

**Estudio del funcionamiento y la estructura espacial  
de los paisajes urbano-rurales argentinos como base para la  
generación de pautas de ordenamiento territorial sustentable**

Tesis presentada para optar al título de Magíster de la Universidad de Buenos Aires,

Área Recursos Naturales

**Mariana López**

Licenciada en Planificación y Diseño de Paisaje (UBA - 2009)

Cátedra de Cerealicultura, Facultad de Agronomía

Universidad de Buenos Aires



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

## COMITÉ CONSEJERO

### **Diego O. Ferraro**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)  
Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

### **Claudio Marco Ghera**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

### **Gervasio Piñeiro**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de la República Oriental del Uruguay)  
Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

## JURADO DE TESIS

Director de tesis

### **Diego O. Ferraro**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)  
Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

### **Néstor Ignacio Gasparri**

Ingeniero Forestal (Universidad Nacional de La Plata)  
Dr. en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional de Tucumán)

JURADO

### **Germán Baldi**

Licenciado en Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)  
Magister en Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires)  
Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa de la tesis: 30 de JUNIO de 2015

Gracias a Fernando por haberme apoyado y acompañado en este camino, junto a nuestros hijos: Agus y Valen.

Gracias a mi director, Diego O. Ferraro, por su dedicación y el apoyo constante en mi formación académica.

Gracias a la beca DOF, de la cual fui su primera beneficiaria.

Gracias a mi comité académico por su guía y consejo.

Gracias al LART por su colaboración y paciencia, especialmente a Dolores Arocena y Priscila Pinto.

Gracias a Grisel Longo por mostrarme un camino que desconocía.

Gracias a la Catedra de Cereales, especialmente a mis compañeros de oficina.

Gracias a mis compañeras y amigas: Florencia Rositano y Romina de San Celedonio.

*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.*

- López, M. y Ferraro, D.O. *Huella ecológica y análisis del paisaje urbano-rural*. En: P.A. Torres Lima y A. Cedeño Valdiviezo (compiladores). *Ecourbanismo y habitabilidad regional en America Latina*. 2014. División de Ciencias y Artes, Universidad Autónoma Metropolitana de México, pp 102:121.- - ISBN 978-607-28-0246-9
- Rositano, F.; López, M.; Benzi, P. y Ferraro, D.O. 2012. *Servicios de los ecosistemas: un recorrido por los beneficios de la naturaleza*. Revista *Agronomía & Ambiente* 32(1-2): 49-60. FA-UBA, Buenos Aires, Argentina.

## INDICE GENERAL

Índice de tablas.....	VIII
Índice de figuras.....	XI
Abreviaturas.....	XVIII
Resumen.....	XIX
<i>Abstract</i> .....	XXI
<b>CAPITULO I: Introducción y objetivos.....</b>	<b>1</b>
<b>1.1. ANTECEDENTES.....</b>	<b>2</b>
<b>1.1.1 Los paisajes urbano-rurales.....</b>	<b>2</b>
<b>1.1.2 La sustentabilidad ambiental de los paisajes urbano-rurales.....</b>	<b>5</b>
<b>1.1.3 Descripción del funcionamiento y la estructural espacial de los paisajes urbano-rurales.....</b>	<b>8</b>
<b>1.2. OBJETIVOS.....</b>	<b>9</b>
<b>1.2.1 Objetivo general.....</b>	<b>9</b>
<b>1.2.2 Objetivos particulares.....</b>	<b>10</b>
<b>CAPITULO II: Descripción del funcionamiento de los paisajes urbano-rurales. 11</b>	
<b>2.1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>12</b>
<b>2.1.1 Cuantificación de la demanda urbana.....</b>	<b>13</b>
<b>2.1.2 Metabolismo del sistema urbano-rural.....</b>	<b>14</b>
<b>2.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>16</b>
<b>2.2.1 Sitios de estudio: paisajes urbano-rurales.....</b>	<b>17</b>
<b>2.2.2 Huella Ecológica (HE).....</b>	<b>23</b>
<b>2.2.2.1 Cálculo de componentes de producción y consumo.....</b>	<b>23</b>

a) Producción.....	23
b) Consumo.....	24
c) Desechos.....	24
2.2.2.2 Huella Ecológica local (HE local).....	27
2.2.2.3 Huella Ecológica global (HE global).....	28
2.2.2.4 Análisis de variabilidad.....	29
<b>2.2.3 Análisis de flujo de materia y energía (MEFA–Material and energy flux analysis).</b>	<b>32</b>
<b>2.3. RESULTADOS.....</b>	<b>35</b>
<b>2.3.1 Huella ecológica (HE).....</b>	<b>35</b>
2.3.1.1 Huella ecológica local (HE local).....	35
2.3.1.2 Huella ecológica local: composición.....	35
2.3.1.3 Huella Ecológica global (HE global).....	39
2.3.1.4. Análisis de variabilidad.....	40
<b>2.3.2 Análisis de flujo de materia y energía (MEFA).....</b>	<b>41</b>
2.3.2.1. Tablas de balance (entradas-salidas).....	41
2.3.2.2. Consumo.....	43
2.3.2.3. Producción.....	43
2.3.2.4. Importación y exportación.....	45
2.3.2.5. Residuos y emisiones.....	49
<b>2.4. DISCUSIÓN.....</b>	<b>50</b>
<b>2.4.1 Objetivo 1.....</b>	<b>50</b>
<b>2.4.2 Objetivo 2.....</b>	<b>53</b>
<b>CAPITULO III: Descripción de la estructura espacial de los paisajes urbano- rurales.....</b>	<b>56</b>
<b>3.1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>57</b>

<b>3.1.1 Oferta de bienes y servicios del paisaje urbano-rural</b> .....	58
<b>3.1.2 Estructura espacial del paisaje urbano-rural</b> .....	59
<b>3.2. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	61
<b>3.2.1 Caracterización estructural del paisaje de los sitios de estudio</b> .....	62
<b>3.2.2 Huella ecológica espacialmente explícita (HEe)</b> .....	65
<b>3.2.3 Indicadores de la estructura del paisaje</b> .....	66
<b>3.2.4 Análisis geoestadístico del paisaje urbano-rural</b> .....	67
<b>3.3. RESULTADOS</b> .....	69
<b>3.3.1 Huella ecológica espacialmente explícita (HEe)</b> .....	69
<b>3.3.2 Indicadores de la estructura del paisaje</b> .....	78
<b>3.3.3 Análisis geoestadístico del paisaje urbano-rural</b> .....	82
3.3.3.1. Región EP.....	82
a) Distribución de los usos de suelo.....	82
b) Análisis bivariado de los patrones de uso del suelo.....	83
3.3.3.2. Región PI.....	85
a) Distribución de los usos de suelo.....	85
b) Análisis bivariado de los patrones de uso del suelo.....	85
3.3.3.3. Región PO.....	87
a) Distribución de los usos de suelo.....	87
b) Análisis bivariado de los patrones de uso del suelo.....	87
3.3.3.4. Comparación de patrones.....	90
a) Comparación de patrones entre regiones.....	90
b) Comparación de distintos tipos de cultivos en la región de PO.....	91
<b>3.4. DISCUSIÓN</b> .....	93
<b>3.4.1 Objetivo 3</b> .....	93

<b>3.4.2 Objetivo 4</b> .....	96
<b>CAPITULO IV: Conclusiones</b> .....	98
<b>4.1. INTRODUCCION</b> .....	99
<b>4.2. CONCLUSIONES PARTICULARES</b> .....	99
<b>4.1.1 Objetivo 1</b> .....	99
<b>4.1.2 Objetivo 2</b> .....	102
<b>4.1.3 Objetivo 3</b> .....	106
<b>4.1.4 Objetivo 4</b> .....	108
<b>4.3. CONCLUSIÓN GENERAL</b> .....	110
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	114
<b>ANEXO 1: Evaluación de la clasificación de las imágenes satelitales</b> .....	129
<b>ANEXO 2: Análisis del consumo de combustible</b> .....	130
<b>ANEXO 3: Perfiles de consumo</b> .....	133
<b>ANEXO 4: HE local desglosada por subcomponentes y por ciudad</b> .....	134
<b>ANEXO 5: HE global desglosada por subcomponentes y por ciudad</b> .....	135
<b>ANEXO 6: Valores de conversión energética de los subcomponentes analizados</b> .....	136
<b>ANEXO 7: Rendimientos de la producción ganadera</b> .....	137
<b>ANEXO 8: Valores de la HE espacialmente explícita (HEe) por ciudad</b> .....	138

## INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Caracterización de los paisajes urbano-rurales analizados agrupados por región (BA: Buenos Aires, CH: Chaco)	20
Tabla 2: Fuentes de información utilizada para caracterizar componentes y flujos (producción, consumo y desechos) de los paisajes urbano-rurales. (BA: Buenos Aires, CH: Chaco).	21
Tabla 3: Valores de productividad local (tn/ha) de las regiones de EP, PO Y PI, por componentes para escenario base, escenario favorable (A) y escenario desfavorable (B). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.	30
Tabla 4: Valores de productividad nacional (tn/ha) por componentes para escenario base, escenario favorable (A) y escenario desfavorable (B). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.	31
Tabla 5: Valores de factor de equivalencia para escenario base, escenario favorable (A) y escenario desfavorable (B). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.	32
Tabla 6: Participación de cada HE parcial en el valor de la HE local de cada región. Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.	36

Tabla 8: Variación de los valores de HE local y global para las regiones analizadas en función del escenario base, considerando para la HE local un escenario favorable (A): mismo consumo con rendimientos más altos; y un escenario desfavorable (B): mismo consumo con rendimientos menores. Para la HE global, el cálculo incorpora variación de los FR y Feq. Las diferencias significativas entre escenarios para una misma región y por HE están indicadas con letras distintas ( $P < 0,05$ ). Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

39

Tabla 9: Valores promedio y desvío standard de los flujos que componen el metabolismo urbano, diferenciados por tipo y región analizada, expresados por ciudad. Los datos de importaciones, consumo local y exportaciones se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). Los valores están expresados en millones. Las diferencias significativas entre regiones están indicadas con letras distintas ( $P < 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

42

Tabla 10: Valores promedio y desvío standard de los flujos de la Tabla 9 relativizados por persona o  $\text{km}^2$ . Las diferencias significativas entre regiones están indicadas con letras ( $P < 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

42

Tabla 11: Valores porcentuales promedio y desvío standard por componentes de la producción y por región analizada. Los datos se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). N/D: sin datos. No se encontraron diferencias

significativas entre regiones, las mismas están indicadas con letras ( $P > 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 44

Tabla 12: Valores porcentuales promedio y desvío standard del consumo por componente que deben ser importados para suplir la demanda por región, calculados a partir de datos convertidos a unidades energéticas (Mj). N/D: sin datos. Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 45

Tabla 13: Valores porcentuales promedio y desvío standard de la producción que son exportados por componente por región, calculados a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). N/D: sin datos. Las diferencias significativas entre regiones están indicadas con letras ( $P < 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 47

Tabla 14: Valores porcentuales promedio y desvío standard de importación, en relación al consumo, y de exportación, en relación a la producción, por región. Los datos se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). No se encontraron diferencias significativas entre regiones, las mismas están indicadas con letras ( $P > 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 48

Tabla 15: Información utilizada para la descripción estructural por componente y por región analizados. 64

## INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación de los sitios de estudio dentro del marco de las distintas regiones pertenecientes a la Pampa y nuevas fronteras agrícolas (adaptado de Viglizzo y Jobbagy, 2010) 19

Figura 2: Indicadores derivados del Flujo de Materia y Energía. Adaptado de Matthews *et al.*, (2000). Flujos externos de entrada: importaciones + extracción local + flujos ocultos (no considerados en este análisis); Consumo: importaciones + extracción local; Flujos de salida del sistema: exportaciones; Desperdicios locales: emisiones CO<sub>2</sub> y residuos sólidos urbanos. 34

Figura 3: Resultados de la HE local de a) cada región analizada y b) análisis particionado por HE locales de cada componente. Las diferencias de color entre barras indican diferencias significativas:  $P < 0,05$  entre regiones. La variabilidad de los promedios por región se expresa en desvío standard. Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 35

Figura 4: Resultados de la HE local de energía de cada región analizada: a) comparación de medias y desvío standard, las diferencias de color entre barras indican diferencias significativas:  $P < 0,05$ ; y b) análisis particionado por componente de la HE de energía ( $P > 0,05$ ). Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 37

Figura 5: Resultados de la comparación de medias y desvío standard de la HE local urbana de cada región analizada. No se encontraron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 37

Figura 6: Resultados de la comparación de medias y desvío standard de la HE local de alimentos de cada región analizada. No se encontraron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 38

Figura 7: Resultados de la HE local de carne de cada región analizada. Los datos de producción ganadera son regionales por lo cual no presentan variación. Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 39

Figura 8: Resultados de la HE global de cada región analizada: a) comparación de medias y desvío standard ( $P > 0,05$ ); y b) análisis particionado por componente de la HE. Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 39

Figura 9: Composición general del consumo promedio por región: alimentos y energía (a) y partición del consumo de alimentos por persona (b). Los datos se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj).Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.43

Figura 10: Porcentaje promedio y desvío standard de producción de soja en relación a la producción total por región. Los datos se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). No se encontraron diferencias significativas, Prueba Kruskal Wallis ( $P > 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 45

Figura 11: Valores porcentuales de acoplamiento entre la ciudad y su entorno rural en relación al consumo, sin considerar el consumo energético. El gráfico muestra la comparación de medias con desvío standard. No se encontraron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Los datos se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 48

Figura 12: a) Emisiones de CO<sub>2</sub>, y b) Residuos Sólidos Urbanos (RSU), por región. En ningún caso existieron diferencias significativas entre regiones ( $P > 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 49

Figura 13: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de las HEE de cada región: a) por ciudad (km<sup>2</sup>/ciudad/año); y b) por persona (ha/persona/año). Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEE, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 70

Figura 14: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de la relación entre la demanda urbana (HEe por ciudad) y su biocapacidad (superficie del departamento). Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

71

Figura 15: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de cada HEe desglosada por componente de cada región: a) HEe ganadera; b) HEe alimentos, y c) HEe energía. Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

73

Figura 16: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de los radios de cada HEe desglosada por componente de cada región: a) HEe ganadera; b) HEe alimentos, y c) HEe energía. Los mismos se encuentran graficados en las Figuras 17, 18 y 19. Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

74

Figura 17: HEe de la región EP: a) ubicación de EP en relación a las regiones PO y PI; y b) HEe desglosada por componente (ganado, alimentos y energía). Referencias: HEe,

huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 75

Figura 18: HEe de la región PO: a) ubicación de PO en relación a las regiones EP y PI; y b) HEe desglosada por componente (ganado, alimentos y energía). Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 76

Figura 19: HEe de la región PI: a) ubicación de PI en relación a las regiones PO y PI; y b) HEe desglosada por componente (ganado, alimentos y energía). Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 77

Figura 20: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de los indicadores de paisaje de la HEe de alimentos: a) número (#) de parches, b) superficie por parche promedio y c) promedio de la relación perímetro/área (P/A). Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 79

Figura 21: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de los indicadores de paisaje de la HEe ganadera: a) número (#) de parches, b) superficie por parche promedio y c) promedio de la relación perímetro/área (P/A). Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada

ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 80

Figura 22: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de los indicadores de paisaje de la HEe de energía: a) número (#) de parches, b) superficie por parche promedio y c) promedio de la relación perímetro/área (P/A). Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable. 81

Figura 23: Distribución de los usos/cobertura del suelo en función de la distancia a cada ciudad de la región EP. 83

Figura 24: Análisis de intensidad de los patrones de a) pastizal, b) agrícola y c) bosque de la región EP (línea gruesa) a partir de la distancia al centro de la ciudad y evaluación de comportamiento aleatorio, disperso o agrupado a partir del cálculo del intervalo de confianza (líneas finas). 84

Figura 25: Distribución de los usos/cobertura del suelo en función de la distancia a la ciudad de la región PI. 85

Figura 26: Análisis de intensidad de los patrones de a) pastizal, b) agrícola y c) bosque de la región PI (línea gruesa) a partir de la distancia al centro de la ciudad y evaluación de comportamiento aleatorio, disperso o agrupado a partir del cálculo del intervalo de confianza (líneas finas). 86

Figura 27: Distribución de los usos/cobertura del suelo en función de la distancia al centro de la ciudad de la región PO. 87

Figura 28: Análisis de intensidad de los patrones de a) pastizal, b) agrícola, c) soja, d) maíz y e) trigo-soja de la región PO (línea gruesa) a partir de la distancia al centro de la ciudad y evaluación de comportamiento aleatorio, disperso o agrupado a partir del cálculo del intervalo de confianza (líneas finas). 89

Figura 29: Comparación entre ciudades (agrupadas por región) del comportamiento de los patrones analizados: agrícola, pastizal y bosque (dispersión, aleatorio y agrupamiento) en función de la distancia al centro de la ciudad. 91

Figura 30: Análisis comparativo de la densidad de los cultivos pertenecientes a la región Pampa Ondulada: a) Arrecifes y b) Salto; en función de la distancia al centro de la ciudad. Las líneas verticales indican la distancia donde cada cultivo deja de aumentar y alcanza su intensidad media. Referencias: IC, intervalo de confianza. 92

## ABREVIATURAS

Cdad: ciudad

EP: extra-pampeana

Feq: factor de equivalencia

FR: Factor de rendimiento

gha: hectáreas globales

ha: hectárea

HE: huella ecológica

HE<sub>e</sub>: huella ecológica espacialmente explícita

Lt: litro

MEFA: análisis de flujo de materia y energía (*Material and Energy Flux Accounting*)

Mj: megajoule

PI: pampa inundable

PO: pampa ondulada

PP: precipitación

RSU: residuos sólidos urbanos

tn: tonelada

T°: temperatura

Un: unidad

## RESUMEN

### **Estudio del funcionamiento y la estructura espacial de los paisajes urbano-rurales argentinos como base para la generación de pautas de ordenamiento territorial sustentable**

El paisaje urbano-rural argentino ha sido sometido a profundos cambios en los últimos años. Entre ellos, la despoblación progresiva de la fase rural como fuente de aumento de la población en la fase urbana y la expansión e intensificación de la agricultura en relación al mercado global han sido los más importantes. Estos cambios modifican los flujos de energía, materia y/o información que vinculan las fases urbana y rural. La posibilidad de lograr un uso sustentable de recursos en un paisaje urbano-rural está asociada al grado de acoplamiento entre las fases, tanto para satisfacer al consumo como para absorber los desechos generados. Sin embargo, esta interrelación entre la demanda de las ciudades sobre la oferta de los ecosistemas que los contienen ha sido poco estudiada. En esta tesis se describen y cuantifican las interacciones, en términos de intercambio de materia y energía, entre una serie de ciudades argentinas de tamaño medio (25 a 41 mil habitantes) y sus ecosistemas circundantes. La **caracterización del funcionamiento** del paisaje se realizó a través de las metodologías de Huella Ecológica y Análisis de Flujos de Materia y Energía. En segunda instancia, la **caracterización de la estructura espacial** se realizó a través de metodologías geoestadísticas y mediante una modificación de la Huella Ecológica, la cual incorpora la heterogeneidad del paisaje. Los resultados muestran que, en términos funcionales, los paisajes urbano-rurales, aunque contrastantes, presentaron características similares: alto consumo energético y gran capacidad de producir bienes agrícolas y/o ganaderos, los cuales son exportados en su mayoría, satisfaciendo también gran parte del consumo local. Sin

embargo, todos los paisajes resultaron fuertemente dependientes de sistemas externos, tanto para ubicar su producción como para suplir la demanda energética. A su vez, el consumo de energía muestra un nivel de impacto alto en términos de emisiones de carbono, mostrando un déficit en la capacidad de mitigar estas emisiones a escala de paisaje. El proceso de agriculturización ha generado una homogeneización de los distintos paisajes urbano-rurales, afectando distintos aspectos de los ecosistemas, que generalmente no son considerados en los análisis de la sustentabilidad regionales. Generar cambios en el territorio que permitan aumentar el nivel de vinculación entre las fases urbana y rural así como establecer estrategias para la mitigación de emisiones de carbono puede mejorar considerablemente el nivel de sustentabilidad de los paisajes urbano-rurales.

**Palabras clave:** Paisaje urbano-rural, Ecología de paisaje, Flujo de materia y energía, Huella ecológica, Heterogeneidad espacial.

## ABSTRACT

### **Urban-rural landscapes in Argentina: functional and spatial structure assessment as a basis for sustainable land use patterns**

Urban-rural landscapes in Argentine have changed dramatically during the last years, being agricultural expansion and intensification related to global market and progressive rural depopulation and increase urban population due to migration among the most important. These changes modify the flows of energy, material and information that link urban and rural phases. A sustainable landscape is associated with the level of coupling between these phases, both to supply the urban demand and to mitigate contamination from wastes. However, this relationship between urban demand and the surrounding ecosystems has been shortly studied. This thesis describes and quantifies the interactions in terms of matter and energy exchange between medium-sized cities and their surrounding ecosystems. The **functional characterization** was obtained through Ecological Footprint and Analysis of Material and Energy Flows methodologies. The **spatial structure characterization** was described through geostatistical methods and a modification of the Ecological Footprint, incorporating the landscape heterogeneity. Results show that functional characteristics, though contrasting landscapes, were similar: high energy consumption and large capacity to produce agricultural goods and / or livestock, which are mostly exported, satisfying as well much of the local consumption. However, all landscapes showed strongly dependent on external systems to locate their production so as to obtain the consumed energy. The energetic consumption shows a higher level of impact in terms of carbon emissions, showing a mitigation deficit at landscape scales. The agriculturization process has generated homogenization in different urban-rural landscapes, affecting different aspects of

ecosystems, which are usually not considered in the analysis of regional sustainability. Generate changes in the territory through increasing the level of coupling between urban and rural phases and establishing strategies for carbon emissions mitigation improves the level of sustainability of urban-rural landscapes.

**Keywords:** Urban-rural landscape, Landscape ecology, Material and energy flow analysis, Ecological footprint, Spatial heterogeneity

# **CAPITULO I**

## **Introducción y objetivos**

## 1.1. ANTECEDENTES

### 1.1.1 Los paisajes urbano-rurales

El crecimiento de las ciudades tiene una estrecha vinculación con los ecosistemas circundantes, los recursos disponibles y la forma de explotarlos (Johnson, 2001). La intensidad y el sentido de los flujos de materia, energía e información entre el medio urbano y el medio rural influyen en cada una de sus estructuras (Zellner *et al.*, 2008). En un paisaje urbano-rural, los flujos de materia y energía pueden evaluarse a escala local, regional o global, a través de la producción de distintos recursos que son consumidos localmente o exportados. La asimilación de desperdicios y contaminantes urbanos ocurre pero a escala local y en sentido opuesto (Luck *et al.*, 2001). Estos sistemas pueden ser considerados como organismos, los cuales “ingieren” materia, la cual es “metabolizada” para generar bienes y servicios, y a partir de la cual se generan desechos (Matthews *et al.*, 2000). A pesar de que los sistemas socioeconómicos han aumentado su eficiencia de uso de los recursos naturales, las salidas del sistema, a modo de desperdicio, continúan aumentando y gran parte de la materia que es apropiada de los ecosistemas naturales vuelve como desecho dentro del año (Matthews *et al.*, 2000). Estas interacciones entre las ciudades y los ecosistemas proveedores de bienes y servicios definen y caracterizan a los paisajes urbano-rurales y a su metabolismo (Krausmann *et al.*, 2004; Haberl *et al.*, 2004; Lewis y Brabec, 2005).

A diferencia del resto de los consumidores, los seres humanos han desarrollado, además del metabolismo biológico, el metabolismo industrial, entendido como toda la red de procesos físicos que convierten las materias primas y la energía, además de mano de obra, en productos y desechos terminados (Ayres, 1992; Wackernagel *et al.*, 1999; Dewulf y Van Langenhove, 2005). Estos procesos son capaces de alterar el sistema biofísico y sus procesos a nivel global, apropiándose de la productividad de los

ecosistemas (e.g. biomasa vegetal, agua) llegando a comprometer su integridad (Matson *et al.*, 1997). En este contexto, los efectos de una tecnología específica sobre el medio ambiente no sólo dependen de la interfaz inmediata entre la tecnología considerada y el medio ambiente, sino también en el grado de integración de las acciones sobre el metabolismo industrial. Cuanto mejor se integra una tecnología o una decisión de manejo (i.e. el uso de la tierra) dentro de este metabolismo, menor será el efecto potencial sobre la integridad de los recursos naturales (Dewulf and Van Langenhove, 2005).

El desarrollo de tecnologías ha permitido aumentar los rendimientos así como la eficiencia en el uso del territorio para la producción de bienes y servicios de los ecosistemas (Pretty *et al.*, 2010; Haberl *et al.*, 2001), con una independencia creciente de su ubicación en el planeta (i.e. la demanda de determinados bienes en una parte del planeta puede generar aumentos en la producción de lugares distantes a fin de satisfacer dicha demanda) (Rees y Wackernagel, 1996; Haberl *et al.*, 2001; Liu *et al.*, 2013). Sin embargo, estos aumentos son fuertemente dependientes de los subsidios de energía (Matthews *et al.*, 2000), y no han probado ser lo suficientemente importantes como para lograr un equilibrio entre la producción y el consumo, mayormente debido al crecimiento progresivo de la población y del nivel de consumo por persona (Haberl *et al.*, 2004). Más aún, la transformación de ecosistemas naturales puede producir también pérdidas económicas a la sociedad, en el mediano o largo plazo, a través de eventuales pérdidas de servicios de los ecosistemas, es decir las utilidades en forma de funciones (e.g. provisión de alimentos, regulación del clima, recreación) que se obtienen de los sistemas naturales (Martínez *et al.*, 2009).

A medida que las ciudades aumentan su capacidad de consumo y tecnología, son capaces de adquirir y consumir recursos de áreas mucho más lejanas a su entorno rural

inmediato (Luck *et al.*, 2001). Esta intensificación del consumo produce una desvinculación (estructural y funcional) con su entorno rural más inmediato, estableciendo flujos con paisajes distantes a fin de satisfacer la demanda (Seto *et al.*, 2012). Esta tendencia está generalmente asociada a un sistema de producción agrícola de escala global, donde la producción está geográficamente desacoplada del consumo (King, 2008; Seto *et al.*, 2012). Se plantea la discusión si este desacople aumenta el nivel de sustentabilidad, debido a que la producción de bienes se centraliza en aquellos ecosistemas más aptos para su producción (i.e. mejores rendimientos); y si el acoplamiento entre producción y consumo local únicamente reduce el impacto asociado al transporte, aumentando otros (Liu *et al.*, 2013). Aunque la economía de escala plantea ventajas asociadas a los procesos productivos, el ordenamiento del territorio determinado por el mercado global prioriza demandas globales por sobre necesidades locales (Fischer *et al.*, 2014). A su vez, en los países en vías de desarrollo los procesos de producción asociados a la economía global tiende, además de debilitar la vinculación local de los paisajes urbano-rurales, a ignorar restricciones locales (ecológicas y socioeconómicas), aumentando el riesgo de una trayectoria insostenible de desarrollo agrícola (McIntyre and Hobbs, 1999; Liu *et al.*, 2013).

Basado en estos antecedentes, es importante proponer metodologías de estudio de los agroecosistemas que vinculen la ecología de paisaje con los sistemas sociales y económicos (Termorshuisen *et al.*, 2009) en el marco de las relaciones de escala global, regional y local definidas tanto por flujos de materia y energía como por impactos directos e indirectos (Seto *et al.*, 2012). De esta manera, será posible evaluar las transformaciones del paisaje para comprender y generar nuevos conocimientos y también para el diseño de políticas efectivas de ordenamiento territorial (Bosshard, 2000; Deng *et al.*, 2009).

### **1.1.2 La sustentabilidad ambiental de los paisajes urbano-rurales**

El marco teórico planteado exhibe la necesidad de un estudio estructural y funcional del paisaje urbano-rural para inferir patrones de sustentabilidad (Botequilha Leitão and Ahern, 2002). Las metodologías utilizadas deben analizar una porción del paisaje que incluya tanto a las ciudades como a las áreas rurales circundantes. Aparece luego la pregunta acerca de cuáles son las variables a medir en referencia a la posibilidad de lograr un análisis de sustentabilidad del patrón territorial (Piorr, 2003). Estos condicionamientos determinan que el monitoreo de los cambios del paisaje urbano-rural debe estar basado en métodos que permitan medir los patrones de la estructura espacial así como los aspectos funcionales tales como los flujos de energía, materia y los impactos ambientales producidos. La combinación de metodologías funcionales y estructurales permite una visión multidimensional del sistema a los fines de lograr una comprensión más acabada del mismo, debido a que algún método de evaluación puede resultar adecuado desde una perspectiva, pero impropio desde otra (Mayer 2008). En este sentido, todas las metodologías aportan información valiosa si son interpretadas correctamente y usadas dentro de un contexto correcto (Wilson *et al.*, 2007).

Existen numerosos ejemplos de análisis multidimensional para evaluar distintos aspectos de la sustentabilidad urbana (Krausmann *et al.*, 2004; Chen *et al.*, 2009; Wrbka *et al.*, 2004; Troy y Wilson, 2006; Luck *et al.*, 2001, Eaton *et al.*, 2007, Matthews, *et al.*, 2000). Las metodologías utilizadas pueden clasificarse en funcionales: análisis de flujos (Haberl *et al.*, 2004), metabolismo urbano (Hezri and Dovers, 2006; Kennedy *et al.*, 2007), huella ecológica (Wackernagel *et al.*, 1999); y estructurales: mapeo (Egoh *et al.*, 2008) y valoración (Chee, 2004) de servicios de los ecosistemas y huella ecológica espacialmente explícitas (Luck *et al.*, 2001); y pueden corresponder a distintas escalas

(e.g. global, nacional, paisaje). Sin embargo, las publicaciones más frecuentes tienden a encontrarse a escala global (*Global Footprint Network, Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO, Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC*) y sólo en algunos casos estos análisis se encuentran disponibles a escala de paisaje (Haberl *et al.*, 2004; MacDonald y Patterson, 2004; Jia *et al.*, 2010; Eaton *et al.*, 2007, Guerrero y Guiñirgo, 2008). Un problema asociado a la realización de análisis de la estructura y el funcionamiento a escala de paisaje reside en la dificultad de la disponibilidad de información. Desde la perspectiva de análisis funcional, gran parte de la información utilizada se basa en datos del sistema económico (Browne *et al.*, 2012), registrados comúnmente a escala nacional. Datos inferidos a partir de escalas jerárquicas mayores (e.g. regional) puede producir resultados erróneos. De hecho, una condición de alta vinculación entre la fase urbana y la rural a escala regional, puede estar asociada a una alta dependencia de flujos externos a escala de paisaje (Hay *et al.*, 2001; Mayer, 2008). Por otro lado, la información estructural puede obtenerse con facilidad en distintas escalas espaciales y temporales a partir de imágenes satelitales. Sin embargo, la interpretación de dicha información y su posterior evaluación, procesos necesarios para realizar un análisis estructural, requiere gran cantidad de trabajo técnico y de campo. Por estas razones, los trabajos de análisis a escala de paisaje (e.g. paisajes urbano-rurales) tienden a ser más escasos, mientras que trabajos a escala nacional y/o global, inferidos a partir de datos económicos, suelen ser más frecuentes.

En esta tesis, se propone integrar el estudio del funcionamiento y la estructura del paisaje urbano-rural a través de una serie de aproximaciones complementarias y relativamente inexploradas para el estudio de los paisajes argentinos, con el objetivo general de evaluar la vinculación, a escala del paisaje, de las fases urbana y rural en una serie de ciudades enmarcadas en las regiones productivas más importantes para la

agricultura argentina. El **estudio del funcionamiento del paisaje urbano-rural** tiene como base el uso de dos herramientas: 1) la huella ecológica (HE), que permite estimar la presión ambiental a través de la cuantificación de la superficie de tierra biológicamente productiva necesaria para suplir una demanda particular de bienes y/o servicios (Wackernagel y Silverstein, 2000); y 2) el análisis de los flujos de materiales y energía (MEFA) (Haberl *et al.*, 2004), que analiza la magnitud y dirección de los flujos que vinculan las ciudades tanto con su entorno rural como con otros sistemas rurales y/o urbanos distantes (Lui *et al.*, 2013; Seto *et al.*, 2012). El **estudio de la estructura espacial de los paisajes urbano-rurales** se apoya en 1) una modificación de la HE que permite vincular la presión ambiental generada por la ciudad a la estructura del paisaje rural circundante, haciéndola espacialmente explícita (Luck *et al.*, 2001); y 2) el uso de indicadores geoestadísticos para evaluar la configuración espacial, determinada por aspectos morfológicos tales como densidad, diversidad y forma, de los paisajes urbano-rurales en función de la distancia al centro de la ciudad (Lewis and Brabec, 2005).

### **1.1.3 Descripción del funcionamiento y la estructura espacial de los paisajes urbano-rurales**

Dentro del conjunto de herramientas de análisis de los paisajes urbano-rurales, la HE permite obtener un valor de presión ambiental en términos de superficie de fácil interpretación (Wackernagel *et al.*, 1999). Sin embargo, la metodología no permite evaluar el origen de dichos recursos y, por lo tanto, evaluar el nivel de dependencia de ecosistemas distantes (Fiala, 2008). A manera de complemento, la metodología del MEFA (Haberl *et al.*, 2004) permite analizar su dependencia sobre ecosistemas locales y/o distantes, complementando el análisis de la HE. Los flujos de energía en un paisaje están modelados por los principios de la termodinámica, los cuales son los responsables,

a partir de procesos evolutivos graduales o de disturbios intensos, de organizar la estructura y las funciones de los paisajes (Naveh, 1987). Desde esta percepción biofísica (Odum, 1988), se desprende que los flujos de energía resultan adecuados para evaluar el estado de un paisaje y así han emergido marcos de análisis que plantean que los productos industriales, por su grado de complejidad, deben analizarse con métodos que consideren sus características de transformación y requerimiento de energía tales como el análisis emergético (*emergy: embodied energy*) (Odum, 1996; Haberl *et al.*, 2004; Agostinho and Pereira, 2013).

La HE espacialmente explícita (HEe) (Luck *et al.*, 2001) permite evaluar el nivel de presión ambiental (como la HE) de manera espacialmente explícita (Luck *et al.*, 2001). Esta característica le permite evaluar la manera a través de la cual ciudades de una misma región compiten espacialmente por un mismo recurso, generando efectos tales como déficit, que pueden ser suplidos mediante importación, incremento en la productividad y/o eficiencia en el uso o consumo del recurso (Luck *et al.*, 2001). De esta forma, es posible analizar tanto el nivel de presión ambiental que genera una ciudad como el grado de acoplamiento entre las fases urbana y rural en un contexto regional. Finalmente, mediante indicadores geoestadísticos es posible analizar la estructura del paisaje urbano-rural (Luck *et al.*, 2001) en el marco de la teoría de Von Thunen (1826). Indicadores tales como K de Ripley (Ripley, 1981) y O'ring (Wiegand y Maloney, 2004) permiten evaluar el comportamiento de distintos usos de la tierra en función de la distancia al centro de la ciudad.

La descripción funcional y estructural permite lograr una perspectiva holística en la evaluación del nivel de sustentabilidad de las ciudades. Generalmente, las descripciones estructurales tienden a analizarlas excluyendo la relación que mantienen con su entorno rural (Lewis y Brabec, 2005). Por otro lado, las metodologías que

describen aspectos funcionales (Wackernagel y Rees, 1996; Haberl *et al.*, 2004) evalúan a las ciudades considerando su dependencia sobre los ecosistemas naturales y/o rurales desde una perspectiva funcional sin considerar la estructura del paisaje (Lewis y Brabec, 2005). Los objetos de estudio de esta tesis son ciudades del interior de la Argentina, caracterizadas por estar inmersas en un medio rural, cuya principal actividad económica es la producción agropecuaria y con estructuras poblacionales similares (entre 25 y 45 mil habitantes); pero ubicadas en tres regiones ecológicas contrastantes (Soriano *et al.*, 1991): 1) Pampa Ondulada (norte de Buenos Aires y sur de Santa Fe), 2) Pampa Inundable (centro de Buenos Aires) y 3) extra pampeana, representada por parte de las regiones del NEA y NOA incorporadas en las últimas décadas dentro de la frontera agrícola (Chaco, Salta, Santiago del Estero). Estas tres zonas de estudio presentan una serie de contrastes tanto funcionales (e.g. capacidad de proveer bienes y servicios de los ecosistemas), como estructurales (e.g. configuración del paisaje) y también históricos (e.g. dinámica de incorporación de tecnologías modernas).

## **1.2. OBJETIVOS**

### **1.2.1 Objetivo general**

Describir los patrones funcionales y estructurales de distintos paisajes urbano-rurales argentinos.

Este objetivo general está asociado a una serie de interrogantes particulares:

- 1) ¿Cómo es la relación entre la intensidad de la demanda urbana de bienes y servicios y la capacidad de suplirla por parte de los ecosistemas rurales circundantes?
- 2) ¿Cuál es el nivel de dependencia (en términos de flujos de materia y energía) de las ciudades respecto a su entorno local y a otros más distantes?

3) ¿Cuál es el grado de asociación entre la estructura espacial de la fase rural y los flujos de materia y energía?

4) ¿En qué medida el grado de vinculación urbano-rural afecta la configuración espacial de la fase rural?

Estas preguntas llevan a plantear cuatro objetivos particulares:

### **1.2.2 Objetivos particulares**

- 1) Cuantificar el impacto, en términos de presión sobre los recursos naturales, de la demanda urbana sobre su entorno rural a través de la metodología de Huella Ecológica (HE).
- 2) Describir y evaluar la intensidad de los flujos de materia y energía de los paisajes urbano-rurales descritos en el punto anterior a través de la metodología de Análisis de Flujo de Materiales y Energía (MEFA).
- 3) Evaluar el impacto de la demanda urbana sobre cada paisaje en particular, considerando la heterogeneidad espacial existente a través de la metodología de Huella Ecológica espacialmente explícita.
- 4) Describir, a través de métodos geoestadísticos, la estructura espacial del paisaje urbano-rural de las ciudades seleccionadas anteriormente y asociarla con los patrones descritos en los objetivos particulares anteriores.

## **CAPITULO II**

Descripción del funcionamiento de los paisajes urbano-rurales

## 2.1. INTRODUCCION

Las ciudades dependen de materia y energía que es provista por ecosistemas naturales, seminaturales y/o rurales. En un paisaje urbano-rural, las principales relaciones están definidas por el intercambio de materia y energía entre la ciudad y el entorno rural (Haberl *et al.*, 2004). La demanda de bienes y servicios procedentes de los ecosistemas circundantes genera flujos desde el entorno rural hacia la ciudad; y en sentido opuesto, por la eliminación de desechos tales como los residuos y/o emisiones (Luck, 2001). Sin embargo, las ciudades pueden mantener relaciones con otros ecosistemas más alejados capaces de suplir demandas particulares (Haberl *et al.*, 2004). Por lo tanto, la descripción funcional de los paisajes urbano-rurales debe considerar tanto a su ciudad, como centro de consumo, como a los sistemas, locales y/o distantes, capaces de proveerle y/o demandarle de bienes y servicios (Luck, 2001).

El funcionamiento de los paisajes urbano-rurales se puede caracterizar, por un lado, a partir de la estimación de la presión que genera la demanda urbana sobre los ecosistemas proveedores de bienes y servicios (Rees y Wackernagel, 1996); y, por otro lado, por los flujos de materia y energía que componen al metabolismo del paisaje urbano-rural (Haberl *et al.*, 2004). En el primer caso, la descripción consiste en estimar la intensidad de uso de ecosistemas naturales y/o rurales, en términos de extensión de territorio, necesarios tanto para suplir la demanda urbana de bienes y servicios (e.g. granos y carne) como para absorber todo aquello que es desechado (e.g. residuos y emisiones). Por otro lado, la descripción del metabolismo del paisaje urbano-rural permite conocer cómo se vinculan cada una de las fases que componen el sistema y, a su vez, cuál es su relación con otros sistemas distantes.

### **2.1.1 Cuantificación de la demanda urbana**

La Huella Ecológica (HE) es un indicador agregado que permite conocer la presión que una ciudad genera sobre la oferta ambiental, por tipo de consumo de bienes renovables (e.g. carnes, fibras, etc.) suplido por la bioproductividad local correspondiente (e.g. pasturas, cultivos, etc.) (Rees y Wackernagel, 1966). La bioproductividad está definida como toda superficie que sostiene actividad fotosintética y genera biomasa que es apropiada por los seres humanos (*Global Footprint Network*, 2008). El consumo energético se incorpora en el análisis en términos de remediación de las emisiones de carbono producidas (Rees y Wackernagel, 1966). La apropiación de bienes y servicios de los ecosistemas definen la huella ecológica local: HE local (*Global Footprint Network*, 2008). Mediante la estandarización de este valor se obtiene la HE global, donde se transforman las unidades de la HE local (hectáreas) a una unidad común (hectáreas globales). De esta forma, es posible realizar comparaciones entre distintos tipos de consumo en diferentes regiones a partir de la disponibilidad equitativa de recursos del sistema completo, que en el caso de esta tesis, corresponde a la totalidad de Argentina (Wackernagel y Silverstein, 2000).

Los análisis de HE global suelen evaluarse a escala nacional, donde se utiliza una capacidad bioproductiva global promedio. Es decir, los bienes y servicios de los ecosistemas del mundo se distribuyen homogéneamente en toda la población mundial (aprox. 1.8ha globales, *Global Footprint Network*, 2008). En ese caso, si la HE es mayor a la capacidad bioproductiva del planeta, se concluye que el sistema no es sustentable. Esta determinación se basa en el principio de “sustentabilidad fuerte” (*strong sustainability*), dentro del cual se encuentra esta metodología, el cual establece que el crecimiento económico debe respetar los límites y resiliencia de los sistemas naturales evitando su agotamiento (Ayres *et al.*, 2001; Ekins *et al.*, 2003). Sin embargo,

en sistemas de escala menor como los paisajes urbano-rurales, donde la biocapacidad varía de una región a otra, se plantea la discusión si los bienes y servicios de los ecosistemas deberían estar homogéneamente distribuidos entre la población del mundo o correspondientes a la biocapacidad local (Wilson *et al.*, 2007). En ese caso, Argentina podría utilizar hasta 7 hectáreas globales por persona, y otros países como Iraq o Singapur deberían limitarse a 0,2 y 0,03 hectáreas, respectivamente (*Global Footprint Network*, 2008).

La HE ha sido ampliamente utilizada como un indicador de la presión ambiental a diversas escalas espaciales (Folke *et al.*, 1998). La disponibilidad de información a escala nacional facilita las publicaciones anuales de este indicador (*Global Footprint Network*, 2008), mientras que los análisis de escalas menores son menos frecuentes: escala regional (Eaton *et al.*, 2007; MacDonald y Patterson, 2004; Jia *et al.*, 2010) e incluso escalas menores como dentro de una universidad (Wright, 2002). Sin embargo, los análisis funcionales que complementan distintas perspectivas son aún menos frecuentes (Haberl *et al.*, 2001; Krausman *et al.*, 2004; Matthews *et al.*, 2000). En Argentina, Guerrero y Guiñinrgo (2008) presentan un análisis de HE para la ciudad de Tandil. Sin embargo, hasta el momento no existen otros análisis de paisajes urbano-rurales usando la metodología de HE en Argentina.

### **2.1.2 Metabolismo del sistema urbano-rural**

La metodología de Análisis de Flujos de Materia y Energía MEFA es un marco conceptual que permite analizar el metabolismo urbano considerando aspectos importantes de los procesos socioeconómicos vinculados a procesos biofísicos de los ecosistemas naturales. Los ecosistemas naturales son “colonizados” por el hombre, el cual modifica procesos naturales con el fin de obtener bienes y servicios de los

ecosistemas, maximizando sus beneficios (Haberl *et al.*, 2004). Este concepto está basado en la aproximación de la “apropiación humana de la producción primaria neta” y plantea aspectos tales como el manejo de los sistemas naturales a través de la tecnología, impulsado por el sistema socioeconómico como principal determinante de los cambios de uso del suelo (Haberl *et al.*, 2004; Vitousek, 1986). Los indicadores derivados de esta metodología (entradas, salidas, cambios en las reservas) proveen información capaz de cuantificar los flujos de materia y energía entre los ecosistemas locales y/o distantes y los sistemas socioeconómicos en un momento dado, basados en el supuesto de la primera ley de la termodinámica. Mediante tablas de flujos y balances, con los datos convertidos a una unidad común de energía: megajoule (Mj), es posible cuantificar las relaciones que caracterizan las fases de un paisaje y realizar inferencias sobre su condición (e.g. nivel de dependencia energética), considerando la premisa de que la sustentabilidad está directamente relacionada con las interacciones entre fases rurales y urbanas, locales y/o distantes, a distintas escalas (Haberl *et al.*, 2004, Liu *et al.*, 2013). El balance de dichas interacciones es determinante en el nivel de sustentabilidad (Liu *et al.*, 2013).

A su vez, los flujos previamente descriptos tienen asociados flujos ocultos necesarios para la producción de bienes pero que no son contemplados dentro del sistema socioeconómico, y que pueden afectar la capacidad de los ecosistemas de proveer de bienes y/o servicios a largo plazo (Matthews *et al.*, 2000; Haberl *et al.*, 2004). Por su naturaleza no-monetaria (es decir, no se estiman en flujo de capital, por no estar en el mercado económico) estos flujos son difíciles de valorizar y generalmente no son considerados. Dentro de la clasificación de flujos ocultos, pueden encontrarse los servicios de los ecosistemas de soporte (e.g. regulación de nutrientes, formación del suelo) y de regulación (e.g. polinización, control biológico) (*Millenium Ecosystem*

*Assesment*, 2005; Müller, 2005). Es importante remarcar que la contabilidad de flujos en esta aproximación analítica se restringe a los flujos que son utilizados e intercambiados en el sistema económico, lo que se transforma en una restricción al momento de evaluar los indicadores obtenidos (Browne *et al.*, 2012).

En base a lo descripto anteriormente, este capítulo muestra un análisis complementario a partir del uso conjunto de HE y MEFA en ciudades pertenecientes a distintos paisajes: Pampa Ondulada (PO), Pampa Inundable (PI) y extra-pampeana (EP, Chaco) para el año 2008. A manera de complemento, se plantea también el objetivo de evaluar el grado de variabilidad que pueden alcanzar los valores de HE, en base a los cambios observados en los componentes de consumo y producción durante el período 2001-2008.

## **2.2. MATERIALES Y METODOS**

La descripción del funcionamiento del paisaje urbano-rural responde a los objetivos específicos 1 y 2 (Capítulo 1). La misma se realiza a partir de dos metodologías: HE (Wackernagel y Silverstein, 2000) y MEFA (Haberl *et al.*, 2004). La HE caracteriza los componentes (alimentos, ganadero, energía así como la superficie ocupada por la ciudad, Tablas 1 y 2) estimando el nivel de presión ambiental que cada uno genera sobre el ambiente (HE de alimentos, ganadería, energía y urbano); mientras que el MEFA evalúa los flujos de cada paisaje urbano-rural (producción, consumo y desechos, Tabla 2) y su relación con otros sistemas. En ambos casos, se vincula la producción de cada subcomponente (e.g. cereales, oleaginosas, carne, etc.) con el consumo a base de dicha producción (e.g. cultivos de cereales con el consumo de pan,

fideos, etc.). Los componentes de consumo distintos de alimentos, ganaderos y energía (e.g. eléctricos, electrónicos, textiles, muebles, etc.) no son incluidos por la falta de información asociada a la complejidad del proceso productivo (Wackernagel y Silverstein, 2000); así como el ciclo de agua (consumo, procesos de evaporación y eliminación de efluentes).

### **2.2.1 Sitios de estudio: paisajes urbano-rurales**

En esta tesis, se seleccionaron distintos sitios de estudio denominados paisajes urbano-rurales. Los mismos se caracterizan por presentar una ciudad donde habita la mayoría de la población y una matriz de paisaje circundante que puede contener distintos usos del suelo o unidades cartográficas (e.g. agrícola, ganadero, vegetación natural, cursos de agua). Las ciudades se caracterizan por ser aglomerados urbanos lo suficientemente grandes como para ser consideradas como tal (mayor a 20.000 habitantes); pero sin alcanzar un desarrollo en metrópoli (mayor a un millón de habitantes en un espacio relativamente compacto; Bronger, 1977). Las características estructurales de una metrópoli imponen una complejidad en el funcionamiento urbano que tiende a perder relación con su paisaje, en este caso el entorno rural (Lewis y Brabec, 2005). Por esta razón, para esta tesis se seleccionaron, a manera de objetos de estudio, ciudades de poblaciones entre 25.000 y 40.000 habitantes, inmersas en un paisaje rural, donde su principal actividad económica sea la producción agropecuaria (Tabla 1 y Figura 1). Respecto a la extensión de la matriz de paisaje circundante a estas ciudades, los límites están impuestos por la delimitación política de “Departamento” lo que permite obtener información de manera sistemática para definir el área de territorio bioproductivo del que dispone cada ciudad, tanto para proveerse de bienes y servicios de los ecosistemas así como para eliminar desechos.

Los paisajes urbano-rurales seleccionados pertenecen a tres regiones ecológicas contrastantes (Soriano *et al.*, 1991) como 1) la región Pampa Ondulada: PO (norte de Buenos Aires y sur de Santa Fe), 2) la región Pampa Inundable: PI (centro de Buenos Aires) y 3) la región extra-pampeana: EP (suroeste de Chaco) (Figura 1). Estas regiones se diferencian por su historia de uso del suelo vinculado a los sistemas productivos agropecuarios. Originalmente un pastizal, la región de PO ha sido destinada a la producción ganadera extensiva desde el siglo XIX, convirtiéndose en un mosaico mixto de ganadería y agricultura a comienzos del siglo XX, culminando con un proceso creciente de agriculturización e intensificación desde 1990 hasta la fecha (Manuel-Navarrete *et al.*, 2009). La región de PI comparte el bioma original de pastizal con PO, pero ha sufrido una menor transformación en su estructura, debido a sus limitaciones ecológicas (ciclos de inundación y sequía) y se ha destinado, particularmente, a la producción ganadera (Chiozza *et al.*, 1979). En el caso de la región EP, la incorporación de nuevas tecnologías de producción agropecuaria (e.g. uso de transgénicos, siembra directa, uso extensivo de fertilizantes, introducción de producción ganadera a corral) ha sido relativamente reciente, determinando una rápida incorporación de gran parte del NEA y NOA a la matriz de producción agrícola extensiva a costo de suelo forestal (Viglizzo y Jobbagy, 2010).

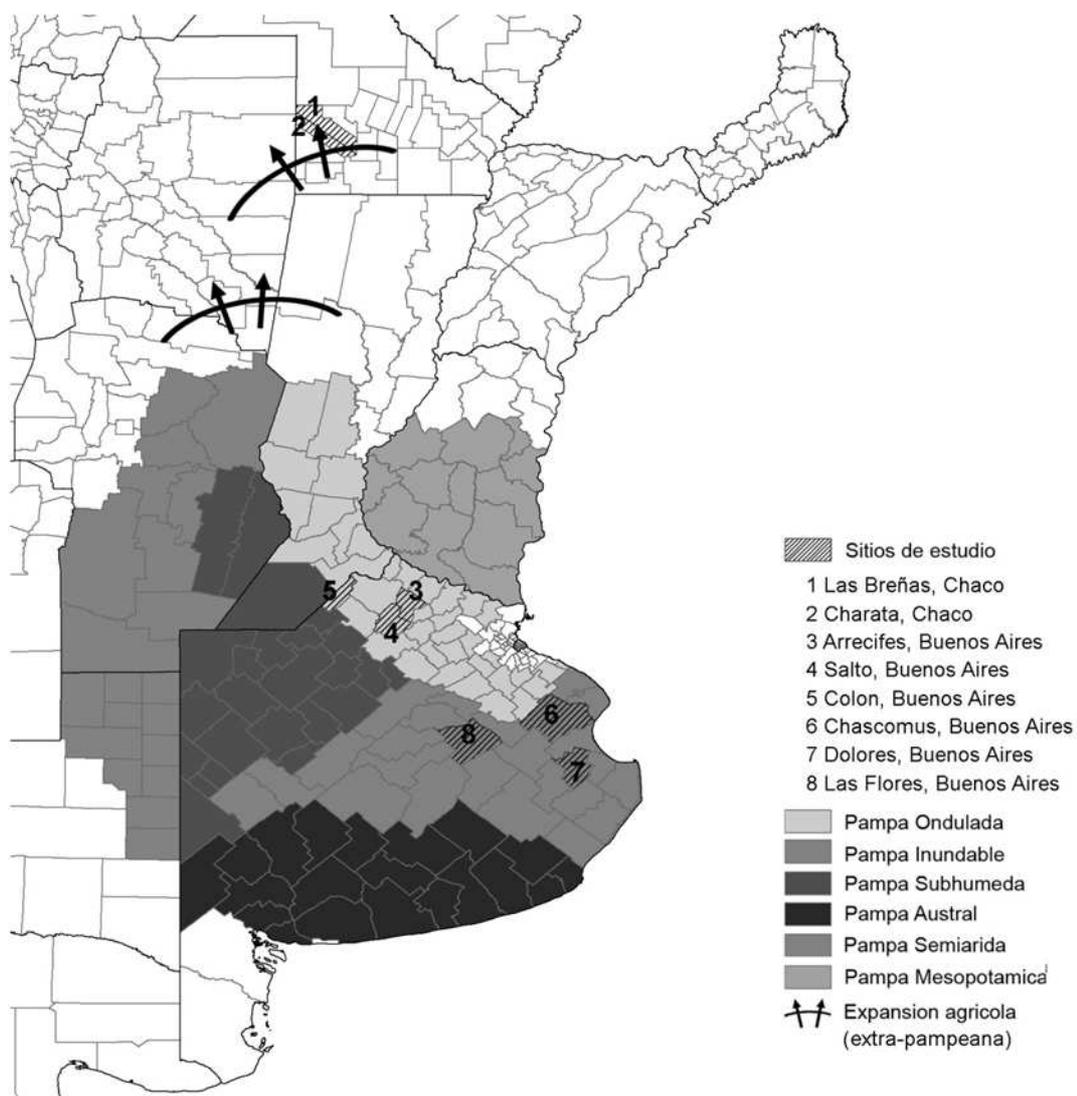


Figura 1: Ubicación de los sitios de estudio dentro del marco de las distintas regiones pertenecientes a la Pampa y nuevas fronteras agrícolas (adaptado de Viglizzo y Jobbagy, 2010)

Tabla 1: Caracterización de los paisajes urbano-rurales analizados agrupados por región (BA: Buenos Aires, CH: Chaco)

Región	Características de la ciudad					Características del entorno rural					
	Ciudad, Provincia	Ubicación (Lat/Long) <sup>1</sup>	Población <sup>2</sup>	Sup. ciudad (Km <sup>2</sup> ) <sup>3</sup>	Principales actividades económicas <sup>4</sup>	Departamento	Sup. Depart. (Km <sup>2</sup> ) <sup>5</sup>	Sup. agrícola <sup>6</sup>	Tipos de suelo <sup>7</sup>	PP <sup>8</sup> (mm)	T° (°C) ± sd <sup>8</sup>
EP	Charata, CH	27°13'0" S 61°12'0" O	29845	6,70	Serv. inmobiliarios* 14% Agropecuarias 13%	Chacabuco	1378	100%	Durustalf Haplustalf	900	20° ± 5
	Las Breñas, CH	27°5'20" S 61°7'20" O	28068	7,60	Comercio 10% Adm. pública 10%	9 de Julio	2097	57%	Durustalf Haplustalf	900	20° ± 5
PO	Colón, BA	27°13'0" S 61°12'0" O	24548	7,91	Agropecuarias 37% Industrial 23%	Colón	1022	70-80%	Arguidol	900	17° ± 5
	Arrecifes, BA	33°52'0" S 61°6'0" O	29075	7,20	Agropecuarias 37% Comercio 12% Transporte 12%	Arrecifes	1.183	70-80%	Arguidol	900	17° ± 5
	Salto, BA	34°16'0" S 60°13'0" O	30453	7,46	Agropecuarias 47% Industrial 10%	Salto	1.630 <sup>2</sup>	80-90%	Arguidol	900	17° ± 5
PI	Chascomús, BA	35°34'30" S 58°0'32" O	41105	9,60	Industrial 34% Agropecuarias 12% Serv. inmobiliarios* 12%	Chascomús,	4.225	10-20%	Arguidol Natracuolf	900	16° ± 6
	Dolores, BA	36°19'0" S 57°40'0" O	26943	7,65	Adm. pública 19% Serv. inmobiliarios* 16% Comercio 14% Agropecuarias 7%	Dolores	1.980	10-20%	Natracuol Hapludert	900	16° ± 6
	Las Flores, BA	36°3'0" S 59°7'0" O	24870	6,60	Agropecuarias 22% Serv. inmobiliarios* 17% Transporte 13%	Las Flores	3.350	20-30%	Hapludol	800	14° ± 7

<sup>1</sup> Fuente: Google Earth

<sup>2</sup> Fuente: Informe N° 34 de Análisis Demográfico (INDEC)

<sup>3</sup> Estimado a partir de imágenes de Google Earth, año 2008.

<sup>4</sup> Participación de cada actividad económica (producción de bienes y servicios) calculado a partir del Producto Bruto Geográfico (PBG) de cada Provincia. Para la Provincia de Chaco la información se encuentra a nivel provincial (Fuente: Dirección de Estadística y Censos, Provincia de Chaco, año 2008). Para la Provincia de Buenos Aires la información se encuentra desglosada por departamento (Fuente: Dirección Provincial de Estadística, Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, año 2003). \* Comprende las actividades realizadas por cuenta propia (alquiler a terceros o utilización de viviendas propias) y las realizadas a cambio de una retribución o por contrata, incluyendo hospedajes turísticos.

<sup>5</sup> Censo Nacional Agropecuario 2008. INDEC.

<sup>6</sup> Expresada como porcentaje de la superficie total del Departamento. Fuente: Cruzate *et al.*, 2008, SAGPyA - INTA

<sup>7</sup> Fuente: INTA. Clasificación de suelos según *Soil Taxonomy* (Soil-Survey-Staff, 1999)

<sup>8</sup> Fuente: Servicio Meteorológico Nacional. PP: precipitación media anual; T°: Temperatura media anual; sd = Desviación estándar.

Tabla 2: Fuentes de información utilizada para caracterizar componentes y flujos (producción, consumo y desechos) de los paisajes urbano-rurales. (BA: Buenos Aires, CH: Chaco).

Componentes	subcomponentes	ítems	Resolución espacial	Resolución temporal	Flujos			Conversión energética.
					Producción	Consumo	Desechos	
ALIMENTOS	Cereales	avena	Departamento  (para flujo de Consumo: Regional)	Anual	SIIA <sup>1</sup>	Britos (1998) Composición de la canasta básica de alimentos del adulto equivalente (INDEC)	<u>Residuos Sólidos Urbanos:</u> Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (BA). Municipio de 9 de Julio (Las Breñas, CH) - Municipio de Chacabuco (Charata, CH)	Meul <i>et al.</i> , 2007
		cebada						
	maíz							
	sorgo							
	trigo							
	Oleaginosas	soja						
	girasol	SIIA <sup>1</sup>						
	Legumbres	lentejas	SIIA <sup>1</sup>					
		porotos	SIIA <sup>1</sup>					
	Industriales	yerba	SIIA <sup>1</sup>					
		café	SIIA (CH)					
		azúcar	Censo Hortiflorícola GPBA <sup>5</sup> (BA)					
	Hortalizas		SIIA <sup>1</sup>					
	Frutas		SIIA <sup>1</sup>					
GANADERA	Carne	Vacuna	Región (productividad y tasa de extracción)	Anual	Productividad: Rearte (2007) y F.del Pino <sup>3</sup> Existencias: SENASA, 2009 Tasa extracción: Ing. Ag. G. Irrisarri <sup>4</sup> Peso faena: SIIA <sup>1</sup>	Britos (1998) Composición de la canasta básica de alimentos del adulto equivalente (INDEC)	<u>Residuos Sólidos Urbanos:</u> Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (BA). Municipio de 9 de Julio (Las Breñas, CH) - Municipio de Chacabuco (Charata, CH)	Meul <i>et al.</i> , 2007
		Porcina	Departamento (existencias y peso de faena)					
		Aviar						
	Lácteos y derivados		Censo Agropecuario 2002 (INDEC)					

Componentes	subcomponentes	ítems	Resolución espacial	Resolución temporal	Flujos			Conversión energética
					Producción	Consumo	Desechos	
	<u>Combustibles</u>		Departamento	Anual	No existen producción de energía	Secretaria de energía <sup>7</sup>	Agencia de Protección Ambiental-EUA <sup>8</sup> Cálculo del factor de emisiones de CO <sup>2</sup> <sup>9</sup>	Secretaria de energía <sup>7</sup>
ENERGIA	Eléctrica							

<sup>1</sup> Sistema Integrado de Información Agropecuaria del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación<sup>2</sup> Definido como “vegetales”

<sup>3</sup> Comunicación personal con el Asesor Regional Federico del Pino

<sup>4</sup> Comunicación personal con el Ing. Agr. Gonzalo Irrisari

<sup>5</sup> Censo Hotiflorícola del Gobierno de la Provincia de Buenos Aires. Para Chaco no se encontró información.

<sup>6</sup> Dirección de Producción Láctea, Ministerio de Asuntos Agrarios, Gobierno de la Provincia de Buenos Aires.

<sup>7</sup> Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios de la Nación

<sup>8</sup> Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América.

<sup>9</sup> Red Argentina de energía eléctrica.

### 2.2.2 Huella Ecológica (HE)

La HE (Wackernagel y Silverstein, 2000) es un indicador agregado. En este análisis, se consideraron los siguientes componentes: a) **urbano**: superficie de suelo ocupada por la estructura urbana y rellenos sanitarios de residuos sólidos urbanos; b) **energía**: superficie necesaria para el secuestro de carbono producida por el consumo de energía eléctrica y combustibles; c) **carnes**: superficie de pastizal necesaria para la producción pecuaria (incluye la producción lechera); y d) **alimentos**: incluye toda la producción agrícola (cereales, legumbres, oleaginosas, frutas y hortalizas, cultivos industriales). Para el cálculo de la HE fue necesario obtener previamente los valores de consumo y productividad:

#### 2.2.2.1 Cálculos de componentes de productividad y consumo

##### a) Producción

##### Alimentos:

El valor de productividad de alimentos se calculó como:

$$P_{alimentos} (tn / ha / año) = \sum_i R.local_i (tn / ha / año) \times p \quad (1)$$

Siendo  $P_{alimentos}$  la productividad de cada subcomponente,  $i$  cada ítem incluido en cada uno de los subcomponentes,  $R.local$  la producción por hectárea promedio del departamento de  $i$ , y  $p$  la proporción de la producción total de cada subcomponente de cada ítem  $i$  en el volumen total producido. En los casos donde no hay registros de datos de  $R.local$ , se utilizaron los valores de producción nacional por hectárea promedio.

### Ganadera:

El valor de productividad de la carne vacuna fue obtenido de técnicos asesores regionales (Federico del Pino y Rearte., 2007) (Tabla 2). Para el valor de productividad de la carne porcina, se utilizó el mismo valor de carne vacuna.

El valor de productividad de la carne aviar se calculó como:

$$P_{aviar} (tn/ha/año) = \frac{C_{aviar} (kg / un)}{R.local_{maíz} (tn / ha / año) * F(kg / un)} \quad (2)$$

Siendo  $P_{aviar}$  la productividad de carne aviar,  $C_{aviar}$  el consumo por animal,  $R.local_{maíz}$  el rendimiento del cultivo de maíz que sirve como alimento, y  $F$  el peso de faena por animal.

El valor de productividad lechera se calculó como:

$$P_{leche} (tn/ha/año) = \frac{CA(cab / ha)}{R.local_{leche} (tn / cab / año)} \quad (3)$$

Siendo  $CA$  la carga animal y  $R.local_{leche}$  el rendimiento lechero por animal.

### b) Consumo

Para obtener el consumo anual por persona, se multiplicaron los valores diarios de consumo por año (Tabla 2). Para obtener el consumo energético por persona, se dividió el consumo total de cada ciudad por la totalidad de su población (Tabla 2).

### c) Desechos

### Energía:

Para el cálculo de la HE global de energía se utilizó el promedio provisto como estimador o *proxy* por la metodología de 1,80 tn de carbono/ha/año, que equivale al

secuestro de carbono promedio por hectárea para un bosque templado. El cálculo de la HE local de energía de cada región se basó en las características encontradas en la clasificación de uso del suelo de las imágenes satelitales utilizadas en el Capítulo 3 (Anexo 1); y, a partir de un análisis bibliográfico, definir cuáles secuestran carbono. La productividad de secuestro de carbono para cada región se detalla a continuación.

#### Región PO:

El secuestro de carbono se estimó como el aumento de la reserva de carbono orgánico del suelo producto del cambio de manejo agrícola (de laboreo convencional a siembra directa). Por otro lado, Ghersa *et al* (2002) muestran que en esta región existe un proceso de invasión de leñosas asociado al cambio de manejo agrícola. En esta tesis, no fue posible evaluar si existe aumento de biomasa forestal, considerando únicamente el aumento de carbono orgánico del suelo equivalente a 0,30 tn de carbono/ha/año (Baker *et al.*, 2007; Smith, 2004). A su vez, este valor se halla bajo discusión ya que esta tasa se encuentra limitada en el tiempo, luego del cual el contenido de carbono permanece constante (Kim, 2008). Por otro lado, algunos estudios demuestran que al considerar profundidades de suelo mayores, no habría aumentos en las reservas totales de carbono del suelo (Baker *et al.*, 2007).

#### Región PI:

En el marco de lo planteado en la región de PO sobre invasión de leñosas (Ghersa *et al.*, 2002), fue posible cuantificar un aumento espontáneo de la superficie forestal como proceso de secuestro de carbono, además del aumento de carbono orgánico del suelo (0,30 tn de carbono/ha/año). Como estimación de secuestro de carbono para una hectárea de bosque en crecimiento, se utilizó el valor de secuestro de un cultivo forestal:

6,81 tn de carbono/ha/año (Norverto, 2006). Dicho valor se aplicó a la superficie de bosque que se estimó en crecimiento, calculada como:

$$P_{\text{carbono\_bosque}} \text{ (tn/ha/año)} = 6.81(\text{tn / ha / año}) * SF_{\text{crecimiento}} \quad (4)$$

$$SF_{\text{crecimiento}} = \frac{SF_{2003}}{SF_{2008}} = 0.20 \quad (5)$$

$$P_{\text{carbono\_bosque}} \text{ (tn/ha/año)} = 6.81(\text{tn / ha / año}) * 0.20 = 1.36(\text{tn / ha / año}) \quad (6)$$

Siendo  $P_{\text{carbono\_bosque}}$  la capacidad del paisaje de PI de secuestrar carbono a través del aumento de biomasa forestal, y  $SF_{\text{crecimiento}}$  la superficie forestal que se encuentra secuestrando carbono.  $SF_{\text{crecimiento}}$  se estimó a partir de los parches de bosques seleccionados para evaluar la clasificación de la imagen de esta región en Google Earth en el año 2008 que no aparecen en las imágenes de Google Earth en el año 2003. Para obtener un valor final de secuestro de carbono para esta región, se utilizó la proporción de uso de suelo agrícola y de bosque de la imagen analizada (Anexo I). El valor final de secuestro de carbono para esta región se calculó como:

$$P_{\text{carbono}} \text{ (tn/ha/año)} = 1.36(\text{tn / ha / año}) * 0.08 + 0.30(\text{tn / ha / año}) * 0.92 = 0.39(\text{tn / ha / año}) \quad (7)$$

Siendo  $P_{\text{carbono}}$  la capacidad final del paisaje de PI de secuestrar carbono, 0,08 el factor de ocupación de bosque en la imagen analizada, 0,92 el factor de ocupación de cultivo, cada uno multiplicado por la capacidad de secuestro de carbono.

Región EP:

Manrique *et al.*, (2011) presentan resultados donde estiman que el bosque chaqueño (representado por un área correspondiente al Valle de Lerma, Salta) aumenta su biomasa en 1,80 tn/ha/año (equivalente a un crecimiento de un 2% anual), aunque también plantean que la región Chaqueña está sujeta a desforestaciones que no respetan su capacidad de carga (Manrique *et al.*, 2011). Sin embargo, los autores plantean que

utilizar dicho crecimiento es sustentable (Manrique *et al.*, 2011). A fin de obtener un valor de secuestro de carbono, se consideró un contenido de carbono del 50%, obteniendo un volumen de secuestro de carbono de 0,90tn/año. A su vez, se estimó que dicha biomasa se utiliza como combustible y el carbono vuelve al sistema a modo de emisiones. Según Rueda *et al.* (2013), el 80% de la producción de bosque en el Chaco Seco se utiliza como carbón vegetal o leña (Rueda *et al.*, 2013). Bajo esta premisa, se estimó que el secuestro de carbono promedio equivaldría al 50% del carbono secuestrado (i.e. promedio del secuestro de carbono en el ciclo de producción - utilización). Por lo tanto, el valor estimado de secuestro de carbono para esta región es de 0,45 tn de carbono/ha/año.

#### Residuos Sólidos Urbanos (RSU):

La HE considera a los RSU como suelo urbano, ya que luego de su depósito en relleno sanitario, la superficie utilizada no es apta para otros usos. El valor de superficie para el relleno sanitario está determinado por la profundidad y el nivel de compactación, estimado en 31.100 tn/ha (Raquel Bielsa, Programa Gestión Integral de los Residuos Sólidos Urbanos, comunicación personal).

#### 2.2.2.2 Huella ecológica local (HE local)

El algoritmo básico para el cálculo de la HE local es la relación entre consumo y productividad de cada componente analizado, previamente calculados, la cual determina la HE local. El resultado permite saber cuál es la demanda ambiental que cada ciudad genera sobre su entorno en **hectáreas locales**. La HE local se calculó como:

$$HE_{local}(ha/ person\grave{a}) = \frac{C_i (tn/ person\grave{a} año)}{P_i (tn/ ha/ año)} \quad (8)$$

Siendo C el consumo de cada subcomponente o ítem, P la productividad correspondiente (Tabla 2). En el caso de la HE local de energía, la productividad corresponde a la capacidad de secuestro de carbono; y HE urbano a la ocupación del suelo por la ciudad y rellenos sanitarios.

Siendo la HE final la sumatoria de cada HE:

$$HE \text{ local (tn/ha/año)} = HE_{\text{alimentos}} + HE_{\text{urbano}} + HE_{\text{energía}} + HE_{\text{ganadera}} \quad (9)$$

### 2.2.2.3. Huella ecológica global (HE global)

Con el objetivo de expresar la HE en unidades equivalentes, y poder así realizar comparaciones entre tipos de consumo y ciudades, se normalizaron los resultados de la relación entre el consumo y la producción (HE local) utilizando dos factores: Factor de Equivalencia (Feq) y Factor de Rendimiento (FR). Por un lado, el Factor de Equivalencia (Feq) normaliza el valor de HE de cada ecosistema que provee bienes o servicios, según la productividad ambiental de cada uno de ellos (e.g. cultivos, bosque, pastizal). De esta manera, es posible comparar la oferta ambiental de distintos usos del suelo en una unidad común, asignándole un valor de productividad promedio global: hectáreas globales (gha) (*Global Footprint Network*, 2008). Es decir, si el factor de equivalencia es menor a 1, ese ecosistema produce menos que la productividad promedio; o si es mayor a 1, su productividad es mayor al promedio y viceversa (*Global Footprint Network*, 2008). El factor de rendimiento normaliza los valores de rendimiento local de cada sistema analizado en función de los promedios nacionales, distribuyendo equitativamente los recursos disponibles entre toda la población. El algoritmo resultante es el siguiente y su resultado es en **hectáreas globales (gha/persona/año)**:

$$HE\ global_i(gha / persona) = HE\ local_i(ha / pers) * FR_i * Feq_i(gha / ha) \quad (10)$$

$$FR = R.Local / R.Nacional \quad (11)$$

Siendo HE local<sub>i</sub> la huella ecológica local de cada componente (eq. 8); FR es la relación entre el rendimiento local y el nacional de cada componente i; y Feq es el factor de equivalencia correspondiente a cada uso de suelo que provee cada componente (ver texto).

El valor final de HE global corresponde a la sumatoria de cada HE parcial, como sigue.

$$HE\ global\ (gha / persona) = \sum_i HE\ global_i$$

(12)

Siendo HE global<sub>i</sub> la correspondiente a la HE global de alimentos, urbano, carbono y carne.

Con el fin de evaluar diferencias entre regiones, se analizaron los datos estadísticamente mediante un ANOVA Test de Tukey. Las diferencias significativas (P < 0,05) fueron indicadas mediante letras en las tablas y colores de las barras en las figuras.

#### 2.2.2.4. Análisis de variabilidad

El objetivo fue evaluar la variabilidad de los valores de HE global y local, a partir de los cambios observados en los factores que la componen en un período de 8 años (2001-2008). Para ello, se calcularon los valores de HE local y HE global utilizando los valores máximos y mínimos hallados en la serie temporal mencionada. Más específicamente, la variabilidad se estudió a partir de cambios en el denominador (producción) de la Eq. 8, debido a que los datos de consumo (alimentos, energía,

combustibles) corresponden a un perfil de consumo que se consideró constante por región. La variabilidad del componente de producción se logró a partir del uso del rendimiento productivo más alto (escenario favorable: A) y más bajo (escenario desfavorable: B) de cada subcomponente en el intervalo 2001-2008 (ver valores usados en las Tablas 3 y 4). En la Tabla 3, se muestra la productividad de cada subcomponente utilizada en el escenario base (HE local y global presentados en Resultados), el escenario favorable (A) y el escenario desfavorable (B), para el cálculo de la HE local (i.e. variabilidad regional); mientras que la Tabla 4 muestra los escenarios contrastantes para los valores de productividad a escala nacional, necesarios para el cálculo del FR en la HE global (i.e. variabilidad nacional). El escenario A plantea la mayor productividad por lo cual la HE local y global disminuyen, mientras que el escenario B presenta una situación inversa, y se espera que las huellas aumenten. En el caso de que los valores de productividad del año base se correspondan con un máximo o mínimo de la serie, su valor se ve repetido en el escenario correspondiente. En el caso de ausencia de información para algún subcomponente a nivel regional, su valor fue reemplazado por el valor del estimador a nivel nacional. Para los cambios en la productividad ganadera y en la capacidad de secuestro de carbono, se utilizó la tasa de variación regional de los rendimientos de los cultivos de oleaginosas y cereales.

Tabla 3: Valores de productividad local (tn/ha) de las regiones de EP, PO Y PI, por componentes para escenario base, escenario favorable (A) y escenario desfavorable (B). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

Componentes	Escenario A			Escenario base			Escenario B		
	EP	PO	PI	EP	PO	PI	EP	PO	PI
Oleaginosas	2,79	3,74	2,99	2,27	3,56	2,39	1,12	3,04	1,74
Cereales	3,71	7,54	6,83	3,71	7,15	5,04	1,72	5,3	4,02
Carne vacuna <sup>1</sup>	0,11	0,47	0,52	0,1	0,45	0,4	0,05	0,36	0,32
Hortalizas <sup>2</sup>	26,4	26,4	26,4	26,4	26,4	26,4	16,1	16,1	16,1
Frutas <sup>2</sup>	15,0	15,0	15,0	15,0	15,0	15,0	9,15	9,15	9,15
Lácteos <sup>2</sup>	3,67	3,67	3,67	3,67	3,67	3,67	2,24	2,24	2,24
Azúcar <sup>2</sup>	66,0	66,0	66,0	66,0	66,0	66,0	63,2	63,2	63,2
Industriales <sup>2</sup>	4,97	4,97	4,97	1,67	1,67	1,67	1,62	1,62	1,62
Legumbres <sup>2</sup>	1,37	1,37	1,37	1,32	1,32	1,32	1,02	1,02	1,02
Secuestro de carbono <sup>1</sup>	0,50	0,32	0,51	0,45	0,30	0,39	0,22	0,24	0,32

<sup>1</sup>Para generar variación en los escenarios A y B de la producción ganadera se utilizaron los promedios de variación de los cultivos de oleaginosas y cereales (datos locales). Escenario A: EP: 11%; PO: 5% y PI: 30%. Escenario B: EP: -53%, PO: - 20% y PI: -19%.

<sup>2</sup>Correspondientes a la variación de los valores nacionales por ausencia de producción local o falta de información.

Tabla 4: Valores de productividad nacional (tn/ha) por componentes para escenario base, escenario favorable (A) y escenario desfavorable (B). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

Componentes	Escenario A	Escenario base	Escenario B
Oleaginosas	2,73	2,73	1,85
Cereales	4,83	4,83	2,86
Carne vacuna <sup>1</sup>	0,08	0,08	0,05
Hortalizas	26,4	26,4	16,1
Frutas	15,0	15,0	9,15
Lácteos	3,67	3,67	2,24
Azúcar	66,0	66,0	63,2
Industriales	4,97	1,67	1,62
Legumbres	1,37	1,32	1,02
Secuestro de carbono <sup>1</sup>	1,80	1,80	1,10

<sup>1</sup>Para generar una variación favorable y desfavorable en la producción ganadera se utilizó los promedios de la variación de los cultivos de oleaginosas y cereales (datos locales).

Siguiendo con el estudio de la variación de las estimaciones de HE local y HE global, también se consideró la variación en el factor de equivalente (F.eq) que normaliza cada uso del suelo en función del promedio global (nacional) de la capacidad de producir bienes y/o servicios, transformando el resultado de hectáreas a “hectáreas globales”. Este factor genera un aumento proporcional al resultado de la HE global. Sin embargo, afecta a todos los resultados obtenidos en este análisis por igual. Este factor puede presentar variabilidad entre distintos años. En este caso, se utilizaron los datos mayores y menores de cada F.eq. de los datos publicados entre los años 2003 a 2007 (Tabla 5).

Tabla 5: Valores de factor de equivalencia para escenario base, escenario favorable (A) y escenario desfavorable (B). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

Tipos de uso del suelo	Factor de equivalencia		
	Escenario A	Escenario base	Escenario B
Cultivo	2,21	2,64	2,64
Pastizal	1,24	1,33	1,63
Bosque	0,46	0,50	0,51
Urbano	1,37	2,64	2,64

### 2.2.3 Análisis de flujo de materia y energía (MEFA – *Material and energy flow accounting*)

La metodología del MEFA es un marco conceptual que se compone de una serie de indicadores: flujos de consumo, producción, importación, exportación (reportados en megajoules) y eliminación de desechos, sintetizados en la Figura 2 (reportados en toneladas) (Mathews *et al.*, 2000).

El consumo (Tabla 2) es suplido, en primer lugar, localmente. En caso de que la Producción local no cubra la demanda, se complementa con Importaciones, estimadas a partir de:

$$I_i(Mj/ciudad/año) = C_i(Mj/ciudad/año) - Pr_i(Mj/ciudad/año) \quad (13)$$

Siendo  $I_i$  la importación de cada subcomponente  $i$  (sólo si la producción es menor al consumo),  $C_i$  es consumo del subcomponente  $i$  y  $Pr_i$  es producción del componente  $i$ .

Flujos de entrada mayores a flujos de salida en la ciudad significan aumentos en la cantidad o las reservas de ese componente (generalmente asociados a bienes no perecederos: electrónicos, automóviles, materiales que pueden abastecer a un crecimiento de la infraestructura urbana). Sin embargo, en este análisis sólo se consideraron bienes perecederos como alimentos, los cuales no pueden ser almacenados a modo de reservas, pero cuyo excedente productivo puede ser exportado. Los datos para analizar el flujo de Producción se obtuvieron según indica la Tabla 2. En el caso de la producción de carne vacuna y producción de leche, se calculó como:

$$Pr_{carne}(Mj/ciudad/año) = EG(un/ciudad/año) * T_{ext} * F(tn/un) * CE(Mj/tn) \quad (14)$$

Siendo  $Pr_{carne}$  la producción ganadera, EG las existencias ganaderas registradas por Departamento,  $T_{ext}$  la tasa de extracción regional del *stock* ganadero para consumo, F el peso de faena por animal, y CE la conversión energética a megajoules.

$$Pr_{leche}(Mj/ciudad/año) = Pr_{tambo}(tn/un/año) * \#Tambos(un/ciudad) * CE(Mj/tn) \quad (15)$$

Siendo  $Pr_{leche}$  la producción lechera,  $Pr_{tambo}$  la producción de leche por tambo,  $\#Tambos$  la cantidad de tambos registrados, y CE la conversión energética a megajoules.

Los flujos de salida del sistema pueden ser a modo de desperdicios (Tabla 2), los cuales se generan a partir del consumo y que produce impactos a nivel local (e.g.

residuos sólidos urbanos) y/o regional/global (e.g. emisiones de gases de efecto invernadero); o a modo de exportaciones, que en el caso particular de los paisajes urbano-rurales son principalmente de materia prima producida en el entorno rural. Los flujos de Exportación de cada componente, los cuales sólo existen siempre cuando el Consumo este satisfecho, se estiman como:

$$E_i(Mj / ciudad / año) = Pr_i(Mj / ciudad / año) - C_i(Mj / ciudad / año) \quad (16)$$

Siendo  $E_i$  la exportación de cada subcomponente  $i$  (sólo si la producción es mayor al consumo),  $Pr_i$  la producción del componente  $i$ , y  $C_i$  es consumo del subcomponente  $i$ .

Con el fin de evaluar diferencias entre regiones, los datos fueron analizados estadísticamente, mediante un ANOVA Test de Tukey. Las diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) están indicadas mediante distintos colores de las barras en las figuras y distintas letras en las Tablas.

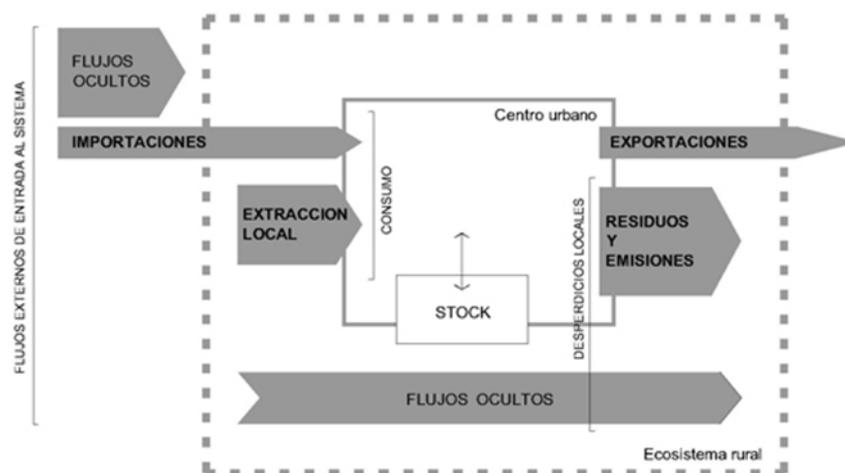


Figura 2: Indicadores derivados del Flujo de Materia y Energía. Adaptado de Matthews *et al.*, (2000). Flujos externos de entrada: importaciones + extracción local + flujos ocultos (no considerados en este análisis); Consumo: importaciones + extracción local; Flujos de salida del sistema: exportaciones; Desperdicios locales: emisiones CO<sub>2</sub> y residuos sólidos urbanos.

## 2.3. RESULTADOS

### 2.3.1 Huella ecológica (HE)

#### 2.3.1.1 Huella ecológica local (HE local)

Los resultados muestran que la región de PO requiere mayor superficie local (ha/persona/año) para satisfacer la demanda urbana, presentando una diferencia significativa con las regiones EP y PI (Figura 3a). La región de PI tiene valores similares a los de EP, sin diferencias significativas, con valores inferiores a 3 ha/persona/año (Figura 3a).

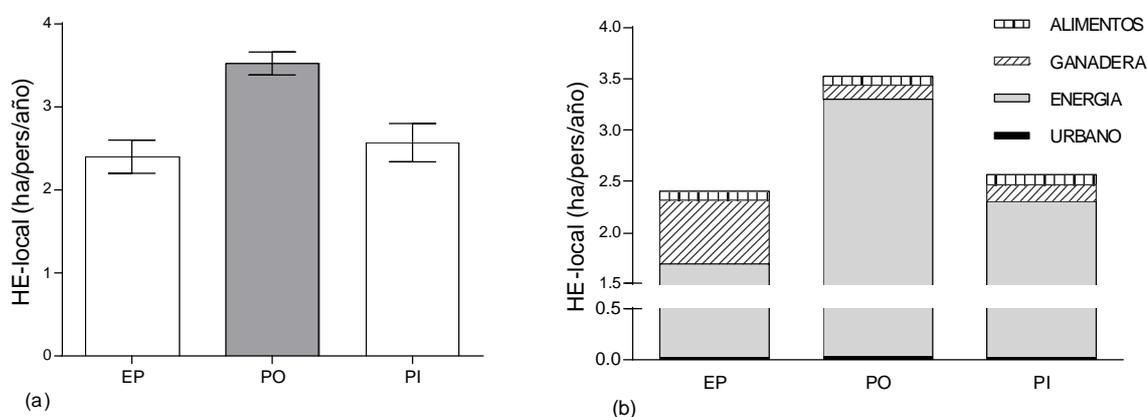


Figura 3: Resultados de la HE local de a) cada región analizada y b) análisis particionado por HE locales de cada componente. Las diferencias de color entre barras indican diferencias significativas:  $P < 0,05$  entre regiones. La variabilidad de los promedios por región se expresa en desvío standard. Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

#### 2.3.1.2 Huella ecológica local: composición

Cuando se analiza el aporte diferencial de cada componente (urbano, energía, ganado y alimentos) al valor total de HE local, pueden explicarse las diferencias observadas, principalmente, a partir de los valores relativos mayores de la HE local

generada por el consumo de energía, donde PO presenta valores mayores a EP y PI (Figura 3b y Tabla 6). En todos los casos, la HE de energía es el componente más importante de la HE local (Figura 3b y Tabla 6). A su vez, la HE de ganado presenta mayor importancia en la región EP que en las regiones pampeanas PO y PI (Figura 3b y Tabla 6). La HE local de alimentos es similar en todas las regiones, así como la urbana, ambas con muy poca incidencia en el valor de HE local (Figura 3b y Tabla 6).

Tabla 6: Participación de cada HE parcial en el valor de la HE local de cada región. Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

REGION	HE local - desglosado por componente							
	Urbano $\pm$ sd		Energía $\pm$ sd		Ganadera $\pm$ sd		Alimentos $\pm$ sd	
EP	1,03%	$\pm$ 0,33%	69,6%	$\pm$ 28,5%	25,2%	$\pm$ 0,03%	3,60%	$\pm$ 0,27%
PO	0,77%	$\pm$ 0,44%	93,5%	$\pm$ 23,1%	3,78%	$\pm$ 0,13%	2,30%	$\pm$ 0,73%
PI	1,02%	$\pm$ 0,25%	89,0%	$\pm$ 39,2%	5,3%	$\pm$ 0,29%	3,95%	$\pm$ 1,88%

La HE local de energía, que incluye el consumo de energía eléctrica y fósil, presenta diferencias significativas entre la región PO y el resto de las regiones (EP y PI) (Figura 4a). En todos los casos, el consumo de combustibles es mayor al consumo de energía eléctrica (Figura 4b), aunque los impactos de los consumos parciales (energía eléctrica y combustibles) no presenta diferencias significativas entre regiones (Figura 4b).

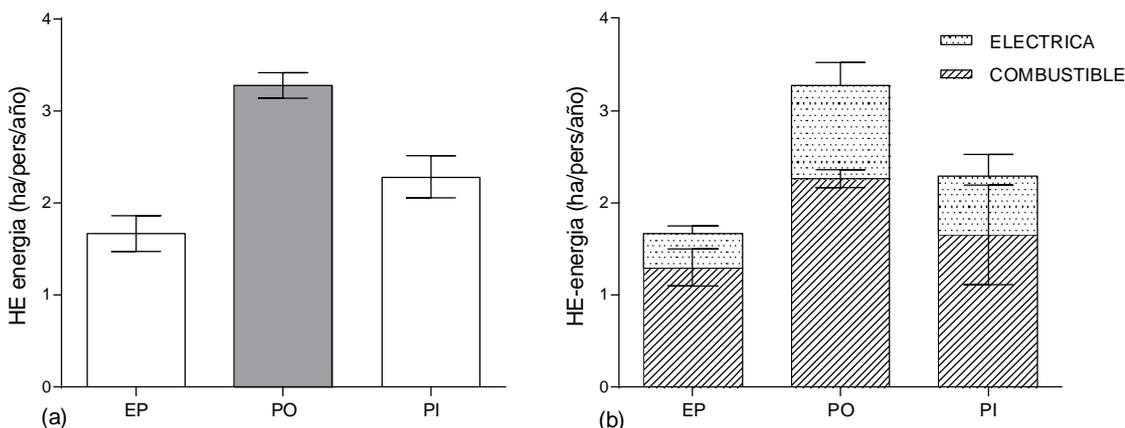


Figura 4: Resultados de la HE local de energía de cada región analizada: a) comparación de medias y desvío standard, las diferencias de color entre barras indican diferencias significativas:  $P < 0,05$ ; y b) análisis particionado por componente de la HE de energía ( $P > 0,05$ ). Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

En el caso de la HE local urbana, no se encuentran diferencias significativas entre regiones, indicando estructuras urbanas similares (Figura 5). La HE local de alimentos es similar a la HE local urbana, también sin diferencias significativas (Figura 6) y con una importancia relativa a la HE local muy baja (Tabla 6).

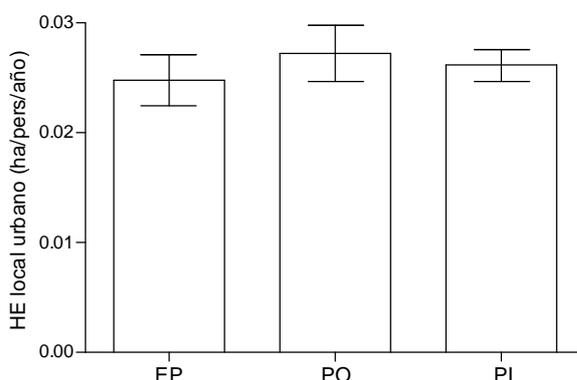


Figura 5: Resultados de la comparación de medias y desvío standard de la HE local urbana de cada región analizada. No se encontraron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ).

Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

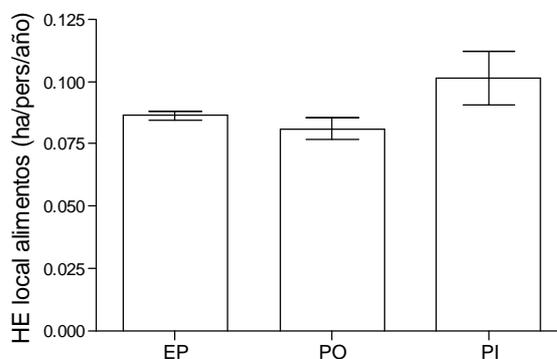


Figura 6: Resultados de la comparación de medias y desvío standard de la HE local de alimentos de cada región analizada. No se encontraron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

En cuanto a la HE local de carne, la misma refleja la oferta ambiental de cada región donde, a niveles de consumo similares, la presión ambiental (expresada en hectáreas locales) aumenta en la región EP (Figura 7). Sin embargo, estas diferencias aumentarían si la producción fuese sin implantación de recursos forrajeros (i.e. una pastura polifítica) y se realizara en los ecosistemas naturales de cada región (e.g. pastizal, monte) (Anexo 7).

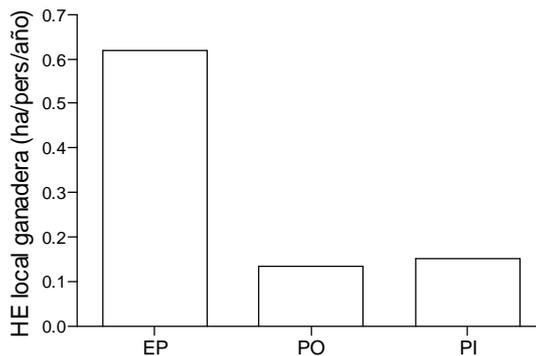


Figura 7: Resultados de la HE local de carne de cada región analizada. Los datos de producción ganadera son regionales por lo cual no presentan variación. Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

### 2.3.1.3 Huella ecológica global (HE global)

Los resultados de HE global muestran que no se encontró un patrón regional (Figura 8a). La estandarización de la HE permite analizar las variaciones en el perfil de consumo, los cuales muestran ser similares. Es decir, al distribuir los recursos homogéneamente en el sistema de referencia (en este caso, se hace a nivel nacional tomando como referencia toda Argentina), los impactos son similares en todas las regiones analizadas (Figura 8b).

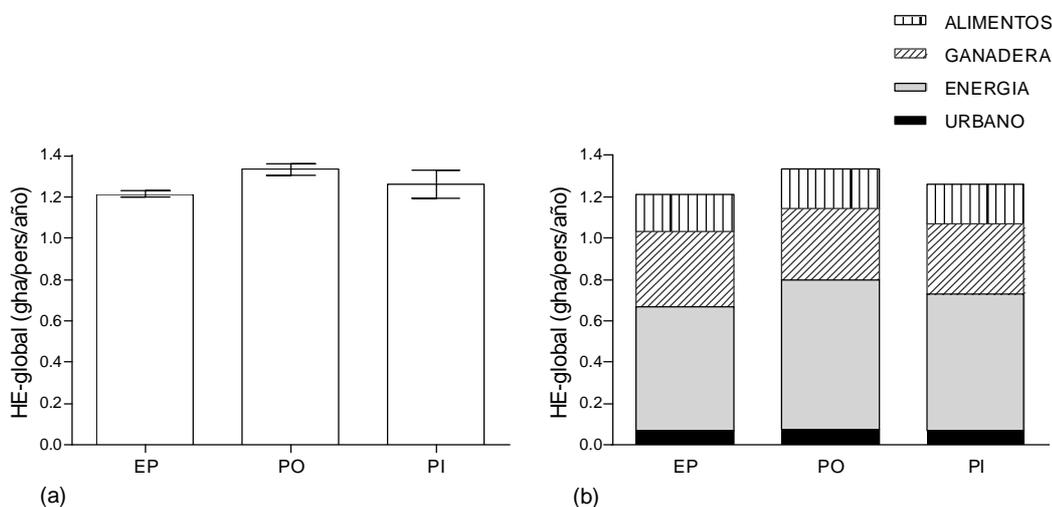


Figura 8: Resultados de la HE global de cada región analizada: a) comparación de medias y desvío standard ( $P > 0,05$ ); y b) análisis particionado por componente de la HE. Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

#### 2.3.1.4 Análisis de variabilidad

En términos generales, existen diferencias con el escenario desfavorable (B), tanto en el análisis de la HE local como global. Esto se debe principalmente a que el año de análisis utilizado (escenario base) mostró resultados más cercanos al escenario favorable “A” que al escenario desfavorable “B” (Tabla 8). En el análisis de la HE local, las diferencias entre el escenario base y escenario “B” muestran ser muy amplias, duplicando el tamaño de la HE local en regiones más susceptibles a cambios productivos, como la región EP. Por otro lado, las regiones pampeanas muestran menor variación. La HE global también muestra mayor variación con el escenario “B”. Sin embargo, las variaciones entre regiones son menores (Tabla 8).

Tabla 8: Variación de los valores de HE local y global para las regiones analizadas en función del escenario base, considerando para la HE local un escenario favorable (A): mismo consumo con rendimientos más altos; y un escenario desfavorable (B): mismo consumo con rendimientos menores. Para la HE global, el cálculo incorpora variación de los FR y Feq. Las diferencias significativas entre escenarios para una misma región y por HE están indicadas con letras distintas ( $P < 0,05$ ). Referencias: HE, huella ecológica; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

REGION	HE LOCAL			HE GLOBAL		
	A	Base	B	A	base	B
<b>EP</b>	1,95 a	<b>2,40</b> a	4,84 b	1,11 a	<b>1,21</b> a	1,87 b
<b>PO</b>	3,30 a	<b>3,52</b> a	4,40 b	1,20 a	<b>1,33</b> a	2,17 b
<b>PI</b>	1,98 a	<b>2,56</b> ab	3,10 b	1,14 a	<b>1,26</b> a	2,05 b

### 2.3.2 Análisis de flujos de Materia y Energía (MEFA)

#### 2.3.2.1 Tablas de balance (entradas-salidas)

Las regiones analizadas muestran niveles de consumo, dependencia y producción similar a escala de ciudad. Por un lado, son capaces de exportar entre el 92% y 99% de su producción agropecuaria; pero, por otro lado, demandan un flujo de entrada a modo de importación entre el 92% y 94% (Tabla 9). La Tabla 10 muestra los valores previamente descriptos por persona, donde pueden analizarse los datos en relación al perfil de consumo, sin considerar la variación por el tamaño de la población. En este caso, los valores son similares, sin diferencias entre regiones (Tabla 10).

La región de PO es una de las regiones más productivas de Argentina (Viglizzo y Jobbagy, 2010). Sin embargo, los resultados muestran que no existen diferencias entre regiones (Tabla 9). La región de PI, con el nivel de producción más bajo, muestra una variabilidad intrarregional muy grande (Tabla 9). Sin embargo, estos datos reflejan, en parte, las diferencias en los tamaños de cada Departamento. Si se evalúa la capacidad productiva de cada región por unidad de superficie (km<sup>2</sup>), la región de PO muestra ser la más productiva con menor variabilidad, mientras que la región de PI muestra valores opuestos, con diferencias significativas (Tabla 10).

Otro flujo de salida del sistema urbano son los desechos, que dependen, por un lado, del nivel y tipo de consumo (desechos de residuos sólidos urbanos) y del nivel de consumo energético (emisiones de CO<sub>2</sub>), por otro. Los resultados muestran que los

flujos promedio por ciudad son muy similares en las tres regiones (Tabla 9). Sin embargo, estos flujos calculados por persona presentan una variabilidad mayor. La región de PO muestra los valores más altos, mientras que los más bajos corresponden a la región EP (Tabla 10).

Tabla 9: Valores promedio y desvío standard de los flujos que componen el metabolismo urbano, diferenciados por tipo y región analizada, expresados por ciudad. Los datos de importaciones, consumo local y exportaciones se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). Los valores están expresados en millones. Las diferencias significativas entre regiones están indicadas con letras distintas ( $P < 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

REGION	Consumo $\pm$ sd		Producción $\pm$ sd		Desperdicios $\pm$ sd	
	(Mj/cdad)	(% importado)	(Mj/cdad)	(% exportado)	(Tn/cdad)	
EP	1168 a $\pm$ 221	92,7% a	5932 a $\pm$ 2109	98,5% a	0,027 a $\pm$ 0,003	
PO	1393 a $\pm$ 180	93,4% a	9514 a $\pm$ 2970	99,0% a	0,036 a $\pm$ 0,005	
PI	1460 a $\pm$ 450	93,3% a	4135 a $\pm$ 4610	92,4% a	0,037 a $\pm$ 0,011	

Tabla 10: Valores promedio y desvío standard de los flujos de la Tabla 9 relativizados por persona o  $\text{km}^2$ . Las diferencias significativas entre regiones están indicadas con letras ( $P < 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

REGION	Consumo $\pm$ sd		Producción $\pm$ sd		Desperdicios $\pm$ sd	
	(Mj/pers)		(Mj/ $\text{km}^2$ )		(kg/pers)	
EP	40,2 a $\pm$ 5,94		3752 ab $\pm$ 2312		0,94 a $\pm$ 0,07	
PO	49,7 a $\pm$ 1,67		7392 a $\pm$ 764		1,29 b $\pm$ 0,07	
PI	47,4 a $\pm$ 10,2		1072 b $\pm$ 1019		1,19 ab $\pm$ 0,15	

### 2.3.2.2 Consumo

El análisis por persona muestra que el consumo energético es el más importante (mayor al 90%, compuesto principalmente por el consumo de combustibles), mientras que el consumo de alimentos (carnes, oleaginosas, cereales y otros alimentos) representa el remanente del 10% (Figura 9a). Cuando se desglosa el consumo de la fracción remanente de la energía (ca. 10%), no es posible encontrar un patrón diferencial por región (Figura 9b).

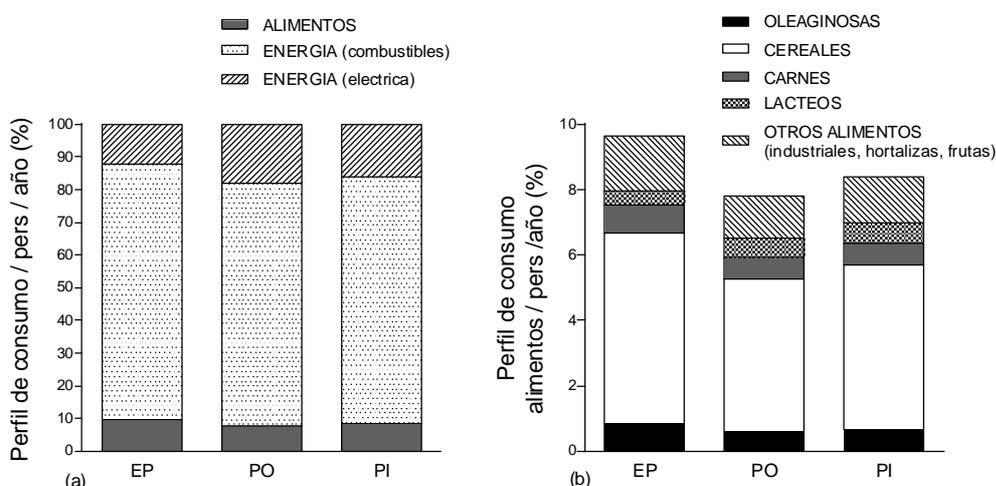


Figura 9: Composición general del consumo promedio por región: alimentos y energía (a) y partición del consumo de alimentos por persona (b). Los datos se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

### 2.3.2.3 Producción

Los resultados muestran que en todas las regiones la principal producción corresponde al cultivo de oleaginosas, seguido por el cultivo de cereales (Tabla 11). La región de EP muestra una mayor concentración en la producción de oleaginosas, seguida de la producción de cereales. En cambio, las regiones de PO y PI muestran una mayor diversificación de la producción, con menor porcentaje de oleaginosas y mayor

porcentaje del resto de la producción: cereales, producción ganadera, hortalizas y producción lechera. Sin embargo, no se encuentran diferencias entre regiones por tipo de producción (Tabla 11).

Tabla 11: Valores porcentuales promedio y desvío standard por componentes de la producción y por región analizada. Los datos se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). N/D: sin datos. No se encontraron diferencias significativas entre regiones, las mismas están indicadas con letras ( $P > 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

REGION	Producción						Otros alimentos	
	Oleaginosas $\pm$ sd		Cereales $\pm$ sd		Carnes $\pm$ sd		$\pm$ sd <sup>2</sup>	
EP	84,9% a	$\pm$ 8,5	14,9% a	$\pm$ 8,6	0,13% a	$\pm$ 0,06	N/D	N/D
PO	68,2% a	$\pm$ 1,1	31,5% a	$\pm$ 1,0	0,20% a	$\pm$ 0,02	0,05%	$\pm$ 0,03
PI	66,1% a	$\pm$ 21,4	26,9% a	$\pm$ 20,3	6,36% a	$\pm$ 6,57	0,85% <sup>1</sup>	$\pm$ 0,29

<sup>1</sup> Las Flores no registra producción de cultivos industriales y/u hortícolas (otros alimentos).

<sup>2</sup> Incluye hortalizas, lácteos y cultivos industriales

La producción de oleaginosas está, a su vez, representado principalmente por el cultivo de soja, siendo el cultivo más importante en todas las regiones. Debido a que no se cumple el supuesto de homogeneidad de varianzas, se realizó una prueba no paramétrica, donde no se encontraron diferencias significativas (Figura 10).

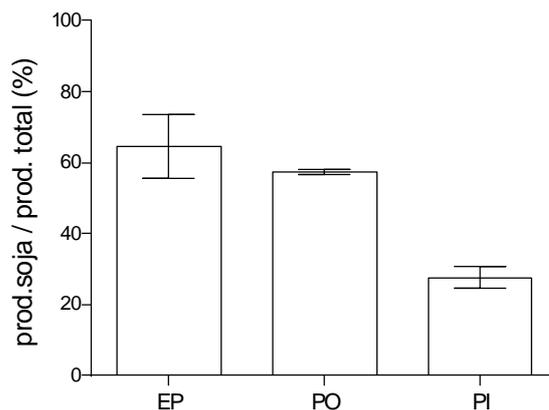


Figura 10: Porcentaje promedio y desvío standard de producción de soja en relación a la producción total por región. Los datos se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). No se encontraron diferencias significativas, Prueba Kruskal Wallis ( $P > 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

### 3.2.4 Importación y exportación

Los resultados de la relación entre el consumo y la importación muestran que gran parte del consumo debe ser importado de otros sistemas, ya que el sistema no es capaz de suplir la demanda local. Esto se debe principalmente al consumo energético, el cual representa más del 90% del consumo total (Figura 9a), y debe ser importado en su totalidad (Tabla 12).

Tabla 12: Valores porcentuales promedio y desvío standard del consumo por componente que deben ser importados para suplir la demanda por región, calculados a partir de datos convertidos a unidades energéticas (Mj). N/D: sin datos. Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

REGION	Importación para el consumo						Otros alimentos		Energía
	Oleaginosas ± sd	Cereales ± sd	Carnes ± sd		± sd <sup>2</sup>		± sd <sup>1</sup>		
EP	0%	0	0%	0	29,5%	± 11,8	N/D	0	100%
PO	0%	0	0%	0	0%	0	99,5%	± 0,22	100%
PI	0%	0	0%	0	0%	0	99,6%	± 0,62	100%

<sup>1</sup> El total de la energía consumida es importada en todos los casos.

<sup>2</sup> Incluye hortalizas, lácteos y cultivos industriales

Con respecto a aquellos bienes que son producidos localmente, tales como oleaginosas, cereales, productos ganaderos, hortalizas y lácteos, todas las regiones suplen el consumo total de alimentos basados en cereales y oleaginosas (Tabla 11). Sin embargo, en el caso del consumo de carne, este patrón no se cumple con respecto a la producción de carne, donde las regiones de PO y PI suplen el consumo en su totalidad, mientras que la región EP cubre ca. el 70% de la demanda urbana. En el caso de “Otros alimentos”, donde se incluyen componentes tales como hortalizas, lácteos y cultivos industriales, la región EP no registra ningún tipo de producción. Por otro lado, las regiones de PO y PI registraron un nivel mínimo de producción local de hortalizas y lácteos, por lo que el nivel de importación no es absoluto (Tabla 12). Sin embargo, es posible que exista cierto nivel de producción y comercio informal que no se encuentre registrado en las bases de datos utilizadas en este análisis.

Con respecto a las exportaciones, gran parte de lo producido es exportado, principalmente porque la producción se concentra, para todas las regiones, en los cultivos de cereales y oleaginosas (Tabla 13). Aunque los productos a base de cereales son el principal componente del consumo de alimentos, la producción de este cultivo genera excedentes. Por otro lado, las oleaginosas, que ocupan el primer lugar en el tipo de producción, tienen una demanda urbana relativamente baja para el consumo interno. En los casos de las regiones de PO y PI, también existen excedentes de producción

ganadera que, en el caso de la región PI, muestra diferencias significativas, alcanzando el 89,2% (Tabla 13).

Tabla 13: Valores porcentuales promedio y desvío standard de la producción que son exportados por componente por región, calculados a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). N/D: sin datos. Las diferencias significativas entre regiones están indicadas con letras ( $P < 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

REGION	Producción exportada						Otros	
	Oleaginosas $\pm$ sd		Cereales $\pm$ sd		Carnes $\pm$ sd		alimentos <sup>2</sup>	Energía
EP	99,8% a	$\pm$ 0,04	89,5% <sup>a</sup>	$\pm$ 8,59	0%	0	N/D	0
PO	99,9% a	$\pm$ 0,03	97,7% <sup>a</sup>	$\pm$ 0,57	49,4% a	$\pm$ 12,0	N/D	0
PI	98,8% a	$\pm$ 1,56	75,0% <sup>a</sup>	$\pm$ 28,0	89,2% b	$\pm$ 3,40	61,1% <sup>1</sup>	0

<sup>1</sup> Chascomús únicamente registra mayor producción de leche que consumo local.

<sup>2</sup> Incluye hortalizas, lácteos y cultivos industriales

Tanto los flujos que definen la dependencia con otros sistemas para abastecer a la ciudad, como los flujos de exportación de la producción excedente muestran valores mayores al 90% (Tabla 14). Es decir, todas las regiones presentan una alta dependencia para abastecerse y, a su vez, producen gran cantidad de excedente de bienes agropecuarios que son exportados. Los valores de importación incluyen la energía (eléctrica y combustible) que es el consumo más importante e importado en su totalidad. Tanto en la relación importación/consumo como exportación/producción, las diferencias entre regiones no son significativas (Tabla 14). Sin embargo, al evaluar la relación importación/consumo sin considerar el consumo directo de energía (eléctrica y fósil), los resultados muestran un nivel alto de vinculación entre la demanda urbana y su

entorno rural en todas las regiones analizadas sin diferencias significativas entre ellas, alcanzando valores en el rango de 75-81% (Figura 11).

Tabla 14: Valores porcentuales promedio y desvío standard de importación, en relación al consumo, y de exportación, en relación a la producción, por región. Los datos se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). No se encontraron diferencias significativas entre regiones, las mismas están indicadas con letras ( $P > 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

REGION	Importación $\pm$ sd		Exportación $\pm$ sd	
EP	92,7% a	$\pm$ 1,17	98,5% a	$\pm$ 0,49
PO	93,4% a	$\pm$ 0,28	99,0% a	$\pm$ 0,19
PI	93,3% a	$\pm$ 1,29	92,4% a	$\pm$ 9,67

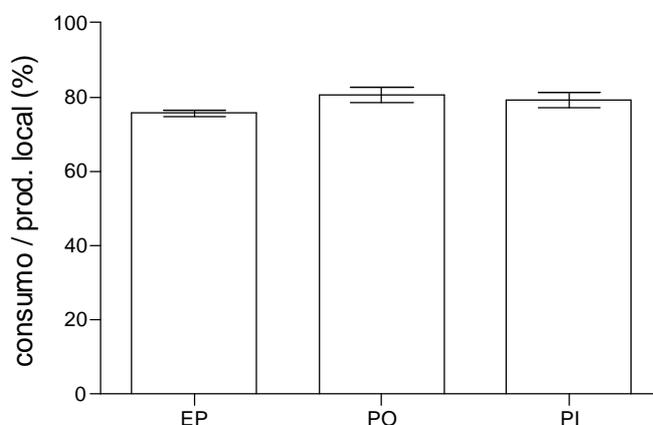


Figura 11: Valores porcentuales de acoplamiento entre la ciudad y su entorno rural en relación al consumo, sin considerar el consumo energético. El gráfico muestra la comparación de medias con desvío standard. No se encontraron diferencias significativas ( $P > 0,05$ ). Los datos se calcularon a partir de los datos convertidos a unidades energéticas (Mj). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

### 2.3.2.5 Residuos y emisiones

Las emisiones de CO<sub>2</sub> representan el principal flujo de desechos (entre el 74 y 80%) (en la Tabla 9 se presentan los datos totales de desechos y la Figura 12a muestra el valor correspondiente a emisiones de CO<sub>2</sub>). Sin embargo, los RSU son depositados en rellenos sanitarios limitando otros posibles usos del suelo (Figura 12b). Las emisiones de CO<sub>2</sub> se eliminan en forma gaseosa, siendo una problemática más importante en escalas jerárquicas mayores (Figura 12a). En ambos casos, el nivel de desechos de RSU y CO<sub>2</sub> son similares en todas las regiones (Figura 12a y b).

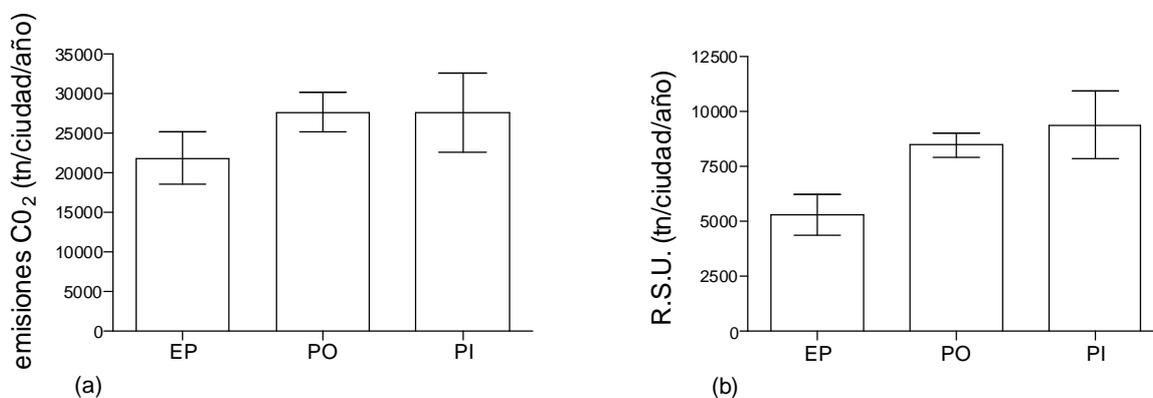


Figura 12: a) Emisiones de CO<sub>2</sub>, y b) Residuos Sólidos Urbanos (RSU), por región. En ningún caso existieron diferencias significativas entre regiones ( $P > 0,05$ ). Referencias: EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

## 2.4. DISCUSION

### 2.4.1 Objetivo 1

**¿Cómo es la relación entre la intensidad de la demanda urbana de bienes y servicios y la capacidad de suplirla por parte de los ecosistemas rurales circundantes?**

Los resultados obtenidos muestran características similares en términos funcionales con algunas diferencias en las capacidades de proveer determinados bienes o servicios. La región de PO requiere mayor superficie bioproductiva respecto al resto de las regiones (EP y PI). Sin embargo, esta diferencia está explicada por las distintas capacidades de los paisajes de secuestrar el carbono emitido producto del consumo (HE de energía). En el caso de la región PO, muestra una capacidad muy baja, ya que la base de datos utilizada no registra crecimiento de biomasa forestal como las regiones EP y PI (Anexo I). Sin embargo, Ghera y otros (2002) muestran que existe un aumento de la superficie forestal en esta región, la cual también podría estar secuestrando carbono, disminuyendo el tamaño de su huella. Aun así, la HE local de energía tiene una importancia relativa muy alta en todas las regiones.

Por otro lado, la producción ganadera en la región EP presenta mayor nivel de presión con un nivel de consumo similar. Las limitaciones climáticas, debido principalmente al régimen de precipitaciones (Rearte, 2008), generan una menor capacidad en la producción ganadera. La incorporación de recursos forrajeros permite reducir las diferencias entre los niveles productivos de las distintas regiones, las cuales serían mayores si las regiones dependieran únicamente de la oferta de los ecosistemas naturales (Anexo 7). Sin embargo, el nivel de consumo de carne en la región EP es similar al resto de las regiones, aumentando el tamaño de su HE local.

El resto de los componentes (urbano y alimentos), que conforman el total de la huella, presentan resultados similares y relativamente bajos con respecto a los previamente descritos (energía y ganadero). La superficie urbana ocupada, que incluye los rellenos sanitarios, es similar en todas las ciudades. Esto puede explicarse porque todas las regiones analizadas tienen aproximadamente el mismo tamaño poblacional y similar morfología urbana. Por otro lado, la capacidad de producir bienes agrícolas no muestra diferencias, como en el caso de la producción ganadera. Por el contrario, todas las regiones presentan una capacidad similar en proveer alimentos provenientes de cultivos agrícolas, incluso en la región EP, que se ubica en una región semiárida, más limitada para la producción agrícola. Es decir, a diferencia de la producción ganadera, la importación de tecnologías agrícolas en ecosistemas ambientalmente contrastantes como EP, donde la producción de granos y oleaginosas no era viable hasta hace algunas décadas, actualmente responde con rendimientos similares a la región PO.

Por otro lado, el cálculo de la HE global permite realizar comparaciones con otros análisis así como evaluar los perfiles de consumo bajo el supuesto de que los recursos deben repartirse equitativamente en todas las poblaciones, indistintamente de la bioproductividad local. De esta forma, se evita el sesgo en resultados similares de HE local que pueden ser producto de alto nivel de consumo con bioproductividad alta y bajo nivel de consumo con bioproductividad baja. En este caso, los perfiles regionales de consumo son similares, siendo las diferencias en las HE locales (i.e. HE energía en PO y HE ganadera en EP) debido a las distintas bioproductividades.

Los resultados de la variabilidad de los valores de HE (local y global) reportados muestran que existe mayor variación con respecto al escenario desfavorable, lo que indica que el año de análisis (escenario base) corresponde a un año con rendimientos relativamente altos. En el caso de la HE local, donde los resultados dependen de la

productividad de cada región, EP muestra mayor variación, indicando que los rendimientos son más susceptible a las variaciones interanuales, lo cual puede estar asociado a mayor vulnerabilidad ambiental (Manuel-Navarrete *et al.*, 2009). En el caso del análisis de la HE global, los resultados muestran una variabilidad mayor entre escenarios. Sin embargo, las variaciones entre regiones son similares, debido a que los valores de productividad están normalizados a los rendimientos nacionales. En términos generales, los resultados de la HE local y global muestran que la metodología es sensible a las variaciones interanuales de productividad, generando resultados significativamente distintos.

Otros análisis realizados de HE, aunque normalizados para la escala mundial (generalmente estimados a partir de indicadores económicos), muestran valores aproximados entre 1 y 13gHa para el resto de los países del mundo (*Global Footprint Network*, 2008). En esta tesis, los resultados muestran valores muy bajos respecto a los reportados a escala global (entre 1,21 y 1,33gHa), similares a los valores de India, con una huella de 1,06gHa (McDonald y Patterson, 2004). Los valores publicados de HE global para Argentina se encuentran en el orden de las 3gHa (*Global Footprint Network*, 2008), siendo los resultados encontrados menores tanto en relación a las HE globales de otros países como del país de referencia. Sin embargo, los valores de HE global calculados en esta tesis están estimados a partir de la bioproductividad Argentina (7gHa/persona/año; *Global Footprint Network*, 2008), superior a los valores de bioproductividad promedio mundial (1,8 gha/persona/año; *Global Footprint Network*, 2008). La discusión planteada es, si un país con alta capacidad bioproductiva como Argentina, puede exceder el promedio mundial de utilización de recursos; mientras que un país como Egipto, a manera de ejemplo, con una huella de 1,2 gha/persona/año es considerado sustentable aunque sobrepasa su capacidad bioproductiva (0,2

gha/persona/año, *Global Footprint Network*, 2008). Hoy en día no existe un consenso en la comunidad científica de cómo deben distribuirse los recursos del planeta. Considerar la capacidad de cada paisaje de proveer bienes y servicios puede plantear disimilitudes en las distintas regiones del planeta. Sin embargo, la distribución equitativa de recursos (*fare share*) plantea como base la necesidad de los flujos de materia y energía a través de distintas regiones, dependientes de energía, promoviendo el desacople espacial entre el consumo y la producción.

#### 2.4.2 Objetivo 2

**¿Cuál es el nivel de dependencia (en términos de flujos de materia y energía) de las ciudades respecto a su entorno local y a otros más distantes?**

Los resultados del análisis MEFA (complementarios a la huella ecológica) muestran que todas las ciudades producen excedentes que generan un gran flujo de salida y que, a su vez, son fuertemente dependientes de flujos externos para satisfacer la demanda local, producto principalmente del consumo energético. Sin embargo, si se evalúa el nivel de vinculación entre las fases urbano-rural desde la perspectiva del consumo, considerando únicamente el consumo bienes agropecuarios (carnes y alimentos), los resultados muestran una relación alta de consumo/producción (entre el 75 y 81%).

El acoplamiento entre consumo y producción de bienes agropecuarios se logra destinando una pequeña parte de la producción total, ya que todas las regiones generan bienes agrícolas que exceden la demanda urbana total, los cuales son exportados (entre el 92% y 99%). La región EP muestra una producción más orientada a satisfacer demandas externas (e.g. producción de oleaginosas, particularmente soja, cuyo consumo

interno representa menos del 1%), mientras que las regiones pampeanas muestran mayor capacidad de suplir distintos tipos de consumo, debido a que presentan una producción más diversa. A su vez, es posible que exista cierto nivel de comercio informal, principalmente asociado a la producción hortícola, el cual suele ubicarse en las periferias urbanas (de Bon *et al.*, 2010), que no figure en las bases de datos utilizadas, aumentando el nivel de vinculación. Las regiones productivas más jóvenes, como EP, que se han incorporado recientemente a la matriz agropecuaria de producción de granos, parecen priorizar demandas externas sobre flujos locales; mientras que regiones con mayor historia agropecuaria muestran una producción más diversa y con mayor capacidad de proveer distintas demandas urbanas locales (Zak *et al.*, 2004).

El consumo de energía representa más del 90% del consumo, el cual es importado en su totalidad, ya que ninguna de las ciudades analizadas es proveedora de combustibles fósiles o energía eléctrica. A su vez, este consumo genera un flujo desde la ciudad a modo de emisiones de CO<sub>2</sub> que produce un impacto a escala regional y/o global. Aunque este impacto ambiental puede ser poco significativo a escala local, el aporte de emisiones de CO<sub>2</sub> antrópicas contribuye a una problemática de mayor escala como es el cambio climático. Por otro lado, parte de esta energía puede ser utilizada para la producción de bienes primarios y/o secundarios la cual es exportada en gran parte (i.e. todas las ciudades son exportadoras de materia prima, y Salto, Colón y Chascomús tienen cierto nivel de desarrollo industrial). La energía también puede ser vendida como combustible, como en los casos de Dolores y Chascomús, las cuales son proveedoras de combustible para el turismo. En estos casos, parte del consumo energético estaría saliendo del sistema a modo de exportación.

Los RSU son parte del flujo de desechos junto con las emisiones de CO<sub>2</sub>, que aunque su proporción en términos de flujos es menor, estos últimos tienen un impacto

negativo a escala periurbana muy importante por su sistema de eliminación a modo de relleno sanitario. En términos generales para Argentina, la recolección de RSU se realiza de forma no selectiva lo que complejiza los procesos de reciclado. Aunque existe una porción que es recuperada informalmente para su reciclaje, gran parte de los RSU son destinados a acopios controlados por parte de los municipios. Debido a los efectos de contaminación del suelo asociado a los rellenos, estas áreas tienden a quedar fuertemente limitadas en su uso. Existen algunos experimentos por parte del Instituto Nacional de Tecnología Industrial para la generación de energía, pero estos se encuentran únicamente en el Área Metropolitana de Buenos Aires (CEAMSE, 2014).

## **CAPITULO III**

Descripción de la estructura espacial de los paisajes urbano-rurales

### 3.1. INTRODUCCION

La descripción de la estructura espacial permite incorporar la heterogeneidad del paisaje al análisis funcional y así evaluar cómo estas características condicionan las relaciones entre la fase rural y urbana (Luck *et al.*, 2001). De esta forma, es posible conocer la capacidad de cada paisaje de proveer uno o más bienes y/o servicios simultáneamente, o incluso ninguno (Van der Bergh, 1998) en relación con la demanda de las ciudades (Luck *et al.*, 2001).

A su vez, la demanda urbana asociada a un recurso y su disponibilidad puede generar competencia o sinergia entre ciudades, resultando en una dependencia sobre otros sistemas a través de la importación o la maximización de la provisión y/o utilización de dicho recurso (Luck *et al.*, 2001). Sin embargo, paisajes con alto nivel de complejidad funcional pueden no mostrar mismo nivel de complejidad en su estructura espacial (Vila Subirós *et al.*, 2006; Papadimitriou, 2002). Impactos similares entre ciudades, en términos funcionales, pueden variar su magnitud si se considera la estructura del paisaje circundante a las ciudades (Van der Bergh, 1998). Por esta razón, el considerar la apropiación de recursos de forma espacialmente explícita permite incluir en el análisis no sólo la calidad y disponibilidad de cada recurso (i.e. heterogeneidad del paisaje), sino también la capacidad de proveerlos simultáneamente (e.g. un bosque puede proveer leña, secuestrar carbono y mitigar los efectos de erosión del suelo al mismo tiempo).

El análisis bibliográfico muestra que las descripciones estructurales tienden a analizar a las ciudades o paisajes excluyendo las relaciones locales (Lewis y Brabec, 2005). Por otro lado, las metodologías que describen sus aspectos funcionales (Wackernagel y Rees, 1996; Haberl *et al.*, 2004) evalúan a las ciudades considerando su

dependencia sobre los ecosistemas naturales y/o rurales independientemente de su ubicación geográfica (Luck *et al.*, 2001). Existen algunos ejemplos de análisis estructural del paisaje vinculado principalmente al mapeo de servicios de los ecosistemas (Caride *et al.*, 2012; Eigenbrod *et al.*, 2010; Egoh *et al.*, 2008; Raymond *et al.*, 2009) y, en algunos casos, dichos análisis están vinculados a la demanda urbana (Chen *et al.*, 2009; Wrabka *et al.*, 2004; Troy y Wilson, 2006; Luck *et al.*, 2001). Sin embargo, la complementación de metodologías a fin de lograr un análisis funcional y estructural de los paisajes urbano-rurales es novedosa.

### **3.1.1 Oferta de bienes y servicios del paisaje urbano-rural**

Basado en lo anterior, la metodología de la HEe (Luck *et al.*, 2001) resulta de gran utilidad, ya que incorpora a la metodología de HE local (Wackernagel y Silverstein, 2000) la capacidad de analizar, dentro de la escala de interacción correspondiente, a la heterogeneidad del paisaje. En este sentido, el procedimiento de análisis presentado en este capítulo permite abordar algunas de las críticas más frecuentes que enfrenta la huella ecológica, la cual asume que cada unidad de paisaje es capaz de proveer un único bien o servicio y que es homogéneo en el espacio (Van der Bergh, 1998; Fiala, 2008, Erb, 2004). De esta manera, es posible analizar la apropiación de los recursos de forma más realista que con la HE local y global (o no-espacialmente explícita), incorporando no sólo el transporte de recursos dentro del análisis sino también identificando potenciales factores ecológicos limitantes y eficiencia en el uso de los recursos de cada una de las ciudades analizadas (Lewis and Brabec, 2005). Por otro lado, también es posible analizar cómo distintas ciudades compiten por los mismos recursos y cómo eso afecta la huella de cada una de ellas, ya que un mismo recurso no puede ser apropiado por dos ciudades cercanas simultáneamente (Luck *et al.*, 2001).

Resulta claro que al considerar la heterogeneidad del paisaje, la HEe resultante puede variar en su forma y/o dimensión (i.e. extensión o radio). Sin embargo, la estimación de la HEe puede resultar en cambios no sólo de forma sino también de tamaño (i.e. superficie de la huella). La razón de esta variación de tamaño se basa en que, al evaluar y cuantificar la heterogeneidad del paisaje en términos de recursos, es posible calcular el balance entre oferta y demanda ambiental (i.e. presión ambiental) de manera más precisa, sin recurrir a valores promedio para la provisión de bienes o servicios de los ecosistemas (e.g. región, departamento, nación). A su vez, la cuantificación de los atributos de la HEe permite obtener indicadores basados en los fundamentos de ecología del paisaje sobre la configuración espacial (Vila Subirós *et al.*, 2006). El análisis de estos indicadores permite evaluar cuantitativamente las características estructurales del paisaje (i.e número de parches, tamaño medio del parche y relación perímetro/área). El número de parches y su tamaño medio depende principalmente del tamaño de cada HEe y del nivel de fragmentación del paisaje, complementando el dato de extensión de cada HEe; mientras que la relación perímetro/área se asocia al nivel de complejidad de cada patrón. El análisis de estos aspectos permite evaluar de qué manera la estructura de un paisaje particular puede estar asociada al balance entre la oferta y demanda de materia y energía.

### **3.1.2 Estructura espacial del paisaje urbano-rural**

La sociedad, a través de las actividades humanas, representa la variable ecológica dominante en la configuración del paisaje (Vila Subirós *et al.*, 2006). La apropiación de ecosistemas naturales por parte de la sociedad afecta la configuración espacial del paisaje, mostrando mayor grado de transformación en las áreas más cercanas a las ciudades (Lewis y Brabec, 2005). La teoría de Von Thunen (1826),

basada en un argumento económico, plantea que la configuración espacial de los paisajes urbano-rurales depende de la relación entre ambas fases, ubicando a los patrones agrícolas en el entorno periurbano y a los sistemas naturales o seminaturales en lugares más alejados (Luck *et al.*, 2001). La ubicación particular de cada patrón agrícola (e.g. cereales, oleaginosas, hortalizas) dependería de los costos de la tierra y del transporte al mercado de consumo. Por lo tanto, la configuración de la estructura del paisaje urbano-rural sería el resultado del balance entre el valor de cada producto y del costo de transporte a la ciudad. Esta teoría considera únicamente las relaciones locales, donde la producción rural tiene como único destino suplir el consumo de la ciudad y, a su vez, el consumo urbano que depende únicamente de su entorno rural. Revisiones posteriores plantean que, contrariamente a la teoría de Von Thunen, el nivel de intensidad agrícola aumenta con la distancia al centro de la ciudad, debido a la mayor disponibilidad y menor costo de la tierra, y que la estructura del paisaje se articularía a partir de procesos de auto-organización (Sinclair, 1967; Beckmann, 1972; Marchand, 1984). Sin embargo, como se planteó en la descripción funcional, los paisajes urbano-rurales son complejos y presentan intercambios de flujos de materia y energía con otros sistemas a escala local, regional y global, jerarquizando distintos factores que determinan la estructura del paisaje (Liu *et al.*, 2013).

Con el objeto de determinar la relación entre la ciudad y los distintos usos de la tierra, cada patrón de paisaje puede ser analizado de forma continua a partir de herramientas de la geoestadística, como los variogramas y los correlogramas (Rossi *et al.*, 1992). Los resultados de ambos análisis pueden determinar puntos de inflexión, valores mínimos y máximos o tasas de cambio de cobertura de distintos usos de la tierra en función de la distancia o *lags* a la ciudad, que contendrán información de la distribución espacial de los usos de la tierra y la fragmentación del paisaje. Por otro

parte, el análisis de clasificación de imágenes satelitales de distintos períodos permite realizar evaluaciones de tasas de cambio en el uso de suelo y realizar proyecciones a futuro. Todo este marco analítico permite evaluar los cambios en el paisaje en función de la distancia a la ciudad (Wiegand y Moloney, 2004), y evaluar en qué medida la ciudad es estructurante de la configuración espacial del paisaje rural.

El objetivo general de este capítulo es incorporar aspectos de la estructura del paisaje al análisis funcional presentado en el Capítulo II. Estos aspectos serán cumplimentados mediante 1) el cálculo de la HEE y de cada uno de sus componentes junto con el análisis de los patrones obtenidos mediante indicadores en cada una de las tres regiones estudiadas; y 2) la descripción de la distribución de los patrones de uso de la tierra en función de la distancia a la ciudad en cada caso (von Thünen, 1826; Peet, 1970).

### **3.2. MATERIALES Y METODOS**

La descripción estructural del paisaje se realizó a partir de dos metodologías: 1) la HEE que permite evaluar el balance entre oferta y demanda ambiental (i.e presión ambiental); pero a diferencia de la evaluación del Capítulo II, aquí se considera además la heterogeneidad del paisaje como moduladora de la oferta de recursos (Luck *et al.*, 2001); y 2) el análisis geoestadístico del paisaje urbano-rural, que permite evaluar cómo se distribuyen los patrones de uso del suelo a partir de la interacción entre las fases urbano y rural (Lewis y Brabec, 2005).

### **3.2.1 Caracterización estructural del paisaje de los sitios de estudio**

La caracterización estructural se basó en los datos presentados en el Capítulo II, en lo que respecta a la oferta y demanda de bienes de los usos de la tierra en los paisajes considerados. Para caracterizar la oferta ambiental de manera espacialmente explícita, se utilizó una imagen Landsat 5 TM por región, restringiendo el análisis de este capítulo a dos ciudades en las regiones PO y PI (Tabla 15). La Tabla 15 sintetiza la información utilizada en la descripción estructural de este capítulo, la cual se complementa con parte de la información utilizada en la descripción funcional del Capítulo II (Tablas 1 y 2).

En las clasificaciones realizadas en las regiones EP y PI, se obtuvieron las clases: urbano, agua, pastizal (con recursos forrajeros), agrícola (incluye los distintos cultivos) y bosque. Estas clases se obtuvieron a partir de una primera clasificación de 20 clases, las cuales fueron agrupadas por afinidad de su firma espectral; es decir, en función de los valores de reflectancia obtenidos de las distintas bandas de la imagen. Para evaluar las clasificaciones realizadas con las imágenes de las regiones EP y PI, se utilizó como verdad de campo información obtenida de Google Earth correspondiente al mismo año. Para ello, se sortearon sitios al azar en la imagen LANDSAT, aproximadamente un 2% de la superficie total de la imagen, y en estos sitios se evaluó visualmente la relación entre la clasificación LANDSAT y la cobertura o uso del suelo observado en las imágenes de Google Earth. Con esta información, se realizaron matrices de confusión reportando los valores de errores de omisión (i.e. uso del suelo<sub>i</sub> que la clasificación no incluyó dentro de ese patrón) y comisión (i.e. uso del suelo<sub>i</sub> que la clasificación incluyó erróneamente dentro de ese patrón), así como el porcentaje total de acierto. Para la región PO, se utilizó la clasificación de Caride y Paruelo (2007) que aunque corresponde a una campaña previa (2004/05), permitió obtener mayor nivel de definición de clases: urbano, cursos de agua, pastizal (con recursos forrajeros), cultivo

de soja de 1º, cultivo de maíz y rotación trigo-soja de 2º. Esta clasificación ya había sido evaluada por los autores, presentando una precisión de 90,34% (Caride y Paruelo, 2007).

Tabla 15: Información utilizada para la descripción estructural por componente y por región analizados.

Región	Ciudad / Depto.	Compo- nente	Bien o servicio de los ecosistemas que suple el componente analizado	Usos del suelo clasificados correspondientes al bien o servicio prestado		Fuente	Datos estructurales	
							Imagen utilizada	Tipo de clasificación
EP	Charata, Chacabuco y Las Breñas, 9 de Julio	Urbano	-	Ciudad		<i>Instituto Nacional de Pesquisas Espaciales del Brasil</i>	LANDSAT 5 TM 229/79 23-03-2008 LANDSAT 5 TM 229/79 18-09-2008 LANDSAT 5 TM 229/79 07-12-2008	No supervisada ISO- DATA
		Alimentos	Bienes mediante producción agrícola	Cultivo				
		Ganadero	Bienes mediante producción ganadera	Pastizal / Bosque				
		Energía	Secuestro de carbono: biomasa forestal de bosque	Bosque				
PO	Arrecifes, Arrecifes y Salto, Salto	Urbano	-	Ciudad		Caride y Paruelo, 2007	LANDSAT 5 TM 226/84 253-09-2004 LANDSAT 5 TM 226/84 30-12-2004 LANDSAT 5 TM 226/84 04-03-2005	Clasificación supervisada (Caride y Paruelo, 2007) Maximum likelihood
		Alimentos	Bienes mediante producción agrícola	Cultivo	Soja de 1° Maíz Rotación trigo-soja			
		Ganadero	Bienes mediante producción ganadera	Pastizal				
		Energía	Secuestro de carbono: <i>stock</i> del carbono orgánico del suelo por cambio manejo agrícola	Cultivo	Soja de 1° Maíz Rotación trigo-soja			
PI	Chascomús, Chascomús y Dolores, Dolores	Urbano	-	Ciudad		<i>Instituto Nacional de Pesquisas Espaciales del Brasil</i>	LANDSAT 5 TM 224/85 14-03-2008 LANDSAT 5 TM 224/85 24-10-2008 LANDSAT 5 TM 224/85 25-11-2008	No supervisada ISO-DATA
		Alimentos	Bienes mediante producción agrícola	Cultivo				
		Ganadero	Bienes mediante producción ganadera	Pastizal				
		Energía	Secuestro de carbono por aumento del <i>stock</i> del carbono orgánico del suelo por cambio manejo agrícola y aumento de biomasa forestal por crecimiento espontáneo de bosque	Cultivo / Bosque				

### 3.2.2 Huella ecológica espacialmente explícita (HEe)

Basándose en la metodología de la HE (Wackernagel y Silverstein, 2000), Luck y otros (2001) construyeron un grupo de algoritmos que permiten que la HE sea espacialmente explícita. La primer parte del procedimiento no difiere del cálculo de la huella no-espacialmente explícita (Capítulo II):

$$HEe_i (\text{ha/persona}) = \frac{C_i (\text{tn/persona/año})}{P_i (\text{tn/ha/año})} \quad (8. \text{ Cap II})$$

donde: HEe<sub>i</sub> es la Huella espacialmente explícita del componente<sub>i</sub> (al igual que en el capítulo anterior los componentes son: 1) Alimentos, 2) Urbano, 3) Energía, 4) Ganadera), C<sub>i</sub> es consumo de componente<sub>i</sub>, y P<sub>i</sub> es el rendimiento de producción de dicho componente, que a diferencia de la HE local, la HEe se obtiene como la selección de parches necesarios para suplir la demanda de cada componente, elegidos por su cercanía a la ciudad.

La huella *per capita* estimada es afectada por el tamaño de la población mediante la siguiente ecuación:

$$HEe_i \left( \frac{\text{km}^2}{\text{ciudad}} \right) = HEe_i \left( \frac{\text{ha}}{\text{persona}} \right) * POP \left( \frac{\text{persona}}{\text{ciudad}} \right) * 0.01 (\text{km}^2 / \text{ha}) \quad (17)$$

donde, HEe<sub>i</sub> es la Huella espacialmente explícita del componente<sub>i</sub> (expresada en km<sup>2</sup>); y POP es el número de habitantes de la ciudad considerada.

Posteriormente, se procede a estimar el componente de forma de cada HEe (en este caso el radio, por considerar una huella de forma circular y concéntrica a la ciudad), considerando la heterogeneidad espacial y su efecto sobre la oferta de recursos. Para ello, a partir de una transformación, realizada con el *software* ArcGis v9.3, de la información *raster* de cada imagen Landsat clasificada en información vectorial, se utilizó un algoritmo que calcula la forma final de cada HEe con los valores de provisión

de cada componente de la HEe por clase de uso de la tierra. Mediante la distribución espacial del componente correspondiente a cada HEe, el algoritmo de cálculo selecciona la cantidad de superficie necesaria para suplir la demanda de cada recurso analizado. A partir de una celda situada en el centro de la ciudad, el algoritmo de cálculo va incrementando y expandiendo de manera circular la HEe alrededor del área urbana, mediante la evaluación de la provisión de cada componente de la HEe de las celdas vecinas. Cuando la sumatoria de HEe de cada componente (expresada en km<sup>2</sup>) es suficiente para cubrir la demanda calculada con la Eq.17, el algoritmo se detiene y queda definida la forma y el valor final de HEe de cada componente. Cuando la HEe no es provista por la celda vecina (i.e. aparece una celda que representa un borde, un límite, una costa, o cualquier otra unidad geográfica no productiva), el algoritmo busca otra celda cercana hasta cubrir el área necesaria para suplir los requerimientos de la ciudad. Finalmente, se obtiene un mapa final de HEe que resulta de la sumatoria de las HEe de cada componente parcial:

$$HEe(km^2) = HEe_{a\lim entos} + HEe_{urbano} + HEe_{energia} + HEe_{ganadero} \quad (18)$$

### 3.2.3 Indicadores de la estructura del paisaje

Los indicadores de la estructura de paisaje utilizados en esta tesis son:

- 1) Índices de dimensión o composición: permite conocer características generales de cada HEe como superficie (en el caso de esta tesis, el tamaño de la HEe), radio y número de parches, así como tamaño medio de parche y su correspondiente desvío estándar (Vila Subirós *et al.*, 2006, Burel y Baudry, 2002).
- 2) Índices de configuración o forma: el principal índice de forma es la relación perímetro/área de cada parche, donde valores mayores indican formas más complejas (Vila Subirós *et al.*, 2006, Burel y Baudry, 2002).

Los cálculos de los análisis de dimensión y forma se realizaron con el software *V-Late* sobre las HEE obtenidas de cada componente y región. Debido a la cantidad de datos utilizados (dos ciudades por región), no fue posible realizar comparaciones estadísticas entre los valores de HEE. Se realizaron figuras de cajas y bigotes a fin de analizar los valores promedio y su correspondiente dispersión, donde los valores máximos y mínimos corresponden a las ciudades que componen cada región.

### **3.2.4 Análisis geoestadístico del paisaje urbano-rural**

El análisis geoestadístico parte de definir a la ciudad como un “punto típico” (patrón 1) a partir del cual se evalúa la relación con el resto de los patrones (llamados patrón 2) que fueron: a) cultivo, b) pastura, c) bosque; y en el caso de la región PO, el patrón “cultivo” incluye tres subclases: 1) Soja de 1º; 2) Maíz y 3) Doble cultivo trigo/soja. Se realizó un análisis bivariado de segundo orden, el cual evalúa la relación entre dos patrones distintos, caracterizando el comportamiento del patrón 2 en función del patrón 1 (Wiegand y Maloney, 2004).

Para este análisis, se utilizó el índice de *Pair Correlation Function*  $g(r)$  (función de correlación de par  $g(r)$ ) a través del software *Programita* de Wiegand y Maloney (2004). Este indicador es un perfeccionamiento de la función K de Ripley (Ripley, 1981), la cual evalúa la correlación espacial (positiva: agrupamiento, o negativa: dispersión) a una distancia particular, utilizando anillos en lugar de círculos. La utilización de anillos permite eliminar la memoria de la información obtenida en el radio anterior (Lewis and Brabec, 2005) detectando efectos particulares de cada distancia (Wiegand y Moloney, 2004).

En este análisis se utilizó la clasificación de usos del suelo transformada a pixeles de 30x30m, considerados por el índice como “puntos”. Los anillos fueron

conformados por radios de 5 píxeles, equivalentes a una distancia de 150m. El área total del análisis corresponde a un radio final de 10,5 km (70 anillos). La corrección de bordes para el análisis no fue necesaria debido a que se utilizó un área menor al total de la imagen. El índice  $g(r)$  es estimado a partir de la función K de Ripley como:

$$g_{12}(r) = \frac{\Delta K_{12}(r) / \Delta r}{2\pi r} \quad (19)$$

donde K corresponde al valor estimado de la función K de Ripley para el patrón bivariado 12 considerando como área de análisis a una distancia r un anillo alrededor del punto típico.

El índice O'ring, estimado a partir de la función de correlación de par  $g(r)$ , permite obtener una medida de interpretación directa de la intensidad de puntos vecinos:

$$O_{12(r)} = \lambda_2 \times g_{12}(r) \quad (20)$$

donde  $\lambda$  es la intensidad de puntos (# puntos/píxel) del patrón 2 del área de estudio. Si el patrón 2 se encuentra agrupado  $O_{12}(r) > \lambda_2$  (i.e. el valor de O aumenta), si el patrón es disperso  $O_{12}(r) < \lambda_2$  (i.e. el valor de O disminuye), y si  $O_{12}(r) = \lambda_2$  el patrón 2 es independiente o aleatorio (i.e. no presenta ninguna relación con el patrón 1).

Con el fin de poder evaluar si el comportamiento de cada patrón es azaroso, agrupado o disperso, se realizaron simulaciones (*simulation envelopes*) mediante la metodología de condiciones antecedentes (*antecedent conditions*) la cual aleatoriza el patrón 2 fijando el patrón 1, respetando las formas de cada patrón (*real shape*-considerando un máximo de 50ha para las matrices agrícolas y ganaderas), y excluyendo las superficies de agua. De esta forma, se obtienen repeticiones del índice O'ring para obtener máximos y mínimos que definen un intervalo de confianza siendo  $\lambda$  el valor promedio de las simulaciones. Si O es igual a  $\lambda$  o se encuentra dentro de los intervalos de confianza, el patrón es aleatorio; si el valor de O aumenta por encima del

límite superior del intervalo de confianza, significa que la intensidad de puntos es mayor a la esperada y el patrón es agrupado; y si  $O$  se encuentra por debajo del intervalo de confianza, la intensidad de puntos es menor a la esperada y por lo tanto el patrón es disperso (eq. 5). Las simulaciones se repiten 99 veces con cada análisis bivariado, el cual equivale a un intervalo de confianza de 95% (Riginos *et al.*, 2005).

### **3.3. RESULTADOS**

#### **3.3.1 Huella ecológica espacialmente explícita (HEe)**

En el análisis de la HEe por ciudades, los resultados muestran que la región PO presenta los valores más altos, siendo las HEe de las regiones PI y EP similares y de menor tamaño (Figura 13a). Estas diferencias se ven más claramente cuando el valor de HEe se calcula por persona (Figura 13b) debido a la variabilidad que imponen las diferencias en el tamaño poblacional de cada ciudad dentro de las regiones analizadas (Figura 13a).

Los resultados del análisis de la HEe por persona muestran diferencias con respecto a los resultados de la HE local (Capítulo II) en el caso de la región PI, particularmente en la HEe de energía (Figura 11b). Esta diferencia se debe a que la configuración espacial particular del entorno es más eficiente que los valores promedio utilizados en el Capítulo II, generando una disminución del 24% (Figura 13b). En el resto de las HEe, el tamaño de las huellas no varía, debido a que la oferta es similar en términos funcionales. Sin embargo, las HEe varían en términos de estructura espacial (i.e. extensión o radio, forma, nivel de fragmentación, etc.).

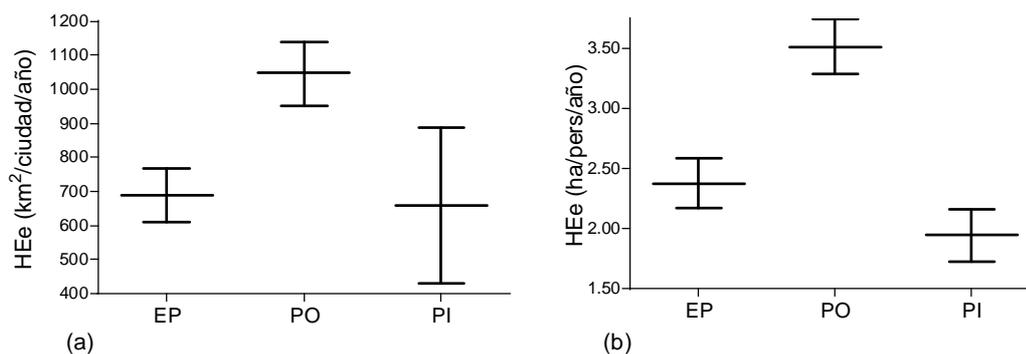


Figura 13: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de las HEe de cada región: a) por ciudad (km<sup>2</sup>/ciudad/año); y b) por persona (ha/persona/año). Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

Los resultados de la relación entre demanda urbana (HEe) y biocapacidad (estimada con la superficie departamental correspondiente a cada ciudad) muestran a la región PI como la región con la relación más baja, así como su variabilidad (Figura 14). Esto se debe a una correlación positiva entre la HEe y el tamaño del Departamento (Chascomús: HEe: 889km<sup>2</sup>/ciudad/año y superficie bioproductiva: 4300km<sup>2</sup>; Dolores: HEe: 429 km<sup>2</sup>/ciudad/año y superficie bioproductiva: 1900km<sup>2</sup>) (Figura 14). La región EP presenta un valor intermedio con mayor variabilidad de los datos debido a que los Departamentos analizados presentan tamaños muy disímiles ( $0,42 \pm 0,19$ ) (Charata 1300km<sup>2</sup> y Las Breñas 2100km<sup>2</sup>) (Figura 14). La región PO tiene las localidades más pequeñas (entre 1100 y 1700 km<sup>2</sup>) y presenta la relación más alta (0,75) (Figura 14).

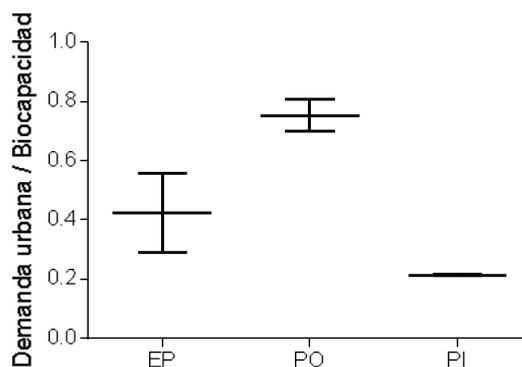


Figura 14: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de la relación entre la demanda urbana (HEe por ciudad) y su biocapacidad (superficie del departamento). Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

La HEe de ganado en la región EP es mayor que en el resto de las ciudades debido al bajo rendimiento en la producción ganadera (Figura 15a). Las regiones PO y PI presentan HEe de ganado similares en cuanto al tamaño. Sin embargo, la extensión (evaluada a través del radio) resulta diferente entre las regiones estudiadas (Figura 16a). En el caso de las regiones PO y PI, las diferencias de extensión se deben a que los parches de pastizal en PO se encuentran fragmentados por la matriz, mientras que en PI la provisión de este bien corresponde a la matriz (Figuras 18 y 19).

Las HEe de alimentos corresponden a las huellas más pequeñas, con las variaciones más bajas entre regiones (coeficiente de variación de las HEe de alimentos: 18%) (Figura 15b). Sin embargo, el radio o extensión en la región PI muestra diferencias con el resto de las regiones (Figuras 16b y 18), producto de la baja disponibilidad de tierras de cultivo.

La HE de energía es muy variable tanto entre regiones (coeficiente de variación: 39%) como dentro de ellas (Figura 15c). Sin embargo, al igual que en el Capítulo II, es el componente más importante de presión ambiental (Figuras 17, 18 y 19). La región PO, aunque presenta la HEe de energía más grande, presenta la menor extensión en su HEe (Figuras 16c y 17). Sin embargo, la región PI, cuya HEe de energía es menor al resto, presenta una extensión superior debido al alto nivel de fragmentación de los parches que secuestran carbono (bosque y cultivos). A su vez, en esta región se puede ver una variabilidad interregional muy alta, debido tanto al nivel de presión ambiental por persona como a la variabilidad poblacional (Figuras 15c y 19).

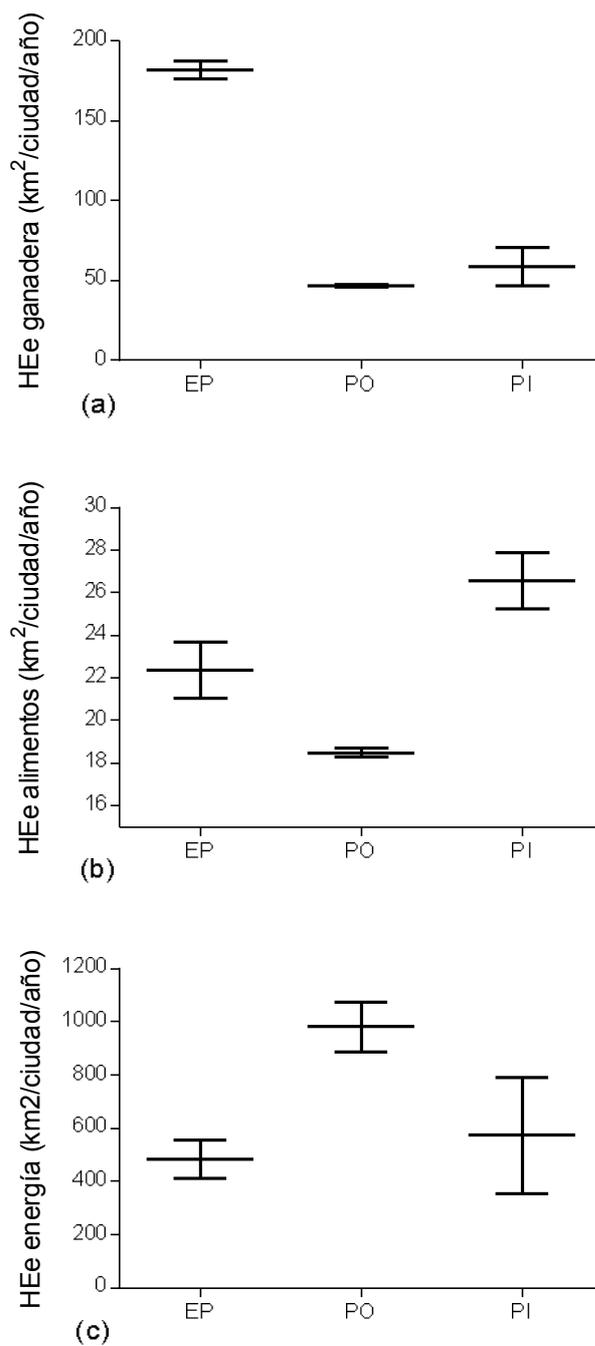


Figura 15: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de cada HEe desglosada por componente de cada región: a) HEe ganadera; b) HEe alimentos, y c) HEe energía. Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

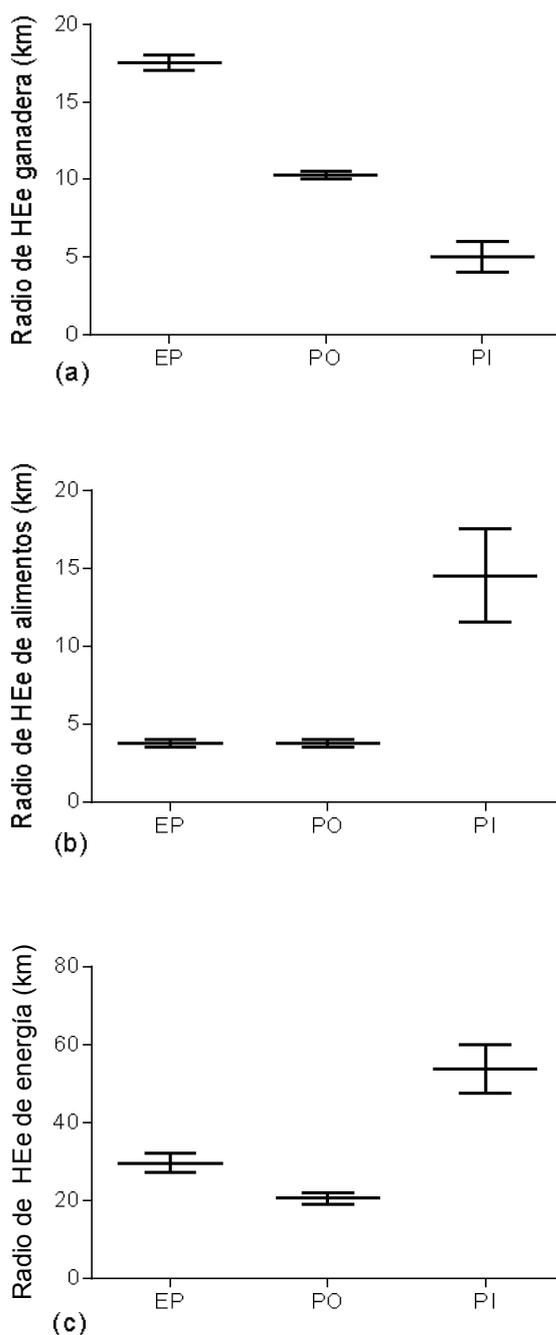


Figura 16: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de los radios de cada HEe desglosada por componente de cada región: a) HEe ganadera; b) HEe alimentos, y c) HEe energía. Los mismos se encuentran graficados en las Figuras 17, 18 y 19. Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

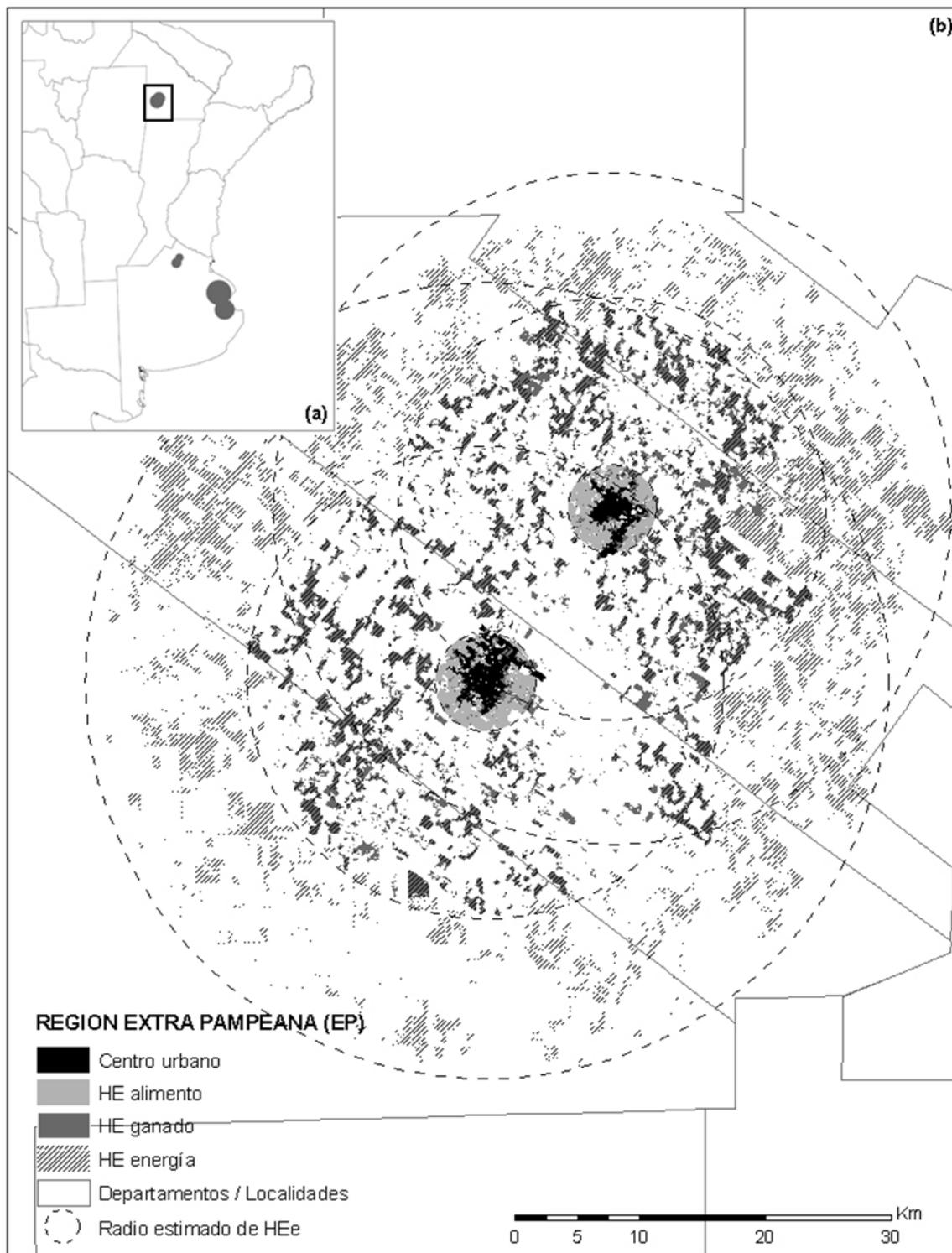


Figura 17: HEe de la región EP: a) ubicación de EP en relación a las regiones PO y PI; y b) HEe desglosada por componente (ganado, alimentos y energía). Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

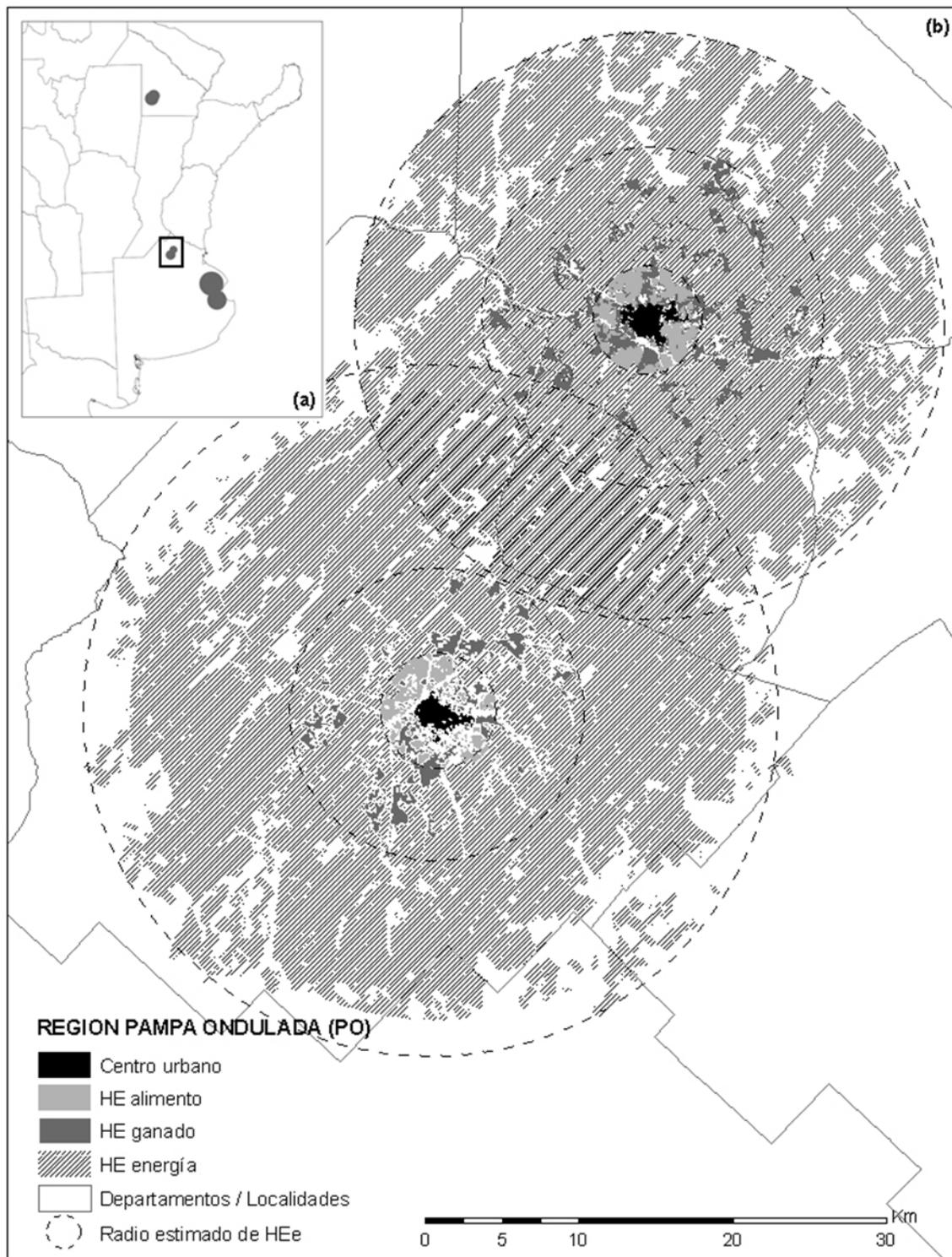


Figura 18: HEe de la región PO: a) ubicación de PO en relación a las regiones EP y PI; y b) HEe desglosada por componente (ganado, alimentos y energía). Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

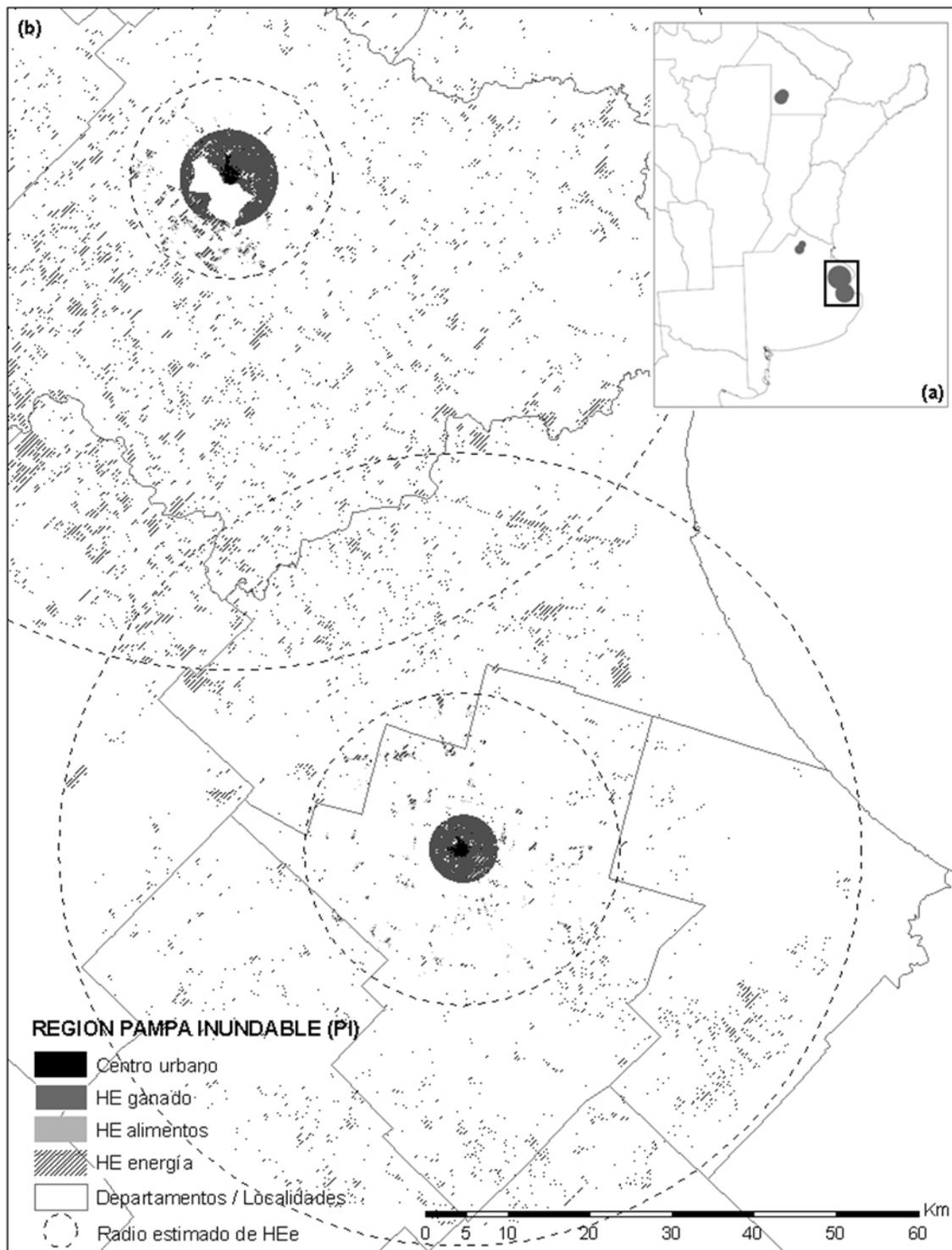


Figura 19: HEe de la región PI: a) ubicación de PI en relación a las regiones PO y PI; y b) HEe desglosada por componente (ganado, alimentos y energía). Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

### 3.3.2 Indicadores de la estructura del paisaje

En términos generales, las HEe que corresponden a los componentes provistos por la matriz paisajística se caracterizan por ser consolidadas y de poca extensión; en términos cuantitativos, son representadas con pocos parches de gran tamaño: HEe de ganado para PI (Figura 21a y b) y HEe de alimentos para PO y EP (Figura 20a y b). En el caso de EP, los parches son de mayor tamaño a los de la región PO, mostrando un mayor nivel de consolidación de la matriz agrícola (Figura 20b). El análisis de forma muestra que los parches que componen la HEe de alimentos en las regiones EP y PI presentan formas más simples (i.e. valores menores), mientras que la región PO presenta un gradiente de formas simples a más complejas (Figura 20c).

La HEe ganadera en PI corresponde a la matriz, diferenciándose con las regiones EP y PO tanto en número de parches como en el tamaño medio de los mismos (Figura 21a y b). El análisis de forma en las HEe ganaderas muestra valores similares en todas las regiones, aunque las regiones PO y PI muestran mayor nivel de variabilidad intrarregional (Figura 21c).

Las HEe de energía presentan patrones regionales tanto gráficamente (Figuras 17, 18 y 19) como cuantitativamente (Figuras 16c y 17). Las regiones EP y PO se diferencian de la región PI por poseer HEe de energía con menor número de parches (Figura 22a). Sin embargo, las regiones EP y PI se diferencian de la región PO por poseer parches más pequeños (Figura 22b). El análisis de forma muestra que, en el caso de EP, los parches presentan formas simples, mientras que las regiones PI y PO presentan un rango de formas simples a más complejas (Figura 22c).

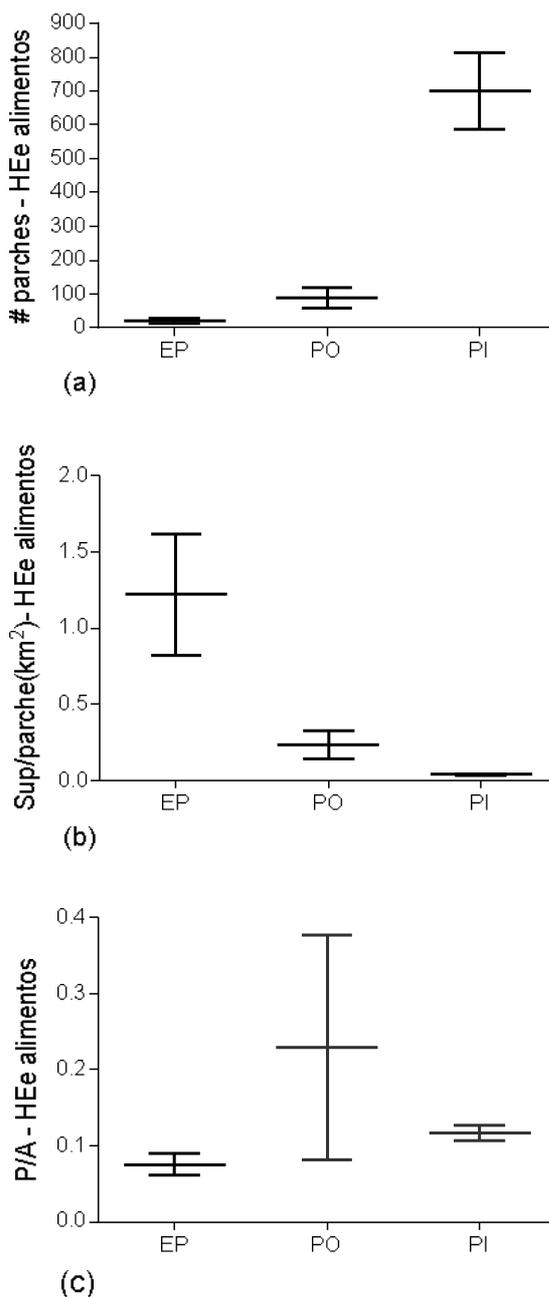


Figura 20: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de los indicadores de paisaje de la HEe de alimentos: a) número (#) de parches, b) superficie por parche promedio y c) promedio de la relación perímetro/área (P/A). Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

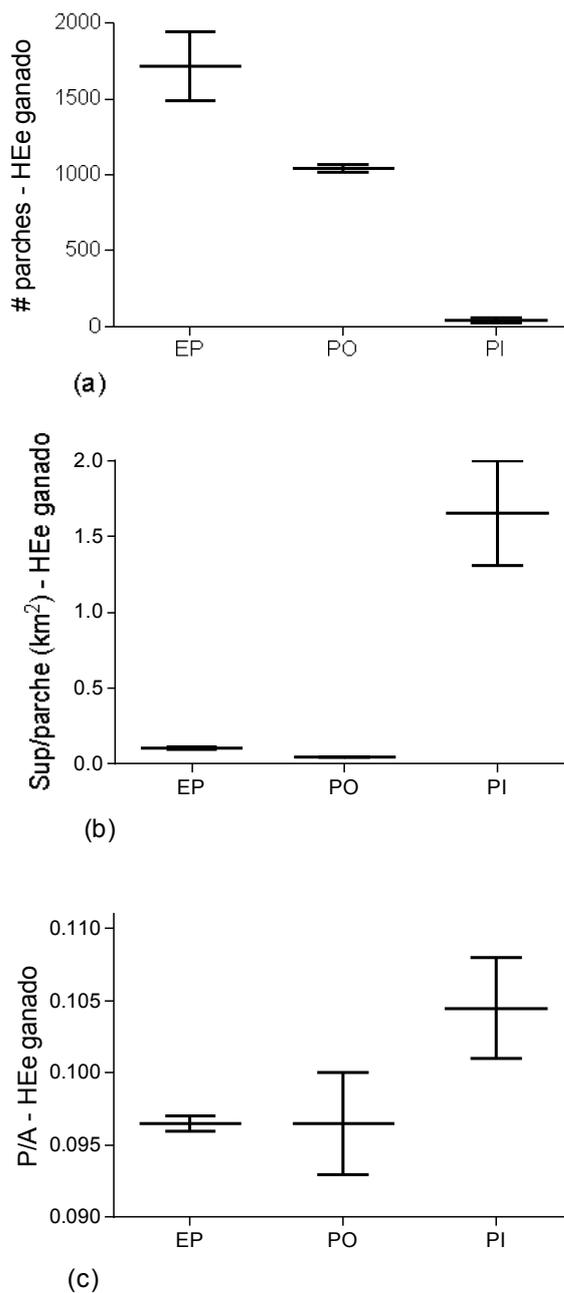


Figura 21: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de los indicadores de paisaje de la HEe ganadera: a) número (#) de parches, b) superficie por parche promedio y c) promedio de la relación perímetro/área (P/A). Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

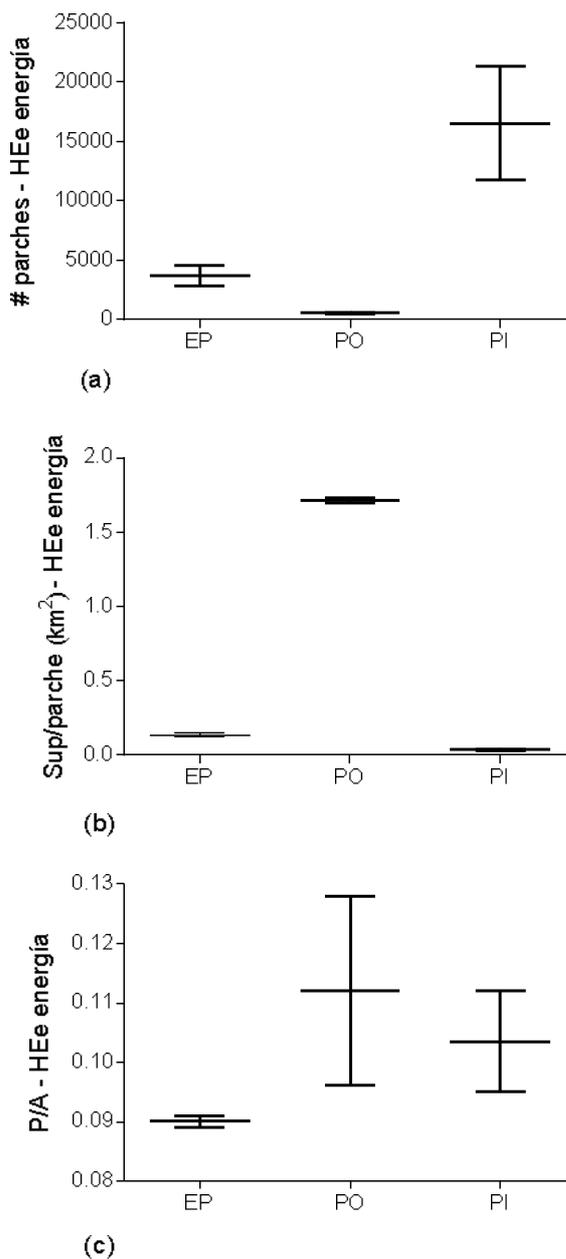


Figura 22: Resultados de los promedios, máximos y mínimos de los indicadores de paisaje de la HEe de energía: a) número (#) de parches, b) superficie por parche promedio y c) promedio de la relación perímetro/área (P/A). Las líneas horizontales muestran el valor medio y los segmentos terminales los valores correspondientes a cada ciudad. Referencias: HEe, huella ecológica espacialmente explícita; EP, región extra-pampeana; PO región de Pampa Ondulada; PI, región de Pampa Inundable.

### **3.3.3 Análisis geoestadístico del paisaje urbano-rural:**

Los resultados de este análisis permiten conocer cómo se organizan los distintos patrones de uso del suelo a partir de su relación con la ciudad. En primer lugar, se muestra la distribución (densidad) de los distintos usos del suelo en función de la distancia al centro de la ciudad. En segundo lugar, se muestran los variogramas de cada uso del suelo descrito previamente en donde se puede evaluar: a) la intensidad de dicho patrón en función de la distancia a la ciudad; y b) si dicha distribución es aleatoria (dentro del intervalo de confianza), agrupada o mayor a lo esperado (por encima del intervalo de confianza); o dispersa o menor a lo esperado (por debajo del intervalo de confianza).

#### **3.3.3.1. Región EP**

##### **a) Distribución de los usos de suelo**

El área de la ciudad ocupa un radio entre 3 y 4km, e inmediatamente la matriz agrícola ocupa la mayor parte del territorio alcanzando aproximadamente un 75% de uso del suelo, la cual se mantiene constante dentro de la distancia analizada (Figura 23). La cobertura de pastizal y agua se mantiene en valores muy bajos (menores al 10%); mientras que la cobertura de bosque aumenta con la distancia a la ciudad: aproximadamente de 2 al 25% dentro de la distancia analizada.

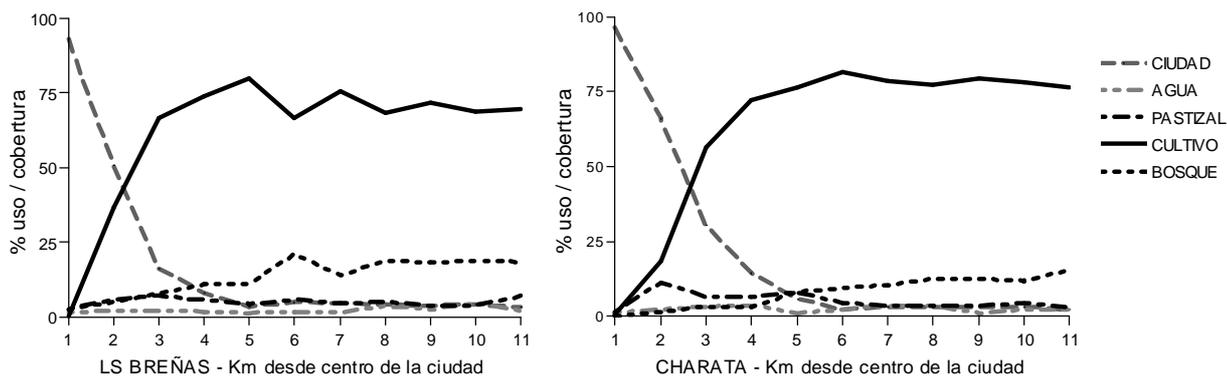


Figura 23: Distribución de los usos/cobertura del suelo en función de la distancia a cada ciudad de la región EP.

### b) Análisis bivariado de los patrones de uso del suelo

Los resultados muestran que, una vez fuera de la ciudad (3 a 4km), la matriz agrícola alcanza su intensidad media y se muestra como un patrón agrupado (Figura 24b). El pastizal presenta muy baja superficie, y su distribución mantiene un patrón homogéneo en los alrededores de ambas ciudades. Sin embargo, en la ciudad de Charata a partir del km 7 de distancia al centro de la ciudad muestra una distribución levemente dispersa. Aún así, el análisis de cada ciudad muestra valores y comportamientos similares (Figura 24a). Por último, la intensidad del bosque aumenta con la distancia a la ciudad. En los alrededores de la ciudad, el indicador O ring se mantiene por debajo del intervalo de confianza, lo que indica que el patrón se encuentra disperso (i.e. se encuentra bosque con menos frecuencia de lo esperado al azar). Sin embargo, su intensidad aumenta a mayor distancia de la ciudad. A los 9km para Las Breñas y 6km para Charata del centro de la ciudad, el valor de O se ubica dentro del intervalo de confianza, lo que indica que el patrón de bosque tiene un comportamiento aleatorio (Figura 24c).

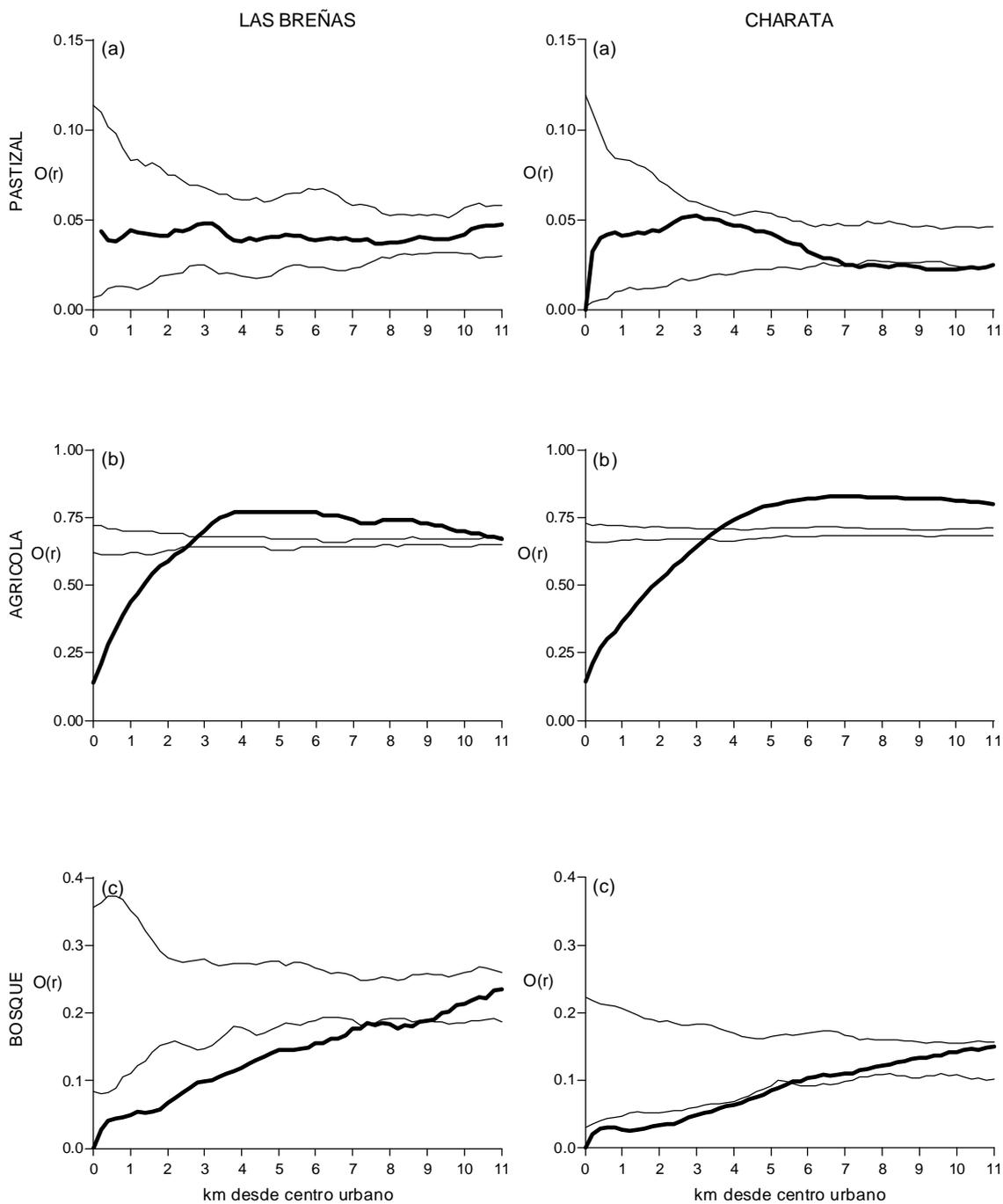


Figura 24: Análisis de intensidad de los patrones de a) pastizal, b) agrícola y, c) bosque de la región EP (línea gruesa) a partir de la distancia al centro de la ciudad y evaluación de comportamiento aleatorio, disperso o agrupado a partir del cálculo del intervalo de confianza (líneas finas).

### 3.3.3.2 Región PI

#### a) Distribución de los usos de suelo

Los resultados de la Figura 25 muestran que el pastizal es la principal cobertura de uso del suelo con valores aproximados de 90% de la cobertura total. En el caso de Dolores, estos valores se alcanzan inmediatamente en el área periurbana (km 3). Sin embargo, en Chascomús se ve desplazado hasta el km 6 debido a la laguna de Chascomús, lindera a la ciudad. Los cultivos y bosques ocupan una proporción de uso de suelo muy baja debido a limitaciones ambientales alcanzando valores del 10,5% y 3,35%, respectivamente.

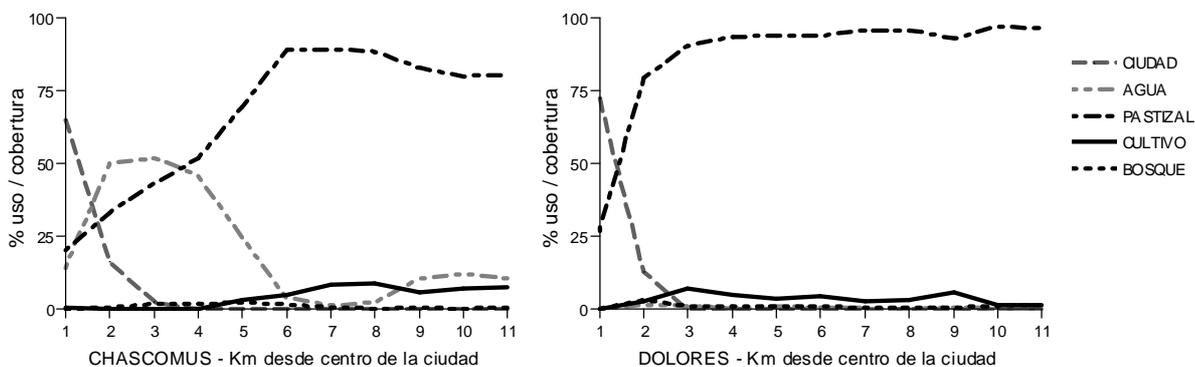


Figura 25: Distribución de los usos/cobertura del suelo en función de la distancia a la ciudad de la región PI.

#### b) Análisis bivariado de los patrones de uso del suelo

El pastizal en la región PI, correspondientes a la matriz, muestra agrupamiento en todas las distancias a partir de la periferia urbana (Figura 26a). Por otro lado, la superficie de suelo agrícola es muy baja. Los resultados de la distribución espacial muestran que existen diferencias entre ciudades: Chascomús presenta dispersión en los primeros 6 kilómetros (también coincidente con la ubicación de la laguna), mientras que Dolores muestra agrupamiento de suelo agrícola desde el área periurbana hasta los 9 kilómetros desde el centro de la ciudad (Figura 26b). La cobertura de bosque también es

muy baja en las dos ciudades (alcanza un máximo de 3,35% en el caso de Dolores y 2,43% para Chascomús), y con comportamientos diferentes: en el caso de Chascomús muestra un patrón agrupado desde el área periurbana hasta el km 7 de distancia a la ciudad, mientras que Dolores presenta un patrón aleatorio hasta los 6 km a partir de donde el patrón es disperso (Figura 26c).

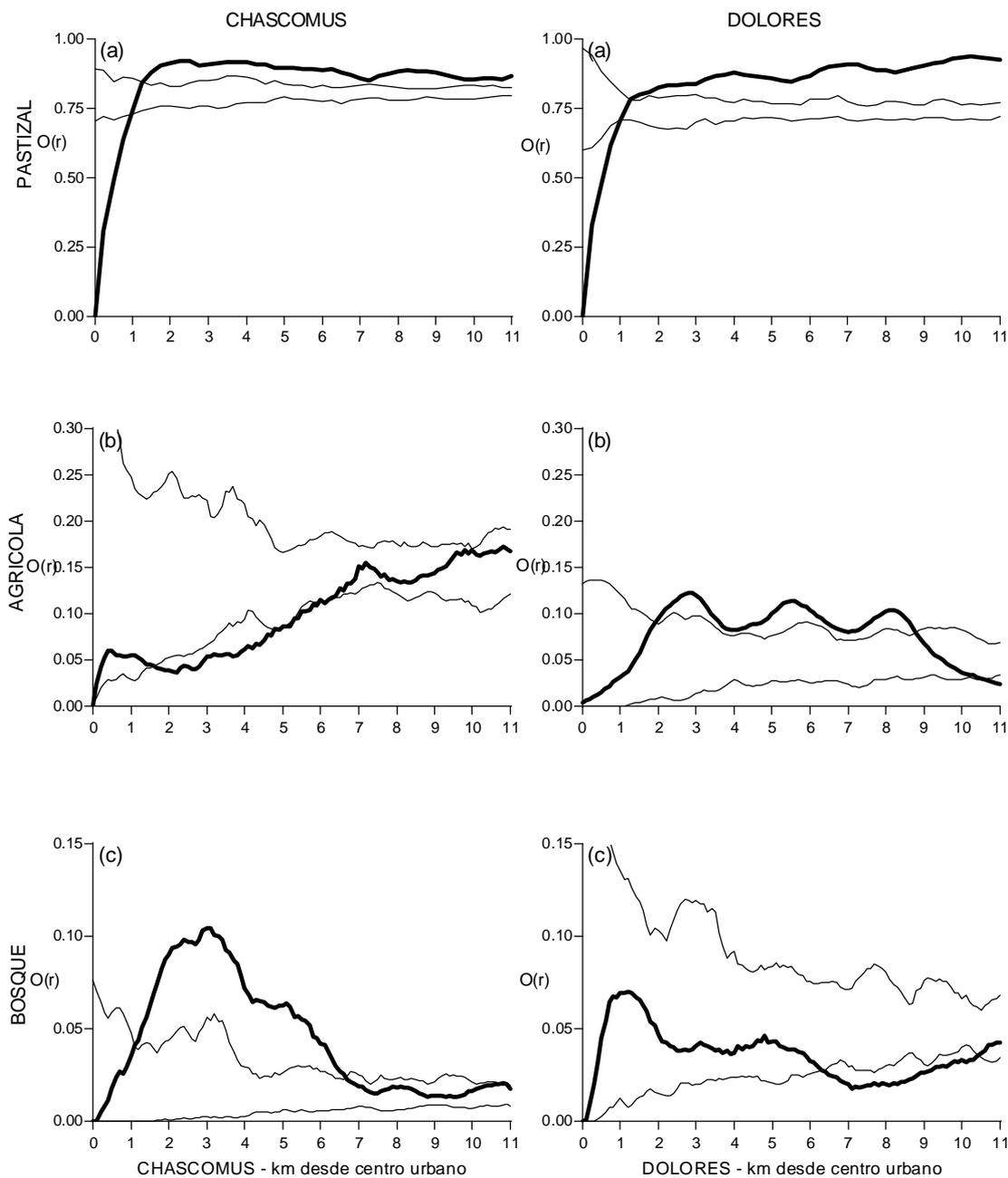


Figura 26: Análisis de intensidad de los patrones de a) pastizal, b) agrícola y c) bosque de la región PI (línea gruesa) a partir de la distancia al centro de la ciudad y evaluación

de comportamiento aleatorio, disperso o agrupado a partir del cálculo del intervalo de confianza (líneas finas).

### 3.3.3.3 Región PO

#### a) Distribución de los usos de suelo

Los resultados muestran que las ciudades de la región PO se encuentran en una matriz agrícola. Sin embargo, el área periurbana muestra una alta densidad de pastizal (entre 30 y 40% dependiendo de cada caso) la cual disminuye a partir del km 5, coincidente con los valles de inundación de los cursos de agua linderos. El suelo agrícola es el principal uso del suelo, alcanzando el 80% a los 5km de distancia al centro de la ciudad (Figura 27).

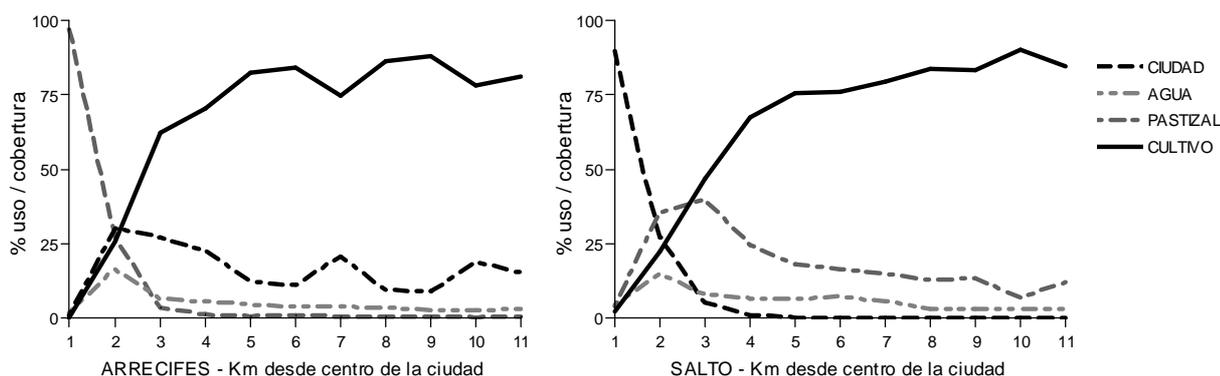


Figura 27: Distribución de los usos/cobertura del suelo en función de la distancia al centro de la ciudad de la región PO.

#### b) Análisis bivariado de los patrones de uso del suelo

Las pasturas muestran mayor intensidad en los alrededores inmediatos a la ciudad, aunque sólo muestran agrupamiento entre los km 2 y 4 para el caso de Salto. Fuera de este rango, se mantiene dentro de los límites de las simulaciones, indicando que su estructura no presenta ningún patrón particular, sino que corresponde a una

estructura aleatoria (Figura 28a). Con respecto al patrón agrícola, el análisis muestra que una vez fuera de la ciudad (a los 3km aproximadamente) la matriz agrícola alcanza su intensidad media y se muestra como un patrón agrupado en todas las distancias analizadas (Figura 28b). El análisis detallado del patrón agrícola muestra que el cultivo de soja de 1° es el más importante en la región PO (Figura 10, Capítulo II). A partir de los 3km, el patrón alcanza su intensidad media y se mantiene dentro de los márgenes de un patrón aleatorio a excepción de la ciudad de Salto que a partir del km 8 muestra agrupamiento. Aún así, el patrón muestra un comportamiento similar en ambos casos y se mantiene constante una vez alcanzado su máxima intensidad (Figura 28c). El cultivo de maíz aumenta gradualmente a medida que se aleja de la ciudad. Los resultados del índice *O'ring* junto con los intervalos de confianza muestran que este cultivo presenta una pendiente hasta el km 8 de distancia a la ciudad donde alcanza su intensidad máxima. Sin embargo, muestra un patrón disperso desde los alrededores de la ciudad hasta los 5 o 6 km (dependiendo de la ciudad analizada). A partir de esta distancia, el patrón se mantiene dentro de los límites de la aleatorización. En ambos casos, el análisis muestra que la intensidad aumenta con la distancia a la ciudad (Figura 28d). La rotación de cultivo trigo-soja de 2° muestran comportamientos distintos entre ciudades. En el caso de Salto, el patrón se mantiene constante y muestra un comportamiento aleatorio en todas las distancias analizadas. En el caso de Arrecifes, el patrón aumenta hasta los 5 km y, a partir de esa distancia, se mantiene constante por sobre los intervalos mostrando un patrón agrupado (Figura 28e).

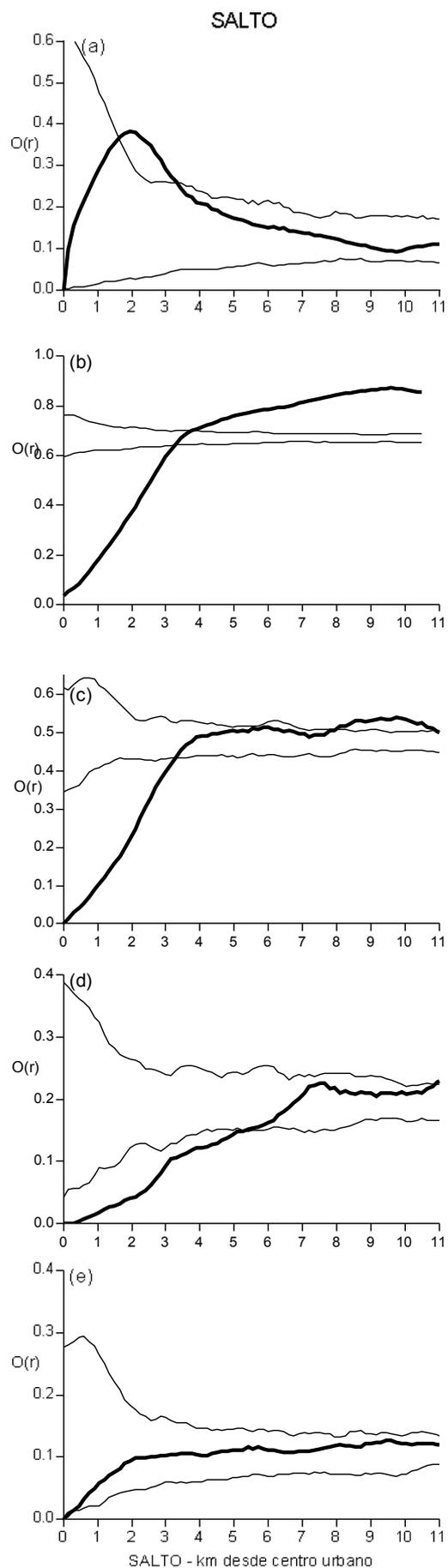
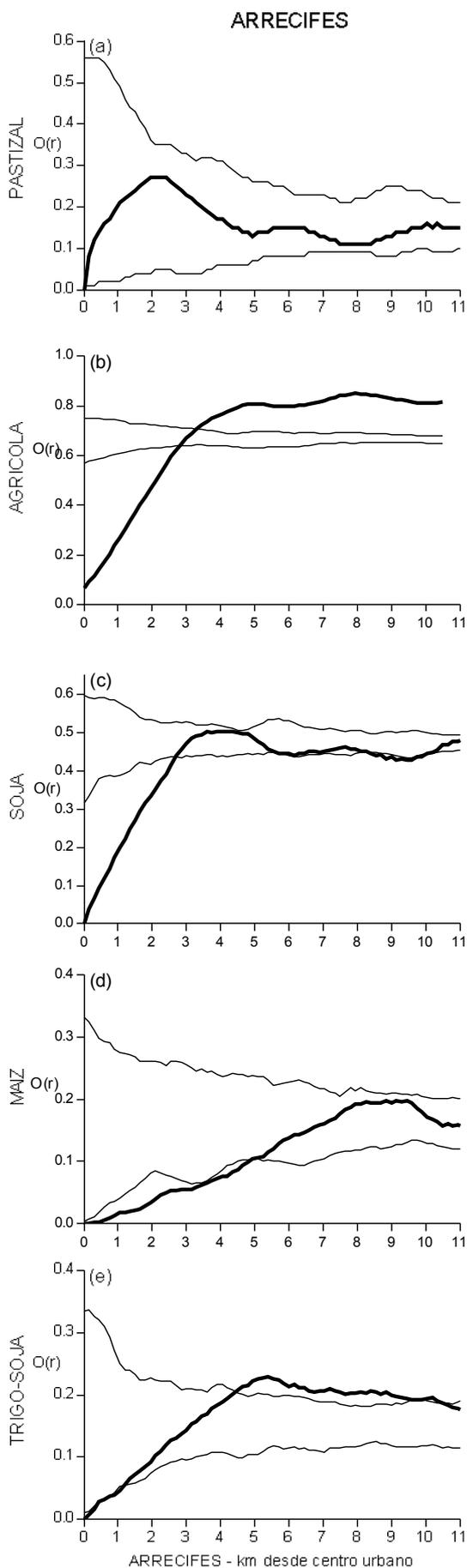


Figura 28: Análisis de intensidad de los patrones de a) pastizal, b) agrícola, c) soja, d) maíz y e) trigo-soja de la región PO (línea gruesa) a partir de la distancia al centro de la ciudad y evaluación de comportamiento aleatorio, disperso o agrupado a partir del cálculo del intervalo de confianza (líneas finas).

#### 3.3.3.4 Comparación de patrones

##### a) Comparación de patrones entre regiones

Al analizar todas las regiones en su conjunto, el patrón agrícola muestra agrupamiento en todas las ciudades analizadas a excepción de Chascomús. Sin embargo, las ciudades pertenecientes a las regiones EP y PO muestran características similares producto de sus características del paisaje (i.e. matriz agrícola). Chascomús presenta un patrón disperso (i.e. menos frecuente de lo esperable al azar) (Figuras 26b y 29). En el caso del patrón de pastizal, las regiones EP y PO muestran un comportamiento similar, con un patrón principalmente aleatorio, mientras que la región PI muestra un comportamiento agrupado en todas las distancias, correspondiente a su matriz de producción ganadera (Figura 29). El patrón bosque muestra mayores diferencias, tanto intrarregional como interregional. En el caso de PO, no se relevaron los patrones de bosque (Caride y Paruelo, 2007); en la región PI, la ciudad de Chascomús muestra agrupamiento en los alrededores de la ciudad, mientras que la ciudad de Dolores muestra un patrón aleatorio y dispersión a partir del km 6 desde el centro de la ciudad (Figuras 26c y 29). Sin embargo, la región EP muestra un comportamiento intrarregional similar con un aumento creciente de la superficie de bosque a medida que aumenta la distancia a la ciudad, donde en los alrededores el patrón se encuentra disperso (Figuras 24c y 29).

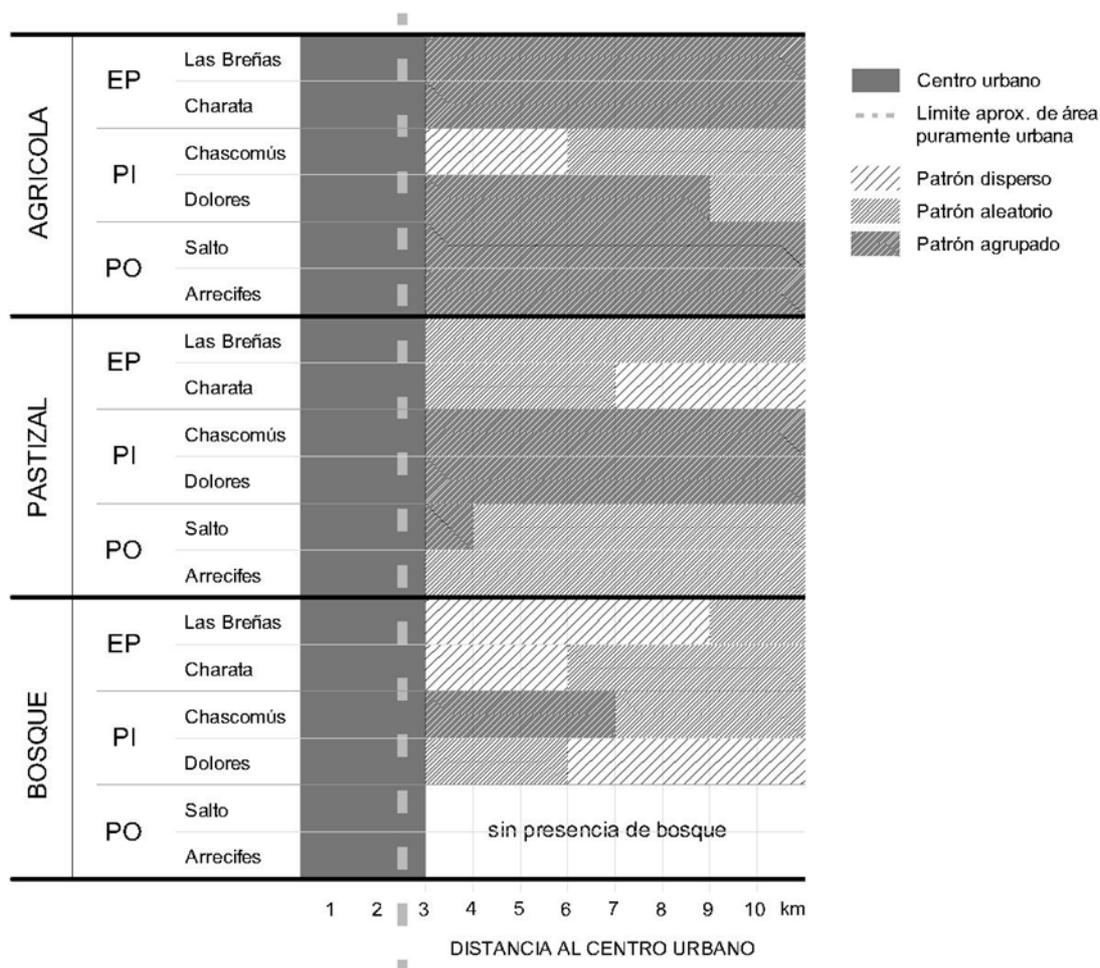


Figura 29: Comparación entre ciudades (agrupadas por región) del comportamiento de los patrones analizados: agrícola, pastizal y bosque (dispersión, aleatorio y agrupamiento) en función de la distancia al centro de la ciudad.

b) Comparación de distintos tipos de cultivos en la región PO

Aunque los patrones analizados muestran en su mayoría un comportamiento aleatorio, el análisis conjunto del comportamiento de los cultivos muestra que presentan un arreglo espacial particular en función de la distancia a la ciudad, donde el cultivo de soja se consolida rápidamente en el paisaje rural, mientras que el cultivo de maíz se ve desplazado a áreas más alejadas (Figura 30). La rotación trigo-soja muestra comportamientos distintos dependiendo de la ciudad. En el caso de Salto, presenta un

comportamiento aleatorio, sin correlación espacial (negativa o positiva), mientras que en el caso de Arrecifes presenta un aumento de la intensidad hasta el km 5 desde el centro de la ciudad, donde alcanza su intensidad media (Figura 30).

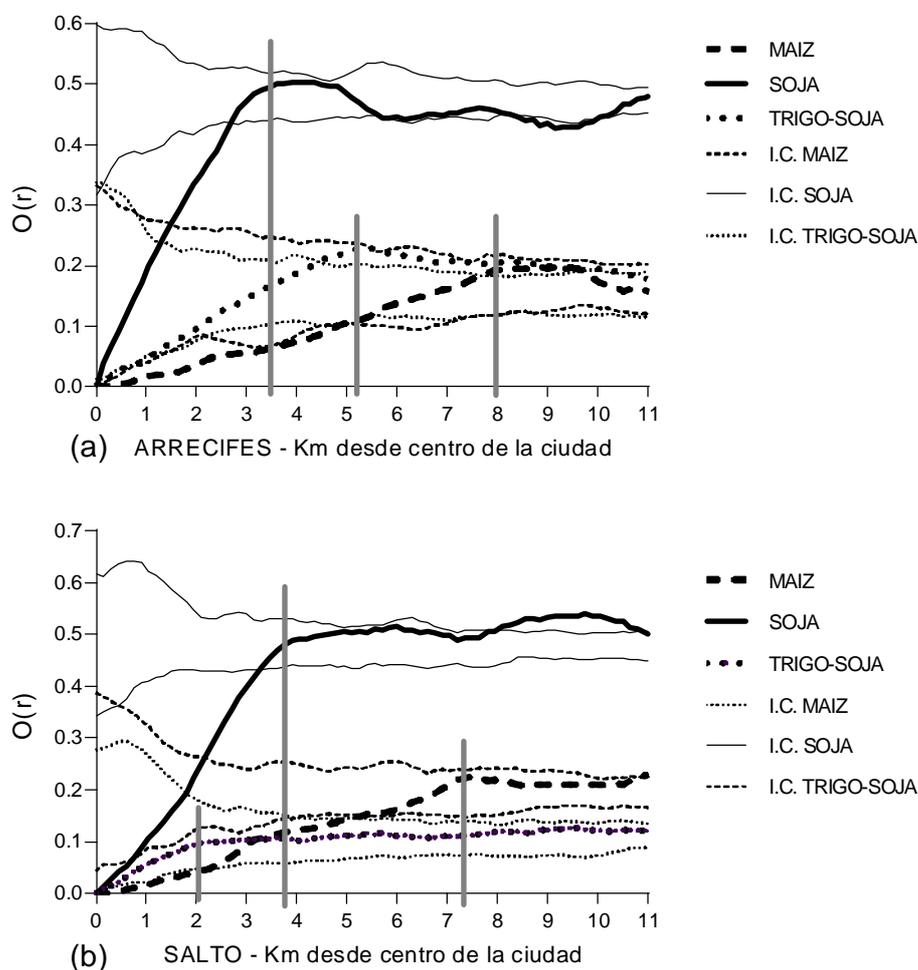


Figura 30: Análisis comparativo de la densidad de los cultivos pertenecientes a la región Pampa Ondulada: a) Arrecifes y b) Salto; en función de la distancia al centro de la ciudad. Las líneas verticales indican la distancia donde cada cultivo deja de aumentar y alcanza su intensidad media. Referencias: IC, intervalo de confianza.

### 3.4. DISCUSION

#### 3.4.1 Objetivo 3

#### **¿Cuál es el grado de asociación entre la estructura espacial de la fase rural y los flujos de materia y energía?**

Este capítulo incorpora información espacial a la descripción presentada en el Capítulo II. Los resultados de la HEe no muestran diferencias con los presentados en la descripción funcional a excepción de la HEe de energía en la región PI. La misma muestra un valor menor a la HE local, al considerar la oferta espacial particular de su entorno (y por ende la capacidad) de secuestrar carbono emitido por el consumo energético, disminuyendo su impacto en términos de superficie y extensión. Esta variación está asociada, en el caso de PI, a la configuración espacial de los parches de bosque y cultivo que secuestran carbono, los cuales tiene capacidades distintas. Por lo tanto, al haber mayor proporción de bosque en los alrededores de las ciudades en PI, el secuestro de carbono es más eficiente (en comparación con los valores promedio regionales utilizados para calcular la HE local, Capítulo II), disminuyendo el valor final de la HEe de energía y, por lo tanto, su huella total.

Por otro lado, este análisis permite conocer el nivel de presión ambiental ejercido por la ciudad sobre el paisaje, en relación con la capacidad de cada entorno rural de proveer bienes y servicios de los ecosistemas. Habitantes con un bajo perfil de consumo y, por lo tanto, con una huella pequeña por persona pero con gran cantidad de población pueden generar un nivel de presión ambiental alto como ciudad. Los niveles de presión ambiental (HEe por ciudad) reflejan las mismas diferencias que las encontradas en la HE local (por persona): PO presenta la HEe de mayor tamaño, mientras que EP y PI presentan HEe más pequeñas y similares entre sí. En todos los casos, se encontró mayor variabilidad intrarregional debido a los distintos tamaños

poblacionales de cada ciudad. La relación entre superficie bioproductiva y presión ambiental (HEe) muestra que todas las regiones tienen mayor capacidad productiva que superficie demanda; sin embargo, algunos componentes analizados presentan déficit.

La capacidad de proveer bienes y servicios está determinada por la estructura de cada paisaje. Todas las regiones se caracterizan por presentar matrices productivas definidas que contienen a otros usos de suelo con distinto nivel de fragmentación. La oferta de bienes y/o servicios provistos por la matriz tiende a ser muy alta y su HEe correspondiente es compacta y de poca extensión o radio. Estos casos corresponden a las HEe de alimentos correspondientes a la matriz agrícola en PO y EP; y la HEe ganadera correspondiente al consumo de carnes en PI. Sin embargo, las matrices consolidadas generan un mayor nivel del impacto en el consumo de otros bienes y servicios provistos por los usos/coberturas del suelo que son fragmentados por dicha matriz. Paisajes homogéneos favorecen la provisión de algunos bienes y servicios, produciendo fuertes déficits en la provisión de otros.

La HEe de carbono en general y la HEe ganadera en EP son ejemplos de déficit en la provisión de bienes y/o servicios de los ecosistemas. Con respecto al secuestro de carbono, en la región PO el servicio está dado por el aumento del carbono orgánico del suelo (Smith, 2004). Debido a que dicho servicio presenta baja eficiencia (Baker *et al.*, 2007), la extensión de la HEe de energía aumenta. Sin embargo, el patrón permite paralelamente la producción de bienes agrícolas. En las regiones PI y EP, las HEe de energía presentan menor impacto debido al proceso de aumento de biomasa forestal, el cual es más eficiente en el secuestro de emisiones de carbono. Sin embargo, el nivel de fragmentación del patrón de bosque en ambos paisajes generan huellas más pequeñas (en superficie total) pero de extensión significativamente mayor, generando superposiciones. En el caso particular de EP, se debe tener en cuenta que los desmontes

no controlados no fueron considerados y que podrían modificar el balance total de carbono (Manrique *et al.*, 2011; Rueda *et al.*, 2013). Los déficits mencionados significarían que no hay un balance equilibrado entre emisión y secuestro, generando un aumento en la concentración de CO<sub>2</sub> atmosférico.

Los paisajes con matrices productivas consolidadas pueden responder a los criterios de estructura de conservación de biodiversidad separada de la producción (*landsparing*) (Fisher *et al.*, 2014). Este podría ser el caso de las matrices agrícolas en EP y PO, donde la decisión de transformación del paisaje está orientada a la maximización de la producción de bienes agrícolas. Sin embargo, este proceso debería ir acompañado de áreas destinadas a conservación. Por otro lado, la producción ganadera en EP (i.e. montos y bosques) e inclusive en PI, donde se conservan algunos de sus atributos naturales, puede responder a una estrategia de integración entre conservación y producción (*landsharing*) (Fisher *et al.*, 2014). Sin embargo, estos paisajes no muestran estrategias explícitas de conservación y/o integración.

La HEe determina cómo es la apropiación de bienes y servicios de los ecosistemas de manera espacialmente explícita, estimando la forma de la HE en el paisaje (i.e. en términos de radio si se la considera circular, o la huella real en la región). Sin embargo, es incorrecto asumir que determina estrictamente la ubicación de dónde se proveen los bienes y servicios de una ciudad. El comercio y transporte de materia y energía permite que los recursos provengan de lugares distantes aunque esto implique mayores costos (e.g. dependencia de energía fósil) (Luck *et al.*, 2001). En productos tales como alimentos, cuyo nivel de transformación es menor, el supuesto de que son provistos por lugares más próximos y, por lo tanto, más eficientes (e.g. menor costo de transporte) puede ser válido (Luck *et al.*, 2001). Sin embargo, productos que tienen mayor nivel de transformación y requieren, además de materia prima, niveles más

sofisticados de tecnología provienen únicamente de lugares capaces de producirlos sumando a los costos de transporte los costos de transformación (Pretty et al., 2010; de Bon et al., 2010). Lui y otros (2013) plantean que el desacople puede generar menores impactos, debido a que los bienes se producen en los paisajes más aptos para dicho fin. Sin embargo, paisajes más diversos tienen mayor capacidad de hacer frente a las demandas urbanas, sin depender de flujos externos tanto para importación como exportación de materia, en ambos casos fuertemente dependiente de flujos de energía.

#### 3.4.2 Objetivo 4

##### **¿En qué medida el grado de vinculación urbano-rural afecta la configuración espacial de la fase rural?**

El análisis de distribución de patrones del paisaje (usos/cobertura del suelo) muestra que todas las regiones analizadas presentan una matriz productiva asociada principalmente a las posibilidades ambientales (agrícola para EP y PO, pastizal para PI), la cual se consolida mostrando agrupamiento desde la periferia urbana. Otros patrones, contenidos por la matriz, muestran distinto comportamiento asociado a la elección antrópica (e.g. transformar un pastizal o bosque en suelo agrícola e incluso la elección del tipo de cultivo). Algunos patrones tienden a mantenerse dispersos en las cercanías de la ciudad, aumentando su densidad con la distancia, mientras que otros muestran un efecto inverso. Puede verse un efecto de dispersión en los casos del patrón de bosque en la región EP y en el patrón del cultivo de maíz en la región PO. En ambos casos, este efecto se puede vincular a la actividad humana, modificando usos/coberturas del suelo por un lado o eligiendo un tipo de cultivo distinto por otro. El agrupamiento de pastizal en la región PO podría explicarse si se considera que las ciudades de Salto y Arrecifes fueron fundadas junto a cursos de agua, cuyas tierras circundantes podrían estar

limitadas para convertirse a uso agrícola por pertenecer a valles de inundación. La ciudad de Chascomús presenta un aumento significativo de la superficie de bosque en los alrededores de la ciudad. Sin embargo, Dolores muestra agrupamiento significativo del patrón agrícola en un radio de 9km desde el centro de la ciudad. Esta diferencia entre Dolores y Chascomús, ambas pertenecientes a la región PI, podría ser atribuible a que, aunque ambas ciudades son agropecuarias, la actividad turística en Chascomús es muy importante y su periferia esté destinada a dicho uso, aumentando la densidad de bosque (Mongan *et al.*, 2012).

En la región PO, donde fue posible realizar un análisis más detallado (i.e. la clasificación de esta región diferencia tipos de cultivo), se evaluó cómo es la distribución espacial de cada cultivo en función de la distancia a la ciudad. El cultivo de Soja de 1°, además de ser la principal producción en todas las regiones analizadas (Capítulo II), también es el que alcanza su densidad media más rápidamente. Es decir, el patrón de cultivo de soja se consolida desde la periferia urbana, comportándose como una matriz dentro del suelo agrícola. Los cultivos de maíz y trigo-soja tienen una intensidad similar pero se distribuyen de forma diferente. En el caso de la rotación trigo-soja, el patrón aumenta su intensidad progresivamente hasta los 5km de la ciudad donde alcanza su valor máximo, mientras que el cultivo de maíz lo logra a los 9km. Sin embargo, el único patrón que muestra una correlación espacial negativa es el maíz.

## **CAPITULO IV**

Discusión general

## 4.1. INTRODUCCION

En este capítulo final, se discutirán los resultados obtenidos a lo largo de la tesis en el marco de aspectos como la ecología del paisaje, la vinculación entre las ciudades rurales y su entorno, y la posibilidad de definir pautas de ordenamiento territorial que estén en sintonía con un uso sustentable de los recursos naturales. La estructura de este capítulo final se define a partir de dos secciones: 1) conclusiones particulares, donde se discuten los resultados de manera individual siguiendo los objetivos planteados en el Capítulo I; y 2) conclusión general, donde se identifican los patrones generales encontrados a lo largo de toda la tesis y se presentan en el contexto de la bibliografía actual.

## 4.2. CONCLUSIONES PARTICULARES

### 4.2.1 Objetivo 1

**¿Cómo es la relación entre la intensidad de la demanda urbana de bienes y servicios y la capacidad de suplirla por parte de los ecosistemas rurales circundantes?**

En Argentina, los paisajes urbano-rurales han existido históricamente en la Región Pampeana, transformando pastizales o bosques a sistemas agropecuarios (Viglizzo *et al.*, 2001). Hasta finales de la década 1970-1980, el aumento de la producción agropecuaria tuvo un fuerte impacto sobre el cambio del uso de la tierra, extendiendo sus fronteras hasta las regiones del NEA y NOA, acompañado posteriormente de procesos de intensificación realizados a través del uso de subsidios externos de energía (e.g. combustibles fósiles), tecnología y manejo (Zak *et al.*, 2004;

Viglizzo *et al.*, 2001, Gowdy y McDaniel, 1995). Más recientemente, el aumento de los precios de los productos primarios, a nivel mundial, volvieron a justificar la puesta en producción de zonas agrícolas marginales, coexistiendo en los agroecosistemas argentinos ambos procesos: la intensificación agrícola y la expansión geográfica de la agricultura (Manuel-Navarrete *et al.*, 2009). En este contexto, es posible afirmar que las regiones analizadas presentan una alta capacidad de suplir las demandas urbanas con un bajo nivel de impacto sobre los ecosistemas rurales circundantes, especialmente en los componentes correspondientes a los bienes agrícolas para todas las regiones y ganaderas para las regiones PO y PI.

El principal componente de presión ambiental, común a todas las regiones, está asociado al consumo de energía (entre 70% y 93% para la HE local; entre el 60% y 73% para HE global). Es importante recordar que este componente es evaluado como la superficie necesaria para secuestrar únicamente las emisiones de CO<sub>2</sub> derivadas del consumo. Seguramente, en el caso de incluir otros gases de efecto invernadero (i.e. NO<sub>x</sub>, CH<sub>4</sub>, etc.) el impacto calculado podría ser aún mayor. Así, los paisajes urbano-rurales analizados muestran un escenario coherente con el contexto global, donde se encuentra un alto nivel de impacto asociado al consumo energético (Houghton, 2007; IPCC, 2007). Las formas de mitigación pueden asociarse a procesos funcionales y/o estructurales capaces de capturar carbono y mantenerlo a modo de reservas para evitar se emitido nuevamente como CO<sub>2</sub>. En términos globales, se promueven la plantación de bosques con el objeto de mitigar el efecto de las emisiones de carbono en particular y de gases de efecto invernadero en general (e.g. bonos de carbono). Sin embargo, aunque la forestación es un proceso muy eficiente en la mitigación de emisiones de carbono, se han

detectado otros impactos, tales como salinización, modificación en los balances hídricos y acidificación (Jackson *et al.*, 2005), y dichas estrategias deberían considerar las características de cada paisaje en particular, así como otros cambios en el balance de energía provocados por las forestaciones que afectan el impacto neto de este uso del suelo sobre el clima (Jackson *et al.*, 2005).

Un patrón particular es el correspondiente a la HE ganadera en la región EP, la cual presenta menor capacidad de producción ganadera, debido principalmente a las limitaciones ambientales y tecnológicas (Rearte, 2007). En este caso, el nivel de consumo de carne es similar en todas las regiones, lo que se traduce en un mayor nivel de impacto en la región de menor potencial productivo. Claramente, aquí se vislumbra un desacople entre consumo y producción de carne. Este desacople también ha sido reportado a escala global, donde el aumento del consumo de carne ha generado mayor presión sobre los sistemas ganaderos (tanto en términos de superficie productiva requerida como en uso de insumos), con proyecciones que indican que va a seguir aumentando (Tilman *et al.*, 2002). A pesar de que Argentina mantiene un consumo estable en las últimas décadas (Rearte, 2007), la expansión de la agricultura a nuevas áreas podría marginar a la actividad ganadera a paisajes más frágiles, lo que aumentaría el impacto potencial de la actividad. Este riesgo sería menor en las regiones PO y PI ya que muestran una capacidad muy alta en la producción de carne, satisfaciendo la demanda local y logrando exportaciones. Otro aspecto que puede considerarse en la mitigación del impacto del consumo de carne en los paisajes estudiados, es la utilización de forrajes para la producción ganadera, lo que genera aumentos en la producción minimizando los cambios en la estructura del paisaje. Esto permite preservar ciertos aspectos de los ecosistemas

naturales o seminaturales tales como las formas de vida (e.g. bosque o monte en el caso de la región EP), conjuntamente con producción ganadera, estableciendo una estrategia de integración entre producción y conservación (*landsharing*, Fischer *et al.*, 2014). También puede considerarse la alternativa de los sistemas de engorde intensivo (*feedlot*), la cual presenta ciertas ventajas productivas, ya que permite concentrar la producción ganadera en menor superficie. Sin embargo, este sistema productivo genera 1) dependencia sobre la producción de granos, y 2) una facilitación del proceso de agriculturización y consiguiente homogeneización de regiones distintas (por reducción relativa de la ganadería extensiva); además de 3) otras problemáticas asociadas al tipo de producción tales como la concentración de desechos y los impactos ambientales asociados (e.g. contaminación superficial y de napas, posibles enfermedades, etc) (Tilman *et al.*, 2002). En esta tesis, el objetivo de estimar el balance entre consumo y producción de carne se llevó a cabo a partir del supuesto de que la producción ganadera se produce mediante sistemas de pastizal con recursos forrajeros. Sin embargo, en Argentina aproximadamente un 50% de la producción de carne se realiza mediante engorde intensivo (Rearte, 2007), por lo que los resultados de este trabajo deberían evaluarse en una futura etapa, considerando esta tendencia de los sistemas productivos.

#### 4.2.2 Objetivo 2

**¿Cuál es el nivel de dependencia (en términos de flujos de materia y energía) de las ciudades respecto a su entorno local y a otros más distantes?**

Independientemente del nivel de demanda de superficie bioproductiva que cada ciudad genere sobre los ecosistemas naturales y/o rurales, el análisis de flujos aporta

información complementaria referida al funcionamiento del metabolismo urbano, la relación con su entorno y la dependencia con ecosistemas externos (Haberl *et al.*, 2004). A manera de respuesta de la pregunta planteada en este Objetivo 2, es posible afirmar que el nivel de acoplamiento entre las fases urbano-rural que pudo documentarse en los resultados es muy bajo, considerando tanto la dependencia para suplir el consumo como para destinar su producción.

La fuerte dependencia para suplir el consumo está asociada al alto nivel de consumo energético (aproximadamente 90%), el cual es importado en su totalidad. Sin embargo, si se considera el nivel de acoplamiento relacionado con la provisión y consumo de bienes agropecuarios, el entorno rural provee a la ciudad, según la región estudiada, entre el 77 y 80% de la demanda de alimentos. Estos valores representan sólo entre el 1% y 8% de la producción total de los paisajes estudiados. Dentro de estos porcentajes, se encuentran a los grupos de alimentos basados en oleaginosas, cereales y carnes. En las regiones pampeanas, existen registros también de producción lechera y hortalizas. Sin embargo, es posible que exista un comercio informal vinculado a la demanda urbana, que no se encuentre registrado en las bases de datos utilizadas, aumentando el nivel de acoplamiento entre consumo y producción de alimentos. En algunos casos, este desacople está asociado a una limitación ambiental (e.g. producción ganadera en EP) y, en otros casos, la elección de bienes a producir está determinada por demandas externas (e.g. soja como principal bien producido) (Pengue, 2005).

Por otro lado, debido a la complejización de las últimas décadas de la industria de los alimentos, es posible que gran parte de los alimentos que se consumen (en la mayoría de los núcleos urbanos más pequeños) deban ser procesados en ciudades más

desarrolladas y vuelvan a la ciudad de origen para su consumo. Este tipo de flujo tampoco se encuentra considerado dentro del análisis de este trabajo, el cual a su vez genera dependencias tanto energéticas como tecnológicas para procesar la materia prima (Pretty *et al.*, 2010). Sin embargo, la dependencia de combustibles para transporte de materia prima y alimentos puede estar considerada en el consumo de combustibles, aunque la proporción correspondiente a “transporte” en las bases de datos utilizadas es muy pequeña (Anexo 2). Es decir, el nivel de acoplamiento en términos de balance de materia es alto; y podría ser aún mayor si hubiera registros de un posible comercio informal. Sin embargo, no se están considerando las posibles dependencias de ciudades más industrializadas para el procesamiento de alimentos (Pretty *et al.*, 2010).

En relación a la producción de bienes agropecuarios, los paisajes analizados muestran una fuerte dependencia sobre sistemas externos a fin de ubicar su producción. El desacople entre consumo y producción a escala global está asociado a la concentración y aumento de la población urbana así como la capacidad de importar recursos de lugares más allá del entorno local (Luck *et al.*, 2001; Seto *et al.*, 2012; Haberl *et al.*, 2004; Zak *et al.*, 2004). Generalmente, las ciudades con mayor poder adquisitivo tienen mayor capacidad de obtener recursos de lugares más distantes a través del comercio (Rees y Wackernagel, 1996), mientras que sistemas tales como los paisajes rurales argentinos, capaces de producir excedentes agropecuarios, suplen la demanda de ciudades, regiones o países externos (producción exportada 98% EP, 99% PO, y 92% PI). De esta forma, la estructura productiva de un paisaje rural puede estar fuertemente influenciada por demandas externas. En este contexto, el análisis del potencial productivo de un paisaje

debiera complementarse con la naturaleza de su producción, en términos de si está dirigida, aunque sea en parte, a satisfacer demandas locales.

Es necesario considerar que estas metodologías tienden a evaluar positivamente el aumento de la producción aunque no se evalúe cuáles son los impactos producidos sobre otros aspectos ecosistémicos de los paisajes. Los aumentos de la producción, logrados principalmente por los avances tecnológicos, tienden a afectar tanto las funciones como las estructuras de cada paisaje en particular (Luck *et al.*, 2001; Pretty *et al.*, 2010). Esto puede generar una homogeneización de los sistemas rurales, logrando rendimientos similares en regiones disímiles como las analizadas. La homogeneización de los sistemas, a través de cambios de uso del suelo (e.g. de bosque a cultivo como en la región EP) y/o manejos agrícolas, permite maximizar la apropiación de la productividad primaria neta de la humanidad a modo de “colonización” de los ecosistemas (Haberl *et al.*, 2001), pero a su vez, estos procesos son factores importante en la degradación de los servicios de los ecosistemas y finalmente de la producción de bienes (Tilman *et al.*, 2001; Pretty *et al.*, 2010). Sin embargo, el nivel de compromiso entre producción y servicios de los ecosistemas puede variar entre paisajes, afectando en mayor medida a paisajes más vulnerables como EP (Viglizzo y Frank, 2006). Así, indicadores como HE o MEFA podrían estar generando resultados que muestren cierto nivel de “sustentabilidad”, mientras que no se están considerando otros efectos que comprometen el funcionamiento de los ecosistemas y su posterior capacidad de proveer bienes y servicios (Gowdy y McDaniel, 1995). De esta manera, aparece un conflicto (o compromiso) entre la sustentabilidad ambiental y la producción de bienes agropecuarios asociado al funcionamiento del mercado económico (Gowdy y McDaniel, 1995).

Por otro lado, las metodologías que evalúan la interacción hombre–naturaleza son generalmente antropocéntricas y no suelen considerar un nivel mínimo de recursos para el funcionamiento de los ecosistemas y el mantenimiento de la biodiversidad. A pesar de que la metodología de HE plantea considerar un porcentaje para este fin, aún no existe un consenso sobre dicho valor (Luck *et al.*, 2001). Sin embargo, este planteo no evalúa las particularidades locales que deberían considerarse tales como la preservación de especies que proveen servicios particulares, especies endémicas o incluso especies asociadas a procesos que aumentan la productividad (Fischer *et al.*, 2014). Estas limitaciones llevan a considerar a los resultados de HE y MEFA como indicadores complementarios de aquellos que estiman un daño ambiental directo sobre un recurso (i.e. erosión del suelo) o los que hacen más hincapié en los requerimientos ecosistémicos más que en su utilidad, como la síntesis emergética (Odum, 1996).

#### 4.2.3 Objetivo 3

#### **¿Cuál es el grado de asociación entre la estructura espacial de la fase rural y los flujos de materia y energía?**

El cálculo de la HEe presenta diferencias en su tamaño (i.e. superficie medida como hectáreas o kilómetros cuadrados) con respecto a la HE local, en los casos donde la configuración espacial determina la capacidad de suplir determinada demanda, como en el caso de la HEe de energía en PI. Esto pone en evidencia la importancia de considerar la heterogeneidad del paisaje, especialmente en escalas locales y regionales (Fiala, 2008).

La evaluación de presión ambiental a escala de ciudad muestra que la falta de equidad en la proporción de usos de suelo afecta a la provisión de aquellos bienes y

servicios vinculados a los usos o coberturas del suelo más fragmentados. La fragmentación moderada es considerada un aspecto positivo, especialmente vinculada a la diversidad biológica, funcional y estructural y, en general, la actividad humana moderada favorece la diversificación (Vila Subirós *et al.*, 2006; Krausmann *et al.*, 2003; Papadimitriou, 2002). Sin embargo, los sistemas urbano-rurales analizados muestran una actividad intensiva y principalmente materializada en el paisaje como una matriz productiva muy definida. Esta tendencia a la homogeneización del paisaje rural produce aumentos significativos en la extensión de algunas HEe, produciendo inclusive superposición de huellas. Según Luck y otros (2001), la competencia entre ciudades por un mismo recurso puede producir un aumento en la eficiencia de su producción. Sin embargo, cuando una mayor eficiencia no es posible, dicho déficit genera una dependencia sobre flujos externos para suplir su demanda, como en el caso del consumo de carne y producción ganadera en la región EP.

El consumo energético también presenta déficit en términos de mitigaciones de emisiones de carbono en todas las regiones (Capítulo II). Incluir la heterogeneidad espacial muestra que los impactos varían según el paisaje analizado: paisajes con estrategias eficientes como el aumento de biomasa forestal pueden presentar huellas extensas debido a la fragmentación del paisaje. La metodología tradicional de HE plantea el camino analítico de la estimación de la superficie de bosque necesaria para mitigar dicho impacto, promoviendo su plantación (Wackernagel y Rees, 1996). Sin embargo, la desvinculación estructural del enfoque tradicional de esta metodología no evalúa la ubicación geográfica de dicho bosque, los impactos asociados a dicho cambio de suelo o incluso la “disponibilidad” de ese servicio (Luck *et al.*, 2001). Paralelamente, en los

procesos de forestación se han detectado otros impactos, tales como salinización, modificación en los balances hídricos y acidificación (Jackson *et al.*, 2005), y dichas estrategias deberían considerar las características de cada paisaje en particular, así como otros cambios en el balance de energía provocados por las forestaciones que afectan el impacto neto de este uso del suelo sobre el clima (Jackson *et al.*, 2005).

#### 4.2.4 Objetivo 4

##### **¿En qué medida el grado de vinculación urbano-rural afecta la configuración espacial de la fase rural?**

Las fases urbana y rural mantienen una relación funcional de provisión de bienes y servicios de los ecosistemas así como de eliminación de desechos (Luck *et al.*, 2001). A partir de esta afirmación, se plantea la hipótesis, en el marco de la teoría de Von Thunen, acerca de si estos flujos pueden determinar también aspectos estructurales del paisaje urbano-rural.

En todos los casos, la ciudad influye, en mayor o menor medida, en la estructura rural periurbana modificando los usos y/o coberturas del suelo (e.g. desmontes y agriculturización en EP, forestación en PI) o, en su defecto, adaptándose a las limitaciones ambientales (e.g. pastizales en PI y PO). Sin embargo, los factores que estructuran el paisaje no están relacionados a la demanda urbana como establece Von Thunen (1826). En los casos donde se decide un tipo de uso de suelo sobre otro, dicha decisión depende en mayor medida de los beneficios económicos de los bienes producidos que de la demanda urbana local. La región EP muestra un mayor desmonte de bosque en la periferia urbana donde se consolida la matriz agrícola. Sin embargo, dicha

matriz se caracteriza por producir principalmente soja, la cual es mayormente exportada (Capítulo II). La región PO muestra un caso similar, donde la principal producción, y la que se encuentra en las cercanías de la ciudad, es el cultivo de soja; mientras que los cultivos de trigo y maíz, que tiene mayor consumo local, se ven desplazados a mayor distancia de la ciudad. Algunos de los factores que pueden estar conduciendo la estructuración del paisaje rural alrededor de las ciudades pueden estar vinculados a los costos de la tierra (más costosa en las cercanías en la periferia urbana), los beneficios obtenidos de la producción (valor de la materia prima y/o costo de producción) y la demanda de ciertos bienes vinculados al consumo de sistemas externos.

En los casos de las regiones pertenecientes a la Región Pampeana, donde existen registros de producción hortícola y lechera, es posible que se ubiquen en la periferia urbana. Sin embargo, la escala de análisis utilizada no permitió registrar dichos usos del suelo, siendo necesario un análisis con mayor definición funcional y estructural. La región EP sólo presenta registros de producción agrícola (oleaginosas y cereales), pero no se encontraron datos de producción hortícola y/o lechera, aunque es posible que algunos tipos productivos, muy vinculados al consumo local, presenten cierto nivel de informalidad y, por lo tanto, no se encuentren registrados en las bases de datos utilizadas en la escala de análisis funcional y estructural de esta tesis. La producción de alimentos orientados al consumo local en las áreas periurbanas suele encontrarse en un lugar de vulnerabilidad por su informalidad e incluso ilegalidad del uso de la tierra junto con la fuerte competencia de otras actividades económicas urbanas. Sin embargo, la provisión de alimentos cercana a la ciudad tiene beneficios tales como la seguridad alimentaria,

menores costos para el consumo, control de crecimiento urbano, entre otros, siendo un componente clave en el desarrollo urbano sustentable (de Bon *et al.*, 2010).

### 4.3. CONCLUSION GENERAL

Las regiones analizadas muestran similitudes en sus aspectos funcionales, a pesar de encontrarse en regiones ambiental e históricamente contrastantes (Soriano *et al.*, 1992, Viglizzo *et al.*, 2001). Sin embargo, la consideración de los aspectos estructurales del paisaje muestra que existen características propias de cada región. Las similitudes en los aspectos funcionales pueden estar asociadas a los procesos de agriculturización de los distintos paisajes. En todos los casos, las regiones analizadas son proveedoras de bienes agrícolas y/o ganaderos tanto localmente (entre el 75% y 81% del consumo de alimentos) como a otros sistemas externos (nacionales y/o globales), siendo estos últimos los principales consumidores de su producción (i.e. los excedentes agropecuarios son entre el 92% y 99%). Es decir, los procesos de homogeneización y agriculturización de los paisajes muestran estar asociados principalmente a demandas externas de los bienes agropecuarios producidos en estos paisajes. Este proceso de vinculación con flujos externos es un aspecto determinante en la estructuración de los paisajes analizados (e.g. matriz agrícola en EP y PO) así como en el debilitamiento de la vinculación local entre consumo y producción.

A su vez, las proyecciones globales indican que la presión ambiental por la demanda de alimentos se va a duplicar (Tilman *et al.*, 2002), a expensas de la

dependencia de subsidios externos, particularmente, los combustibles fósiles (Houghton, 2007). Las regiones analizadas muestran, en todos los casos, fuerte dependencia energética la cual debe ser importada en su totalidad (mayor al 90% del consumo total). Es posible que las proyecciones previamente descritas generen mayor presión en los paisajes urbano-rurales argentinos. Sin embargo, no fue posible demostrar que el alto nivel de consumo energético se encuentra asociado a los procesos productivos. Por esta razón, es necesario un análisis más detallado que permita entender cómo se distribuye el consumo de energía entre la producción agropecuaria, industrial (que incluyen exportaciones), transporte y consumo público. Esto puede permitir identificar políticas prioritarias a partir de entender cuáles de dichos consumos no son sustentables (Browne *et al.*, 2012).

Por otro lado, el consumo de combustibles fósiles presenta la problemática ambiental de escala global asociada a la emisión de gases de efecto invernadero, sin considerar que además se generan dependencias sobre un recurso no renovable. La concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera aumentó un 35% desde la época pre-industrial, lo cual puede ser atribuible a las actividades humanas por la coincidencia entre el aumento de las emisiones y la utilización de combustibles fósiles (Houghton, 2007). Las regiones analizadas, aunque están representadas por ciudades relativamente chicas, muestran un patrón similar, donde los principales impactos están asociados al consumo de energía y emisiones de CO<sub>2</sub>. En todos los casos, los paisajes analizados muestran una dependencia sobre el flujo de energía y deficiencia en el secuestro de carbono.

A su vez, el aumento de la producción está asociado, además de la dependencia energética, a mayores impactos ambientales sobre los ecosistemas (e.g. degradación de

servicios de soporte y regulación). Los flujos ocultos pueden ser considerados en forma teórica pero su cuantificación a escala regional o global representa un problema ya que dichos flujos no son considerados por el sistema económico (Haberl *et al.*, 2004; Tilman *et al.*, 2002). Por esta razón, se deben seleccionar combinaciones de indicadores que computen tanto los flujos económicos como aquellos necesarios para sostenerlos (Browne *et al.*, 2012; Agostinho y Pereira, 2013). A su vez, estos análisis deben estar enmarcados en el contexto global de relaciones complejas directas e indirectas (Lui *et al.*, 2013; Seto *et al.*, 2012). Sin embargo, todos los indicadores son fuertemente dependientes de la información sobre el sistema, la cual es difícil de conseguir a escala local o regional. Análisis utilizando datos inferidos a partir de datos nacionales puede alcanzar resultados distintos que aquellos basados en información a escala de paisaje (Browne *et al.*, 2012). Es por eso que, además de diseñar distintos grupos de indicadores, que permitan obtener una visión más precisa de los paisajes urbano-rurales a escala regional, es necesario generar bases de datos que permitan analizar la sustentabilidad de los sistemas a distintas escalas incluyendo los costos ambientales (Lintott, 1996).

Por otro lado, los indicadores desarrollados en esta tesis dan resultados en un momento dado (en este trabajo corresponden al año 2008). A su vez, las metodologías utilizadas en esta tesis son fuertemente dependientes de los datos utilizados, y muestran diferencias significativas ante la variación de la productividad interanual agropecuaria. A partir del ejercicio de estimación de la variabilidad de las HE (Capítulo II), se observa que las huellas pueden llegar a duplicar su tamaño en años con bajos rendimientos agropecuarios y un mismo nivel de consumo. Este es el caso de la región EP, la cual muestra mayor susceptibilidad a las variaciones propias de la productividad agropecuaria,

mientras que las regiones pampeanas presentan menor variabilidad (Manuel-Navarrete *et al.*, 2009). Estas diferencias de presión ambiental pueden interpretarse como un alto nivel de sustentabilidad ante años favorables y como paisajes no sustentables ante años desfavorables. Sin embargo, el análisis de variabilidad muestra que estos cambios pueden darse dentro de períodos de una década y no corresponder a una tendencia sobre el nivel de sustentabilidad de los paisajes. Sin embargo, no es posible saber, a partir del análisis de este trabajo, cómo son las proyecciones de dichos paisajes. Por lo tanto, es necesario realizar análisis periódicos de largo plazo que permitan conocer las tendencias sobre el nivel de sustentabilidad de cada paisaje (Mayer, 2008).

## BIBLIOGRAFIA

- Agostinho, F., Pereira, L., 2013. Support area as an indicator of environmental load: Comparison between Embodied Energy, Ecological Footprint, and Emergy Accounting methods. *Ecological Indicators* 24, 494-503.
- Argentina. Proyecto Forestal de Desarrollo (SAGPyA-BIRF) Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos.
- Ayres, R., van den Berrgh, J., Gowdy, J., 2001. Strong Versus Weak Sustainability: Economics, Natural Sciences, and Consilience.
- Ayres, R. U., 1992. Industrial metabolism. Theory and policy. Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung (WZB), Berlin. FS II 92-406,
- Baker J.M., T.E. Ochsner, R.T. Venterea, T.J. Griffis. 2007. Tillage and soil carbon sequestration – What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 1-5.
- Baldi, G., and J. M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13(2): 6.
- Beckmann, M.J., 1972. Von Thünen revisited: a neoclassical land use model. *The Swedish Journal of Economics*, 1-7.
- Bosshard, A., 2000. A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77, 29-41.
- Botequilha Leitão, A., Ahern, J., 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59, 65-93.

- Britos S. y Scacchia S. 1998. Disponibilidad y consumo de alimentos en Argentina. Escuelade Nutrición. Universidad Nacional de Buenos Aires.
- Bronger, D., 1977. Methodical problems of empirical developing country-research. *GeoJournal* 1, 49-64.
- Browne, D., O'Regan, B., Moles, R., 2012. Comparison of energy flow accounting, energy flow metabolism ratio analysis and ecological footprinting as tools for measuring urban sustainability: A case-study of an Irish city-region. *Ecological Economics* 83, 97-107.
- Burel F. y J. Baudry. 2002. Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones. Ediciones Mundi-Prensa
- Caride C, Piñeiro G, Paruelo JM. How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 23-33.
- Caride C., J.M.Paruelo. 2007. Discriminación del sistema de labranza mediante el uso de imágenes Landsat en el Norte de Buenos Aires. *TELEDETECCIÓN - Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional*. Ed. Martin, 2007, ISBN: 978-987-543-126-3.
- CEAMSE. 2014. Generamos energía eléctrica para 25 mil hogares a partir del biogás de la basura. Sala de Prensa
- Chee, Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120, 549-565.

- Chen N., Li H., Wang L. 2009. A GIS-based approach for mapping direct use value of ecosystem services at a county scale: Management implications. *Ecological Economics*, 68 (11): 2768-2776.
- Chiozza, E. (dir.). 1979. El país de los argentinos. Pampa. T.III. Buenos Aires, Centro Editor de América Latina.
- Coates W. 2000. Using cotton plant residue to produce briquettes *Biomass and Bioenergy* Volume 18 :201-208.
- Cruzate G., Panigatti J.L., Moscatelli G. 2008. Suelos y Ambientes de Buenos Aires. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos de la Nación - INTA
- De Bon H., L. Parrot, P. Moustier. 2010. Sustainable urban agriculture in developing countries. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30: 21-32.
- De Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3): 393-408.
- Deng, J.S., Wang, K., Hong, Y., Qi, J.G., 2009. Spatio-temporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization. *Landscape and Urban Planning* 92, 187-198.
- Dewulf, J., Van Langenhove, H., 2005. Integrating industrial ecology principles into a set of environmental sustainability indicators for technology assessment. *Resources, Conservation and Recycling* 43, 419-432.
- Eaton, R.L., Hammond, G.P., Laurie, J., 2007. Footprints on the landscape: An environmental appraisal of urban and rural living in the developed world. *Landscape and Urban Planning* 83, 13-28.

- Egoh B., Reyers B., Rouget M., Richardson D.M., Le Maitre D.C., van Jaarsveld A.S. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127 (1-2): 135-140.
- Eigenbrod F., P. R. Armsworth, B. J. Anderson, A. Heinemeyer, S. Gillings, D.B. Roy, C. D. Thomas, K. J. Gaston. 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47: 337-385.
- Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., De Groot, R., 2003. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics* 44, 165-185.
- Erb, K.-H., 2004. Actual land demand of Austria 1926–2000: a variation on Ecological Footprint assessments. *Land Use Policy* 21, 247-259.
- Fiala, Nathan. 2008. Measuring sustainability: Why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science. *Ecological Economics*, Elsevier 67 (4): 519-525.
- Fischer J., D. J. Abson., V. Butsic, M. J. Chappell, J. Ekroos, J. Hanspach, T. Kuemmerle, H. G. Smith, H. von Wehrden. 2014. Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. *Conservation Letters*, 7(3), 149–157.
- Foley J. A., DeFries R., Asner G., Barford C., Bonan , Carpenter S., Stuart Chapin, Coe M, Daily G, Gibbs H, Helkowski H, Holloway T, Howard, Kucharik, Monfreda, Patz, Prentice, Ramankutty, Snyder P. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309 (5734):570 – 574.

- Folke, C., Kautsky, N., Berg, H., Jansson, Å., Troell, M., 1998. The ecological footprint concept for sustainable seafood production: a review. *Ecological Applications* 8, 563-571.
- Ghersa, C.M., de la Fuente, E., Suarez, S., Leon, R.J.C., 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88, 271–278.
- Global Footprint Network, Calculation Methodology for the National Footprint Accounts. 2008. Reserch and standars department.
- Gómez A. A., O. B. Mejía. Composición nutricional de la leche de ganado vacuno. 2005. *Revista Lasallista de Investigación*, vol. 2, núm. 1:38-42.
- Gowdy J.M. y Mc Daniel C.N. 1995. One word, one experimient: addressing the biodiversity-economics conflict. *Ecological Economics* 15: 181-192.
- Guerrero E. M. y F. Guiñinrgo. 2008. Indicador espacial del metabolismo urbano. *Huella Ecológica de la ciudad de Tandil, Argentina Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* Vol. 9: 31-44.
- Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Loibl, W., Schulz, N., Weisz, H., 2001. Changes in ecosystem processes induced by land use: human appropriation of net primary production and its influence on standing crop in Austria. *Global Biogeochemical Cycles* 15 (4): 929–942.
- Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Weisz, H., Winiwarter, V., 2004. Progress towards sustainability? What the conceptual framework of material and energy flow accounting (MEFA) can offer. *Land Use Policy* 21, 199-213.

- Hay, G., Marceau, D., Dube, P., Bouchard, A., 2001. A multiscale framework for landscape analysis: object-specific analysis and upscaling. *Landscape Ecology* 16, 471-490.
- Hezri, A.A., Dovers, S.R., 2006. Sustainability indicators, policy and governance: issues for ecological economics. *Ecological Economics* 60, 86-99.
- Houghton R.A. 2007. Balancing the global carbon budget. *Annual Review of Earth and Planetary Science* 35: 313-347.
- INDEC. Informe N° 34 de Análisis Demográfico.
- INTA. 2005. Plan Estratégico Institucional (2005-2015).
- IPCC (2007) Cambio Climático 2007: Informe de Síntesis. In: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Jackson RB, E. G. Jobbágy, R. Avissar, S. B. Roy, D. J. Barrett, C. W. Cook, K. A. Farley, D. C. le Maitre, B. A. McCarl, B. C. Murray. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310: 1944–1947.
- Jia J.-s., Zhao J.-z., Deng H.-b., Duan J. 2010. Ecological footprint simulation and prediction by ARIMA model-A case study in Henan Province of China *Ecological Indicators* 10(2): 538-544.
- Johnson, M., 2001. Environmental impacts of urban sprawl: a survey of the literature and proposed research agenda. *Environment and Planning A* 33, 717-735.
- Karlin, U., R. Coirini, L. Pietrarelli y E. Perpiñal. 1992. Caracterización del chaco árido y propuesta de recuperación del recurso forestal. En: *Sistemas Agroforestales para Pequeños Productores de Zonas Áridas*. Universidad Nacional de Córdoba - Proyecto GTZ.

- Kennedy, C., Cuddihy, J., Engel-Yan, J., 2007. The changing metabolism of cities. *Journal of industrial ecology* 11, 43-59.
- Kharrazi, A., Kraines, S., Hoang, L., Yarime, M., 2014. Advancing quantification methods of sustainability: A critical examination energy, exergy, ecological footprint, and ecological information-based approaches. *Ecological Indicators* 37, Part A, 81-89.
- Kim M-K., B. A. McCarl, B. C. Murrayc. 2008. Permanence discounting for land-based carbon sequestration. *Ecological Economics* 64: 763 – 769
- King, C.A., 2008. Community resilience and contemporary agroecological systems: reconnecting people and food, and people with people. *Systems Research and Behavioral Science* 25, 111-124.
- Krausmann F., H. Haberl, N. Schulz, K.H. Erb, E. Darge, V. Gaube. 2003. Land use change and socioeconomic metabolism in Austria. Part 1: driving forces of land use change 1950-1995. *Land Use Policy* 20: 1-20.
- Krausmann, F., Haberl, H., Erb, K.H., Wackernagel, M., 2004. Resource flows and land use in Austria 1950-2000: using the MEFA framework to monitor society-nature interaction for. *Land Use Policy* 21, 215-230.
- Lal R. Forest soil and carbon sequestration. 2005. *Forest Ecology and Management* 220: 242-258.
- Lewis, G.M., Brabec, E., 2005. Regional land pattern assessment: development of a resource efficiency measurement method. *Landscape and Urban Planning* 72, 281-296.

- Lintott J. 1996. Environmental accounting: useful to whom and for what? *Ecological Economics* 16: 179-190.
- Liu, J., V. Hull, M. Batistella, R. DeFries, T. Dietz, F. Fu, T. W. Hertel, R. C. Izaurralde, E. F. Lambin, S. Li, L. A. Martinelli, W. J. McConnell, E. F. Moran, R. Naylor, Z. Ouyang, K. R. Polenske, A. Reenberg, G. de Miranda Rocha, C. S. Simmons, P. H. Verburg, P. M. Vitousek, F. Zhang, C. Zhu. 2013. Framing sustainability in a telecoupled world. *Ecology and Society* 18(2): 26.
- Luck, M.A., Jenerette, D., Wu, J., Grimm, N.B., 2001. The urban funnel model and spatially heterogeneous ecological footprint. *Ecosystems* 4, 782-796.
- Maenpaa I. 2002. Physical Input - Output Tables of Finland 1995 - solutions to basic methodological problems. Fourteenth International Conference on Input-Output Techniques, Montreal, Canada.
- Manrique S., J. Franco, V. Nuñez, L. Seghezzo. 2011. Potential of native forest for mitigation of greenhouses gases in Salta, Argentina. *Biomass and Bioenergy* 35: 2184-2193.
- Manuel-Navarrete, D., Gallopín, G., Blanco, M., Díaz-Zorita, M., Ferraro, D., Herzer, H., Laterra, P., Murmis, M., Podestá, G., Rabinovich, J., Satorre, E., Torres, F., Viglizzo, E., 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environment, Development and Sustainability* 11, 612-638.
- Marchand, B., 1984. Urban growth models revisited: cities as self-organizing systems. *Environment and Planning A* 16, 949-964.

- Marco para la Conceptualización de los Efectos Humanos en Paisajes y su Relevancia en Modelos de Manejo y Investigación. *Conservation biology* 13, 1282-1292.
- Margalef, R., 1968. *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Martinez M.L., Perez-Maqueo O., Vazquez G., Castillo-Campos G., Garcia-Franco J., Mehlreter K., Equihua M., Landgrave R. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management*: 258 (9): 1856-1863.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277.
- Matthews, E., Amann, C., Fischer-Kowalski, M., Bringezu, S., H. uttler, W., Kleijn, R., Moriguchi, Y., Ottke, C., Rodenburg, E., Rogich, D., Schandl, H., Sch. utz, H., van der Voet, E., Weisz, H., 2000. *The Weight of Nations: Material Outflows from Industrial Economies*. World Resources Institute, Washington.
- Mayer, A.L., 2008. Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. *Environment International* 34, 277-291.
- McDonald G. W., M. G. Patterson. 2004. Ecological Footprint and interdependencias of New Zealand regions. *Ecological Economics* 50: 49-67.
- McIntyre, S., Hobbs, R., 1999. A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and Its Relevance to Management and Research Models.
- McIntyre, S., Hobbs, R., 1999. A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and Its Relevance to Management and Research Models.

- Meul M, F. Nevens, D. Reheul, G. Hofman. 2007. Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119: 135–144.
- Millenium Ecosystem Assesment. 2005. *Ecosystem and Human Well Being: Synthesis*.
- Mongan J. C., M. Lombardi, L. Salim. El sector turístico de la Provincia de Buenos Aires. 2012. Dirección Provincial de Estudios y Proyecciones Económicas N°02, Ministerio de Economía.
- Mottet A., S. Ladet, N. Coque, A. Gibon, 2006. Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 296–310.
- Müller, F., 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators* 5, 280-294.
- Naveh, Z., 1987. Biocybernetic and thermodynamic perspectives of landscape functions and land use patterns. *Landscape Ecology* 1, 75-83.
- Nelson E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, R. Cameron, K. M. Chan, G. C Daily, J. Goldstein, P. M. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, T. H Ricketts, M.R. Shaw . 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 4-11.
- Noble, A., Pingali, P., Pinto, Y., Rabbinge, R., Ravindranath, N.H., Rola, A., Roling, N., Sage, C., Settle, W., Sha, J.M., Shiming, L., Simons, T., Smith, P., Strzepeck, K., Swaine, H., Terry, E., Tomich, T.P., Toulmin, C., Trigo, E., Twomlow, S., Vis, J.K., Wilson, J., Pilgrim, S., 2010. The top 100 questions of importance to the

- future of global agriculture. *International Journal of Agricultural Sustainability* 8: 219-236.
- Norgaard B.N. 1989. Three dilemmas of environmental accounting. *Ecological Economics* 1: 303-314.
- Norverto, Carlos A. 2006. *La fijación de CO<sub>2</sub> en plantaciones forestales y en productos de madera en Argentina*. Buenos Aires, Argentina. Editorial GRAM.
- Odum, E.P., 1996. *Environmental Accounting. Energy and Environmental Decision Making*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Odum, H.T., 1988. Self-organization, transformity, and information. *Energy* 1, 30.
- Peet, R. 1970. Von Thünen theory and the dynamics of agricultural expansion. *Explorations in Economic History* 8.
- Pengue, W. 2005. Transgenic Crops in Argentina: The Ecological and Social Debt. *Bulletin of Science Technology & Society* 25: 314.
- Pierr, H.-P., 2003. Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 17-33.
- Pretty, J., Sutherland, W.J., Ashby, J., Auburn, J., Baulcombe, D., Bell, M., Bentley, J., Bickersteth, S., Brown, K., Burke, J., Campbell, H., Chen, K., Crowley, E., Crute, I., Dobbelaere, D., Edwards-Jones, G., Funes-Monzote, F., Godfray, H.C.J., Griffon, M., Gypmantisiri, P., Haddad, L., Halavatau, S., Herren, H., Holderness, M., Izac, A.-M., Jones, M., Koochafkan, P., Lal, R., Lang, T., McNeely, J., Mueller, A., Nisbett, N., Noble, A., Pingali, P., Pinto, Y., Rabbinge, R., Ravindranath, N.H., Rola, A., Roling, N., Sage, C., Settle, W., Sha, J.M., Shiming, L., Simons, T., Smith, P., Strzepeck, K., Swaine, H., Terry, E., Tomich,

- T.P., Toulmin, C., Trigo, E., Twomlow, S., Vis, J.K., Wilson, J., Pilgrim, S., 2010. The top 100 questions of importance to the future of global agriculture. *International Journal of Agricultural Sustainability* 8, 219-236.
- Raymond C. M., B. A. Bryan, D. Hatton MacDonald, A. Cast, S. Strathearn, A. Grandgirard, T. Kalivas. 2009. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics* 68 (5): 1301-1315.
- Rearte D. 2007. La producción de carne en Argentina. INTA.
- Rees W. y M. Wackernagel. 1996. Urban ecological footprint: why cities cannot be sustainable – and why they are the key to sustainability. *Environ Impact Assess* 16: 223-248.
- Riginos, C., S.J. Milton, T. Wiegand. 2005. Context-dependent interactions between adult shrubs and seedlings in a semi-arid shrubland. *Journal of Vegetation Science* 16: 331-340
- Ripley, B. D. 1981. *Spatial statistics*. Wiley., Rossi, R., D. J. Mulla, A. G. Journel, and E. H. Franz. 1992. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecological Monographs* 62: 277-314.
- Rossi, R., Mulla, D.J., Journel, A.G., Franz, E.H., 1992. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecological Monographs* 62, 277-314.
- Rueda, C. V., Baldi, G., Verón, S. R., Jobbágy, E. G.. 2013. Apropiación humana de la producción primaria en el Chaco Seco. *Ecología austral*, 23(1):44-54.

- SECyT (Secretaría de Ciencia y Técnica) 2006. Plan estratégico nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación "Bicentenario" (2006-2010): [www.mincyt.gov.ar/plan\\_bicentenario\\_publicacion.pdf](http://www.mincyt.gov.ar/plan_bicentenario_publicacion.pdf)
- Seto K. C., A. Reenberg, C. G. Boone, M. Fragkias, D. Haase, T. Langanke, P. Marcotullio, D. K. Munroe, B. Olah, D. Simon. 2012. Urban land teleconnections and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 20:7687-7692.
- Sinclair R. 1967. Von Thunen and urban sprawl. *Annals of the Association of American Geographers*. 57: 72-87.
- Smith P. 2004. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the Global context. *Europ. J. Agronomy* 20:229-236.
- Soil-Survey-Staff, 1999. Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. US Department of Agriculture and Soil Conservation Service, Washington, DC.
- Soriano, A., León, R.J.C., Sala, O.E., Lavado, R.S., Deregibus, V.A., Cahuépe, M.A., Scaglia, O.A., Velázquez, C.A., Lemcoff, J.H., 1991. Río de la Plata grasslands. In: Coupland, R.T. (Ed.), *Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and western hemisphere*. Elsevier, New York, pp. 367-407.
- Termorshuizen J.W., Paul Opdam. 2009. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology* 24:8, 1037-1052.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671-677.

- Troy A., Wilson M.A. 2006. Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics*, 60 (2): 435-449.
- Van Den Bergh, J.C.J.M., Verbruggen, H., 1999. Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the 'ecological footprint'. *Ecological Economics* 29: 61-72.
- Venturi P., Venturi G. 2003. Analysis of energy comparison for crops in European agricultural systems. *Biomass and Bioenergy* Volume 25, Issue 3: 235-255.
- Viglizzo E., Jobaggy E. 2010. Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental. Ediciones Instituto Nacional de Tecnologías agropecuarias.
- Viglizzo E.F., F Lértora, A.J Pordomingo, J.N Bernardos, Z.E Roberto, H Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 83, Issues 1-2: 65-81, ISSN 0167-8809.
- Viglizzo E.F., Frank F.C. 2006. Land use options for Del Plata Basin in South America: tradeoffs analysis based on ecosystem services provision. *Ecological Economics*, 57:140-151.
- Vila Subirós J., Vargas Linde D., Llausas Pascual A., Ribas Palom A. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje. *Doc. Anal. Geogr.* 48: 151-166.
- Von Thünen, J. 1826. *The Isolated State*. Pergamon, London.
- Wackernagel M. y J.Silverstein. 2000. Big things first: focusing on the scale imperative with the ecological footprint. *Ecological Economics* 32: 391-394.

- Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Callejas Linares, A., Susana Lopez Falfan, I., Mendez Garcia, J., Isabel Suarez Guerrero, A., Guadalupe Suarez Guerrero, M., 1999. National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics* 29, 375-390.
- Wackernagel M. y W. Rees. 1996. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers.
- Wiegand T., and K. A. Moloney 2004. Rings, circles and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104: 209-229.
- Wilson J., P. Tyedmers, R. Pelot. 2007. Contrasting and comparing sustainable development indicator metrics. *Ecological Indicators* 7: 299-314.
- Wrbka, T.; Erb, K. H.; Schulz, N. B.; Peterseil, J.; Hahn, C. O.; Haberl, H. (2004) Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Policy* 21: 289-306.
- Wright E. P. 2002. The ecological footprints of the Colorado College: an examination of sustainability. *Environmental Science*.
- Zak, M.R., Cabido, M., Hodgson, J.G. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120, 589-598.
- Zellner, M.L., Theis, T.L., Karunanithi, A.T., Garmestani, A.S., Cabezas, H., 2008. A new framework for urban sustainability assessments: Linking complexity, information and policy. *Computers, Environment and Urban Systems* 32, 474-488.

### ANEXO 1

#### Evaluación de la clasificación de las imágenes satelitales

Matriz de confusión de la imagen Landsat 5 TM (228-79) clasificada para la Región extra-pampeana (Chaco).

		VERDAD DE CAMPO					Error de Comisión	
		Ciudad	Agua	Pastizal	Cultivo	Bosque		
CLASIFICADO	Ciudad	5,44	0,03	0,18	2,08	1,26	<b>8,84</b>	<b>38,42%</b>
	Agua	0,02	0,00	0,01	0,39	0,02	<b>0,44</b>	<b>99,49%</b>
	Pastizal	0,11	0,13	2,28	5,26	2,74	<b>10,52</b>	<b>78,37%</b>
	Cultivo	0,08	0,59	5,20	120,81	8,38	<b>135,05</b>	<b>10,55%</b>
	Bosque	0,00	0,01	0,18	2,47	35,76	<b>38,42</b>	<b>6,92%</b>
		<b>5,52</b>	<b>0,77</b>	<b>7,84</b>	<b>131,00</b>	<b>48,15</b>	<b>193,28</b>	
Error de Omisión		<b>1,42%</b>	<b>99,71%</b>	<b>70,97%</b>	<b>7,78%</b>	<b>25,73%</b>		<b>85,00%</b>

Matriz de confusión de la imagen Landsat 5 TM (224-85) clasificada para la Región Pampa Indudable.

		VERDAD DE CAMPO					Error de Comisión	
		Ciudad	Agua	Pastizal	Cultivo	Bosque		
CLASIFICADO	Ciudad	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	<b>0,30</b>	<b>0,00%</b>
	Agua	0,00	45,67	0,62	0,01	0,00	<b>46,30</b>	<b>1,36%</b>
	Pastizal	0,53	2,03	58,29	3,73	0,59	<b>65,16</b>	<b>10,55%</b>
	Cultivo	0,00	0,14	0,67	1,85	0,01	<b>2,67</b>	<b>30,72%</b>
	Bosque	0,00	0,02	0,67	0,00	0,16	<b>0,86</b>	<b>80,82%</b>
		<b>0,84</b>	<b>47,86</b>	<b>60,25</b>	<b>5,59</b>	<b>0,76</b>	<b>115,29</b>	
Error de Omisión		<b>63,74%</b>	<b>4,58%</b>	<b>3,25%</b>	<b>66,90%</b>	<b>78,30%</b>		<b>92,18%</b>

## ANEXO 2

### Consumo de combustible por tipo y por ciudad

Resumen de la base de datos de consumo de combustibles por localidad y tipo de consumo

(Secretaría de Energía de la Nación)

#### Región EP:

- Charata

Destino del consumo	Volumen (m <sup>3</sup> )	Participación (%)
Agro	3217	11,8
Al público	23363	85,7
Reventa a otras estaciones de servicio	273	1,00
Transporte de cargas	402	1,48
Total general	27256	100

- Las Breñas

Destino del consumo	Volumen (m <sup>3</sup> )	Participación (%)
Agro	6683	32,3
Al público	10359	50,0
Transporte de cargas	3676	17,7
Total general	20719	100

#### Región PO:

- Arrecifes:

Destino del consumo	Volumen (m <sup>3</sup> )	Participación (%)
Agro	7215	0,79
Al público	901910	98,4
Otros sectores	1809	0,20
Reventa a otras estaciones de servicio	995	0,11
Transporte de cargas	4319	0,47
Total general	916249	100

- Colón:

Destino del consumo	Volumen (m <sup>3</sup> )	Participación (%)
Agro	58	0,00
Al público	2287423	99,9
Reventa a otras estaciones de servicio	277	0,01
Transporte de cargas	10	0,00
<b>Total general</b>	<b>2287769</b>	<b>100</b>

- Salto:

Destino del consumo	Volumen (m <sup>3</sup> )	Participación (%)
Agro	5272	15,5
Al público	24700	72,7
Reventa a otras estaciones de servicio	30	0,09
Transporte de cargas	3971	11,7
<b>Total general</b>	<b>33973</b>	<b>100</b>

Región PI:

- Las Flores

Destino del consumo	Volumen (m <sup>3</sup> )	Participación (%)
Agro	304	1,62
Al público	17414	92,8
Transporte de cargas	1047	5,58
<b>Total general</b>	<b>18766</b>	<b>100</b>

- Chascomús:

Destino del consumo	Volumen (m <sup>3</sup> )	Participación (%)
Agro	793	0,01
Al público	6070136	99,9
Otros sectores	172	0,00
Transporte de cargas	979	0,02
Transporte público de pasajeros	89	0,00
Total general	6072172	100

- Dolores:

Destino del consumo	Volumen (m <sup>3</sup> )	Participación (%)
Al público	3731315	100
Transporte de cargas	13	0,00
Total general	3731328	100

### ANEXO 3

#### Perfiles de consumo

Perfil de consumo por tipo de alimento según región (Britos, 1998) y a nivel nacional (INDEC).

Consumo de alimentos y carnes (pers/tn/año)			
Tipo de consumo	Región Pampeana	NEA	Nacional
Cereales	0,1449	0,1471	0,1242
Hortalizas	0,1655	0,1529	0,1400
Frutas	0,0715	0,0752	0,0482
Legumbres	0,0029	0,0033	0,0029
Carnes	0,0869	0,0818	0,0752
Lácteos	0,1128	0,0686	0,0986
Oleaginosas / aceites	0,0124	0,0139	0,0144
Azúcar	0,0183	0,0175	0,0173
Huevos	0,0058	0,0058	0,0076
Cultivos industriales (café, te, yerba)	0,0108	0,0120	0,0126

## ANEXO 4

### HE local desglosada por subcomponentes y por ciudad

		HE local por subcomponente (ha/pers/año)							
		EP		PO			PI		
		Charata	Las Breñas	Colón	Arrecifes	Salto	Chascomús	Dolores	Las Flores
URBANA	Superficie ciudad	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03
	Oleaginosas	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
	Cereales	0,04	0,04	0,02	0,03	0,02	0,03	0,04	0,02
ALIMENTOS y CARNE	Producción bovina y porcina	0,61	0,61	0,13	0,13	0,13	0,14	0,14	0,14
	Producción pollo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	Hortalizas	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
	Frutas	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Lácteos	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
	Azúcar	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Cultivos industriales	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	Legumbres	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Residuos sólidos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	ENERGIA	Emisiones combustibles (CO <sub>2</sub> )	1,44	1,16	2,15	2,31	2,31	1,34	2,28
	Emisiones energía (CO <sub>2</sub> )	0,43	0,31	1,10	0,74	1,22	0,88	0,42	0,58
<b>HE local (ha/pers/año)</b>		<b>2,60</b>	<b>2,20</b>	<b>3,49</b>	<b>3,30</b>	<b>3,77</b>	<b>2,49</b>	<b>3,01</b>	<b>2,20</b>

## ANEXO 5

### HE global desglosada por subcomponentes y por ciudad

		HE global por subcomponente (ha/pers/año)							
		EP		PO			PI		
		Charata	Las Breñas	Colón	Arrecifes	Salto	Chascomús	Dolores	Las Flores
URBANA	Superficie ciudad	0,06	0,07	0,09	0,07	0,06	0,06	0,07	0,07
	Oleaginosas	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	Cereales	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
ALIMENTOS y CARNE	Producción bovina y porcina	0,37	0,37	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35
	Producción pollo	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
	Hortalizas	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
	Frutas	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	Lácteos	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
	Azúcar	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Cultivos industriales	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
	Legumbres	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
ENERGÍA	Residuos sólidos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Emisiones combustibles (CO <sub>2</sub> )	0,48	0,38	0,48	0,51	0,51	0,39	0,66	0,39
	Emisiones energía (CO <sub>2</sub> )	0,14	0,19	0,24	0,16	0,27	0,25	0,12	0,17
<b>HE local (ha/pers/año)</b>		<b>1,23</b>	<b>1,20</b>	<b>1,34</b>	<b>1,28</b>	<b>1,38</b>	<b>1,24</b>	<b>1,39</b>	<b>1,16</b>

## ANEXO 6

**Valores de conversión energética de los subcomponentes analizados**

Subcomponente	Valor energético
Oleaginosas	23,8 Mj/kg
Cereales	15,7 Mj/kg
Carnes	5,80 Mj/kg
Hortalizas y legumbres	1,30 Mj/kg
Frutas	2,00 Mj/kg
Lácteos	2,51 Mj/kg
Azúcar	5,30 Mj/kg
Industriales	17,6 Mj/kg
Combustibles (GNC)	44,0 Mj/m <sup>3</sup>
Combustibles (Nafta)	30800 Mj/m <sup>3</sup>
Combustibles (Gasoil)	38650 Mj/m <sup>3</sup>
Energía	3600 Mj/MW*h

**ANEXO 7**

**Rendimientos de la producción ganadera**

REGION	Rendimiento de la producción ganadera (kg carne/ha/año)	
	Pastizal natural	Recursos forrajeros
EP	20	100
PO	130	450
PI	110	400

## ANEXO 8

### Valores de la HE espacialmente explícita (HEe) por ciudad

Región	Ciudad	Componente	HE (km <sup>2</sup> )	radio HEe (km)	Número de parches	Superficie por parche promedio (km <sup>2</sup> ) ± sd		Promedio de la relación perímetro / área
EP	Charata		187,63	18,0	1947	0,096	± 0,53	0,097
	Las Breñas	Ganadera	176,46	17,0	1493	0,118	± 0,61	0,096
	Charata		23,68	4,0	29	0,818	± 3,43	0,061
	Las Breñas	Alimentos	21,06	3,5	13	1,621	± 3,91	0,090
	Charata		557,41	32,0	4620	0,121	± 1,17	0,091
	Las Breñas	Energía	412,88	27,0	2837	0,146	± 1,35	0,089
PO	Arrecifes		45,51	10,5	1068	0,043	± 0,22	0,093
	Salto	Ganadera	47,67	10,0	1017	0,047	± 0,39	0,100
	Arrecifes		18,71	3,5	57	0,328	± 0,91	0,377
	Salto	Alimentos	18,27	4,0	120	0,144	± 0,86	0,082
	Arrecifes		888,81	19,0	512	1,735	± 38,1	0,128
	Salto	Energía	1075,19	22,0	633	1,698	± 40,4	0,096
PI	Chascomús		70,80	6,0	55	1,311	± 9,59	0,108
	Dolores	Ganadera	46,41	4,0	24	1,998	± 9,55	0,101
	Chascomús		25,23	11,5	587	0,043	± 0,18	0,126
	Dolores	Alimentos	27,91	17,5	813	0,034	± 0,11	0,107
	Chascomús		793,20	60,0	21350	0,037	± 0,25	0,112
	Dolores	Energía	354,83	47,5	11745	0,030	± 0,16	0,095

