesquite	<i>0.67</i>	0.41	<i>160.9</i>	116.3	Jul (36%), Jun (27%), May (16%)	Jul (53%), Jun (14%)	23.5	31.4	Dic (54%), Ene (43%)	Ene (56%), Dic (43%)
NE Australia	0.48	0.32	128.4	96.9	Feb (34%), Ene (29%), Mar (15%)	Feb (50%), Ene (24%), Dic (14%)	35.1	38.1	Jun (34%), Jul (26%), Ago (14%), May (14%)	Jun (58%), Jul (38%)
Zambezi-Kalahari	<i>0.34</i>	0.32	<i>117.6</i>	121.0	Mar (38%), Feb (29%), Ene (29%)	Ene (28%), Feb (26%), Mar (27%)	<i>44.6</i>	49.9	Jun (43%), Jul (40%)	Jul (39%), Jun (36%)

Si bien relación entre la disponibilidad hídrica y la estacionalidad de la RFAA, caracterizada a través del cv intranual, no resultó significativa para ningún tipo de vegetación, se encontró un incremento de los valores máximos y mínimos anuales en vegetación no cultivada con mayor disponibilidad hídrica, que fue mucho menos clara para la vegetación cultivada (Tabla 3.4). Las regresiones por cuantiles refuerzan este análisis, revelando que la productividad de la vegetación mantuvo una compleja asociación con el balance hídrico, tanto para sistemas cultivados como no cultivados (Figuras 3.3 y 3.4). Mientras que en términos generales las áreas más secas presentaron valores más bajos de RFAA, el incremento en la disponibilidad de agua resultó en respuestas de tipo óptimo y de saturación para sistemas de cultivo de secano, mientras que en respuestas lineales para sistemas dominados por vegetación (semi)natural. Estos resultados sugieren que la RFAA en cultivos de secano no estaría limitada por la disponibilidad de agua más allá de una relación de PRE:ETP mayor a 0.7, mientras que en la vegetación (semi)natural la RFAA continuaría creciendo más allá de este umbral. Vale destacar que los modelos acerca de la asociación entre RFAA y PRE:ETP para las áreas cultivadas de NE Australia y de ambos sistemas de uso en Mesquite no cuentan con la potencia de los demás modelos debido al bajo número de puntos de muestreo en el primer caso y por el rango acotado de disponibilidad hídrica en el segundo.

Tabla 3.4. Características, para el conjunto de regiones, de la relación entre la estacionalidad de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA) con el gradiente de balance hídrico (PRE:ETP), dada por el ajuste (r^2) y la pendiente de los modelos lineales simples (todas significativas, $p < 0.005$). Se consideran únicamente los puntos de cultivo de secano.

relación PRE:ETP	Coeficiente de variación		RFAA máximo ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)		RFAA mínimo ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	
	cultivado	no cultivado	cultivado	no cultivado	cultivado	no cultivado
r^2	0.00	0.03	0.06	0.14	0.09	0.23
pendiente	-0.03	-0.09	54.7	58.8	29.3	36.5

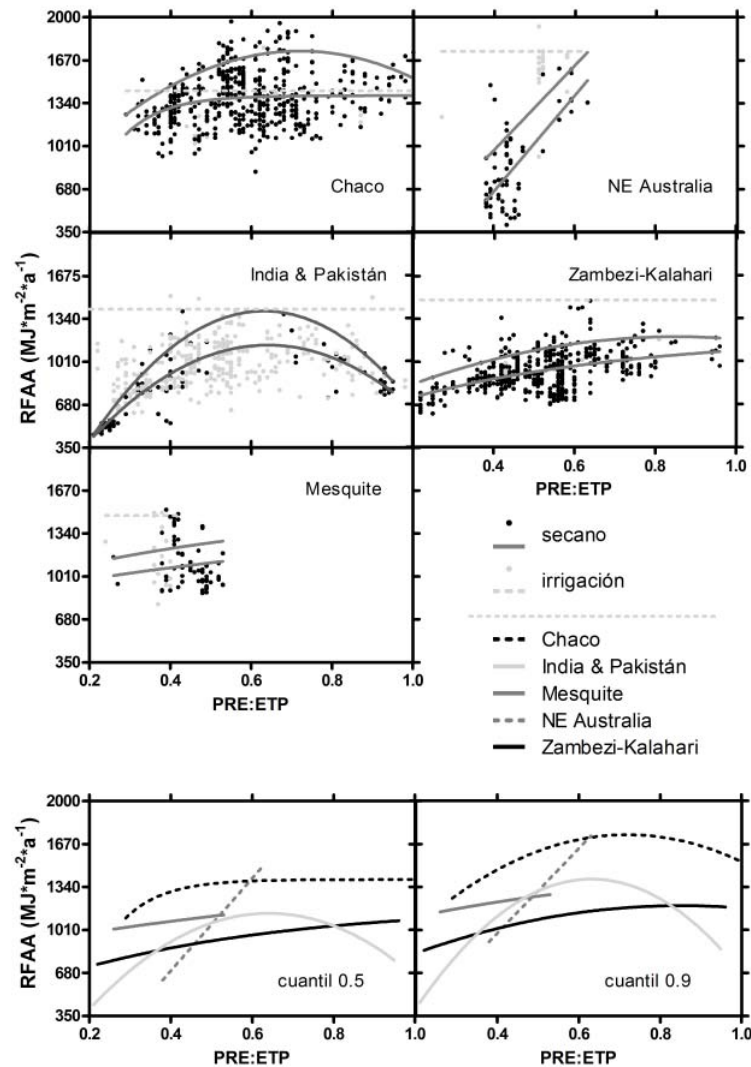


Figura 3.3. Regresiones por cuantiles de la media anual de RFAA de sistemas cultivados en relación al balance hídrico, caracterizado por la relación precipitación: evapotranspiración potencial (PRE:ETP). (a) Regresiones para cada región de los cuantiles 0.5 y 0.9, representando los valores medianos y límites de productividad, respectivamente. Se indican los valores para el cuantil 0.9 de los puntos irrigados como una constante a través del gradiente completo con una línea horizontal. (b) Comparación de las funciones ajustadas a través de todas las regiones.

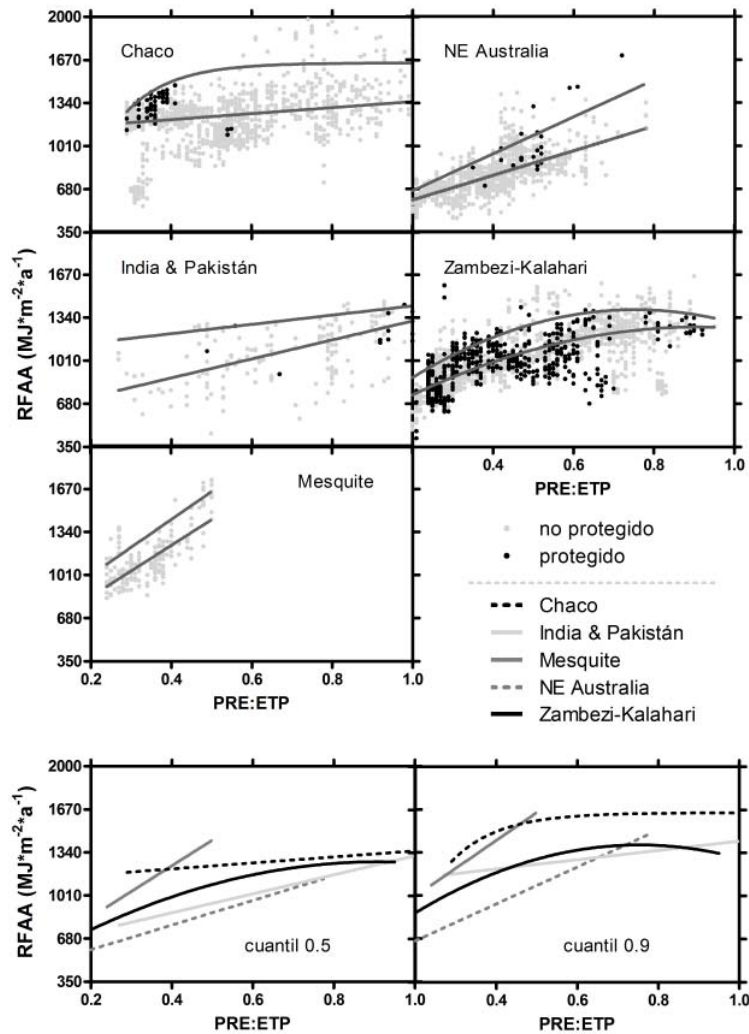


Figura 3.4. Regresiones por cuantiles de la media anual de RFAA de sistemas no cultivados en relación al balance hídrico, caracterizado por la relación precipitación: evapotranspiración potencial (PRE:ETP). (a) Regresiones para cada región de los cuantiles 0.5 y 0.9, representando los valores medianos y límites de productividad, respectivamente para puntos bajo protección o no. (b) Comparación de las funciones ajustadas a través de todas las regiones.

La irrigación estuvo asociada a fuertes incrementos en la RFAA –excepto para Chaco–, como lo muestran los valores medios (Figura 3.1) y los cuantiles 0.9 (límite de respuesta, graficado en la Figura 3.3 como una constante). En India & Pakistán, las actividades agrícolas se encuentran dominadas por estas prácticas, implicando que los modelos desarrollados en este Capítulo deberían ser interpretados con cautela, ya que se estaría subestimando la productividad media de esta región. La irrigación tuvo diferentes implicancias en la estacionalidad de acuerdo a la región en consideración. En NE Australia, el riego (principalmente asociado al cultivo de la caña de azúcar) se produjo aumentos en los valores medios de RFAA pero sin producir cambios en el patrón estacional, mientras que en India & Pakistán se asoció a una segunda estación de

crecimiento en el período seco, con agosto y septiembre acumulando el 57% de los valores máximos de RFAA y marzo el 19% (Figura 3.2, Tabla 3.3).

3.3.2. Variabilidad de la productividad y tendencias de largo plazo

La variabilidad de la productividad entre años fue superior para la vegetación cultivada comparada con la (semi)natural en Chaco y NE Australia, pero similar en India & Pakistán y Zambezi-Kalahari. En el caso de Mesquite se encontraron respuestas diferentes dependiendo del conjunto de datos empleados (Figura 3.5a-b). Al analizar los valores medios de EVI para todas las regiones, los sistemas cultivados presentaron una variabilidad más alta que los no cultivados, como lo muestran los datos de MODIS ($cv = 0.13$ vs. 0.09 , respectivamente) y NOAA ($cv = 0.09$ vs. 0.08 , respectivamente). Dicha variabilidad estuvo, para sistemas no cultivados y cultivados, negativamente relacionada a los valores medios anuales, observado a través de la combinación de los datos de MODIS para todas las regiones (Figura 3.6). Los modelos de regresión para estas relaciones fueron más convergentes a través de las regiones para sistemas no cultivados que cultivados, con una asociación negativa entre magnitud y variabilidad que únicamente se diluye para los puntos cultivados de Mesquite y Zambezi-Kalahari. La variabilidad entre años decreció hacia los extremos húmedos cuando se analiza su relación con la disponibilidad de agua (PRE:ETP), con un ajuste mucho mayor en vegetación (semi)natural que cultivada ($r^2 = 0.27$ vs. $r^2 = 0.09$, p valores < 0.0001 , datos no presentados).

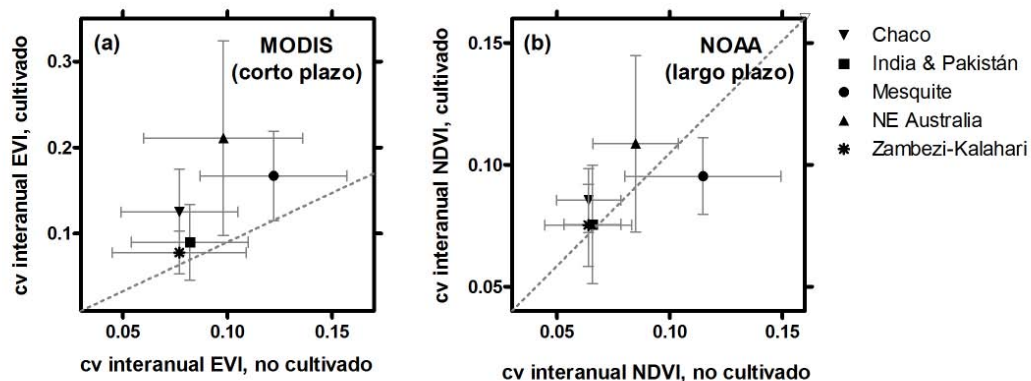


Figura 3.5. Comparaciones entre un subconjunto de puntos cultivados (secano + irrigación) y no cultivados de los coeficientes de variación de la media anual de los datos de (a) MODIS EVI (2000-2009, $n_{no\ cultivados} = 1106$, $n_{cultivados} = 1084$), y (b) NOAA NDVI (1982-1999, $n_{no\ cultivados} = 1983$, $n_{cultivados} = 488$). Las barras horizontales y verticales corresponden a los desvíos estándar; las líneas punteadas oblicuas corresponden a la relación 1:1.

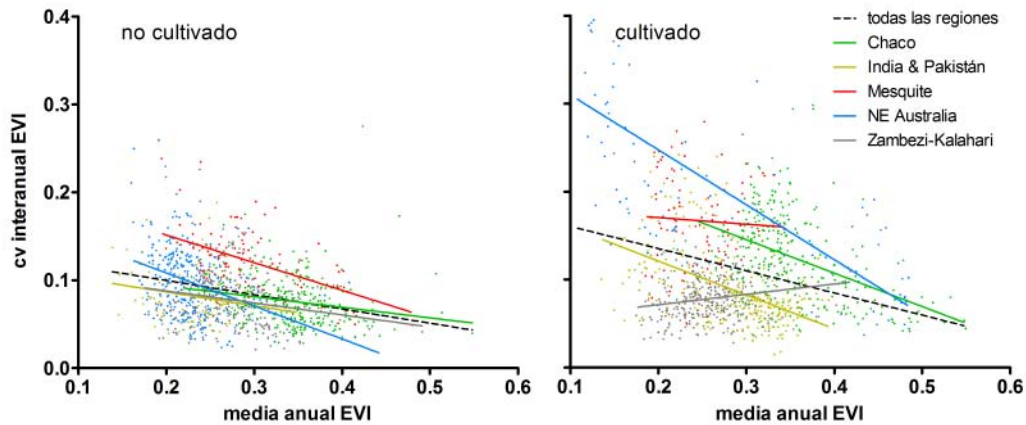


Figura 3.6. Modelos de regresión entre la media anual y el cv interanual de EVI para sistemas no cultivados y cultivados, para todas las regiones y un valor combinado de ellas. Todos los modelos presentaron pendientes significativas ($p < 0.05$), excepto en los sistemas cultivados de Mesquite. Para la combinación de todas las regiones, y para ambos sistemas de uso del suelo, $r^2 = 0.08$.

Para ambos sistemas de uso del suelo, períodos, y fuentes de información (NOAA, 1982-1999 y MODIS, 2000-2009), Mesquite y NE Australia presentaron la mayor variabilidad interanual de la media anual de EVI (Figura 3.5a-b), con las restantes tres regiones mostrando una alta convergencia y valores de cv más bajos para la vegetación (semi)natural. India & Pakistán y Zambezi-Kalahari exhibieron las condiciones cultivadas más estables, pero con grandes diferencias entre sí en términos de productividad promedio (más aún considerando las condiciones de riego en la región asiática, Figura 3.1). Para los sistemas cultivados, la presencia de un gran número de parches de diferentes tipos de cobertura o uso –dentro de los píxeles de 4 km de resolución espacial– explicaría la baja variabilidad en los resultados basados en NOAA al comparar con MODIS (Figura 3.5).

La variabilidad temporal de los sistemas no cultivados estuvo asociada a fluctuaciones interanuales más que a tendencias sostenidas de largo plazo, con una fracción pequeña de los puntos de muestreo exhibiendo tendencias significativas negativas y positivas en Chaco y Zambezi-Kalahari, respectivamente (Tabla 3.5). Las tendencias a largo plazo (y las divergencias entre las regiones) fueron más marcadas en el caso de los puntos de muestreo cultivados. Mientras que en los sistemas cultivados de Chaco no se encontraron tendencias, éstas comienzan a tomar importancia desde Mesquite, a NE Australia, hasta Zambezi-Kalahari e India & Pakistán, en donde más de la mitad de los puntos muestran tendencias positivas.

Tabla 3.5. Porcentaje de puntos de muestreo (no cultivados y cultivados) para cada región con tendencias consistentes y significativas (positivas, ausencia, o negativas) de NDVI para los datos de NOAA-AVHRR LTDR (1982-1999). Se consideran significativas aquellas tendencias donde el valor- $p < 0.05$ por el método de Mann-Kendall.

Sistema de uso	Tendencia	Chaco	India & Pakistán	Mesquite	NE Australia	Zambezi-Kalahari
No cultivado	Negativa	16.1	0.0	0.0	8.7	0.8
	Ausencia	83.7	100.0	100.0	82.3	77.9
	Positiva	0.2	0.0	0.0	8.9	21.3
	n	472	3	33	549	926
Cultivado	Negativa	0.0	0.2	0.0	0.0	6.3
	Ausencia	100.0	40.3	80.9	73.3	40.6
	Positiva	0.0	59.4	19.1	26.7	53.1
	n	11	409	21	15	32

3.4. Discusión

Los análisis globales mediante sensores remotos proveyeron una nueva visión cuantitativa relativa a la importancia de los determinantes humanos y biofísicos de la productividad en ecosistemas subtropicales secos. En acuerdo con la primer hipótesis guía exclusiva de este Capítulo, más de la mitad de la variabilidad en la productividad de la vegetación –según la RFAA– se explica por el clima y la región en interacción con uso del suelo, sugiriendo que los contextos humanos y biofísicos son controles interactivos del funcionamiento de los ecosistemas (Lambin et al. 2001). Globalmente, la influencia relativa del contexto humano –en términos amplios capturada por los contrastes regionales– y el clima sobre los patrones de productividad primaria sobrepasaron a los efectos del cultivo. No obstante, la gran variabilidad de valores de productividad a través de las regiones y la menor respuesta al balance hídrico de los sistemas cultivados vs. los no cultivados, apunta a una más alta sensibilidad de la productividad a intervenciones humanas en áreas de cultivo, y finalmente a factores sociales, económicos y tecnológicos (Lobell et al. 2010).

La asociación entre productividad y disponibilidad de agua no presentó una única forma lineal para todos los sistemas de uso del suelo, como inicialmente se había propuesto en la segunda hipótesis guía. Mientras que una relación lineal y creciente se encontró en sistemas no cultivados a través de las regiones, coincidiendo con estudios derivados de datos de campo o modelos (Del Grosso et al. 2008, Garbulsky et al. 2010), la agricultura de secano desplegó una respuesta de tipo óptima. Como resultado, las caídas más altas de productividad en cultivos con relación a la vegetación (semi)natural se presentaron en las porciones más húmedas de los gradientes climáticos. Este comportamiento podría asociarse a que los requerimientos hídricos de la mayoría de los cultivos se cumplen en situaciones intermedias de disponibilidad de agua, y que las secuencias de siembra son ajustadas de forma conservativa a la disponibilidad de agua. Por otra parte, las limitaciones no hídricas tales como la baja fertilidad del suelo o los crecientes estreses bióticos (plagas, competencias inter y intra-específicas por recursos, y enfermedades) podrían afectar a los cultivos más fuertemente que a los sistemas naturales (Boling et al. 2004). Un siguiente paso en el análisis de la relación disponibilidad hídrica y productividad de la vegetación lo constituiría el utilizar los valores de PRE:ETP y RFAA únicamente para el período en el año en el cual haya una mayor actividad fotosintética en la vegetación.

La comparación de los patrones funcionales entre bosques o arbustales (los tipos de vegetación predominantes en estas regiones) y cultivos sugiere que la introducción de cultivos implica en general aumentos en los valores máximos anuales, disminuciones en los mínimos, un aumento en la estacionalidad de la RFAA, y una mayor variabilidad en los meses de ocurrencia de máximos y mínimos, es decir, una fenología más variable (Tabla 3.3). En términos de la marcha del RFAA mensual para toda una región las diferencias generadas por el uso agrícola respecto a la vegetación (semi)natural tienden a reducirse dado que el promedio de curvas estacionales más acentuadas pero desfasadas entre sí en el año (sistemas cultivados) resulta similar al de curvas estacionales menos acentuadas pero más sincrónicas entre sí (sistemas no cultivados) (Figuras 3.1 y 3.2). Ésto resultaría –como se propuso en la tercer hipótesis– de los mecanismos contrapuestos de incorporación de subsidios y degradación (Kwon et al. 2009, Twine y Kucharik 2009). Es importante destacar que los contrastes en productividad de sistemas cultivados vs. no cultivados dependen no sólo del desempeño de la agricultura sino también de las condiciones de la vegetación (semi)natural que prevalece en la región, caracterizadas por los niveles de remoción de biomasa, y degradación del suelo, interactuando con las condiciones del ambiente físico (Geider et al. 2001). Asimismo, la similitud de las respuestas entre sistemas no cultivados y cultivados en NE Australia y Zambezi-Kalahari (Figura 3.2), se podría deber a los largos períodos de barbecho o al abandono de cultivos por estrés hídrico severo en las zonas más secas de África y Australia (Nandwa y Bekunda 1998, Chapman et al. 2000, Sadras y Roget 2004). Cada uno de estos determinantes de los patrones de productividad se expresaría de forma singular en el amplio marco de contextos humanos que estas regiones representan, conduciendo a un orden de productividad entre regiones similar para sistemas no cultivados y cultivados (Figura 3.1).

Mientras que la aproximación seguida en este Capítulo implicó una comparación bajo condiciones climáticas y topográficas relativamente similares entre regiones, ésta ignora dos importantes aspectos de ambiente físico, que son la fertilidad natural del suelo y la variabilidad climática. Las diferencias de edáficas más importantes existen entre un primer grupo de regiones compuesto por Chaco, India & Pakistán, y Mesquite, y caracterizado por sustratos renovados por glaciaciones pleistocénicas o intrusiones marinas, y un segundo grupo compuesto por Zambezi-Kalahari y NE Australia, caracterizado por suelos antiguos y meteorizados (Tabla 2.3). El primer grupo presenta altos valores de intercambio catiónico, existencias de fósforo, y menores problemas por toxicidad por aluminio que el segundo (Paton et al. 1995). Asimismo, la profundidad de los suelos según 997 perfiles analizados disponibles en la base de datos de ISRIC (Batjes 2002) serían similares entre regiones –misma profundidad en India & Pakistán y NE Australia–, sin embargo existen algunos estudios que indican problemas agrícolas asociados a la existencia de suelos someros en la segunda región (no detectados a partir de los datos analizados) (Chapman et al. 2000). A pesar de estos contrastes, la huella de las intervenciones humanas aparenta prevalecer, con India & Pakistán (suelos jóvenes) presentando los cultivos de secano menos productivos, y con la vegetación (semi)natural en Zambezi-Kalahari (suelos antiguos) presentando valores más altos que India & Pakistán y Mesquite (suelos nuevos). Otra importante diferencia a considerar es la variabilidad de la precipitación. A un dado nivel de precipitación media anual, una creciente variabilidad interanual podría reducir las tasas de productividad si los ecosistemas tendiesen a ajustarse a niveles de precipitación más bajos pero seguros. Esta fuente de contrastes de productividad a través de las regiones podría descartarse debido a que análisis *ad-hoc* de la variabilidad interanual de la precipitación muestran

sólo pequeñas diferencias en su coeficiente de variación, que van desde 21% en Chaco, a 28% en NE Australia (Mitchell y Jones 2005) (Tabla 3.6).

Tabla 3.6. Coeficientes de variación interanual e intranual de la precipitación (PRE) considerando el periodo 1961-2002 según datos generados por Mitchell y Jones (2005) y New et al. (2002), respectivamente.

Región	cv PRE interanual	cv PRE intranual
Chaco	0.21	0.66
India & Pakistán	0.25	1.32
Mesquite	0.24	0.63
NE Australia	0.28	0.73
Zambezi-Kalahari	0.22	1.04

Los cultivos de secano, comparado con la vegetación (semi)natural, introdujeron incrementos en la productividad en Chaco, no produjeron cambios en NE Australia, y bajaron la productividad en India & Pakistán, Mesquite, y Zambezi-Kalahari (Figura 3.1). En Chaco, prácticas agrícolas medianamente o altamente tecnificadas, junto con una corta historia de cultivo y preferencias por la soja (fijadora de N), podrían haber contribuido a la alta productividad de los sistemas cultivados. La agricultura en esta región se sustentaría aún por las existencias naturales de nutrientes, explicando el bajo consumo de fertilizantes y su alta productividad (Álvarez y Lavado 1998). En las áreas no cultivadas de esta región, la degradación de la vegetación ha sido atribuida a los efectos del pastoreo y la extracción maderera y de carbón (Morello et al. 2005, Kunst et al. 2006), pero los bosques aún prevalecen en el territorio no cultivado, mientras que las áreas deforestadas son en su mayoría destinados a la producción de cereales (Grau et al. 2008).

Los convergentes y bajos valores de productividad de la vegetación en NE Australia estaría relacionada a la aproximación oportunista y de baja tecnificación de los productores agrícolas en las áreas dedicadas al cultivo de secano (Sadras y Roget 2004), y a los intentos de reemplazar la vegetación natural mediante intervenciones drásticas tales como las extensas campañas de remoción de la vegetación leñosa en las áreas no cultivadas (Fensham y Fairfax 2003, Seabrook et al. 2006). En Mesquite, con valores intermedios de productividad, los cultivos no fueron capaces de alcanzar los altos niveles de la vegetación natural circundante, aún bajo las altas tasas fertilización y acceso a la tecnología prevalentes en la región (FAO 2009). En áreas no cultivadas, el pastoreo y la supresión del fuego podrían haber sido más importantes favoreciendo la vegetación leñosa que los disturbios mecánicos y químicos tratando de eliminarla (Archer 1989).

En India & Pakistán y Zambezi-Kalahari, la baja a intermedia productividad de la vegetación no cultivada (Figura 3.1) estaría principalmente relacionada a las muy altas demandas de leña y madera de la población local y al intenso pastoreo de animales domésticos. Estos procesos llevaron a una generalizada remoción de biomasa de bosques, los cuales se convirtieron en arbustales bajos, sabanas abiertas, y pastizales (Pandey y Singh 1991, Chidumayo 2002, Bucini y Hanan 2007). Los cultivos de secano presentaron en esta región valores de productividad inclusive más bajos que los de la vegetación seminatural, hecho asociado al desbalance entre la intensidad de cosechas y el agregado de subsidios, combinado con altas tasas de degradación edáfica (Nandwa y Bekunda 1998). En India & Pakistán, sin embargo, las predominantes prácticas de irrigación revierten este contraste (con un incremento de 1.4 veces en la RFAA) al

permitir incrementar los rendimientos y establecer un diverso conjunto de esquemas de doble cultivo (Das 2006).

Por último, la productividad de los sistemas cultivados estaría determinada por el balance entre subsidios (riego y fertilización) y la degradación del suelo. Las comparaciones del Capítulo 2 basadas en los rendimientos agrícolas sugieren que las regiones siguen un gradiente decreciente de (i) subsidios: Mesquite = India & Pakistán > NE Australia >> Chaco = Zambezi-Kalahari, y (ii) degradación: Zambezi-Kalahari = India & Pakistán > Mesquite > NE Australia >> Chaco. Chaco encabeza el gradiente de productividad (excediendo los valores de sus sistemas no cultivados) a pesar de su baja tasa de fertilización e irrigación, debido a su corta historia agrícola y a su sólo incipiente degradación. India & Pakistán, Mesquite, y NE Australia tendrían, en algún nivel, compensada su mayor y más antigua degradación con un incremento paralelo de la adición de recursos, mientras que Zambezi-Kalahari no habría aún compensado esta degradación (Capítulo 2).

Estos resultados ayudarían a entender el rol del contexto humano –por medio de diferentes caminos de manejo– en la productividad primaria de las áreas cultivadas y las circundantes áreas (semi)naturales. Sugieren asimismo que variables humanas como la densidad de población, la conectividad a los mercados, o la riqueza tendrían una compleja asociación a los patrones de productividad primaria a escala global, y por lo tanto mecanismos socioeconómicos más complejo deberían ser considerados. En este sentido, India & Pakistán vs. NE Australia (diferencias de 500% en densidad poblacional) (Tabla 2.4), convergieron a similares y bajos valores de productividad en cultivos de secano y vegetación (semi)natural. Asimismo, el aislamiento geográfico sería una limitante importante de la productividad en muchas de las áreas cultivadas de Zambezi-Kalahari (especialmente en Namibia, Mozambique, y Zambia), ya que el uso de fertilizantes permanece vedado debido a los altos costos de transportación (Sanchez 2002, Snapp et al. 2002), un fenómeno no aparente en Chaco (aún incorporando áreas distantes a los mercados en Bolivia y Paraguay). Mesquite y NE Australia, dos regiones orientadas a proveer de bienes a mercados externos y con una capacidad similar de adquirir bienes (Tinkler 2004, Seabrook et al. 2006), presentaron también considerables diferencias en la productividad primaria y consecuentemente en la producción de bienes agropecuarios (Capítulo 2).

En los subtrópicos secos, la vegetación no cultivada presentó una menor variabilidad interanual que la cultivada que la reemplaza –como fue propuesto en la cuarta hipótesis– (Figura 3.5), incluso siendo la productividad primaria de la vegetación (semi)natural muy sensible a variaciones interanuales en la precipitación –y por lo tanto altamente variable de año a año (Paruelo y Lauenroth 1998, Jobbágy y Sala 2000)–. Estos resultados coinciden con exploraciones previas a campo que muestran una mayor variabilidad en pastizales anuales y campos abandonados que en bosques (Knapp y Smith 2001). Este hecho podría deberse a contrastes ecológicos (i.e. especies perennes vs. anuales, comunidades diversas y adaptadas vs. monoculturas) y a señales interactivas climáticas y económicas que afectan a los productores (i.e. períodos de reposo, fechas de siembra, intensidad de cultivos en respuesta a precipitaciones o precios variables). Dicha variabilidad estuvo asociada a fluctuaciones interanuales más que a tendencias sostenidas de largo plazo; sin embargo, es notable en Zambezi-Kalahari y fundamentalmente India & Pakistán la ocurrencia de tendencias positivas en la productividad los sistemas cultivados (Tabla 3.5), quizás como resultado de cambios recientes en aspectos tecnológicos y subsidios. Dentro de la región asiática, el 67% de los puntos de India presentan tendencias positivas vs. sólo el 11% de los de Pakistán (n

= 356 vs. 53, respectivamente), sugiriendo un fuerte efecto de políticas de manejo contrastantes entre ambos países.

La asociación inversa entre productividad media anual y variabilidad descrita a través de biomas (Knapp y Smith 2001) o gradientes climáticos (Jobbágy et al. 2002) fue sustentada en este Capítulo para todas las regiones y sistemas de uso del suelo, con excepción de las áreas cultivadas de Mesquite y Zambezi-Kalahari. Para Chaco, India & Pakistán, y NE Australia, las pendientes de los modelos fueron superiores en sistemas cultivados que en no cultivados (Figura 3.6), implicando potencialmente que estos últimos sistemas representan una opción más estable de uso del suelo en las áreas con condiciones de menor productividad.

Para sistemas cultivados, una posible explicación de las diferencias de variabilidad a largo plazo a través de las regiones podría residir en las características estructurales de los lotes agrícolas de India & Pakistán y Zambezi-Kalahari. Ambas regiones están caracterizadas por la presencia de lotes muy pequeños (57.8% de ellos en India son menores a una hectárea, mientras que el tamaño promedio de los lotes en los países africanos considerados en este Capítulo fue de casi dos hectáreas) (FAO 1997, Das 2006), y por lo tanto –a la escala de análisis del píxel MODIS o NOAA– la integración de varias unidades de manejo disminuiría la variabilidad. En India, Lobell *et al.* (2010) encontraron grandes variaciones en la productividad del trigo de año a año entre lotes contiguos debido a efectos aleatorios (potencialmente incluyendo variedades de cultivos, o propiedades de manejo en interacción con el clima). Las razones de la alta variabilidad de Mesquite para ambos sistemas de uso del suelo permanecen elusivas y requieren de mayores exploraciones.

Esta caracterización de la productividad primaria se basó principalmente en la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación o sus subrogantes (EVI y NDVI), pero las estimaciones de PPB y PPN son indudablemente el propósito de todos los estudios ecológicos acerca del balance de carbono o del flujo de energía. Los próximos esfuerzos en sus caracterizaciones requerirían la incorporación de las eficiencias en el uso de la energía (EUE) y las tasas de respiración. En este sentido, medidas provenientes de sensores remotos tales como el “índice de reflectancia fotoquímica” (PRI, por sus siglas en inglés) (Gamon et al. 1992, Garbulsky et al. 2010) –sensible a los pigmentos carotenoides en tejidos vivos– permitirían la estimación directa de la EUE de la vegetación a una escala apropiada para este tipo de estudios (Rahman et al. 2004, Garbulsky et al. 2011). La cuantificación sobre grandes extensiones y períodos de tiempo de la respiración de la vegetación impone, no obstante, restricciones a uso de exclusivamente información proveniente de sensores remotos para cuantificar PPN (Sims et al. 2005). Las únicas excepciones las constituyen quizás los sistemas de cultivos, ya que valores especie-específicos de EUE e índices de cosecha pueden ser modelados por estar compuestos por stands de especies mayoritariamente anuales, coetáneas, y genéticamente homogéneas. Así, la PPN podría ser directamente calculada vía la integración de parámetros especie-específicos y valores RFAA de sensores remotos (Lobell et al. 2003). En sistemas (semi)naturales, las simplificaciones no podrían ser aplicadas y la mayoría de los estudios todavía dependería de cosechas de biomasa (Grace et al. 2006).

En décadas previas, muchos investigadores han evaluado los efectos del clima y de las condiciones del sustrato en la productividad de los ecosistemas cultivados y no cultivados, desarrollando un muy significativo cuerpo teórico (Vitousek et al. 1997, Nemani et al. 2003). Este Capítulo intenta, sin embargo, dirigir el debate más allá de los límites de los determinantes biofísicos al comparar sistemas no cultivados y cultivados a través de un amplio rango de contextos humanos (DeFries et al. 2006, Ellis y

Ramankutty 2008). Los resultados señalan el considerable poder que las intervenciones humanas pasadas o presentes poseen determinando el funcionamiento de los ecosistemas (en relación a los valores medios, la estacionalidad, y la variabilidad interanual), y estimularían al análisis de estos factores a través de más amplios gradientes humanos. Como ejemplo de este poder, el uso conjunto de riego y fertilizantes en India & Pakistán, contrarresta la disminución de la fertilidad natural de los suelos luego de cientos de agricultura, y lleva al surgimiento de una nueva estación de crecimiento de la vegetación durante el período seco, favoreciendo la producción de bienes agrícolas y ganaderos que abastecen a la población local de los recursos necesarios para su desarrollo económico y social.

CAPÍTULO 4

Los patrones de paisaje en los subtrópicos secos y su vínculo con actividades humanas y el funcionamiento de los ecosistemas



Manejo de mesquite (*Prosopis spp.*) con kerosene. Soil Conservation Service

Baldi, G., Verón, S.R., and E. G. Jobbágy. Enviado.
Linking landscape patterns, human activities, and ecosystem functioning in the dry subtropics

4.1. Introducción

Durante años los ecólogos y biogeógrafos han reconocido a los regímenes climáticos y a las condiciones del sustrato como controles dominantes de la estructura de los ecosistemas. Aproximaciones mecanísticas o correlativas han revelado patrones bióticos convergentes, incluyendo tipos fisiológicos o estructurales, a través de regiones geográficamente distantes pero abióticamente similares (Schimper 1903, Holdridge 1947, Udvardy 1975, Bailey 1983, Prentice et al. 1992, Woodward et al. 2004). El progreso de las técnicas de sensoramiento remoto favoreció la inclusión de características funcionales de los ecosistemas en este tipo de estudios. En particular, la productividad primaria (Webb et al. 1983, Paruelo et al. 1998, Jobbágy et al. 2002, Verón et al. 2002), y la incidencia del fuego (Di Bella et al. 2006, Erb y Lauk 2009) han sido relacionados a gradientes de precipitación y temperatura a nivel global. En este Capítulo se cuantifica la heterogeneidad de los patrones de paisaje bajo vegetación no cultivada y cultivada dentro y entre las distintas regiones subtropicales secas, y evalúa su asociación a factores demográficos, socio-económicos, y de manejo y a la productividad primaria de la vegetación. Los patrones de paisaje se describen mediante un número de índices espaciales cuantificados a partir de imágenes de alta resolución espacial, las características humanas mediante bases de datos cartográficas, y el funcionamiento del ecosistema mediante información proveniente de sensores remotos.

El uso del suelo, a través de una compleja interacción de presiones e intervenciones, constituye un factor determinante de las características estructurales y funcionales de los ecosistemas, que superan inclusive en importancia a los controles biofísicos (Capítulos 2 y 3). Las regiones subtropicales secas (lluvias estivales) localizadas en Asia, África, Australia y las Américas, con bosques xerofíticos y sabanas como su vegetación natural (Olson et al. 2001), despliegan en la actualidad gradientes socioeconómicos amplios (Capítulo 2), con densidades poblacionales que varían en un 500%, y economías que van desde la subsistencia hasta basadas en la producción a gran escala de *commodities* agrícolas. Estas regiones se encuentran aún dominadas por vegetación natural o seminatural, excepto en Asia, donde el área cultivada ocupa tres cuartas partes del territorio; sin embargo, la agricultura se expande a altas tasa en los subtropicos de Sudamérica (Capítulo 2) (Gasparri y Grau 2009). La productividad primaria de estas regiones es también sumamente variable, dependiendo de las condiciones climáticas y humanas en sistemas no cultivados y de las humanas en sistemas cultivados (Capítulo 3). Así, la diversidad de las condiciones humanas hace de estas regiones experimentos naturales invaluable para explorar los controles humanos de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas.

Las intervenciones dejan una huella especialmente notable en la estructura de los paisajes, dada la escala a la cual las decisiones de uso son tomadas y a la cual la infraestructura física se hace evidente (Turner 1989). Las intervenciones imponen nuevos regímenes de disturbio y el establecimiento de elementos artificiales tales como alambrados, caminos, canales de distribución de agua, que dan forma a la heterogeneidad espacial y temporal de los paisajes (White y Pickett 1985, Stringham et al. 2003). En concordancia, el funcionamiento de los ecosistemas se relaciona directa o indirectamente a los patrones de paisajes a través de la composición relativa de tipos funcionales de vegetación (Pandey y Singh 1992, McCann 2000), y a los efectos de la configuración espacial de los parches sobre el contexto físico en sistemas no cultivados (Saunders et al. 1991), y vía las relaciones de proximidad a la infraestructura y a los mercados en sistemas cultivados (Stifel y Minten 2008, Lobell et al. 2010).

Históricamente se han establecido vínculos entre las presiones e intervenciones (e.g. densidad poblacional/intensidad agrícola), las intervenciones y los patrones de paisaje (e.g. avance agrícola/fragmentación de la vegetación natural), y los patrones de paisaje y el funcionamiento de los ecosistemas (e.g. tamaño de parches de bosque/productividad primaria) (e.g. Turner et al. 1977, Roques et al. 2001). Gran parte de estos estudios identificaron múltiples interacciones entre variables sociales y de cambio de cobertura, o entre un amplio rango de intervenciones y la composición de la vegetación resultante (Geist y Lambin 2002, Bucini y Hanan 2007), sin embargo, los análisis que integran de forma cuantitativa las presiones e intervenciones, los patrones, y el funcionamiento son menos frecuentes (e.g. Ellis y Ramankutty 2008, Grau et al. 2008, Stifel y Minten 2008), quizás debido a la falta de bases de datos socioeconómicas espacialmente explícitas a escalas regional o continental.

En este Capítulo se busca: (a) describir los patrones de paisaje a lo largo de las regiones subtropicales secas, tanto en paisajes dominados por sistemas no cultivados como cultivados. (b) Cuantificar la asociación entre dichos patrones con variables relacionadas a las presiones e intervenciones humanas y a la disponibilidad hídrica, y al funcionamiento del ecosistema. Se proponen tres hipótesis guía exclusivas de este Capítulo: (1) En sistemas no cultivados, una mayor densidad poblacional, pobreza, y conectividad a los mercados favorecen la degradación de los ecosistemas (remoción de biomasa, degradación de los suelos, y disminución de la productividad primaria) como resultado de mayores tasas de apropiación de los recursos locales (Pandey y Singh 1992, Abril y Bucher 2001, Okello et al. 2001, Sagar y Singh 2004, Pijanowski et al. 2010). (2) En sistemas cultivados, una mayor densidad poblacional y pobreza llevan a una agricultura de menor escala orientada a la subsistencia de la población local, con una menor utilización de tecnología y subsidios energéticos y materiales (parcelas más pequeñas, menos irrigación, menor productividad primaria). La conectividad a los mercados opera en la dirección contraria favoreciendo el acceso a la tecnología y a los subsidios y promoviendo una agricultura de gran escala orientada a producir bienes de mercado (Snapp et al. 2002, Pingali 2007, Stifel y Minten 2008, Pijanowski et al. 2010). (3) La ocurrencia de un paisaje cultivado (o la transformación de un paisaje no cultivado a uno cultivado) es mayor en (a) sistemas densamente poblados y pobres, debido a una alta presión local para generar recursos para subsistir (Turner et al. 1977), y (b) paisajes conectados a los mercados, debido a una alta presión externa para generar productos exportables.

4.2. Métodos

4.2.1. Área de estudio

Este Capítulo se enfoca en las cinco regiones subtropicales secas –con lluvias estivales- delimitadas en el Capítulo 2, ubicadas en África (Zambezi-Kalahari), Asia (India & Pakistán), Australia (NE Australia), Norteamérica (Mesquite), y Sudamérica (Chaco) (Figura 4.1). Estas regiones comparten, por definición, características climáticas y topográficas similares, incluyendo la presencia de una estación invernal seca que puede durar varios meses ($\geq 66\%$ de la lluvia en la mitad del año), condiciones de temperaturas medias (20 to 25°C), y a diferencia de las regiones utilizadas en los Capítulos anteriores, un rango de disponibilidad hídrica más acotado (tasas de precipitación media anual a evapotranspiración potencial 0.38 a 0.85, PRE:ETP). Dentro de este rango de condiciones subhúmedas secas a subhúmedas, frecuentemente

coexisten actividades agrícolas y ganaderas, conteniendo un arreglo diverso de contextos sociales y demográficos, como fue previamente demostrado en el capítulo 2.

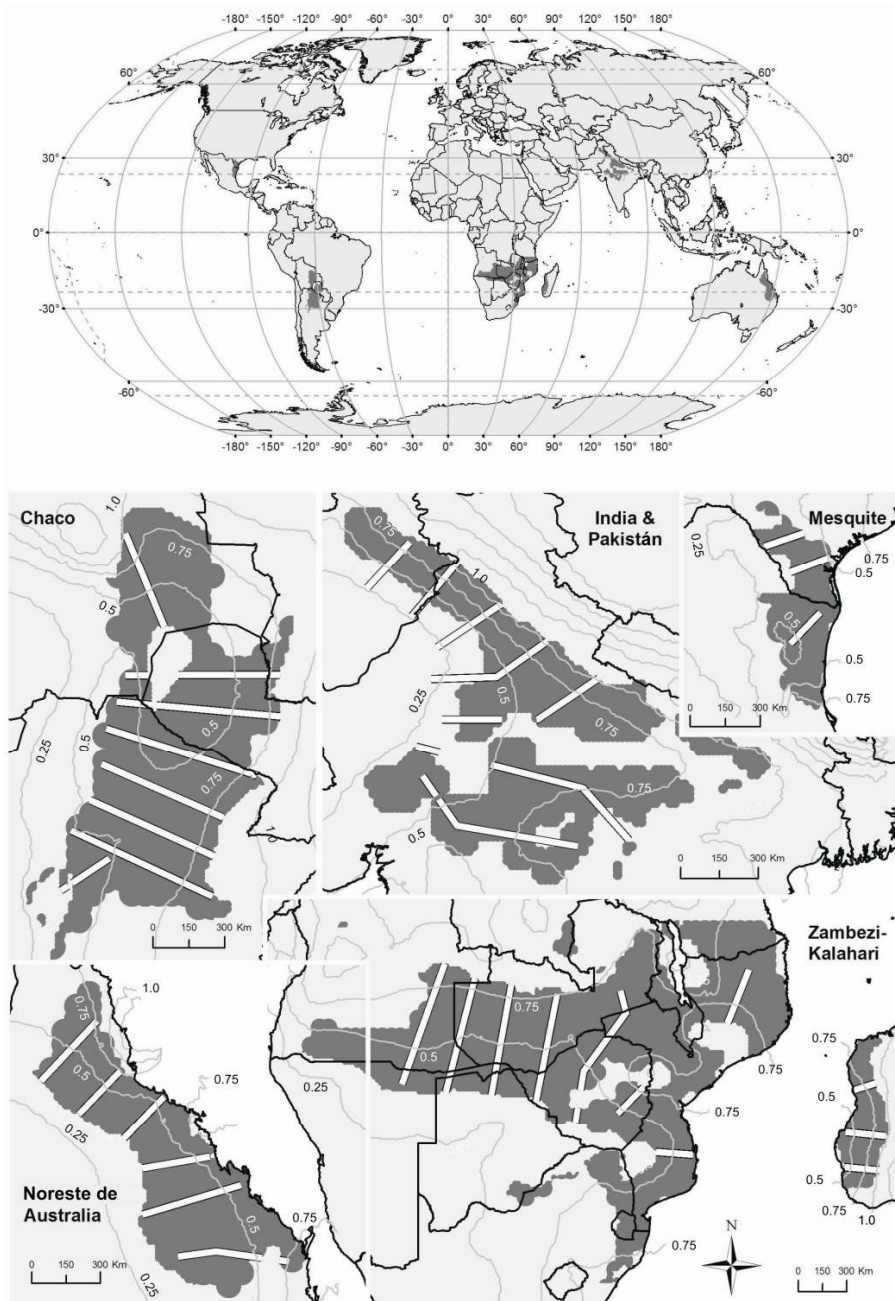


Figura 4.1. Regiones subtropicales secas, con lluvias estivales: Chaco, India & Pakistán, Mesquite, NE Australia y Zambezi-Kalahari. Las franjas blancas representan transectas de 20 km de ancho a lo largo de gradientes de disponibilidad hídrica, utilizadas para describir los usos del suelo; los números y las líneas grises representan isóneas de balance hídrico (rango de 0.35 a 0.85 de relación precipitación:evapotranspiración potencial).

4.2.2. Procedimiento de muestreo

En función de cuantificar las características de los patrones de paisaje, y vincularlas con el contexto humano y el funcionamiento del ecosistema, se utilizó un subconjunto de 4525 puntos de muestreo de los 6073 determinados en el Capítulo 3, representando paisajes no cultivados ($n = 2908$) y cultivados ($n = 1481$). Cada uno de los siguientes análisis usa un subconjunto de estos puntos, debido a que el patrón, el contexto humano, y las variables funcionales no pudieron ser analizados para todos los puntos.

4.2.3. Caracterización de los patrones de paisaje

La complejidad espacial de los paisajes es comúnmente detectada y cuantificada a través de métricas que capturan aspectos importantes de la composición, configuración, y variabilidad de la superficie en unos pocos y significativos números, de fácil cálculo y aplicación (O'Neill et al. 1988, Turner 1989, Rossi et al. 1992, McGarigal y Marks 1995, Ode et al. 2008). La composición refiere a la presencia y cantidad de cada tipo de elemento del paisaje (parche, línea o punto, dependiendo de la naturaleza de su estructura espacial). La configuración refiere al arreglo espacial de dichos elementos dentro del paisaje (e.g. tamaño, número, forma, y conectividad de los parches). En este Capítulo, las métricas de paisaje fueron calculadas mediante una interpretación visual de imágenes de Google Earth de alta resolución espacial (<1 to 15 m, Quickbird a imágenes Landsat “pansharpened”). En el Material suplementario 4.1 (Figuras I y II) se ejemplifican, mediante una biblioteca de paisajes, los valores que toma cada métrica en situaciones divergentes. Para paisajes no cultivados, las 12 variables seleccionadas capturaron (1) la presencia e intensidad de las actividades humanas a través de la detección de signos de infraestructura (en una ventana cuadrada de 1×1 km), (2) la cobertura de árboles y arbustos y su estructura, y signos remoción de biomasa y de degradación del suelo (en una ventana de 250×250 m), y (3) la diversidad de los paisajes (en una ventana de 250×250 m) (Tabla 4.1). Para los paisajes cultivados, en una ventana cuadrada de 1×1 km, se utilizaron 9 variables que representan (4) el marco general humano y (5) los aspectos estructurales y (6) operacionales de manejo a través de la geometría de los lotes y la presencia de infraestructura (Tabla 4.2).

(1) Las métricas *áreas urbanas*, *accesibilidad*, *cuerpos de agua antropogénicos*, y *presencia de lotes agrícolas* indican si existe o no infraestructura en el paisaje, que afectaría a su vez su permeabilidad a modificaciones subsecuentes de las características estructurales de la vegetación. Las clases de la métrica *accesibilidad* que incluyen rutas también pueden incluir senderos animales y humanos, y la definición de la regularidad de las rutas está dada por su linealidad (i.e. lineales son regulares y no lineales son irregulares).

(2) Las métricas *cobertura de vegetación leñosa* y *suelo desnudo* permiten discriminar entre diferentes grados de remoción de biomasa o heterogeneidad natural. El *número* y *heterogeneidad de copas* describe la estructura del canopy. Los árboles o arbustos individuales fueron fácilmente detectables por la forma de las sombras en las imágenes, mientras que el suelo desnudo se infiere de la presencia de parches sin copas y con un alto brillo. Este último rasgo es una señal típica de degradación resultante del sobrepastoreo o la tala excesiva. La degradación del suelo se relaciona asimismo con la métrica de acumulación de *sal superficial*, un fenómeno frecuentemente asociado a un mal uso del agua que conlleva suelos inundados y procesos de

salinización/alcalinización (Jobbágy et al. 2008). Como en el caso del suelo desnudo, se estableció que una muestra tenía acumulación de sal si se ubicaba en áreas planas y tenía un muy alto brillo (superficie blanca).

(3) Las métricas *matriz continua* de vegetación, *diversidad de elementos*, y *diversidad de tipos de cobertura* capturan la presencia o ausencia de los diferentes elementos o parches mencionados anteriormente y se relacionan con la perforación de la matriz de vegetación original. La diferencia entre las métricas de diversidad radica en que la primera considera simultáneamente parches que representan tipos de cobertura principales (bosques, arbustales, pastizales, suelo desnudo, lotes agrícolas, áreas urbanas), parches menores (afloramientos rocosos, lagunas, cárcavas, minas), e infraestructura representada por líneas o puntos (rutas, senderos, cortafuegos, galpones), mientras que la segunda sólo considera a los tipos principales de cobertura. Todas las métricas excepto el número y la heterogeneidad de copas incorporan la fragmentación antropogénica o natural de la matriz no cultivada. La selección de todas métricas se basó principalmente en Turner (1989), Saunders et al. (1991), Forman (1995), McGarigal y Marks (1995), Jaeger (2000), Pyke et al. (2002), y Ode et al. (2008).

Tabla 4.1. Lista de métricas (variables) utilizadas para la caracterización de los 2908 puntos de muestreo en paisajes no cultivados usando las imágenes de Google Earth, en las cinco regiones analizadas. Estas variables describen signos de población e infraestructura en el territorio (1-4), composición de la vegetación, remoción de biomasa, y degradación del suelo (variables 5-9), y de diversidad (10-12). Los valores refieren a cómo se incorpora la variable en los métodos cuantitativos.

	Tamaño ventana	Métrica	Notas	Clases	Valor
1	1 km	Áreas urbanas	Presencia de emplazamientos humanos.	Ninguna Casas y caseríos Ciudades y pueblos	0 1 2
2	250 m	Accesibilidad	Presencia de rutas vehiculares, y senderos humanos y animales.	Ninguno Senderos Rutas irregulares pavimentadas o no Rutas regulares y pavimentadas	0 1 2 3
3	1 km	Lotes agrícolas	Presencia de áreas cultivadas.	No Sí	0 1
4	1 km	Cuerpos de agua antropogénicos	Presencia de pequeñas represas, molinos, y canales artificiales.	No Sí	0 1
5	250 m	Cobertura de vegetación leñosa	Fracción del paisaje cubierta por árboles y arbustos grandes.	<1% 1 - 25% 25 - 75% >75%	0 1 2 3
6	250 m	Número de copas	Árboles/arbustos claramente reconocibles (grandes o adultos).	<25 individuos 25 - 75 individuos >75 individuos	0 1 2
7	250 m	Heterogeneidad de copas	Variabilidad de tamaños en árboles/arbustos.	Sin copas No Sí	0 1 2
8	250 m	Suelo desnudo	Presencia de parches de suelo desnudo que no se relacionan a márgenes de ríos o afloraciones rocosas o salinas.	No Sí	0 1
9	1 km	Sal superficial	Signos de acumulación de sal en superficie.	No Sí	0 1
10	1 km	Matriz continua	Presencia de una cobertura continua de cualquier tipo de vegetación natural (bosques, arbustales o pastizales).	No Sí	0 1
11	250 m	Diversidad de elementos	Número de elementos naturales y humanos distintos (parches, elementos lineales o puntuales).	1 elemento 2-3 elementos 4-5 elementos ≥6 elementos	0 1 2 3
12	250 m	Diversidad de tipos de cobertura	Número de tipos de cobertura (bosques, arbustales, pastizales, suelo desnudo, cuerpos de agua).	1 parche 2 parches 3 parches ≥4 parches	0 1 2 3

Para los paisajes no cultivados, se analizó (4) la presencia de *áreas urbanas* y la *accesibilidad* a través de la infraestructura de rutas y senderos. Se simplificó el rango de variación de estas métricas, ya que los paisajes cultivados son por definición accesibles (por lo menos a través de senderos) y suelen estar poblados. La presencia de áreas urbanas en sistemas cultivados incluyó desde pequeños pueblos (asentamientos de >5 edificios) a ciudades, mientras que la categoría “ausencia” considera todas las otras

situaciones (desde establecimientos aislados hasta áreas deshabitadas a nivel local). La presencia de elementos de conectividad involucra la existencia de una red irregular o regular de rutas, mientras que la categoría “ausencia” consideró paisajes con únicamente senderos.

(5) Las restantes métricas capturan aspectos estructurales y operacionales fundamentales y presentan un promedio de todos los lotes incorporados dentro de una ventana de muestreo. El *tamaño de lote* (o tasa de subdivisión del paisaje) es quizás pieza de información más utilizada acerca de la reglas de tenencia de tierras y densidad de productores (Pan et al. 2004, Eastwood et al. 2010). La *forma de los lotes* y su *rugosidad interna* representan la regularidad del perímetro y de la superficie. Ambas métricas están asociadas a la presión agrícola sobre los paisajes (asumiendo una asociación positiva entre presión y organización), y al manejo operacional de la unidad productiva (cuanto mayores son los subsidios o la mano de obra, más regular es la forma y más baja la rugosidad). La forma se calculó por la simetría bilateral del lote, i.e. rectangular o circular vs. irregular. La rugosidad, por el grado de variaciones de pequeña escala en las condiciones de la superficie. La presencia de *árboles dentro de lotes* está relacionada principalmente al grado de mecanización de la producción y a aspectos nutricionales y culturales de los productores (Chivaura-Mususa et al. 2000, Seabrook et al. 2008). La presencia de *lotes abandonados* se relaciona con la sustentabilidad del sistema productivo o con aspectos sociales de difícil integración a modelos cuantitativos (e.g. migraciones). Se determinó que un paisaje tenía signos de abandono en uno o más lotes en la ventana de muestreo cuando en áreas de formas regulares hubo signos de lignificación o mecanización o ausencia de surcos o líneas de siembra.

(6) La métrica *infraestructura de riego* consideró la presencia de elementos tales como canales, estanques, embalses, lotes circulares, y se encuentra relacionada a prácticas de alta tecnificación en agricultura. El *tipo de límite* de un lote incorpora la presencia de cercos vivos, i.e. una o más hileras de vegetación leñosa estrechamente plantadas para dividir lotes (Ayuk 1997). La selección de todas métricas se basó principalmente en Whittlesey (1936), Grigg (1977), Kostrowicki (1992), Köbrich et al. (2003), y van der Ploeg et al. (2009). Para aquellos casos en donde los lotes fueron más grandes que la ventana de muestreo (i.e. >100 ha), se estimaron todas las variables (excepto rugosidad y árboles dentro del lote) dentro de una ventana de muestreo de 5x5 km.

El empleo de diferentes tamaños de ventana se debe a la escala a la cual se expresa la variable (e.g. las copas de los árboles son más pequeñas que los lotes agrícolas), y a la cual un arreglo espacial particular se repite. Asimismo, una posible desventaja de esta interpretación visual de paisajes radica en que algunas métricas fueron altamente dependiente de la disponibilidad de imágenes de alta resolución espacial (≤ 1 m), especialmente en la región africana. Por ejemplo, la rugosidad del lote o la presencia de árboles dentro del lote fueron fácilmente detectables en donde estas imágenes estaban disponibles, pero no así en áreas con imágenes de 15 m de resolución espacial

Tabla 4.2. Lista de métricas (variables) utilizadas para la caracterización de los 1617 puntos de muestreo de lotes cultivados y el paisaje adyacente usando las imágenes de Google Earth, en las cinco regiones analizadas. Las dos primeras métricas capturan el marco general humano de los paisajes, las métricas 3-7 capturan la geometría de los lotes, y las métricas 8 y 9 aspectos de infraestructura. Los valores refieren a cómo se incorpora la variable en los métodos cuantitativos.

Métrica	Notas	Clases	Valor	
1	Áreas urbanas	Presencia de establecimientos urbanos cercanos a los lotes agrícolas.	No	0
			Sí	1
2	Accesibilidad	Presencia de rutas vehiculares.	No	0
			Sí	1
3	Tamaño de lote	Tamaño de la unidad de manejo.	0-10 ha	1
			10-100 ha	2
			100-750 ha	3
			>750 ha	4
4	Forma de lote	Linealidad de los límites de los lotes.	Irregular	1
			Ambos	2
			Regular	3
5	Rugosidad del lote	Variaciones de pequeña escala dentro de los lotes.	Suave	1
			Ambos	2
			Rugoso	3
6	Árboles dentro del lote	Presencia de árboles dentro de los lotes cultivados.	No	0
			Sí	1
7	Lotes abandonados	Signos de interrupción en los cultivos incluyendo elementos leñosos y la falta de líneas de cultivo dentro de la ventana de muestreo.	No	0
			Sí	1
8	Infraestructura de irrigación	Presencia de elementos de irrigación tales como canales, estanques/embalses, lotes circulares (sistemas de pivote central).	No	0
			Sí	1
9	Tipo de límite	Divisiones materiales entre lotes.	Cerco vivo	1
			Ambos	2
			No detectable (o alambrado)	3

4.2.4. Caracterización del contexto de presiones e intervenciones

En función de explorar el vínculo entre los patrones de paisaje y las distintas presiones e intervenciones relacionadas a los contextos humanos, se caracterizaron aspectos sociales (variables 1-3), y productivos o de conservación (4-7) a partir de bases de datos cartográficas independientes (selección limitada significativamente por su disponibilidad). Éstas fueron: (1) *densidad poblacional* ($\text{hab} \cdot \text{km}^{-2}$) utilizando el mapa de CIESIN-CIAT (2005), de 2.5 min de resolución espacial –estimaciones para el período 1990-1995–. (2) *Mortalidad infantil* (‰) representando la pobreza de la población, de las estadísticas subnacionales de CIESIN (2005) –estimaciones para el año 2000–. Otros mapas más detallados que miden la actividad económica (Sutton y Costanza 2002, Elvidge et al. 2009), fueron descartados por subestimar la riqueza del contexto de las áreas rurales. (3) *Conectividad*, del mapa “Travel Time to Major Cities” (Nelson 2008), que captura cuán lejos está un determinado lugar del mundo de ciudades de más de 50,000 habitantes (en horas) utilizando un algoritmo de costo-distancia. (4) *Densidad ganadera* ($\text{unidades} \cdot \text{km}^{-2}$) basada en las bases de datos globales de FAO-AGA, con una resolución espacial de 3 min (2010). Se consideraron datos de búfalos, vacas, cabras y ovejas, asumiendo que 1 unidad vaca = 1 búfalo = 8 cabras/ovejas; y ajustando los valores a través de las regiones con el criterio de que 1 unidad vaca en

países desarrollados equivale a 0.75, 0.46 y 0.42 en Sudamérica, África Subsahariana y Asia, respectivamente (FAO 1995). Exclusivamente para los puntos cultivados, (5) la fracción bajo *irrigación* basada en el mapa “Global map of irrigated areas” (Siebert et al. 2007), que representa la fracción de superficie equipada para riego con una resolución de 5 min, y con la misma resolución (6) la *diversidad de cultivos*, usando el índice de Shannon aplicado a la base de datos de Monfreda *et al.* (2008). Exclusivamente para paisajes no cultivados, (7) se identificaron los puntos pertenecientes a un área de *conservación* de la naturaleza mediante la base de datos de la “World Database on Protected Areas” (UNEP-WCMC 2009). Finalmente, dada la gran importancia que la disponibilidad de agua tendría estructurando los ecosistemas en estos ambientes subhúmedos (Noy-Meir 1973), se analizó la relación entre precipitación y la evapotranspiración potencial (PRE:ETP), una variable del contexto biofísico. Los datos climáticos provinieron de la base “Ten Minute Climatology data base” (CRU-UEA, New et al. 2002) y fueron procesados usando el algoritmo de Penman-Monteith (Allen et al. 2004).

4.2.5. Funcionamiento del ecosistema

Se caracterizó la productividad primaria de paisajes cultivados y no cultivados (1084 y 1106 puntos de muestreo, respectivamente) en base al índice espectral “Enhanced Vegetation Index” (EVI) proveniente del instrumento Terra MODIS (Huete et al. 2002), codificado como el producto MOD13Q1. Esta información tiene una resolución espacial de 250 m y una resolución temporal de 16 días. Numerosos autores encuentran una fuerte relación entre el EVI y la actividad fotosintética de diferentes tipos vegetación (Xiao et al. 2004, Zhang et al. 2006). Se analizó el período 2000-2009. Los datos para cada punto de muestreo se extrajeron por medio de la herramienta en línea “MODIS Global Subsets: Data Subsetting y Visualization”, <http://daac.ornl.gov>; la información fue filtrada por su calidad, sólo considerando valores con la etiqueta “VI produced, good quality”. Se generó un conjunto de nueve variables sintéticas del EVI que capturaron la (1) magnitud de productividad primaria a través (1a) la media anual, (1b) el primer cuartil y (1c) el máximo valor de todo el período analizado; su (2) dinámica estacional a través (2a) la media del coeficiente de variación (cv) intra-anual, y (2b) la fracción de EVI acumulada en la estación seca (Abril-Septiembre y Octubre-Marzo en los hemisferios sur y norte, respectivamente); y (3) su variabilidad a largo plazo caracterizada por el cv interanual. Adicionalmente, en el caso de las estimaciones de la magnitud, se removió el efecto de las diferencias de disponibilidad de agua para todos los puntos de muestreo usando los valores residuales de la regresión de las variables 1a, 1b, y 1c con los valores de balance hídrico (PRE:ETP). Sin embargo, como los resultados de las variables regresadas fueron muy similares a los de las variables originales, las variables regresadas no se presentan por simplicidad.

4.2.6. Análisis de datos

Los patrones de paisaje fueron analizados para cada punto de muestreo y luego resumidos para las cinco regiones de estudio en función de analizar las convergencias y divergencias entre regiones ($n = 1617$ y $n = 2908$, respectivamente). Los puntos fueron asimismo tratados individualmente, explorando las convergencias y divergencias dentro de cada una de las regiones, estableciendo vínculos cuantitativos a los contextos humanos y al funcionamiento del ecosistema. El análisis intra-regional requirió del

ordenamiento de todas las muestras en un espacio de menos dimensiones (Riitters et al. 1995), usando el método de “Reciprocal Averaging” (RA) (Hill 1973), siendo la información de entrada una matriz de disimilaridades tanto para los paisajes cultivados como para los no cultivados ($n = 1481$ y $n = 2908$, respectivamente). Al capturar la redundancia/covariación a través de las variables, este método de ordenamiento ayuda a identificar los ejes de mayor variabilidad entre los puntos de muestreo (Nenadić y Greenacre 2007). En lugar de maximizar la proporción del total de variación que puede ser explicada por ejes únicos (como en el análisis de componentes principales), el RA maximiza la correlación entre las variables descriptivas (en este caso las métricas de paisaje) y los “scores” asignados a las muestras (en este caso las muestras). En este método, el autovalor de un eje es igual al coeficiente de correlación entre la variable y los “scores” de las muestras, y su relación con la varianza total de la matriz de los datos, conocida como “inercia”, representa su poder explicativo. Las 21 métricas de paisajes individuales y los ejes resultantes de los análisis de RA se asociaron a tanto las siete variables independientes del contexto de presiones e intervenciones, la disponibilidad de agua (PRE:ETP), y las seis variables de productividad primaria usando la prueba no paramétrica de Kendall τ (Whittaker 1987, Legendre y Legendre 1998). Para caracterizar las variables determinantes de la ocurrencia de paisajes cultivados se correlacionaron por el mismo método de Kendall las variables independientes de aspectos sociales (densidad poblacional, mortalidad infantil, conectividad) y la disponibilidad de agua, con la condición de uso de cada uno de los puntos de muestreo, asignando el valor 0 si el punto representaba un paisaje no cultivado, y 1 si representaba uno cultivado.

4.3. Resultados

4.3.1. Patrones de paisaje

Las regiones subtropicales secas presentaron grandes contrastes en el área dedicada a cultivos, siendo $<18\%$ en las transectas de todas las regiones excepto de India & Pakistán, donde los cultivos dominaron tres cuartas partes del territorio (Tabla 4.3 y Capítulo 2). Más allá de estos contrastes, tanto las áreas no cultivadas como las cultivadas desplegaron una gran variabilidad de patrones de paisaje, como muestran las observaciones de los puntos individuales de muestreo. Los paisajes no cultivados presentaron patrones divergentes de infraestructura y vegetación a través de las regiones, sugiriendo intensidades contrastantes de intervención humana (Figura 4.2). La presencia de asentamientos urbanos fue máxima en India & Pakistán (14% de las muestras), intermedia en Mesquite (4%) y virtualmente despreciable en las restantes regiones ($<1\%$). La accesibilidad fue máxima en Mesquite, en donde la densa red de rutas pavimentadas encontrada en el 92% de la muestras, contrasta con las restantes regiones. Zambezi-Kalahari, al contrario, presentó el territorio menos accesible, con 72% de la muestras sin rutas o senderos (Figura 4.2). Los lotes agrícolas fueron comunes dentro de las áreas no cultivadas de India & Pakistán, doblando la frecuencia de Mesquite y excediendo por > 6.5 veces la de las restantes regiones. Los cuerpos de agua antropogénicos fueron encontrados principalmente en áreas no cultivadas sólo en Mesquite, India & Pakistán, y NE Australia.

Tabla 4.3. Fracción bajo cada clase de uso/cobertura del suelo en las cinco regiones subtropicales secas, proveniente de la síntesis de seis productos disponibles descriptos en el Capítulo 2, identificando cuatro clases de interés: vegetación no cultivada y cultivada, áreas urbanas, y cuerpos de agua. Los datos fueron extraídos para las 35 transectas de 20 km de ancho y largo variable.

Clase	Chaco	India & Pakistán	Mesquite	NE Australia	Zambezi-Kalahari
No cultivados	81.6	21.0	81.8	96.1	90.9
Cultivados	18.0	75.2	15.8	3.4	9.0
Áreas urbanas & cuerpos de agua	0.3	3.8	2.5	0.5	0.2

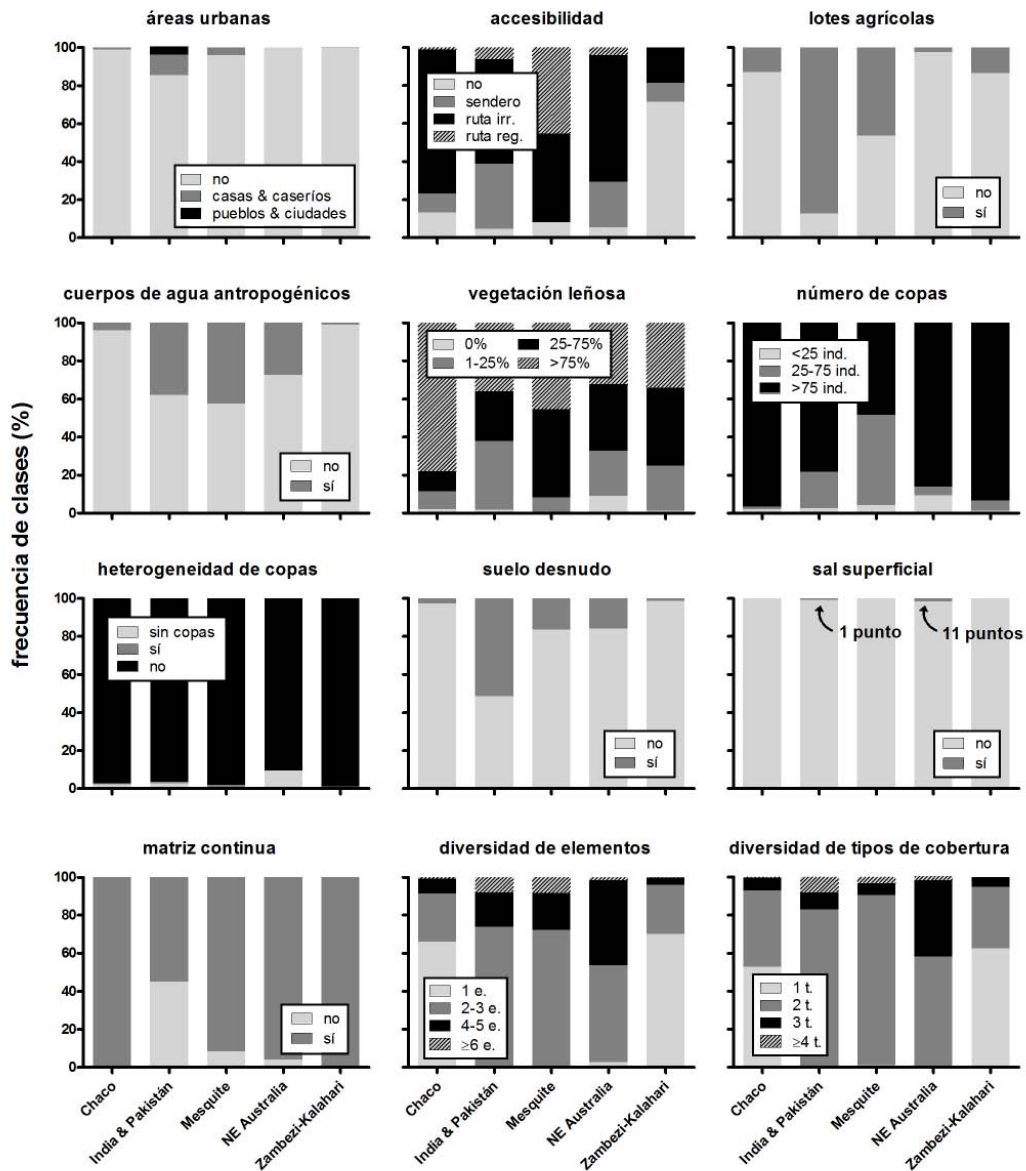


Figura 4.2. Características de los paisajes no cultivados de las cinco regiones subtropicales secas de acuerdo a las doce métricas analizadas (n = 2908).

Las medidas de los patrones de vegetación revelaron una dominancia de bosques homogéneos en Chaco y sabanas en Zambezi-Kalahari y Mesquite. En contraste, mostraron una cobertura de vegetación leñosa dispersa a través de una matriz de pastizales, con frecuentes parches de suelo desnudo, en India & Pakistán y NE Australia. La cobertura de vegetación leñosa en Chaco fue alta (78% de las muestras con >75% de cobertura leñosa), intermedia en Mesquite y Zambezi-Kalahari donde la estructura de sabana es más común (~65% de la muestras con >25% cobertura leñosa) (Menaut 1983, Archer 1995), y baja en India & Pakistán y NE Australia (~35% de la muestras con <25% cobertura leñosa). En la última región, un décimo de las muestras no presentó vestigios de vegetación leñosa. El número de coronas de árboles y arbustos copiaron los resultados de la cobertura de vegetación leñosa, mientras que la heterogeneidad de copas fue más baja en NE Australia (homogéneamente pequeña). La frecuencia de parches de suelo desnudo fue alta en NE Australia (51% de las muestras), seguida por India & Pakistán y Mesquite (16% de las muestras). En NE Australia e India & Pakistán fueron encontrados parches con acumulación de sal en superficie (11 y 1 muestras, respectivamente), pero no en las restantes regiones. La diversidad de los paisajes en términos de elementos y tipos de cobertura fue alta en NE Australia e India & Pakistán, intermedia en Mesquite, y baja en Chaco y Zambezi-Kalahari.

Los paisajes cultivados desplegaron grandes divergencias entre regiones en términos de infraestructura y configuración de los lotes (Figura 4.3). India & Pakistán presentó por lejos la mayor presencia humana a través de los subtrópicos secos, con todas las muestras estando a menos de 1 km de algún asentamiento humano. Las restantes cuatro regiones mostraron una densidad de áreas urbanas mucho más baja. En Zambezi-Kalahari, el aislamiento generalizado de las casas no pudo ser detectado por el tamaño reducido de las mismas y porque en las regiones más remotas, los techos de material vegetal no fueron fácilmente separables de la vegetación circundante, mientras que Chaco, Mesquite, y NE Australia estuvieron caracterizadas por lotes localmente deshabitados. En todas las regiones los paisajes cultivados estuvieron conectados por rutas, excepto en Zambezi-Kalahari, en donde 20.2% de las muestras no tuvieron este tipo de conexión, mayoritariamente en Mozambique, Madagascar, y Zimbabwe. La alta accesibilidad de Mesquite fue relacionada con únicamente rutas, mientras que en las restantes regiones fue relacionada con –además de rutas– senderos humanos y animales.

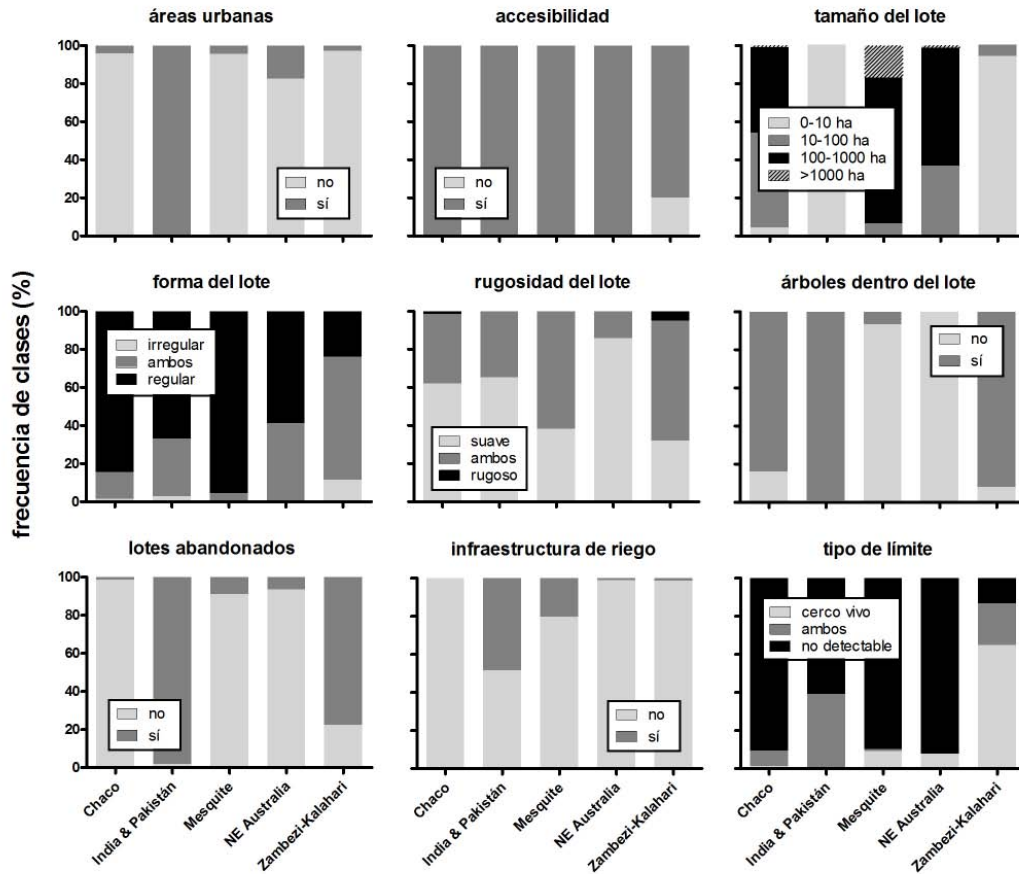


Figura 4.3. Características de los paisajes cultivados de las cinco regiones subtropicales secas de acuerdo a las nueve métricas analizadas (n = 1481).

El tamaño de los lotes fue altamente variable entre regiones, desde Mesquite, donde el 93% tienen más de 100 ha, seguida por NE Australia y Chaco con >96% de los lotes con más de 10 ha, y Zambezi-Kalahari e India & Pakistán con más de 92% de los casos más pequeños que 10 ha. En la región africana unas pocas muestras presentaron grandes lotes (0.2% > 750 ha, en Sudáfrica, Zambia, y Zimbabwe), pero ninguno en la región asiática. Los lotes regulares predominaron en todas las regiones excepto Zambezi-Kalahari, donde el 86.9% de las muestras muestran al menos un lote de forma irregular, mientras que el 13.1% de los lotes en esta región estuvieron divididos exclusivamente por cercos vivos. El abandono de lotes cultivados fue observado sólo en India & Pakistán y Zambezi-Kalahari. Estas dos regiones y Chaco presentan una alta frecuencia de lotes cultivados que preservan algunos árboles (Figura 4.3). La presencia de infraestructura de irrigación predominó en India & Pakistán (48.5%), fue común en Mesquite (20.2%), rara en Australia y África y estuvo ausente en Chaco.

El análisis de ordenamiento (“reciprocal averaging”) de los puntos de muestreo no cultivados definió un primer eje (32% de la inercia explicada) de creciente intervención humana como lo sugiere su asociación a una cobertura de vegetación leñosa decreciente, a la presencia de parches de suelo desnudo, áreas urbanas, y cuerpos de agua antropogénicos (Figura 4.4). El segundo eje (19% de la inercia explicada) expandió el grupo de puntos de muestreo con alta intervención humana, separando aquellos con parches de suelo desnudo y sin cuerpos de agua de aquellos bajo las

condiciones opuestas. Todas las regiones desplegaron una alta variabilidad interna dentro del espacio multivariado (Figura 4.4), incorporando paisajes que preservan una cobertura leñosa continua (agrupados en el extremo izquierdo del primer eje) y paisajes con una cobertura intervenida dada la mayor ocurrencia de parches antropogénicos, aunque India & Pakistán y NE Australia presentan los casos más extremos hacia la derecha del primer eje, sugiriendo una más alta modificación. La cobertura de vegetación leñosa estuvo positivamente correlacionada con el número de copas y su heterogeneidad, y en menor medida a la presencia de una cobertura continua (Kendall $\tau = 0.44, 0.35, \text{ y } 0.18$, respectivamente).

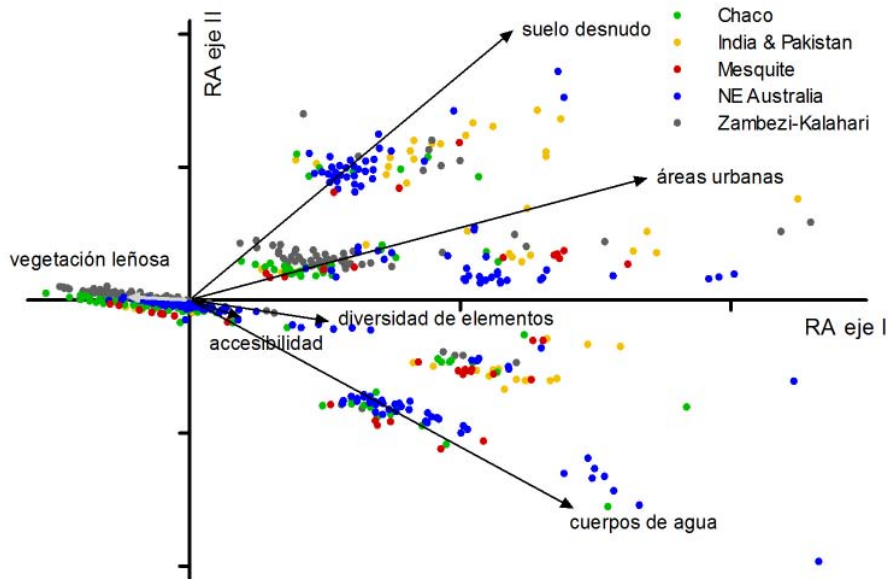


Figura 4.4. Ordenamiento de los patrones de paisajes de áreas no cultivadas de acuerdo al método de “Reciprocal averaging” (RA) presentando los ejes I y II (31.9 y 19.2% de la inercia explicada). El primer eje se encuentra relacionado con una decreciente cobertura leñosa o creciente ocurrencia de parches antropogénicos, mientras que el segundo eje explica las diferencias entre los paisajes más modificados (por denudación en el extremo superior y presencia de tipos de cobertura antropogénica en el inferior). La dirección y el largo relativo de la proyección de las variables revelan el nivel de correlación con los ejes. Las métricas de diversidad de tipos de cobertura, heterogeneidad de copas, número de copas, y la continuidad de la matriz no se presentan por simplicidad. Muchos de los puntos de muestreo presentan el mismo patrón de paisaje y por lo tanto no se distinguen entre sí en el espacio multivariado ($n = 2908$).

Los puntos de muestreo cultivados desplegaron un primer eje (43% de la inercia explicada) asociado a un creciente tamaño de lote y decreciente presencia de lotes abandonados, presencia de áreas urbanas e infraestructura de irrigación (Figura 4.5). Este eje separaría eventualmente una agricultura de gran escala de una de pequeña escala; el segundo eje (21% de la inercia explicada) expande este último grupo, discriminando aquellos paisajes más regulares, irrigados y más urbanizados de aquellos con formas irregulares, superficie rugosa, y más árboles dentro de los lotes. En contraste con las muestras no cultivadas, para las cuales todas las regiones presentaron cierta superposición en el espacio multivariado, el ordenamiento claramente segrega a India &

Pakistán de las restantes regiones, resultado de la combinación única de lotes muy pequeños con elementos sólo encontrados en los grandes lotes (e.g. alta irrigación y regular formas). Si los casos de India & Pakistán son ignorados (datos no presentados), la variación puede ser relacionada a un gradiente que abarca más evidentemente patrones de pequeña escala, baja tecnificación asociados a una agricultura de subsistencia a patrones de gran escala, tecnificados asociados a una agricultura industrial (el primer eje del análisis RA sin esta región alcanza un 36% de la inercia explicada). En el extremo de subsistencia los lotes son pequeños, irregulares e internamente heterogéneos, con árboles dentro, divididos por cercos vivos y con lotes abandonados en las áreas circundantes. Largos períodos de reposo (Vasey 1979, Nandwa y Bekunda 1998), o inclusive una agricultura nómada, constituirían las prácticas más comunes en estas muestras. El esquema industrial fue caracterizado por lotes medianos a grandes, regulares, internamente homogéneos, e irrigados.

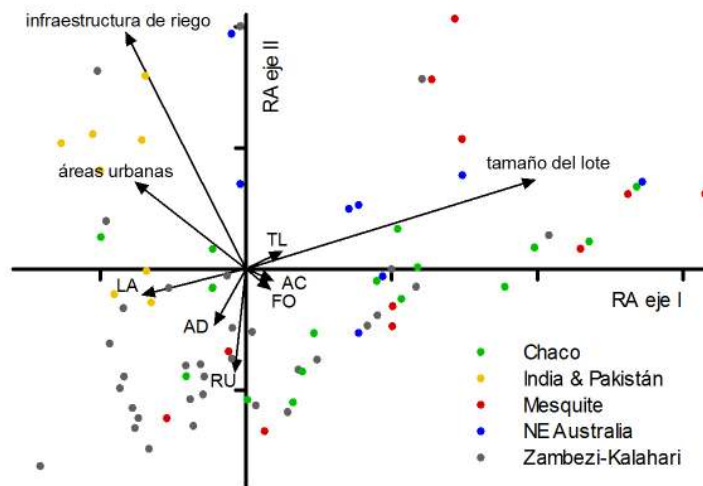


Figura 4.5. Ordenamiento de los patrones de paisajes de áreas cultivadas de acuerdo al método de “Reciprocal averaging” (RA) presentando los ejes I y II (42.9 y 21.3% de la inercia). El primer eje se encuentra relacionado positivamente con el tamaño del lote, y negativamente con la presencia de lotes abandonados, mientras que el segundo eje se encuentra relacionado positivamente con la infraestructura de irrigación y la presencia de áreas urbanas, y negativamente con la rugosidad interna del lote y la presencia de árboles dentro de los lotes. La dirección y el largo relativo de la proyección de las variables revelan el nivel de correlación con los ejes. Los acrónimos de las características de los parches son: AC accesibilidad, FO forma, RU rugosidad interna, AD árboles dentro, LA lotes abandonados, TL tipo de límite. Muchos de los puntos de muestreo presentan el mismo patrón de paisaje y por lo tanto no se distinguen entre sí en el espacio multivariado (n = 1481).

Los ejes principales del ordenamiento, así como la mayor parte de las métricas de paisaje individuales, fueron relativamente independientes de la disponibilidad de agua a través del gradiente analizado, al mostrar una relación débil o no-significativa con los valores de PRE:ETP (promedio de Kendall $\tau = 0.03$, para sistemas no cultivados y cultivados) (Tablas 4.I a 4.IV, Material suplementario 4.2). Los resultados regionales mostraron comportamientos opuestos en la relación entre el primer eje del análisis multivariado y la PRE:ETP, siendo negativa en Mesquite, NE Australia y Zambezi-

Kalahari, positiva en el Chaco, y no significativa en la India & Pakistán (datos no presentados, $p < 0,05$).

4.3.2. Patrones de paisaje y presión/intervención

En las muestras no cultivadas, el alejamiento de una cobertura leñosa homogénea hacia una vegetación modificada (primer eje del ordenamiento) fue asociada a una decreciente mortalidad infantil y creciente conectividad y densidad ganadera, pero no así a la densidad poblacional (Figura 4.6a, y Tabla 4.I, Material suplementario 4.2). Métricas individuales tales como la diversidad de elementos o tipos de cobertura (Kendall $\tau = 0.70$ entre ambas) presentaron una correlación similar que el primer eje del ordenamiento con estas mismas variables humanas, mientras que aspectos relacionados a la condición de los bosques (i.e. cobertura de vegetación leñosa, número de copas, suelo desnudo) estuvieron asociados en gran medida a la conectividad de los paisajes. Siguiendo el segundo eje del ordenamiento, se encontró para las correlaciones individuales que los paisajes con suelo desnudo se asociaron a poblaciones pobres y numerosas (Kendall $\tau = 0.32$ y 0.18 , respectivamente) y aquellos paisajes que contienen cuerpos de agua antropogénicos estuvieron asociados positivamente a altas densidades ganaderas (Kendall $\tau = 0.12$).

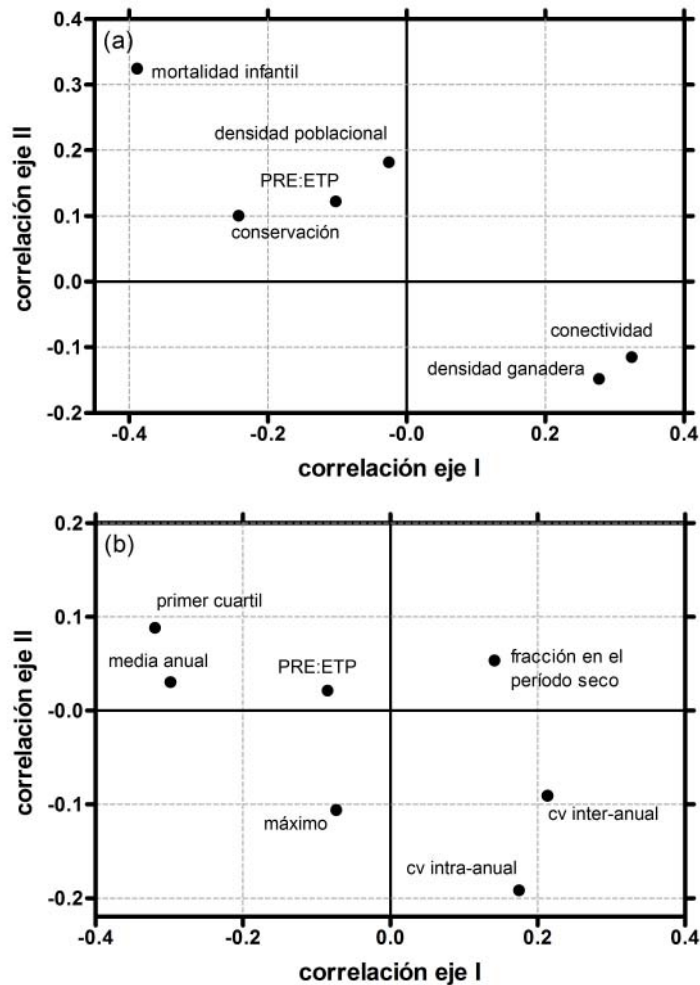


Figura 4.6. Para los puntos de muestreo no cultivados de las cinco regiones subtropicales secas, correlaciones entre los dos primeros ejes del ordenamiento y: (a) las variables del contexto de presiones e intervenciones (humano) (n = 2908), y (b) variables del funcionamiento del ecosistema (n = 1100). Los números muestran los coeficientes de correlación de Kendall (τ).

Para los paisajes cultivados, una clara asociación entre el gradiente subsistencia/industrial y el contexto humano pudo ser identificada una vez que las muestras de India & Pakistán fueron removidas del análisis. La irrigación –basada en el mapa “Global map of irrigated areas”– se correlacionó con el primer eje del ordenamiento, mostrando su prevalencia hacia el extremo de agricultura industrial. La mortalidad infantil, la densidad poblacional, y la diversidad de cultivos estuvieron, en cambio, negativamente asociadas a este gradiente (Kendall $\tau = -0.38, -0.12$ y 0.08 , respectivamente; Figura 4.7a y Tabla 4.IIa, Material suplementario 4.2). La densidad ganadera no presentó una asociación al gradiente, excepto cuando se considera la región asiática (Figura 4.7a y Tabla 4.IIb, Material suplementario 4.2), ya que esta variable estuvo altamente asociada a la densidad poblacional (Kendall $\tau = 0.43, p < 0.05$; resultados no presentados). Finalmente, la densidad poblacional no estuvo asociada a la accesibilidad de las áreas agrícolas, i.e. áreas despobladas estuvieron conectadas a los

mercados, resaltando las diferentes orientaciones de la producción de las regiones subtropicales secas.

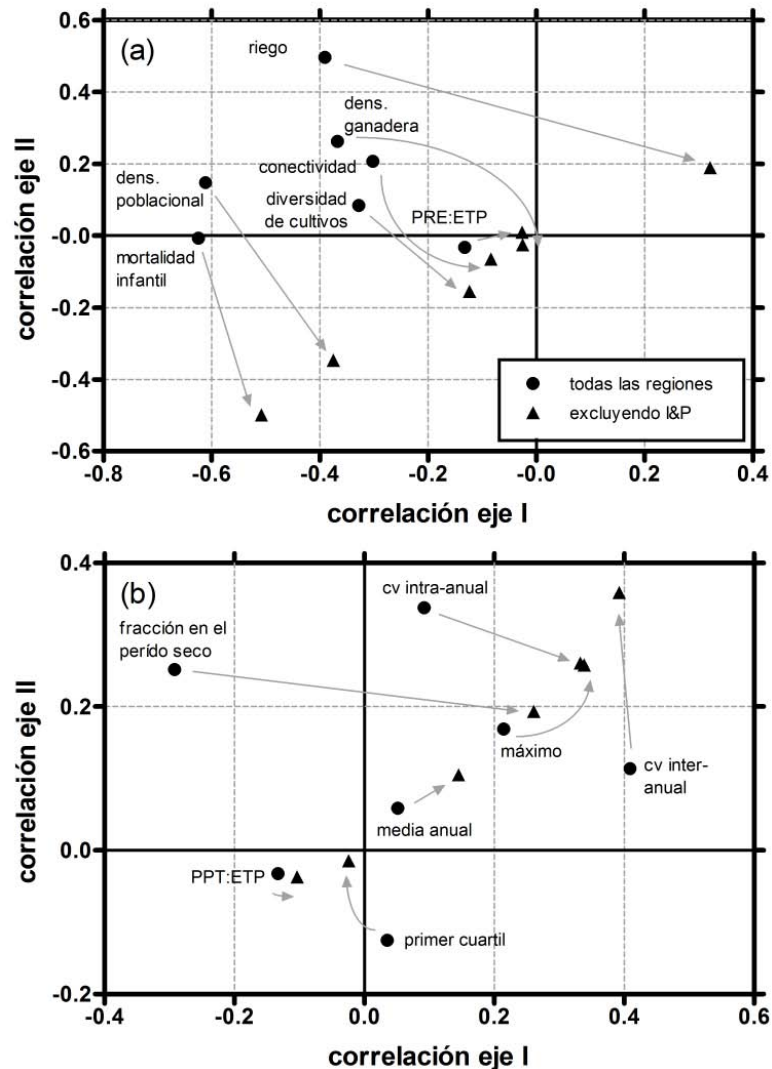


Figura 4.7. Para los puntos de muestreo cultivados de las cinco regiones subtropicales secas (círculos) y excluyendo India & Pakistán (I&P, triángulos), correlaciones entre los dos primeros ejes del ordenamiento y: (a) las variables del contexto de presiones e intervenciones (humano) ($n_{\text{Todas}} = 1481$, $n_{\text{Todas-I\&P}} = 963$), y (b) variables del funcionamiento del ecosistema ($n_{\text{Todas}} = 983$, $n_{\text{Todas-I\&P}} = 695$). Los números muestran los coeficientes de correlación de Kendall (τ). Las flechas grises representan el efecto de excluir India & Pakistán de los análisis.

Tres de las variables independientes de contexto estuvieron directamente relacionadas a las métricas visuales de paisaje: *áreas urbanas* vs. *densidad poblacional*, *accesibilidad* vs. *conectividad*, e *infraestructura de irrigación* vs. fracción de los paisajes cultivados bajo *irrigación* (Tablas 4.I y 4.IIb, Material suplementario 4.2). La detección de áreas urbanas por imágenes alta resolución y la densidad poblacional de CIESIN-CIAT (2005) mostraron una asociación positiva para ambos sistemas de uso del suelo, aunque la correlación fue más alta para paisajes cultivados que para no

cultivados (Kendall $\tau = 0.61$ vs. 0.07 , respectivamente). La diferencia entre sistemas se asociaría a una sensibilidad menor de la base de datos global a poblaciones dispersas. La conectividad (cercanía a grandes ciudades) y la accesibilidad (por rutas y senderos) mostraron una asociación positiva para ambos sistemas, pero contrariamente a lo esperado, mucho mayor para los paisajes no cultivados que para los cultivados (Kendall $\tau = 0.29$ vs. 0.04 , respectivamente). La diferencia surgiría del hecho que la mayoría de los paisajes cultivados están necesariamente interconectados (Figura 4.3). Por último, la detección visual de infraestructura de irrigación presentó una alta asociación con el mapa “Global map of irrigated areas” (Kendall $\tau = 0.32$).

En relación a la ocurrencia de paisajes cultivados, se encontró una fuerte asociación positiva entre este sistema de uso y la densidad poblacional y la conectividad a los mercados al considerar el conjunto de regiones subtropicales secas en los análisis de correlación (Kendall $\tau = 0.42$ y 0.36 , respectivamente; Tabla 4.4), no así para la pobreza y la disponibilidad de agua ($|\text{Kendall } \tau| = <0.06$). Cuando se examinaron las regiones de forma individual, las relaciones con densidad y conectividad mantuvieron el signo e intensidad para India & Pakistán, Mesquite, y Zambezi-Kalahari, pero perdieron fuerza para Chaco y NE Australia (dos de las tres regiones con un destino de la producción externo). Llamativamente, la pobreza se vinculó negativamente a la presencia de cultivos en las dos regiones cuya producción se orienta a la subsistencia o al mercado local, i.e. India & Pakistán y Zambezi-Kalahari (Kendall $\tau = -0.26$ y -0.36 , respectivamente) ($|\text{Kendall } \tau| = <0.09$).

Tabla 4.4. Correlaciones entre la presencia de paisajes cultivados (considerando un valor 0 a los paisajes no cultivados vs. un valor 1 a los cultivados) y las variables independientes de aspectos sociales (densidad poblacional, mortalidad infantil, conectividad) y la disponibilidad de agua, para el conjunto de puntos de muestreo de las regiones secas subtropicales, y para cada una de las regiones en forma individual. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ); todos los valores son significativos ($p < 0.05$, $n = 4525$).

	Todas las regiones	Chaco	India & Pakistán	Mesquite	NE Australia	Zambezi-Kalahari
PRE:ETP	0.03	0.12	-0.20	0.26	0.04	-0.09
Densidad poblacional	0.42	0.17	0.31	0.47	0.29	0.49
Conectividad	0.36	0.09	0.24	0.41	0.19	0.40
Mortalidad infantil	0.06	0.09	-0.26	-0.09	-	-0.36

4.3.3. Patrones de paisaje y funcionamiento del ecosistema

En paisajes no cultivados y cultivados se encontró una fuerte asociación entre patrones de paisaje y el funcionamiento del ecosistema, capturado por índices de “verdor” proveniente de sensores remotos (Figuras 4.6b y 4.7b, y Tablas 4.III y 4.IV, Material suplementario 4.2). Las relaciones entre variables de patrón y funcionamiento no estarían enmascaradas por el efecto de las diferencias en la disponibilidad de agua, ya que los resultados de las variables regresadas fueron muy similares a los obtenidos con los datos originales ($r^2 = 0.98$, pendiente = 1.009). A través de las regiones, las muestras no cultivadas presentaron una mayor productividad primaria (media anual y primer cuartil de EVI) con una creciente cobertura de vegetación leñosa y decreciente ocurrencia de parches de suelo desnudo y diversidad de elementos y tipos de cobertura –

primer eje del ordenamiento– (Figura 4.8a); estas asociaciones fueron especialmente notables para NE Australia y Zambezi-Kalahari, las dos regiones con el mayor desarrollo a lo largo del gradiente (Figura 4.8b-c). Los paisajes más modificados desplegaron asimismo una mayor estacionalidad y cambios de largo plazo (Figura 4.6b). En particular, la presencia de lotes agrícolas o parches de suelo desnudo implicó una mayor variabilidad intra-anual (Kendall $\tau = 0.27$ y 0.13 , respectivamente). Notablemente, los paisajes que preservan su vegetación leñosa mantienen una mayor productividad media como resultado de una productividad más alta en los años menos productivos pero no necesariamente en los más productivos, como muestran las correlaciones del primer eje del ordenamiento vs. el primer cuartil y el valor máximo de EVI (Kendall $\tau = -0.32$ y -0.07 , respectivamente).

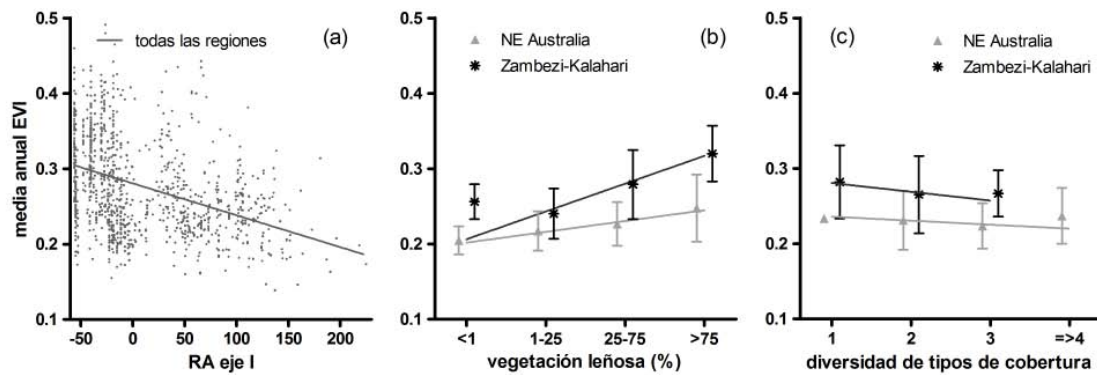


Figura 4.8. Relación de la media anual del EVI con (a) el primer eje del ordenamiento (RA) para las cinco regiones para los paisajes no cultivados ($r^2 = 0.15$; $p < 0.0001$), y exclusivamente para NE Australia y Zambezi-Kalahari, las dos regiones con el mayor desarrollo a lo largo del gradiente –i.e. desde áreas denudadas a bosques–, (b) la cobertura de vegetación leñosa ($r^2 = 0.13$ y $r^2 = 0.28$, respectivamente; $p < 0.0001$), y (c) la diversidad de tipos de cobertura ($r^2 = 0.01$ y $r^2 = 0.02$, respectivamente, la primera no significativa; $p < 0.05$). Las barras verticales indican los desvíos estándar espaciales.

El gradiente de paisajes cultivados de subsistencia a industriales –que surgen cuando se excluye India & Pakistán– estuvo positivamente relacionada al valor máximo de EVI para el período de estudio (Kendall $\tau = 0.34$, Figuras 4.7b y 4.9a y Tabla 4.IVa, Material suplementario 4.2), pero débilmente y con una forma unimodal con la media anual y primer cuartil de EVI (Figura 4.9b). Aquellos paisajes asociados a esquemas industriales presentaron una mayor estacionalidad y variabilidad interanual que aquellos que asociados a esquemas de subsistencia (Figura 4.9c). Concordantemente, lotes más grandes mostraron un mayor coeficiente de variación tanto inter- como intra-anual, y una menor fracción de EVI en el período seco (Kendall $\tau = 0.51$, 0.37 , y 0.27 , respectivamente) (Figura 4.9d). La presencia de lotes abandonados estuvo negativamente asociada a todas las variables de productividad, implicando reducciones en su magnitud, estacionalidad, y variabilidad interanual. Cuando se incluyó India & Pakistán, la mayor diferencia en los resultados fue el comportamiento antagónico entre las variables de estacionalidad, relacionado con las prácticas de irrigación que llevan a esquemas de doble cultivo, manteniendo o incrementando la variabilidad intra-anual, pero disminuyendo la fracción de la productividad en la estación climáticamente desfavorable (Figura 4.7b y Tabla 4.IVb, Material suplementario 4.2).

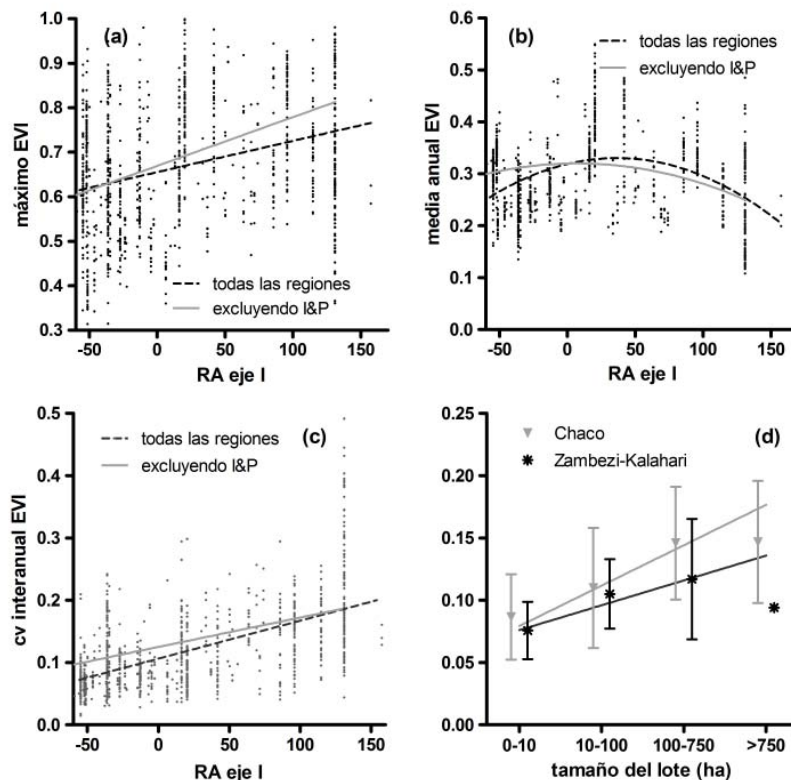


Figura 4.9. Para los paisajes cultivados, relaciones para las cinco regiones y excluyendo India & Pakistán (I&P) de (a) el máximo EVI para el período completo (2000-2009) con el primer eje del análisis de ordenamiento ($r^2 = 0.21$ y 0.34 , respectivamente; $p < 0.0001$), (b) la media anual EVI con el primer eje del análisis de ordenamiento ($r^2 = 0.13$ y 0.15 , respectivamente; $p < 0.0001$), (c) el coeficiente de variación (cv) interanual del EVI con el primer eje del análisis de ordenamiento ($r^2 = 0.35$ y 0.24 , respectivamente; $p < 0.0001$). Relación para Chaco y Zambezi-Kalahari del (d) cv interanual del EVI con el tamaño de lote para las dos regiones con un amplio gradiente de tamaños de lotes ($r^2 = 0.15$ y $r^2 = 0.10$, respectivamente; $p < 0.0001$). Las barras verticales indican los desvíos estándar espaciales.

Finalmente, para ambos sistemas de uso del suelo, las métricas individuales cobertura de vegetación leñosa y el tamaño de lote mostraron una asociación más fuerte con la productividad de la vegetación que los ejes del ordenamiento (Kendall $\tau = 0.25$ y 0.23 , respectivamente). Una diferencia clave entre estas dos variables es que la cobertura de vegetación leñosa puede ser directamente relacionada con los procesos ecosistémicos mientras que las variables acerca de la configuración de los lotes son indicadores del manejo.

4.4. Discusión

Las intervenciones humanas han creado una gran variedad de patrones de paisaje en los subtrópicos secos. En paisajes no cultivados, se encontró un gradiente de decreciente cobertura leñosa o creciente ocurrencia de parches antropogénicos (Figura

4.4), que finalmente resultó en una productividad primaria más baja e inestable (Figuras 4.6b y 4.8). Este alejamiento del dominio leñoso y la disminución de la productividad (de aquí en más llamado “degradación”) fue de especial importancia en India & Pakistán y NE Australia, ya que sus territorios están compuestos por cientos de fragmentos de vegetación leñosa dispersa a través de una matriz de pastizales compuesta mayoritariamente por especies exóticas, junto con parches de suelo desnudo y cuerpos de agua antropogénicos (Figura 4.2) (Pandey y Singh 1991, Fensham 1996, Henzell 2007). En Chaco, Mesquite y Zambezi-Kalahari, los paisajes no cultivados se encuentran todavía cubiertos por vegetación leñosa (Kunst et al. 2006, Tálamo et al. 2009), pero con una configuración homogénea de bosques o arbustales densos en Chaco, y sabanas en las últimas dos regiones, compartiendo inclusive géneros como *Acacia* y *Prosopis* (Menaut 1983, Archer 1995, Owens et al. 1995).

Esta tendencia de degradación estuvo asociada positivamente a una creciente conectividad como lo sugiere la primer hipótesis guía, mientras que la pobreza se asoció a una mayor conservación de las características de la vegetación original, y la densidad de la población local no se relacionó con la degradación, contradiciendo las expectativas y resultados de estudios previos (Figura 4.6) (Fox et al. 2000, Bucini y Hanan 2007, pero ver Gray y Moseley, 2005). Considerando todas las regiones en conjunto, el pastoreo por animales domésticos llevaría a una mayor degradación de acuerdo a la Figura 4.6a; aún así, los efectos del pastoreo sobre la cobertura leñosa no son concluyentes (significancia negativa y marginal en las correlaciones; Tabla 4.I, Material suplementario 4.2). Estos resultados coinciden con muchos estudios locales que muestran cómo el pastoreo puede llevar a situaciones de lignificación de los ecosistemas (Archer 1995, Roques et al. 2001) o –de mantenerse o incrementarse los números poblacionales del ganado mediante la alimentación del ganado por granos o residuos agrícolas– a una denudación de la cobertura vegetal (Pandey y Singh 1991, Eyre et al. 2010).

Las convergencias de las características estructurales de las áreas no cultivadas en India & Pakistán y NE Australia (baja cobertura leñosa, parches de suelo desnudo, y acumulación de sal en superficie; Figura 4.2), junto con los convergentes valores bajos de productividad (1.5 veces mayores en Chaco) bajo contrastantes conjuntos de presiones e intervenciones, desafían el entendimiento de los procesos modeladores de los ecosistemas. La región australina es 550-, 2-, y 17 veces menos poblada, conectada, y más rica que la asiática, respectivamente, y presentó 6 veces menos presión ganadera. ¿Son entonces otras las causas de estas convergencias? La tasa de extracción de leña para combustible puede ser descartada, ya que NE Australia presenta 90 veces menos extracción que India & Pakistán (1.7 vs. $152 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) (FAO Forest & Production Statistics, 2009). Estos resultados sugieren que en NE Australia existirían otros factores determinando las condiciones pasadas y actuales de degradación, más allá de las demandas humanas y del ganado doméstico sobre la vegetación natural, la pobreza, y la conectividad. Pareciera ser que en esta región, una corta pero intensa historia de remoción mecanizada de la biomasa leñosa (Fensham 1996, Seabrook et al. 2006), interactuando con actuales supresiones de incendios naturales y quemadas controladas (Vigilante et al. 2004, Eyre et al. 2010) han dejado una degradación duradera bajo un escenario de baja resiliencia natural de la vegetación (Smith et al. 2007) y una alta vulnerabilidad de sus suelos (Paton et al. 1995). Las inspecciones visuales, junto con un conocimiento científico integrado al conocimiento local de las propiedades y procesos ecosistémicos (Herrick et al. 2010), permitirían establecer nuevos indicadores del nivel de empobrecimiento de estos ecosistemas.

Los resultados también sugieren que la disponibilidad de agua tendría un rol menor determinando los patrones de paisajes no cultivados dentro del gradiente hídrico abarcado (PRE:ETP = 0.35 a 0.85, precipitación media anual = 470 a 1410 mm; Tablas 4.4, y 4.I a 4.IV, Material suplementario 4.2), resultado de las contrastantes relaciones entre regiones (significativas positivas y negativas, y no significativas). Este hecho contradice estudios previos que muestran una interacción significativa entre disponibilidad de agua e intervenciones que modifican la cobertura de árboles en bosques deciduos. Por ejemplo, en las sabanas africanas, el pastoreo de ganado doméstico, la densidad poblacional y los incendios son relevantes determinando la cobertura de árboles a precipitaciones mayores a 600 mm (Sankaran et al. 2005, Bucini y Hanan 2007).

Los paisajes cultivados de India & Pakistán difirieron considerablemente de los de las restantes regiones al mostrar una combinación única de lotes pequeños con características de una agricultura industrial tales como formas regulares, superficie homogénea, y señales de riego, así como una buena conexión a los pueblos y ciudades circundantes (Figura 4.3). Al excluir India & Pakistán del análisis, las restantes regiones mostraron como una creciente escala se asocia a un creciente nivel de tecnificación y a un decreciente abandono de lotes (Figuras 4.5 y 4.7a). A lo largo de este amplio gradiente, Zambezi-Kalahari se ubicó en el extremo no tecnificado y de pequeña escala (agricultura de subsistencia), y Mesquite en el extremo opuesto (agricultura industrial), aunque se reconoce una gran variabilidad intra-regional para las cuatro regiones.

El efecto conjunto de pobreza y alta densidad poblacional juegan un rol preponderante estructurando los patrones agrícolas en los subtrópicos secos, tanto considerando India & Pakistán o no, como se había plateado inicialmente (Figura 4.7a). La relación entre densidad poblacional y pobreza y la escala de producción ha sido ampliamente explorada, siendo explicada típicamente por aspectos estructurales (e.g. disponibilidad de recursos) y operacionales (e.g. relación superficie:mano de obra) (Köbrich et al. 2003, van der Ploeg et al. 2009). Las demandas de alimentos, fibras, y combustibles para la población local y pobre llevan a una diversificación de la canasta de cultivos, como muestra la correlación entre diversidad de cultivos y pobreza y densidad poblacional (Kendall $\tau = 0.19$ y 0.10 , respectivamente; $p < 0.05$).

La conectividad a los mercados, en tanto, jugó un papel menor como factor determinante de los patrones paisaje de áreas cultivadas en los subtrópicos secos (bajos valores de correlación), sin embargo, entre las dos regiones asociadas al extremo de subsistencia, India & Pakistán (2.6 veces más conectado) emplea de cuatro a seis veces más fosfato y nitrógeno y cuarenta veces más tractores por unidad de área cosechada que los países africanos, según lo muestran estadísticas nacionales (FAO 2009). Estas diferencias estarían relacionadas a los altos precios de los insumos en las áreas más aisladas de África, así como limitantes de índole política (Sanchez 2002, Snapp et al. 2002, Pingali 2007, Adesina 2010).

El gradiente de creciente escala y tecnificación implicó una creciente variabilidad de la productividad a escala estacional e interanual (Figuras 4.7b y 4.9c-d). Estos resultados son contradictorios en relación a las prácticas de riego, ya que esta intervención debería estabilizar la productividad de la vegetación al mantener las condiciones de humedad del suelo independientemente de la variabilidad de la precipitación. La situación observada podría originarse en la integración de numerosos lotes de pequeña escala con diversos patrones de productividad dentro de un único píxel MODIS bajo condiciones de agricultura de subsistencia. Concordantemente, ha sido sugerido que una mayor diversidad de funcionamientos puede incrementar la estabilidad

interanual de los rendimientos al combinar diferentes especies y manejos dentro de un mismo paisaje (Reidsma y Ewert 2008).

La ocurrencia de paisajes cultivados en los subtrópicos secos se asoció positivamente a la presión poblacional y a la conectividad a los mercados, fundamentalmente en aquellas regiones en donde la producción se orienta a satisfacer demandas internas de bienes. En Chaco y en NE Australia, dicha asociación es menos intensa debido a que son regiones orientadas a la producción de bienes para exportación. Estos resultados, sobre la base del análisis de puntos, sustentan lo encontrado mediante la exploración de información cartográfica a nivel transectas en el Capítulo 2. El cultivo en estas regiones no se asoció a los niveles de pobreza en el territorio, indicando que la deforestación de los subtrópicos no se vincularía exclusivamente a una demanda interna por recursos (Lambin et al., 2001). Llamativamente, surge para India & Pakistán y Zambezi-Kalahari, dos regiones con condiciones de menores recursos, una relación contraria a lo esperado entre cultivo y pobreza, indicando que aquellos territorios con condiciones más desfavorables, en términos económicos, presentarían las tasas más bajas de reemplazo de la vegetación no cultivada.

Los análisis correlativos mostraron que no hubo efectos en la productividad primaria a lo largo del gradiente de escala y tecnificación, como se había sugerido inicialmente (Figuras 4.7b y 4.9b). Sólo en términos de escala, numerosos estudios señalan una relación inversa entre tamaño de lote y productividad cuando se consideran esquemas de subsistencia –asociada a una mayor disponibilidad de mano de obra, heterogeneidad edáfica no manejada, o desaciertos en el mercado financiero– (Carter 1984, Fan y Chan-Kang 2005, Stifel y Minten 2008, Barrett et al. 2010). Sin embargo, en esta comparación intercontinental, ambas variables presentaron una relación unimodal, con un máximo de productividad alrededor de las 100 ha ($r^2 = 0.01$, $p < 0.0001$, resultados no presentados), mientras que paradójicamente, la relación inversa se cumplió cuando se consideraron únicamente las tres regiones orientadas al mercado nacional o global ($r^2 = 0.23$, $p < 0.0001$, resultados no presentados).

Bajo gradientes sociales más amplios, como los aquí descritos, el nivel de ajuste entre tamaño de lote y grano de heterogeneidad del sustrato sería el factor determinante de la productividad media (factor no cuantificado aquí). A un nivel similar de capacidad de tecnificación, un esquema de producción de pequeña escala sería eficiente produciendo bajo condiciones de alta heterogeneidad ambiental, ya que maximizaría la productividad con insumos y mano de obra. Un esquema de gran escala, en tanto, sería eficiente produciendo bajo condiciones de baja heterogeneidad ambiental, ya que minimizaría los costos de producción con mecanización. En este sentido, India & Pakistán tendría un sistema más ineficiente en términos de productividad y costo de la producción que Chaco –con un nivel similar de heterogeneidad espacial–, debido a un mejor ajuste entre las escalas de producción y heterogeneidad del sustrato en la región sudamericana.

La combinación de imágenes de satélite de alta resolución espacial, información cartográfica, y datos espectrales provenientes de sensores remotos permitió cuantificar la conexión entre arreglos diversos de presiones e intervenciones humanas, patrones de paisaje, y el funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, como ilustran los paisajes no cultivados de NE Australia, la principal debilidad de los análisis aquí presentados es que sólo incorporan las condiciones sociales y de manejo actuales, por lo que podrían obviarse importantes intervenciones históricas que dejarían una huella generalizada en los ecosistemas (Redman 1999). De hecho, la historia de uso del suelo en estas regiones es rica en grandes transformaciones culturales (con sustituciones o asimilaciones de las características autóctonas), que resultaron en cambios en las prácticas de manejo

acompañados por períodos de sustentabilidad y degradación (Singh 1982, Gadgil y Guha 1992, Tinkler 2004, Morello et al. 2005, Seabrook et al. 2006).

El vínculo de distintos patrones y modelos de manejo (e.g. agricultura de subsistencia, agricultura industrial, ganadería extensiva) y sus resultados en términos de productividad, ilustraría escenarios futuros de uso del suelo en regiones poco pobladas, como en los subtrópicos secos de Sudamérica y, quizás, de África, que se están convirtiendo en fuentes de proteína animal de países más ricos o más densamente poblados (Lambin et al. 2003, Grau et al. 2005, Adesina 2010, Africa Research Bulletin 2010). Bajo una creciente área agrícola en estas dos regiones, se pueden formular las siguientes preguntas: ¿Cuáles son los escenarios futuros de uso del suelo? En Chaco, con una baja densidad poblacional, alta conectividad a los mercados, y una industria agrícola capaz de acceder a bienes, el panorama aparenta ser claro, con esquemas agrícolas de gran escala y tecnificación, reemplazando rápidamente otras formas de uso del suelo (Zak et al. 2004, Grau et al. 2008). ¿Seguirá Zambezi-Kalahari, con una creciente población y estabilidad política, el modelo agrícola encontrado en India & Pakistán (de pequeña escala, tecnificado, orientado al mercado local), o el de Chaco (y Mesquite)? Más allá de las implicancias sociales, como los procesos de migración interna y los conflictos de tenencia de tierras (Paolasso et al. 2008, González y Román 2009), estas configuraciones alternativas del paisaje tendrían una diferente impronta en los patrones de productividad primaria (variabilidad interanual vs. valores máximos, Figuras 4.8 y 4.9) y finalmente en la producción de bienes (Capítulo 2).

Este Capítulo muestra como regiones con similares características biofísicas, pero sujetos a diferentes contextos socio-económicos, presentan en la actualidad patrones de paisaje y funcionamientos contrastantes. Nuevas exploraciones que consideren la diversidad social de una región ayudarían a generar nuevas hipótesis (o la revisión de las ya establecidas) acerca de las formas en que los contextos humanos dirigen la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas. Esto resultaría en un mejor entendimiento de los resultados que estrategias de manejo alternativas tienen sobre la integridad de los ecosistemas y, en definitiva, en el bienestar humano (Fan y Chan-Kang 2005, Pijanowski et al. 2010).

Material suplementario 4.1

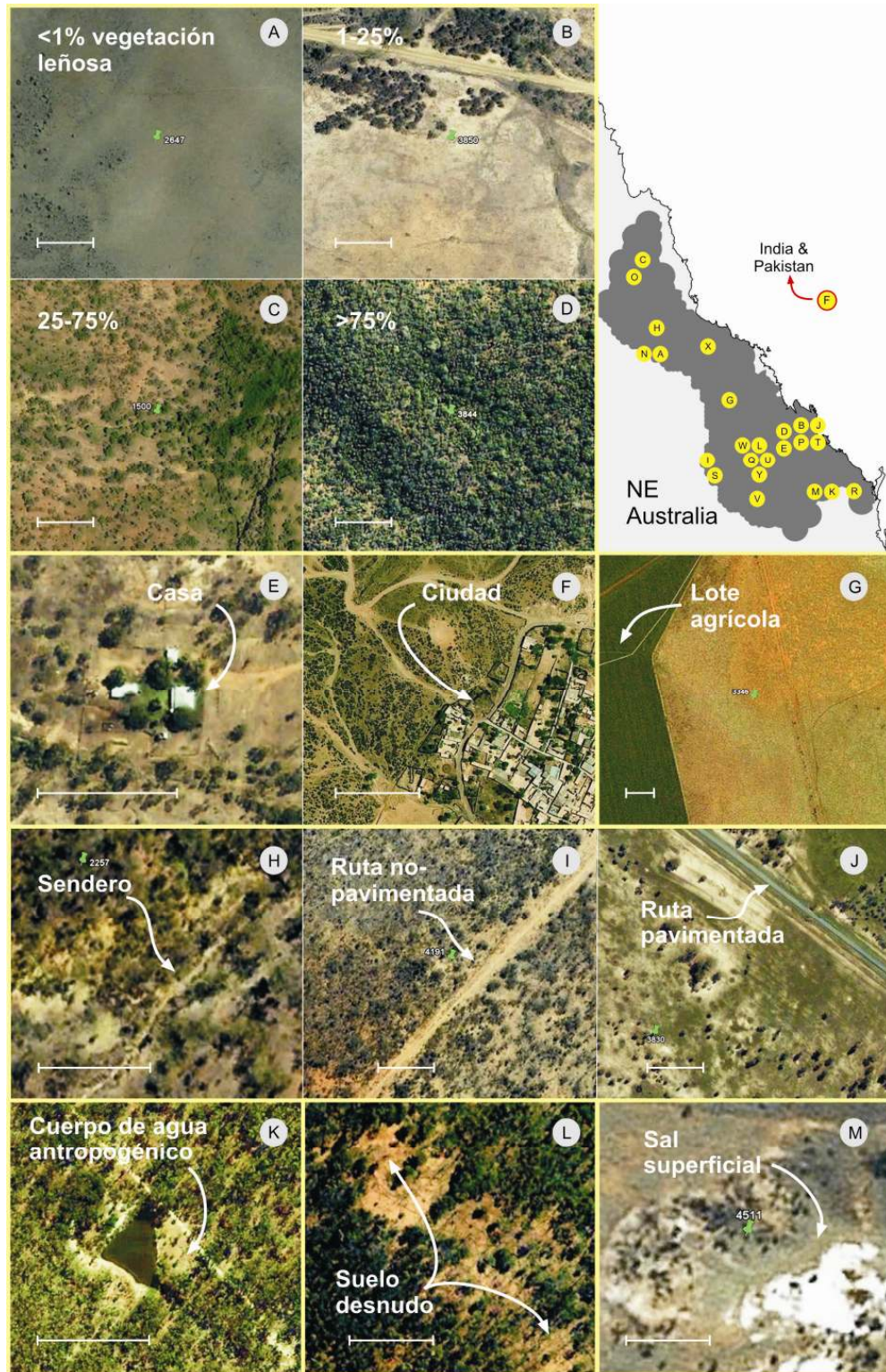


Figura 4.I. Biblioteca de paisajes no cultivados de imágenes de alta resolución espacial (<1 to 15 m, Quickbird a Landsat “pansharpeneo”) disponibles en Google Earth. Todos los paisajes corresponden a NE Australia, excepto el panel F. Las barras horizontales

representan ~50m. Paneles A a D ejemplifican la cobertura de vegetación leñosa; E y F, áreas urbanas; G lotes agrícolas; H a J, accesibilidad; K, cuerpos de agua antropogénicos; L, suelo desnudo; M, sal superficial; N, matriz continua; O y P, heterogeneidad de copas; Q a S, número de copas; T a V, y W a Y, diversidad de elementos y tipos de cobertura, respectivamente. El mapa del extremo superior derecho muestra la ubicación aproximada de los paisajes. Las marcas verdes representan los puntos de muestreo.

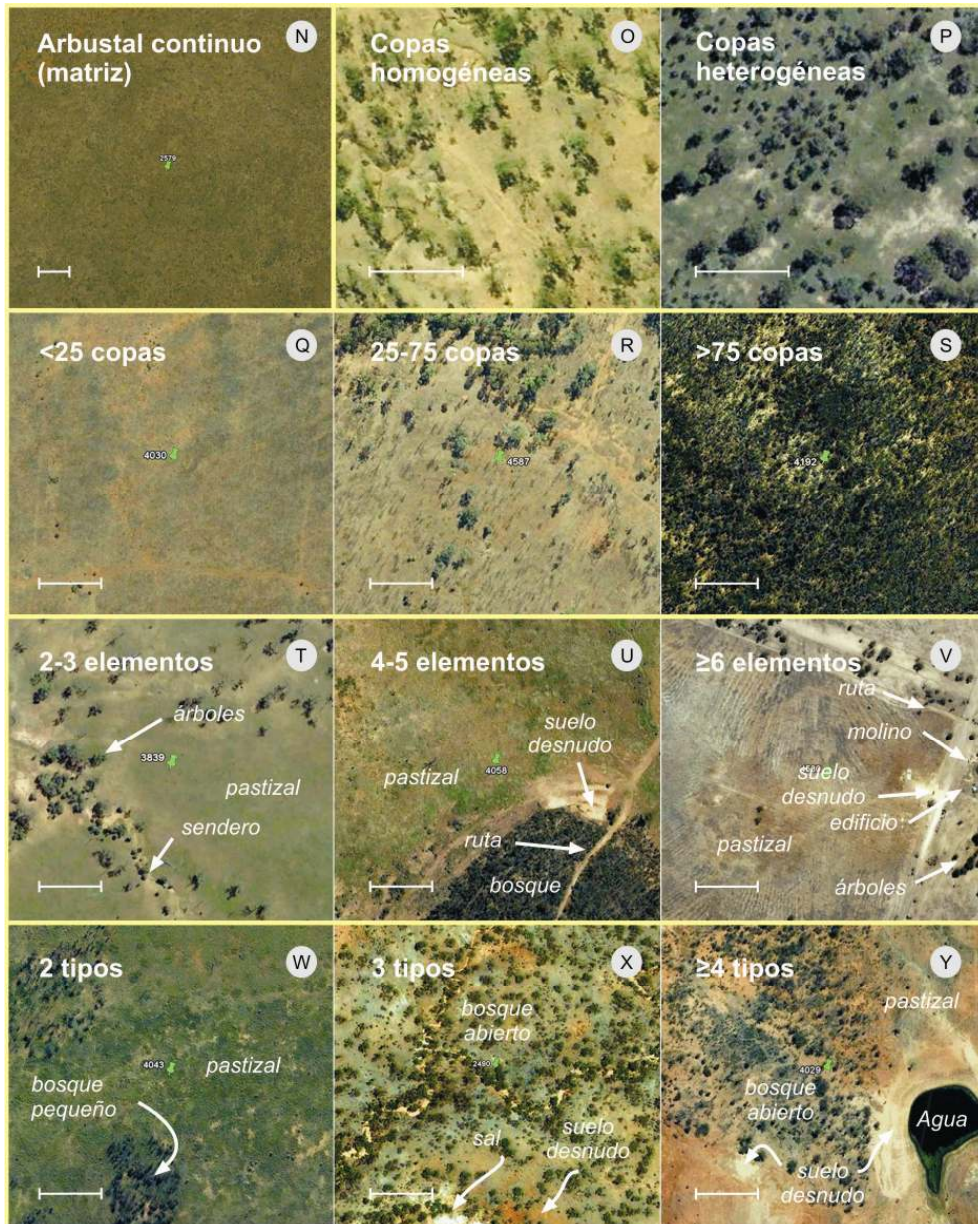


Figura 4.I. (cont.).



Figura 4.II. Biblioteca de paisajes cultivados de imágenes de alta resolución espacial (<1 to 15 m, Quickbird a Landsat “pansharpened”) disponibles en Google Earth. Los paisajes corresponden a Chaco (paneles B, F, H, y K), India & Pakistán (A, E, I, J, y M), Mesquite (D), y Zambezi-Kalahari (C, G, L, N, y O). Las barras horizontales representan ~500m. Paneles A a D ejemplifican el tamaño de lote; E, áreas urbanas; F, accesibilidad, G y H, la forma de lote; I, la presencia de árboles dentro del lote; J y K, la

rugosidad de lote; L, la presencia de lotes abandonados dentro de un paisaje; M y N el tipo límites entre lotes; y O, la presencia de infraestructura de irrigación. Las marcas amarillas representan los puntos de muestreo.

Material suplementario 4.2

Tabla 4.I. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables presión/intervención, y el balance hídrico para puntos de muestreo no cultivados de las cinco regiones. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=2908$).

	Primer eje del RA	Segundo eje del RA	Áreas urbanas	Accesibilidad	Lotés agrícolas	Cuerpos de agua antropogénicos	Vegetación leñosa	Número de copas	Heterogeneidad de copas	Suelo desnudo	Sal superficial	Matriz continua	Diversidad de elementos	Diversidad de tipos de cobertura
PRE:ETP	-0.10	0.12	<i>0.02</i>	-0.18	0.11	-0.09	0.05	0.13	0.11	-0.03	-0.06	0.06	-0.07	-0.05
Densidad poblacional	-0.03	0.18	0.07	-0.08	0.30	-0.09	-0.03	<i>-0.02</i>	0.05	<i>0.00</i>	-0.05	-0.09	-0.08	-0.08
Mortalidad infantil	-0.39	0.32	<i>0.02</i>	-0.48	0.08	-0.21	<i>0.01</i>	0.13	0.16	-0.09	-0.07	<i>0.03</i>	-0.38	-0.38
Conectividad	0.32	-0.11	0.08	0.29	0.20	0.16	-0.13	-0.13	-0.12	0.12	<i>0.00</i>	-0.14	0.29	0.26
Densidad ganadera	0.28	-0.15	0.06	0.35	0.18	0.12	-0.05	-0.12	-0.10	0.06	<i>0.00</i>	-0.14	0.19	0.22
Bajo conservación	-0.24	0.10	<i>-0.01</i>	-0.26	-0.10	-0.10	<i>-0.01</i>	0.04	0.05	-0.09	-0.02	0.07	-0.24	-0.21

Tabla 4.IIa. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables presión/intervención, y el balance hídrico para puntos de muestreo cultivados de todas las regiones excepto India & Pakistán. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=963$).

	Primer eje del RA	Segundo eje del RA	Áreas urbanas	Accesibilidad	Tamaño de lote	Forma de lote	Rugosidad del lote	Árboles dentro lote	Lotés abandonados	Infraestructura de riego	Tipo de límite
PRE:ETP	-0.03	<i>0.01</i>	<i>0.00</i>	-0.12	<i>-0.02</i>	0.05	-0.16	0.18	-0.12	-0.11	0.11
Densidad poblacional	-0.38	-0.35	<i>-0.01</i>	-0.32	-0.48	-0.34	0.12	0.16	0.46	<i>-0.01</i>	-0.47
Mortalidad infantil	-0.51	-0.50	-0.12	-0.32	-0.55	-0.29	0.08	0.43	0.55	-0.05	-0.50
Conectividad	-0.08	-0.07	0.11	-0.07	-0.13	-0.16	0.09	-0.12	0.19	0.06	-0.15
Densidad ganadera	<i>-0.03</i>	<i>-0.03</i>	<i>0.00</i>	-0.15	0.05	<i>0.00</i>	0.13	-0.09	<i>-0.02</i>	<i>0.03</i>	<i>-0.01</i>
Irrigación	0.32	0.19	0.13	0.15	0.23	0.14	<i>-0.01</i>	-0.50	-0.25	0.32	0.26
Diversidad de cultivos	-0.12	-0.15	-0.05	<i>-0.01</i>	-0.17	<i>0.01</i>	-0.08	0.26	0.12	<i>0.02</i>	-0.07

Tabla 4.IIb. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables presión/intervención, y el balance hídrico para puntos de muestreo cultivados de las cinco regiones. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n = 1617$).

	Primer eje del RA	Segundo eje del RA	Áreas urbanas	Accesibilidad	Tamaño de lote	Forma de lote	Rugosidad del lote	Árboles dentro lote	Lotes abandonados	Infraestructura de riego	Tipo de límite
PRE:ETP	-0.13	<i>-0.03</i>	<i>0.02</i>	-0.09	-0.04	0.06	-0.17	0.05	-0.06	<i>0.01</i>	<i>-0.02</i>
Densidad poblacional	-0.61	0.15	0.61	-0.05	-0.59	-0.08	-0.02	0.27	0.59	0.45	-0.06
Mortalidad infantil	-0.62	<i>-0.01</i>	0.49	-0.09	-0.62	-0.11	-0.16	0.23	0.53	0.26	-0.27
Conectividad	-0.30	0.21	0.44	0.04	-0.29	<i>-0.03</i>	0.05	0.11	0.37	0.33	0.06
Densidad ganadera	-0.37	0.26	0.55	0.04	-0.25	0.07	0.07	0.21	0.38	0.40	0.15
Irrigación	-0.39	0.50	0.70	0.17	-0.30	0.13	-0.04	0.09	0.40	0.61	0.23
Diversidad de cultivos	-0.33	0.08	0.45	0.08	-0.32	0.04	-0.04	0.36	0.39	0.24	0.04

Tabla 4.III. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables del funcionamiento del ecosistema, y el balance hídrico para puntos de muestreo no cultivados de las cinco regiones. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=1100$).

	Primer eje del RA	Segundo eje del RA	Áreas urbanas	Accesibilidad	Lotes agrícolas	Cuerpos de agua antropogénicos	Vegetación leñosa	Número de copas	Heterogeneidad de copas	Suelo desnudo	Sal superficial	Diversidad de elementos	Diversidad de tipos de cobertura	Matriz continua	PRE:ETP
PRE:ETP	-0.09	<i>0.02</i>	<i>0.04</i>	-0.15	0.17	-0.05	0.10	0.19	0.17	<i>0.02</i>	-0.06	<i>-0.04</i>	<i>-0.01</i>	0.05	-
Media anual	-0.30	<i>0.03</i>	-0.08	-0.09	-0.05	-0.20	0.38	0.19	0.10	-0.21	-0.08	-0.29	-0.30	0.09	0.18
Primer cuartil	-0.32	0.09	-0.09	-0.08	-0.15	-0.21	0.41	0.22	0.12	-0.21	-0.08	-0.27	-0.25	0.12	0.14
Máximo	-0.07	-0.11	<i>0.03</i>	<i>0.02</i>	0.15	<i>0.04</i>	0.15	0.06	<i>0.01</i>	<i>0.03</i>	-0.05	-0.12	-0.15	<i>0.04</i>	0.15
cv intra-anual	0.17	-0.19	0.07	<i>0.01</i>	0.27	0.14	-0.26	-0.18	-0.13	0.13	0.06	0.06	<i>0.01</i>	-0.13	<i>-0.01</i>
Fracción en el período seco	0.14	0.05	<i>-0.01</i>	0.07	-0.09	0.11	0.08	0.06	<i>-0.03</i>	0.10	<i>-0.02</i>	0.23	0.22	-0.09	<i>-0.01</i>
cv interanual	0.21	-0.09	0.04	0.16	<i>0.03</i>	0.12	-0.25	-0.24	-0.22	<i>0.04</i>	0.06	0.11	0.08	-0.12	-0.26

Tabla 4.IVa. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables del funcionamiento del ecosistema, y el balance hídrico para puntos de muestreo cultivados de todas las regiones excepto India & Pakistán. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=695$).

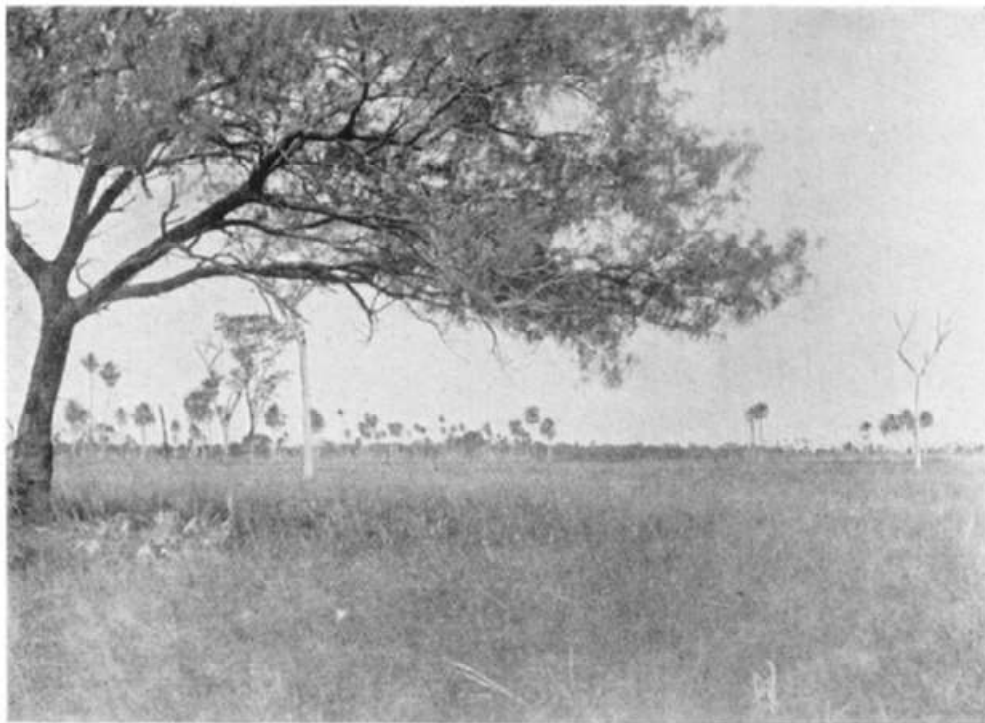
	Primer eje del RA	Segundo eje del RA	Áreas urbanas	Accesibilidad	Tamaño de lote	Forma de lote	Rugosidad del lote	Árboles dentro	Lotes abandonados	Irrigación	Tipo de límite	PRE:ETP
PRE:ETP	-0.10	-0.04	<i>0.01</i>	-0.14	-0.11	<i>0.04</i>	-0.15	0.25	<i>-0.04</i>	-0.14	0.05	-
Media anual	0.14	0.10	<i>-0.04</i>	0.28	0.08	0.36	-0.12	0.18	-0.30	-0.02	0.35	0.30
Primer cuartil	<i>-0.02</i>	<i>-0.01</i>	<i>0.01</i>	0.17	-0.09	0.22	<i>0.00</i>	0.26	-0.14	-0.07	0.14	0.24
Máximo	0.34	0.26	<i>-0.02</i>	0.32	0.33	0.41	-0.24	-0.12	-0.35	<i>0.03</i>	0.47	0.21
cv intra-anual	0.33	0.26	<i>0.01</i>	0.23	0.37	0.11	-0.12	-0.35	-0.16	0.11	0.29	-0.11
Fracción en el período seco	0.26	0.19	0.08	0.08	0.27	0.17	-0.10	-0.38	-0.21	0.13	0.17	-0.18
cv interanual	0.39	0.36	<i>0.03</i>	0.30	0.51	0.23	<i>-0.04</i>	-0.34	-0.32	<i>0.04</i>	0.40	-0.17

Tabla 4.IVb. Correlaciones entre los ejes principales del ordenamiento (y métricas de paisajes), las variables del funcionamiento del ecosistema, y el balance hídrico para puntos de muestreo cultivados de las cinco regiones excepto India & Pakistán. Los números refieren a coeficientes de correlación de Kendall (τ), los valores no significativos están en cursiva ($p < 0.05$, $n=1100$).

	Primer eje del RA	Segundo eje del RA	Áreas urbanas	Accesibilidad	Tamaño de lote	Forma de lote	Rugosidad del lote	Árboles dentro	Lotes abandonados	Irrigación	Tipo de límite	PRE:ETP
PRE:ETP	-0.13	<i>-0.03</i>	0.10	-0.09	-0.11	0.08	-0.10	0.23	0.05	0.04	<i>-0.01</i>	-
Media anual	0.05	0.06	-0.06	0.23	0.14	0.28	<i>0.00</i>	0.12	-0.24	0.15	0.34	0.26
Primer cuartil	<i>0.03</i>	<i>-0.13</i>	-0.19	0.10	0.07	0.19	<i>0.04</i>	0.14	-0.21	<i>-0.01</i>	0.13	0.19
Máximo	0.21	0.17	-0.05	0.27	0.29	0.33	-0.13	-0.11	-0.26	<i>0.00</i>	0.31	0.18
cv intra-anual	0.09	0.34	0.20	0.22	0.13	0.09	-0.08	-0.20	<i>0.03</i>	0.14	0.19	<i>-0.04</i>
Fracción en el período seco	-0.29	0.25	0.44	0.05	-0.22	<i>0.02</i>	-0.08	0.06	0.24	0.39	0.15	<i>-0.02</i>
cv interanual	0.41	0.11	-0.19	0.22	0.46	0.13	<i>-0.04</i>	-0.33	-0.33	-0.25	0.21	-0.19

CAPÍTULO 5

Discusión general



Al oeste del Río Paraguay, Paraguay, c. 1910. De W. Barbrooke Grubb.

En esta tesis se realizó una exploración biogeográfica global de las características estructurales y funcionales de la vegetación actual de regiones subtropicales con precipitaciones estivales, originalmente dominadas por bosques xerofíticos y sabanas. Se establecieron vínculos entre estas características y aspectos biofísicos y humanos bajo los cuales sus ecosistemas naturales y seminaturales (no cultivados) y agrícolas (cultivados) se desarrollan. Este capítulo presenta dos secciones complementarias: una que sintetiza los resultados descriptivos y otra que integra los resultados explicativos o correlativos. Luego se presenta una breve contextualización de las condiciones de uso de la región del Chaco a partir de los patrones y relaciones observadas en el conjunto de las regiones analizadas. Finalmente se expresan algunas consideraciones generales de los aportes de esta tesis a la comprensión de la relación entre sociedad y naturaleza.

5.1. Aspectos biogeográficos de los subtrópicos secos

En los sistemas subtropicales secos –por definición biofísicamente similares– existe hoy en día una gran diversidad de condiciones de uso: una región casi completamente cultivada (74%, India & Pakistán), tres regiones con una cobertura media-baja de cultivos (11-16%, Chaco, Mesquite, Zambezi-Kalahari), y una región en donde la fracción del territorio bajo este uso es mínima (2%, NE Australia) (Tabla 2.4). Al desplegar la variabilidad interna de las áreas no cultivadas de las cinco regiones, todas cuentan con paisajes dominados por vegetación leñosa (predominando en Chaco), pero sólo India & Pakistán y NE Australia incorporan paisajes en donde la denudación de la cobertura vegetal es alta (Figuras 4.2 y 4.4), asociado a altas densidades ganaderas, a la accesibilidad del territorio, y procesos extractivos pasados (Figura 4.6a). Asimismo, al desplegar la variabilidad interna de las áreas cultivadas de las regiones, cuatro de ellas se ordenan claramente en un gradiente que presenta en un extremo un patrón de agricultura de pequeña escala y baja tecnificación (subsistencia) y en el otro un patrón de gran escala y alta tecnificación (industrial) (Figura 4.5); a lo largo de este gradiente se ordenan progresivamente Zambezi-Kalahari, Chaco, NE Australia, y finalmente Mesquite, si bien existe una importante superposición entre regiones. India & Pakistán, en tanto, se separa del grupo como resultado de albergar áreas que combinan características propias de ambos extremos, i.e. lotes pequeños pero sujetos a riego y altamente regulares (Figuras 4.3 y 4.5).

Las diferencias en productividad primaria, según lo sugieren los datos radiométricos satelitales, acompañan a las estructurales, con el gradiente Chaco > Mesquite > Zambezi-Kalahari > NE Australia = India Pakistán, similar entre áreas no cultivadas y cultivadas (considerando sólo seco) (Figura 3.1). Cuando se incorporan las áreas irrigadas, el gradiente en cultivos se acorta, incrementándose notablemente la productividad de la región Asiática. NE Australia y en menor medida Mesquite presentan las más altas tasas de variación interanual en la productividad primaria, mientras que las restantes regiones muestran valores bajos y convergentes (fundamentalmente en la vegetación no cultivada) (Figura 3.5). India & Pakistán y Zambezi-Kalahari exhiben la mayor estabilidad interanual a nivel de paisaje para las áreas cultivadas, asociado a la integración de distintos lotes agrícolas pequeños y por lo tanto de respuestas funcionales diversas dentro de una misma unidad de muestreo (Figuras 3.5 y 4.3, y Tabla 3.5).

En relación a la producción de bienes agrícolas, Chaco, India & Pakistán, y Mesquite muestran una convergencia de rendimientos altos, mientras que NE Australia y en mayor medida Zambezi-Kalahari exhiben valores hasta 5 veces más bajos en el

rendimiento dependiendo del cultivo en cuestión (Figura 2.6). Estos resultados, que surgen de la base de datos de Monfreda et al. (2008), coinciden con estimaciones independientes para las distintas regiones de SAGPyA (2008) y FAO (2009) para Chaco, de varias fuentes para India & Pakistán (Bastiaanssen y Ali 2003, Ladha et al. 2003, DAC 2009, Lobell et al. 2010), de USDA (2008) y SIAP-SAGARPA (2009) para Mesquite, de ABS (2008) para NE Australia, y de FAO (2009) para Zambezi-Kalahari. En India & Pakistán y Zambezi-Kalahari, la alta diversidad de especies cultivadas, el balance entre cereales + legumbres y cultivos industriales, y la convergencia en los valores de producción por habitante, reflejan una producción agrícola de subsistencia u orientada al mercado local (Tablas 2.6 y 2.9). En las restantes regiones, la media o baja diversidad, el enfoque sobre unos pocos cultivos industriales, y los valores de producción no asociados a la densidad poblacional indican sistemas dirigidos a la producción de bienes de consumo (*commodities*) para los mercados nacionales o globales.

5.2. Controles de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas

Las distintas hipótesis planteadas en este trabajo de Tesis fueron una guía en la exploración del papel relativo del contexto humano y biofísico como controles de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Dado que estas hipótesis no fueron sujetas a un tratamiento experimental, no se pretende ponerlas a prueba o validarlas, pero sí en cambio, se las propone como ordenadoras de los principales resultados hallados. Ellas permitirían especular acerca de cuál/es podrían ser las causas pasadas y actuales de los patrones observados en las regiones de estudio, y dirigir la búsqueda de variables y comparaciones explicativas futuras a una escala espacial y temporal a la que ocurren los cambios (regional/global).

En esta tesis se ha mostrado que regiones espacialmente distantes, presentan en la actualidad marcadas diferencias ecosistémicas producto de la acción modeladora de los humanos. En la **Hipótesis 1**, se plantea que bajo contextos biofísicos similares, la densidad poblacional, la pobreza de la población local y la conexión a los mercados serían factores determinantes de la fracción cultivada del territorio y del grado de degradación de la fracción no cultivada. En estas regiones, una mayor densidad poblacional implica una mayor superficie destinada a cultivos apoyando dicha hipótesis con el conjunto de regiones ($r^2 = 0.78$, Figura 2.3; Kendall $\tau = 0.42$, Tabla 4.4), relación que se mantiene en India & Pakistán, Mesquite, y Zambezi-Kalahari; Chaco y NE Australia, sin embargo, posiblemente la presión de mercados externos dirige la fracción destinada a cultivo en esas regiones (Tabla 2.4) (Seabrook et al. 2006, Grau et al. 2008). A escala intrarregional, la densidad poblacional se combina con la conectividad del territorio para favorecer una mayor ocurrencia de paisajes cultivados. Llamativamente, a esta escala y considerando el conjunto de regiones, el cultivo de un territorio no se asocia a los niveles de pobreza de la población que contiene, liberando potencialmente a los pobres del rol de agentes de transformación en los paisajes tropicales y subtropicales (Lambin et al., 2001). En India & Pakistán y en Zambezi-Kalahari, se encuentra inclusive que en aquellos paisajes con condiciones económicas más desfavorables las tasas más bajas de reemplazo de la vegetación (semi)natural por cultivos.

A escala intrarregional, la densidad poblacional se combina con el nivel de pobreza permitiendo discriminar sistemas agrícolas de pequeña escala de producción, diversificados, y variado uso de tecnología, de sistemas de gran escala de producción y tecnificados, asociados a una agricultura de tipo industrial (Figura 4.7).

A escala regional, el rol del contexto humano sobre la degradación de la fracción no cultivada del territorio (considerando degradación como disminución de la cobertura boscosa) no se puede observar claramente en los análisis mediante bases de datos cartográficas y fotográficas, las cuales indican diferencias en la partición entre grupos estructurales o de cobertura del suelo (bosque, arbustal, pastizal, suelo desnudo) sin relación con la densidad de población (Tabla 2.5). Sin embargo, en análisis intrarregionales, la degradación (estructural y funcional) se encuentra asociada positivamente a una creciente conectividad como lo sugiere la hipótesis, –sorprendentemente– no presenta una asociación con la densidad de la población, mientras que paisajes pobres exhiben una mayor conservación de las características de la vegetación original (Figura 4.6). Estudios previos arrojan resultados contradictorios en relación a la relación entre densidad de población y conservación de la cobertura boscosa original en sabanas y bosques tropicales y subtropicales (Bucini y Hanan 2007, Groen et al. 2011), infiriendo causas variadas como lignificación de ecosistemas o deforestación para proveerse de madera o forraje.

La disponibilidad de agua, variable física clave en ecosistemas secos (Noy-Meir 1973) y que despliega un gradiente muy amplio en las áreas de estudio, se ve superada como factor determinante de la fracción agrícola por el contexto humano (en términos amplios); sólo en los extremos semiáridos de Chaco, Mesquite, y NE Australia es posible observar una caída convergente del área de cultivos (Figuras 2.4, 2.5, y 2.7b). Dicha restricción ambiental habría favorecido la preferencia por sorgo y mijo, dos cultivos estivales de origen africano conocidos por su resistencia a la sequía (Blum y Sullivan 1986).

En la **Hipótesis 2** se plantea que existe un mayor ajuste de la estructura y el funcionamiento a las condiciones abióticas en los sistemas no cultivados que en los cultivados. Así, a nivel regional los sistemas no cultivados revelan una convergencia en la dominancia de bosques y arbustales a través de las regiones secas subtropicales (Tabla 2.5), mientras que la composición de la vegetación en sistemas cultivados difiere marcadamente en la dominancia relativa de especies, categorías de cultivo según uso y estación de crecimiento, y diversidad (Tabla 2.6). Esta comparación entre sistemas de uso es de tipo cualitativa debido a la diferente naturaleza y calidad de los datos (fotografías y clasificaciones vs. mapas de cultivos individuales). Si bien para los sistemas cultivados eran esperables diferencias entre regiones debido al diferente destino de la producción (subsistencia/mercado local vs. mercado nacional/global) y a la historia de uso (Tabla 2.4 y Figura 2.2), llama la atención que regiones socialmente similares como Mesquite y NE Australia y orientadas a proveer de bienes al mercado nacional/global, hayan presentado un conjunto de cultivos tan disímil. Estas divergencias revelarían, además de la selección de especies mejor adaptadas a determinadas condiciones abióticas de las distintas regiones (Blum y Sullivan 1986, Manschadi et al. 2006), la importancia de decisiones históricas de uso, tales como preferencias por una canasta alimentaria o un mercado particular (Tinkler 2004, Morello et al. 2005, Seabrook et al. 2006).

En relación a las propiedades funcionales de los ecosistemas, se encuentra una mayor convergencia funcional en términos de magnitud de la productividad primaria, variabilidad intra- e interanual, y respuesta al gradiente climático, para los sistemas no cultivados que para los cultivados. Estas diferencias entre sistemas se reflejan a través de los gradientes de disponibilidad de agua (Figuras 3.3 y 3.4). La vegetación (semi)natural de las cinco regiones muestra una asociación positiva entre disponibilidad hídrica y productividad, pero respuestas de tipo de óptimo o saturación para la cultivada (considerando el rango de PRE:ETP de 0.2 a 1.0). El análisis de covarianza resume esta

dependencia de lo abiótico para el caso no cultivado (y por lo tanto de convergencia entre regiones secas subtropicales), y de lo humano para el caso cultivado (fuerzas divergentes), ya que los factores abióticos (la disponibilidad hídrica) y humanos (la región) tienen una importancia similar dirigiendo la productividad promedio de los sistemas no cultivados, mientras que en los cultivados el poder explicativo del contexto humano supera en jerarquía al abiótico (Tabla 3.2).

Así, promediando los valores de las cinco regiones, el coeficiente de variación de los valores mínimos anuales es 6.6% más alto en sitios cultivados que no cultivados, el de los valores promedio un 2.8% más alto, y el de los máximos anuales un 1.8% (extraído de Figura 3.1 y Tabla 3.3). En relación a la variabilidad temporal, el mismo método de cálculo indica diferencias de estacionalidad entre sistemas del 15.2% (extraído de Figura 3.2 y Tabla 3.3), y de diferencias interanuales de 4.3% (para los datos de EVI, Figura 3.5). Estos resultados sustentan la hipótesis y se vincularían fundamentalmente a que en los sistemas cultivados (compuestos mayormente por especies anuales), se suman a los factores naturales determinantes de la variabilidad espacial y temporal, las decisiones de manejo variables. Así, la capacidad tecnológica y señales socioeconómicas y ambientales que afectan a los productores determinan la duración de los períodos de reposo y el tipo de cobertura durante el mismo, las fechas de siembra, las especies seleccionadas, la intensidad de cultivos, y otros efectos “aleatorios” de manejo (Nandwa y Bekunda 1998, Knapp y Smith 2001, Lobell et al. 2010). En tanto, las diferencias interanuales se deberían a los efectos ya mencionados (constituyendo la variabilidad aleatoria) y a tendencias tecnológicas o de aplicación de subsidios a largo plazo en los sistemas cultivados, como lo demuestran las diferencias en la tendencia de la productividad entre los datos de la India y los de Pakistán (Tabla 3.5) (Ladha et al. 2003).

En la **Hipótesis 3**, se plantea que la transformación de sistemas no cultivados a cultivados implica incrementos de la productividad del ecosistema resultado de intervenciones como la fertilización, riego e introducción de especies de crecimiento rápido, y decrementos resultantes de la degradación física, química y biológica de los ecosistemas. Aunque el poder relativo para cada una de las regiones del balance entre subsidios y degradación no se integra en una única medida, las diferencias de productividad primaria entre sistemas de uso muestran efectos variables según el contexto humano en que ocurren estas transformaciones, y según se incorporen o no las prácticas de irrigación en la comparación (Figura 3.1).

Parte de las diferencias sin embargo podrían deberse, no a factores humanos, sino a factores ambientales no considerados en el esquema de delimitación de las regiones secas subtropicales, basado en un pequeño grupo de atributos climáticos y topográficos (Tabla 2.1). Estos contrastes estarían relacionadas con la fertilidad de los suelos (al menos en términos de CIC, saturación de bases y deficiencias de fósforo, Tabla 2.3) y la variabilidad de la precipitación (aunque los datos presentados en la Tabla 3.6 y en la Figura 3.2 no sustentan esto último). En tal sentido, se propone primero que la productividad primaria de la vegetación original sería similar en Chaco, India & Pakistán, y Mesquite, y menor en NE Australia y Zambezi-Kalahari, como resultado de las diferencias de fertilidad natural de los suelos entre estos dos grupos de regiones (sustratos modernos y ricos en nutrientes en el primero vs. antiguos y empobrecidos en el segundo) (Paton et al. 1995). Esta afirmación fue apoyada por los valores de productividad de áreas protegidas (ver en Figura 3.4 puntos correspondientes a estas áreas; Figura 5.1, izquierda). Luego, al pasar a una condición de vegetación seminatural, sujeta a mayores intervenciones humanas (más habitual en la mayor parte del territorio no cultivado), las diferencias en la productividad de la vegetación entre regiones

reflejarían diferentes estados de remoción de biomasa o de degradación del suelo (Figura 4.2 y Tabla 2.8), llevando a una diferenciación marcada de las regiones más fértiles, con una máxima productividad en el Chaco, seguido por Mesquite y finalmente una menor productividad en India & Pakistán (Figura 3.1). Las regiones de menor fertilidad se bifurcan aquí, mostrando NE Australia los valores más bajos (producto de la remoción de la biomasa leñosa), mientras que en Zambezi-Kalahari la productividad logra superar la de la región asiática, originalmente más fértil pero más degradada (Figura 4.2 y Figura 5.1, centro).

Por último, la productividad de los sistemas cultivados estaría determinada por el balance entre la adición de subsidios (Tablas 2.4 y 2.7) y la degradación del suelo (Tabla 2.8), heredada tanto de la situación no cultivada como generada bajo uso agrícola (Figura 5.1, derecha). Gradientes decrecientes de subsidios y degradación sugieren que la mayor productividad de Chaco se debería a su corta historia de uso y a una degradación sólo incipiente (van Dam 2003), a pesar de su baja tasa de fertilización e irrigación (González y Román 2009). India & Pakistán (considerando las áreas regadas), y Mesquite tendrían, en algún nivel, compensada su mayor y más antigua degradación (Figura 2.2) con un incremento paralelo de la adición de recursos (Yadav et al. 2000, Lobell et al. 2010), mientras que Zambezi-Kalahari no habría aún compensado esta degradación dada una mínima aplicación de subsidios (Figura 5.1) (Sanchez 2002, Snapp et al. 2002). Este gradiente se refleja en los altos rendimientos de cereales y oleaginosas encontrados en Chaco, India & Pakistán, y Mesquite, cercanos a las $3 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, y muy superiores a los encontrados en NE Australia y Zambezi-Kalahari (Figura 2.6). Los bajos valores de rendimiento del caso australiano reflejan la coexistencia de dos situaciones contrastantes en interacción con problemas climáticos y edáficos (Chapman et al. 2000), con una producción agrícola predominantemente oportunista (Sadras y Roget 2004) y sistemas de producción de caña de azúcar (no incluidos en los análisis de rendimiento) altamente subsidiados (Thomas et al. 2007).

A nivel intrarregional se encontró que sistemas cultivados de pequeña escala y poco tecnificados (relacionados positivamente a la densidad de población y al nivel de pobreza), están asociados a bajos valores de productividad, independientemente de su conexión a los mercados (Figura 4.7, excluyendo a India & Pakistán). No obstante, cuando se incorpora la región asiática a los análisis –con una agricultura de pequeña escala pero industrializada–, la relación del contexto humano (definido por la densidad poblacional, la pobreza, y la conectividad) con la productividad primaria pierde fuerza (Figura 4.7, incluyendo a India & Pakistán).

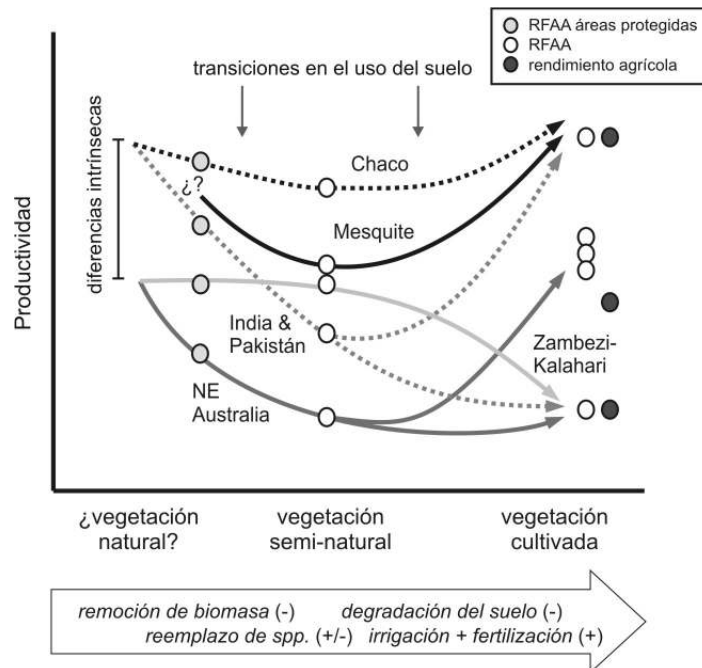


Figura 5.1. Esquema de las divergencias/convergencias de productividad entre regiones a lo largo de un gradiente de creciente artificialización de los ecosistemas. Las intervenciones subyacentes a las transiciones se presentan en la flecha inferior, y su efecto en la productividad se representa con un signo positivo o negativo. Los círculos representan observaciones realizadas en esta tesis mediante sensores remotos y estadísticas de rendimiento agrícola de cereales + oleaginosas. RFAA: radiación fotosintéticamente activa absorbida (Capítulos 2 y 3).

Numerosas disciplinas investigan la compleja relación que existe entre sociedades y naturaleza (e.g. ecología política, cultural, histórica, y económica, ciencias del uso del suelo), enfocadas en entender (a) cómo el contexto ecológico modela sociedades y culturas y (b) como las poblaciones humanas modelan los ecosistemas incluyendo sus usos, la apropiación de recursos y la productividad. De ambas vías surgen perspectivas sobre (c) la sustentabilidad de esta interacción (Abel y Stepp 2003, Turner y Robbins 2008). Cada una de las disciplinas específicas se enfoca en un aspecto particular de esta relación recíproca –a una determinada escala espacial–, siendo en su mayoría aproximaciones complementarias. Dichas disciplinas buscan finalmente identificar aquellas condiciones sobre las cuales los principios del cambio en el ecosistema o en la sociedad operan, y aquellos contextos que median los resultados de estas operaciones (Turner 1989, Redman 1999, Lambin et al. 2003, Hazell y Wood 2008, Smith et al. 2010).

Enmarcados en estas disciplinas, los efectos modeladores humanos sobre los ecosistemas han sido examinados en un gran número de estudios a nivel local o regional bajo condiciones demográficas, de riqueza y de conectividad restringidas (e.g. Grau et al. 2008, Stifel y Minten 2008), siendo menos frecuentes los estudios de mayor despliegue espacial capaces de incorporar gradientes amplios de diversidad humana (e.g. Ellis y Ramankutty 2008). Esta tesis se apoyó en varias de las mencionadas disciplinas, buscando entender los efectos de las sociedades sobre los ecosistemas, y sus principales aportes residen en (i) su aproximación comparativa de escala global (amplio gradiente de usos y usuarios), (ii) la aplicación de un protocolo cuantitativo y uniforme de observación, y (iii) el seguimiento de la relación sociedad/naturaleza a través de la

cadena lógica: presión humana → intervención humana → modificación estructural del ecosistema → modificación funcional del ecosistema → producción de bienes.

Esta aproximación fue posible gracias a la combinación de bases de datos ambientales, estadísticas censales, e información radiométrica satelital, todas de uso aceptado y difundido en investigación, e información proveniente de fuentes menos convencionales, como las cada vez más grandes bases de fotografías en-línea y las imágenes de muy alta resolución espacial disponibles en el sistema Google Earth. Estas últimas, en especial, permitieron cuantificar diferentes elementos del paisaje y relacionarlos a síndromes de degradación o de divergencia de las condiciones ecosistémicas originales o naturales (Lüdeke et al. 2004). Por ejemplo, la estimación de la diversidad de elementos en paisajes no cultivados, medida que conjuga la presencia de distintos tipos de vegetación o cobertura, signos de degradación e infraestructura, muestra uno de los niveles de asociación más altos con el contexto humano y con el funcionamiento de los paisajes (Figura 4.6). Asimismo, esta medida de complejidad del paisaje difícilmente podría surgir de la combinación de clasificaciones de uso y cobertura del suelo (Achard et al. 2007), mapas de tipos estructurales de vegetación (DeFries et al. 2000), o mapas que representasen alguna variable socioeconómica (Elvidge et al. 2009). Estas medidas visuales podrían ser utilizadas para evaluar otros productos cartográficos. Por ejemplo, la estimación visual de la fracción bajo vegetación leñosa y su correlato generado a partir de información espectral por DeFries et al. (2000) presenta una buena asociación (pendiente = 0.53, $r^2 = 0.68$) aunque con magnitudes diferentes (en promedio las estimaciones visuales arrojaron una cobertura un 25% superior).

Futuras exploraciones con bases de datos espacialmente detalladas acerca de intervenciones tales como el consumo de carbón o leña, procesos de deforestación no asociados a la agricultura, o de erosión del suelo, contribuirían significativamente al entendimiento de los patrones actuales de estos y otros ecosistemas. La relación entre patrones y pobreza (Gray y Moseley 2005, Pijanowski et al. 2010), plantea un desafío que supera al de la generación de información espacialmente explícita, debido a que en numerosas ocasiones las características de actores externos (espacial y culturalmente), y no de la población local, son las que determinarían las intervenciones sobre el ecosistema (González y Román 2009). Otros factores sin expresión espacial marcada, tales como conflictos armados, imponen el desarrollo de un marco teórico nuevo que permita su inclusión en modelos espacialmente explícitos. Asimismo, sería necesario incorporar a este tipo de estudios la dimensión temporal, que permita discriminar los efectos de presiones o intervenciones pasadas en la estructura y el funcionamiento actual de los ecosistemas.

El análisis de los patrones de paisajes brindaría la oportunidad de discriminar diferentes grupos sociales en los subtrópicos secos (Whittlesey 1936, Grigg 1977, Kostrowicki 1992, Kruska et al. 2003), prescindiendo de la disponibilidad de información espacialmente detallada acerca de la orientación de la producción y su ambiente socioeconómico, que ha limitado el desarrollo de cartografía de tipos de usuarios (FAO 1976, Kostrowicki 1992). A partir de estas clasificaciones sería posible cuantificar la representatividad en el territorio de cada tipo de usuario y explorar su capacidad productiva o de conservación, para finalmente generar escenarios futuros de producción de alimento y conservación de la naturaleza considerando diferentes fracciones de usuarios en el territorio (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Raskin 2005).

5.3. El Chaco en un contexto global

Comprender los desafíos productivos y ambientales del Chaco cobra urgencia ante su veloz transformación (Figura 2.2). Un camino complementario al de la observación, ensayo y modelización local de distintos usos y manejos sobre los resultados productivos e impactos ambientales lo constituye la exploración de regiones ambientalmente similares que han estado sujetas a contextos sociales, económicos y tecnológicos contrastantes, como el seguido a lo largo de los Capítulos 2, 3, y 4.

En el Chaco, la atención relativa al uso del suelo y al estado de conservación de los recursos naturales se centra en tres cuestiones: la degradación de los bosques, la deforestación, y la sustentabilidad de la agricultura (van Dam 2003, Brown et al. 2006). En relación al primer punto, existe un consenso en la comunidad científica local que plantea que las áreas de vegetación natural remanentes estarían degradadas por siglos de explotación forestal selectiva y ganadería bovina y caprina (Morello et al. 2005, Karlin et al. fecha de publicación desconocida). Estas condiciones de degradación refieren fundamentalmente a modificaciones de las características fisonómicas de la vegetación y de la composición de especies (reemplazo de pastizales o bosques por arbustales) (Tálamo y Caziani 2003, Bonino y Araujo 2005, Kunst et al. 2006). Son, sin embargo, más escasos los estudios que caracterizan aspectos funcionales (Bonino 2006, Gasparri et al. 2008) o físicos de la degradación de los ecosistemas (Nitsch 1995, Abril y Bucher 2001), o que analizan la distribución espacial de estos cambios (Grau et al. 2008). Paradójicamente, aún ante este panorama de potencial degradación pasada, la vegetación no cultivada en la región presenta, en comparación con las otras cuatro regiones homólogas, los paisajes con menos signos de modificación de la cobertura boscosa original (alta fracción leñosa, baja ocurrencia de parches de suelo desnudo, continuidad de la matriz de paisaje, etc.). Asimismo, el Chaco muestra los valores más altos de productividad primaria de la vegetación (semi)natural, así como la mayor estabilidad interanual, hechos que –junto con las características estructurales prevalentes– deberían revalorizar el estado de conservación de esta región.

En comparación con las otras regiones analizadas, la baja presión poblacional, el aislamiento histórico (especialmente en Paraguay y Bolivia) (Barbrooke Grubb 1919), la corta historia de uso ganadero y forestal, y la aparente actual desintensificación en determinadas porciones del territorio (Grau et al. 2008), serían los factores causales de la condición privilegiada de la región. Surge sin embargo, la necesidad de tener mayores estimaciones cuantitativas y a escala regional de la degradación de los ecosistemas del Chaco, tanto en términos fisonómicos como físicos (denudación, erosión, etc.). La pobreza constituye, además de la densidad poblacional y la conectividad, un tercer factor determinante de la presión a la que están expuestos los ecosistemas. En los subtrópicos secos, aquellos ecosistemas menos modificados son los que se encuentran bajo el influjo de sociedades pobres (Figura 4.6a), sin embargo el efecto de la pobreza como causal de modificación es complejo, con teorías o discursos contrapuestos empíricamente e ideológicamente (Gray y Moseley 2005). A nivel del Chaco, los pobladores rurales con menor capacidad de acceso a la tecnología o a la diversificación de sus economías serían los responsables de las prácticas poco productivas o no sustentables que predominan desde hace por lo menos dos siglos (Grau et al. 2008). No obstante, la deforestación en la región (Gasparri y Grau 2009) estaría asociada a los grupos sociales más ricos, quienes demandan más bienes de consumo, quienes son capaces de generar los paquetes tecnológicos que hicieron de la agricultura una actividad rentable en la región a partir de la década de 1980, y quienes tienen capacidad de operar sobre superficies más grandes (Gray y Moseley 2005).

El segundo punto de discusión –el cambio en el uso del suelo desde bosques o arbustales a una agricultura capitalizada y de gran escala– es quizás el de mayor interés actual en la población en general. Con una superficie aproximada de 1,1 millones de km² compartida entre Argentina, Bolivia y Paraguay, esta región estuvo hasta mediados del siglo pasado mayormente cubierta por vegetación leñosa, situación que compartía con NE Australia (Figura 2.2 y Morello et al. 2005). En Australia, y en un corto lapso, distintas prácticas llevaron a una casi absoluta remoción de la vegetación leñosa sin necesariamente fines agrícolas (Fensham 1996, Seabrook et al. 2006). En Chaco, sin embargo, no es hasta el aumento en las precipitaciones y la llegada de un nuevo paquete tecnológico en agricultura desde la década de 1970 (van Dam 2003) que comienzan las grandes transformaciones de bosques y arbustales hacia áreas de cultivo. Las actuales altas tasas de deforestación anual, de 1.6 % en Argentina (período 1998-2008, UMSEF 2008), 0.6% en Bolivia (período 1992-2004, Killeen et al. 2007), y 0.7% en Paraguay (período 1990-2000, Huang et al. 2009), hacen de esta región la segunda más cultivada después de India & Pakistán (Tabla 2.4). Esta transformación podría extenderse a gran parte de la región si las limitaciones hídricas se superasen con prácticas de irrigación, como es el caso de India & Pakistán. No obstante, la situación sudamericana (y su futuro) es diametralmente opuesta a la asiática, ya que la presión en India & Pakistán se debe a la población local en demanda de alimentos, mientras que en el Chaco la ejercen los mercados, por lo que cambios en la coyuntura política o económica (que afecten a la rentabilidad de la producción) podrían distender o intensificar este proceso de cambio.

Los efectos que esta transición genera en el funcionamiento de los ecosistemas son contrapuestos a una supuesta degradación del ecosistema en términos exclusivamente de productividad primaria, ya que se pudo observar que los niveles de productividad promedio se incrementan en áreas agrícolas. Aunque deberían ser tomados con cautela, estos resultados podrían indicar que en aquellos sitios en donde la remoción de biomasa ya hubiese sido significativa, dando lugar a una vegetación secundaria de arbustales bajos o pastizales (Bonino 2006, Gasparri et al. 2008), la transformación hacia agricultura no afectaría significativamente el balance de carbono regional.

El último punto refiere a la sustentabilidad de la agricultura en la región. Durante años, procesos de degradación de los suelos conllevaron a disminuciones de los márgenes agrícolas y al abandono de lotes, lo que generaba críticas a la producción debido a su vulnerabilidad. Sin embargo esta situación pareciera haberse revertido con el cambio tecnológico en agricultura (van Dam 2003, Trigo 2005). Los resultados comparativos de esta tesis sugieren que la agricultura es productiva y eficiente en la región (valores similares al Mesquite y a India & Pakistán) a pesar de los considerablemente más bajos subsidios que requiere (Tablas 2.4 y 2.7, y Satorre 2005). Esta productividad podría ser sostenida tras muchas décadas o incluso siglos gracias a la aplicación de subsidios energéticos y materiales, como lo sugiere el caso de la región asiática. En India & Pakistán, la producción sostenida y creciente allí se asocia al histórico manejo del agua (Singh 1982) y a los avances tecnológicos surgidos de la Revolución Verde de mediados de siglo XX (Alauddin y Quiggin 2008). No obstante, la fuerte dependencia de fertilizantes o riego, además de aumentos en los costos de producción, podría resultar como en India & Pakistán en modificaciones ambientales significativas sobre recursos tales como el agua, al originar una rápida y sostenida disminución de los acuíferos profundos (Tiwari et al. 2008), y una polución del agua con nitrógeno soluble (Painuly y Mahendra Dev 1998).

5.4. Consideraciones finales

A escala global es necesario incorporar al espectro de controles de los ecosistemas, aquellos factores asociados a la demanda de la población por recursos y a las formas que permiten su apropiación, así como las pautas culturales que rigen las sociedades. Cualquier intento de zonificación de los territorios de los subtrópicos secos debería considerar las oportunidades y los posibles costos y riesgos que una modificación de la cobertura reviste, aún con las incertidumbres que la complejidad del tema conlleva.

La contextualización de las condiciones pasadas o actuales de los ecosistemas permite o provee una base empírica para interpretar procesos clave involucrados en las interacciones entre sociedad y naturaleza. Visiones comparativas como las seguidas en esta tesis ayudan a explorar caminos alternativos y estrategias de manejo de ecosistemas en un mundo con demandas crecientes por alimento, y en donde sostener o incrementar el capital natural y social es el gran desafío.

Bibliografía

- Abel, T., y J. R. Stepp. 2003. A New Ecosystems Ecology for Anthropology. *Conservation Ecology* 7:12. [online].
- Aber, J. D., y J. M. Melillo. 1991. *Terrestrial Ecosystems*. Saunders College Publishing, Orlando.
- Abril, A., y E. H. Bucher. 2001. Overgrazing and soil carbon dynamics in the western Chaco of Argentina. *Applied Soil Ecology* 16:243-249.
- ABS. 2008. *Agricultural Commodities: Small Area Data, Australia, 2006-07*. Australian Bureau of Statistics. Commonwealth of Australia.
- Achard, F., R. DeFries, H. Eva, M. Hansen, P. Mayaux, y H. J. Stibig. 2007. Pan-tropical monitoring of deforestation. *Environmental Research Letters* 2.
- Adesina, A. A. 2010. Conditioning trends shaping the agricultural and rural landscape in Africa. *Agricultural Economists* 41:73-82.
- Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: A triangular relationship. *Oikos* 79:439-449.
- Africa Research Bulletin. 2010. AFRICA: Great Land Grab. *Africa Research Bulletin: Economic, Financial and Technical Series* 47:18694A-18694C.
- Agbu, P. A., y M. E. James. 1994. *NOAA/NASA Pathfinder AVHRR Land Data Set User's Manual*. Goddard Space Flight Center, NASA, Greenbelt.
- Agrawal, S., P. K. Joshi, Y. Shukla, y P. S. Roy. 2003. Spot Vegetation multi temporal data for classifying vegetation in south central Asia. *Current Science* 84:1440-1448.
- AGSI-FAO. 1999. *Compendium on Post-harvest Operations*. Roma.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19:716-723.
- Alauddin, M., y J. Quiggin. 2008. Agricultural intensification, irrigation and the environment in South Asia: Issues and policy options. *Ecological Economics* 65:111-124.
- Alcaraz-Segura, D., E. Liras, S. Tabik, J. Paruelo, y J. Cabello. 2010. Evaluating the consistency of the 1982-1999 NDVI trends in the Iberian Peninsula across four time-series derived from the AVHRR sensor: LTDR, GIMMS, FASIR, and PAL-II. *Sensors* 10:1291-1314.
- Alexandratos, N. 1999. World food and agriculture: Outlook for the medium and longer term. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96:5908-5914.
- Álvarez, R., y R. S. Lavado. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma* 83:127-141.
- Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes, y M. D. Smith. 2004. *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements*. FAO, Roma.
- Archer, S. 1989. Have southern Texas savannas been converted to woodlands in recent history? *The American Naturalist* 134:545-561.
- Archer, S. 1995. Tree-Grass Dynamics in a Prosopis-Thornscrub Savanna Parkland - Reconstructing the Past and Predicting the Future. *Ecoscience* 2:83-99.
- Ayuk, E. T. 1997. Adoption of agroforestry technology: The case of live hedges in the central plateau of Burkina Faso. *Agricultural Systems* 54:189-206.
- Badwen, R. J., y R. L. Ison. 1992. Social and economic aspects. Pages 11-35 *en* D. W. Goodall, editor. *Field Crop Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam.
- Bailey, R. G. 1983. Delineation of ecosystem regions. *Environmental Management* 7:365-373.
- Bailey, R. G. 2005. Identifying ecoregion boundaries. *Environmental Management* 34:S14-S26.
- Barbrooke Grubb, W. 1919. The Paraguayan Chaco and its possible future. *The Geographical Journal* 54:157-171.

- Barrett, C. B., M. F. Bellemare, y J. Y. Hou. 2010. Reconsidering conventional explanations of the Inverse Productivity-Size relationship. *World Development* **38**:88-97.
- Bastiaanssen, W. G. M., y S. Ali. 2003. A new crop yield forecasting model based on satellite measurements applied across the Indus Basin, Pakistan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **94**:321-340.
- Batjes, N. 2006. ISRIC-WISE derived soil properties on a 5 by 5 global grid (Version 1.1). Wageningen.
- Batjes, N. H. 2002. A homogenized soil profile data set for global and regional environmental research (WISE, version 1.1). Report 2002/01, International Soil Reference and Information Centre, Wageningen.
- Bilsborrow, R. E. 1987. Population pressures and agricultural development in developing countries: A conceptual framework and recent evidence. *World Development* **15**:183-203.
- Blaikie, P., y H. Brookfield. 1987. *Land degradation and society*. Methuen & Co, New York.
- Blum, A., y C. Y. Sullivan. 1986. The comparative drought resistance of landraces of sorghum and millet from dry and humid regions. *Annals of Botany* **57**:835-846.
- Boling, A., T. P. Tuong, S. Y. Jatmiko, y M. A. Burac. 2004. Yield constraints of rainfed lowland rice in Central Java, Indonesia. *Field Crops Research* **90**:351-360.
- Bond, W. J., y J. E. Keeley. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* **20**:387-394.
- Bonino, E. E. 2006. Changes in carbon pools associated with a land-use gradient in the Dry Chaco, Argentina. *Forest Ecology and Management* **223**:183-189.
- Bonino, E. E., y P. Araujo. 2005. Structural differences between a primary and a secondary forest in the Argentine Dry Chaco and management implications. *Forest Ecology and Management* **206**:407-412.
- Boserup, E. 1985. Economic and demographic interrelationships in sub-Saharan Africa. *Population & Development Review* **11**:383-397.
- Brown, A., U. Martinez Ortiz, M. Acerbi, y J. Corcuera. 2006. *Ecorregión Chaco Seco*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- BRS. 2006. *Land Use of Australia, Version 3 - 2001/2002*. Bureau of Rural Sciences - Commonwealth of Australia.
- Bucini, G., y N. P. Hanan. 2007. A continental-scale analysis of tree cover in African savannas. *Global Ecology and Biogeography* **16**:593-605.
- Bucher, E. H., y P. C. Huszar. 1999. Sustainable management of the Gran Chaco of South America: Ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management* **57**:99-108.
- Cabrera, A. L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Sociedad Argentina de Botánica* **14**:1-42.
- Carter, M. R. 1984. Identification of the inverse relationship between farm size and productivity: An empirical analysis of peasant agricultural production. *Oxford Economic Papers* **36**:131-145.
- CIESIN-CIAT. 2005. *Gridded Population of the World Version 3 (GPWv3): Population Grids*. Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Columbia University, Palisades.
- CIESIN. 2005. *2005 Global subnational infant mortality rates [dataset]*. Center for International Earth Science Information Network, Palisades.
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. Q. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni, y E. A. Holland. 2001. Net primary production in tropical forests: An evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications* **11**:371-384.
- Culf, A. D., S. J. Allen, J. H. C. Gash, C. R. Lloyd, y J. S. Wallace. 1993. Energy and water budgets of an area of patterned woodland in the Sahel. *Agricultural and Forest Meteorology* **66**:65-80.
- Chakravarti, A. K. 1984. Some characteristics of spatial distribution of cattle population in India. *Rural Systems* **2**: 67-76.
- Chapman, S. C., M. Cooper, G. L. Hammer, y D. G. Butler. 2000. Genotype by environment interactions affecting grain sorghum. II. Frequencies of different seasonal patterns of drought stress are related to location effects on hybrid yields. *Australian Journal of Agricultural Research* **51**:209-221.
- Chidumayo, E. N. 1987. A shifting cultivation land use system under population pressure in Zambia. *Agroforestry Systems* **5**:15-25.
- Chidumayo, E. N. 2002. Changes in miombo woodland structure under different land tenure and use systems in central Zambia. *Journal of Biogeography* **29**:1619-1626.
- Chivaura-Mususa, C., B. Campbell, y W. Kenyon. 2000. The value of mature trees in arable fields in the smallholder sector, Zimbabwe. *Ecological Economics* **33**:395-400.
- DAC. 2009. *Area, Production and Yield of Principal Crops*. Department of Agriculture & Cooperation, India.

- Das, P. 2006. Cropping pattern (agricultural and horticultural) in different zones, their average yields in comparison to national average/critical gaps/reasons identified and yield potential. IASRI, Government of India, Ministry of Agriculture, Department of Agriculture & Cooperation, New Delhi.
- DeFries, R. S., G. P. Asner, y J. A. Foley. 2006. A glimpse out the window: What landscapes reveal about livelihoods, land use, and environmental consequences. *Environment* **48**:22-36.
- DeFries, R. S., M. C. Hansen, J. R. G. Townshend, A. C. Janetos, y T. R. Loveland. 2000. A new global 1-km dataset of percentage tree cover derived from remote sensing. *Global Change Biology* **6**:247-254.
- Del Grosso, S., W. Parton, T. Stohlgren, D. Zheng, D. Bachelet, S. Prince, K. Hibbard, y R. Olson. 2008. Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. *Ecology* **89**:2117-2126.
- Di Bella, C. M., E. G. Jobbágy, J. M. Paruelo, y S. Pinnock. 2006. Continental fire density patterns in South America. *Global Ecology and Biogeography* **15**:192-199.
- Diamond, J. 1997. *Guns, Germs, and Steel: The Fates of Human Societies*. Norton, WW & Company, New York.
- Drechsel, P., G. Lucy, K. Dagmar, y O. Cofea. 2001. Population density, soil nutrient depletion, and economic growth in sub-Saharan Africa. *Ecological Economics* **38**:251-258
- Eastwood, R., M. Lipton, y A. Newell. 2010. Chapter 65 Farm Size. *Handbook of Agricultural Economics* **4**:3323-3397.
- El Saleous, N. Z., E. F. Vermote, C. O. Justice, J. R. G. Townshend, C. J. Tucker, y S. N. Goward. 2000. Improvements in the global biospheric record from the Advanced Very high resolution radiometer (AVHRR). *International Journal of Remote Sensing* **21**:1251-1277.
- Elvidge, C. D., P. C. Sutton, T. Ghosh, B. T. Tuttle, K. E. Baugh, B. Bhaduri, y E. Bright. 2009. A global poverty map derived from satellite data. *Computers & Geosciences* **35**:1652-1660.
- Ellis, E. C., y N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**:439-447.
- Erb, K.-H., y C. Lauk. 2009. Biomass consumed in anthropogenic vegetation fires: Global patterns and processes. *Ecological Economics* **69**:301 - 309.
- Eva, H. D., A. S. Belward, E. F. de Miranda, C. M. di Bella, V. Gond, O. Huber, S. Jones, M. Sgrenzaroli, y S. Fritz. 2004. A land cover map of South America. *Global Change Biology* **10**:731-744.
- Eyre, T. J., D. W. Butler, A. L. Kelly, y J. Wang. 2010. Effects of forest management on structural features important for biodiversity in mixed-age hardwood forests in Australia's subtropics. *Forest Ecology and Management* **259**:534-546.
- Fairhurst, T., R. Lefroy, E. Mutert, y N. Batjes. 1999. The importance, distribution and causes of P deficiency as a constraint to crop production in the tropics. *Agroforestry Forum* **9**:2-8.
- Fan, S., y C. Chan-Kang. 2005. Is small beautiful? Farm size, productivity, and poverty in Asian agriculture. *Agricultural Economics* **32**:135-146.
- FAO-AGA. 2010. GLW: The Gridded Livestock of the World Project.
- FAO. 1976. *A Framework for Land Evaluation*. FAO Soils Bulletin 32, Roma.
- FAO. 1995. *World Livestock Production Systems: Current Status, Issues and Trends*. Animal Production and Health Division, Roma.
- FAO. 1996. *The World Sorghum and Millet Economies: Facts, Trends and Outlook*. Roma.
- FAO. 1997. *1990 Results of National Censuses of Agriculture*. Roma.
- FAO. 2009. FAOSTAT homepage. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fearnside, P. M. 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* **28**:23-38.
- Fensham, R. J. 1996. Land clearance and conservation of inland dry rainforest in north Queensland, Australia. *Biological Conservation* **75**:289-298.
- Fensham, R. J., y R. J. Fairfax. 2003. A land management history for central Queensland, Australia as determined from land-holder questionnaire and aerial photography. *Journal of Environmental Management* **68**:409-420.
- Field. 1995. Global Net Primary Production. Combining Ecology and Remote Sensing. *Remote Sensing of Environment* **51**:74-88.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. I. Patz, C. Prentice, N. Ramankutty, y P. K. Snyder. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* **309**:570-574.

- Foley, J. A., C. Monfreda, N. Ramankutty, y D. Zaks. 2007. Our share of the planetary pie. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**:12585-12586.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fox, J., D. M. Truong, A. T. Rambo, N. P. Tuyen, L. T. Cuc, y S. Leisz. 2000. Shifting cultivation: A new old paradigm for managing tropical forests. *BioScience* **50**:521-528.
- Frolking, S., J. B. Yeluripati, y E. Douglas. 2006. New district-level maps of rice cropping in India: A foundation for scientific input into policy assessment. *Field Crops Research* **98**:164-177.
- Gadgil, M., y R. Guha. 1992. *This fissured land: An ecological history of India*. Oxford University Press, Delhi.
- Gadgil, S., M. Rajeevan, y R. Nanjundiah. 2005. Monsoon prediction - Why yet another failure? *Current Science* **88**:1389-1400.
- Gamon, J. A., J. Peñuelas, y C. B. Field. 1992. A narrow-waveband spectral index that tracks diurnal changes in photosynthetic efficiency. *Remote Sensing of Environment* **41**:35-44.
- Garbulsky, M. F., J. Peñuelas, J. Gamon, Y. Inoue, y I. Filella. 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.
- Garbulsky, M. F., J. Peñuelas, D. Papale, J. Ardö, M. L. Goulden, G. Kiely, A. D. Richardson, E. Rotenberg, E. M. Veenendaal, y I. Filella. 2010. Patterns and controls of the variability of radiation use efficiency and primary productivity across terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* **19**:253-267.
- Garbulsky, M. F., J. Peñuelas, D. Papale, y I. Filella. 2008. Remote estimation of carbon dioxide uptake by a Mediterranean forest. *Global Change Biology* **14**:2860-2867.
- Garibaldi, L. A., M. A. Aizen, A. M. Klein, S. A. Cunningham, and L. D. Harder. 2011. Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **108**:5909-5914.
- Gasparri, N. I., y H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology and Management* **6**:913-921.
- Gasparri, N. I., H. R. Grau, y E. Manghi. 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of Northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* **11**:1247-1261.
- Geider, R. J., E. H. Delucia, P. G. Falkowski, A. C. Finzi, J. P. Grime, J. Grace, T. M. Kana, J. La Roche, S. P. Long, B. A. Osborne, T. Platt, I. C. Prentice, J. A. Raven, W. H. Schlesinger, V. Smetacek, V. Stuart, S. Sathyendranath, R. B. Thomas, T. C. Vogelmann, P. Williams, y F. I. Woodward. 2001. Primary productivity of planet earth: biological determinants and physical constraints in terrestrial and aquatic habitats. *Global Change Biology* **7**:849-882.
- Geist, H. J., y E. F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* **52**:143-150.
- Glatzle, A. 2004. *Sistemas Productivos en el Chaco Central Paraguayo: Características, Particularidades*. INTTAS, Loma Plata.
- González, M. D. C., y M. Román. 2009. Expansión agrícola en áreas extrapampeanas de la Argentina. Una mirada desde los actores sociales. *Cuadernos de Desarrollo Rural* **6**:99-120.
- Grace, J., J. San José, P. Meir, H. S. Miranda, y R. A. Montes. 2006. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. *Journal of Biogeography* **33**:387-400.
- Grau, H. R., T. M. Aide, y N. I. Gasparri. 2005a. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *Ambio* **34**:265-266.
- Grau, H. R., N. I. Gasparri, y T. M. Aide. 2005b. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* **32**:140-148.
- Grau, H. R., N. I. Gasparri, y T. M. Aide. 2008. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology* **14**:985-997.
- Gray, L. C., y W. G. Moseley. 2005. A geographical perspective on poverty-environment interactions. *Geographical Journal* **171**:9-23.
- Grigg, D. B. 1977. *The Agricultural Systems of the World: An Evolutionary Approach*. Cambridge Geographical Studies.
- Groen, T. A., F. van Langevelde, C. A. D. M. van de Vijver, A. L. de Raad, J. de Leeuw, y H. H. T. Prins. 2011. A continental analysis of correlations between tree patterns in African savannas and human and environmental variables. *Journal of Arid Environments* **75**:724-733.
- Gupta, A. K. 2004. Origin of agriculture and domestication of plants and animals linked to early Holocene climate amelioration. *Current Science* **87**:54-59.
- Haberl, H., K. Heinz Erb, F. Krausmann, V. Gaube, A. Bondeau, C. Plutzar, S. Gingrich, W. Lucht, y M. Fischer-Kowalski. 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary

- production in earth's terrestrial ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America **104**:12942–12947.
- Hall, F., J. G. Masek, y G. J. Collatz. 2006. Evaluation of ISLSCP Initiative II FASIR and GIMMS NDVI products and implications for carbon cycle science. Journal of Geophysical Research D: Atmospheres **111**: doi:10.1029/2006JD007438.
- Hamandawana, H., M. Nkambwe, R. Chanda, y F. Eckardt. 2005. Population driven changes in land use in Zimbabwe's Gutu district of Masvingo province: Some lessons from recent history. Applied Geography **25**:248-270.
- Hannah, L., J. L. Carr, y A. Lankerani. 1995. Human disturbance and natural habitat: A biome analysis of a global data set. Biodiversity and Conservation **4**:128-155.
- Hazell, P., y S. Wood. 2008. Drivers of change in global agriculture. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences **363**:495-515.
- Henzell, T. 2007. Australian Agriculture: Its History and Challenges. CSIRO Publishing, Collingwood.
- Herrick, J. E., V. C. Lessard, K. E. Spaeth, P. L. Shaver, R. S. Dayton, D. A. Pyke, L. Jolley, y J. J. Goebel. 2010. National ecosystem assessments supported by scientific and local knowledge. Frontiers in Ecology and the Environment **8**:403-408.
- Hessburg, P. F., y J. K. Agee. 2003. An environmental narrative of Inland Northwest United States forests, 1800-2000. Forest Ecology and Management **178**:23-59.
- Hill, M. O. 1973. Reciprocal Averaging: An Eigenvector Method of Ordination. Journal of Ecology **61**:237-249
- Hirsch, R. M., y J. R. Slack. 1984. A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. Water Resources Research **20**:727-732.
- Holdridge, L. R. 1947. Determination of world plant formations from simple climatic data. Science **105**:367-368.
- Hollander, M. W., D.A. 1973. Nonparametric statistical methods. John Wiley and Sons, New York.
- Homer, C., C. Huang, L. Yang, B. Wylie, y M. Coan. 2004. Development of a 2001 National Land-Cover Database for the United States. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing **70**:829–840.
- Houghton, R. A., y J. Hackler. 1999. Emissions of carbon from forestry and land-use change in tropical Asia. Global Change Biology **5**:481-492.
- Huang, C., S. Kim, K. Song, J. R. G. Townshend, P. Davis, A. Altstatt, O. Rodas, A. Yanosky, R. Clay, C. J. Tucker, y J. Musinsky. 2009. Assessment of Paraguay's forest cover change using Landsat observations. Global and Planetary Change **67**:1-12.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, y E. Rodriguez. 2002. Overview of the Radiometric and Biophysical Performance of the MODIS Vegetation Indices. Remote Sensing of Environment **83**:195-213.
- Imhoff, M. L., L. Bounoua, T. Ricketts, C. Loucks, R. Harriss, y W. T. Lawrence. 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. Nature **429**:870-873.
- Ise, T., C. M. Litton, C. P. Giardina, y A. Ito. 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 G: Biogeosciences **115**:doi:10.1029/2010JG001326.
- Jacoby, H. G. 2000. Access to markets and the benefits of rural roads. The Economic Journal **110**:713-737.
- Jaeger, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landscape Ecology **15**:115-130.
- Jobbágy, E. G., M. D. Noretto, C. S. Santoni, y G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana. Ecología Austral **18**:305-322.
- Jobbágy, E. G., y O. E. Sala. 2000. Controls of grass and shrub aboveground production in the Patagonian steppe. Ecological Applications **10**:541-549.
- Jobbágy, E. G., O. E. Sala, y P. J.M. 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: a remote sensing approach. Ecology **83**:307-319.
- Karlin, U., L. Catalán, R. Coirini, y R. Zapata. Fecha de publicación desconocida. Uso y manejo sustentable de los bosques nativos del Chaco Árido. UNC, Córdoba.
- Kaushik, N., y V. Kumar. 2003. Khejri (*Prosopis cineraria*)-based agroforestry system for arid Haryana, India. Journal of Arid Environments **55**:433-440.
- Killeen, T. J., V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, M. K. Steininger, G. Harper, L. A. Solórzano, y C. J. Tucker. 2007. Thirty Years of Land-cover Change in Bolivia. Ambio **36**:600–606.
- Knapp, A. K., y M. D. Smith. 2001. Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. Science **291**:481-484.

- Köbrich, C., T. Rehman, y M. Khan. 2003. Typification of farming systems for constructing representative farm models: Two illustrations of the application of multi-variate analyses in Chile and Pakistan. *Agricultural Systems* **76**:141-157.
- Kostrowicki, J. 1992. A hierarchy of world types of agriculture. Pages 163-203 *en* N. Mohammad, editor. *New Dimensions in Agricultural Geography: Historical dimensions of agriculture*.
- Kruska, R. L., R. S. Reid, P. K. Thornton, N. Henninger, y P. M. Kristjanson. 2003. Mapping livestock-oriented agricultural production systems for the developing world. *Agricultural Systems* **77**:39-63.
- Kull, C. A. 2000. Deforestation, erosion, and fire: Degradation myths in the environmental history of Madagascar. *Environment and History* **6**:423-450.
- Kunst, C., E. Monti, H. Perez, y J. Godoy. 2006. Assessment of the rangelands of southwestern Santiago del Estero, Argentina, for grazing management and research. *Journal of Environmental Management* **80**:248-265.
- Kwon, H., T. Y. Park, J. Hong, J. H. Lim, y J. Kim. 2009. Seasonality of net ecosystem carbon exchange in two major plant functional types in Korea. *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences* **45**:149-163.
- Ladha, J. K., D. Dawe, H. Pathak, A. T. Padre, R. L. Yadav, B. Singh, Y. Singh, Y. Singh, P. Singh, A. L. Kundu, R. Sakal, N. Ram, A. P. Regmi, S. K. Gami, A. L. Bhandari, R. Amin, C. R. Yadav, E. M. Bhattarai, S. Das, H. P. Aggarwal, R. K. Gupta, y P. R. Hobbs. 2003. How extensive are yield declines in long-term rice-wheat experiments in Asia? *Field Crops Research* **81**:159-180.
- Lambin, E. F., H. J. Geist, y E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in Tropical Regions. *Annual Review of Environment and Resources* **28**:205-241
- Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P. S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran, M. Mortimore, P. S. Ramakrishnan, J. F. Richards, H. Skånes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel, y J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* **11**:261-269.
- Latifovic, R., Z. L. Zhu, J. Cihlar, C. Giri, y I. Olthof. 2004. Land cover mapping of North and Central America - Global Land Cover 2000. *Remote Sensing of Environment* **89**:116-127.
- Lauenroth, W. K., y O. E. Sala. 1992. Long-Term Forage Production of North American Shortgrass Steppe. *Ecological Applications* **2**:397-403.
- Laurance, W. F., A. K. M. Albernaz, G. Schroth, P. M. Fearnside, S. Bergen, E. M. Venticinque, y C. Da Costa. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* **29**:737-748.
- Legendre, P., y L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*. 2 edition. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Lieth, H. 1975. Modeling the primary productivity of the world. Pages 237-263. *Primary productivity of the biosphere*. Springer Verlag, New York.
- Lobell, D., G. P. Asner, J. I. Ortiz-Monasterio, y T. L. Benning. 2003. Remote sensing of regional crop production in the Yaqui Valley, Mexico: estimates and uncertainties. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **94**:205-220.
- Lobell, D. B., J. I. Ortiz-Monasterio, y A. S. Lee. 2010. Satellite evidence for yield growth opportunities in Northwest India. *Field Crops Research* **118**:13-20.
- Los, S. O., G. J. Collatz, P. J. Sellers, N. H. Malmström, N. H. Pollack, R. S. DeFries, L. Bounoua, M. T. Parris, C. J. Tucker, y D. A. Dazlich. 2000. A global 9-year biophysical land-surface data set from NOAA AVHRR data. *Journal of Hydrometeorology* **1**:183-199.
- Los, S. O., P. R. J. North, W. M. F. Grey, y M. J. Barnsley. 2005. A method to convert AVHRR Normalized Difference Vegetation Index time series to a standard viewing and illumination geometry. *Remote Sensing of Environment* **99**:400-411.
- Luck, G. W. 2007. The relationships between net primary productivity, human population density and species conservation. *Journal of Biogeography* **34**:201-212.
- Lüdeke, M. K. B., G. Petschel-Held, y H.-J. Schellnhuber. 2004. Syndromes of Global Change: The First Panoramic View. *GAIA* **13**:42-49.
- Luoga, E. J., E. T. F. Witkowski, y K. Balkwill. 2005. Land cover and use changes in relation to the institutional framework and tenure of land and resources in eastern Tanzania Miombo woodlands. *Environment, Development and Sustainability* **7**:71-93.
- Lloyd, D. 1990. A phenological classification of terrestrial vegetation cover using shortwave vegetation index imagery. *International Journal of Remote Sensing* **11**:2269-2279.
- Manschadi, A. M., J. Christopher, P. Devoil, y G. L. Hammer. 2006. The role of root architectural traits in adaptation of wheat to water-limited environments. *Functional Plant Biology* **33**:823-837.

- Mayaux, P., E. Bartholome, S. Fritz, y A. Belward. 2004. A new land-cover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography* **31**:861-877.
- McAlpine, C. A., A. Etter, P. M. Fearnside, L. Seabrook, y W. F. Laurance. 2009. Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. *Global Environmental Change* **19**:21-33.
- McCann, K. S. 2000. The diversity-stability debate. *Nature* **405**:228-233.
- McGarigal, K., y B. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.
- McNaughton, S. J., M. Oesterheld, D. A. Frank, y K. J. Williams. 1989. Ecosystem level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* **341**:142-144.
- Menaut, J.-C. 1983. The vegetation of African savannas. Pages 109-149 *en* F. Bourlière, editor. *Tropical Savannas*. Elsevier, Amsterdam.
- Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos, y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* **33**:491-505.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005a. Current State & Trends Assessment: Dryland Systems. World Resources Institute, Washington.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005b. Scenarios Assessment: Four Scenarios. World Resources Institute, Washington.
- Mitchell, T. D., y P. D. Jones. 2005. An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *International Journal of Climatology* **25**:693-712.
- Monfreda, C., N. Ramankutty, y J. A. Foley. 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**:doi:10.1029/2007GB002947.
- Monteith, J. L. 1981. Climatic variation and the growth of crops. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* **107**:749-774.
- Morello, J., W. Pengue, y A. F. Rodríguez. 2005. Etapas de uso de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco. *Fronteras* **4**:1-17.
- Myneni, R. B., Y. Knyazikhin, J. L. Privette, y J. Glassy. 2002. Global products of vegetation leaf area and fraction absorbed PAR from year one of MODIS data. *Remote Sensing of the Environment* **83**:214-231.
- Nandwa, S. M., y M. A. Bekunda. 1998. Research on nutrient flows and balances in East and Southern Africa: State-of-the-art. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **71**:5-18
- Naumann, M., y M. Madariaga. 2004. Atlas del Gran Chaco Sud Americano. GTZ. Erregé & Asoc., Buenos Aires.
- 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.
- Nemani, R. R., C. D. Keeling, H. Hashimoto, W. M. Jolly, S. C. Piper, C. J. Tucker, R. B. Myneni, y S. W. Running. 2003. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science* **300**:1560-1563.
- Nenadić, O., y M. Greenacre. 2007. Correspondence Analysis in R, with Two- and Three-dimensional Graphics: The ca Package. *Journal of Statistical Software* **20**:1-13.
- New, M., D. Lister, M. Hulme, y I. Makin. 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* **21**:1-25.
- Nitsch, M. 1995. El desmonte en el Chaco Central del Paraguay influencia sobre el agua subterránea y la salinización. Pages 75-86 *en* 2° Simposio sobre aguas subterráneas y perforación de pozos en el Paraguay, San Lorenzo.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* **4**:25-51.
- O'Neill, R. V., J. R. Krummel, R. H. Gardner, G. Sugihara, B. L. Jackson, D. L. De Angelis, B. T. Milne, M. G. Turner, B. Zygmunt, S. W. Chirstensen, V. H. Dale, y R. L. Graham. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* **1**:153-162.
- Ode, Å., M. Tveit, y G. Fry. 2008. Capturing landscape visual character using indicators: Touching base with landscape aesthetic theory. *Landscape Research* **33**:89-117.
- Okello, B. D., T. G. O'Connor, y T. P. Young. 2001. Growth, biomass estimates, and charcoal production of *Acacia drepanolobium* in Laikipia, Kenya. *Forest Ecology and Management* **142**:143-153.

- Oldeman, L. R., R. T. A. Hakkeling, y W. G. Sombroek. 1991. World map of the status of human induced soil degradation. ISRIC/UNEP, Wageningen.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao, y K. R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* **51**:369-381.
- Ouaidrari, H., N. Z. E. Saleous, E. F. Vermote, J. R. Townshend, y S. N. Goward. 2003. AVHRR Land Pathfinder II (ALP II) data set: evaluation and inter-comparison with other data sets. *International Journal of Remote Sensing* **24**:135-142.
- Owens, M. K., R. B. Wallace, y S. R. Archer. 1995. Landscape and microsite influences on shrub recruitment in a disturbed semi-arid *Quercus-Juniperus* woodland. *Oikos* **74**:493-502.
- Painuly, J. P., y S. Mahendra Dev. 1998. Environmental dimensions of fertilizer and pesticide use; relevance to Indian agriculture. *International Journal of Environment and Pollution* **10**:273 - 288
- Palmer, J. F., y R. E. Hoffman. 2001. Rating reliability and representation validity in scenic landscape assessments. *Landscape and Urban Planning* **54**:149-161.
- Pan, W. K. Y., S. J. Walsh, R. E. Bilsborrow, B. G. Frizzelle, C. M. Erlien, y F. Baquero. 2004. Farm-level models of spatial patterns of land use and land cover dynamics in the Ecuadorian Amazon. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **101**:117-134.
- Pandey, C. B., y J. S. Singh. 1991. Influence of grazing and soil-conditions on secondary savanna vegetation in India. *Journal of Vegetation Science* **2**:95-102.
- Pandey, C. B., y J. S. Singh. 1992. Rainfall and grazing effects on net primary productivity in a tropical savanna, India. *Ecology* **73**:2007-2021.
- Paolasso, P., J. Krapovicas, y G. N.I. 2008. Deforestación, expansión agropecuaria y dinámica demográfica en el Chaco Seco Argentino durante la década de los noventa. *Managing biodiversity: Challenges under global change*, Quito and Riobamba, Ecuador.
- Paruelo, J. M., E. G. Jobbágy, O. E. Sala, W. K. Lauenroth, y I. C. Burke. 1998. Functional and structural convergence of temperate grassland and shrubland ecosystems. *Ecological Applications* **8**:194-206.
- Paruelo, J. M., y W. K. Lauenroth. 1995. Regional patterns of NDVI in North American shrublands and grasslands. *Ecology* **76**:1888-1898.
- Paruelo, J. M., y W. K. Lauenroth. 1998. Interannual variability of NDVI and its relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography* **25**:721-733.
- Paruelo, J. M., G. Piñeiro, G. Baldi, S. Baeza, F. Lezama, A. Altesor, y M. Oesterheld. 2010. Carbon Stocks and Fluxes in Rangelands of the Rio de la Plata Basin. *Rangeland Ecology & Management* **63**:94-108.
- Paton, T., G. Humphreys, y P. Mitchell. 1995. *Soils: a new global view*. Yale University Press, New Haven and London.
- Pedelty, J., S. Devadiga, E. Masuoka, M. E. Brown, J. Pinzón, C. J. Tucker, E. Vermote, S. Prince, J. Nagol, C. Justice, D. Roy, J. Ju, C. Schaaf, J. Liu, J. L. Privette, y A. Pinheiro. 2007. *Generating a Long-term Land Data Record from the AVHRR and MODIS Instruments*. American Geophysical Union, San Francisco.
- Pijanowski, B. C., L. R. Iverson, C. A. Drew, H. N. N. Bulley, J. M. Rhemtulla, M. C. Wimberly, A. Bartsch, y J. Peng. 2010. Addressing the interplay of poverty and the ecology of landscapes: A Grand Challenge Topic for landscape ecologists? *Landscape Ecology* **25**:5-16.
- Pingali, P. 2007. Agricultural growth and economic development: a view through the globalization lens. *Agricultural Economics* **37**:1-12.
- Prentice, I. C., W. Cramer, S. P. Harrison, R. Leemans, R. A. Monserud, y A. M. Solomon. 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography* **19**:117-134.
- Pyke, D. A., J. E. Herrick, P. Shaver, y M. Pellant. 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment. *Journal of Range Management* **55**:584-597.
- Qi, S. Z., X. Y. Li, y H. P. Duan. 2007. Oasis land-use change and its environmental impact in Jinta Oasis, arid northwestern China. *Environmental Monitoring and Assessment* **134**:313-320.
- Rahman, A. F., V. D. Cordova, J. A. Gamon, H. P. Schmid, y D. A. Sims. 2004. Potential of MODIS ocean bands for estimating CO2 flux from terrestrial vegetation: A novel approach. *Geophysical Research Letters* **31**: doi:10.1029/2004GL019778.
- Ramankutty, N., y J. A. Foley. 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* **13**:997-1027.

- Ramankutty, N. A., T. Evan, C. Monfreda, y J. A. Foley. 2008. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* **22**:doi:10.1029/2007GB002952.
- Raskin, P. D. 2005. Global scenarios: Background review for the Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems* **8**:133-142.
- Redman, C. L. 1999. *Human Impact on Ancient Environments*. The University of Arizona Press, Tucson.
- Reidsma, P., y F. Ewert. 2008. Regional farm diversity can reduce vulnerability of food production to climate change. *Ecology and Society* **13**:38. [online].
- Riitters, K. H., R. V. O'Neill, C. T. Hunsaker, J. D. Wickham, D. H. Yankee, S. P. Timmins, K. B. Jones, y B. L. Jackson. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* **10**:23-39.
- Roques, K. G., T. G. O'Connor, y A. R. Watkinson. 2001. Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: Relative influence of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *Journal of Applied Ecology* **38**:268-280.
- Rossi, R. E., D. J. Mulla, A. G. Journel, y E. H. Franz. 1992. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecological Monographs* **62**:277-314.
- Sadras, V. O., y D. K. Roget. 2004. Production and environmental aspects of cropping intensification in a semiarid environment of southeastern Australia. *Agronomy Journal* **96**:236-246.
- Sagar, R., y J. S. Singh. 2004. Local plant species depletion in a tropical dry deciduous forest of northern India. *Environmental Conservation* **31**:55-62.
- SAGPyA. 2008. Estimaciones agrícolas mensuales. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos.
- Sala, O. E., W. J. Parton, L. A. Joyce, y W. K. Lauenroth. 1988. Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology* **69**:40-45.
- Sanchez, P. A. 2002. Soil fertility and hunger in Africa. *Science* **295**:2019-2020.
- Sanderson, E. W., M. Jaiteh, M. A. Levy, K. H. Redford, A. V. Wannebo, y G. Woolmer. 2002. The human footprint and the last of the wild. *BioScience* **52**:891-904.
- Sankaran, M., N. P. Hanan, R. J. Scholes, J. Ratnam, D. J. Augustine, B. S. Cade, J. Gignoux, S. I. Higgins, X. Le Roux, F. Ludwig, J. Ardo, F. Banyikwa, A. Bronn, G. Bucini, K. K. Caylor, M. B. Coughenour, A. Diouf, W. Ekaya, C. J. Feral, E. C. February, P. G. H. Frost, P. Hiernaux, H. Hrabar, K. L. Metzger, H. H. T. Prins, S. Ringrose, W. Sea, J. Tews, J. Worden, y N. Zambatis. 2005. Determinants of woody cover in African savannas. *Nature* **438**:846-849.
- Satorre, H. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy* **15**:24-31.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs, y C. R. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: a Review. *Conservation Biology* **5**:18-32.
- Scherr, S. J., y J. A. McNeely. 2008. Biodiversity conservation and agricultural sustainability: Towards a new paradigm of 'ecoagriculture' landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **363**:477-494.
- Schimper, A. F. W. 1903. *Plant-geography upon a physiological basis*. Clarendon Press, Oxford.
- Schuller, P., A. Iroumé, D. E. Walling, H. B. Mancilla, A. Castillo, y R. E. Trumper. 2006. Use of Beryllium-7 to Document Soil Redistribution following Forest Harvest Operations. *Journal of Environmental Quality* **35**:1756 - 1763.
- Seabrook, L., C. McAlpine, y R. Fensham. 2006. Cattle, crops and clearing: Regional drivers of landscape change in the Brigalow Belt, Queensland, Australia, 1840-2004. *Landscape and Urban Planning* **78**:373-385.
- Seabrook, L., C. McAlpine, y R. Fensham. 2008. What influences farmers to keep trees?. A case study from the Brigalow Belt, Queensland, Australia. *Landscape and Urban Planning* **84**:266-281.
- Sen, P. K. 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association* **63**:1379-1389.
- SIAP - SAGARPA. 2009. Sistema de Información Agropecuaria de Consulta. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- Siebert, S., P. Döll, S. Feick, J. Hoogeveen, y K. Frenken. 2007. Global Map of Irrigation Areas version 4.0.1. Johann Wolfgang Goethe University / FAO, Frankfurt am Main/Roma.
- Sims, D. A., A. F. Rahman, y A. M. Cordova. 2005. Midday values of gross CO₂ flux and light use efficiency during satellite overpasses can be used to directly estimate eight-day mean flux. *Agricultural and Forest Meteorology* **131**:1-12.
- Sims, D. A., A. F. Rahman, V. D. Cordova, B. Z. El-Masri, D. D. Baldocchi, L. B. Flanagan, A. H. Goldstein, D. Y. Hollinger, L. Misson, R. K. Monson, W. C. Oechel, H. P. Schmid, S. C. Wofsy, y L. Xu. 2006. On the use of MODIS EVI to assess gross primary productivity of North

- American ecosystems. *Journal of Geophysical Research G: Biogeosciences* **111**:doi:10.1029/2006JG000162.
- Singh, R. B. 2000. Environmental consequences of agricultural development: A case study from the green revolution state of Haryana, India. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **82**:97-103.
- Singh, S. 1982. Agricultural science and technology in the Punjab in the nineteenth century. *Indian Journal of History of Science* **17**:191-204.
- Slayback, D. A., J. E. Pinzon, S. O. Los, y C. J. Tucker. 2003. Northern hemisphere photosynthetic trends 1982-99. *Global Change Biology* **9**:1-15.
- Smith, D. M. S., G. M. McKeon, I. W. Watson, B. K. Henry, G. S. Stone, W. B. Hall, y S. M. Howden. 2007. Learning from episodes of degradation and recovery in variable Australian rangelands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**:20690-20695.
- Smith, P., P. J. Gregory, D. van Vuuren, M. Obersteiner, P. Havlík, M. Rounsevell, J. Woods, E. Stehfest, y J. Bellarby. 2010. Competition for land. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**:2941-2957
- Snapp, S. S., D. D. Rohrbach, F. Simtowe, y H. A. Freeman. 2002. Sustainable soil management options for Malawi: Can smallholder farmers grow more legumes? *Agriculture, Ecosystems and Environment* **91**:159-174.
- Snyman, H. A. 1998. Dynamics and sustainable utilization of rangeland ecosystems in arid and semi-arid climates of southern Africa. *Journal of Arid Environments* **39**:645-666.
- Stape, J. L., D. Binkley, W. S. Jacob, y E. N. Takahashi. 2006. A twin-plot approach to determine nutrient limitation and potential productivity in Eucalyptus plantations at landscape scales in Brazil. *Forest Ecology and Management* **223**:358-362.
- Staver, A. C., S. Archibald, y S. Levin. 2011. Tree cover in sub-Saharan Africa: Rainfall and fire constrain forest and savanna as alternative stable states. *Ecology* **92**:1063-1072.
- Steininger, M. K., C. J. Tucker, J. R. G. Townshend, T. J. Killeen, A. Desch, V. Bell, y P. Ersts. 2001. Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. *Environmental Conservation* **28**:127-134.
- Stifel, D., y B. Minten. 2008. Isolation and agricultural productivity. *Agricultural Economics* **39**:1-15.
- Stringham, T. K., W. C. Krueger, y P. L. Shaver. 2003. State and transition modeling: An ecological process approach. *Journal of Range Management* **56**:106-113.
- Sutton, P. C., y R. Costanza. 2002. Global estimates of market and non-market values derived from nighttime satellite imagery, land cover, and ecosystem service valuation. *Ecological Economics* **41**:509-527.
- Táalamo, A., y S. M. Caziani. 2003. Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* **184**:79-92.
- Táalamo, A., C. E. Trucco, y S. M. Caziani. 2009. Vegetación leñosa de un camino abandonado del Chaco semiárido en relación a la matriz de vegetación circundante y el pastoreo. *Ecología Austral* **19**:157-165.
- Thomas, G. A., G. W. Titmarsh, D. M. Freebairn, y B. J. Radford. 2007. No-tillage and conservation farming practices in grain growing areas of Queensland - a review of 40 years of development. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **47**:887-898.
- Tinkler, D. E. 2004. Historical change in crop distribution in Texas and its potential application for modeling wildlife distributions. Texas Tech University.
- Tiwari, V. M., J. M. Wahr, y S. Swenson. 2008. Dwindling groundwater resources in northern India, from satellite gravity observations. *Geophysical Research Letters* **36**:doi:18410.11029/12009GL039401.
- Trigo, E. 2005. Consecuencias económicas de la transformación agrícola. *Ciencia Hoy* **15**:46-51.
- Tsubo, M., y S. Walker. 2005. Relationships between photosynthetically active radiation and clearness index at Bloemfontein, South Africa. *Theoretical and Applied Climatology* **80**:17-25.
- Tucker, C., J. Pinzon, M. Brown, D. Slayback, E. Pak, R. Mahoney, E. Vermote, y N. El Saleous. 2005. An extended AVHRR 8-km NDVI dataset compatible with MODIS and SPOT vegetation NDVI data *International Journal of Remote Sensing* **26**:4485-4498.
- Turner II, B. L., R. Q. Hanham, y A. V. Portararo. 1977. Population pressure and agricultural intensity. *Annals of the Association of American Geographers* **67**:384-396.
- Turner II, B. L., R. E. Kasperson, P. A. Matsone, J. J. McCarthy, R. W. Corell, L. Christensene, N. Eckley, J. X. Kasperson, A. Luers, M. L. Martello, C. Polsky, A. Pulsipher, y A. Schiller. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **100**:8074-8079.

- Turner II, B. L., y P. Robbins. 2008. Land-change science and political ecology: Similarities, differences, and implications for sustainability science. *Annual Review of Environment and Resources* **33**:295-316.
- Turner, M. G. 1989. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics* **20**:171-197.
- Turner, M. G. 2006. Landscape Ecology: What Is the State of the Science? *Annual Review of Ecology and Systematics* **36**:319-344.
- Twine, T. E., y C. J. Kucharik. 2009. Climate impacts on net primary productivity trends in natural and managed ecosystems of the central and eastern United States. *Agricultural and Forest Meteorology* **149**:2143-2161.
- Udvardy, M. D. F. 1975. A classification of the biogeographical provinces of the world. IUCN, Morges.
- UMSEF. 2008. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de Argentina. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires.
- UNEP-WCMC. 2009. World Database on Protected Areas (WDPA) Annual Release 2009 (web download version).
- UNEP/ISSS/ISRIC/FAO. 1995. Global and National Soils and Terrain Digital Databases (SOTER) Procedures Manual. FAO, Roma.
- USDA. 2008. USDA National Agricultural Statistics Service - County Data. National Agricultural Statistics Service - United States Department of Agriculture.
- USGS. 2004. SRTM Elevation Data. University of Maryland. U.S. Geological Survey.
- van Dam, C. 2003. Cambio tecnológico, concentración de la propiedad y desarrollo sostenible: los efectos de la introducción del paquete soja/siembra directa en el Umbral al Chaco. *Debate Agrario* **35**:133-181.
- van de Steeg, J. A., P. H. Verburg, I. Baltenweck, y S. J. Staal. 2010. Characterization of the spatial distribution of farming systems in the Kenyan Highlands. *Applied Geography* **30**:239-253.
- van der Ploeg, J. D., C. Laurent, F. Blondeau, y P. Bonnafous. 2009. Farm diversity, classification schemes and multifunctionality. *Journal of Environmental Management* **90**.
- Vasey, D. E. 1979. Population and Agricultural Intensity in the Humid Tropics. *Human Ecology* **7**:269-283.
- Verón, S. R., J. M. Paruelo, O. E. Sala, y W. K. Lauenroth. 2002. Environmental controls of primary production in agricultural systems of the Argentine Pampas. *Ecosystems* **5**:625-635.
- Vigilante, T., D. M. J. S. Bowman, R. Fisher, J. Russell-Smith, y C. Yates. 2004. Contemporary landscape burning patterns in the far North Kimberley region of north-west Australia: Human influences and environmental determinants. *Journal of Biogeography* **31**:1317-1333.
- Vitousek, P. M., J. Aber, R. Howarth, G. E. Likens, P. Matson, D. Schindler, W. Schlesinger, y G. D. Tilman. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Ecological Applications* **7**:737-750.
- Vogelman, J. E., S. M. Howard, L. Yang, C. R. Larson, B. K. Wylie, y N. Van Driel. 2001. Completion of the 1990s National Land Cover Data set for the conterminous United States for Landsat Thematic Mapper data and ancillary data sources. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **67**:650-655.
- Walling, D. E., Q. He, y W. Blake. 1999. Use of ⁷Be and ¹³⁷Cs measurements to document short- and medium-term rates of water-induced soil erosion on agricultural land. *Water Resources Research* **32**:3865-3874.
- Webb, W. L., W. K. Lauenroth, S. R. Szarek, y R. S. Kinerson. 1983. Primary production and abiotic controls in forests, grasslands, and desert ecosystems in the United States. *Ecology* **64**:134-151.
- Welch, R. M., y R. D. Graham. 1999. A new paradigm for world agriculture: meeting human needs: Productive, sustainable, nutritious. *Field Crops Research* **60**:1-10.
- White, P. S., y S. T. A. Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. *en* S. T. A. Pickett y P. S. White, editors. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego.
- Whittaker, R. H. 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecological Monographs* **26**:1-80.
- Whittaker, R. J. J. E. 1987. An application of Detrended Correspondence Analysis and Non-Metric Multidimensional scaling to the identification and analysis of environmental factor complexes and vegetation structures. *Journal of Ecology* **75**:363-376.
- Whittlesey, D. 1936. Major agricultural regions of the Earth. *Annals of the Association of American Geographers* **26**:199 - 240.
- Wichelns, D. 2004. The impact of public policies on the sustainability of rice and wheat production on the Indo-Gangetic plains. *Journal of Sustainable Agriculture* **23**:67-92.

- Woodward, F. I., M. R. Lomas, y C. K. Kelly. 2004. Global climate and the distribution of plant biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **359**:1465-1476.
- Xiao, X., Q. Zhang, B. Braswell, S. Urbanski, S. Boles, S. Wofsy, B. Moore III, y D. Ojima. 2004. Modeling gross primary production of temperate deciduous broadleaf forest using satellite images and climate data. *Remote Sensing of Environment* **91**:256-270.
- Xiao, X., Q. Zhang, D. Hollinger, J. Aber, y B. Moore III. 2005. Modelling gross primary production of an evergreen needleleaf forest using MODIS and climate data. *Ecological Applications* **15**:954-969.
- Yadav, R. L., B. S. Dwidevi, y P. S. Pandey. 2000. Rice-wheat cropping system: assessment of sustainability under green manuring and chemical fertilizer inputs. *Field Crops Research* **65**:15-30.
- You, L., S. Wood, y U. Wood-Sichra. 2009. Generating plausible crop distribution maps for Sub-Saharan Africa using a spatially disaggregated data fusion and optimization approach. *Agricultural Systems* **99**:126-140.
- Zak, M. R., M. Cabido, y J. G. Hodgson. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* **120**:589-598.
- Zhang, Q., X. Xiao, B. Braswell, E. Linder, S. Ollinger, M. L. Smith, J. P. Jenkins, F. Baret, A. D. Richardson, B. Moore III, y R. Minocha. 2006. Characterization of seasonal variation of forest canopy in a temperate deciduous broadleaf forest, using daily MODIS data. *Remote Sensing of Environment* **105**:189-203.
- Zhou, L., C. J. Tucker, R. K. Kaufmann, D. Slayback, N. V. Shabanov, y R. B. Myneni. 2001. Variations in northern vegetation activity inferred from satellite data of vegetation index during 1981 to 1999. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* **106**:20069-20083.

ANEXO I

Series temporales de NDVI: evaluación de su habilidad para detectar cambios funcionales de los ecosistemas en Sudamérica

Baldi, G., M. D. Noretto, M. R. Aragón, F. Aversa, J. M. Paruelo, and E. G. Jobbágy. 2008. Long-term satellite NDVI datasets: Evaluating their ability to detect ecosystem functional changes in South America. *Sensors* 8:5397-5425.

Baldi, G., M. D. Noretto, and E. G. Jobbágy. 2008. El efecto de las plantaciones forestales sobre el funcionamiento de los ecosistemas sudamericanos. *Ambiência* 4:23-34.

AI.1. Introducción

AI.1.1. La detección y cuantificación de cambios en los ecosistemas

Como se ha demostrado en esta tesis, distintos aspectos humanos y biofísicos modifican las características estructurales y funcionales de los ecosistemas, en especial la cantidad y estacionalidad de la actividad fotosintética, un atributo de los ecosistemas fuertemente relacionado con la productividad primaria de la cobertura vegetal (Tucker et al. 1985, Sellers et al. 1992, Paruelo et al. 2000). En este Anexo se explora la habilidad de datos provenientes de sensores remotos para evaluar los cambios funcionales de los ecosistemas de Sudamérica. La importancia de estos cambios (en magnitud y extensión) demanda una rápida detección, análisis, explicación y síntesis a escala continental. Los sensores remotos, al proveer en forma continua información sinóptica sobre grandes áreas, facilitan en particular el seguimiento de cambios de la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA), y consecuentemente de la productividad primaria.

La estimación de RFAA se realiza habitualmente mediante índices espectrales tales como el “Índice de Vegetación de Diferencias Normalizadas” (NDVI, por sus siglas en inglés) (Tucker et al. 1985, Sellers et al. 1992, Paruelo et al. 1997). Las series de largo plazo (~20 años) de NDVI generadas por sensores de baja resolución espacial, son herramientas valiosas para la detección tanto de cambios temporales discretos, como los que ocurren durante una deforestación, como de cambios graduales tales como los que ocurren con un incremento o disminución de la precipitación a largo plazo (Hansen y DeFries 2004, Heumann et al. 2007). Los sensores “Advanced Very High Resolution Radiometer” (AVHRR), a bordo de satélites de la “National Oceanic and Atmospheric Administration” (NOAA), en particular, han provisto una de las series de tiempo más largas de imágenes satelitales, produciendo información diaria de las condiciones de la superficie y la atmósfera (Kidwell 1991). El objetivo original de las distintas misiones, que comenzaron con los satélites TIROS-N y NOAA-6 en 1978, fue ofrecer información detallada sobre las condiciones atmosféricas de la Tierra, con resolución espacial baja (la IFOV al nadir es 1.1 km de lado) y alta resolución temporal

(aproximadamente 2 visitas por día). Pero a partir de unas pocas publicaciones germinales (Justice et al. 1985, Townshend et al. 1985, c.f. Tucker et al. 1985), y debido a la continua provisión de información hasta el presente, los datos AVHRR han sido utilizados para muchos otros propósitos en ciencias ambientales o agronómicas (e.g. Chuvieco et al. 2003).

Los datos de los sensores remotos están sujetos a errores geométricos y radiométricos que podrían reducir potencialmente la utilidad de su información (Kerr y Cihlar 2003). En función de sortear estos errores y mejorar la calidad de los datos, se han generado numerosas series de datos de NDVI siguiendo diferentes caminos de procesamiento (Ouaidrari et al. 2003, Hall et al. 2006). Dado que estas series fueron desarrolladas originalmente con distintos propósitos, presentan diferencias que generan incertidumbres en los usuarios y dificultan la adopción de esta información. Además, las correcciones o mejoras en las series son complejas, y sus detalles van más allá de la comprensión y posibilidades de seguimiento de la comunidad general de usuarios (McCloy et al. 2005).

AI.1.2. Cambios de los ecosistemas de Sudamérica

En las últimas décadas, este continente ha sido un escenario de importantes modificaciones en las propiedades funcionales de sus ecosistemas, como se ha presentado en el Capítulo 3. Además de los cambios estructurales de la vegetación con fines agropecuarios (Fearnside 2005, Grau et al. 2005, Baldi y Paruelo 2008), otras causas de modificaciones han sido las alteraciones del clima (naturales o inducidas por los humanos) (Villalba et al. 2003), las obras de infraestructura (Canziani et al. 2006), y la expansión urbana (Romero y Ordenes 2004). Esta diversidad de cambios ecosistémicos, hace de este continente una arena interesante para evaluar la utilidad de las series NOAA-AVHRR.

En este Anexo se exploran las posibilidades y limitaciones de las tres series temporales NOAA-AVHRR NDVI más comúnmente utilizadas (PAL, GIMMS y FASIR) para detectar cambios funcionales de los ecosistemas de Sudamérica. Para ello (1) se comparan los patrones espaciales de las tendencias de cuatro atributos de NDVI (promedio anual, máximo anual, mínimo anual y coeficiente de variación intra-anual) entre las tres series, y (2) se analiza y compara el comportamiento de los tres conjuntos de datos de NDVI en cinco áreas piloto donde los cambios funcionales de los ecosistemas han sido previamente documentados mediante datos independientes.

AI.2. Métodos

AI.2.1. Series NOAA-AVHRR NDVI

Los conjuntos de datos NOAA-AVHRR NDVI utilizados aquí fueron: (1) PAL (versión I) (James y Kalluri 1994), (2) GIMMS (Los et al. 1994, Tucker et al. 2005), y (3) FASIR (versión 4.13) (Sellers et al. 1994, Los pers. comm., updated version of Los et al. 2000). Las series difieren en sus enfoques de procesamiento (Tabla AI.1; para una genealogía de las primeras series de NOAA-AVHRR ver Townshend 1994). El objetivo inicial de PAL fue generar registros consistentes de NDVI de largo plazo basados en ajustes atmosféricos (ej. efecto Rayleigh y correcciones de ozono). Para el mismo propósito GIMMS adoptó un enfoque más empírico, evitando una corrección atmosférica y basándose en un método de descomposición empírico para remover

valores extremos (Hall et al. 2006). Estas series aportaron el registro más extenso de NDVI (1981-2006). Finalmente, FASIR fue derivado de PAL y desarrollado como un insumo de modelos de circulación globales. Incluyó ajustes Fourier para eliminar valores extremos y una función de distribución de reflectancia bidireccional en función de mantener una geometría e iluminación común.

Tabla AI.1. Descripción de las tres series de NDVI NOAA-AVHRR usadas en este estudio (Agbu y James 1994, El Saleous et al. 2000, Los pers. comm., updated version of Los et al. 2000, Zhou et al. 2001, Ouaidrari et al. 2003, Slayback et al. 2003, Los et al. 2005, Tucker et al. 2005, adapted from Hall et al. 2006).

	PAL	GIMMS	FASIR
Origen del conjunto de datos (y su resolución espacial)	NOAA-AVHRR GAC 1B (4 km)	NOAA-AVHRR GAC 1B (4 km)	Radiancia en PAL (8 km) (James y Kalluri 1994)
Instrumento y secuencia temporal	7, 9, 11, 14	7, 9, 11, 9 (descendiente), 14, 16	7, 9, 11, 14
Amplitud temporal	1981-2001	1981-2006	1982-1999
Resolución temporal	10 días	15 días	10 días
Resolución espacial	8 km	8 km	8 km
Composición espacial	“Hacia adelante”, remuestreo de “vecino más cercano”. Selección de un píxel 4 km con un máximo NDVI para la composición del píxel 8 km. Se consideran sólo píxeles de <42° de nadir.	“Hacia adelante”, remuestreo de “vecino más cercano”. Selección de un píxel 4 km con un máximo NDVI para la composición del píxel 8 km.	Heredadas de la serie PAL.
Composición temporal	Composición con el máximo valor de NDVI para un periodo de 10 días (Holben 1986).	Composición con el máximo valor de NDVI para un periodo de 15 días (Holben 1986).	Heredadas de la serie PAL.
Correcciones radiométricas	Calibraciones con constantes “pre-flight” modificadas por la degradación del sensor (Rao 1993), basadas en objetos invariantes en desiertos.	Para NOAA-7 a NOAA-14 calibraciones con bandas 1 y 2 usando los parámetros de Vermote y Kaufman (1995). NOAA-16 bandas calibraciones usando valores “pre-flight”. Objetos invariantes en desiertos (Los 1998).	Objetos invariantes en desiertos (Los 1998).

Correcciones en el ángulo de visión e iluminación	Sin correcciones específicas.	Método “adaptive empirical mode decomposition” (EMD) (Pinzon et al. 2004).	Método “Bidirectional Reflectance Distribution Function” (BRDF) en las radiancias de PAL (Los et al. 2005).
Correcciones por nubes	Basadas en el algoritmo “Cloud Advanced Very High Resolution Radiometer” (CLAVR) (Stowe et al. 1991).	Basadas en la banda térmica.	Basadas en la banda térmica y reconstruida para los trópicos siempreverdes con un filtro de máximos.
Correcciones de aerosols estratosféricos	Sin correcciones específicas.	Correcciones de aerosoles volcánicas en 1982-1984 y 1991-1994 (Sato et al. 1993, Vermote et al. 1997).	Correcciones de aerosoles volcánicas en 1982-1984 y 1991-1994 (Sato et al. 1993).
Correcciones por absorción y dispersión molecular	Basadas en los datos de “Total Ozone Mapping Spectrometer” (TOMS) data set (Gordon et al. 1988).	Sin correcciones específicas.	Heredadas de la serie PAL.
Revisión manual	En cada capa de la pila de imágenes.	En la precisión de la navegación, caída de valores, líneas faltantes, entre otros.	En la precisión de la navegación, caída de valores, líneas faltantes, entre otros.
Atenuación de ruido	No aplicados.	Reemplazo de valores extremos y datos faltantes interpolaciones “kriging”.	Reemplazo de valores extremos y datos faltantes con ajustes de Fourier.
Procedimientos de reescalamiento	No aplicados.	Ajustes con el producto NDVI de SPOT Vegetation durante el período de superposición (Tucker et al. 2005).	Extrapolación de los datos para las áreas siempreverdes de gimnospermas.

Para las tres series, los datos originales NOAA-AVHRR “Global Area Coverage” (GAC) fueron descartados cuando el ángulo zenital solar era superior a 80°, dado que la precisión de los canales visibles AVHRR degeneran rápidamente en áreas de crepúsculo (Agbu y James 1994). En PAL esta manipulación condujo a problemas importantes, dado que las ausencias de datos en invierno fueron frecuentes en las series en áreas de alta latitud de Sudamérica. La ausencia de datos se exacerbó debido a la frecuente cobertura de nubes en época invernal. Por lo tanto, sólo para PAL, se reconstruyeron los valores perdidos de NDVI de cada período (se observaron ausencias entre abril y agosto) promediando los valores disponibles a través de toda la serie. Un error en las imágenes provistas por NOAA-11 generó otra falta de datos entre septiembre de 1994 y enero de 1995. Los datos faltantes se completaron utilizando un promedio mensual del año previo y el siguiente. El error de NOAA-11 se resolvió en las series GIMMS utilizando datos de NOAA-9. En las series FASIR el problema se resolvió por una extrapolación del registro de NDVI utilizando un medio climatológico y el Ajuste de Fourier; particularmente, dos filtros de paso-bajo (ventanas móviles de ± 220 días y ± 50 días, respectivamente) se utilizaron para interpolar los datos faltantes (Tucker et al. 2005, Hall et al. 2006). A partir de una base de datos bibliográfica (Scopus database, <http://www.scopus.com>, 2008), se encontraron 81 publicaciones utilizando al menos uno de estos tres conjuntos de datos en los últimos 18 años (1989-2007), siendo PAL, GIMMS y FASIR usados en 55, 25 y 8 publicaciones respectivamente. Mientras PAL ha sido ampliamente utilizada desde la década de 1990, las series FASIR y principalmente GIMMS han sido utilizadas en los últimos cinco años en forma creciente.

AI.2.2. Cálculo de tendencias del NDVI (período 1982-1999)

El análisis temporal de los cambios en el funcionamiento del ecosistema se basó en cuatro variables que reflejan la cantidad y estacionalidad de la actividad fotosintética: promedio anual de NDVI, NDVI máximo anual, NDVI mínimo anual y coeficiente de variación intra-anual de NDVI (Figura AI.1). El promedio anual de NDVI ha sido usado como un sustituto de la productividad primaria anual (Monteith 1981, Paruelo et al. 1997, Jobbágy et al. 2002). Los valores mínimos son fuertemente sensibles al reemplazo de la vegetación natural, particularmente las coberturas cultivadas siempreverdes (Paruelo et al. 1998b). Los valores máximos son sensibles a cambios en áreas limitadas por recursos, como el riego en las regiones semiáridas o el uso de fertilizantes en áreas de suelos pobres. El coeficiente de variación intra-anual captura la estacionalidad de la vegetación. Las temperaturas invernales ascendentes en zonas templadas o frías o el reemplazo de especies deciduas por siempreverdes podrían causar descensos en esta variable. El período de estudio elegido fue 1982-1999, en donde las tres series de NDVI se superponen. Para reducir los posibles efectos de valores de baja calidad de NDVI (valores “off-nadir” y píxeles con contaminación de vapor de agua) en el cálculo de la tendencia (Agbu y James 1994), se utilizaron compuestos generados mensualmente por la técnica del máximo valor (Holben 1986).

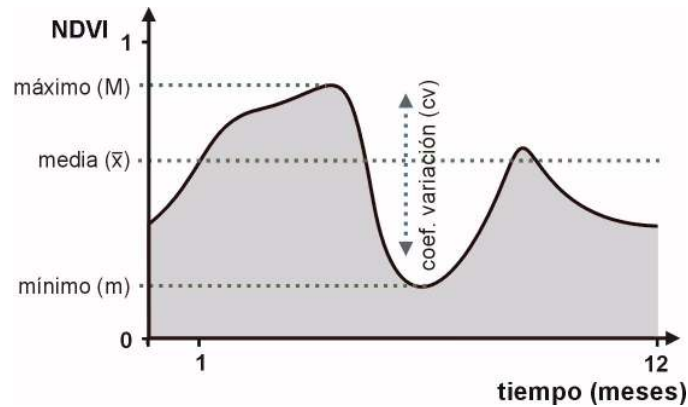


Figura AI.1. Esquema del comportamiento del NDVI para un año típico de un bosque deciduo, mostrando las variables seleccionadas para describir los cambios funcionales.

Para analizar las tendencias de 18 años para cada conjunto de datos y cada variable de NDVI, se ajustó para cada píxel un modelo regresión lineal. Se asumió que los píxeles experimentaron cambios funcionales (positivos o negativos) cuando la pendiente de la relación entre una variable de NDVI vs. tiempo era significativamente diferente de cero ($H_0: \beta=0$, $H': \beta \neq 0$; $p < 0.1$). A pesar de las posibles limitaciones estadísticas (de Beurs y Henebry 2004, 2005), esta técnica fue elegida por su simplicidad y porque ha sido aplicada exitosamente en otros trabajos (Fuller 1998, Zhou et al. 2001, Paruelo et al. 2004).

Finalmente, para las tres series de NDVI se estimó el número de píxeles de las tres clases de tendencias posibles (positiva, negativa y sin cambio) y se analizaron las convergencias y divergencias de los resultados de las tendencias entre las series. Superponiendo los mapas de resultados, se generaron tres matrices cuadradas contando el número de píxeles que se ajustaron a seis resultados posibles para un dado par de series: (1) sin cambio/sin cambio, (2) positivo/positivo, (3) negativo/negativo, (4) positivo/negativo, (5) positivo/sin cambio, y (6) negativo/sin cambio. Sólo se realizó este análisis para las tendencias de promedio anual de NDVI.

AI.2.3. Análisis de los cambios de patrones espaciales

El conjunto de mapas de cambios funcionales generados por PAL, GIMMS, y FASIR pueden diferir, no sólo en el número de píxeles mostrando tendencias significativas, sino también en la agregación espacial de los cambios. Se exploró por tanto el grado de agregación de los píxeles con tendencias negativas o positivas usando el estadístico “O-ring” (Wiegand et al. 1999, Wiegand y Moloney 2004). Esta función está relacionada con las técnicas de variogramas estándar y con la función “K de Ripley”, comúnmente utilizadas en geoestadística (e.g. Ripley 1981). Pero en lugar de utilizar círculos concéntricos para computar la densidad alrededor del punto objetivo como la función de Ripley, el estadístico “O-ring” utiliza anillos o bandas de cierto ancho y a diferentes distancias r al punto objetivo. Por lo tanto, el patrón espacial a pequeña escala no influencia directamente al patrón espacial a mayor escala porque estos puntos no están contenidos en el anillo. La función $O(r)$ es el número esperado de puntos dentro de un anillo con radio r desde un punto arbitrario. Si los puntos están distribuidos al azar en el espacio (distribución de Poisson), el resultado esperado de $O(r)$ es igual a la densidad total de puntos. El patrón espacial de las tres series de imágenes se comparó con el patrón espacial esperado bajo el modelo nulo “Completed Spatial

Randomness” (CSR) para generar bandas de confianza se emplearon simulaciones Monte Carlo ($n = 100$, $\alpha = 0.05$). Los valores del O-ring mayores que los predichos bajo el modelo nulo indican agregación, mientras que los valores menores indican repulsión (para más detalles, ver Wiegand et al. 1999). En todos los casos, la densidad de cambios en cada conjunto de imágenes se preservaron y solamente se exploraron patrones univariados (por ej. agregación de cambios positivos o negativos dentro de ellos). Se exploró un subconjunto de $\sim 9,250,000 \text{ km}^2$ ($\sim 52\%$ de la imagen) para los cuales se enmascararon los píxeles de agua. Se utilizó para cómputos y gráficos el software “Programita”, versión 2004 (c.f. Wiegand y Moloney 2004). Solamente se exploraron los patrones de las tendencias promedio de NDVI anual.

AI.2.4. Evaluaciones independientes en regiones con cambios funcionales

Para evaluar las tendencias de NDVI observadas, se exploraron y describieron en cinco áreas piloto las causas de los cambios positivos y negativos observados en las series de imágenes (Figura AI.2 y Tabla AI.2). Para cada una, se colectaron evidencias suficientes de diferentes fuentes para asumir una causalidad directa o indirecta entre los cambios de productividad de la vegetación y cambios ambientales (cobertura/uso del suelo o clima). Una de estas regiones representa un caso de particular interés porque, dado que es un desierto extremo, no se esperaría ningún cambio en la productividad de la vegetación.

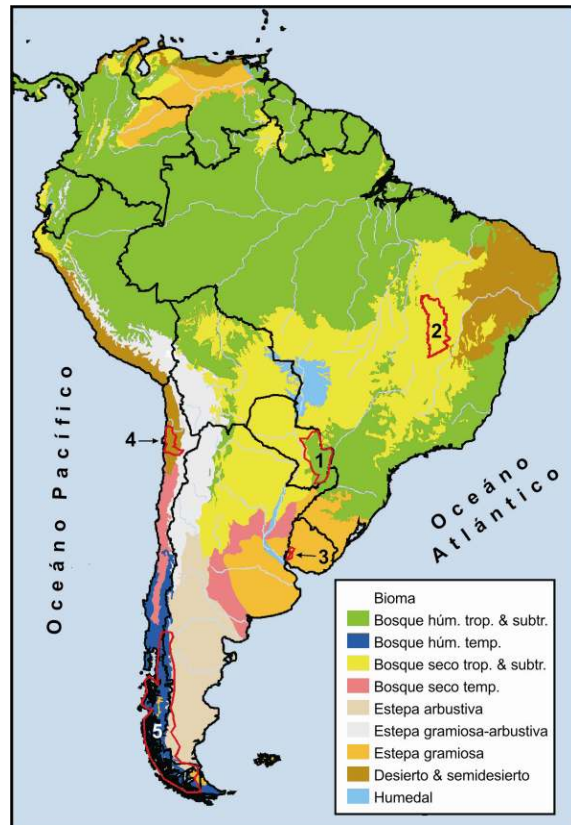


Figura AI.2. Ubicación de las cinco áreas piloto y biomas de Sudamérica. Éstas son: (1) Este de Paraguay, (2) Oeste de Bahía –Brasil, (3) Márgenes del Río Uruguay – Argentina, Uruguay, (4) Desiertos del norte de Chile, y (5) Andes Patagónicos – Argentina, Chile.

Tabla AI.2. Principales características biofísicas de las áreas piloto usadas para evaluar las tendencias de NDVI. Acrónimos: PMA, precipitación media anual; TMA, temperatura media anual; ETP, evapotranspiración potencial media anual; AR, Argentina; BR, Brasil, CL: Chile; UY, Uruguay. El nombre de la ecoregión siguió a Olson et al. (2001), la información climática se extrajo de CRU 2.0 (New et al. 2002) y el tipo de suelo y geoforma de “SOTER-Latin America and the Caribbean” (UNEP/ISSS/ISRIC/FAO 1995). La evapotranspiración potencial fue calculada usando el método de Penman-Monteith (Allen et al. 2004). El cálculo de las áreas afectadas se extrajo de la superposición de las tres series de NDVI.

Región	Área (km ²)	PMA (mm)	TMA (°C)	ETP (mm)	Suelos	Geoformas	Ecoregión (y tipo de vegetación)	Uso del suelo
Este de Paraguay	83,300	1500-1800	21.0-23.5	1200-1300	Acrisol, Arenosol	Planicies a colinas de mediano gradiente	Bosque Atlántico del Alto Paraná	Agricultura de secano pastoreo
Oeste de Bahia – BR	65,700	1050-1750	23.0-24.5	1400-1450	Ferralsol	Mesetas	Bosques y sabanas del Cerrado	Agricultura irrigada
Márgenes del Río Uruguay – AR, UY	3,400	1100	18.0	1150	Phaeozem, Vertisol	Planicies	Pampa húmeda (praderas y estepas gramíneas) y Sabana Uruguaya	Plantaciones de árboles y pastoreo
Desiertos del norte de Chile	24,400	0-50	13.0-15.0	1150-1350	Regosol, Solonchak, Leptosol	Depresiones a colinas de mediano gradiente	Desierto de Atacama	Despreciable
Andes Patagónicos –AR, CL	370,000	700-4500	5.0-7.0	500-850	Andosol, Cambisol, Leptosol, Phaeozem	Colinas de mediano gradiente a montañas	Bosques subpolar de Magallanes y templado de Valdivia	Conservación, pastoreo y extracción de madera

AI.3. Resultados e interpretación

AI.3.1. Tendencias del NDVI (período 1982-1999)

Los patrones de cambio para las cuatro variables y tres series analizadas presentaron numerosas diferencias en el número total de píxeles con cambios significativos, su localización, y su signo (Figura AI.3). El número total de píxeles mostrando cambios significativos difirieron a través de las series, con FASIR presentando la mayor proporción (32.7%) y GIMMS la más baja (16.2%) (Tabla AI.3a). Las series PAL y FASIR fueron más consistentes entre ellas que GIMMS, con una convergencia de los resultados en el 71.2% de los ~285,000 píxeles analizados, mientras que GIMMS y FASIR mostraron divergencias importantes, con un 37.8% de los píxeles mostrando tendencias diferentes (Tabla AI.3b). La similitud entre PAL y GIMMS se relacionó principalmente al gran número de píxeles sin cambios en ambas series (65.2%). Estos resultados contradicen los supuestos de que FASIR y GIMMS deberían tener un mejor ajuste en las anomalías interanuales que PAL con cualquiera de las dos series, ya que ambas fueron originalmente desarrolladas para proporcionar valores de reflectancia al tope de la atmósfera (McCloy et al. 2005, Hall et al. 2006) (Tabla AI.1). El hecho que las series FASIR se compilaron utilizando PAL influenciaría fuertemente estas disimilitudes.

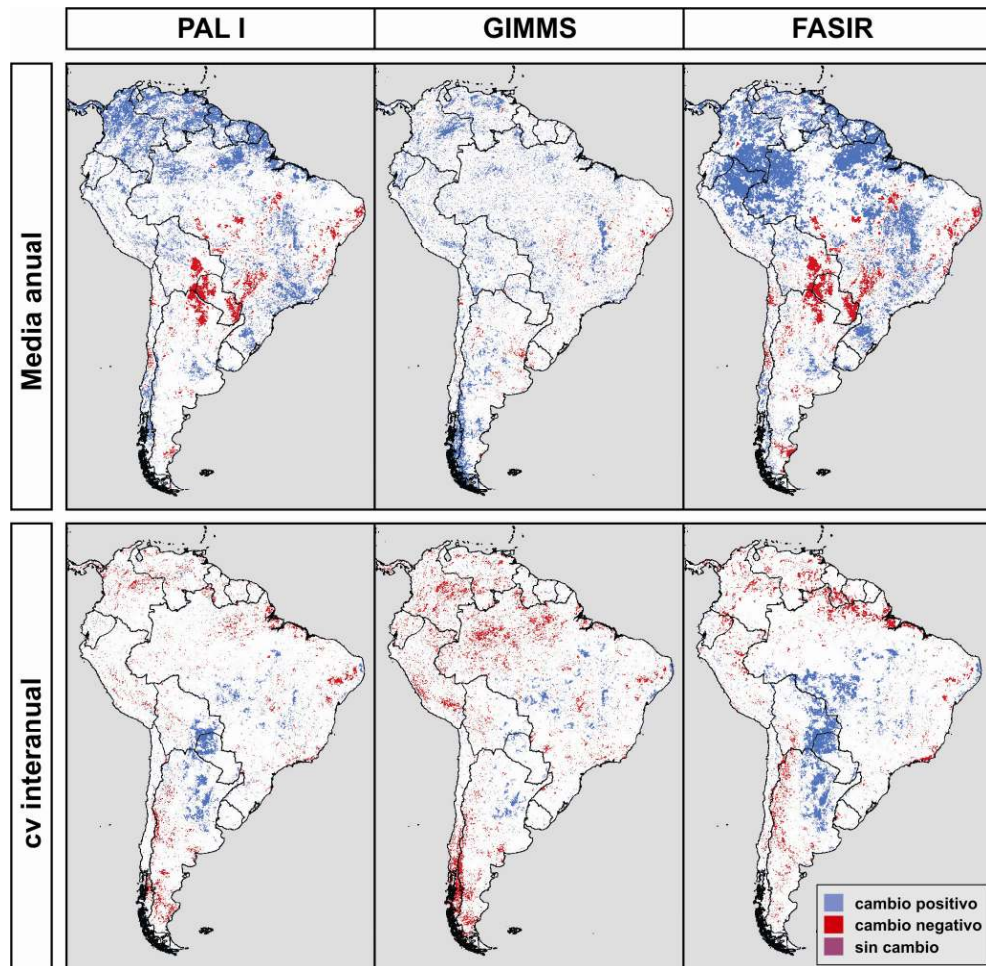


Figura AI.3. Tendencias del valor medio anual de NDVI, coeficiente de variación intra-anual de NDVI, máximo anual NDVI, y mínimo anual NDVI en Sudamérica ($H_0: \beta=0$, $H': \beta \neq 0$; $p < 0.1$), para las series NOAA-AVHRR FASIR, GIMMS y PAL (período 1982-1999).

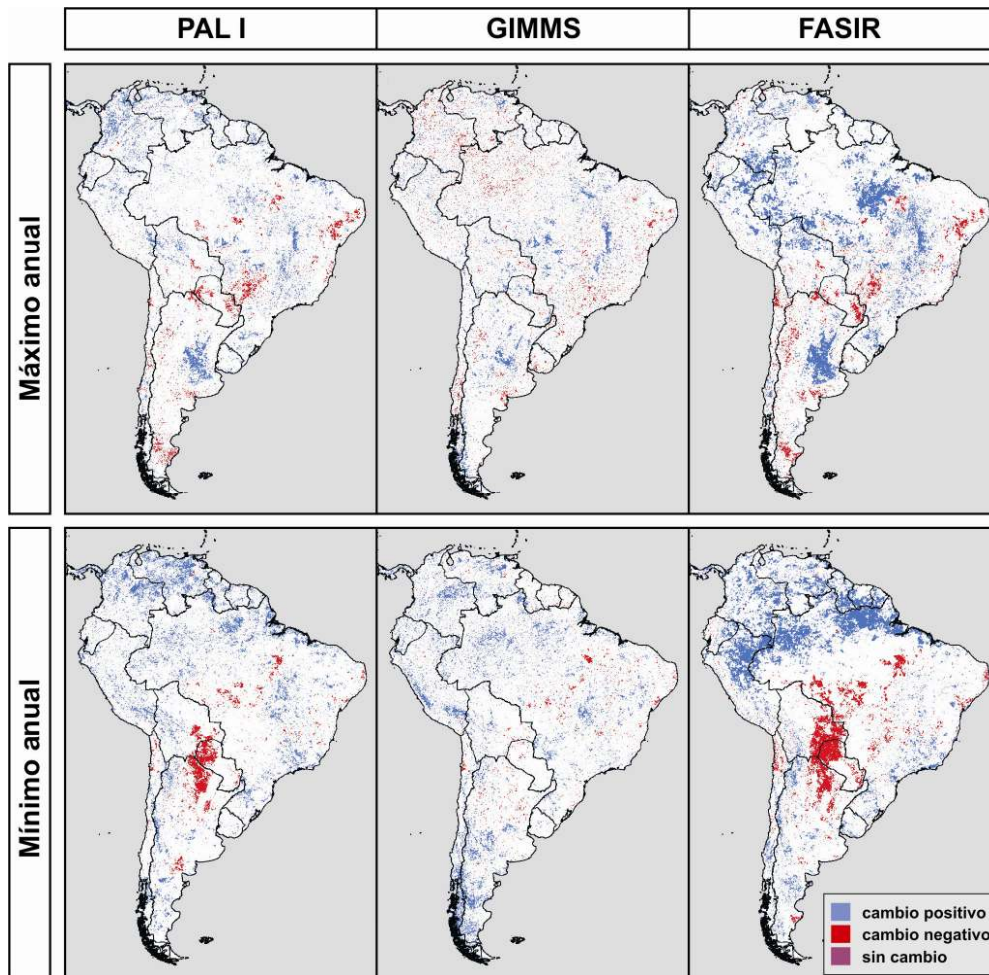


Figura AI.3. (cont.).

Tabla AI.3. Porcentajes del total de los píxeles con (a) cambios positivos, negativos, y sin cambios, y (b) convergencias y divergencias entre los resultados de la tendencia entre las tres series NOAA AVHRR para el valor medio anual de NDVI. Acrónimos: ++ positiva/positiva, -- negativa/negativa, 00 sin cambios/sin cambios, +- positiva/negativa, +0 positiva/sin cambios, y -0 negativa/sin cambios.

(a)	PAL	GIMMS	FASIR
Cambios positivos	19.3	13.3	26.7
Cambios negativos	5.0	2.9	6.0
Sin cambios	78.4	86.6	67.3

(b)	Convergencias				Divergencias			
	++	--	00	total	+-	0+	0-	Total
PAL vs. GIMMS	3.4	0.3	65.2	68.9	0.8	24.2	6.3	31.3
PAL vs. FASIR	10.9	2.8	57.5	71.2	0.1	23.5	5.2	28.8
GIMMS vs. FASIR	4.4	0.3	57.5	62.2	1.1	29.6	7.1	37.8

AI.3.2. Análisis de los patrones espaciales de cambios

Aún habiendo los cambios positivos y negativos presetado una agregación sustancial en los mapas generados a partir de las tres series de imágenes, emergieron diferencias en la escala de agregación entre ellas (Figura AI.4). El grado de agregación

fue más alto en las series FASIR y PAL (>50 píxeles o 400 km) que en GIMMS, la cual mostró agregación sólo a una escala espacial pequeña (≤ 11 píxeles o 88 km). Estos patrones indican diferencias en el tamaño de los parches en los mapas generados por PAL y FASIR, con respecto a los de la serie GIMMS. A pesar de que grandes parches fueron visibles en las tres series, su cohesión espacial fue mejor definida en las FASIR y PAL (Figura AI.3). Dado que los factores determinantes de cambios en los ecosistemas (tales como la deforestación o los cambios en alguna variable climática) tienen una expresión espacial agregada a escala regional, los resultados muestran una mayor confiabilidad en la detección de cambios para las últimas dos series.

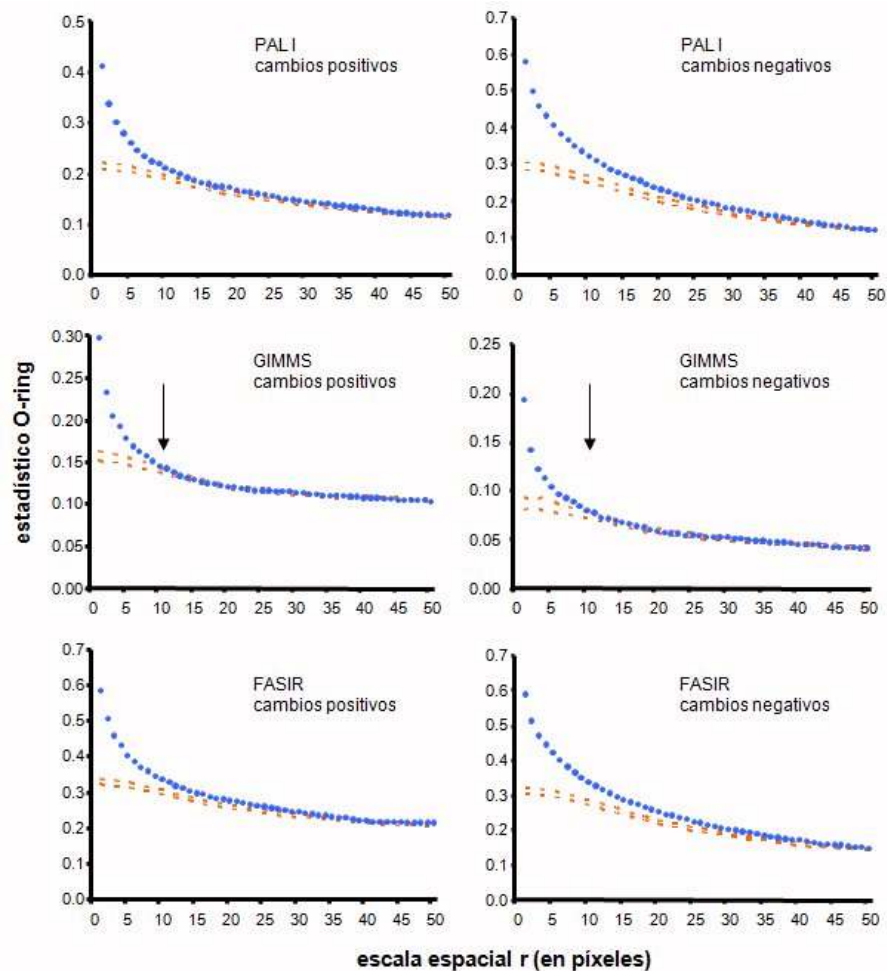


Figura AI.4. Asociación espacial de cambios positivos y negativos mostrados por series FASIR, GIMMS, y PAL basados en la función “O-ring”. Los puntos azules indican el patrón observado y las líneas de guiones naranjas corresponden a los intervalos de confianza del 95% para un modelo aleatorio nulo generado por simulaciones Monte Carlo. Los valores observados por sobre el intervalo de confianza indican agregación. Las flechas indican la escala espacial a la cual los patrones observados convergen con el modelo nulo (las flechas FASIR y PAL están fuera del rango presentado).

AI.3.3. Evaluaciones independientes en regiones bajo cambios

Los análisis de convergencia y divergencia y la evaluación con información independiente para las cinco áreas piloto (Tabla AI.4), sugirieron mayor exactitud en la detección de cambios del ecosistema en las series PAL y FASIR que en GIMMS, ya que reflejaron los cambios analizados con datos independientes de una manera más definida (ver los resultados particulares por regiones).

Tabla AI.4. Síntesis de las tendencias para las cuatro variables de NDVI en las cinco áreas piloto. Los signos indican la dirección de los cambios y la superficie aproximadamente afectada por el cambio (más signos, mayor superficie). Acrónimo: cv, coeficiente de variación.

Región	Media anual			Máximo anual			Mínimo anual			cv intra-anual		
	PAL	GIMMS	FASIR	PAL	GIMMS	FASIR	PAL	GIMMS	FASIR	PAL	GIMMS	FASIR
Este de Paraguay	---	0	---	--	+	--	-	0	--	+	+	+
Oeste de Bahía	++	++	+++	++	++	+++	0	0	0	+	++	+
Márgenes del Río Uruguay	+++	0	+++	+	0	+	++	0	+++	-	0	---
Desiertos del norte de Chile	--	-	---	-	0	---	--	--	---	0	0	0
Andes Patagónicos	+	+++	++	0	++	0	+	+++	+	--	---	0

AI.3.3.1. Este de Paraguay

Esta región experimentó una rápida conversión de bosque a agricultura en las tres últimas décadas, con el bosque nativo ocupando 70, 40 y 25% del área en 1973, 1989, y 2000, respectivamente (Huang et al. 2007). El desarrollo de infraestructura vial y la introducción del cultivo de soja en los 1970s fueron los disparadores clave en este proceso de deforestación, con un incremento dramático de la superficie sembrada con soja desde 530,000 ha en 1991 a 1,800,000 ha en 2005 (FAO 2006). Este cambio extenso y profundo en el uso del suelo conllevaría: (a) una disminución del promedio anual de NDVI por los valores significativamente menores de productividad de los cultivos de secano comparados con los bosques de hojas anchas siempreverdes (Potter et al. 1993), y (b) una disminución de los valores mínimos de NDVI y un incremento en la estacionalidad debido a la inclusión de un período de barbecho en las rotaciones agrícolas. Los resultados apoyan estas predicciones, ya que se encontró una clara disminución en el NDVI mínimo anual en las series PAL y FASIR, pero sorprendentemente no en GIMMS (Tabla AI.4 y Figura AI.3). Asimismo, los tres conjuntos de datos de NDVI presentaron incrementos en el coeficiente de variación intra-anual de NDVI.

Esta área ofrece fuertes contrastes a través de las fronteras nacionales, ofreciendo una evaluación más a fondo para las tendencias de NDVI. Mientras que en el este de Paraguay tuvo lugar una intensa deforestación y expansión agrícola durante el período estudiado, en los países adyacentes (Brasil y Argentina) no ocurrieron cambios significativos en el uso del suelo en el mismo espacio de tiempo. En el territorio brasileño la expansión agrícola tuvo lugar en la primera mitad del siglo XX y la superficie de cultivo permaneció elevada y estable a través del período estudiado. En contraste, en el territorio argentino adyacente, el bosque nativo ha sido protegido y la

tasa de conversión ha sido baja. Estas diferentes trayectorias habrían acarreado cambios en el funcionamiento de los ecosistemas en el territorio paraguayo, pero no en Brasil o Argentina. En concordancia con este análisis, sólo se observaron tendencias significativas en las variables de NDVI en el este de Paraguay y ningún cambio se evidenció en los países adyacentes (PAL y FASIR; Figura AI.3).

Finalmente, como un ejemplo más fino en esta área, la represa eléctrica Yacyretá comenzó a construirse a fines de 1983, reemplazando el bosque original con un cuerpo de agua de 1,600 km² en 1994. Sorprendentemente, para las cuatro variables, PAL y FASIR representaron este cambio, mientras que GIMMS eliminó casi completamente la señal.

AI.3.3.2. Oeste de Bahia –BR

Los municipios occidentales del estado brasileño de Bahía estaban cubiertos con una vegetación tipo sabana hasta comienzos de la década de 1980, cuando un avance masivo de las actividades agrícolas tuvo lugar (Tabla AI.2). Dado que no se pudieron encontrar análisis cuantitativos de este cambio en el uso del suelo, se examinó la superficie bajo agricultura empleando dos fuentes complementarias de información para el período 1982-1999: (1) datos capturados remotamente, y (2) estadísticas agrícolas a nivel país de "Produção Agrícola Municipal" (IBGE 2004). Para el primer acercamiento, se extrajeron y co-registraron vistas rápidas Landsat MSS y TM de la página web del INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, <http://www.inpe.br/index.php>), una por cada año (escenas WRS1 236/068-069 y 237/068 y WRS2 220/068-069). Se establecieron cuatro transectas aleatorias sobre las actuales superficies agrícolas en los municipios de Barreiras, L.E. Magalhães y São Desidério (que comprende el corazón agrícola de la región), de 600 km² divididas en diez subunidades, y en cada subunidad se estimó visualmente el porcentaje de lotes agrícolas (cinco valores potenciales, 0%, 25%, 50%, 75 y 100%), y se resumió la información para toda la transecta por año. Para el segundo acercamiento se analizó para los ocho municipios la superficie sembrada total anual (a excepción de la localidad L.E. Magalhães, sin datos). Se encontró para los dos acercamientos un incremento estable en la superficie cultivada desde los comienzos de la década de 1980, que implicó la transformación de una cobertura casi continua de vegetación natural a una continua de cultivos (Figura AI.5).

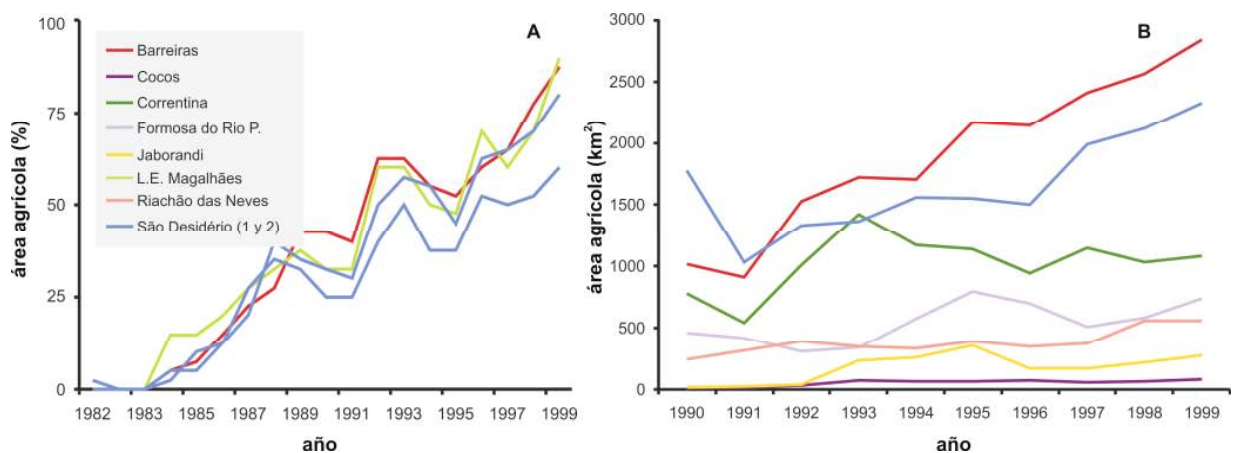


Figura AI.5. (a) Fracción agrícola del área piloto medida a través de información adquirida remotamente (período 1982-1999) para los tres municipios principales de la región (Barreiras, L.E. Magalhães y São Desidério), y (b) superficie en kilómetros

cuadrados bajo agricultura de estadísticas (período 1990-1999) para toda la región (IBGE 2004).

Esta expansión agrícola se asoció fuertemente con mejoras en el manejo del suelo, inversiones en tecnología y la aplicación en 1984 de programas de riego. Las mejoras permitieron el desarrollo de una amplia diversidad de cultivos (algodón, café, soja, poroto, maíz) (Heinze 2002). De acuerdo a las estadísticas del IBGE, en el estado de Bahía la superficie regada fue desde 700 km² en 1980 a 2100 km² en 1996. En las localidades analizadas, el porcentaje de superficie equipada para riego en 2000 (Döll y Siebert 2000, Siebert et al. 2006) era en promedio 1.25%, pero llegó al 35% en algunos de los píxeles con resolución espacial de 5 minutos. Aún más, con la ayuda del Google Earth y sólo en la localidad de São Desidério, se encontraron 160 lotes regados con pivotes centrales, con una superficie promedio de 950 ha, constituyendo un 1.5% de el área de la localidad. Este valor constituiría el menor valor de riego de la región, ya que también es posible encontrar lotes regados de forma cuadrada.

Contrastando con el este de Paraguay, en esta región con altas demandas de evapotranspiración y suelos oligotróficos (Tabla AI.2), el riego y la recomposición de la fertilidad de los suelos (FAO 2004) implicarían un aumento de la productividad de la vegetación comparado con los ecosistemas naturales. Las implicaciones de este cambio en el uso del suelo se evidenciaron por los incrementos en el promedio, el máximo y el coeficiente de variación de NDVI (Tabla AI.4). Si bien la superficie ocupada por los lotes regados fue pequeña, sus señales de NDVI pueden haber sido amplificadas por el valor máximo espacial y temporal de las técnicas de composición (Tabla AI.1).

AI.3.3.3. Márgenes del Río Uruguay – AR, UY

Esta pequeña región ha experimentado una expansión muy rápida de plantaciones forestales (principalmente eucaliptos y pinos) sobre el pastizal nativo desde los comienzos de la década de 1990 y que continúa hasta el presente (Baldi y Paruelo 2008). Este proceso fue motivado por políticas gubernamentales y condiciones ambientales y de mercado adecuadas (Geary 2001). En Uruguay, la superficie forestada se incrementó desde 180,000 ha en 1980 a 660,000 en 2000 (Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca 2003). Particularmente en el margen del río Uruguay (localidades de Salto y Mercedes), la tasa de forestación se incrementó en casi un orden de magnitud (desde ~850 ha año⁻¹ en 1980 a ~7,500 ha año⁻¹ en 1999) (Dirección General Forestal 2005). En el margen argentino del río (localidades de Concordia y Colón) la superficie forestada casi se duplicó entre 1988 y 2002 (39,000 y 73,000 ha año⁻¹, respectivamente) (Censo Nacional Agropecuario).

Esta transformación en el uso del suelo condujo a profundos cambios funcionales en el ecosistema. Mediciones de la productividad primaria aérea (PPNA) sugieren que las plantaciones de eucaliptos triplicaron la productividad del pastizal nativo (Jobbágy et al. 2006, Piñeiro et al. 2006). La forestación también disminuyó la variación estacional de la productividad primaria, como lo sugiere la fracción de la radiación interceptada por el canopeo a través del año (Nosetto et al. 2005).

Esta mayor productividad de las plantaciones de árboles se confirmó por la tendencia positiva de los valores medios anuales de NDVI detectadas por las series PAL y FASIR, pero no por GIMMS (Tabla AI.4). Esta tendencia fue explicada principalmente por el fuerte incremento del NDVI anual mínimo y de manera secundaria, por un menor incremento del máximo anual de NDVI (Tabla AI.4). Una disminución en el coeficiente de variación intra-anual de NDVI fue evidenciado también en PAL y FASIR.

AI.3.3.4. Desiertos del norte de Chile

Este territorio virtualmente deshabitado es uno de los lugares más secos de la Tierra, con un paisaje desprovisto casi de vida vegetal (Tabla AI.2). Las formaciones vegetales sólo pueden desarrollarse en los cursos de los ríos, en desfiladeros y las barrancas costeras alimentados por la niebla marina, y en depresiones donde ocurre una ocasional acumulación de agua (Gutiérrez et al. 1998, Muñoz-Schick et al. 2001). Como en cualquier ecosistema desértico, los pulsos de lluvia resultan en un incremento en los niveles de humedad que regulan el patrón de productividad de la biota (Olivares y Squeo 1999, Vidiella et al. 1999). La región se encuentra sin usos ganaderos o agrícolas, y ningún cambio significativo en el uso del suelo se produjo durante el período bajo estudio, contrastando con las tres regiones analizadas previamente. Sin embargo, desde la segunda mitad del siglo XIX, ha sido detectada una tendencia de disminución de precipitación para el centro y norte de Chile (Minetti et al. 2003, Vuille y Milana 2007). Esta tendencia a la sequedad no se relaciona con incrementos recientes en la intensidad, frecuencia y duración del ENSO que de hecho habrían ayudado a aliviar la sequía en las décadas recientes (Vuille y Milana 2007 1180). El grado en que el fenómeno de El Niño - Southern Oscillation (ENSO) determina o controla las condiciones climáticas (precipitación, temperatura, niebla costera) en el norte del país es espacial y estacionalmente complejo y es aún un tema de debate (Houston 2006, Vuille y Milana 2007).

A pesar que las series NOAA-AVHRR NDVI fueron corregidas utilizando objetivos invariables de desiertos extremos (Rao 1993, Los 1998) (Tabla AI.1), sorprendentemente se encontró en esta región –para las variables promedio, mínimo y máximo– tendencias de NDVI significativas y negativas para las tres series (Tabla AI.4). Estas disminuciones se asociarían con el mencionado decaimiento histórico de la precipitación, encontrando –por ejemplo- una alta asociación de esta variable climática con el comportamiento del máximo NDVI de FASIR ($r^2 = 0.44$, $\alpha = 0.05$, excluyendo el año 1987; Figura AI.6). Como fuera antes remarcado, la aplicación de técnicas compuestas de máximo valor, podría haber amplificado la señal de NDVI de superficies vegetadas muy pequeñas y aisladas (Tabla AI.1). Finalmente, 350 km al noreste de los desiertos del norte de Chile, las planicies del salar de Uyuni –otra zona libre de vegetación en Sudamérica– no presentaron cambios en el NDVI para todas las variables y las series PAL y GIMMS (en FASIR, la superficie está enmascarada), posiblemente apoyando el hecho de que los cambios en la región de interés no habría sido causada por artefactos de computación o de los sensores.

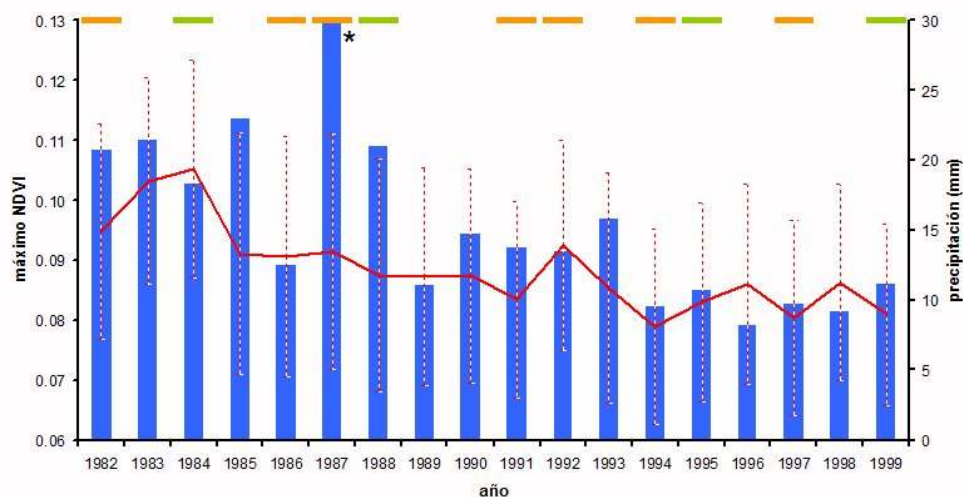


Figura AI.6. Valores máximos anuales de la serie de NDVI FASIR para el área piloto de los desiertos del norte de Chile durante el período 1982-1999. Se presenta la tendencia promedio de 222 píxeles con valores significativos y negativos (línea roja, y barras verticales rojas desviaciones estándar), la precipitación anual para la región empleando los datos de CRU TS 2.1 (Mitchell y Jones 2005), y los eventos El Niño o La Niña (barras superiores y horizontales naranjas y verdes, respectivamente), de acuerdo a la información de “Multivariate ENSO Index” (MEI) (Wolter y Timlin 1998) y “El Niño & La Niña Years: A Consensus List” (<http://ggweather.com/enso/years.htm>). El coeficiente de correlación (r^2) entre MEI y NDVI máximo anual fue 0.03 ($\alpha = 0.05$). * para el año 1987 la precipitación fue de 86 mm.

AI.3.3.5. Andes Patagónicos –AR, CL

Dominados por bosques, los Andes Patagónicos experimentaron una tendencia positiva general durante el último siglo en relación a la temperatura media anual, intensificada en las últimas tres décadas (Rosenblüth et al. 1997, Aravena et al. 2002). Las tasas de calentamiento se acercaron a 2-3 °C por siglo en la región y se explica mayormente por un incremento en las temperaturas mínimas (Rosenblüth et al. 1997). Ya que en este área el crecimiento de bosques nativos está principalmente limitado por la temperatura (Boninsegna et al. 1989, Villalba et al. 1997, Paruelo et al. 1998a), este cambio climático condujo a un incremento en el crecimiento vegetal, evidenciado claramente desde los 1970s (Villalba et al. 1997, Lara et al. 2005). Los aumentos en las tasas de crecimiento de los árboles –observados previamente en estudios dendrocronológicos– fueron detectados en los tres conjuntos de datos de NDVI a través de una tendencia positiva del promedio anual de NDVI, especialmente en las series GIMMS (Tabla AI.4). Como consecuencia de este incremento de NDVI mínimo, se observó una disminución en el coeficiente de variación intra-anual de NDVI también en las series PAL y FASIR (Tabla AI.4).

AI.4. Discusión

La comparación de áreas con cambios funcionales conocidos del ecosistema con patrones observados remotamente, junto con análisis espacial de agregación, y correlaciones entre series, permitieron explorar la habilidad de las tres series NOAA-AVHRR de NDVI para detectar patrones de cambios en Sudamérica. Las series FASIR

y PAL identificaron cambios en la cobertura del suelo o las condiciones climáticas (precipitación, temperatura) en ambientes muy diferentes y fueron más consistentes y exactas que la GIMMS.

Sorprendentemente, más allá de las grandes divergencias que emergieron entre series, se encontró que los datos GIMMS casi han eliminado algunos de los patrones más prominentes del cambio del ecosistema sobre el continente, i.e. áreas piloto en el Este de Paraguay, márgenes del Río Uruguay, y en el norte de Chile (Tabla AI.3). Estos resultados basados en los patrones espaciales más que en los valores de NDVI contradicen la noción previa de que GIMMS vs. FASIR tenían mayores similitudes que comparados con PAL, dado que ambas proveen valores de reflectancia al tope de la atmósfera (McCloy et al. 2005). A pesar que GIMMS se propuso como una herramienta más exacta en comparación con PAL debido a una correlación más alta con los más nuevos datos SPOT-4 VGT (Fensholt et al. 2006), se demuestra que tiene una habilidad más pobre para detectar cambios de largo plazo, posiblemente una de las aplicaciones más valiosas de este tipo de datos satelitales.

Dos grandes desafíos surgen en la detección de cambios funcionales terrestres presentes y pasados a través de conjuntos de datos adquiridos remotamente. El primero se relaciona con la asignación de una señal de cambio al fenómeno biofísico superficial, cuando la causa es un artefacto de medición o procesamiento (equivalente a cometer un error del tipo I). El segundo se asocia con la remoción de la variación real durante las etapas de adquisición y procesamiento. Esto puede considerarse un error de tipo II y podría ser muy importante para los datos satelitales multi-instrumento, multi-fecha, tales como las series NOAA-AVHRR NDVI (Tucker et al. 2005). En ambos puntos, la fiabilidad de los resultados (como representación de la realidad) debería alcanzarse en el proceso de evaluación con observaciones independientes como observaciones a campo, modelos teóricos, y otras fuentes de información remota. En particular, las observaciones a campo, podrían involucrar datos estructurales o funcionales a escalas que van desde paisaje a regional (reservas de carbono, índice de área foliar, fenología, rendimientos de biomasa) (Stöckli y Vidale 2004; Tan et al., 2007), o información sobre factores limitantes de la productividad primaria como la temperatura o la precipitación (Nemani et al. 2003).

Como se puntualizó en este anexo, diferentes fuentes de datos de sensores remotos podrían conducir a diferentes resultados. La explicación técnica de estas diferencias permanece poco clara y la exploración requeriría análisis específicos de las consecuencias de las diferentes manipulaciones o tratamientos sobre la información original. Calibraciones cruzadas con nuevos sensores satelitales (MODIS TERRA o AQUA), y mediciones terrestres de largo plazo de datos estructurales y funcionales (como medidas de flujo de carbono) podrían mejorar la calidad de las futuras series satelitales de largo plazo (Stöckli y Vidale 2004).

La academia –como cualquier otro grupo social- adopta comportamientos específicos distintivos, como la (mayormente implícita) aceptación de directivas en relación a qué información y metodologías deberían ser utilizadas o implementadas. Estas directivas indudablemente conducen el proceso de desarrollo del conocimiento, ampliando la perspectiva de la investigación y mejorando su calidad, pero podrían tener un impacto negativo si no son actualizados a la luz de nuevas oportunidades teóricas o empíricas. Las restricciones en el uso de fuentes de información alternativa (como las series PAL ahora no disponibles) podrían conducir a sesgos en las predicciones y en las áreas de énfasis de la investigación (este podría ser el caso si –por ejemplo- GIMMS fuese la única serie aceptada). Además, el alejamiento de estas directivas podría conducir a esfuerzos sin sentido en relación al tiempo, dinero, habilidad humana y

computacional, dado que los resultados podrían no ser aceptados por la comunidad en general. Uno de los principales hallazgos en este anexo es que las conclusiones (particularmente sobre cambios funcionales del ecosistema), no deberían ser sólo evaluadas a nivel de supuestos (por ej. aspectos físicos o matemáticos del procesamiento de imágenes), sino también a nivel de resultados, sin constituir esta última evaluación una redundancia.

AI.5. Bibliografía

- Agbu, P. A., y M. E. James. 1994. NOAA/NASA Pathfinder AVHRR Land Data Set User's Manual. Goddard Space Flight Center, NASA, Greenbelt.
- Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes, y M. D. Smith. 2004. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO, Roma.
- Aravena, J. C., A. Lara, A. Wolodarky-Franke, R. Villalba, y E. Cuq. 2002. Tree-ring growth patterns and temperature reconstruction from *Nothofagus pumilio* forests at the upper treeline of southern Chilean Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural* **75**:361-376.
- Baldi, G., y J. M. Paruelo. 2008. Land use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* **13**:6. [online].
- Boninsegna, J. A., J. Keegan, G. C. Jacoby, R. D'Arrigo, y R. L. Holmes. 1989. Dendrochronological studies in Tierra del Fuego, Argentina. *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula* **7**:305-326.
- Canziani, G. A., R. M. Ferrati, C. Rossi, y D. Ruiz-Moreno. 2006. The influence of climate and dam construction on the Iberá wetlands, Argentina. *Regional Environmental Change* **6**:181-191.
- Chuvieco, E., I. Aguado, D. Cocero, y D. Riano. 2003. Design of an empirical index to estimate fuel moisture content from NOAA-AVHRR images in forest fire danger studies. *International Journal of Remote Sensing* **24**:1621-1637.
- de Beurs, K. M., y G. M. Henebry. 2004. Trend analysis of the pathfinder AVHRR land (PAL) NDVI data for the deserts of central Asia. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* **1**:282-286.
- de Beurs, K. M., y G. M. Henebry. 2005. A statistical framework for the analysis of long image time series. *International Journal of Remote Sensing* **26**:1551-1573.
- Dirección General Forestal. 2005. Boletín Estadístico. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Montevideo.
- Döll, P., y S. Siebert. 2000. A digital global map of irrigated areas. *ICID Journal* **49**:55-66.
- El Saleous, N. Z., E. F. Vermote, C. O. Justice, J. R. G. Townshend, C. J. Tucker, y S. N. Goward. 2000. Improvements in the global biospheric record from the Advanced Very high resolution radiometer (AVHRR). *International Journal of Remote Sensing* **21**:1251-1277.
- FAO. 2004. Fertilizer Use by Crop in Brazil. Land and Plant Nutrition Management Service, Land and Water Development Division, Rome.
- FAO. 2006. The expansion of soybean frontier and its impact on food security in Paraguay. Roma.
- Fearnside, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conservation Biology* **19**:680-688.
- Fensholt, R., T. T. Nielsen, y S. Stisen. 2006. Evaluation of AVHRR PAL and GIMMS 10-day composite NDVI time series products using SPOT-4 vegetation data for the African continent. *International Journal of Remote Sensing* **27**:2719-2733.
- Fuller, D. O. 1998. Trends in NDVI time series and their relation to rangeland and crop production in Senegal, 1987-1993. *International Journal of Remote Sensing* **19**:2013-2018.
- Geary, T. F. 2001. Afforestation in Uruguay - Study of a changing landscape. *Journal of Forestry* **99**:35-39.
- Gordon, H. R., J. W. Brown, y R. H. Evans. 1988. Exact Rayleigh scattering calculations for use with the Nimbus-7 Coastal Zone Color Scanner. *Applied Optics* **27**:2111-2122.
- Grau, H. R., N. I. Gasparri, y T. M. Aide. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* **32**:140-148.
- Gutiérrez, J. R., F. López-Cortés, y P. A. Marquet. 1998. Vegetation in an altitudinal gradient along the Rio Loa in the Atacama Desert of northern Chile. *Journal of Arid Environments* **40**:383-399.
- Hall, F., J. G. Masek, y G. J. Collatz. 2006. Evaluation of ISLSCP Initiative II FASIR and GIMMS NDVI products and implications for carbon cycle science. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* **111**.

- Hansen, M. C., y R. S. DeFries. 2004. Detecting long-term global forest change using continuous fields of tree-cover maps from 8-km Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) data for the years 1982-99. *Ecosystems* **7**:695-716.
- Heinze, B. C. 2002. A importância da agricultura irrigada para o desenvolvimento da Região Nordeste do Brasil. ECOBUSINESS SCHOOL/FGV, Brasília.
- Heumann, B. W., J. W. Seaquist, L. Eklundh, y P. Jönsson. 2007. AVHRR derived phenological change in the Sahel and Soudan, Africa, 1982-2005. *Remote Sensing of Environment* **108**:385-392.
- Holben, B. N. 1986. Characteristics of maximum-value composite images for temporal AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing* **7**:1417-1434.
- Houston, J. 2006. Variability of precipitation in the Atacama Desert: Its causes and hydrological impact. *International Journal of Climatology* **26**:2181-2198.
- Huang, C., S. Kim, A. Altstatt, J. R. G. Townshend, P. Davis, K. Song, C. J. Tucker, O. Rodas, A. Yanosky, R. Clay, y J. Musinsky. 2007. Rapid loss of Paraguay's Atlantic forest and the status of protected areas -A Landsat assessment. *Remote Sensing of Environment* **106**:460-466.
- IBGE. 2004. Produção Agrícola Municipal. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- James, M. E., y S. N. V. Kalluri. 1994. The Pathfinder AVHRR land dataset: an improved coarse resolution dataset for terrestrial monitoring. *International Journal of Remote Sensing* **15**:3347-3363.
- Jobbágy, E. G., O. E. Sala, y P. J.M. 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: a remote sensing approach. *Ecology* **83**:307-319.
- Jobbágy, E. G., M. Vasallo, K. A. Farley, G. Piñeiro, M. F. Garbulsky, M. D. Noretto, R. B. Jackson, y J. M. Paruelo. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia* **10**:109-124.
- Justice, C. O., J. R. G. Townshend, B. N. Holben, y C. J. Tucker. 1985. Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data. *International Journal of Remote Sensing* **6**:1271-1318.
- Kerr, J. T., y J. Cihlar. 2003. Land use and cover with intensity of agriculture for Canada from satellite and census data. *Global Ecology and Biogeography Letters* **12**:161-172.
- Kidwell, K. B. 1991. NOAA polar orbiter data (TIROS-N, NOAA-6, NOAA-7, NOAA-8, NOAA-9, NOAA-10, NOAA-11, and NOAA-12) users guide. NOAA/NESDIS, Washington D.C.
- Lara, A., R. Villalba, A. Wolodarsky-Franke, J. C. Aravena, B. H. Luckman, y E. Cuq. 2005. Spatial and temporal variation in *Nothofagus pumilio* growth at tree line along its latitudinal range (35°40'-55° S) in the Chilean Andes. *Journal of Biogeography* **32**:879-893.
- Los, S. O. 1998. Estimation of the ratio of sensor degradation between NOAA AVHRR channels 1 and 2 from monthly NDVI composites. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **36**:206-213.
- Los, S. O., G. J. Collatz, P. J. Sellers, N. H. Malmström, N. H. Pollack, R. S. DeFries, L. Bounoua, M. T. Parris, C. J. Tucker, y D. A. Dazlich. 2000. A global 9-year biophysical land-surface data set from NOAA AVHRR data. *Journal of Hydrometeorology* **1**:183-199.
- Los, S. O., C. O. Justice, y C. J. Tucker. 1994. A global 1 by 1 degree NDVI data set for climate studies derived from the GIMMS continental NDVI data. *International Journal of Remote Sensing* **15**:3493- 3518.
- Los, S. O., P. R. J. North, W. M. F. Grey, y M. J. Barnsley. 2005. A method to convert AVHRR Normalized Difference Vegetation Index time series to a standard viewing and illumination geometry. *Remote Sensing of Environment* **99**:400-411.
- McCloy, K. R., S. O. Los, W. Lucht, y S. Højsgaard. 2005. A comparative analysis of three long-term NDVI datasets derived from AVHRR satellite data. *EARSeL eProceedings* **4**:52-69.
- Minetti, J. L., W. M. Vargas, A. G. Poblete, L. R. Acuña, y G. Casagrande. 2003. Non-linear trends and low frequency oscillations in annual precipitation over Argentina and Chile, 1931-1999. *Atmósfera* **16**:119-135.
- Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. 2003. La actividad forestal a través del Censo Agropecuario. Montevideo.
- Mitchell, T. D., y P. D. Jones. 2005. An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *International Journal of Climatology* **25**:693-712.
- Monteith, J. L. 1981. Climatic variation and the growth of crops. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* **107**:749-774.
- Muñoz-Schick, M., R. Pinto, A. Mesa, y A. Moreira-Muñoz. 2001. "Oasis de neblina" en los cerros costeros del sur de Iquique, región de Tarapacá, Chile, durante el evento El Niño 1997-1998. *Revista Chilena de Historia Natural* **74**:389-405.

- Nemani, R. R., C. D. Keeling, H. Hashimoto, W. M. Jolly, S. C. Piper, C. J. Tucker, R. B. Myneni, y S. W. Running. 2003. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science* **300**:1560-1563.
- New, M., D. Lister, M. Hulme, y I. Makin. 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* **21**:1-25.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, y J. M. Paruelo. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology* **11**:1101-1117.
- Olivares, S., y F. A. Squeo. 1999. Patrones fenológicos en especies arbustivas del desierto costero del norte-centro de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* **72**:353-370.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao, y K. R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* **51**:369-381.
- Ouaidrari, H., N. Z. E. Saleous, E. F. Vermote, J. R. Townshend, y S. N. Goward. 2003. AVHRR Land Pathfinder II (ALP II) data set: evaluation and inter-comparison with other data sets. *International Journal of Remote Sensing* **24**:135-142.
- Paruelo, J. M., A. Beltrán, E. Jobbágy, O. E. Sala, y R. A. Golluscio. 1998a. The climate of Patagonia: General patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral* **8**:85-101.
- Paruelo, J. M., H. E. Epstein, W. K. Lauenroth, y I. C. Burke. 1997. ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. *Ecology* **78**:953-958.
- Paruelo, J. M., M. F. Garbulsky, J. P. Guerschman, y E. G. Jobbágy. 2004. Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *International Journal of Remote Sensing* **25**:1-14.
- Paruelo, J. M., E. G. Jobbágy, y O. E. Sala. 1998b. Biozones of Patagonia (Argentina). *Ecología Austral* **8**:145-153.
- Paruelo, J. M., M. Oesterheld, C. M. Di Bella, M. Arzadum, J. Lafontaine, M. Cahupé, y C. M. Rebella. 2000. Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data. *Applied Vegetation Science* **3**:189-195.
- Pinzon, J., M. E. Brown, y C. J. Tucker. 2004. Satellite time series correction of orbital drift artifacts using empirical mode decomposition. *en* N. Huang, editor. *Hilbert-Huang Transform: Introduction and Applications*. World Scientific Publishers, Singapore.
- Piñeiro, G., J. M. Paruelo, y M. Oesterheld. 2006. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. *Global Change Biology* **12**:1267-1284.
- Potter, C. S., J. T. Randerson, C. B. Field, P. A. Matson, P. M. Vitousek, H. A. Mooney, y S. A. Klooster. 1993. Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles* **7**:811-841.
- Rao, C. R. N. 1993. Degradation of the visible and near-infrared channels of the Advanced Very High Resolution Radiometer on the NOAA-9 spacecraft: Assessment and recommendations for corrections. NOAA/NESDIS, Washington.
- Ripley, B. D. 1981. *Spatial statistics*. John Wiley & Sons, United Kingdom.
- Romero, H., y F. Ordenes. 2004. Emerging urbanization in the Southern Andes: Environmental impacts of urban sprawl in Santiago de Chile on the Andean piedmont. *Mountain Research and Development* **24**:197-201.
- Rosenblüth, B., H. A. Fuenzalida, y P. Aceituno. 1997. Recent temperature variations in Southern South America. *International Journal of Climatology* **17**:97-85.
- Sato, M., J. E. Hansen, M. P. McCormick, y J. B. Pollack. 1993. Stratospheric aerosol optical depths, 1850-1990. *Journal of Geophysical Research* **98**:22987-22994.
- Sellers, P. J., J. A. Berry, G. J. Collatz, C. B. Field, y F. G. Hall. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. *Remote Sensing of Environment* **42**:187-216.
- Sellers, P. J., C. J. Tucker, G. J. Collatz, S. O. Los, C. Justice, D. A. Dazlich, y D. A. Randall. 1994. A global 1° by 1° NDVI data set for climate studies. Part 2: the generation of global fields of terrestrial biophysical parameters from the NDVI. *International Journal of Remote Sensing* **15**:3519-3545.
- Siebert, S., J. Hoogeveen, y K. Frenken. 2006. *Irrigation in Africa, Europe and Latin America - Update of the Digital Global Map of Irrigation Areas to Version 4.*, Johann Wolfgang Goethe University/FAO, Frankfurt am Main/Roma.

- Slayback, D. A., J. E. Pinzon, S. O. Los, y C. J. Tucker. 2003. Northern hemisphere photosynthetic trends 1982-99. *Global Change Biology* **9**:1-15
- Stöckli, R., y P. L. Vidale. 2004. European plant phenology and climate as seen in a 20-year AVHRR land-surface parameter dataset. *International Journal of Remote Sensing* **25**:3303-3330.
- Stowe, L. L., E. P. McClain, R. Carey, P. Pellegrino, G. G. Gutman, P. Davis, C. Long, y S. Hart. 1991. Global distribution of cloud cover derived from NOAA/AVHRR operational satellite data. *Advances in Space Research* **11**:51-54.
- Tan, K., S. L. Piao, C. H. Peng, y J. Y. Fang. 2007. Satellite-based estimation of biomass carbon stocks for northeast China's forests between 1982 and 1999. *Forest Ecology and Management* **240**:114-121.
- Townshend, J. R. G. 1994. Global data sets for land applications for the Advanced Very High Resolution Radiometer: an introduction. *International Journal of Remote Sensing* **15**:3319-3332.
- Townshend, J. R. G., T. E. Goff, y C. J. Tucker. 1985. Multitemporal dimensionality of images of Normalized Difference Vegetation Index at continental scales. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **GE-23**:888-895.
- Tucker, C., J. Pinzon, M. Brown, D. Slayback, E. Pak, R. Mahoney, E. Vermote, y N. El Saleous. 2005. An extended AVHRR 8-km NDVI dataset compatible with MODIS and SPOT vegetation NDVI data *International Journal of Remote Sensing* **26**:4485-4498.
- Tucker, C. J., J. R. G. Townshend, y T. E. Goff. 1985. African land-cover classification using satellite data. *Science* **227**:369-375.
- UNEP/ISSS/ISRIC/FAO. 1995. Global and National Soils and Terrain Digital Databases (SOTER) Procedures Manual. FAO, Roma.
- Vermote, E., N. El Saleous, Y. J. Kaufman, y E. Dutton. 1997. Data Pre-processing: Stratospheric Aerosol Perturbing Effect on the Remote Sensing of Vegetation: Correction Method for the Composite NDVI after the Pinatubo Eruption. *Remote Sensing Reviews* **15**:7-21.
- Vermote, E. N., y Y. J. Kaufman. 1995. Absolute calibration of AVHRR visible and near-infrared channels using ocean and cloud views. *International Journal of Remote Sensing* **16**:2317-2340.
- Vidiella, P. E., J. J. Armesto, y J. R. Gutiérrez. 1999. Vegetation changes and sequential flowering after rain in the southern Atacama Desert. *Journal of Arid Environments* **43**:449-458.
- Villalba, R., J. A. Boninsegna, T. Veblen, A. Schmelter, y S. Rubulis. 1997. Recent trends in tree-ring records from high elevation sites in the Andes of northern Patagonia. *Climatic Change* **36**:425-454.
- Villalba, R., A. Lara, J. A. Boninsegna, M. Masiokas, S. Delgado, J. C. Aravena, F. A. Roig, A. Schmelter, A. Wolodarsky, y A. Ripalta. 2003. Large-scale temperature changes across the southern Andes: 20th-century variations in the context of the past 400 years. *Climatic Change* **59**:177-232.
- Vuille, M., y J. P. Milana. 2007. High-latitude forcing of regional aridification along the subtropical west coast of South America. *Geophysical Research Letters* **34**.
- Wang, Q., S. Adiku, J. Tenhunen, y A. Granier. 2005. On the relationship of NDVI with leaf area index in a deciduous forest site. *Remote Sensing of Environment* **94**:244-255.
- Wiegand, T., y K. A. Moloney. 2004. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* **104**:209-229.
- Wiegand, T., K. A. Moloney, J. Naves, y F. Knauer. 1999. Finding the missing link between landscape structure and population dynamics: a spatially explicit perspective. *American Naturalist* **154**:605-627.
- Wolter, K., y M. S. Timlin. 1998. Measuring the strength of ENSO events - how does 1997/98 rank? *Weather* **53**:315-324.
- Zhou, L., C. J. Tucker, R. K. Kaufmann, D. Slayback, N. V. Shabanov, y R. B. Myneni. 2001. Variations in northern vegetation activity inferred from satellite data of vegetation index during 1981 to 1999. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* **106**:20069-20083.

ANEXO II

La iniciativa LechuSA

La iniciativa “Land ecosystem change utility for South America” (<http://lechusa.unsl.edu.ar>) es un espacio colaborativo online que busca identificar y comprender los cambios funcionales más importantes de los ecosistemas terrestres de Sudamérica. Para lograr este objetivo, se promueve la participación de expertos locales capaces de reconocer la naturaleza y causas de estos cambios.

En LechuSA, al analizar las series temporales de imágenes satelitales NOAA-AVHRR NDVI (Anexo I), se determinan “hotspots” de cambio que representarían regiones con modificaciones funcionales intensas (Figura AII.1). Estos mapas son la base para que los participantes planteen hipótesis y aporten evidencias acerca de la naturaleza y causas de los “hotspots” observados permitiendo mejorar y actualizar los mapas (“contribuciones” en Figura AII.1). Por ello, en función de guiar a los expertos en la contribución de causas posibles de estos cambios, se les solicita que: (1) exploren los mapas generados, (2) seleccionen los “hotspots” de cambio, (3) sugieran las posibles causas de los cambios detectados, formulando hipótesis o presentando evidencias con distinto grado de sustento, y (4) presenten publicaciones propias o ajenas relacionadas acerca de los cambios discutidos (“publicaciones” en Figura AII.1). Otro objetivo de la iniciativa es facilitar el acceso a bases de datos de imágenes satelitales a un amplio público no experto en el manejo de estas herramientas. Ésto en su momento disminuirá la brecha entre científicos de campo (focalizados en explorar patrones a escala local), y expertos en sensores remotos (focalizados en explorar patrones de escala continental o global) (“utilidades” en Figura AII.1). Toda la información es accesible al público en general sin ningún tipo de restricción y es absolutamente gratis. Los distintos participantes podrían realizar su propio meta análisis o síntesis y publicarlos con una referencia apropiada de las fuentes de información (“síntesis” en Figura AII.1).

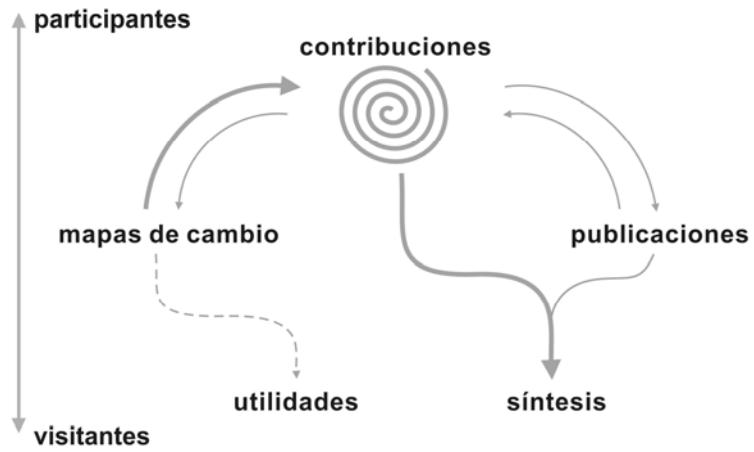


Figura AII.1. Representación esquemática de los distintos componentes de la iniciativa LechuSA, indicando la importancia de los flujos de información y el diferente compromiso de la comunidad (de visitantes a participantes de los foros).