

Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental

Editores: Ernesto F. Viglizzo, Esteban Jobbágy



■ Ediciones

Instituto Nacional de
Tecnología Agropecuaria



Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental

Editores:

Ernesto F. Viglizzo,

Esteban Jobbágy

ÍNDICE

Prefacio	5
(Viglizzo EF, Jobbágy, EG)	
Capítulo 1	9
<i>Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico</i> (Viglizzo EF, Carreño LV, Pereyra H, Ricard F, Clatt J, Pincén D)	
Capítulo 2	17
<i>La ecuación agua-energía en la expansión de la frontera agropecuaria</i> (Frank FC)	
Capítulo 3	23
<i>El avance de la frontera agropecuaria y el stock de nutrientes</i> (C, N y P) en los ecosistemas (Viglizzo EF)	
Capítulo 4	27
<i>Balances de Carbono, Nitrógeno y Fósforo</i> (Frank FC, Viglizzo EF)	
Capítulo 5	31
<i>Captura y emisión de gases de efecto invernadero</i> (Carreño LV, Pereyra H, Ricard F)	
Capítulo 6	37
<i>Erosión del suelo y contaminación del ambiente</i> (Viglizzo EF, Frank FC)	
Capítulo 7	43
<i>Impacto sobre el hábitat</i> (Salvador V)	
Capítulo 8	47
Efecto de la agricultura sobre la provisión de servicios ecosistémicos (Carreño LV, Viglizzo EF)	
Capítulo 9	53
<i>La relación soja-ecología-ambiente. Entre el mito y la realidad</i> (Pincén D, Viglizzo EF, Carreño LV, Frank FC)	
Capítulo 10	63
<i>Agricultura y ambiente en Argentina y el mundo</i> (Viglizzo EF)	
Capítulo 11	67
<i>Límites y utilidad del estudio</i> (Viglizzo EF)	
Capítulo 12	71
<i>Proyectando el futuro</i> (Jobbágy EG)	
Referencias	79
Anexo Metodológico	89

Prefacio

Viglizzo EF, Jobbágy EG

¿Qué razones nos impulsaron a abordar esta obra? ¿Qué interrogantes motorizaron nuestro estudio? ¿Dónde estamos y hacia dónde vamos en la compleja relación agricultura-ecología-ambiente?

Desde los tiempos de David Ricardo, a comienzos del siglo 19, fundada en el positivismo científico, tecnológico y filosófico, se generalizó en los emergentes países industriales de occidente una visión optimista y utilitarista que imaginaba un modelo de crecimiento económico y social casi ilimitado. Esta concepción prosperó sin grandes altibajos hasta las décadas de 1950 y '60, cuando algunos pensadores comenzaron a plantearse interrogantes respecto al potencial "ilimitado" de la ciencia y la tecnología para sostener el progreso humano. Ese dogma, antropocéntrico y productivista, que se ocupaba del hombre pero desatendía el entorno, comenzó a generar algunas dudas. Se intuía que el crecimiento económico, sin costo ambiental, no era posible. A comienzos de la década de 1960, la prestigiosa limnóloga Rachel Carson rompió el hielo al publicar una influyente obra titulada Primavera Silenciosa (*Silent Spring*), en la cual advirtió acerca del impacto de los plaguicidas sobre la vida silvestre y la ruptura del equilibrio ecológico (Carson, 1962). Esa obra despertó súbitamente la conciencia social y, aún a pesar de la autora, fue una especie de gatillo que disparó lo que años después conoceríamos como *ecologismo* o *ambientalismo*, que se expandió rápidamente hasta alcanzar dimensión global.

Pocos economistas habían prestado atención hasta entonces a los problemas del ambiente. Sus preocupaciones estaban atadas a situaciones de coyuntura como inflación, empleo, nivel de vida, o productividad económica. Los problemas ecológicos y ambientales eran tomados como un devaneo académico en manos de algunos intelectuales progresistas. Inclusive, sus planteos fueron considerados un estorbo al crecimiento de la economía humana. Pero ese crecimiento fue acompañado por algunos problemas hasta entonces subestimados. Mayor producción de basura y desechos urbanos resultante de un consumo creciente, acumulación de materiales que no se degradaban, residuos industriales que se acumulaban en cualquier sitio, contaminación del agua superficial y subterránea, envenenamiento del aire y los suelos fueron, entre otras, expresiones visibles de un ambiente descuidado. A los urbanos se sumaron problemas rurales como la erosión y degradación de suelos, la sedimentación de ríos y cuerpos de agua, la destrucción del hábitat natural y la pérdida de vida silvestre (Tisdell, 1993).

A comienzos de la década de 1970, el dilema entre crecimiento económico y conservación del ambiente había colonizado ya los ámbitos académicos. Se inició una era de estudios y debates críticos que apuntó a sensibilizar a los líderes políticos acerca de los problemas que era necesario enfrentar. Algunos académicos y científicos avizoraban para el planeta un futuro preocupante. En la década de 1980 proliferaron organizaciones no gubernamentales que activaban nuevas señales de alarma sobre los daños que se infligían a la naturaleza. Algunos documentos gravitantes como *Nuestro Futuro Común*, conocido también como Informe Brundtland (WCED, 1987) pronosticaron que, de proseguir los ritmos de daño ambiental registrados, ocurrirían dos consecuencias previsi-

bles: declinaría la calidad de vida en los países ricos, y se detendría el desarrollo en los países pobres. Advirtieron también sobre la rápida extinción de especies, la pérdida de bosques y la destrucción del hábitat natural, la degradación de los suelos, la desertificación, la contaminación del agua y el aire, el calentamiento atmosférico, y la destrucción de la capa de ozono. Pese a ello el optimismo económico no menguó, ya que las previsiones de cataclismo ambiental no llegaron a cumplirse porque la tecnología se interpuso. No hubo hambrunas masivas ni se agotaron recursos esenciales como la energía o los alimentos, el crecimiento económico prosiguió, la contaminación del planeta no alcanzó niveles que tornaran inviable la vida, y la población mundial creció en cantidad y mejoró su calidad de vida aún en los países en desarrollo. Estas evidencias tangibles que mostraron las estadísticas mundiales bastaron a los cultores del “productivismo” para desmontar los argumentos de los grupos ambientalistas.

Ambas posiciones se convirtieron a la postre en dogmas que, dando espaldas a la evidencia científica, echaron raíces y polarizaron opiniones en las sociedades más educadas. Naturalmente, la Argentina no logró escapar a este choque de ideas que, con inesperada velocidad, se proyectó sobre el sector agropecuario. A través de los medios de comunicación, la sociedad está inmersa en un debate —a veces virulento— entre quienes defienden a ultranza un modelo de alta productividad agropecuaria, y quienes tratan de interponerse con argumentaciones opuestas.

Sin muchas pretensiones, esta pequeña obra procura esclarecer algunos aspectos críticos y controversiales del debate. Fue motivada por algunos interrogantes que surgieron con llamativa insistencia en los últimos años, y que a menudo solo encontraron una respuesta dogmática o interesada. Es imperativo tratar de responder, mediante el mejor conocimiento científico disponible, algunos interrogantes críticos: ¿Cuánto hay de mito y de realidad en los impactos ambientales de la expansión agrícola? ¿Es progresiva la expansión de la frontera agrícola, o hay avances y retrocesos territoriales? ¿Aumenta la contaminación por plaguicidas? ¿Aumenta la erosión de los suelos por el mayor cultivo? ¿Se deforesta en Argentina a tasas tan altas como denuncian las organizaciones ambientalistas? ¿Se pierden áreas de pastizales y pasturas? ¿Cuán afectados están el hábitat y la biodiversidad? ¿Hay una pérdida desmedida de minerales esenciales como el carbono, el nitrógeno y el fósforo? ¿Cuál es el impacto real del cultivo de soja sobre la ecología y el ambiente? ¿Cómo están nuestros indicadores ecológicos y ambientales respecto a otros países del mundo? Ninguno de estos interrogantes tiene una respuesta sencilla, pero sí es posible aproximarla a través del análisis de 50 años de avance de la frontera agropecuaria.

Desde la década de 1960, en la cual se popularizó un modelo tecnificado e intensivo de agricultura, los impactos de la expansión agrícola sobre el ambiente han sido motivo de creciente atención y controversia (Plucknett, 1993; Waggoner, 1995; Stoate, 2001; Tilman *et al.*, 2002; Ewers *et al.*, 2009; IAASTD, 2009; Vitousek *et al.*, 2009). Mientras ese modelo se expandía en los países desarrollados, las pampas argentinas mostraban todavía un planteo de producción agropecuaria basado en sistemas ganaderos y mixtos de bajos insumos (Solbrig, 1997). Hasta las décadas de 1970-80, la creciente producción de la Pampa Argentina se apoyó en la expansión geográfica del área cultivada, pero una vez agotada esta posibilidad, los aumentos productivos adicionales se debieron a un uso más intensivo de insumos y tecnología (Viglizzo *et al.*, 2001). Las consecuencias económicas, sociales y ambientales de esos cambios fueron discutidas recientemente por Manuel-Navarrete *et al.* (2007), quienes concluyeron que la concentración productiva y la innovación tecnológica fueron causas dominantes de crecimiento económico, cambio social e impacto ambiental, sobre todo en regiones extra-pampeanas. Mientras eso ocurría en las pampas, el modelo pampeano se expandió de manera aleatoria y algo caótica hacia el Norte del país a expensas de áreas de bosques y pastizales naturales del Chaco, del NO y del NE Argentino (Carreño y Viglizzo, 2007). Es así que, durante las

décadas de 1980-90 se disparó una fase de expansión territorial de los cultivos bajo un modelo de producción similar al que ya se había consolidado en las pampas. Estos cambios ocurrieron sin que la ecología y el ambiente fueran causa de preocupación para la sociedad. Si bien algunos autores se ocuparon de evaluar los cambios ocurridos en el uso de la tierra (Solbrig y Viglizzo, 1999; Viglizzo *et al.*, 2001) y en la adopción de tecnología (Satorre, 2005) en la pradera pampeana, como también de sus impactos sobre algunos indicadores agronómicos y ecológicos (Bernardos *et al.*, 2001; Casas, 2001; Ferraro *et al.*, 2003; Rabinovich y Torres, 2004; Martínez-Ghersa y Ghersa, 2005; Bilenca *et al.*, 2008), solo unos pocos (Paruelo *et al.*, 2004; Adámoli, 2006; Carreño y Viglizzo, 2007) se ocuparon de evaluar las consecuencias de la expansión agrícola sobre tierras extra-pampeanas.

Algunos ecólogos (Odum, 1975; Ehrlich *et al.*, 1977; Lal, 1994; Carpenter *et al.*, 1998) evaluaron, mediante estudios teóricos o empíricos, los impactos de la agricultura sobre los stocks y los ciclos de materia, sobre los flujos de energía y sobre la contaminación de aguas, aire y suelos. Como esas evaluaciones carecen todavía de desarrollo y madurez en la Argentina, su abordaje es pertinente y necesaria para (i) ordenar políticas de ordenamiento ambiental, (ii) impulsar tecnologías de baja agresividad al entorno, (iii) orientar estrategias comerciales sustentables para la ecología y el ambiente, y (iv) proveer información y conocimiento a organismos nacionales e internacionales de desarrollo.

En línea con los interrogantes planteados, el objetivo general de este estudio fue evaluar, mediante indicadores seleccionados, algunas consecuencias ecológicas y ambientales de medio siglo (1956-2005) de expansión agropecuaria en la Argentina. Los objetivos específicos abordaron las consecuencias del uso de la tierra, la tecnología y el manejo sobre: i) los stocks de carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P) en suelo y biomasa, ii) los flujos parciales de energía, C, N, P y agua en los ecosistemas, y iii) los impactos ambientales causados por la contaminación de aguas, la erosión de los suelos y la intervención antrópica del hábitat.

Capítulo 1

Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico

Viglizzo EF, Carreño LV, Pereyra H, Ricard F, Clatt J, Pincén D

La expansión de la frontera agrícola y ganadera en Argentina y la adopción de tecnología son los dos factores centrales que explican el aumento de productividad biológica y económica del sector rural (Rabinovich y Torres, 2004) en las últimas cinco décadas. Históricamente, el productor ha tomado sus decisiones empresariales en base a una relación económica entre beneficios y costos, generalmente ha soslayado la relación entre el beneficio económico y el costo ambiental de tal decisión. Un ejemplo simple de esa situación surge de un típico planteo de bajos insumos, en el cual la pérdida de fertilidad química o física de los suelos aumenta cuando aumenta la proporción de cultivos anuales de cosecha. Si esa pérdida de fertilidad fuera valuada en términos económicos y computada como un costo real del sistema de producción,

podría ocurrir que la rentabilidad real de la empresa resulta menor que la estimada.

Un análisis de la evolución de la producción de granos a escala mundial en el último siglo (Tilman *et al.*, 2002) nos muestra una llamativa inflexión histórica o cambio de tendencia. Mientras el aumento de la producción de granos hasta la segunda guerra mundial estuvo signado por una expansión de las tierras de cultivos, los aumentos de la post-guerra (décadas de 1950 y '60) estuvieron determinados por una fuerte intensificación basada en el uso creciente de insumos y prácticas agronómicas perfeccionadas (modelo tecnológico de la Revolución Verde). Un análisis de la evolución de los rendimientos en la agricultura argentina, demuestra que nuestro modelo agrícola no estuvo acoplado, históricamente, al modelo global, ya que ocurrió un retraso de 20-30 años en la inflexión de la tendencia (Salvador, 2002). Los aumentos de producción bruta en la pradera pampeana estuvieron marcados por una expansión sobre nuevas tierras hasta los años '70 y '80 (Viglizzo *et al.*, 2002a), y a partir de entonces, el salto productivo se puede explicar por un uso más intensivo de los insumos. Sin embargo, el proceso de avance de la frontera agropecuaria

Cuadro 1.1. Superficie, distribución relativa y número de distritos de las eco-regiones y sub-regiones analizadas

Eco-región	Sub-región	Área (km ²)	% del área total	Número de distritos
Pampas	Ondulada	74.399	5,05	41
	Subhúmeda	129.350	8,78	32
	Austral	82.530	5,60	21
	Semiárida	14.682	1,00	4
	Anegable	93.161	6,32	31
	Mesopotámica	32.038	2,17	6
	Espinal y Campos		246.981	16,76
Chaco	Húmedo Sub-húmedo	111,180	7,55	21
	Sub-húmedo Central	97.063	6,59	21
	Seco	360.131	24,44	80
	Sub-húmedo Occidental	69.813	4,74	21
Bosque Atlántico		29.801	2,02	17
Esteros del Iberá		40.441	2,74	14
Delta del Paraná		45.387	3,08	9
Región de Yungas		46.468	3,15	44
Total		1.473.425	100,00	399

prosigue sin pausa sobre tierras naturales, tierras boscosas y de pastoreo del Gran Chaco, del Noroeste y del Noreste argentino.

Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina

La gran región analizada en este estudio que ha experimentado cambios muy significativos en el uso de la tierra en el período 1956-2005. Abarca una superficie de 1.473.425 km², o sea, algo más de 147 millones de ha (Cuadro 1.1), cubriendo aproximadamente el 50 % de la superficie total del territorio argentino. Casi el 30 % de las tierras analizadas corresponden a la pradera pampeana, en tanto la región chaqueña (la más extensa en territorio) cubre un 43 % de la superficie (Figura 1.1).

Las estimaciones del Cuadro 1.2 muestran valores promedio de los cambios ocurridos en

el uso y cobertura de la tierra en las siete eco-regiones, las diez sub-regiones, y en toda la región durante el período en cuestión. El promedio histórico muestra un significativo incremento (algo más del 60 %) del área asignada a cultivos anuales. Aunque ese incremento superó el 100 % en la eco-región pampeana, los cambios porcentuales más significativos ocurrieron en el Chaco Subhúmedo Occidental (conocido como Chaco Salteño o Umbral al Chaco), donde las tasas de expansión de cultivos (de cosecha y forrajeros) y de deforestación han sido las más altas del país en décadas recientes.

En la Figura 1.2 se muestra la creciente cobertura territorial del área cultivada en los tres períodos analizados. Sin embargo, la frontera de cultivos no parece haberse desplazado parejamente en todas las direcciones, como indica una creencia común. En función del área geográfica intervenida y de la velocidad de desplazamiento

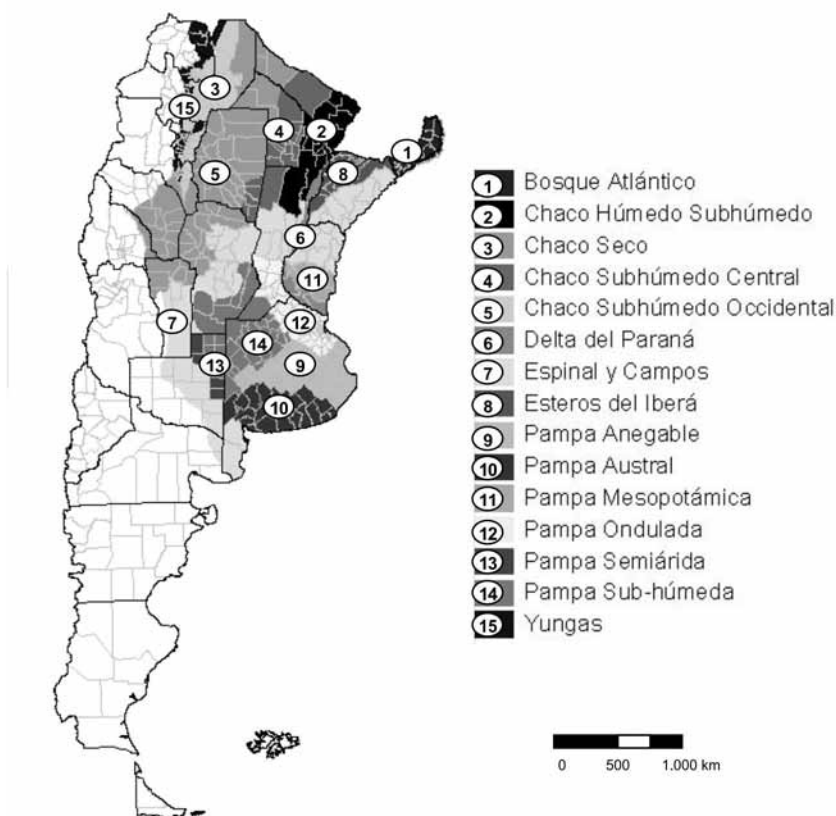


Figura 1.1. Principales eco-regiones que integran el área de producción agropecuaria de secano estudiada y su ubicación en el territorio argentino.

Cuadro 1.2. Distribución relativa de la superficie de cultivos anuales, pastizales/pasturas y bosques/arbustales nativos en las eco-regiones y sub-regiones analizadas durante los tres períodos considerados

Eco-región	Sub-región	Superficie media (%) de								
		Cultivos anuales			Pastizales/Pasturas			Bosques/Arbustales		
		56-60	86-90	01-05	56-60	86-90	01-05	56-60	86-90	01-05
Pampas		33,93	34,26	44,55	66,07	65,74	55,45	-	-	-
		±26,64	±42,98	±47,22	±26,64	±42,98	±47,22			
	Ondulada	36,80	56,76	70,08	63,20	43,24	29,92	-	-	-
		±13,91	±31,26	±30,07	±13,91	±31,26	±30,07			
	Subhúmeda	44,19	39,65	50,73	55,81	60,35	49,27	-	-	-
		±13,21	±29,57	±28,26	±13,21	±29,57	±28,26			
	Austral	39,08	39,17	52,59	60,92	60,83	47,41	-	-	-
	±11,74	±13,17	±22,88	±11,74	±13,17	±22,88				
Semiárida		38,98	41,93	43,16	61,02	58,07	56,84	-	-	-
		±4,43	±15,15	±7,30	±4,43	±15,15	±7,30			
Anegable		17,48	9,50	10,77	82,52	90,50	89,23	-	-	-
		±13,14	±8,13	±10,55	±13,14	±8,13	±10,55			
Mesopotámica		18,08	16,12	38,51	81,92	83,88	61,49	-	-	-
		±7,79	±5,31	±10,46	±7,79	±5,31	±10,46			
Espinal y Campos		18,15	17,34	23,41	68,55	58,39	53,01	13,30	24,28	23,58
		±20,72	±19,30	±26,05	±17,76	±20,32	±26,33	±13,33	±23,20	±26,84
Chaco		2,07	3,90	8,57	60,31	63,23	59,35	37,62	32,87	32,08
		±8,43	±10,95	±24,49	±24,83	±23,08	±29,28	±26,71	±19,86	±22,91
	Húmedo Sub-húmedo	3,64	5,64	7,92	68,85	72,35	69,32	27,51	22,00	22,75
		±5,08	±4,89	±8,18	±6,81	±8,36	±10,22	±8,14	±8,31	±6,99
	Central Sub-húmedo	2,54	6,26	16,59	59,72	60,48	50,67	37,74	33,26	32,74
		±5,03	±8,30	±19,23	±10,47	±16,87	±20,87	±11,39	±13,01	±14,40
	Seco	1,55	2,91	6,93	58,24	61,49	58,73	40,21	35,60	34,34
	±4,46	±5,22	±12,76	±21,46	±13,34	±17,80	±22,75	±12,50	±16,40	
Sub-húmedo Occidental		1,85	3,87	9,09	59,48	62,03	58,81	38,67	34,10	32,10
		±4,86	±9,53	±21,14	±23,43	±20,41	±24,68	±24,92	±16,60	±19,06
Bosque Atlántico		1,90	1,53	0,96	21,36	37,52	44,69	76,74	60,94	54,35
		±1,87	±1,46	±0,94	±14,59	±15,87	±21,43	±15,27	±16,64	±21,83
Esteros del Iberá ⁽¹⁾		1,20	0,72	0,60	38,76	45,27	46,07	4,11	7,96	12,59
		±1,02	±0,89	±0,65	±10,09	±13,46	±15,60	±3,70	±3,44	±3,81
Delta del Paraná ⁽¹⁾		5,60	4,17	8,91	50,09	44,75	49,30	5,41	7,54	13,27
		±6,58	±5,88	±15,98	±19,78	±21,85	±18,38	±4,99	±3,81	±7,07
Región de Yungas		2,11	2,66	9,15	32,19	40,67	43,34	65,70	56,67	47,51
		±3,44	±4,47	±14,43	±24,30	±21,67	±23,16	±24,66	±21,21	±17,76
Total		14,06	14,77	21,12	60,78	60,85	55,68	22,43	21,78	21,20
		±35,64	±48,96	±63,03	±54,21	±64,60	±73,19	±42,09	±41,06	±45,84

⁽¹⁾ Eco-regiones que tienen un porcentaje significativo de su superficie cubierta permanentemente por agua.

to, podríamos apreciar algunos atributos de la dinámica agrícola: existen frentes que avanzan,

frentes estacionarios, frentes que retroceden y espacios de densidad creciente (Figura 1.3).

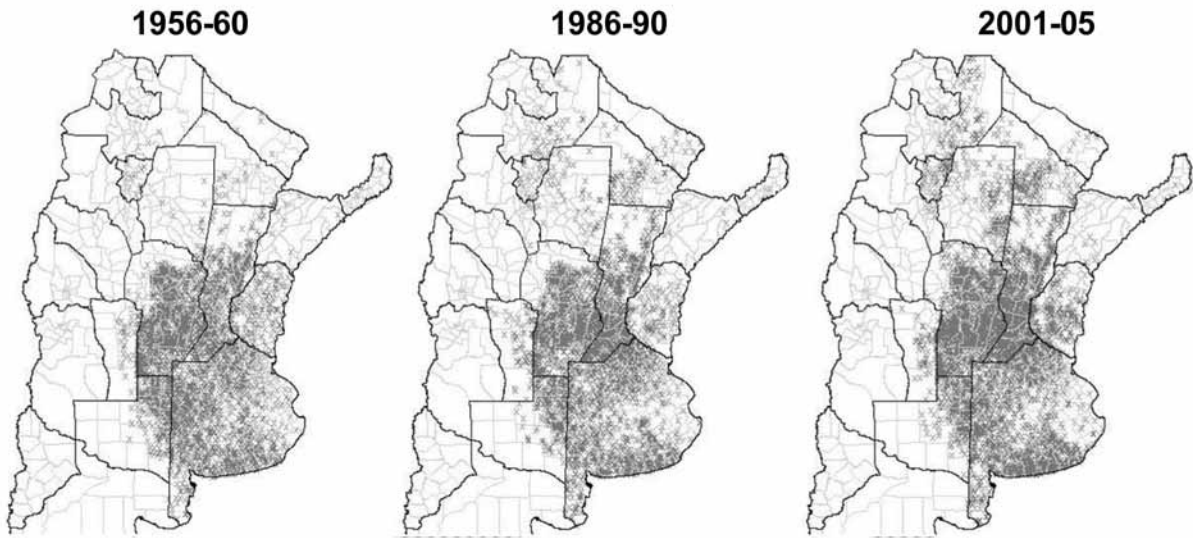


Figura 1.2. Cambios en la superficie de cultivos anuales en las eco-regiones de Argentina durante los tres períodos estudiados. 1 punto = 7.500 ha.

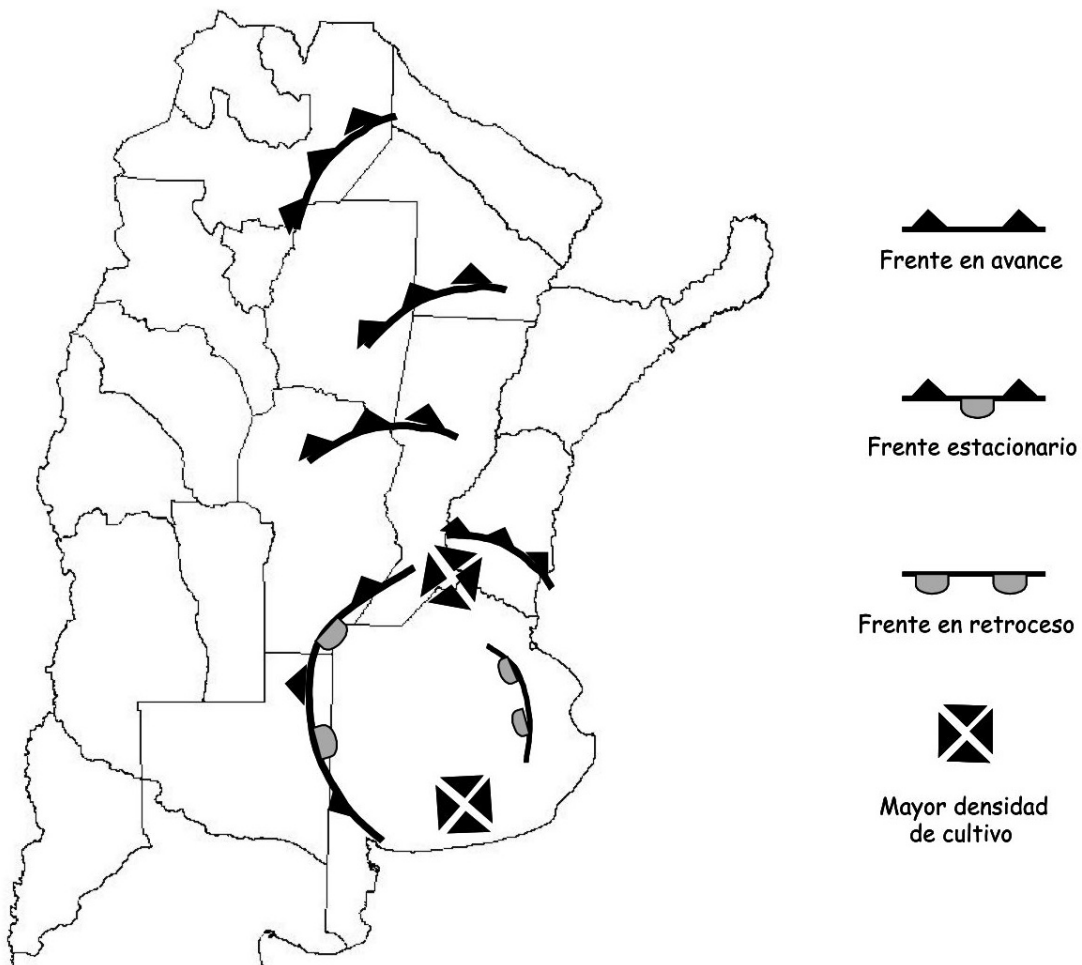


Figura 1.3. Dinámica de la frontera agrícola bajo producción en condiciones de secano.

Sin duda, los frentes más activos de avance se registraron en el centro del país con dirección NO. La densidad de cultivo, en cambio, aumentó en las Pampas Ondulada y Austral, mientras que los frentes estacionarios o en leve retroceso han ocurrido al SO de la pradera pampeana y en la Pampa Deprimida o Inundable. Sin duda, la expansión territorial de los cultivos de secano en Argentina ocurrió a expensas de las tierras de bosques (-18,4 %) y pastizales/pasturas (-6,8 %). No obstante, el área de pastizales/pasturas experimentó incrementos persistentes en las eco-regiones Chaco, Bosque Atlántico y Esteros, lo cuál es indicativo que ellas han sido receptoras de cabezas bovinas desplazadas desde las eco-regiones de Pampa y Espinal, tal como lo sostienen Rearte (2007) y SENASA (2008).

Pérdida de áreas naturales

La superficie de bosques naturales sufrió una reducción significativa en el período estudiado. Extrapolando datos de Gasparri *et al.* (2008) y de SAyDS (2004), durante los períodos 1956-60, 1986-90 y 2001-05 los valores estimados de ocupación (expresados en km²) serían, respectivamente, i) 22.870, 16.940 y 13.812 para la Selva Paranaense o Bosque Atlántico en la eco-región Noreste, ii) 275.000, 242.000

y 206.200 para la eco-región del Chaco, y iii) 49.910, 49.720 y 35.850 para la Selva de Yungas. Respecto a la superficie que ocupaban a mediados de la década de 1950, en la actualidad persistirían aproximadamente, en forma respectiva, 60 %, 75 % y 72 % de esos biomas boscosos. Nuestras estimaciones de pérdida de superficie de bosque (42 %, 28 % y 16 % para Bosque Atlántico, Chaco y Yungas, respectivamente) no coinciden exactamente con las dos fuentes citadas que estimaron, para esas tres eco-regiones, reducciones del orden del 39 %, 25 % y 28 % respectivamente.

Imágenes satelitales de Volante *et al.* (*comunicación personal*), de la EEA Salta del INTA, muestran la visible deforestación ocurrida entre 1976 y 2008 (Figura 1.4). De las siete eco-regiones estudiadas, solamente el Espinal parece haber experimentado un aumento relativo del área de leñosas, que algunos autores atribuyen a una expansión de fachinales leñosos producto de la mayor densidad de ganado bovino, a quien se asigna ser vehículo de diseminación de semillas de Caldén (*Prosopis caldenia*) y otras especies leñosas asociadas (Dussart *et al.*, 1998). Esta situación es registrable no solo en las estadísticas de la provincia de La Pampa, sino en registros fotográficos tomados en la década de 1940 y en la actualidad.

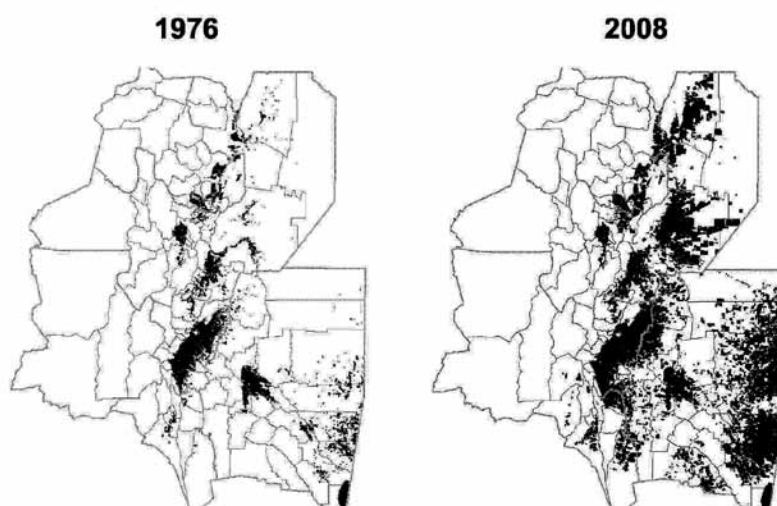


Figura 1.4. La deforestación en el Noroeste argentino (áreas en color negro) entre 1976 y 2008 (Fuente: Volante *et al.*, 2009).

En buena parte del Espinal, hoy existe bosque cerrado de Caldén (conocido como “fachinal”) en áreas abiertas ocupadas décadas atrás por un pastizal alto de alto valor forrajero. La teoría predominante indica que este pastizal natural se convirtió en un bosque degradado a partir de la introducción del ganado, el cual portó en su sistema digestivo semillas de chaucha de caldén que literalmente “sembró” sobre las tierras limpias de pastizal. El pastoreo de renovales y el fuego determinaron que esas tierras se convirtieran en fachinales al ser invadidas por bosque achaparrado de caldén y otras especies asociadas del bosque nativo. Por tanto, no es descabellado inferir que allí ocurrió una “forestación” de origen antrópico a expensas del pastizal nativo, lo cual redujo su receptividad ganadera y su productividad.

Preocupante resulta el avance de la agricultura y la ganadería sobre dos eco-regiones de alta vulnerabilidad ecológica. Tal es el caso de las eco-regiones de la Selva de Yungas en el NO, y del Bosque Atlántico en el NE argentino. Pese a su baja singularidad continental, el caso de las Yungas argentinas merece atención por la larga historia de intervenciones antrópicas sufridas, sobre todo en las áreas pedemontanas con alta aptitud agrícola. Sobre ellas han avanzado, desde mucho tiempo atrás, los monocultivos de caña de azúcar, tabaco, poroto, cítricos, etc., la explotación forestal, la captura comercial de aves y la caza furtiva. Gran parte de su valor radica en la biodiversidad que, aunque menor que la del Bosque Atlántico, comparte con ella muchas especies. De las casi 5 millones de hectáreas que cubren las Yungas en la Argentina, la superficie efectivamente protegida sólo alcanza a un 5% del área total. En un interesante análisis del Gran Chaco argentino durante el período 1988-2003 a través del uso de datos estadísticos e imágenes satelitales, Paruelo *et al.* (2004) analizaron el avance de la agricultura sobre bosques y pastizales y sobre sabanas y parques que poseen un alto valor ecológico. La información acredita una expansión neta de la agricultura (principalmente soja) sobre los bordes de la Selva de Yungas y sobre el bosque cerrado. Dentro del período analiza-

do, estos autores puntualizan una pérdida de un 4,3 % de tierras naturales, lo que equivale a algo más de 250 mil hectáreas. Distintos tipos de quebrachales parecen haber sido los biomas más afectados.

Otro caso que demanda atención por la intervención humana es el de la región denominada Selva Paranaense o Bosque Atlántico. Aunque su singularidad también es baja porque comparte atributos biofísicos con las selvas de Paraguay y Brasil, conforma la mayor área continua de este tipo de selva en el mundo. Pese a su aspecto homogéneo, posee la mayor riqueza de árboles (más de 100 especies) y de biodiversidad del país. Se reconocen cinco estratos distintos de vegetación que ofrecen una gran variedad de nichos para la fauna. Se considera que la afecta un nivel de degradación de moderado a alto, aunque superior al de las Yungas. Es preocupante la extracción selectiva de maderas valiosas y el reemplazo del bosque natural por forestaciones con especies exóticas (coníferas y eucaliptos) o por monocultivos (té, tung, yerba mate, tabaco, soja, etc.). La situación de intervención se ha agravado debido a la construcción de las grandes represas hidroeléctricas de Urugua-í y Yacyretá. De una superficie estimada superior a las 2,7 millones de hectáreas, 445.503 hectáreas (16 %) han sido legalmente declaradas como áreas protegidas (federales, provinciales, municipales y privadas), aunque su implementación efectiva plantea dudas.

Características de la expansión agropecuaria en Argentina

Sin duda fue el arado quien produjo las alteraciones estructurales y funcionales de mayor escala en el paisaje de la pradera pampeana. El reemplazo de tierras naturales y ganaderas por tierras agrícolas fue el cambio más notorio que experimentó la agricultura a lo largo del siglo 20 (Timm, 2004). En la primera mitad del siglo, hubo una co-evolución entre ganadería y agricultura, bajo condiciones extensivas o semi-intensivas, que consolidó el clásico y efectivo modelo de rotación de cultivos con pasturas y forrajeras anuales. Pero recientemente, la in-

tensificación agrícola de la pradera pampeana durante los '90 y comienzos del nuevo siglo, estuvo acompañada por una notoria intensificación de los planteos ganaderos. Este nuevo planteo impuso, en superficies reducidas, una alta densidad de animales sometidos a un engorde intensivo a corral (conocido vulgarmente como "feed-lot" criollo) con granos y forrajes procesados (heno, silaje, etc.). La agricultura aporta la mayor parte de los insumos que requiere ese planteo ganadero intensivo, y ambas actividades (agricultura y ganadería), que antes se articulaban en esquemas extensivos de rotación de cultivos, ahora aparecen desacopladas y especializadas, inclusive con administraciones independientes.

Tal cambio introdujo una modificación adicional en la funcionalidad de estos ecosistemas que, para sostener una mayor productividad, reciben más insumos y generan más residuos y desechos que afectan al ambiente (nutrientes, aguas residuales, plaguicidas, antibióticos, etc.). Sin embargo, no es ésta la única transformación que ha sufrido la ganadería pampeana. Entre los años 1994 y 1997, se ha registrado una reducción de aproximadamente un 10 % en

el stock de ganado bovino debido a un desplazamiento (ver Figura 1.5) hacia el NEA y el NOA y hacia áreas marginales para la agricultura como Cuyo y Patagonia (Rearte, 2007; SENASA, 2008).

Es menester señalar que los patrones de expansión agrícola en la eco-región Pampeana han sido marcadamente asimétricos y heterogéneos. Aunque declinantes, los cultivos de invierno aún dominan en el sur; en cambio los de verano lo hacen en el norte de la región. Las curvas de cultivos de invierno y de verano tienden a cruzarse en la pampa central, lo cual indica una transición norte-sur en la dominancia de ambos tipos de agricultura. Pero en general ha ocurrido un creciente reemplazo de cultivos de invierno por cultivos de verano ("veranización" de la agricultura), dominada ampliamente por el cultivo de soja (Carreño y Viglizzo, 2007). La asimetría observada en la expansión de los cultivos está modulada por las limitaciones biofísicas particulares de cada área agro-ecológica homogénea (INTA-PNUD, 1990), y esta peculiaridad tiende a desmitificar la creencia popular de que la agricultura se expandió homogéneamente y sin altibajos en todas las direcciones.

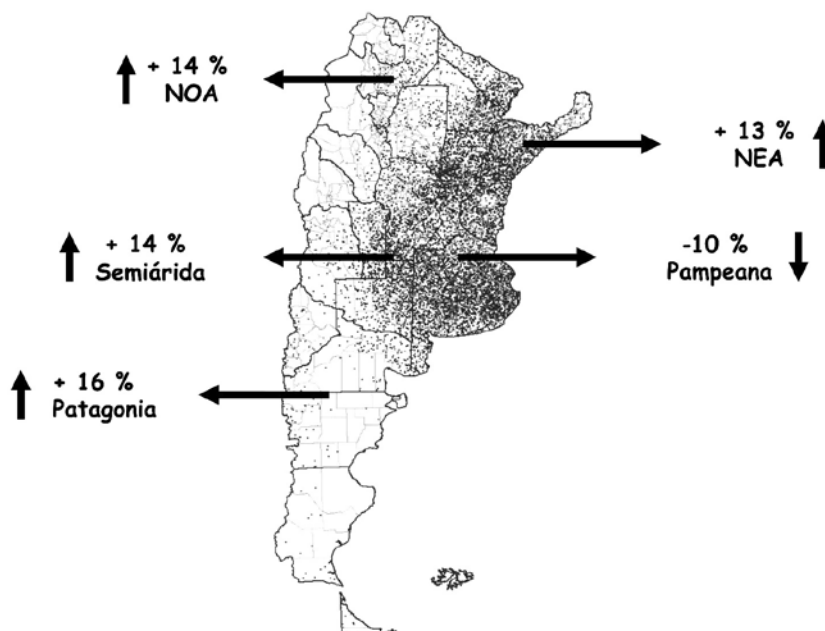


Figura 1.5. Mapa de densidad bovina en Argentina y cambios de stock entre 1994 y 2007. 1 punto = 5.000 cabezas (Fuentes: Rearte, 2007; SENASA, 2008).

Solamente la Pampa Ondulada ha experimentado un aumento persistente del área cultivada entre fines de la década del 70 y comienzos del siglo 21, seguida en importancia por la Pampa Austral. En otras regiones esa expansión sufrió avances y retrocesos visibles (Figura 1.6) debido a la incidencia de limitaciones ambientales como lluvias, calidad edáfica, profundidad de suelos, altura de napas freáticas, capacidad de drenaje, etc.

La agricultura argentina en general –y la pampeana en particular– se ha expandido en los últimos 20 años dentro de una matriz tecnológica moderna enmarcada por cultivos transgénicos, siembra directa, mayor uso de fertilizantes y plaguicidas y, en menor medida, por prácticas asociadas a la agricultura de precisión (Satorre, 2005). El cultivo de soja lideró la incorporación de tecnología a través de la expansión de variedades transgénicas (resistentes a glifosato) y del uso exponencial del glifosato como herbicida básico. El cambio se manifestó en un aumento muy rápido de la superficie cultivada y de los rendimientos del cultivo (Martínez-Ghersa y Ghersa, 2005; Trigo, 2005). Pero esta transformación disparó otros cambios no menos importantes, como el impacto ecológico ocasio-

nado por la rápida simplificación del sistema de producción (Viglizzo, 2007). Los planteos productivos se concentraron en pocos cultivos de alta productividad y alta homogeneidad genética, que a la par de maximizar la producción y la rentabilidad, simplificaron el manejo, pero al costo de concentrar mayor riesgo climático, económico y biológico (plagas y enfermedades), pérdida de materia orgánica, y sobre-extracción de algunos macro- y micro-nutrientes (Casas, 2001). En respuesta a los problemas de pérdida de materia orgánica y de mayor riesgo de erosión, surgió la siembra directa y otras formas de labranza reducida, mientras que para compensar la extracción de nutrientes y la expansión de las plagas, aumentó la fertilización y el uso de plaguicidas.

Algunos autores señalan que la agricultura de cosecha anual genera “frentes estructurantes de avance”, lo cual significa que toda expansión de los cultivos sobre áreas naturales genera una base de infraestructura de servicios (autopistas, rutas, puentes, asentamientos urbanos y comerciales, etc.) que tiende a transformar la dinámica económica, social y ambiental de las regiones intervenidas (Rudel, 2007).

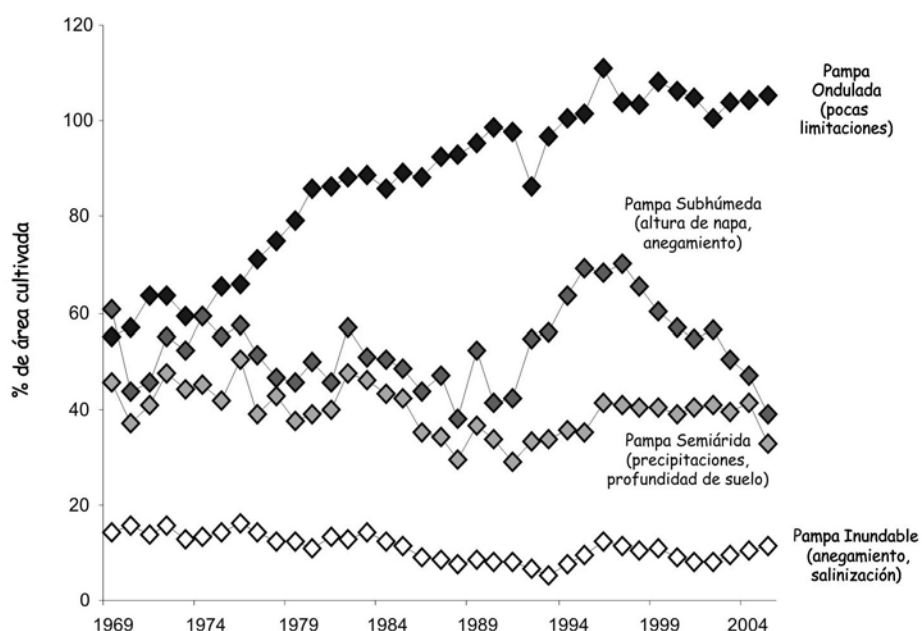


Figura 1.6. Expansión asimétrica de la frontera agrícola y principales limitaciones a la expansión en distintas áreas ecológicas de la pradera pampeana.

Capítulo 2

La ecuación agua-energía en la expansión de la frontera agropecuaria

Frank FC

El análisis del flujo de energía permite evaluar y comparar agro-ecosistemas con diferencias estructurales y funcionales (Odum, 1975). Ofrece además una idea de la intensidad y frecuencia del uso de los recursos naturales, sus procesos de transformación y su conversión a productos de valor agropecuario. Por su parte, la disponibilidad de agua dulce se ha convertido en un gran problema de alcance internacional. El carácter limitado del recurso agua y su uso ineficiente, combinados con un rápido crecimiento en la población mundial, ejercerán una presión cada vez mayor sobre el mismo (Pimentel *et al.*, 1997). Es ampliamente aceptado que la región pampeana y demás regiones agrícolas de la Argentina están capacitadas para producir energía en forma de alimentos, fibras y biomasa. Sin embargo, la eficiencia con la que se utilizan los insumos (en este caso, agua y energía) es la clave para optimizar los procesos productivos.

Uso y producción de energía

En la producción agropecuaria existen diversas fuentes de consumo de combustibles fósiles como las labores del suelo, las labores, el transporte, el secado de semillas, etc. Desde una perspectiva ambiental, es válido imputar también como consumos de producción los correspondientes a los costos energéticos de producción de los insumos agropecuarios utilizados (fertilizantes, plaguicidas, alimentos concentrados, etc.).

El consumo de energía fósil se asocia frecuentemente a procesos de degradación ambiental como la contaminación o la emisión de gases de efecto invernadero (Agriculture and Agri-Food Canada, 2000). Por ejemplo, en el último siglo, el ser humano ha inyectado al ci-

clo de C mundial alrededor de 7 Petagramos de este elemento al año, provenientes del C fósil extraído del subsuelo (Janzen, 2004). Las buenas prácticas agrícolas (labranza reducida, manejo de los residuos, cultivos de cobertura, descansos, rotaciones, fertilizaciones, irrigación) contribuyen no solo a la conservación del suelo y de la calidad del agua, sino también a mitigar las emisiones de CO₂ (Folletto, 2001), mediante el ahorro de combustibles fósiles. Según Koga *et al.* (2003), mediante estas prácticas se puede ahorrar combustible fósil como para reducir entre el 15 y el 29 % de las emisiones correspondientes a la producción agrícola mundial.

Tanto el consumo de energía fósil, como la producción de energía en forma de fibras y alimentos, y la consecuente eficiencia en el uso de la energía fósil (el cociente entre estas variables) han sido relacionados con el uso de la tierra. En general, se han encontrado mayor consumo y productividad en establecimientos con mayores porcentajes de su superficie dedicados a cultivos anuales de cosecha (Viglizzo *et al.*, 2006; Frank, 2007).

Consumo de agua

La agricultura mundial utiliza actualmente entre el 65 y el 85 % del agua dulce consumida por los humanos (Pimentel *et al.*, 1997; Bennett, 2000; FAO, 2003). La cantidad de agua necesaria para cultivar la mayoría de los cultivos de cosecha y forraje varía entre 500 y 1.000 litros por kg de producto, mientras que para producir un kg de carne o un litro de leche se necesita entre 50 y 100 veces más, dependiendo del sistema de producción considerado (Pimentel *et al.*, 1997). La utilización de estos valores de requerimiento hídrico de distintos productos agropecuarios es útil para estimar los consumos de agua de la agricultura, especialmente en regiones donde ésta escasea (Agudelo y Hoekstra, 2001; Markwick, 2007). En los últimos años han mejorado los métodos para estimar esos consumos (Loomis y Connor, 1996). Sin embargo, la mayoría de los estudios que se ocupan del tema están centrados en productos agropecuarios individuales (trigo, arroz, carne), y no en los sis-

temas integrales de producción, lo cual dificulta el cálculo de valores de consumo y eficiencia a escalas predial y regional.

El uso de la tierra, junto a otros factores, es determinante del consumo de agua y de su eficiencia (Lambin *et al.*, 2001, Victoria *et al.*, 2005), ya que éstos se ven afectados tanto por cambios en la intensidad de uso en tierras ya cultivadas como por el cultivo de tierras vírgenes (Wackernagel y Rees, 1996; Qadir *et al.*, 2003). Más allá de la eficiencia individual de cada cultivo o actividad productiva, algunos métodos de irrigación (riego en manto, riego por canales) desperdician grandes cantidades de agua (Pimentel *et al.*, 1997), lo cual afecta la eficiencia integral del propio sistema de producción. Como el uso eficiente del agua será un aspecto clave para la producción agropecuaria

del futuro, existe una necesidad perentoria de perfeccionar las metodologías para estimar los consumos de agua en los procesos agrícolas y ganaderos (Ortega *et al.*, 2004). También será necesario diseñar sistemas de producción en función de su capacidad para capturar y utilizar eficientemente el agua disponible. Mediante el uso del doble cultivo, por ejemplo, se puede mejorar la eficiencia de captura del agua de lluvia (Caviglia *et al.*, 2004).

Los textos clásicos de ecología sostienen que la materia cicla, mientras que la energía fluye (Odum, 1971). Al analizar el flujo de la energía en los agroecosistemas de la región agrícola de la Argentina (Figura 2.1) se pueden ver diferencias entre las eco-regiones tanto en entrada (energía fósil) como en salida de energía (energía productiva) en los períodos estudiados.

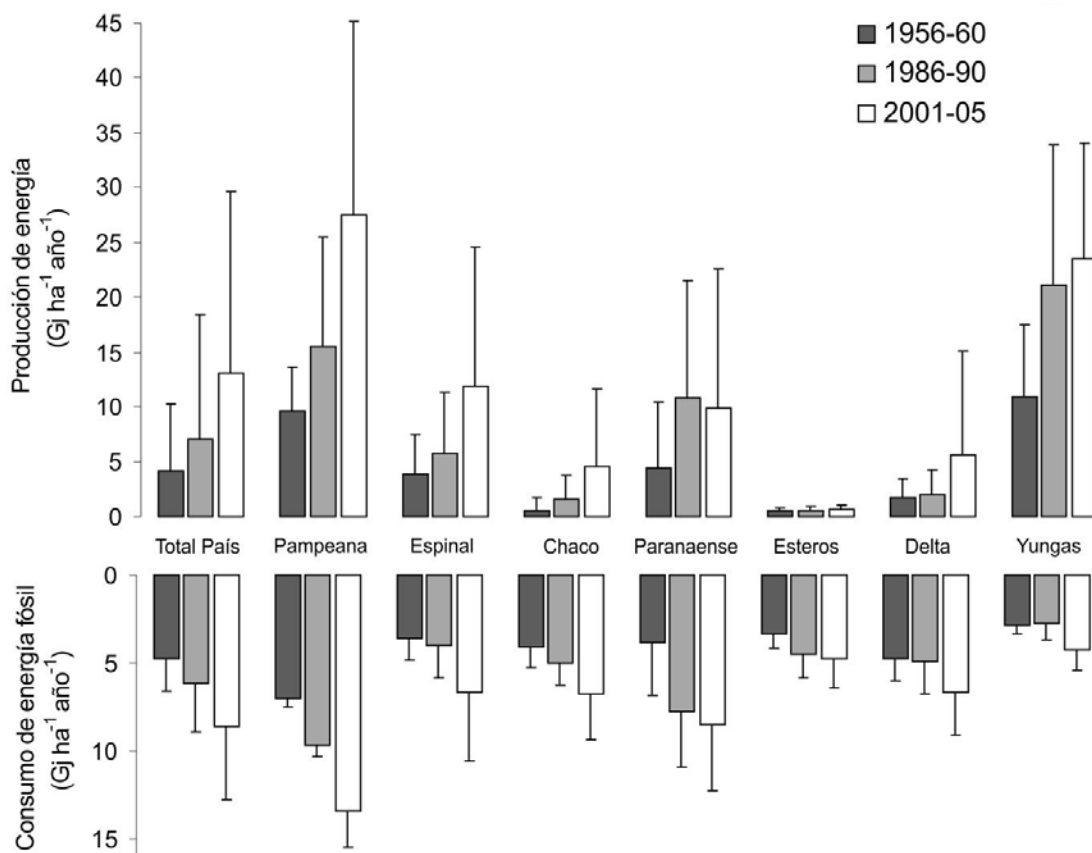


Figura 2.1. Consumo de Energía Fósil y producción de Energía en la región agrícola de Argentina y en las diferentes eco-regiones que la componen en los tres períodos.

Estos análisis están restringidos a los consumos y producciones de energía que se realizan en el ámbito exclusivamente agropecuario, exceptuando otras fuentes de consumo de gran magnitud, como las industrias y el transporte. Pese a la disparidad entre las eco-regiones analizadas, la tendencia para los valores medios para todo el país y las tendencias individuales indican un aumento progresivo en el consumo de energía fósil, y un aumento relativamente mayor en la productividad energética. En la práctica, esto significa un aumento de la eficiencia energética de los sistemas analizados ya que, en promedio, por cada GJ de energía fósil inyectado, se generó aproximadamente 1,5 GJ de energía productiva en el último período, mientras que en el primero la relación fue cercana a la unidad.

Los flujos de energía del agro argentino

Al analizar cómo el uso de la tierra puede afectar al flujo energético en las eco-regiones estudiadas (Cuadro 2.1), se puede apreciar que tanto el consumo de energía fósil como la producción de energía biológica aumentan significativamente cuando se incrementa el porcentaje de cultivos anuales, lo cual resulta en una mayor eficiencia de uso de la energía fósil. Los análisis de regresión muestran relaciones significativas en todos los períodos, aunque con mayores valores de R^2 que en el período 2001-05. Estos comportamientos ayudan a explicar las diferencias encontradas previamente entre las eco-regiones estudiadas (Figura 2.1); la expan-

sión territorial de los cultivos de cosecha parece ser el principal determinante de la eficiencia de uso de la energía fósil. Sería esperable que la relación más favorable entre el consumo de energía fósil y la productividad energética ocurriera en la eco-región más agrícola de Argentina, es decir, la región pampeana. Sin embargo, la mayor eficiencia energética se registró en la región de las Yungas, en la cual la alta productividad energética está sobredimensionada por la caña de azúcar, un cultivo que produce grandes volúmenes de energía en forma de biomasa.

En las restantes eco-regiones fuera de las Yungas y las Pampas no se detectan valores similares de eficiencia energética debido a una menor participación de los cultivos de cosecha. Las actividades ganaderas (producción de carne y de leche) presentan, en relación a los cultivos, índices de eficiencia energética considerablemente menores (Frank, 2007) debido a las altas pérdidas que se generan en los distintos pasos fisiológicos que conforman el metabolismo energético de los rumiantes. Más allá de las diferencias entre productos y procesos en las distintas eco-regiones, los aumentos en el consumo de energía fósil a través del tiempo coincidieron con un aumento en la productividad energética de los sistemas productivos. La agricultura argentina muestra, en términos energéticos, una tendencia a incrementar su consumo y productividad, y a nivelar su performance energética con la de países de producción más intensiva (Spedding, 1979; Giampietro *et al.*, 1999).

Cuadro 2.1. Relación entre las variables energéticas y el uso de la tierra (% de cultivos anuales).

Período	Consumo de Energía Fósil (Mj ha ⁻¹ año ⁻¹)			Producción de Energía (Mj ha ⁻¹ año ⁻¹)			Eficiencia de uso de la EF (Mj EF MJ ⁻¹)		
	Ecuación	Valor p	R ²	Ecuación	Valor p	R ²	Ecuación	Valor p	R ²
1956-1960	y=46,97x+4.295	<0,0001	0,26	y=150,12x+3.187	<0,0001	0,13	y=-0,82Ln(x)+6,94	<0,0001	0,18
1986-1990	y=76,34x+5.361	<0,0001	0,34	y=332,71+5.465	<0,0001	0,12	y=-2,65Ln(x)+9,27	0,0022	0,13
2001-2005	y=115,88x+6.482	<0,0001	0,58	y=559,96+3.501	<0,0001	0,65	y=-1,57Ln(x)+5,77	<0,0001	0,74

Si bien el agua cicla a grandes escalas espaciales y temporales, a los fines de este estudio se consideraron los ecosistemas como entidades ecológicas en las cuales el agua fluye para sostener la producción. Como en el caso de la energía, también en este análisis se estimaron los ingresos (precipitaciones) y salidas de agua (agua evaporada y transpirada en distintos procesos biológicos y productivos) como elementos para calcular la eficiencia de uso de este recurso.

En la Figura 2.2 se resumen los valores estimados para los tres períodos y eco-regiones analizadas. Considerando que no hubo demasiadas diferencias en los promedios de precipitaciones dentro de las mismas, se pueden ver disminuciones en las eficiencias de uso del agua (menores consumos), en todas las regiones, en las cuales los cultivos anuales se expandieron rápidamente. La eliminación de áreas boscosas (con vegetación perenne, que consume agua todo el año) por deforestación es lo que parece haber reducido los consumos de agua y, consecuentemente, su eficiencia de

uso, particularmente en la Selva Paranaense o Bosque Atlántico, donde una alta proporción del bosque tropical fue reemplazada por pastizales/pasturas y tierras de cultivo.

A pesar de que existe una alta relación entre el área cultivada y la eficiencia de uso del agua en tierras agrícolas (Frank, 2007), las relaciones entre estas variables no fueron tan claras ($R^2 < 0.64$), aunque en su mayoría fueron significativas (Cuadro 2.2). Este comportamiento se explica por los mayores niveles de evapotranspiración que presentan las especies arbóreas en relación a las especies anuales cultivadas (Running y Coughlan, 1998, Wullschlegel *et al.*, 1998, Sadras, 2003). La deforestación y posterior cultivo en tierras boscosas modifica drásticamente los patrones regionales de evapotranspiración. Sin embargo, es probable que el reemplazo de bosques por cultivos anuales y pasturas haya producido una alteración aún más significativa en los flujos hídricos superficiales y en la profundidad de las napas freáticas de las regiones afectadas (Jobbágy y Jackson, 2004, Jackson *et al.*, 2005, Jobbágy *et al.*, 2006), aspectos que no son abordados en este estudio.

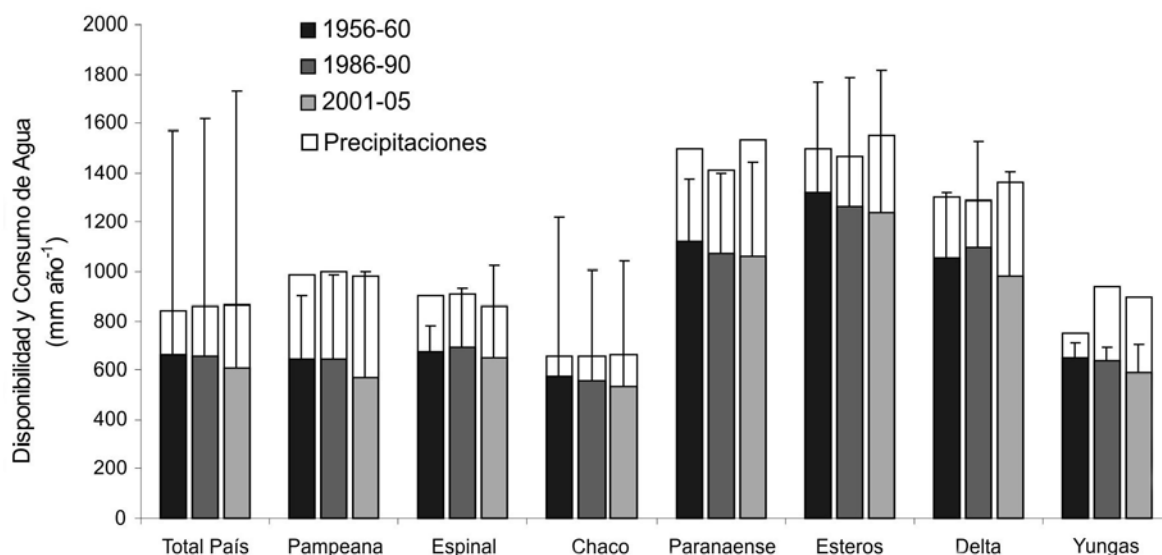


Figura 2.2. Disponibilidad de agua en forma de precipitaciones y consumo de agua en la región agrícola de Argentina y en las diferentes eco-regiones que la componen en tres períodos históricos.

Cuadro 2.2. Relación entre las variables hidrológicas y el uso de la tierra (% de cultivos anuales).

Período	Consumo de Agua (mm año ⁻¹)			Eficiencia de uso del Agua (%)		
	Ecuación	Valor p	R	Ecuación	Valor p	R
1956-1960	$y=-0,92x+686,68$	0,0830	0,01	$y=-0,43x+83,83$	<0,0001	0,36
1986-1990	$y=-2,71x+699,52$	<0,0001	0,09	$y=-0,53x+84,81$	<0,0001	0,51
2001-2005	$y=-3,66x+691,36$	<0,0001	0,22	$y=-0,56x+83,64$	<0,0001	0,64

La relación agua-energía

La relación agua-energía ofrece un indicador útil para estimar la eficiencia con la cual el sector agropecuario/forestal utiliza ambos recursos. Se calculó la relación entre el consumo de agua y la producción de energía en todas las eco-regiones y en los tres períodos estudiados (Figura 2.3). En términos temporales, se registraron relaciones decrecientes en el total del país y en las principales eco-regiones productivas (con excepción de los Esteros del Iberá), lo cual refleja una tendencia a aumentar la eficiencia con la que se genera energía productiva a partir del uso del agua (exceptuando las yungas, en las que el cultivo de caña genera relaciones un poco

más difíciles de analizar). Es decir, a través de los años se demandó cada vez menos agua para producir la misma cantidad de energía biológica. La Selva Paranaense y la región Chaqueña, en las que las tierras boscosas de baja productividad energética han sido reemplazadas por cultivos, son las áreas en las cuales se registraron los mayores aumentos de eficiencia.

La eficiencia en el uso de los recursos, especialmente agua y energía, en las actividades productivas del país será uno de los principales aspectos a considerar en el futuro cercano. Desde una perspectiva ambiental, los menores consumos de energía fósil (menor emisión de gases invernadero) y los mayores consumos de

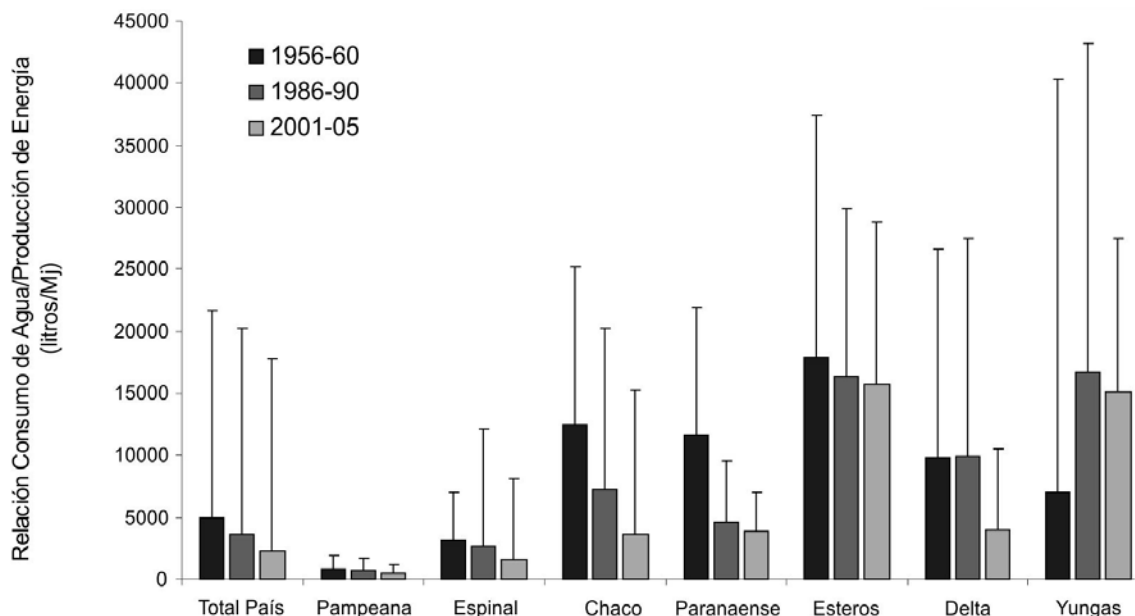


Figura 2.3. Relación entre el consumo de agua y la producción de energía en la región agrícola de Argentina y en las diferentes eco-regiones que la componen en tres períodos históricos.

agua (menor pérdida por escurrimiento e infiltración) son aspectos claves para lograr estrategias agrícolas más sustentables. Es importante conocer cómo las actividades agropecuarias y

los cambios en el uso de la tierra impactan sobre estos indicadores de eficiencia para diseñar sistemas de producción que mejoren el aprovechamiento de estos dos recursos estratégicos.

Capítulo 3

El avance de la frontera agropecuaria y el stock de nutrientes (C, N y P) en los ecosistemas

Viglizzo EF

Es un hecho aceptado globalmente que los nutrientes provistos como fertilizantes han contribuido decisivamente a incrementar los rendimientos agropecuarios en el siglo 20. Cada año, grandes productores agropecuarios como China, Estados Unidos y otros países aplican millones de toneladas de nutrientes esenciales para sostener la productividad de sus suelos. Algunos nutrientes son relativamente abundantes en la naturaleza y no plantean grandes problemas de disponibilidad y uso. Pero otros nutrientes, como el fósforo, sí son causa de preocupación creciente. Sus depósitos naturales son finitos y pueden agotarse en el siglo 21. Aunque no hay coincidencia entre los expertos, muchos argumentan que hay signos de agotamiento de los yacimientos de fósforo y esto plantea serios interrogantes acerca del futuro de la agricultura. Predicen asimismo que su disponibilidad será en los países agrícolas un activo estratégico, y que su precio inevitablemente subirá en los mercados (Gilbert, 2009).

Los stocks de nutrientes como el Carbono (C), el Nitrógeno (N) y el Fósforo (P), esenciales para la producción agropecuaria, conforman el capital que poseen los ecosistemas para garantizar su funcionamiento. Son la base de provisión de algunos servicios ecosistémicos esenciales (ver Capítulo 8 en esta misma obra), como la protección del suelo, la producción de alimentos y materias primas, el ciclado de nutrientes, la provisión de hábitat o el secuestro y retención de C atmosférico (Costanza *et al.*, 1997). Si comparáramos el sistema ecológico con el sistema financiero, el stock de nutrientes representaría el capital, y los servicios ecosistémicos equivaldrían al interés (flujos) que ese capital genera. De allí que cuando se habla de bienes y servicios ecosistémicos, se consi-

dere al stock de nutrientes como un bien y a las funciones ecológicas que ese stock genera como un servicio. Los stocks de macro- y micronutrientes son almacenados en el suelo y en la biomasa. En relación a los bosques templados y boreales, los ecosistemas de selva tropical tienden a almacenar más nutrientes en la biomasa que en el suelo (IPCC, 2006), lo cual torna a esos ecosistemas particularmente vulnerables a la deforestación. Una rápida tala y remoción de la selva tropical implica destruir, en muy poco tiempo, la mayor parte del capital mineral del ecosistema.

Stocks de C en biomasa y suelo

Los stocks de C en biomasa y en la fracción orgánica del suelo en Argentina varían de una eco-región a otra, y de un período a otro (Figura 3.1). El stock de C en biomasa está directamente asociado a la disponibilidad de biomasa vegetal. Las relaciones surgidas entre C de biomasa y C del suelo merecen atención. Los contenidos de C en suelo parecen ser más estables a través del tiempo (durante los tres períodos) y del espacio (en las siete eco-regiones) que los contenidos de C en biomasa, los cuales son más vulnerables a la acción antrópica. La relación C biomasa-C suelo es varias veces mayor en las tierras de bosque que en las tierras de pastizal/pastura y, más aún, que en las tierras agrícolas. En las regiones boscosas tropicales y subtropicales de Argentina (Bosque Atlántico y Yungas), más del 50 % del C total se encuentra almacenado en la fracción de biomasa, la cual hace que este elemento sea fácilmente apropiable por parte del hombre. Esa relación baja drásticamente en áreas donde predominan pastizales/pasturas (Chaco, Espinal, Delta, Esteros y Pampa Anegable), y aún más (sin llegar al 10%) en ecosistemas intensivamente cultivados (Pampas Ondulada, Subhúmeda y Central).

La intervención del hombre en el ecosistema, sobre todo para producir alimentos a partir de la agricultura y la ganadería, modifica los stocks de C en la biomasa y en el suelo. La alteración de la relación entre esas dos fracciones de C orgánico define en parte la sustentabilidad

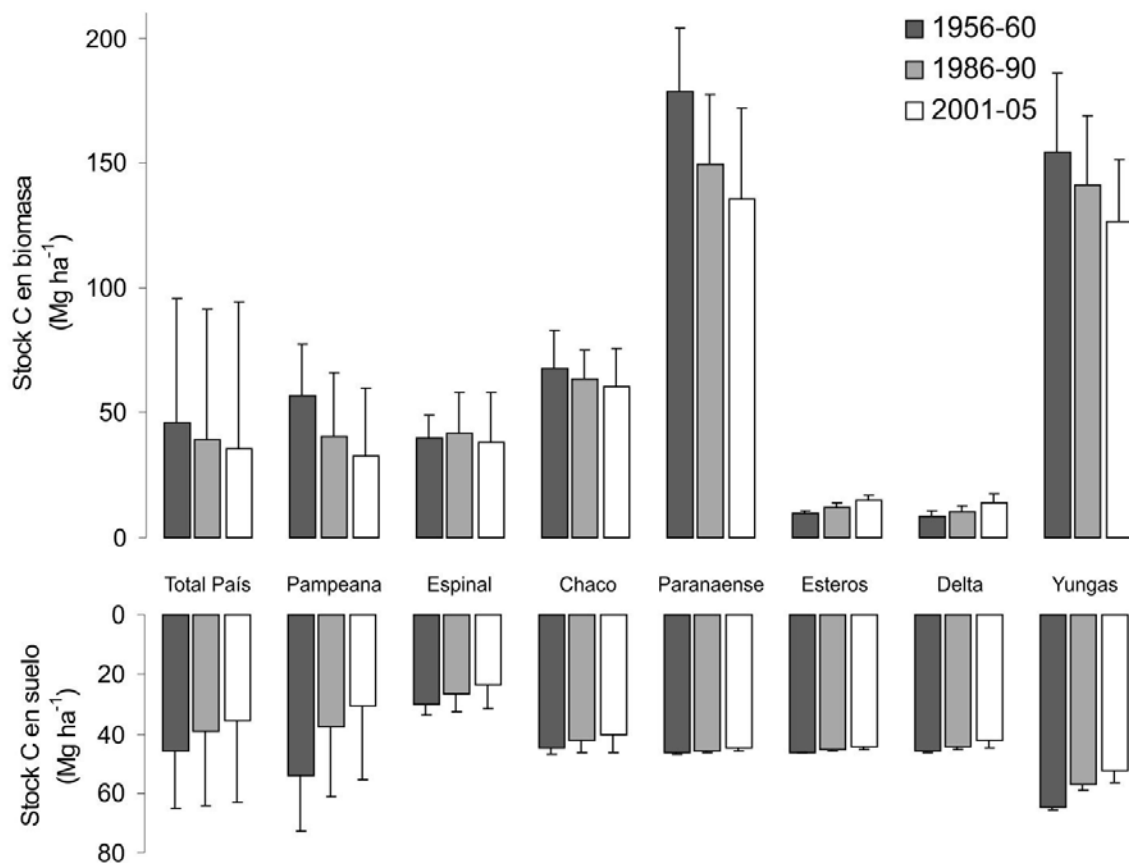


Figura 3.1. Relación estimada entre los stocks medios de C en la biomasa y en la fracción orgánica del suelo en distintas eco-regiones y en tres períodos históricos.

intrínseca del ecosistema: en coincidencia con evidencias aportadas por Jarecki y Lal (2003), los paisajes con una alta fracción apropiable de C en biomasa están más expuestos a la explotación que los paisajes agrícolas. Al tener éstos últimos sus mayores reservas de C en el suelo, son menos sensibles a pérdidas de corto plazo. Los datos de stock de C en biomasa que se presentan en la Figura 3.1 son menores que los reportados por Gasparri *et al.* (2008) para el Bosque Atlántico, la Selva de Yungas y el Bosque Chaqueño. Esto tiene quizás su explicación en el hecho que Gasparri y sus colaboradores: i) han tomado en consideración únicamente áreas boscosas, en tanto que en este estudio se consideraron integralmente esas regiones con sus áreas de bosque nativo, pastizales/pasturas y cultivos anuales, y ii) mientras que en aquellos la unidad de análisis fue el píxel de las imágenes satelitales, la unidad de análisis en

este estudio fue el distrito que conformó la base del registro estadístico.

Al existir un reemplazo creciente de bosques por pastizales/pasturas y cultivos, el stock de C en biomasa declinó, aunque lo hizo más rápidamente entre la década de 1960 y 1980, que entre 1980 y comienzos del siglo 21. En la práctica esto significa que las emisiones de C fueron mayores en el primer período que en el segundo, aspecto que coincide con las estimaciones de emisiones de C estimadas por Gasparri *et al.* (2008).

Los activos de N y P en los ecosistemas

Los stocks de N y P disponible en los suelos cultivables de Argentina muestran un comportamiento dispar. Mientras el stock de N está en buena parte asociado al stock de C, es in-

mediato que toda pérdida de C en biomasa y en suelo genera una pérdida proporcional de N. En cambio, el stock de P resulta poco afectado por las variaciones en el stock de C. Si bien hay una relación de proporcionalidad entre C y P en biomasa, esa relación no se mantiene en el suelo. Aún cuando el stock de C orgánico en suelo se mantenga estable, el stock de P puede variar drásticamente. Esto se aprecia en campos agrícolas donde la extracción por parte de los cultivos no es compensada por una incorporación equivalente de P mediante fertilización (Suñer *et al.*, 2005, Gutierrez Boem *et al.*, 2008, Galantini y Suñer., 2008).

El impacto del área cultivada sobre el stock de C, N y P en los tres períodos considerados se evaluó a través de análisis de regresión simple, involucrando los 399 distritos en estudio. Todas las estimaciones fueron significativas ($P < 0,01$) para los tres minerales. Esos valores de R^2 (li-

neal, pendiente negativa) para C total fueron iguales a 0,13; 0,22 y 0,27 en los períodos 1956-60, 1986-90 y 2001-05, respectivamente. En el caso de N total, los R^2 para los tres períodos (lineal, negativa) fueron, respectivamente iguales a 0,06; 0,23 y 0,33. Los coeficientes R^2 resultaron similares a los anteriores en el caso del P disponible (lineal, negativa): 0,02; 0,22 y 0,34, respectivamente. Esto tiende a confirmar la relativa independencia del P disponible en suelo respecto a los dos nutrientes restantes. En la Figura 3.2 se presentan estimaciones de los cambios en el stock de P en los 399 distritos durante los tres períodos analizados. Partiendo de un stock aproximado de 150 ppm (aunque esta cifra varía en distintas regiones) en la década de 1940, la extracción no compensada estaría deteriorando de manera creciente los stocks de P por debajo de umbrales que se consideran limitativos (< 20 ppm) para la productividad de los cultivos.

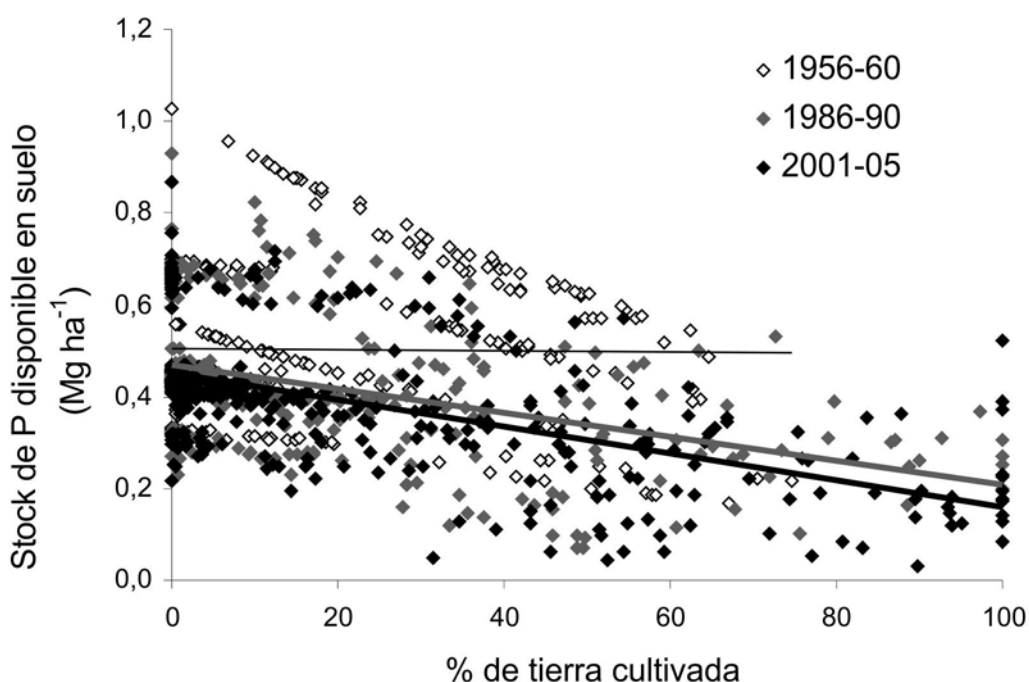


Figura 3.2. Relación entre el % de tierra cultivada y el stock estimado de fósforo disponible en suelo en 399 distritos durante los tres períodos analizados. Los valores del R^2 y del Error Estándar fueron: 0,02 y 0,16; 0,22 y 0,14; 0,34 y 0,13 para los períodos 1956-60, 1986-90 y 2001-05, respectivamente. Los tres ajustes fueron muy significativas ($p < 0,01$).

El problema parece agravarse significativamente en las regiones expuestas a planteos de agricultura permanente o casi permanente. El rápido decremento registrado en este estudio coincide con evidencias empíricas regionales (Hepper, 1996, Cruzate y Casas, 2003, Vázquez, 2002). Como durante la década 1996-2006, un porcentaje creciente de suelos de la Pampa Subhúmeda alcanzó niveles inferiores a 20 ppm (Romano y Roberto, 2007), de persistir esta tendencia, los altos rendimientos agrícolas alcanzados en los años 1980-90 tendrían dificultad para sostenerse sin el soporte de una fertilización fosfórica sistemática. Una visión geográfica comparada de la pérdida del stock de P disponible en toda el área estudiada se presenta en la Figura 3.3.

El dilema de los balances

Mientras los stocks de C y P pueden considerarse activos renovables a través de usos de la tierra y tecnologías que permiten su recuperación, no ocurre lo mismo con el P. Muchas

décadas de expansión agrícola en Argentina se han sostenido a través de una extracción de la dotación natural de P de los suelos. Pero es necesario tomar conciencia que no es éste un recurso renovable, y que la vía casi excluyente de incorporación o ganancia sigue siendo la de los fertilizantes fosforados. Siendo entonces el P un mineral de costosa reposición a través de los fertilizantes (cuyo valor seguramente aumentará en función de su escasez), es esperable que los capitales aplicados a importantes proyectos de siembra (pools y fondos de inversión) tiendan a trasladarse hacia regiones cuyos suelos presentan todavía un stock no limitativo de este mineral. En la región pampeana, por su parte, el sostenimiento de altos rendimientos agrícolas demandará cantidades crecientes de fertilizantes que compensen muchas décadas acumuladas de extracción. En la medida que declinen en el tiempo los stocks de P disponible en el suelo, es posible inferir que este mineral se convertirá también, en pocos años, en un activo de valor estratégico para la agricultura Argentina.

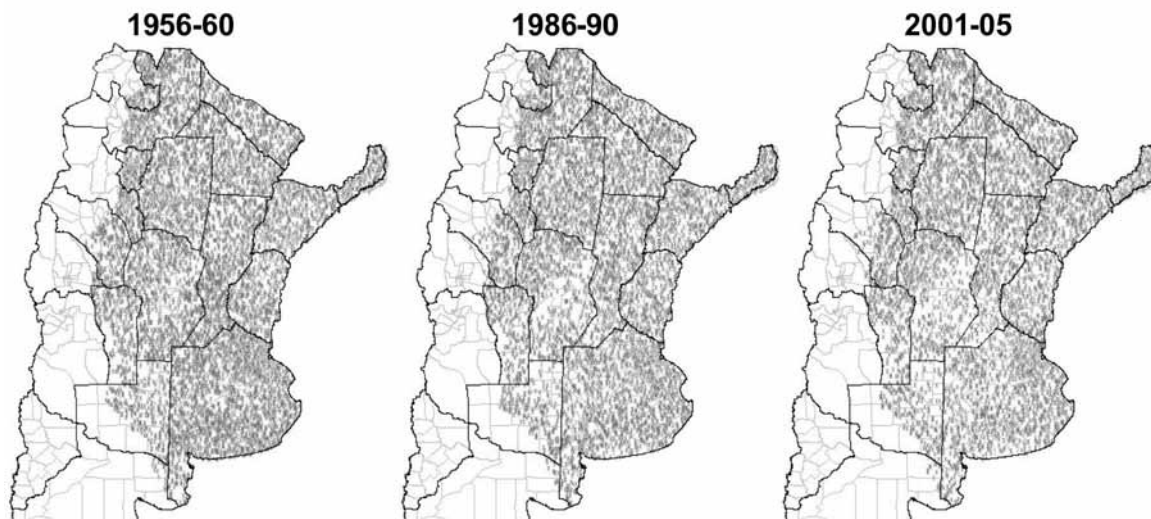


Figura 3.3. Cambios en el stock de P disponible en suelo en las eco-regiones de Argentina en los tres períodos estudiados. 1 punto = 1×10^4 Ton.

Capítulo 4

Balances de Carbono, Nitrógeno y Fósforo

Frank FC, Viglizzo EF

Aún cuando la bibliografía ecológica indique que mientras que la energía fluye, la materia cicla (Odum, 1971), los ciclos de Carbono (C), Nitrógeno (N), y Fósforo (P) muestran dimensiones espaciales y temporales que exceden los alcances del presente estudio. Por lo tanto, se ha enfocado por cuestiones prácticas solamente en aspectos parciales de estos ciclos, en los cuales la materia fluye, es decir, ingresa y egresa del sistema analizado. En este sentido, el análisis de los flujos de C, N y P, al igual que los de agua y energía (ver Capítulo 2), cobra gran importancia tanto durante la expansión de la agricultura como durante el proceso de intensificación que usualmente sobreviene (Agriculture and Agri-food Canada, 2000).

La materia orgánica es un atributo clave de la calidad del suelo, porque es un sumidero de nutrientes, mejora las condiciones estructurales del suelo y promueve la actividad biológica (Masciandaro y Ceccanti, 1999). Este atributo del suelo es responsable de la sostenibilidad de muchos agroecosistemas, porque hace que el mismo sea resiliente y elástico (Doran y Parkin, 1994). El C, componente principal de la materia orgánica, junto con el N y el P, conforman el grupo de nutrientes más importantes, indispensables para el correcto funcionamiento del suelo en los agroecosistemas. En el Capítulo 3 del presente trabajo se discutió la importancia del mantenimiento de los activos (stocks) de C, N y P en la región agrícola de Argentina, así como las implicancias de los cambios en el uso de la tierra y en los manejos realizados en los últimos 50 años. En este capítulo, se espera contribuir a explicar tales resultados, a través del análisis de los balances anuales (flujos) de dichos nutrientes.

Balances de C, N y P en la agricultura argentina

Del análisis de la Figura 3.1 del capítulo anterior, se puede inferir que las pérdidas de C

(principalmente por pérdida de materia orgánica y deforestación) han superado en la mayoría de las regiones a las entradas (debidas a crecimiento de las plantas e implementación de manejos conservacionistas como siembra directa). Integralmente, la región agrícola de Argentina parece haber sido emisora de C en los períodos analizados, perdiendo tanto de la biomasa leñosa como a partir de la materia orgánica del suelo.

Respecto a la tasa de cambio del C de la biomasa leñosa (balances anuales), se encontraron para el período de tiempo transcurrido entre el primer y segundo período (1956-60 a 1986-90) los mayores valores de pérdida en el Bosque Atlántico (Cuadro 4.1). Otras eco-regiones con valores negativos fueron Yungas, Chaco y Espinal (las otras regiones con actividad forestal importantes), pero en menor medida. En el siguiente lapso de tiempo entre períodos (1986-90 a 2001-05) las pérdidas fueron generalmente menores (en parte porque cada vez queda menos para deforestar), e incluso se encontraron valores positivos en regiones como Espinal y Chaco. En general, la región perdió claramente C de la biomasa leñosa en el primer período, mientras que los balances negativos se dieron solamente en algunas eco-regiones en el segundo. Sin embargo, desde casi cualquier punto de vista (ecológico, productivo, ambiental, etc.) las pérdidas de C, y de otras características asociadas (por ejemplo: biodiversidad) en algunas regiones, no pueden ser compensadas por las ganancias en otras.

El análisis de regresión (lineal, con pendiente negativa) para toda la región entre el balance de C de la biomasa y el cambio en el uso de la tierra (% de cultivos anuales) mostró valores significativos, pero con R^2 muy bajos en ambos períodos analizados ($p=0,01$ y $R^2=0,04$, y $p=0,05$ y $R^2=0,01$, respectivamente). Esto indicaría que el proceso de deforestación no podría atribuirse directamente al avance de la frontera agrícola, como también se puede ver en otras variables mencionadas en éste y en otros capítulos.

Cuadro 4.1. Balances anuales de C de la biomasa leñosa y del suelo

Eco-región	Balance de C de la biomasa leñosa (Ton C ha ⁻¹ año ⁻¹)		Balance de C del suelo (Ton C ha ⁻¹ año ⁻¹)	
	1956-60 a 1986-90	1986-90 a 2001-05	1956-60 a 1986-90	1986-90 a 2001-05
Bosque Atlántico	-2,581	-1,025	-0,944	-0,881
Delta del Paraná	-0,056	-0,125	0,062	0,212
Espinal	-0,132	0,191	0,191	-0,040
Esteros del Iberá	-0,031	-0,059	0,088	0,196
Chaco	-0,079	0,145	-0,081	-0,040
Pampas	-0,553	-0,473	-0,003	-0,037
Yungas	-0,064	-0,173	-0,379	-0,778
Total Región	-0,222	0,243	-0,031	-0,065

Además, en el citado cuadro del capítulo anterior, se puede apreciar una reducción y posterior estabilización de los balances de C orgánico en los suelos de casi todas las eco-regiones. Con respecto a los valores de los balances anuales (Cuadro 4.1), las pérdidas en el primer lapso entre períodos se dieron en las regiones que sufrieron, o bien las mayores deforestaciones (Bosque Atlántico, Yungas y Chaco), o bien los mayores aumentos de superficie de cultivos anuales, como las Pampas (ver Capítulo 1). Sin embargo, entre los períodos 1986-90 y 2001-05, parte de esas pérdidas fueron compensadas. Estos cambios pueden atribuirse, en primer término al avance de la agricultura, y posteriormente, a una mayor adopción de labranzas conservacionistas y siembra directa. Resultados similares a estas tendencias fueron encontrados por Steinbach y Alvarez (2006) y Álvarez et al. (2009) en la pradera pampeana. Por su parte, los análisis de regresión entre cambio en el stock de C del suelo y la superficie cultivada (%) presentaron, en ambos períodos, valores de R² (lineales con pendiente negativa) de 0,51 y 0,33, respectivamente (p<0,01). Si bien estos coeficientes de determinación no son altos, se puede ver una clara tendencia, que resalta la influencia negativa del avance de la frontera agrícola sobre el C del suelo.

Por otro lado, la región también sufrió cambios importantes en los stocks de otros nutrien-

tes esenciales de los suelos (ver Capítulo 3). Los balances anuales de N y P (kg ha⁻¹ año⁻¹), que surgieron por diferencia entre ingresos y salidas del sistema, mostraron resultados opuestos entre sí (Cuadro 4.2): mientras que el N fue en general aumentando en los sucesivos períodos, la tendencia encontrada en el stock de P fue claramente negativa.

Al relacionar el balance de N con el porcentaje de cultivos anuales, se encontró una tendencia significativa (p<0,01) de signo positivo en los dos primeros períodos y de signo negativo en el último, aunque los R² fueron muy bajos (0,30, 0,15 y 0,11, respectivamente). Debido a que existen diversos factores que inciden sobre el balance de N (fijación por pasturas, suplementación del ganado, etc.), incluso de mayor magnitud que la extracción del nutriente por parte de los cultivos de cosecha, la relación entre ambas variables no fue tan clara como se supondría. En cambio, al relacionar el balance de P con la superficie cultivada, las tendencias correspondientes a los tres períodos fueron claramente negativas (p<0,01), con similares valores de R² (0,25, 0,20 y 0,54, respectivamente). Similares tendencias fueron encontradas por varios investigadores (Michelena, et al., 1989; Conti, 2004; Cruzate y Casas, 2003) que reportan una pérdida generalizada de P en los suelos agrícolas del país.

Cuadro 4.2. Balances anuales de Nitrógeno y Fósforo

Eco-región	Balance de Nitrógeno (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)			Balance de Fósforo (kg P ha ⁻¹ año ⁻¹)		
	1956-1960	1986-1990	2001-2005	1956-1960	1986-1990	2001-2005
Bosque Atlántico	3,68	9,55	15,71	-0,78	-2,06	-1,34
Delta del Paraná	11,98	10,97	13,65	-0,28	-0,36	-0,77
Espinal	-1,79	-4,39	-0,77	-1,75	-3,07	-2,64
Esteros del Iberá	9,64	11,22	11,52	-0,06	-0,09	-0,09
Chaco	8,97	8,65	10,79	-0,20	-0,43	-0,64
Pampas	27,95	20,43	12,91	-2,58	-3,72	-4,29
Yungas	1,50	4,64	1,04	1,50	3,01	3,00
Total Región	12,33	9,61	9,30	1,20	1,93	2,11

La importancia de los balances

La conversión de tierras naturales a agricultura, especialmente a cultivos de cosecha, lleva a una rápida disminución del C edáfico (Lal, 2002), con pérdidas de materia orgánica de entre 10 y 55% (Burke et al., 1989; Brown y Lugo, 1990), cuando se incorpora un suelo virgen al uso agrícola. Varios estudios han mostrado disminuciones en el contenido de C en los primeros cm de suelo, de alrededor del 20 (Frank et al., 2004), 35 (Elberling et al., 2001), 40 (Tiessen et al., 1998), y hasta 56% (Solomon et al., 2000), en períodos de entre solamente dos y cinco años.

Por su parte, las pérdidas de N y P debidas a la labranza suelen ser mucho más rápidas que las de C, resultando en un cada vez mayor cociente C:N:P (Elberling et al., 2001). En el otro extremo, una mayor intensificación puede causar excesos de nutrientes (especialmente N), ya que solo una parte de los fertilizantes aplicados es tomada por las plantas. En tal sentido, Costa et al. (2002) encontraron que las fertilizaciones con N sobre los campos, sumadas a la mineralización causada por las actividades agrícolas, fueron las fuentes más importantes de nitratos en aguas subterráneas, especialmente en áreas bajo riego.

Desde una perspectiva ecológica, la expansión agrícola en Argentina parece haber causado una alteración significativa en los flujos naturales de energía de esos ecosistemas, lo cual condujo a una apertura de los ciclos del C, N y P. Nuestras estimaciones parecen confirmar interpretaciones conceptuales (Margalef, 1968; Odum, 1969; 1975) introducidas a través de una ciencia ecológica que era todavía incipiente.

La respuesta tecnológica

Si bien en la mayoría de los casos es conveniente mantener balances positivos de C, N y P, para mantener o incluso aumentar los stocks de estos nutrientes (ver Capítulo 3), existen situaciones en las que es necesario prestar atención a los dos últimos. Debido a que los balances positivos no siempre se transforman en mayores stocks (por ejemplo: parte del N ingresado puede contaminar las napas en forma de nitratos), se recomienda a) contabilizar los balances, de manera de minimizar los niveles de N y P residuales, b) analizar la hidrología del lugar (precipitaciones, evapotranspiración, capacidad de retención de agua de los suelos), para elegir los momentos de fertilización, y así reducir los riesgos de que el agua excedente diluya el N y el P residuales.

Capítulo 5

Captura y emisión de gases de efecto invernadero

Carreño LV, Pereyra H, Ricard F

El IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) mediante su cuarto informe presentado en febrero de 2007 (IPCC, 2007), concluye, entre otras cosas, que las concentraciones atmosféricas mundiales de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso han aumentado notablemente por efecto de las actividades humanas desde 1750. A partir del análisis de las burbujas de aire retenidas en núcleos de hielo extraídos en los polos, se ha determinado que la concentración de esos gases es actualmente muy superior a los valores que existían en épocas preindustriales. Esto sugiere que la intervención antrópica de los últimos 300 años habría influido decisivamente en el calentamiento global del planeta que hoy sufre el planeta, aspecto acerca del cual no existía certeza científica algunos años atrás.

El dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O), figuran entre los gases de efecto invernadero (GEI) más importantes junto a los clorofluorocarbonos (CFC), los hidrofluorocarbonos (HFC) y el hexafluoruro de azufre (SF_6). Sin embargo, el origen y el efecto invernadero que cada uno de ellos ejerce sobre el clima global es muy diferente. El CO_2 proviene principalmente de la quema de combustibles fósiles y los cambios en el uso de la tierra (deforestación y des-vegetación de tierras naturales). Respecto al CH_4 y el N_2O , si bien también son generados por la quema de combustibles fósiles, sus mayores concentraciones se asocian al aumento de las actividades agropecuarias. Pero la potencia invernadero de estos dos últimos gases resulta mucho mayor que la del CO_2 , ya que su impacto es 21 veces y 310 veces más alta para el caso del CH_4 y del N_2O respectivamente (IPCC, 1997). Aunque los CFCs, los HFCs y el SF_6 son gases que tienen una potencia invernadero muchas veces superior a la del CO_2 , el

CH_4 y el N_2O , no se hará referencia explícita a ellos en el presente capítulo debido a que sus principales fuentes generadoras corresponden a refrigerantes, aerosoles y aislantes eléctricos que no tienen una relación (al menos directa) con la expansión de la frontera agropecuaria.

Pese a que las primeras iniciativas para combatir el cambio climático comenzaron con la Convención de Río de Janeiro en 1992, fue recién mediante el Protocolo de Kyoto unos años más tarde, que las partes adoptan compromisos cuantitativos de reducción o limitación de las emisiones. El Protocolo de Kyoto (1997) entró en vigor en 2005 y estableció que los países debían, durante el período 2008-2012, reducir un 15% las emisiones en relación a las del año 1990. Sin embargo, aunque se lograra estabilizar la emisión de GEI, el calentamiento de la atmósfera y el aumento del nivel de los mares podrían continuar durante varios siglos más debido a la inercia propia de las grandes escalas espaciales y temporales involucradas en el clima mundial y sus mecanismos de retro-control (Viglizzo, 2007).

El conocimiento de las emisiones actuales de GEI es fundamental para poder identificar las fuentes principales de emisión y aplicar sobre ellas políticas y medidas destinadas a la regulación de las mismas. Según el último Inventario Nacional de Gases Efecto Invernadero del año 2000 (Fundación Bariloche, 2005), las fuentes principales de emisiones en la Argentina corresponden, en primer lugar al sector energético (47%) y, en segundo lugar, al sector agrícola-ganadero (44%), del cual se ocupa este capítulo. También existen en Argentina estimaciones de emisiones de GEI (1990-2005) y proyecciones (2006-2030), que muestran un crecimiento de 184.6 % en las emisiones netas medidas en Gg de CO_2 entre 1990 y 2030, concentrándose la mayor parte de este crecimiento en el período 2005-2030 (Girardin, 2009). Además, se espera que la mayor parte del crecimiento en las emisiones corresponda al sector energético (122%), aumentando su participación en las emisiones totales en relación al sector agropecuario (Girardin, 2009). Los autores relacionan

estos resultados con el estancamiento de la actividad ganadera y las limitaciones en el área con potencialidad para ser dedicadas a la actividad agrícola.

En el sector ganadero, las emisiones de GEI (fundamentalmente CH_4 y N_2O), se generan a partir de los procesos biológicos de la fermentación entérica del alimento y la descomposición del estiércol y la orina de los animales. Según estimaciones del INTA, entre los años 1990 y 2005, se registró un incremento del 7,7% en las emisiones de GEI de este sector, encontrándose una correlación significativa entre la evolución de estas emisiones y el número de cabezas vacunas (Berra y Valtorta, 2009). Los autores relacionan los cambios que se esperan dentro del sector ganadero y sus consecuencias sobre la emisión de GEI, y presuponen que el incremento de las emisiones que generaría un mayor número de animales (por disminución de la superficie ganadera y mayor intensificación) se compensaría con una disminución de los factores de emisión (mayor uso de granos en alimentación), al aumentar la eficiencia productiva y la calidad de los forrajes suministrados.

Por su parte, las emisiones de GEI del sector agrícola, corresponden fundamentalmente a las emisiones de CH_4 desde suelos de arrozales inundados. Las emisiones de CH_4 , CO , N_2O y NO_x se asignan a la quema de residuos en el campo, y las emisiones directas e indirectas de N_2O se atribuyen al manejo de componentes nitrogenados en suelos agrícolas. Un estudio de Taboada (2009), atribuye la mayor parte de las emisiones de GEI del sector agrícola (1990-2006) al cultivo de soja (ver Capítulo 9). Sin embargo, el autor hace la salvedad de que esta conclusión surge inevitablemente de la metodología usada para los cálculos (IPCC 1997; 2001), y alerta acerca de un posible doble conteo entre las emisiones por fijación biológica de N y por enterramiento de residuos que podría causar una sobreestimación de los cálculos.

Debido a su magnitud, son destacables las emisiones de GEI producidas por el cambio en el uso/cobertura de la tierra, que están directamente relacionadas a la expansión de la frontera agropecuaria. El principal GEI del sector es

el CO_2 que se emite en grandes cantidades durante el desmonte y quema de biomasa y que, inversamente, es secuestrado en la biomasa boscosa o acumulado en la materia orgánica del suelo. La quema de montes y pastizales genera además CH_4 .

Para el cálculo del balance de GEI del presente estudio, se adaptó la metodología propuesta por el IPCC (1997), que consiste en la suma y resta de los valores estimados para las distintas fuentes de emisión y secuestro de GEI, respectivamente (ver anexo metodológico). Los tres gases considerados en este indicador son el CO_2 , el CH_4 y N_2O , aunque se totalizan los resultados en toneladas de equivalente CO_2 (emitido o secuestrado) por unidad de espacio y tiempo ($\text{Ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$), teniendo en cuenta la potencia invernadero respectiva de cada una de estas fuentes. De esta manera, los balances pueden ser positivos, negativos o neutros. Un balance positivo indica que la eco-región ha emitido GEI, y un balance negativo, por lo contrario, indica que ha actuado como sumidero.

Si tomamos en conjunto los datos de la Figura 5.1, vemos que existe una tendencia al aumento en las emisiones de GEI a lo largo del tiempo, evidenciado en balances positivos crecientes. Sin embargo, al analizar los datos de manera desagregada, se aprecia que no todas las eco-regiones del país parecen seguir el mismo comportamiento. Existen eco-regiones que en los tres períodos analizados presentaron balances de GEI positivos (región Pampeana, Espinal y Campos, Esteros del Iberá y Delta Paranaense), mientras que otras eco-regiones presentaron un balance de GEI negativo en el primer período, convirtiéndose en positivo en los dos restantes (región Chaqueña, Bosque Atlántico y Yungas). O sea, de una condición inicial tomadora de C durante la década de 1950, pasaron a ser emisoras en las décadas siguientes. Por otra parte, si se analiza el balance total de GEI del país, las estimaciones de este estudio indican que, al comparar el segundo período con respecto al primero, las emisiones aumentaron un 73%; y en el tercero con respecto al segundo, se incrementaron en un 46%.

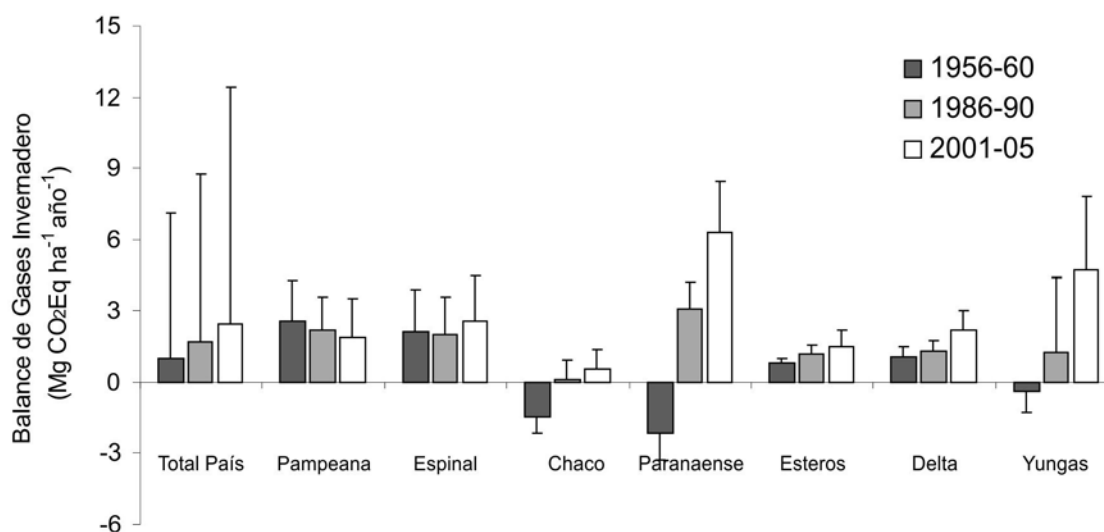


Figura 5.1. Balance de GEI para las distintas eco-regiones del país, y para los tres períodos analizados.

Cuadro 5.1. Relación entre el balance de GEI (Ton Eq-CO₂ ha⁻¹año⁻¹) y la superficie cultivada (%) para las distintas eco-regiones del país, y para los tres períodos analizados.

Eco-región	Período	Modelo de Regresión Lineal	R ²	Valor p
Bosque Atlántico	1956-1960	$y = 0,03 x - 1,83$	0,000	0,8417
	1986-1990	$y = -0,3755x + 3,5672$	0,286	0,0269
	2001-2005	$y = -0,7757x + 6,4664$	0,149	0,1254
Delta Paranaense	1956-1960	$y = -0,0299 x + 1,2905$	0,293	0,1306
	1986-1990	$y = 0,0122x + 1,2689$	0,039	0,6086
	2001-2005	$y = 0,0403x + 1,8659$	0,689	0,0055
Espinal	1956-1960	$y = 0,2727 x + 0,047$	0,996	< 0,0001
	1986-1990	$y = 0,3056x - 0,2766$	0,996	< 0,0001
	2001-2005	$y = 0,3241x - 0,2533$	0,998	< 0,0001
Esteros del Iberá	1956-1960	$y = 0,07 x + 0,76$	0,060	0,4133
	1986-1990	$y = 0,1249x + 1,1749$	0,179	0,1273
	2001-2005	$y = 0,1372x + 1,6928$	0,041	0,4873
Chaco	1956-1960	$y = 0,0442 x - 1,4973$	0,225	< 0,0001
	1986-1990	$y = 0,0227x + 0,00 44$	0,074	0,0010
	2001-2005	$y = 0,012x + 0,5259$	0,113	< 0,0001
Pampas	1956-1960	$y = -0,039 x + 5,1091$	0,999	< 0,0001
	1986-1990	$y = 0,0056x + 3,2104$	0,680	< 0,0001
	2001-2005	$y = 0,0096x + 3,1616$	0,794	< 0,0001
Yungas	1956-1960	$y = 0,0489 x - 0,536$	0,328	< 0,0001
	1986-1990	$y = 0,1546x - 0,1524$	0,976	< 0,0001
	2001-2005	$y = 0,1413x + 3,0931$	0,792	< 0,0001

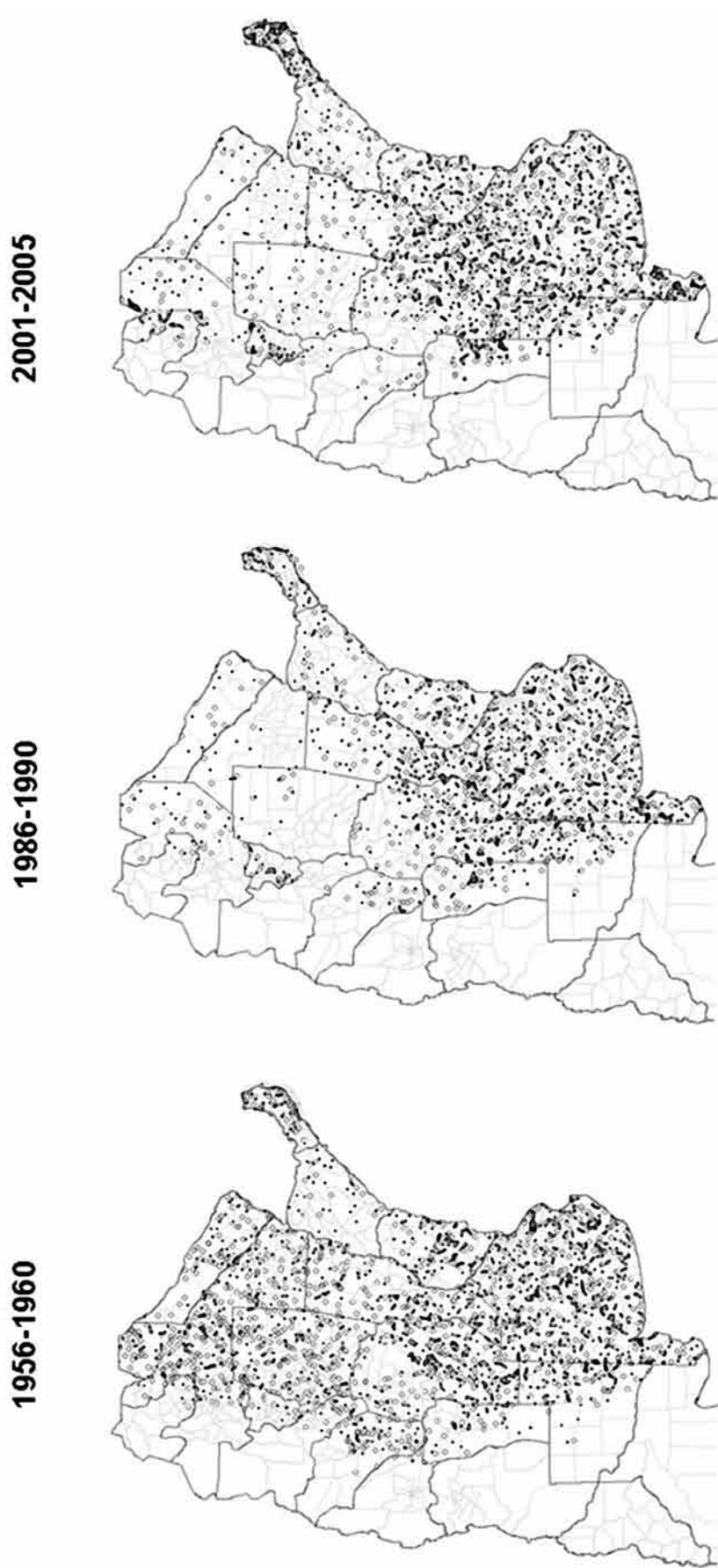


Figura 5.2. Balance de GEI para las distintas eco-regiones del país para los tres períodos analizados. Los puntos vacíos indican secuestro y los puntos llenos indican emisión de GEI (1 punto = 5×10^5 Ton año⁻¹).

Cuando esos datos se despliegan sobre un mapa del país se pueden visualizar los cambios registrados en el balance de GEI y apreciar las diferencias espaciales entre eco-regiones. En la Figura 5.2 se observa que gran parte del área boscosa del norte del país se comportó como sumidero de C (puntos vacíos) durante el período 1956-1960. Ese efecto es claro en las áreas correspondientes al Bosque Atlántico, la región Chaqueña y la región de las Yungas. Debido a la creciente deforestación y desmonte, en el segundo y tercer períodos esas mismas eco-regiones se convirtieron en áreas neutras o emisoras de C.

¿Cuál es el efecto de la expansión de la frontera agropecuaria sobre el balance de GEI? Los resultados de un análisis de regresión entre ambas variables se presentan en el Cuadro 5.1. En general, se atribuye a la expansión de la frontera agrícola la creciente deforestación de tierras boscosas y leñosas naturales, lo cual podría asociarse a una mayor tasa de emisión de GEI (balances positivos crecientes). Sin embargo, esto no parece ser generalizable: en las eco-regiones Espinal y Campos, Pampeana, Chaqueña y Yungas se encontró una buena correlación en los tres períodos. Las pendientes de las rectas resultaron siempre positivas (indicando que a mayor % de superficie cultivada, mayor es el balance de GEI), excepto para la región pampeana en el período 1956-1960. En el resto de las eco-regiones (Delta Paranaense, Esteros del Iberá y Bosque Atlántico), no se registró una correlación positiva entre ambas variables.

En síntesis, de acuerdo a los resultados estimados en este estudio, puede inferirse que la expansión progresiva de la frontera agropecuaria en Argentina ha desencadenado un proceso creciente de emisión de GEI que, en principio, puede atribuirse a dos factores: i) la desvegetación y quema de biomasa para convertir tierras naturales en tierras de cultivo y pastoreo, y ii) la creciente intensificación de procesos productivos que favorecen la emisión de CH_4 y N_2O debido a un aumento de la carga animal y al uso creciente de fertilizantes nitrogenados.

Capítulo 6

Erosión del suelo y contaminación del ambiente

Viglizzo EF, Frank FC

La erosión de los suelos y la contaminación del ambiente con nutrientes y plaguicidas son dos de los impactos ambientales de la agricultura más difundidos a través de los medios de comunicación.

La erosión de los suelos es considerada un serio problema ambiental a escala mundial, aunque resulta difícil estimar con precisión su extensión, magnitud e intensidad, como también sus consecuencias económicas y ambientales. Algunas estimaciones realizadas durante la década de 1970 (Dudal, 1981) indicaban que en esos años ocurría en el mundo una pérdida irreversible de unas 6 millones de hectáreas de suelo fértil por año. De ellas, casi un 20 % del área erosionada se registraba en Sudamérica. Aunque la erosión eólica es en términos cuantitativos menor que la erosión hídrica, puede resultar ruinoso en regiones áridas y semiáridas debido a que es el principal factor responsable de la desertificación (Lal, 1994).

La erosión de los suelos tiene efectos negativos tanto dentro como fuera del predio rural. Dentro del predio se manifiesta a través de una caída de la fertilidad, de los rendimientos, de la capacidad de infiltración y de la retención del agua en el suelo. Y también a través de un aumento de la compactación, del escurrimiento superficial, la pérdida de sedimentos y del pH. Fuera del predio, los principales impactos se hacen visibles a través de la deposición de sedimentos y sedimentación de cursos de agua, la saturación de canales de drenaje, y la formación de médanos y dunas. En general, se considera que los procesos erosivos son resultado de un mal manejo de los suelos. La labranza agresiva, el sobre-pastoreo, el uso inadecuado del fuego, el mal manejo de las pendientes y coberturas vegetales del terreno son causa habitual de erosión. Los expertos indican que la evaluación de

tendencias erosivas en el largo plazo es el primer camino a recorrer para ajustar acciones y prevenir consecuencias indeseables.

La expansión agrícola y la erosión de los suelos

Los resultados de este estudio indican que el riesgo de erosión (eólica + hídrica) en la Argentina aumenta significativamente ($P < 0,01$) en función del % de área cultivada. Los valores de R^2 (lineales) obtenidos fueron iguales a 0,76; 0,60 y 0,68 respectivamente, para los tres períodos analizados (1956-60, 1986-90 y 2001-05). Sin embargo, las estimaciones realizadas parecen indicar una reducción considerable del riesgo de erosión de suelos durante las últimas décadas (Figura 6.1) debido a un reemplazo rápido de las labranzas convencionales por labranzas conservacionistas y siembra directa. Datos estadísticos de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Argentina indican que durante la década de 1990 la superficie cultivada bajo siembra directa pasó de 5.000.000 a 7.500.000 hectáreas. Los efectos positivos de las labranzas reducidas y la siembra directa han sido extensamente confirmados mediante numerosas investigaciones en la pradera pampeana (Alvarez et al., 1998).

Riesgo de contaminación por nutrientes y plaguicidas

Los riesgos de contaminación por nutrientes (principalmente N y P) se incrementan a medida que los planteos agrícolas y ganaderos se vuelven más intensivos. La infiltración de nitratos en aguas subterráneas es una importante causa de contaminación que impone riesgos a la salud de los humanos y los rumiantes. Se considera que el agua de bebida no debe exceder una concentración de nitratos de 10 mg litro⁻¹. Asimismo, la acumulación de N y P en los cuerpos de agua suele ser causa frecuente de eutrofización de lagos y lagunas. Esta proliferación anormal de algas y plantas acuáticas reduce los niveles de oxígeno del agua y altera la composición de especies en los ecosistemas acuáticos. En general, los mayores riesgos de

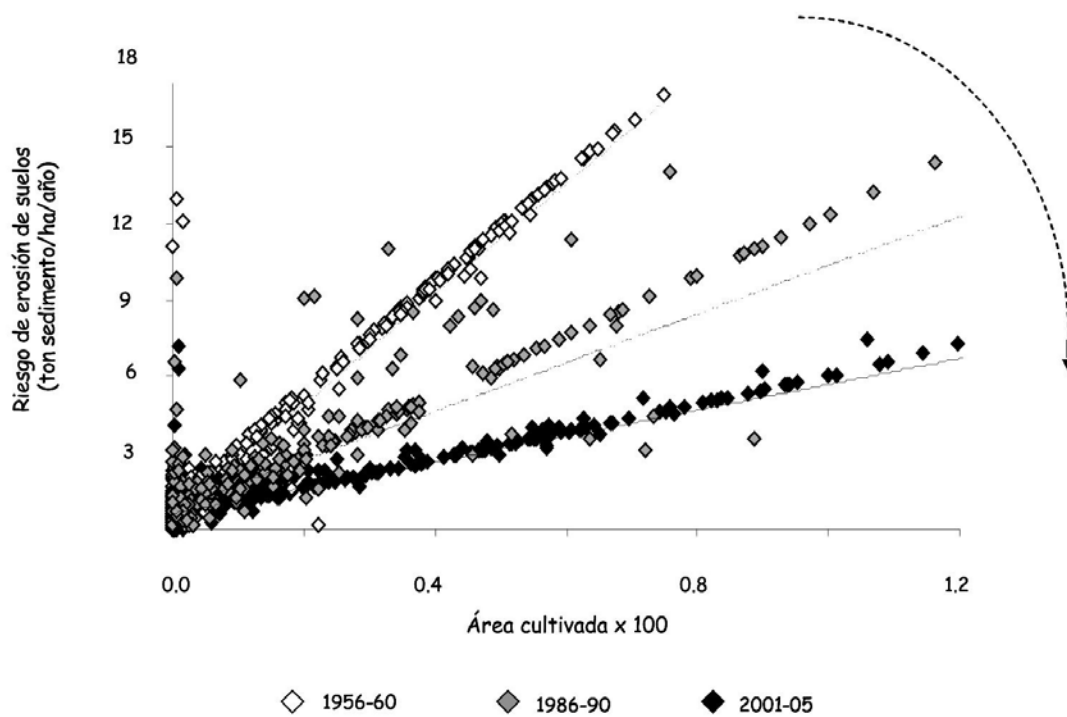


Figura 6.1. Estimación mediante el modelo AgroEcolIndex del impacto relativo del % de área cultivada sobre el riesgo de erosión de suelos (Ton sedimento ha⁻¹ año⁻¹) en los tres períodos analizados.

contaminación por excesos de nutrientes ocurren en lugares donde hay sistemas intensivos de producción animal.

El modelo utilizado en este estudio no detectó, a una escala distrital de análisis, ninguna situación de riesgo de contaminación por nutrientes (N y P). La existencia de balances negativos en el caso del P, y la inexistencia de excesivos residuos nitrogenados, parecen explicar esta ausencia de impacto. No obstante, esta situación de aparente inocuidad detectada a una escala espacial amplia, puede no ser igual a una escala local más restringida. Es muy factible que ocurran episodios de contaminación puntual severa en lugares donde están asentados sistemas intensivos de producción animal como feed-lots, tambos, establecimientos avícolas, porcinos, etc.

El riesgo de contaminación por plaguicidas, que ocurre casi de manera excluyente en los sistemas de producción agrícola, muestra la

otra cara de la moneda. Su impacto se manifiesta a través de: i) una reducción de la calidad del agua y del suelo por presencia y acumulación de residuos de plaguicidas, ii) un deterioro de la calidad del aire por volatilización de sustancias activas, y iii) un impacto negativo sobre la biodiversidad. Los plaguicidas ingresan a los cuerpos de agua a partir tanto de contaminaciones puntuales como difusas, y su presencia depende, entre otras cosas, de su movilidad, solubilidad y tasa de degradación (Stoate et al., 2001). Mientras los órgano-clorados han dejado de ser utilizados por su toxicidad y larga persistencia en el ambiente, muchos de los plaguicidas modernos se degradan fácilmente en la superficie del suelo cuando quedan expuestos al sol, aunque pueden persistir algún tiempo en el subsuelo o en el agua subterránea (Environment Agency, 1999). En relación a las sustancias activas, los riesgos de contaminación por plaguicidas se han reducido notablemente en las últimas cinco décadas debido a la generación de productos comerciales de menor toxicidad y persisten-

cia. Un simple análisis de un índice combinado (toxicidad x persistencia) de sustancias utilizadas desde la década de 1960 hasta la actualidad (Viglizzo et al., 2002b) muestra una caída persistente del riesgo de contaminación (Figura 6.2) debido al empleo de químicos más amigables desde el punto de vista ambiental.

El modelo utilizado en el presente estudio mostró una relación directa, alta y positiva entre el % de tierra cultivada y el riesgo relativo de contaminación por plaguicidas. Los valores de R^2 (lineales y positivos) fueron 0,65; 0,68 y 0,85, respectivamente, para los tres períodos analizados y significativos ($P < 0,01$). En la Figura 6.3 se puede apreciar, comparativamente, el impacto del nivel de cultivo sobre el riesgo de contaminación por plaguicidas en los tres períodos estudiados. El riesgo relativo de contaminación alcanza los niveles más altos durante el período 1956-60, época en la cual predominaban plaguicidas de alta toxicidad (clorados y fosforados). No obstante, ese riesgo habría

declinado significativamente durante el período 1986-90, durante el cual se reemplazaron estas sustancias químicas por otras de menor toxicidad y persistencia en el ambiente (ejemplo, piretroides). El menor riesgo estimado de contaminación refleja un relevante avance tecnológico en la generación de sustancias pesticidas menos agresivas al ambiente. Buena parte de tales logros son debidos a la investigación, desarrollo y difusión realizados por empresas comerciales en asociación con organizaciones públicas.

Aunque los productos fueron químicamente similares a los de la etapa anterior, durante el período 2001-05 se aprecia un repunte del riesgo de contaminación por plaguicidas, que se explica a través de un incremento significativo del área cultivada y de la mayor participación relativa que tuvo el cultivo de soja, más demandante de agroquímicos que otros cultivos. Tal efecto se visualiza en los mapas de la Fi-

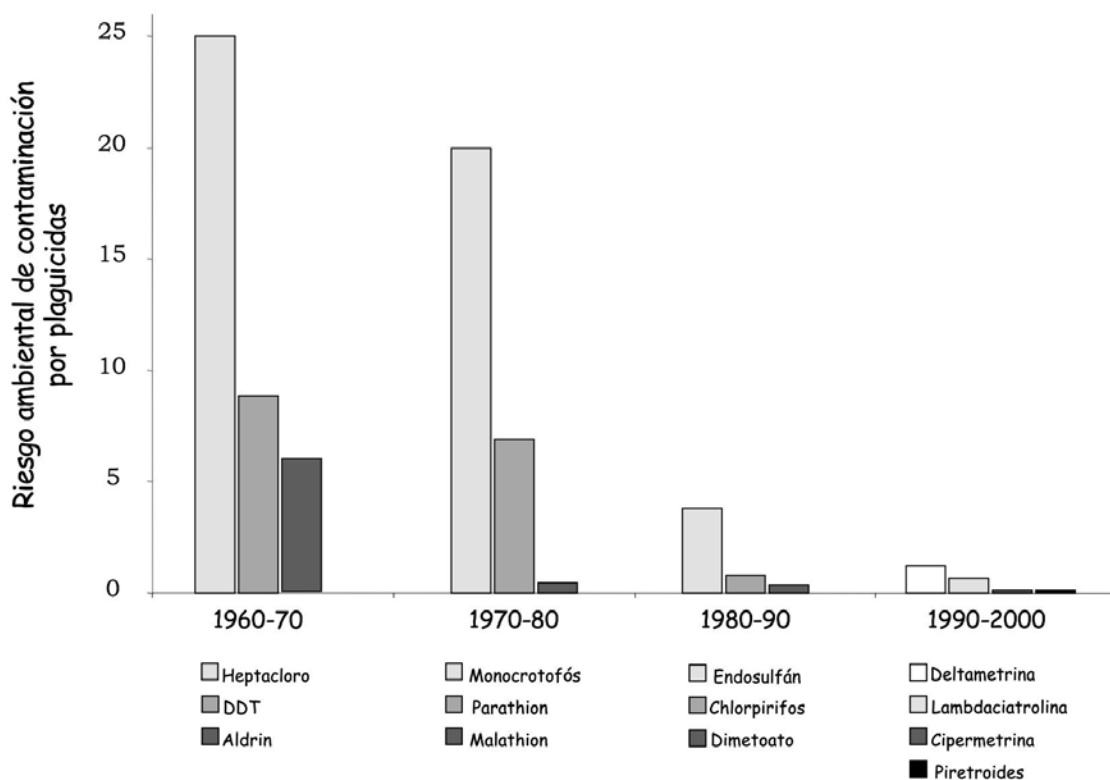


Figura 6.2. Índice combinado de contaminación ambiental (toxicidad x persistencia) de distintos plaguicidas utilizados en la región pampeana en el período 1960-2000.

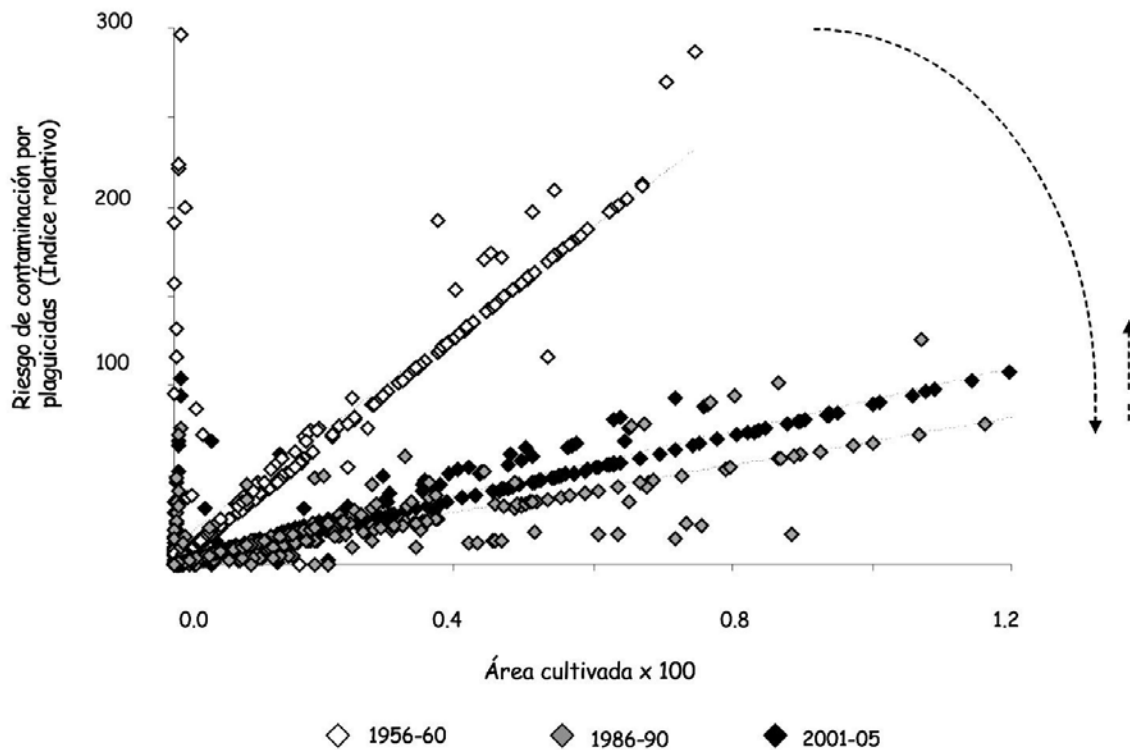


Figura 6.3. Estimación mediante el modelo AgroEcolIndex del impacto relativo del % de área cultivada sobre el riesgo de contaminación por plaguicidas (índice relativo) en los tres períodos analizados.

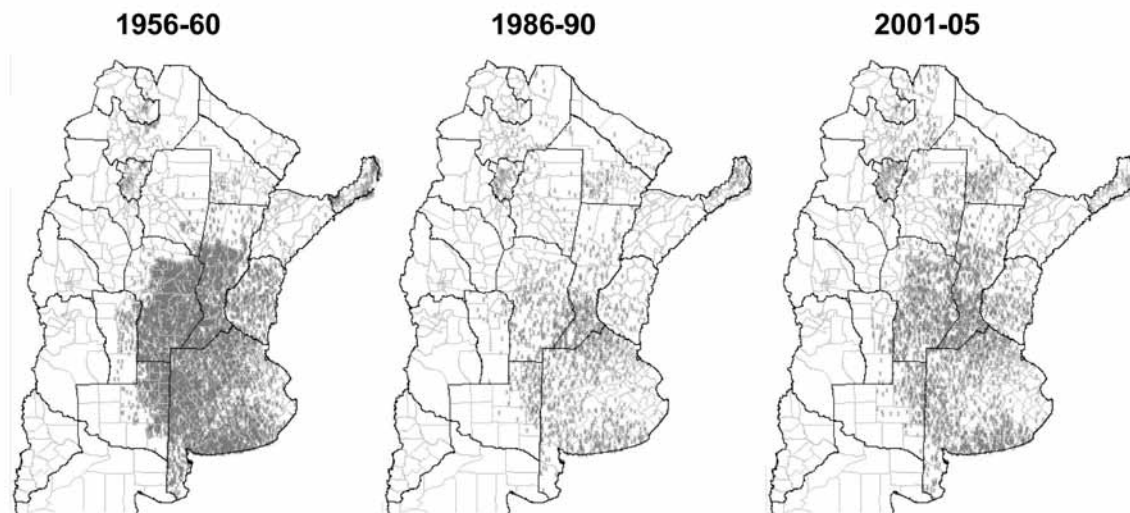


Figura 6.4. Riesgo estimado de contaminación por plaguicidas en distintas eco-regiones de Argentina durante los períodos estudiados. 1 punto = 5 unidades relativas.

gura 6.4, que tienen la utilidad de que permiten valorar el riesgo relativo de contaminación de distintas eco-regiones. Aunque estos mapas no pueden sustituir las mediciones a campo, ofre-

cen un panorama estimativo de la evolución del riesgo de contaminación a través del tiempo, bajo una cobertura geográfica amplia.

La respuesta tecnológica

Se dispone en la actualidad de una batería de tecnologías y prácticas agronómicas para enfrentar los problemas de erosión de suelos y de contaminación por nutrientes y plaguicidas. Existen prácticas y herramientas de probada eficacia para reducir el riesgo de erosión de suelos. Entre otras, se pueden citar: i) la aplicación de un menú de labranzas de baja agresividad (entre ellas, la siembra directa) que son adaptables a distintos ambientes y suelos; ii) la labranza en sentido perpendicular a las pendientes dominantes del terreno, iii) el cultivo en curvas de nivel, iv) el cultivo en franjas, v) la implantación de pasturas, vi) el manejo de los residuos y rastrojos de cosecha, vii) la rotación de cultivos, y viii) la implantación de barreras eólicas.

Los riesgos de contaminación por nutrientes se pueden reducir mediante dos prácticas sencillas: i) el ajuste de la fertilización en función de la extracción de nutrientes por los

cultivos de manera de generar balances equilibrados, evitando el déficit o la acumulación de residuos de nutrientes en el suelo; y ii) el manejo de los nutrientes en función de la hidrología del lugar, evitando fertilizar en épocas de déficit o de grandes excedentes hídricos que puedan transportar los minerales hacia fuentes de agua subterránea o cuerpos de agua superficiales.

Varios sistemas y alternativas tecnológicas están disponibles para minimizar el impacto de los plaguicidas sobre el ambiente: i) utilizar plaguicidas de baja toxicidad y persistencia, ii) desechar los plaguicidas prohibidos, iii) regular estrictamente las dosis, las técnicas y los momentos de aplicación, iv) utilizar equipos eficientes de aplicación, v) introducir esquemas de control integrado de plagas y malezas. Estos esquemas incluyen rotación de cultivos, uso de variedades con resistencia genética, calibración de épocas de siembra y cosecha, control mecánico de malezas, control biológico de plagas y malezas, uso restringido y estratégico de plaguicidas.

Capítulo 7

Impacto sobre el hábitat

Salvador V

Los procesos que ocurren a gran escala geográfica como el clima y el cambio en el uso y cobertura de la tierra, pueden controlar los patrones de biodiversidad en el mundo (Sala *et al.*, 2000). Los cambios en el uso de la tierra producen importantes modificaciones tanto en la estructura como en el funcionamiento de los ecosistemas (Viglizzo *et al.*, 2001; Casas, 2001). La agricultura, junto a la urbanización, la pérdida de vegetación y desertificación, son ejemplos de actividades producidas por el hombre que han modificado la superficie del planeta. Un creciente número de evidencias da cuenta de las consecuencias de la expansión agrícola sobre el clima, el balance de C y N, las emisiones de gases invernadero, la biodiversidad y el balance hídrico (Houghton, 2001).

Rol de la biodiversidad

A través de los siglos, la agricultura ha contribuido decisivamente a la transformación del hábitat natural por intervención directa e indirecta del hombre. Toda intervención al hábitat natural impone una alteración de la biodiversidad. La biodiversidad hace referencia a todas las especies de plantas, animales y microorganismos que existen e interactúan en un ecosistema (Vandermeer y Perfecto, 1995). La biodiversidad ha proporcionado la base genética para todas las plantas y animales utilizados para la producción agropecuaria. Además de su contribución a la generación y mejoramiento de nuevas especies domésticas, la biodiversidad cumple un rol vital en la provisión de servicios ecológicos (MEA, 2005). Los agroecosistemas son ecosistemas artificiales simplificados en biodiversidad, que requieren de la continua intervención humana ya que carecen de capacidad para realizar su propia regulación. Estos modernos sistemas agrícolas se han vuelto muy productivos pero sólo porque son altamente dependientes de aportes externos.

La biodiversidad provee diversos servicios ecológicos, más allá de los servicios de provisión de alimentos, fibras y combustibles. Algunos de ellos son reciclado de nutrientes, control local del microclima, regulación local de procesos hidrológicos, detoxificación de químicos nocivos, control de la erosión. Estos procesos y servicios son y seguirán siendo renovables mientras se mantenga la biodiversidad del ecosistema (Altieri, 1994). La agricultura impacta sobre los ecosistemas naturales y la biodiversidad a través de dos procesos principales: su expansión sobre ambientes naturales y su intensificación en la búsqueda de mayores rendimientos. Estudios realizados en Europa en sistemas agrícolas revelan la conexión entre la intensificación agrícola y la pérdida de biodiversidad (Donald *et al.*, 2001; Wilson *et al.*, 1999). La distribución de las tierras agrícolas es, en la actualidad, un indicador más preciso del estado de amenaza de la vida silvestre que la distribución de la población humana (Schalermman *et al.*, 2005).

La estabilidad del funcionamiento de un ecosistema aumenta con su diversidad (Mc Naughton, 1977; Tilman *et al.*, 2006). En diversas situaciones, una mayor diversidad conduce a una mayor estabilidad de los ecosistemas ante perturbaciones como sequías, cambios en el uso de la tierra, incendios o inundaciones. Existen un gran número de evidencias empíricas que muestran, de manera recurrente, relaciones positivas entre diversidad biológica y estabilidad del ecosistema (Mc Naughton, 1988).

La agricultura moderna implica la simplificación de la estructura del ambiente en grandes extensiones, reemplazando la diversidad natural por un pequeño número de plantas cultivadas y animales domésticos. En el mundo se cultivan principalmente 12 especies de cultivos de grano, 23 especies hortícolas y 35 especies de frutas frescas y secas (Fowler y Mooney, 1990). Esta monopolización de recursos por parte de unas pocas especies puede llevar a una disminución de la diversidad biológica. La dominancia de una especie a escala geográfica determina la exclusión de otras, con la consecuencia de que la riqueza específica (número de especies) y el

equilibrio en la abundancia (importancia relativa de las distintas especies) decrecen tanto a nivel local como regional (Hillebrand *et al.*, 2008). Cuando la expansión de un cultivo se hace en detrimento de otras especies y variedades, nos encontramos frente a una monopolización de los recursos, que es una consecuencia dominante del monocultivo. La homogeneización del paisaje lleva a la pérdida de numerosas especies silvestres que pueden vivir o subsistir en mosaicos agrícolas o mixtos (Tschardt *et al.*, 2005). Una menor diversidad agrícola también es indicadora de deterioro ambiental, donde tanto la diversidad de cultivos como la diversidad de especies y procesos ecológicos asociados a paisajes heterogéneos se ven afectados negativamente (Altieri, 1999).

Relación hábitat-biodiversidad en áreas agrícolas de Argentina

La homogeneización del paisaje agrícola argentino, asociado a la introducción desequilibrante de una especie cultivable, puede observarse en el aumento acelerado del área sembrada con soja. Esta pérdida de heterogeneidad en el ambiente rural trae aparejada una pérdida de diversidad a escala agro-ecosistémica. En el año 2006, la mitad de las hectáreas cultivadas en la Argentina se sembraron con soja. En la década de 1990, al terminar el período de dominancia del trigo, el número efectivo de cultivos que representaba la agricultura argentina era aproximadamente de 11. Para el año 2006 este valor disminuyó a casi seis, lo que representa una caída del 40% de en la agro-diversidad (Aizen *et al.*, 2009). Además de la expansión de la frontera agrícola y de la pérdida de biodiversidad por destrucción de ambientes naturales, Aizen *et al.* (2009) advierten sobre la homogeneización del paisaje agrícola con los múltiples costos ambientales, sociales y económicos que trae aparejado una menor diversidad de cultivos.

Tanto los ecosistemas naturales como los agroecosistemas, se encuentran conectados regionalmente por diversos mecanismos que incluyen el transporte de materiales y energía por largas distancias y el movimiento migratorio

y de dispersión de organismos. El resultado frecuente es que lo que sucede en un ecosistema repercute en otro (Turner *et al.*, 2001). Muchos efectos ambientales de la actividad agropecuaria pueden ser poco significativos a escala de predio o establecimiento, pero sumados, pueden tener repercusiones en otros ecosistemas, o en componentes de índole regional o global.

La desaparición de una especie de un paisaje puede ser consecuencia de una serie de eventos combinados que incluyen los cambios en el uso de la tierra, las prácticas de labranza del suelo, y la contaminación agroquímica (Burel, 1995). Schrag *et al.* (2009) encontraron para la pradera pampeana una correlación positiva entre la presencia de vegetación nativa y la riqueza de especies, y una correlación negativa con el uso agrícola. La continua conversión de los ecosistemas naturales en ecosistemas cultivados puede llevar a una disminución significativa de la riqueza de aves y posiblemente a importantes cambios en la composición de especies.

El índice de riesgo de intervención del hábitat que se analiza en este trabajo, apunta a generar un índice relativo indirecto que permite valorar el impacto negativo que impone un proceso productivo sobre la biodiversidad espacial. Este índice mostró una relación positiva entre el riesgo de intervención antrópica y la expansión del área cultivada. Los cálculos registraron valores de R^2 (0,63; 0,74 y 0,83) muy significativos ($P < 0,01$), respectivamente, durante los tres períodos analizados (1956-60, 1986-90 y 2001-05). Esto era esperable dado el procedimiento utilizado para calcular este indicador, cuyo valor es el resultado de comparar a través de una serie de factores descriptivos el stand de vegetación actual con el considerado "prístino" u "original".

En la Figura 7.1 se puede apreciar el índice relativo correspondiente al riesgo de intervención del hábitat en cada eco-región y cada uno de los períodos analizados. El riesgo de intervención del hábitat se incrementó desde el período 1956-1960 a la actualidad en las principales eco-regiones agropecuarias de la Argentina.

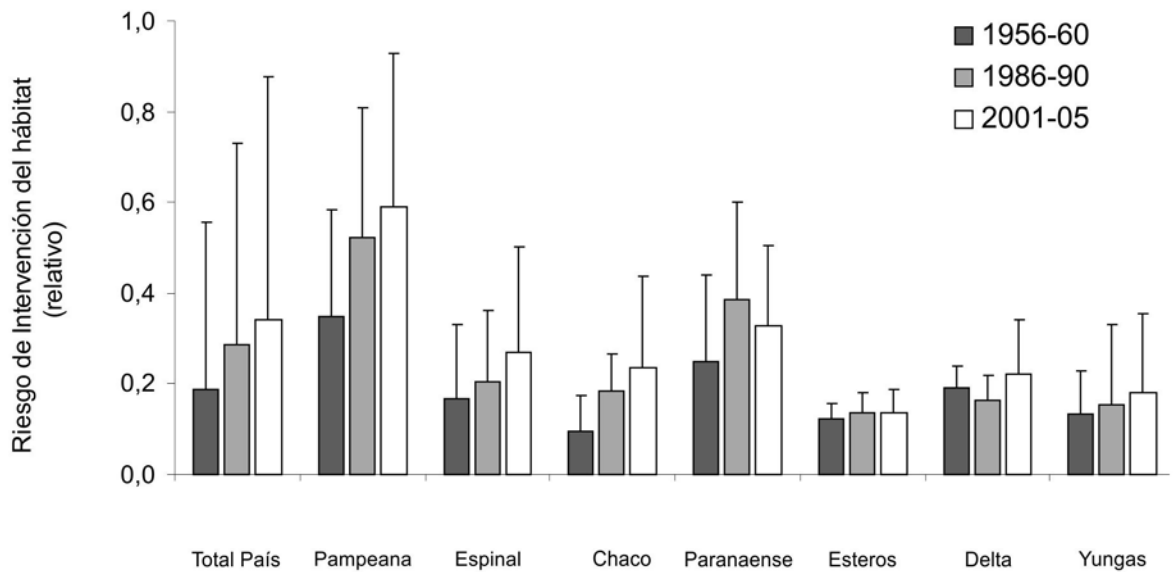


Figura 7.1. Indicador de Riesgo de intervención del hábitat en las diferentes eco-regiones para los tres períodos analizados.

El ecosistema de las Pampas ha experimentado el mayor índice de intervención, aumentando de 0,33 a 0,59 durante el período analizado. El Bosque Atlántico le sigue en orden de importancia, aunque con un cambio de menor magnitud relativa (0,27 a 0,32). De igual manera, las eco-regiones del Chaco, Delta del Paraná, Espinal y Yungas mostraron progresivos aumentos en sus índices relativos de riesgo de intervención. El Espinal y las Yungas son quienes presentaron un mayor aumento en el índice de inter-

vencción (0,14 a 0,23 y 0,15 a 0,20 respectivamente) durante el período estudiado. Por sus características geomorfológicas, la eco-región de los Esteros del Iberá presentó el menor índice de riesgo de intervención del hábitat, el cual aumentó solamente en un valor de 0,01 entre el período de 1956-60 y el período 2001-05 en 0,01.

En la Figura 7.2 se presenta un mapa que refleja los cambios espaciales y temporales de

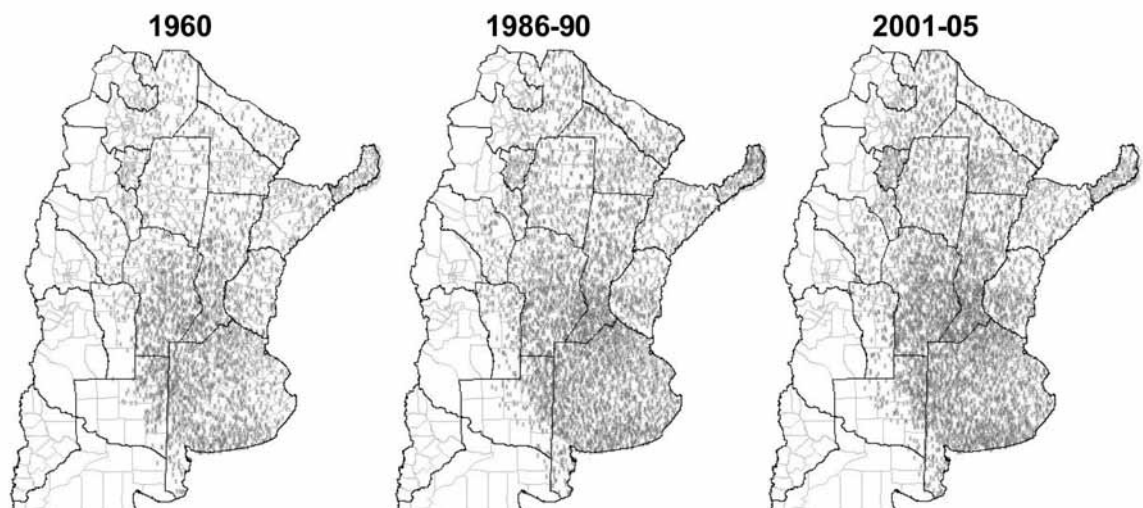


Figura 7.2. Riesgo estimado de intervención del hábitat en distintas eco-regiones de Argentina durante los períodos estudiados. 1 punto = 10.000 unidades relativas.

intervención del hábitat que sufrió el área cultivable de la Argentina entre 1956 y 2005. Es fácil apreciar que el riesgo relativo de intervención del hábitat experimentó una expansión geográfica que muestra una estrecha vinculación con la expansión de la frontera agropecuaria.

La respuesta tecnológica

Existen numerosas prácticas agrícolas que son citadas frecuentemente por su impacto positivo sobre el hábitat y la biodiversidad, como la reducción del uso de pesticidas y fertilizantes, el control mecánico de malezas, el uso de abono verdes y animales, la labranza mínima, el inter-

cultivo, el manejo de bordes, espacios marginales o áreas no cultivadas, épocas de siembra, rotaciones de cultivos, planteos de producción mixta, etc. Tres prácticas pueden ser resaltadas como benéficas para la biodiversidad: i) reducir a niveles estrictamente necesarios el uso de pesticidas químicos y fertilizantes inorgánicos, ii) manejar estratégicamente los sitios no cultivados o marginales que, al convertirse en reservorios, permiten mantener e incrementar la diversidad biológica, y iii) adoptar prácticas de control integrado de plagas y malezas, por ejemplo, tratando de preservar los planteos mixtos y rotativos de producción por su impacto positivo para proveer hábitats heterogéneos y variables en el espacio y tiempo (Hole *et al.*, 2005).

Capítulo 8

Efecto de la agricultura sobre la provisión de servicios ecosistémicos

Carreño LV, Viglizzo EF

El hombre extrae de la naturaleza una gran variedad de bienes y servicios sin ser totalmente consciente de su valor (Balmford *et al.*, 2002). Más aún, la evaluación de los servicios ecosistémicos que ofrecen los distintos biomas del planeta se presenta como uno de los desafíos actuales, ya que su valor rara vez es reflejado por los precios de mercado. Valorar esos servicios es esencial para caracterizar la vulnerabilidad relativa de distintos biomas frente a cambios actuales o potenciales en el uso de la tierra (Metzger *et al.*, 2006). De una manera sencilla, se puede decir que los servicios ecosistémicos son aquellas funciones esenciales del ecosistema que generalmente carecen de un valor de mercado pero que, su alteración o destrucción, afecta la calidad de vida del entorno (MEA, 2003, 2005). Algunos ejemplos concretos de éstos servicios que brinda la naturaleza son la regulación de gases, la regulación del clima, la regulación de disturbios naturales, el suministro de agua, el ciclado de nutrientes, el control de la erosión, la provisión de alimentos y materias prima y la eliminación de desechos.

Valor de los bienes y servicios naturales

Durante la década de 1990 tuvo lugar una corriente de investigaciones en economía ambiental que apuntó a determinar el valor económico de los servicios del ecosistema, y se popularizaron procedimientos tales como la “pre-disposición social a remunerar un servicio”, “el valor contingente”, “el valor de reemplazo”, “el costo evitado”, “el costo de viaje” o el “precio hedónico” (Cristeche y Penna, 2008). Estas metodologías representan de manera arbitraria un valor intangible, de utilidad o de uso, que deja de lado el valor no económico intrínseco del bien o servicio evaluado (Viglizzo y Frank, 2006; Penna y Cristeche, 2008). Uno de los problemas no

resueltos es la distinta percepción que las diferentes sociedades tienen sobre los biomas que les rodean (un pastizal, un bosque, un cuerpo de agua, etc.). En la búsqueda de valoraciones objetivas surgieron enfoques alternativos, como el sistema de valoración energética propuesto por Odum y Odum (2000), o aquellos basados en aspectos biológicos y/o sociales (Kremen y Ostfeld, 2005). Pese a los progresos logrados, aún no existe consenso en la comunidad científica acerca de los enfoques y metodologías más apropiados para valorar la naturaleza. Teniendo en cuenta la creciente necesidad de remover subjetividades, se está generando una demanda creciente de enfoques y métodos basados en datos bio-físicos objetivos. De este modo, se procura lograr estimaciones más confiables que reflejen el valor funcional de los ecosistemas, independientemente de una percepción ocasional u oportunista de utilidad económica.

No todos los ecosistemas ofrecen la misma cantidad de servicios ecosistémicos. Algunos biomas tienen la capacidad de ofrecer servicios de elevado valor ecológico (Costanza *et al.*, 1997), como es el caso de los humedales y los bosques naturales. Pero otros, como las tierras agrícolas, a pesar de tener un alto valor de mercado, su valor ecológico resulta en general bajo por su limitada capacidad de ofrecer otros servicios ecosistémicos esenciales. Es esperable que a medida que la agricultura se expande sobre áreas naturales de alto valor ecológico, la provisión de servicios ecosistémicos de los biomas transformados resulte afectada. Tal situación queda demostrada en estimaciones previas realizadas sobre ecosistemas de la pradera pampeana que han sufrido distintos grados de intervención agrícola en desmedro de sus pastizales naturales (Viglizzo y Frank, 2006). Sin embargo, el impacto de estas alteraciones no es igual en todos los ecosistemas. Cuando se convierte un bosque o un humedal en un campo de agricultura, el impacto sobre los servicios ecosistémicos suele ser muy alto, y el perjuicio potencial a terceros por la pérdida de los mismos puede no justificar la rentabilización de esas tierras a través de la agricultura (Viglizzo y Frank, 2006).

Funcionalidad de los ecosistemas y provisión de servicios ecosistémicos

La disponibilidad de biomasa y los flujos que de ella derivan son una fuente generadora de bienes y servicios ecosistémicos. Varios de ellos, como la protección del suelo, la regulación de los gases y del clima, la regulación de aguas, el ciclado de nutrientes, la provisión de hábitat y refugio, la producción de alimentos, materias prima y recursos genéticos, la provisión de recursos medicinales y ornamentales, y otros vinculados a la cultura (recreación, estética, espiritualidad) están asociados a la existencia y generación de biomasa (de Groot *et al.*, 2002). Buena parte de estos bienes y servicios son también provistos por los recursos acuáticos de los ecosistemas terrestres. Pero estos tienen, además, la capacidad de regular la dinámica hídrica regional (inundaciones), purificar y proveer agua pura, eliminar residuos, proveer alimento (peces), regular la dinámica de nutrientes esenciales, proveer hábitat y biodiversidad, y generar una vía de transporte (Daily, 1997). La mayoría de estos servicios pueden ser explicados y representados a través de dos indicadores dinámicos que varían en el espacio y en el tiempo: i) la PPN y ii) la disponibilidad de corrientes (ríos, arroyos) y cuerpos (humedales, lagos, lagunas) de agua, con sus franjas ribereñas e interfluviales.

Biomasa y agua parecen ser dos componentes clave de los ecosistemas que están asociados a la provisión de bienes y servicios de la naturaleza. En este capítulo se utilizó un modelo de estimación relativa de servicios ecosistémicos a partir de esos dos componentes, pero también se incluyeron otros factores de naturaleza física como la pendiente del terreno, la temperatura media, la altura sobre el nivel del mar o el ingreso de agua al sistema, que tienen la capacidad de modificar la oferta efectiva de servicios. Cuando se utilizan modelos bio-físicos que exigen valorar en distintas unidades, es necesario recurrir a rangos relativos que expresen, indirectamente, el valor de los servicios. Por ejemplo, si el rango de valores va de 0 a 100, el valor 100 representa el caso hipotético

de un bioma cuya oferta de servicios ecosistémicos es completa o perfecta y, por el contrario, el valor 0 es el caso de un ecosistema cuya oferta es nula.

La provisión de servicios ecosistémicos en Argentina

En este capítulo se trabajó sobre la base de un sistema de valuación que surgió de evaluar la funcionalidad ecológica del ecosistema analizado. El valor funcional de un ecosistema se estimó a partir de la sumatoria de seis servicios, algunos de ellos vinculados al stock de biomasa aérea, otros al agua, y otros a una combinación de ambos (ver Anexo Metodológico). Utilizando una base de información de uso-cobertura de la tierra, se aplicó un modelo sencillo para: i) detectar grandes contrastes en la oferta de servicios ecosistémicos de las distintas eco-regiones involucradas en la presente obra (2001-2005), y ii) estimar diferencias en la oferta de servicios ecosistémicos de una determinada eco-región del país en los tres períodos históricos analizados (1956-1960, 1986-1990 y 2001-2005).

En el mapa de la Figura 8.1 se puede apreciar la capacidad diferencial de los distintos biomas de la Argentina para proveer servicios ecosistémicos estimados mediante el método de valuación funcional para el período 2001-2005. Existen algunas eco-regiones que se destacan por su alta oferta relativa de servicios. Es el caso del Bosque Atlántico, el Delta del Paraná, los Esteros del Iberá y la región de las Yungas. Tales resultados concuerdan, en líneas generales, con un trabajo previo de Carreño y Viglizzo (2007), en el cual se tomaron como base los datos de valuación aportados por Costanza *et al.* (1997) en un artículo clásico en el tema. En el trabajo de Carreño y Viglizzo (2007), al ordenar las eco-regiones estudiadas de manera decreciente según su oferta relativa de servicios, se aprecian grandes diferencias entre las mismas. Esto se debe a que las estimaciones de Costanza otorgan valores muy elevados a los ecosistemas acuáticos (principalmente humedales) y bastante menores a los ecosistemas terrestres.



Figura 8.1. Oferta relativa de servicios ecosistémicos para el período 2001-2005, según el método de valoración funcional. 1 punto = 0,25 unidades.

En el mapa de la Figura 8.1, es el Bosque Atlántico quien provee una mayor oferta relativa de servicios. Este bioma adquiere un alto valor indirecto al proveer una gran variedad de servicios como la regulación y purificación de aguas, la protección del suelo contra la erosión, la regulación del clima local y la purificación del aire, la protección contra las tormentas al actuar como barreras rompevientos, el secuestro de carbono y la provisión de hábitat. En orden de importancia decreciente, el elevado aporte de servicios ecosistémicos que registran las eco-regiones del Delta del Paraná y de los Esteros del Iberá se explica, en parte, por la alta proporción de superficie cubierta con humedales, los cuales son sistemas hidrológicamente dinámicos que proveen servicios esenciales como el control de inundaciones, la purificación de aguas, la protección contra tormentas, el ciclado de nutrientes y la provisión de hábitat. En tercer lugar, se aprecia una elevada oferta de servicios ecosistémicos en la eco-región de las Yungas que, por su predominio de bosques en pendiente (montanos y pede-montanos), se comporta como un potente regulador y estabilizador de caudales hídricos y ofrece, al mismo tiempo, un hábitat con capacidad para sustentar una rica diversidad biológica. Continúa luego un grupo

de biomas con valores intermedios de oferta relativa de servicios (eco-regiones del Chaco y del Espinal) y, finalmente, un último grupo que comprende la eco-región Pampeana (con sus sub-regiones) que, pese a su alto valor agrícola, es relativamente pobre en su capacidad para ofrecer servicios ecosistémicos esenciales.

¿Cuál ha sido el impacto que han tenido los cambios ocurridos en el uso-cobertura de la tierra (1956-2005) sobre la oferta de servicios ecosistémicos en las eco-regiones del país analizadas? En el Cuadro 8.1 se observa que tales resultados varían de acuerdo a la región considerada. Entre ellas, el Bosque Atlántico, el Chaco Subhúmedo Occidental (Chaco Salteño o Umbral al Chaco), y la eco-región de las Yungas parecen haber sido las más afectadas a lo largo de todo el período de estudio. La situación es distinta en la eco-región del Espinal. Allí, la oferta relativa de servicios parece haberse incrementado con el tiempo. Es particular también el caso de las eco-regiones con una vasta extensión de territorio cubierta por humedales y cuerpos de agua. Si bien los Esteros del Iberá poseen una oferta relativa de servicios ecosistémicos elevada, la disminución a lo largo del tiempo fue relativamente menor a la de otras

eco-regiones. En el trabajo previo de Carreño y Viglizzo (2007), los autores ya señalaban la relativa estabilidad temporal en la oferta de servicios de algunas regiones con humedales estables como los de la región Mesopotámica argentina. Resulta menos claro en cambio, el caso del Delta Paranaense, ya que se observa un ligero incremento de la oferta de servicios para el período 1986-1990, aunque esto podría relacionarse con la naturaleza dinámica propia de estos sistemas hidrológicos. Por último, para aquellas eco-regiones del país altamente productivas como las Pampas, los cambios en la oferta resultan casi imperceptibles debido al valor ecológico relativamente bajo de sus tierras.

La dinámica de la frontera agropecuaria entre 1956 y 2005, y los cambios tecnológicos asociados (expuestos con más detalle en el Capítulo 1), pueden en parte explicar los cambios ocurridos en la oferta de servicios ecosistémicos en varias de las eco-regiones estudiadas.

Tales cambios pueden ser atribuidos a: a) las elevadas tasas de deforestación y la expansión de cultivos de cosecha y forrajeros en la eco-región del Chaco Salteño; b) la reducción de la superficie de bosques naturales en el Bosque Atlántico, la región Chaqueña y la Selva de las Yungas; c) el desplazamiento de ganado bovino desde la región pampeana hacia las eco-regiones del Chaco, Bosque Atlántico y los Esteros del Iberá, que impulsó el reemplazo de áreas boscosas por áreas de pasturas cultivadas y, d) el aumento de leñosas en la eco-región del Espinal, entre otros. La alta variabilidad registrada en la oferta de servicios ecosistémicos en varias de las eco-regiones involucradas demuestran el alto valor ecológico original de las mismas, como ocurre con el Bosque Atlántico, el Delta del Paraná, los Esteros del Iberá y la región de las Yungas. Pero esta variabilidad también revela su vulnerabilidad ecológica frente a la intervención humana. Estas características y atributos particulares de cada bioma, evaluados a

Cuadro 8.1. Oferta relativa de servicios ecosistémicos para los tres períodos analizados según el método de valoración funcional (0-100).

Eco-región	Sub-región	Valor Total de Servicios Ecosistémicos		
		1956-60	1986-90	2001-05
Pampas		0,69	0,69	0,65
	Ondulada	0,79	0,68	0,64
	Subhúmeda	0,67	0,69	0,66
	Austral	0,70	0,70	0,65
	Semiárida	0,62	0,62	0,62
	Anegable	0,59	0,61	0,60
	Mesopotámica	0,88	0,89	0,80
Espinal y Campos		1,76	2,01	2,05
Chaco		2,63	2,45	2,31
	Húmedo Sub-húmedo	3,56	3,36	3,16
	Sub-húmedo Central	2,89	2,72	2,54
	Seco	1,86	1,85	1,83
	Sub-húmedo Occidental	4,75	3,69	3,15
Bosque Atlántico		31,23	23,05	18,99
Esteros del Iberá		13,70	13,16	12,78
Delta del Paraná		14,75	16,26	13,03
Región de Yungas		12,73	11,04	9,33
	Promedio	3,50	3,27	2,96

través de métodos objetivos, deben ser tenidos en cuenta a la hora de diseñar estrategias de ordenamiento territorial del espacio rural.

Respuesta estratégica

Una respuesta estratégica que permita estabilizar la oferta de servicios ecosistémicos esenciales debe estar focalizada, centralmente, en las políticas de ordenamiento territorial del espacio rural. Como se muestra en el mapa de la Figura 8.1, es necesario reconocer la aptitud diferencial de las distintas eco-regiones que forman parte del territorio argentino. Algunas eco-regiones tienen una marcada aptitud para proveer servicios agropecuarios con valor tangible de mercado, como granos, carnes, leche, fibras vegetales y animales, materias prima, etc. Tal es el caso de la región pampeana argentina. Pero otras eco-regiones tienen una reconocida aptitud para proveer servicios ecosistémicos intangibles que, pese a no cotizar en el mercado,

son esenciales para sostener los sistemas de vida. Esto ocurre en eco-regiones boscosas como el Bosque Atlántico y la selva montana de las Yungas, o en biomas de humedal como los que existen en las eco-regiones de los Esteros del Iberá o del Delta del Paraná. No sería racional convertir esos biomas de alto valor ecológico en biomas agrícolas y ganaderos de dudosa sustentabilidad futura. Una estrategia racional sería, en cambio, generar un sistema de estímulo financiero mediante el cual los dueños de tierras de alto valor ecológico reciban una compensación atractiva a cambio de mantener esos biomas en plena funcionalidad y capacidad para proveer servicios ecosistémicos de importancia crítica. Es necesario evitar que caigan en la natural tentación de opciones agrícolas o ganaderas de mayor rentabilidad en el corto plazo al costo de destruir su alta capacidad de oferta de servicios ecológicos que son esenciales e irremplazables para la sociedad.

Capítulo 9

La relación soja-ecología-ambiente. Entre el mito y la realidad

Pincén D, Viglizzo EF, Carreño LV, Frank FC

¿Ángel o demonio? La soja, como cultivo dominante de las últimas décadas en la agricultura argentina, ha sido igualmente santificada por algunos sectores, como demonizada por otros. Para algunos, es el cultivo que ha permitido el despegue de la economía argentina debido a su alta productividad y rentabilidad (Figura 9.1) y a su impacto positivo sobre los excedentes generados en nuestra balanza comercial de los últimos 20 años. Resaltan la plasticidad del cultivo, la simplicidad de su manejo y el alto impacto de su modelo tecnológico, basado en un esquema simple integrado por la siembra directa, el uso de material transgénico resistente al herbicida Glifosato, y la aplicación generalizada

de este último insumo. Estos argumentos parecen ser suficientemente sólidos para explicar la explosiva expansión de la soja en el territorio argentino desde la década de 1980 (Figura 9.2).

Para otros, la soja es el cultivo que dispara una rápida deforestación de los bosques nativos en el NO del país, concentra la riqueza en grandes corporaciones, destruye empleos rurales, expulsa comunidades indígenas, aniquila la diversidad biológica, y deteriora la calidad ambiental debido a un mayor uso de plaguicidas y fertilizantes que contaminan el suelo, el aire y los cuerpos de agua, y afectan la salud humana ¿Cuánto hay de mito y realidad en esta puja a menudo sesgada por intereses económicos, políticos o ideológicos? En este capítulo nos proponemos ayudar a esclarecer, mediante la información objetiva que disponemos y generamos en este estudio, algunos aspectos vinculados a la problemática ecológica y ambiental de la soja.

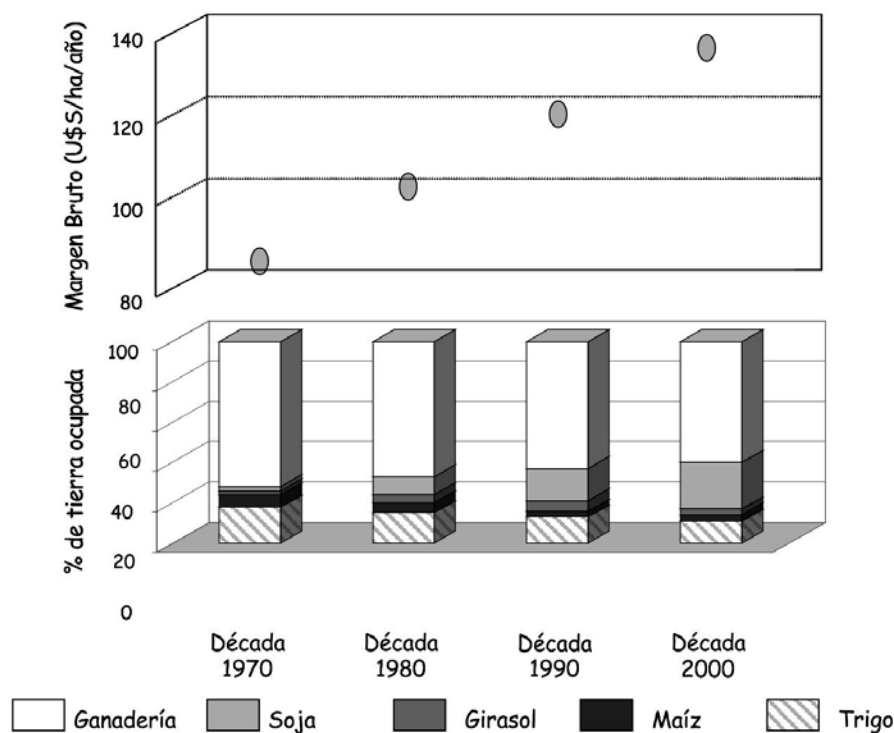


Figura 9.1. Cambios históricos en la configuración del uso de la tierra y su impacto sobre el margen bruto (círculos grises) por hectárea (Fuente: Viglizzo, 2008).

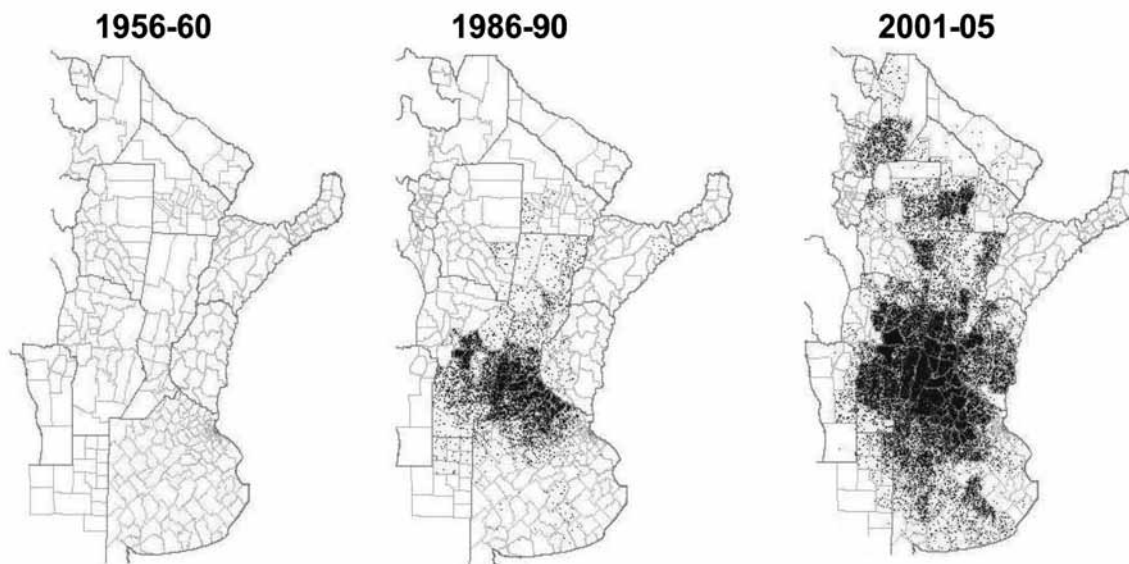


Figura 9.2. Expansión histórica del área de soja en la Argentina. 1 punto: 350 ha (Fuente: Carreño y Viglizzo, 2007).

Eficiencia energética del cultivo de soja

Una preocupación frecuente que ha inquietado por años a agrónomos y ecólogos es la eficiencia energética de las actividades agropecuarias (Spedding, 1979; Odum, 1975). Cuando la cantidad de energía fósil consumida en una unidad de tiempo y espacio iguala o supera la energía producida como alimento o como bioenergía, el proceso productivo comienza a ser severamente cuestionado. Por otra parte, la ecuación energética resulta desfavorecida porque el consumo de energía fósil está directamente asociado a la emisión de gases de efecto invernadero (ver Capítulo 5), con lo cual emerge una externalidad adicional que es necesario incorporar al análisis. En términos energéticos ¿qué ha implicado la acelerada expansión de la soja en nuestros sistemas extensivos de producción? ¿Justifica el rendimiento energético de la producción de soja un mayor consumo de energía fósil?

Algunos resultados de nuestro estudio se presentan en la Figura 9.3, que muestra una

mayor producción de energía pero no así un mayor consumo de energía fósil a medida que la soja ha incrementado su participación en el planteo productivo. Esto significa un balance favorable en la eficiencia energética de los sistemas estudiados. Mientras que las regiones que tienen niveles bajos de participación de la soja muestran una relación relativamente equilibrada entre energía fósil consumida y energía biológica producida (por ejemplo: Bosque Atlántico y Esteros), esa relación de eficiencia mejora sustancialmente cuando la soja adquiere mayor gravitación en el sistema de producción (como en la Región Pampeana y las Yungas). Es previsible inferir que esta relación, aún más favorable en el período 2001-05, ha sido influida por una adopción masiva de siembra directa, que es un sistema que reduce significativamente los consumos de energía fósil en relación a otros sistemas de labranza. A nivel regional, la soja aportó en el último período estudiado más de un tercio de la producción de energía, y pero solamente alrededor del 10% del consumo de energía fósil correspondiente.

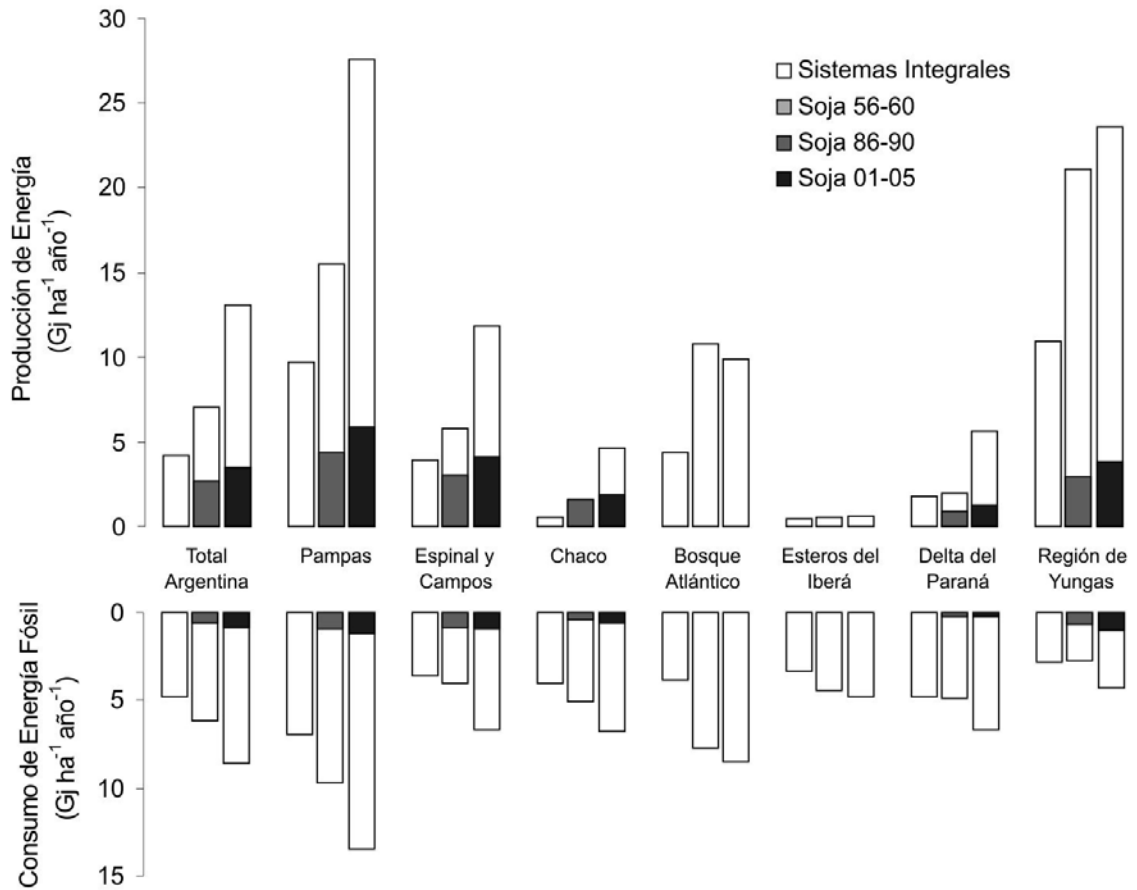


Figura 9.3. Consumo y producción de energía de la soja en relación a los sistemas integrales en diferentes períodos y regiones.

Soja y deforestación

Más allá de las ventajas productivas y económicas que se le asignan, la expansión de la soja para alimento o para bio-combustible es a menudo citada como la causa principal de deforestación y daño ambiental. Semino (2008) atribuye a este cultivo la deforestación agresiva de bosques y montes nativos mediante máquinas topadoras, fuego y aplicaciones aéreas de plaguicidas. Mientras algunos autores (Grau *et al.*, 2005) sostienen que las tasas de deforestación en el bosque chaqueño argentino son menores que las ocurridas en la pluviselva tropical brasileña, otros (Boix y Zinck, 2008) consideran que la intensidad de la deforestación argentina, en términos relativos, es mayor que la brasilera debido a que ésta última ocurre sobre una superficie boscosa 1200 veces mayor que la del Chaco. Datos de la Secretaría de Ambiente y

Desarrollo Sustentable (SAyDS) de la Argentina indican que, a pesar de la vigencia de la Ley de Bosques N° 2386 del año 2007, en el año 2008 se deforestaron alrededor de 140.000 hectáreas en el NO de Argentina.

Como se señaló en el Capítulo 3 de esta obra, la deforestación del bosque nativo conduce a pérdidas de carbono orgánico en biomasa y suelo que incrementan las emisiones globales de gases invernadero (Gasparri *et al.*, 2008) y deterioran en el largo plazo los sumideros naturales de este elemento (Guillison *et al.*, 2007). Datos de Taboada (2004) indican que la deforestación es una de las principales fuentes de emisión de gases de efecto invernadero de la Argentina.

La pregunta inevitable es si el cultivo de soja, tal como difunden con frecuencia los me-

dios, ha sido efectivamente el principal responsable de las altas tasas de deforestación en el norte argentino. Una manera simple (o quizás, simplista) de evaluarlo es confrontar, en términos espaciales, el % del área implantada con soja en los departamentos con vegetación boscosa/leñosa de nuestras provincias norteañas, con el stock de carbono contenido en esa biomasa leñosa. Dado que el stock de C está directamente asociado al stock de biomasa leñosa, una alta correlación negativa sería un claro indicio de un efecto negativo directo de la expansión de la soja sobre el área boscosa. Contrariamente a lo esperado, los resultados de la Figura 9.4 nos muestran que esa relación negativa entre soja y C en biomasa leñosa no aparece como tal en ninguno de los biomas analizados durante los períodos 1986-90 y 2001-05.

Este análisis espacial solamente indica que los departamentos con menor biomasa boscosa no necesariamente son los que tienen la mayor superficie implantada con soja. En necesario

reconocer que este enfoque es demasiado simplista, y enmascara seguramente otra relación de causalidad significativa, pero más indirecta, que no es captada en el análisis. Idealmente, el análisis debería ser abordado sobre una dimensión temporal antes que espacial, pero no se disponen de series prolongadas de datos que permitan confrontar en forma directa el avance del cultivo de soja con la deforestación de bosques nativos. No obstante, se ha podido reconstruir una serie de tiempo para ambas variables en el noroeste argentino que cubre el período 1977-2005.

La deforestación acumulada fue estimada a través de imágenes satelitales (Volante *et al.*, comunicación personal), y la expansión del cultivo de soja fue estimada a partir de datos anuales provistos por los censos de la SAGPYA (2009) de la Nación. La Figura 9.5 muestra una relación completamente distinta a la obtenida en la figura anterior. Se halló un $R^2 = 0,92$ cuando se confrontaron ambas variables, lo

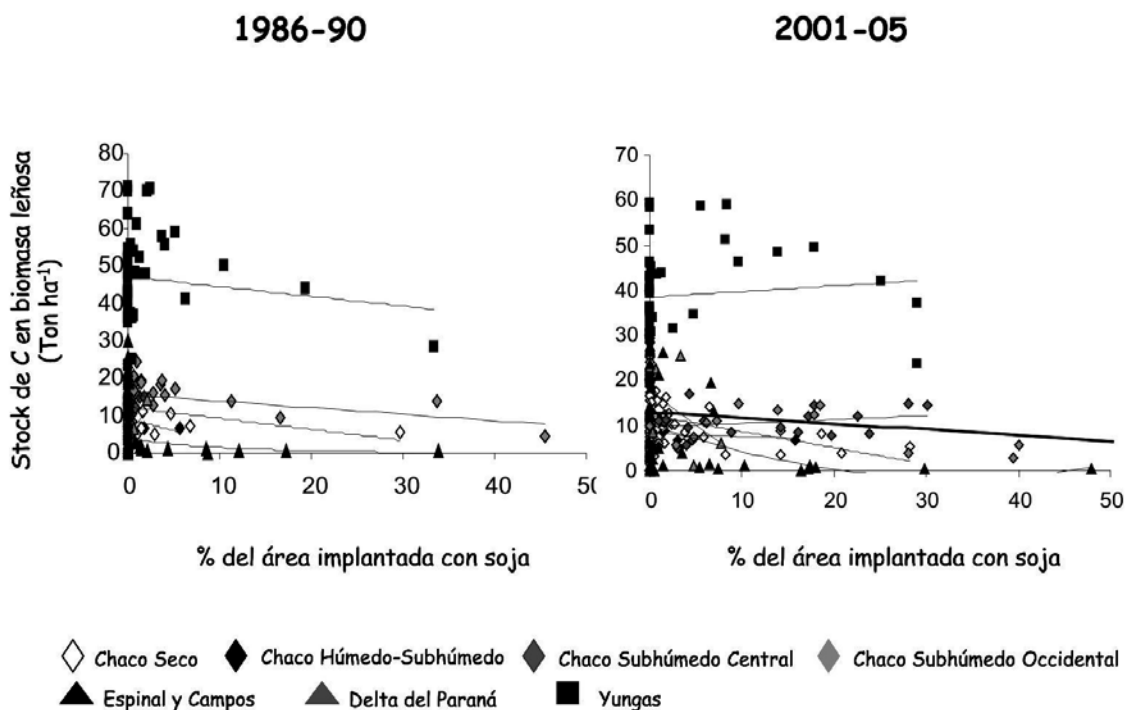


Figura 9.4. Relación entre el porcentaje del área cultivada con soja y el stock de Carbono en biomas boscosos/leñosos de la Argentina.

cual permite inferir que el avance de la soja está estrechamente vinculado a la creciente deforestación que se ha registrado en el noroeste argentino. También otro factor indirecto asociado a la soja puede explicar la declinación del área boscosa: el avance del cultivo de soja en la región pampeana sobre las áreas de pastoreo probablemente ha provocado un desplazamiento significativo de la ganadería bovina hacia regiones extra-pampeanas (Capítulo 1 de esta obra). Para alojar esa creciente migración ganadera, es posible que una parte considerable del área deforestada se haya convertido en tierras de pastoreo, sin pasar necesariamente al cultivo de soja.

Soja y contaminación por plaguicidas

Algunas organizaciones ambientalistas han levantado voces de alarma acerca del impacto ambiental negativo que tendría el uso intensivo de plaguicidas como el Endosulfán, Glifosato, Paraquat y otros en cultivos extensivos dominantes. La aplicación creciente del Glifosato está estrechamente vinculado a la expansión de soja transgénica (soja GM) resistente a este herbicida. La soja GM pasó de ocupar un 19 % del área cultivada con soja en 1997/98, a un

100% en 2008 (USDA, 2008). Aproximadamente en igual período, el consumo de Glifosato se elevó de 14 millones a 200 millones de litros.

En la Figura 9.6 se muestra una relación comparada entre el riesgo de contaminación por el cultivo de soja y el estimado para los sistemas integrales de producción (que incluyen a la soja más todas las actividades agropecuarias restantes) durante el período 2001-05. Los resultados obtenidos indican que la expansión de la soja en los sistemas de producción podría duplicar el riesgo de contaminación por plaguicidas en relación al promedio del conjunto de actividades agropecuarias. La alta dependencia del esquema de soja GM-siembra directa respecto de los plaguicidas explicaría este fenómeno. No obstante, si comparamos esos valores con los obtenidos para el conjunto de actividades en el período 1956-60, los riesgos actuales de contaminación por plaguicidas debido al uso de la soja serían aproximadamente la mitad de los que se habrían registrado 50 años atrás.

Algunas investigaciones se han ocupado de estudiar el impacto negativo del Glifosato sobre los organismos benéficos como las lombrices (Casabé *et al.*, 2007) y otros organismos

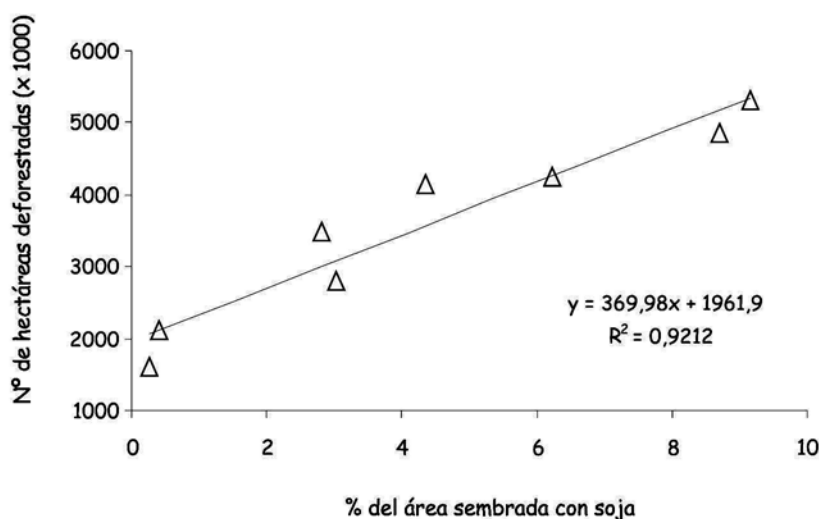


Figura 9.5. Relación entre la superficie deforestada y el área sembrada con soja en el NOA entre 1977 y 2005 (Fuentes: Volante *et al.*, comunicación personal; SAGPyA, 2009).

del suelo que facilitan su degradación, con lo cual aumentaría su persistencia en el ambiente (Pessagno *et al.*, 2005). Por otro lado, algunas organizaciones ambientalistas han reportado casos (que no fueron probados científicamente) de malformación en embriones y toxicidad en humanos atribuidos al Glifosato, especialmente cuando las fumigaciones aéreas se realizaron en cercanía de poblados. Al existir información contradictoria respecto a estos temas de toxicidad vinculados a la producción de soja, especialmente del herbicida Glifosato, el CONICET de Argentina encomendó a un grupo de expertos una revisión de antecedentes nacionales e internacionales acerca del tema. Se realizó un estudio multi-disciplinario (CONICET, 2009) que intentó esclarecer aspectos esenciales del impacto del herbicida Glifosato sobre: (i) la salud humana, (ii) la persistencia en el ambiente, (iii) la presencia de residuos en alimentos y agua, (iv) los mamíferos de laboratorio, y (v) la biota terrestre y acuática. Las principales conclusiones indican que los estudios epidemiológicos encontrados no demuestran una correlación entre la exposición al Glifosato y efectos tales como incidencia de cáncer, problemas reproductivos, enfermedad de Parkinson, o hiperactividad y déficit de atención en niños, como reportaron algunas publicaciones no científicas de divulgación. Solamente cuando

el producto se aplica directamente sobre la piel puede provocar casos de irritación verificable.

La persistencia del Glifosato en el suelo es variable (entre 12 y 60 días), y esto parece depender del clima y del tipo de suelo considerado. Si bien el producto puede aparecer en cuerpos de agua superficiales por deriva o escurrimiento luego de su aplicación, sería aún bajo el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas. Se detectaron vestigios de Glifosato en granos cosechados de soja GM, pero no en sus derivados de harinas y aceites. Sin embargo, la concentración de residuos encontrados no parece ser un riesgo para la salud de los consumidores. En animales de laboratorio (ratas, perros, conejos) expuestos a altas concentraciones de Glifosato se ha comprobado la existencia de una toxicidad leve. No obstante, la absorción por vías cutánea y oral parece ser limitada, y su excreción es rápida, lo que explicaría que no se hallaran casos de bio-acumulación en tejidos. En lo que respecta a la biota del suelo y del agua, la toxicidad parece depender de la formulación del producto aplicado. Existen algunas formulaciones más tóxicas que otras. Por ejemplo, en invertebrados terrestres se detectó una toxicidad de leve a moderada que se manifestó bajo la forma de efectos sub-letales.

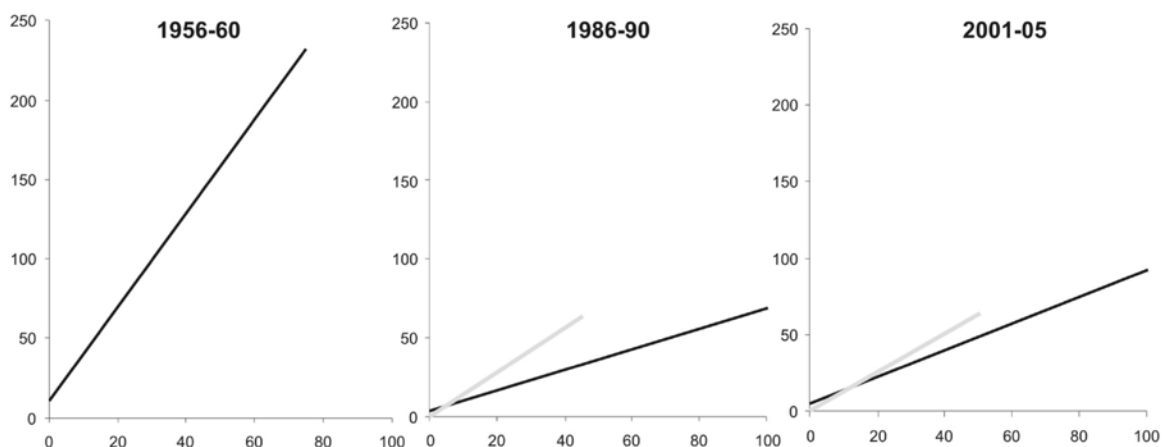


Figura 9.6. Riesgo de contaminación por plaguicidas de la soja (líneas grises) en relación al conjunto de los cultivos (líneas negras) en los períodos 1956-60, 1986-90 y 2001-05.

El riesgo de contaminación por plaguicidas que puede asociarse al cultivo de soja merece ser sometido a un escrutinio científico adicional, ya que parece ser éste el eslabón más débil en la cadena de críticas y objeciones que acumula el cultivo. No obstante, a partir del análisis comparativo del indicador de riesgo de contaminación por plaguicidas (Capítulo 6), se puede ver que la soja aporta al mismo en mayor medida que el resto de los cultivos (Figura 9.6). Teóricamente, si continuase aumentando la proporción de este cultivo, los riesgos de contaminación relativos se verían incrementados considerablemente.

Los balances minerales en el cultivo de soja

Cruzate y Casas (2003) y Forjan (2006) atribuyen a la expansión del cultivo de soja la alta tasa de extracción de nitrógeno y otros minerales esenciales del suelos. Aunque entre 30-50 % del N consumido por el cultivo es aportado por la propia planta a través de fijación simbiótica, ese aporte no alcanzaría para compensar la extracción provocada por un grano con alto contenido de N proteico. Cruzate y Casas (2003) indican que el crecimiento de la producción agrícola en Argentina se logró en base a nuevas tec-

nologías, a una mejora en el manejo de conocimientos e información por parte de productores y técnicos, y a la propia capacidad productiva de las nuevas tierras incorporadas a la producción agropecuaria. Según estos autores, el consumo anual de nutrientes por los cultivos se aproximaría a los 4 millones de toneladas, mientras que la reposición sería ligeramente superior a 1 millón de toneladas que provendrían, básicamente, de la aplicación de unos 2,5 millones de toneladas de fertilizantes. O sea que el nivel de reposición alcanzaría apenas entre el 25 y 30 por ciento de lo extraído, generando un balance negativo que seguramente afectará la producción futura. Las máximas tasas de extracción de nutrientes ocurren en la denominada "área núcleo" de la Pampa Ondulada (norte de Buenos Aires, sur de Santa Fe y sudeste de Córdoba), y también en el centro y norte de Córdoba. En estas regiones se extraerían 14-21 kg P ha⁻¹ año⁻¹, 10-14 kg S ha⁻¹ año⁻¹ kg ha⁻¹, y 6- 8 kg Ca ha⁻¹ año⁻¹.

Los resultados (Figura 9.7b) de este estudio indican que la expansión del cultivo de soja podría explicar un elevado porcentaje (R² = 0,36) de la extracción de P del suelo, alcanzando valores de extracción de 12-15 kg P ha⁻¹ año⁻¹, en regiones donde el cultivo se aproxima

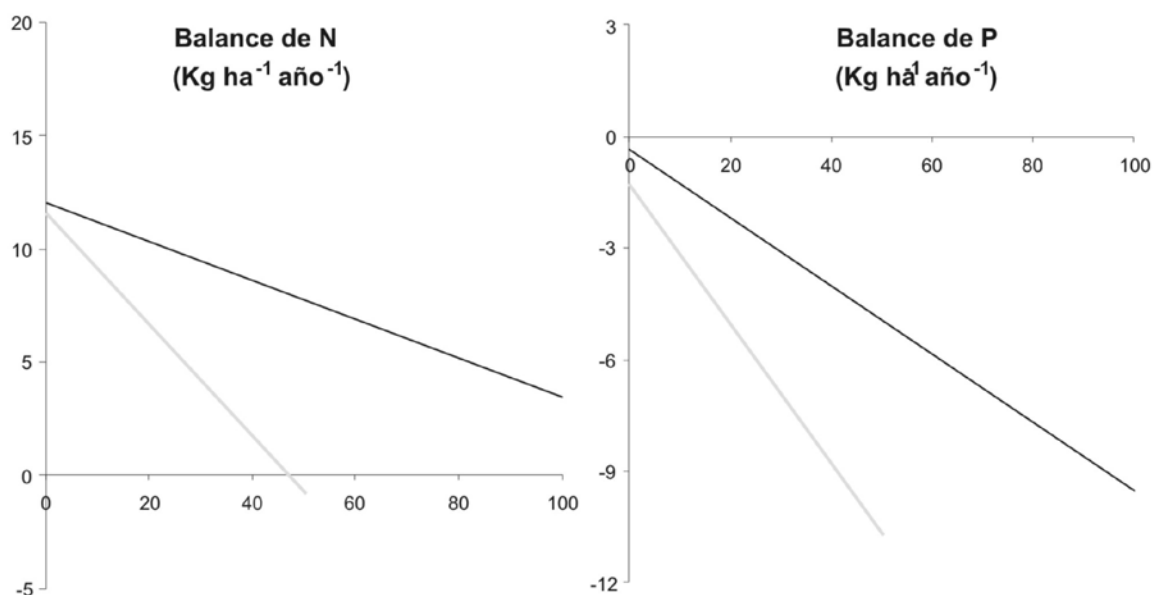


Figura 9.7. Relación entre la superficie de soja implantada y los balances estimados de a) Nitrógeno (N) y b) Fósforo (P) para soja (líneas grises) y los sistemas integrales (líneas negras).

al 50 % del área cultivada. Estas cifras coinciden con las informadas por Cruzate y Casas (2003). En nuestro estudio, el balance de N no es tan claro. En la Figura 9.7a se presentan resultados que solo indican una tendencia a lograr balances negativos de N cuando la superficie de soja implantada excede el 50 % del área cultivada. Pero en este caso, el cultivo de soja explicaría apenas el 11 % de la variabilidad registrada. En otras palabras, otros cultivos y actividades darían cuenta de la mayor parte de los balances negativos de N que se han estimado. Dados estos balances minerales que oscilan entre levemente positivos y marcadamente negativos, no es posible inferir la ocurrencia de episodios extensivos de contaminación de corrientes y cuerpos de agua superficiales, ni menos aún de los acuíferos subterráneos. La eutrofización causada por contaminaciones puntuales de cuerpos de agua o napas se debería, principalmente, a episodios localizados de escurrimiento superficial.

Impacto de la expansión de soja sobre el hábitat y la oferta de servicios ecosistémicos

En este estudio se valoró el impacto de la soja sobre la biodiversidad a través de un indi-

cador indirecto que valora el impacto sobre el hábitat. El supuesto utilizado fue que los mayores índices de intervención del hábitat reflejan un efecto negativo sobre las especies de la flora y la fauna. En efecto, se han reportado datos de poblaciones de aves nativas que tendieron a declinar cuando las tierras naturales fueron convertidas en paisajes agrícolas (Furness y Greenwood, 1993; Tucker y Heath, 1994; Gregory *et al.*, 2000). Datos de Schrag *et al.*, (2009) indican que la riqueza de especies de aves en la pradera pampeana tiende a estar correlacionada positivamente con la presencia de vegetación natural y negativamente con la presencia de sistemas simplificados de cultivo como la soja u otros cultivos anuales.

El indicador utilizado para valorar el impacto de la soja sobre el hábitat indica que la expansión de este cultivo estuvo asociada a una declinación en la calidad del hábitat (Figura 9.8), la cual afectaría de manera indirecta la diversidad biológica en los ecosistemas intervenidos. A diferencia de lo que ocurre con el riesgo de contaminación por plaguicidas, la expansión de la soja no tendría un efecto mayor al resto de los cultivos que integran los sistemas de producción.

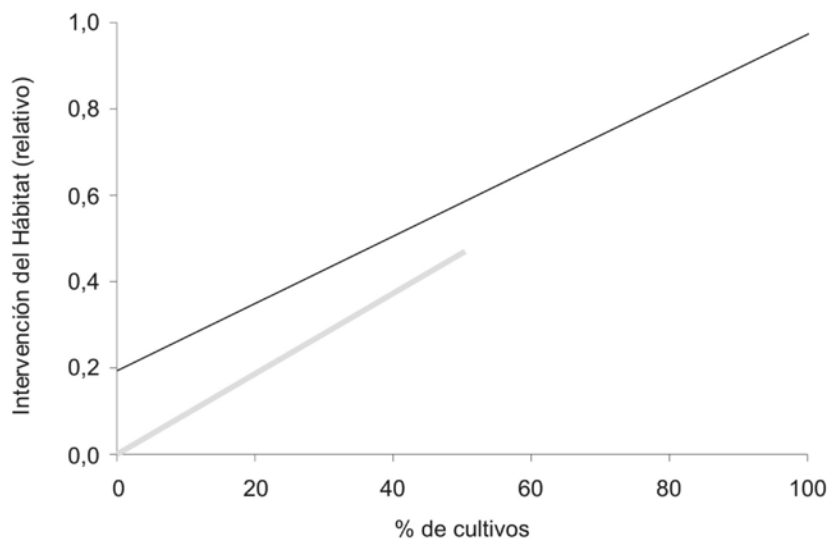


Figura 9.8. Relación comparada entre el riesgo de intervención del hábitat por cultivo de soja (línea gris) y el estimado para los sistemas integrales de producción analizados (línea negra) durante el período 2001-05.

Si existe una relación efectiva entre la expansión del área de soja y la pérdida de biomasa boscosa y C en biomasa como parece mostrar la Figura 9.5, es inevitable asociar a la expansión de este cultivo con una declinación en la oferta de servicios ecosistémicos, tal como ocurriría con la capacidad de los biomas boscosos para retener y secuestrar C atmosférico. Igualmente, la pérdida de biomasa boscosa supone una reducción en la oferta de servicios de protección de suelos, regulación de flujos de agua, regulación del clima local, ciclado de nutrientes y control de disturbios. Sin embargo, no puede culparse a un cultivo en especial por estas pérdidas, ya que es el hombre que, en su búsqueda de una mejor renta económica en el corto plazo, desencadena estos episodios. Podría ocurrir lo mismo con cualquier otro cultivo o actividad agropecuaria que mejore la respuesta económica frente un cambio en el uso y cobertura de la tierra.

Respuesta tecnológica

Las recetas tecnológicas para mejorar los impactos negativos de este cultivo son bien conocidos: labranza conservacionista o siembra

directa, rotación con cultivos de gramíneas o con pasturas, fertilización estratégica (principalmente fosforada), control integrado de plagas. Como la sucesión de cultivos de soja de un año para otro en las mismas tierras acarrea una relación repetitiva de extracción de nutrientes, es necesario quebrar ese patrón negativo mediante rotaciones con otros cultivos. El maíz, el sorgo, el trigo y otras gramíneas generan relaciones diferentes de extracción, con lo cual se puede generar un balance más equilibrado de nutrientes en los suelos a través de los años. Asimismo, como estas gramíneas permiten una incorporación de rastrojos y residuos de cosecha, y dejan un remanente radicular que enriquece los contenidos de C en suelo, las rotaciones soja-gramíneas parecen ser un componente esencial para mejorar la sustentabilidad de nutrientes en el sistema de producción.

Por otro lado, la sustitución de áreas naturales de bosques, leñosas y pastizales por cultivos anuales deben realizarse dentro de un esquema de ordenamiento territorial del espacio rural, especialmente en regiones donde la agricultura y la ganadería se expanden con mayor velocidad.

Capítulo 10

Agricultura y ambiente en Argentina y el mundo

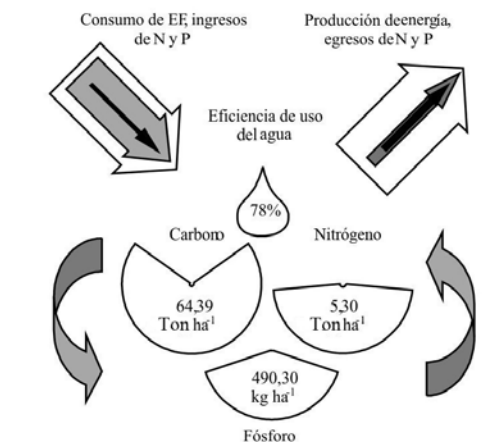
Viglizzo EF

Los resultados de este estudio indican que 50 años de expansión agropecuaria sobre las tierras más productivas de la Argentina han provocado tanto alteraciones funcionales en los ecosistemas como impactos ambientales en el medio rural. Algunos cambios han sido positivos, otros neutros o negativos. El análisis de estos cambios a partir de cifras que representan valores medios del territorio estudiado permitió reconstruir un modelo hipotético que describe el impacto ecológico y ambiental de medio siglo de agricultura de secano en la Argentina (Figura 10.1).

La conversión de tierras naturales (bosques y pastizales) en tierras cultivadas (pasturas y cultivos), y la creciente incorporación tanto de insumos tecnológicos (fertilizantes, plaguicidas, alimentos concentrados, combustibles) como de prácticas agronómicas (sistemas de labranzas, manejo de plagas y malezas, rotaciones) durante el último medio siglo, produjeron una notable ampliación de los flujos de energía que tuvo su impacto en una mayor productividad, una apertura de los ciclos de la materia (C, N, P y agua), y un impacto ambiental cambiante sobre el medio rural.

Nuestros resultados indican que si bien el stock de N podría haber aumentado entre la década de 1990 y comienzos del siglo 21 por un uso creciente de fertilizantes nitrogenados y una mayor fijación de N atmosférico, los stocks de C

Finales de la década del 1950



Principios del siglo XXI

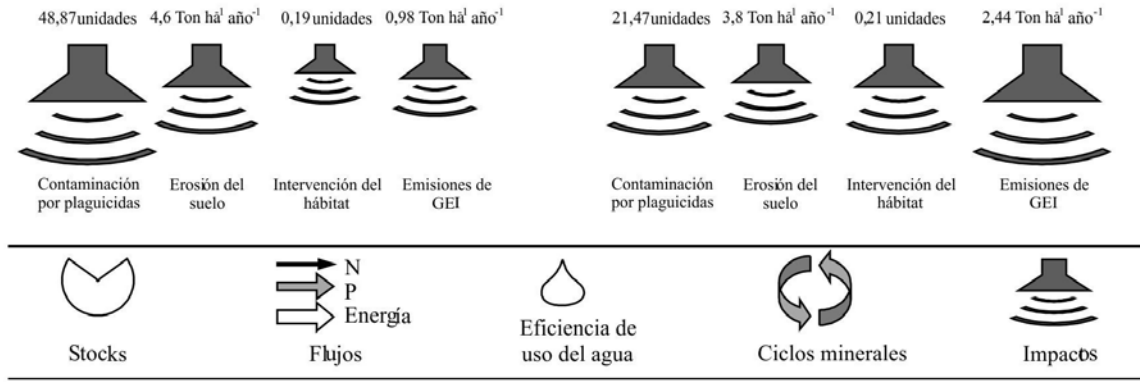
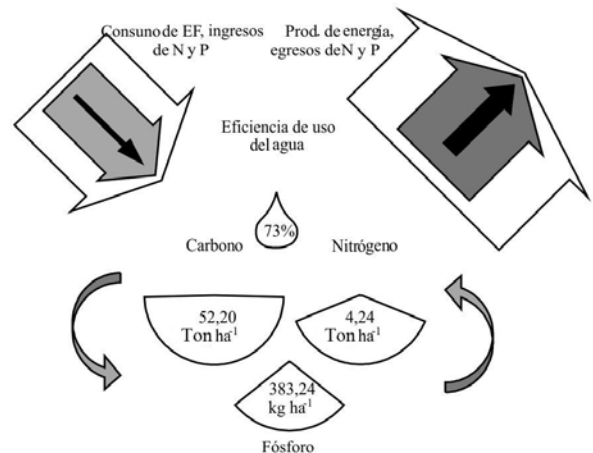


Figura 10.1. Alteraciones funcionales sobre los ecosistemas e impactos ambientales de la expansión agropecuaria en Argentina.

y de P habrían experimentado en 50 años una pérdida aproximada de 10 % y 40 %, respectivamente. Las consecuencias de estas cifras se reflejan en un debilitamiento paralelo de los ciclos internos de estos dos minerales dentro de los ecosistemas. Este comportamiento sería el resultado de un flujo energético de entrada (mayor ingreso de energía fósil) y de salida (mayor productividad) más potente al final que al inicio del período estudiado, lo cual conlleva una mayor extracción de C debida a la pérdida de biomasa forestal, y una mayor extracción de P disponible en suelo explicada por una mayor superficie de cultivo y una productividad mayor por hectárea. Es probable que ni las tasas de reforestación ni la fertilización fosfórica (que fue pequeña en relación a la nitrogenada) permitirían compensar las pérdidas acumuladas de C y P. La mayor productividad lograda a comienzos del siglo 21, que triplicó la alcanzada a fines de la década de 1950, se logró en buena medida a expensas de un considerable empobrecimiento del capital mineral del suelo y la biomasa.

Pero no todas las consecuencias de la expansión agrícola parecen haber sido negativas. Merced a una masiva incorporación de tecnologías de labranza, de manejo y la aplicación de plaguicidas de menor toxicidad relativa se aprecia, a comienzos del siglo 21, en relación a las décadas de 1950-60, una significativa reducción de impactos negativos debidos a la contaminación por plaguicidas y a la erosión de los suelos. Las estimaciones indican valores de riesgo 50 % más bajos al final que al comienzo del período estudiado. Como contrapartida, debido al mayor número de hectáreas cultivadas, el cual se incrementó casi en 60 % en 50 años, parece haber aumentado (aproximadamente un 70 %) la presión sobre el hábitat.

Estos efectos y cambios han afectado seguramente la oferta de servicios ecosistémicos en las eco-regiones estudiadas. Dado que varios servicios naturales (protección del suelo, ciclado de nutrientes, regulación de gases, control de disturbios, provisión de hábitat) están vinculados a la economía del C, es dable inferir que la pérdida de C en biomasa y suelo ha

devaluado la oferta de algunos servicios ecosistémicos, particularmente aquellos provistos por las tierras boscosas del Bosque Atlántico, de las Yungas y de la eco-región Chaqueña. De igual manera, es probable que la pérdida de biomasa boscosa y su reemplazo por biomasa de pasturas y cultivos haya modificado los patrones regionales de evapotranspiración y la eficiencia de captura del agua de lluvia, con consecuencias sobre la regulación del clima local en áreas de bosque.

Más allá de las tendencias registradas en el territorio estudiado, es conveniente abordar un análisis comparado de los indicadores estimados en relación a los de otros países más y menos desarrollados que la Argentina. No es sencillo encontrar en la bibliografía internacional indicadores que sean comparables o que utilicen las mismas expresiones y unidades que las utilizadas en este trabajo. No obstante, dado que algunos de ellos (como el consumo de energía fósil, la producción de energía, los balances de nitrógeno y fósforo, y la erosión de suelos) admiten la posibilidad de comparación, en el Cuadro 10.1 se ofrece un resumen de datos y estimaciones de distintos países y regiones agropecuarias del mundo. Los valores allí presentados para el caso del sector rural argentino corresponden a los períodos 1956-60, 1986-90 y 2001-05 del presente estudio. No ocurre lo mismo en los casos restantes, que son estimaciones puntuales publicadas en diferentes momentos entre las décadas de 1970 y la primera década del siglo 21.

La comparación correspondiente al uso y producción de energía indica que si bien la agricultura argentina muestra una tendencia de largo plazo hacia la intensificación, que se manifiesta en un mayor consumo de energía fósil y rendimiento de energía, esos valores son todavía entre 2-4 veces más bajos que los registrados en las agriculturas más intensivas de algunos países europeos y asiáticos. En magnitud, las cifras de la agricultura argentina se acercan a las registradas en Canadá, EEUU, Brasil y Nigeria.

En relación a las agriculturas intensivas de China, Japón, Holanda y países escandinavos,

Cuadro 10.1. Comparación de los balances de energía, Nitrógeno y Fósforo y el riesgo de erosión entre Argentina y otros países.

País	Consumo de Energía Fósil (GJ ha ⁻¹ año ⁻¹)	Producción de Energía (GJ ha ⁻¹ año ⁻¹)	Balace de Nitrógeno (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Balace de Fósforo (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Riesgo de Erosión (Ton ha ⁻¹ año ⁻¹)	Comentarios
Argentina ^{1,10}	5,0 ^a	5,5 ^a	+12,6 ^a	-1,2 ^a	8,5 ^a	Datos erosión de región pampeana solamente
	6,6 ^b	10,7 ^b	+9,3 ^b	-2,9 ^b	11,3 ^b	
	9,0 ^c	15,9 ^c	+9,6 ^c	-2,1 ^c	8,8 ^c	
	2,0	21,2				
Holanda ²		62,4	+115,0		> 50,0	
Reino Unido ^{3,4,5,9}	26,4 ^a	58,6 ^a				^a Trigo ^b Maíz ^c Carne
	30,1 ^b	83,7 ^b	+20,0 ^c		0,1 - 0,4	
	21,4 ^c	3,9 ^c				
China ^{6,9,10}	25,4	62,2	+227,0	+53,0	220,0 - 536,0	China Continental
Japón ^{8,10}	115,8	47,5	+135,0		50,0 - 250,0	
Escandinavia ^{8,9,10}	15,3	30,3	+19,0		0,5 - 2,5	Suecia y Dinamarca
Francia ⁸			+53,0		50,0 - 250,0	
Canadá ^{7,8,9,10}	6,0	10,8				
	6,9	17,4	+13,0		> 50,0	
USA ^{6,8,9,10}	12,6	25,6	+10,0	-9,0	50,0 - 250,0	Estados del Medio -Oeste
Nueva Zelandia ^{8,10}	60,2	37,3	+6,0			
Brasil ^{8,9,10}	5,4	25,0	-8,6		> 50,0	Cerrado Brasileño
Nigeria ^{2,5,9,10}	1,3	12,0	-22,0		10,0 - 50,0	
Kenia ^{6,9}			-52,0	+1,0	195,0	

Referencias: ¹Resultados de este estudio: períodos ^a1965-60, ^b1986-90 and ^c2001-05; ²Giampietro et al., 1999; ³Spedding, 1979; ⁴Spedding y Walsingham, 1975; ⁵Stoorvogel y Smaling, 1990; ⁶Frissel, 1978; ⁷Vitousek et al., 2009; ⁸McRae et al., 2000; ⁹OECD, 2001, ¹⁰Lal, 1994, ¹⁰Estimaciones de Giampietro et al., 1999 y Conforti & Giampietro, 1997 para granos, solamente.

las mayores diferencias se registran en la fertilización nitrogenada. Es indudable que los muy altos balances positivos de nitrógeno que registran estos países asiáticos y europeos indican que se aplica mucho más nitrógeno del que se extrae, y eso connota un riesgo alto de contaminación de aguas. No se detectaron indicios de contaminación por nitrógeno en la agricultura extensiva de Argentina, y ello tendría su explicación en la existencia de balances más equilibrados. Por otro lado, si bien es preocupante el balance negativo acumulado de fósforo que registran los suelos de Argentina, este déficit podría ser aún mayor en EEUU. Pese a la escasez de datos, China parece aplicar niveles muy altos de fertilización de fósforo, lo cual generaría balances positivos muy elevados de este nutriente y un riesgo inevitable de contaminación fosfórica.

Las estimaciones de pérdida de suelo por erosión hídrica y eólica en este trabajo muestran un riesgo bajo a muy bajo en relación a otros países. Resultan sorprendentes las cifras

de erosión que la bibliografía atribuye a China, país que hoy padece un gigantesco fenómeno de "dust-bowl" que obliga a retirar anualmente grandes extensiones de tierra que antes fueron dedicadas a la producción agropecuaria (Brown, 2004). Solo algunos países europeos parecen tener niveles de erosión de suelos más bajos que los de Argentina. Sin duda, el predicamento y la difusión que alcanzaron las labranzas reducidas en Argentina –la siembra directa en particular– durante las dos últimas décadas pueden explicar el bajo impacto de la agricultura sobre la erosión de los suelos.

Los grandes números que surgen de los indicadores productivos, ecológicos y ambientales analizados sugieren que el sector agropecuario argentino está apoyado todavía en una tecnología agropecuaria de bajos insumos que le confiere una ventaja competitiva respecto a países que desarrollan esquemas productivos más intensivos. Sin duda, en esto radica parte de su competitividad comercial, aún al precio de descapitalizar el stock de algunos recursos

naturales importantes como el carbono de la biomasa vegetal y el fósforo de los suelos. Las pérdidas acumuladas de carbono de la biomasa boscosa están asociadas a una mayor emisión de gases de efecto invernadero, que hoy es causa de preocupación en el mundo, y que puede potencialmente jugar en contra del país en un futuro no lejano. Las pérdidas de fósforo son indicativas, por otro lado, de un deterioro

de la capacidad productiva de los suelos que, más temprano que tarde, deberá compensarse mediante una fertilización que elevará los costos de producción. Como los expertos (Gilbert, 2009) avizoran un agotamiento incipiente de los yacimientos de fósforo del planeta, es esperable que la creciente escasez se refleje en un aumento considerable en el precio de este insumo.

Capítulo 11

Límites y utilidad del estudio

Viglizzo EF

El uso de indicadores a escalas geográficas macro (agro-ecosistemas, eco-regiones) plantea limitaciones que deben ser motivo de precaución para los lectores de este trabajo. Es menester recordar, ante todo, que este estudio hace foco excluyente sobre las actividades dominantes en nuestra producción agropecuaria de secano. Se omite la consideración de actividades intensivas de producción de frutas, hortalizas y productos animales (producción de pollos, cerdos, etc.) en áreas peri-urbanas como también la producción bajo riego. Tampoco se consideran procesos de producción forestal y agro-industrial. Por lo tanto, todas las inferencias que surgen de esta contribución alcanzan solamente a los sistemas de producción analizados que, por cierto, son dominantes en el sector agropecuario argentino.

Limitaciones del estudio y precauciones a tomar

Los indicadores utilizados en este trabajo intentan mostrar grandes tendencias de cambio en el tiempo y en el espacio, pero no ofrecen un cuadro preciso de procesos que ocurren a nivel de predio o de potrero. Esto es inevitable, ya que a medida que se asciende en la escala espacio-temporal, se pierde noción de detalles que solo es posible percibir a una escala más reducida.

Las estimaciones se realizaron sobre un número limitado de actividades predominantes. No se incluyeron todas las actividades explotadas en condiciones de secano en las regiones cultivables de Argentina porque el costo de recolectar y manipular tanta información habría sido demasiado alto en relación a los objetivos establecidos y al beneficio esperado. El trabajo fue realizado sobre la base de diez actividades de alta importancia histórica en distintas regiones del país (trigo, maíz, girasol, soja, arroz, lino, caña de azúcar, algodón, leche y carne bo-

vina). Es indudable que un perfeccionamiento posterior de este informe debería incluir también a otras actividades de importancia económica y social.

Los datos utilizados imponen restricciones que deben ser conocidas. Como surge del Anexo Metodológico, las estimaciones que aquí se presentan son el resultado de datos, información y conocimiento provenientes de distintas fuentes, y no de una sola fuente homogénea. Se relevó información histórica sobre usos de la tierra, modalidades productivas y tecnologías aplicadas en diferentes épocas (métodos de labranzas, plaguicidas, fertilizantes, planteos productivos dominantes). En base a datos estadísticos disponibles y a información cualitativa provista por expertos, se definieron las pautas de adopción de esos planteos y tecnologías por parte del sector rural.

La calidad de los datos es otra limitación a considerar. La información sobre suelos que se aplica a áreas relativamente extensas proviene de sitios puntuales que no necesariamente reflejan la condición ni la heterogeneidad del área estudiada. Aunque fue considerada como la mejor información disponible en relación a los objetivos al momento de realizar este estudio, es necesario señalar que se trabajó con promedios estadísticos y coeficientes de variación insuficientemente conocidos. Para operar con mayor nivel de detalle se habría necesitado información de alta resolución que hoy no está disponible para analizar un proceso de cambio histórico a lo largo de medio siglo. La incorporación futura de nuevos datos y métodos de recolección seguramente mejorará la calidad de las estimaciones.

Como se detalla posteriormente, cada indicador es el resultado de una metodología específica de cálculo. Varios de los procedimientos aplicados tienen un fundamento teórico sólido para abordar a escalas espaciales reducidas, pero necesitarían una validación de campo cuando se aplican a escalas mayores. Reconocida la existencia de márgenes de error, el hecho de que se aplique una metodología acorda-

da por igual a distintas realidades espaciales y temporales, le da al trabajo cierto valor comparativo. Aún con errores, es posible comparar entre sí zonas y épocas distintas, más allá de las cifras absolutas que presentan. Como se señaló más arriba, la interpretación de condiciones y tendencias ambientales requiere utilizar escalas geográficas y temporales amplias. No obstante, el hecho de que el método aplicado no permita detectar un problema por falta de resolución suficiente, no significa una ausencia del problema a una escala más reducida. Por ejemplo, la no detección de episodios de contaminación por nutrientes a una escala espacial amplia, no significa que no existan episodios puntuales de importancia en áreas donde existen sistemas agrícolas o ganaderos intensivos.

En base a las estimaciones realizadas se construyeron mapas que muestran gradientes y variaciones espaciales significativas. Los mismos fueron el resultado de vincular bases de datos y mapas en un sistema de información geográfica que permitieron proyectar tendencias y estados a través del tiempo y el espacio.

Análisis de incertidumbre

Varias restricciones afectan la certeza de los resultados en este estudio: i) los sistemas analizados fueron caracterizados únicamente por las actividades dominantes, ii) las estimaciones se basaron en la utilización de diversas fuentes de datos, iii) dado el bajo nivel de resolución del estudio (la unidad de cálculo fue el departamento o distrito político), la validación de campo de los resultados no fue posible, iv) los métodos aplicados no siempre fueron sensibles a detectar pequeños cambios en el uso de insumos, iv) no todos los procedimientos de cálculo aplicados fueron igualmente consistentes en lo conceptual, v) algunos supuestos iniciales pueden ser motivo de cuestionamiento o revisión. Sin embargo, más allá de estas limitaciones, los resultados nos permiten detectar gradientes y tendencias espaciales y temporales que, en su momento, pueden ser útiles para el diseño de estrategias agro-ambientales.

Los resultados de nuestro análisis de incertidumbre se presentan en el Cuadro 11.1. La incertidumbre de los datos utilizados de uso/cobertura de la tierra fue baja en el caso de cultivos y pasturas/pastizales, pero resultó algo mayor en el caso de las tierras forestales. La relación entre dos fuentes distintas de datos (los censos nacionales del INDEC y los inventarios forestales nacionales de la SAyDS) fueron estimados a nivel provincial para evaluar el grado de coincidencia entre los mismos. Las relaciones fueron cercanas a 1 (1,04 en promedio) en la mayoría de las provincias con cobertura forestal, pero se apartaron de la unidad en los casos de las provincias de Catamarca (1,25), Corrientes (0,61), Entre Ríos (0,65), La Rioja (1,60) y San Luis (1,85).

Resultó de Bajo a Moderado el grado de incertidumbre respecto a los stocks estimados de carbono, nitrógeno y fósforo, y respecto al consumo de agua. Por otro lado, debido a la inexistencia de valores confrontables en la bibliografía que permitan una validación, resultó Muy Alto el grado de incertidumbre que asignamos a los riesgos de contaminación por nutrientes y plaguicidas.

¿A quién sirve este estudio?

La clave que confiere fortaleza a este estudio no radica tanto en el valor absoluto de las estimaciones obtenidas, como en la identificación de patrones y gradientes espaciales, y tendencias temporales. En otros términos, los resultados permiten mejorar nuestro conocimiento acerca del costo ecológico y ambiental de la expansión agropecuaria argentina, y visualizar si esos costos se mantienen estables, se reducen o se incrementan a través del tiempo y del territorio analizado.

La necesidad de una estrategia ambiental para el sector agropecuario tiene hoy más fundamento que años atrás. Aunque no surgía como una urgencia social en décadas pasadas, la gestión saludable del ambiente no es hoy un problema que se pueda ignorar o diferir. Tomar nota de algunas tendencias relevantes es un camino sensato a seguir, por varias razones:

1) La conciencia pública y las presiones sociales para contar con un ambiente más salu-
dable se incrementan en casi todos los países,

2) Los mercados agropecuarios se han
globalizado y segmentado. No es novedad que
los consumidores externos valoran cada vez
más la seguridad de los alimentos que compran
y consumen. Pero en los países de mayor poder
adquisitivo, esa valoración se extiende más allá
del producto. Se consolida una tendencia a va-
lorar la calidad de la gestión ambiental de la pro-
ducción en países vendedores. Una deficiente
gestión ambiental puede tanto cerrar mercados
existentes como bloquear mercados potencia-
les. Las tendencias indican que la negligencia
ecológica se puede penalizar en el futuro con el
levantamiento de barreras arancelarias y para-
arancelarias que antes no existían.

3) En un contexto global sensibilizado, a
los gobiernos nacionales les urge definir po-
líticas ambientales para distintos sectores de
la economía, entre ellos el rural. Es un riesgo
tomar decisiones de importancia económica y
social sin evaluar el impacto ambiental que esas
decisiones pueden generar. Frente a la deman-
da pública creciente de información confiable y
de calidad, las instituciones de ciencia y tecno-
logía son los organismos idóneos para proveer-
la. Cuando ellas no lo hacen, otras organizacio-
nes que suelen manejar información sesgada
por dogmas pueden ocupar su lugar.

4) El sistema de cuentas públicas del país
y de las provincias necesitan incorporar el costo
ambiental para estimar con precisión los bienes
y servicios producidos. Hasta hoy, los bienes
y servicios ecológicos (entre ellos, agua y aire
puro, prevención de la erosión de los suelos,
mantenimiento de los ciclos minerales, regula-

ción de disturbios, polinización, recreación, etc.)
no son imputados como beneficio o costo en
la contabilidad pública. Si aceptamos el papel
multi-funcional que hoy puede cumplir el sector
rural, es necesario valorizar de manera apropia-
da los bienes y servicios que el ambiente rural
produce.

5) El sistema nacional, y los propios siste-
mas regionales de ciencia y tecnología, necesi-
tan re-analizar periódicamente sus prioridades
de investigación y transferencia. En un contexto
económico y social de recursos escasos, los
fondos destinados a la investigación científica
y al desarrollo tecnológico deben ser orienta-
dos hacia la solución de problemas críticos. Es
necesario conocer qué problemas ecológicos y
ambientales imponen un costo que puede con-
vertirse en algo inaceptable para la sociedad, y
destinar recursos a su solución.

6) A nivel mundial existe un interés cre-
ciente por conocer cómo evoluciona la salud del
ambiente global con el fin de evaluar, orientar y
coordinar esfuerzos internacionales. Los países
ya no pueden ignorar la necesidad de contar con
una creciente gobernabilidad del ambiente glo-
bal, y de generar una responsabilidad sobre la
gestión de sus ambientes fronteras adentro. Las
presiones para realizarlo aumentarán en el fu-
turo. Es necesario incorporar este compromiso con
celeridad y no esperar a que terceras partes lo
hagan por nosotros.

El problema ambiental del sector rural plan-
tea a futuro tantas amenazas como oportuni-
dades. Aprovechar oportunidades minimizando
amenazas parece ser un objetivo inteligente e in-
eludible. Para ello se requiere contar con la me-
jor información disponible que permita guiar es-
trategias ambientales necesarias e inevitables.

Cuadro 11.1. Comparación de los balances de energía, Nitrógeno y Fósforo y el riesgo de erosión entre Argentina y otros países.

Variable	Unidades	Estimaciones ¹		Valor de referencia		Incertidumbre
		Media	DS	Media	DS	
Uso de la tierra	%	44,55	47,22	sd	sd	Muy bajo ²
Stock de C del suelo	Ton ha ⁻¹	39,02	14,31	45,03	16,93	32% - Bajo ³
Stock de N del suelo	Ton ha ⁻¹	4,29	1,43	4,95	1,86	48% - Moderado ³
Stock de P del suelo	Ton ha ⁻¹	0,39	0,14	0,5	0,19	50% - Moderado ³
Stocks de C-N-P de la biomasa	Ton ha ⁻¹	nd	nd	sd	sd	Alto ⁴
Eficiencia de uso del agua	%	71,65	19,33	68,93	26,46	27% - Bajo ⁵
Contaminación por nutrientes	Relativo	nd	nd	sd	sd	Alto ⁶
Contaminación por plaguicidas	Relativo	21,47	71,66	sd	sd	Alto ⁴

Referencias: DS = desvío estándar; C = Carbono; N = Nitrógeno; P = Fósforo; sd = sin datos; ¹Media y DS para toda el área agrícola de Argentina; ²Relaciones entre estimaciones de este estudio y otras fuentes cercanas a 1 (ver sección de métodos); ³Revisión hecha por Steinbach y Álvarez (2006); ⁴Ausencia de datos para comparación; ⁵Datos de varias fuentes; ⁶Datos de este estudio no mostraron signos de contaminación por N o por P.

Capítulo 12

Una mirada hacia el futuro

Jobbágy EG

Introducción

Los cambios que experimentó la agricultura del centro de la Argentina (Pampa, Chaco, sur de la Mesopotamia) en el último medio siglo, presentados en las páginas anteriores, dejan entrever lo difícil que resulta anticipar lo que sucederá en el medio siglo que viene. En la Pampa de los años 50, aún el más agudo observador y profundo analista hubiese tenido pocas probabilidades de anticipar con éxito los aspectos sobresalientes de nuestros sistemas productivos de hoy. Inspirarse en otras regiones del mundo en las que la “película” del desarrollo, expansión e intensificación agrícola estaba entonces avanzada unos cuantos “cuadros”, tales como las grandes planicies norteamericanas, hubiese sido sólo de parcial ayuda. Por ejemplo, este observador hipotético no podría haber previsto que un cultivo prácticamente ignoto entonces, como la soja, iba a dominar la región (capítulo 9). También es improbable que anticipara el advenimiento de una agricultura sin labranza que encontraría su máxima tasa de adopción del mundo en nuestras tierras, reduciendo fuertemente la erosión de los suelos y multiplicando el consumo de herbicidas (capítulo 6). A estas sorpresas, mayormente tecnológicas, deben sumarse muchas otras, como las climáticas, que a través del fuerte aumento de las lluvias de los 80s y 90s en el oeste pampeano contribuyeron a impulsar el avance agrícola.

Este panorama retrospectivo puede llevarnos a la impresión de que cualquier proyección del futuro representa una quimera de poco valor práctico, que posiblemente se limite a pronosticar que habrá más sorpresas. Dos aspectos importantes deberían alejarnos de esta impresión. El primero es que algunas tendencias o fuerzas de cambio recientes se mantendrán en el futuro e influenciarán los cambios de la agricultura durante las próximas dos o tres déca-

das. Esto implica asumir que muchas semillas del futuro ya existen en el presente y que sólo aguardan nuestro análisis crítico. El segundo aspecto a tener en cuenta es el hecho de que nuestra sociedad es un importante artífice del futuro de los sistemas agrícolas tanto por acción como por omisión. El acceso que ella tenga a la información, por ejemplo aquella presentada en los capítulos anteriores respecto a los cambios agrícolas del pasado y sus consecuencias, sumado a la aplicación que haga de un creciente abanico de herramientas que apoyan la evaluación económica, ambiental y social de distintos escenarios de uso del suelo, pueden ayudar a ordenar el territorio y en parte las tendencias de los sistemas agrícolas que hospeda, en forma inteligente y justa. En los próximos párrafos se (1) discuten las principales fuerzas motoras que impulsaron los cambios agrícolas del pasado medio siglo, (2) se especula sobre su papel y tendencia en las próximas décadas, y (3) se plantean los principales desafíos que impondrán desde la perspectiva productiva y ambiental.

Factores de cambio

Entre los factores que impulsaron los cambios descritos en este libro, pueden identificarse seis grandes fuerzas o procesos que incluyen a (a) el crecimiento de la demanda global de productos agropecuarios y recursos naturales en general, (b) la innovación tecnológica, incluyendo la escala de mecanización e integración de cadenas agro-industriales, (c) la creciente conectividad de la sociedad (comunicaciones, acceso a datos remotos en tiempo real, mercados globalizados), (d) la concentración de la producción en menos actores que controlan mayor volumen y superficie, (e) los cambios del ambiente, especialmente climáticos, y (f) el desarrollo de una mayor conciencia ambiental en la sociedad. Es importante destacar que estos factores a menudo han interactuado entre sí, generando a veces retroalimentaciones (e.g. estimulación mutua entre conectividad y concentración). Debe aclararse también que esta lista representa una tosca simplificación e ignora controles más profundos de los cambios

que encuentran su raíz en procesos sociales y políticos regionales, nacionales y globales.

Cabe asignarle un papel central a la creciente demanda global de recursos naturales y particularmente alimentos como fuerza motora de los cambios agrícolas de la Argentina en los últimos 50 años. Una población mundial que se multiplicó desde 1950 hasta hoy 2.7 veces y aumentó su consumo per cápita de calorías totales y de carnes un ~25 y ~165%, respectivamente, ha propagado su demanda a gran distancia de los centros de mayor población y consumo gracias a la creciente globalización de los mercados. En este escenario, un territorio de alta productividad agrícola actual o potencial y baja población como el de la llanura Chaco-pampeana, experimentó un cambio drástico en las señales recibidas de los mercados globales, que estimularon una mayor producción.

Sumado al simple y potente motor demográfico del avance agrícola debe superponerse otro más complejo e impredecible, que es el de la tecnología. Innovaciones de impacto específico sobre la actividad agropecuaria tales como la mejora genética de cultivos, acelerada por la llegada de los organismos genéticamente modificados, o la aparición del paquete de la siembra directa y las nuevas familias de agroquímicos, han tenido impactos múltiples y a menudo contradictorios desde la perspectiva ambiental. Por un lado, estas tecnologías han favorecido la expansión de la agricultura sobre bosques y pasturas; como ha ocurrido con la introducción de maíces genéticamente resistentes a insectos (BT) que habilitan la siembra tardía, antes coartada por las plagas, y vuelven más atractivas para su cultivo zonas de lluvias estivales tardías en el Chaco; o con la introducción de la siembra directa facilitando el ingreso de rotaciones de agricultura continua donde antes se alternaban cultivos y pasturas, o dónde suelos problemáticos (muy arenosos o arcillosos, con altas pendientes) mantenían una cobertura de pasturas o vegetación natural. Por otro lado las mismas tecnologías han disminuido el costo ambiental de las prácticas agrícolas en zonas que ya estaban bajo cultivo (capítulos 6 y 9). Otros cambios

tecnológicos no específicamente orientados a la agricultura, como las tecnologías de la comunicación han tenido un papel importante, moldeando entre otras cosas, la fluidez con que se intercambia información climática, tecnológica, de mercados, de gestión o el mismo capital.

Posiblemente los cambios tecnológicos, en interacción con el contexto económico, social y político, han favorecido el importante proceso de concentración de la gestión de la tierra, comúnmente asociado a su arrendamiento y en menor medida a transferencias de su propiedad, que tuvo lugar en las últimas dos décadas. Nuevamente aquí, ha jugado un papel importante la revolución de las comunicaciones, con herramientas masivas como la telefonía celular y la world-wide web permitiendo, por ejemplo, que un puñado de profesionales gestione decenas de miles de hectáreas repartidas entre varias provincias, maximizando oportunidades, distribuyendo riesgos, agilizando la fluidez del capital y la aplicación de tecnología, y por lo general desplazando a actores locales de menor escala y eficiencia. Las consecuencias de estos cambios, que nos obligan hoy a revisar y actualizar el concepto de productor o "farmer", aún no se han explorado en profundidad, pero sin duda contribuyen a explicar el aumento de tamaño de las unidades de manejo (lotes) y el despoblamiento del medio rural de las últimas dos décadas. Cabe considerar entonces una hipótesis más amplia que sostiene que el sistema agropecuario del centro de Argentina se industrializa, siguiendo procesos de concentración (menos actores), aumento de escala (menos y más grandes unidades de manejo), especialización (distintos tipos de actores dedicados a aspectos muy específicos de la producción) y homogeneización (modelos "óptimos" que se difunden rápidamente y reducen la diversidad productiva). Es interesante destacar que a pesar de esta tendencia de concentración, el control de la producción agrícola se mantiene aún muy atomizada en relación a otros sectores de producción primaria, como el minero, pesquero o forestal; sectores que pueden ilustrar las consecuencias positivas y negativas de la concentración.

Otro importante vector de las transformaciones agrícolas es el cambio en el ambiente, y especialmente en el caso del centro de Argentina en las últimas tres décadas, los cambios pluviométricos. Un aumento de hasta 30% de las precipitaciones, sobre todo estivales, favoreció el avance de la agricultura hacia el oeste de la región y pudo haber jugado un papel algo menor en la “veranización” de la agricultura pampeana (Capítulo 1). También es posible que estos cambios hayan favorecido dos severos ciclos de anegamiento masivo del centro-oeste de la región pampeana, condicionando localmente la producción. Otro cambio ambiental que emerge en el presente es la caída de stock de fósforo de los suelos (capítulo 3), si la misma se combina con una escasez global de rocas fosfóricas y precios crecientes de ese insumo, los planteos agrícolas pueden sufrir cambios.

El último factor que requiere atención al analizar el pasado y proyectar el futuro de los sistemas agrícolas del centro de Argentina es la creciente conciencia ambiental en distintos sectores de la sociedad. Esta preocupación por el ambiente en general envía señales muy diversas a los sistemas agrícolas. Algunas son “remotas” y viajan a través de mercados y regulaciones internacionales, otras son locales y se expresan en la emergencia de conflictos entre productores y pobladores. Algunos ejemplos que ilustran la diversidad de caminos por los cuales llegan estas señales son los mecanismos de certificación ambiental, los mercados y regulaciones internacionales respecto a servicios ambientales, las políticas nacionales y provinciales que intentan regular la deforestación, la emergencia de conflictos locales respecto a la contaminación de fuentes de agua o pérdida de hábitats valorados, o la búsqueda de soluciones menos tóxicas por parte en las nuevas tecnologías de insumos. Se deja de lado dentro de este punto a las preocupaciones ambientales asociadas directamente a la producción y que hacen a su propia sustentabilidad (e.g. protección de la fertilidad del suelo), asumiendo que las mismas son parte inherente del sistema de

producción. El cambio más importante ha sido el de reconocer y profundizar el debate sobre sus externalidades o (dis)servicios ambientales.

Tendencias

¿En que medida los seis grandes procesos o fuerzas de cambio que se han destacado en el último medio siglo, operarán en el futuro y condicionarán el camino de la agricultura del centro de Argentina? La demanda global de productos agrícolas presenta la mayor certidumbre. La misma no cambiará su tendencia creciente y si bien se espera una desaceleración en el crecimiento de la población global, lo contrario podría ocurrir con las tasas de consumo per cápita. En un marco que incrementa o aún mantiene la actual conectividad de los mercados, la presión de los mismos por expandir e intensificar la producción agrícola en todo el planeta, no hará otra cosa que crecer en las próximas décadas. En contraste con la demografía y el consumo global, el futuro de las tecnologías resulta mucho más incierto. Cabe esperar, sin embargo, que la tasa de generación de innovaciones se acelere y en un marco de alta conectividad y producción concentrada, las mismas se adopten rápidamente. Las nuevas tecnologías de insumos (agroquímicos + genética) posiblemente no pierdan el efecto paradójico que han tenido sobre el ambiente hasta ahora, que incluye reducir la toxicidad e impacto ambiental de la actividad agrícola por un lado, pero hacer factible su establecimiento en nuevas tierras por el otro, favoreciendo la transformación del territorio y la pérdida de hábitats. En un mundo que demande más recursos, no solo alimentos, el costo de la energía o el de los fertilizantes posiblemente se multiplique y las tecnologías que incrementen su uso eficiente cobrarán más importancia. Especialmente importante dictando esta última cuestión serán los valores relativos de los alimentos respecto a la energía, definiendo el peso que se asigne a tecnologías que incrementan la productividad bruta o la eficiencia en el uso de recursos. El rumbo que sigan las innovaciones y políticas energéticas globales (por ejemplo, crecimiento del sector nuclear, imposición de limitaciones en el uso de combusti-

bles fósiles) esta entonces ligado al que sigan las tecnologías agrícolas.

La creciente conectividad de la sociedad no parece ser una tendencia que se revierta en el futuro, con nuevas generaciones acostumbradas al acceso permanente a la comunicación. Mientras el flujo de información y tecnología sólo puede crecer ante este contexto, el intercambio económico y la globalización de los mercados, en cambio, depende fuertemente del contexto político, que es más impredecible. La concentración de la gestión de la tierra, fuertemente ligada a la conectividad actual, no ha mostrado aún su techo en el país. El crecimiento horizontal y en algunos casos vertical de muchas empresas agrícolas puede acercarlas en pocas décadas al grado de concentración que ya se observa en el sector forestal. En la ganadería el camino recorrido es aún más incipiente pero la integración vertical cría-recría-invernada en áreas que antes se limitaban a la primera actividad, crece de la mano de la intensificación. El debate y recorrido político que siga la cuestión de la concentración y sus consecuencias (buenas o malas) productivas, ambientales y sociales en la Argentina podrá influenciar sólo parcialmente este proceso, que responde a múltiples controles.

El ambiente del planeta entero cambia a tasas nunca vistas en el último millón de años y en este sentido las sorpresas climáticas y ecológicas son difíciles de anticipar. Algunos pronósticos sugieren que las temperaturas para la mitad del siglo veintiuno se volverán inviablemente (pero no uniformemente) altas para la mayoría de los cultivos que hoy pueblan zonas subtropicales y templadas. Es difícil imaginar la maraña de cambios que invadirán la agricultura en ese caso, y que recorren no sólo el ambiente propio de los cultivos sino también posibles colapsos en la provisión de insumos o creciente turbulencia social y política. Otros escenarios globales pronostican cambios más moderados para los próximos cincuenta años. Lo que es relativamente certero es que se experimentarán temperaturas más altas acompañadas de eventos climáticos extremos, que los problemas de

plagas y enfermedades tenderán a desplazarse hacia el sur y que será necesaria una capacidad de ajuste de los sistemas de cultivo (variedades, sanidad, especies, rotaciones, etc.) muy veloz. Se sumará al problema de las temperaturas, su interacción con las crecientes tasa globales de redistribución de especies (invasiones), que pueden acercar a nuestras tierras de cultivo plagas de otros continentes. Un interrogante más importante, tal vez, es cuál será el comportamiento de las precipitaciones. ¿Se mantendrá la tendencia de ascenso de los últimos treinta años? Si la causa última del aumento de precipitaciones reside en el cambio climático y calentamiento global estimulado por el aumento del poder invernadero de la atmósfera, puede preverse que la tendencia continúe o se sostengan, al menos, los niveles actuales. Cabe destacar que estas proyecciones también anticipan tormentas de creciente intensidad y una variabilidad interanual de las precipitaciones mayor. Sin embargo, las aún tímidas exploraciones del pasado climático del centro de la Argentina disponibles hasta hoy (registros meteorológicos, documentos históricos, anillos de crecimiento de árboles), sugieren la existencia de ciclos que alternan fases húmedas y secas de varias décadas de duración, apoyando la idea de que el aumento de precipitaciones de las últimas cuatro décadas, puede revertirse en el futuro cercano. La interacción de la oferta hídrica futura en términos de su tendencia media, pero también de su variabilidad interanual, con el contexto político-económico para las inversiones de mediano plazo, definirán en qué medida el centro de Argentina experimente o no una expansión veloz del riego, aproximándose a los valores de área regada observados en zonas ecológica e hidrológicamente similares en el resto del mundo. Pasos incipientes de esta transición al riego han tenido lugar en las provincias de Córdoba y San Luis. Entre los cambios ambientales deben incluirse los cambios más lentos pero persistentes en el stock de nutrientes de los suelos, entre los que posiblemente asome como elemento crítico el fósforo y en menor medida el azufre. Puede esperarse que ante un escenario de precios crecientes del fósforo, sugerido por las limitadas reservas globales, la existencia de

tierras “nuevas” en las que el stock biodisponible de este elemento aún no haya sido agotado actúe como una fuerza de atracción para la expansión o migración territorial de la agricultura hacia ellas.

Que la conciencia ambiental de la sociedad local y global siga avanzando muy probable (y deseable). Las presiones internacionales, con fuerte arraigo en las naciones desarrolladas de Europa y Norteamérica, para lograr una agricultura de menor toxicidad e impacto ambiental y limitar la destrucción de hábitats, particularmente de bosques y humedales, posiblemente crezca y encuentre fuertes ecos en poblaciones urbanas locales. Por otra lado debe tenerse en cuenta que la demanda de productos agrícolas que más crecerá en el futuro cercano es la de países asiáticos (India, China, Indonesia), cuya tradición en demandas ambientales es mucho menor. A estas señales externas contradictorias deben sumarse las actitudes de la sociedad argentina. Jugarán un papel importante en cómo ésta aborda el tema ambiente-agricultura, la existencia de tres pilares: una sociedad que acceda al conocimiento (información), instituciones públicas y privadas robustas capaces de estimular y contener el debate (organización), y un estado capaz de articular intereses sectoriales buscando promover el bien común (gobernabilidad). El camino que sigan estos pilares en Argentina es incierto pero fundamental definiendo las políticas de producción y protección del ambiente. En la medida en que los conflictos entre producción y ambiente sean usados como “rehenes” de otros enfrentamientos como los de clase social, ámbitos urbanos vs. rurales, interior vs. capital, o muchos otros que recorren la historia Argentina con persistencia, los acuerdos y soluciones serán elusivos.

Desafíos productivos

Vislumbrar tendencias futuras debe servirnos para anticipar los desafíos y oportunidades que como sociedad enfrentaremos en las próximas décadas. Nuevamente aquí, la incertidumbre tiñe cualquier intento, pero es posible,

sin embargo, reconocer algunos desafíos que surgirán en el terreno productivo (i.e. generación de bienes de mercado en forma sostenida) y ambiental (i.e. oferta de servicios ecológicos indispensables).

Desde la perspectiva productiva, el avance de la agricultura de granos hacia nuevas tierras impone el desafío de ajustar o incluso reinventar los modelos actuales de producción que se han acuñado en la pampa húmeda. Nuevas especies, rotaciones y planteos de cultivo capaces de lidiar con la escasez de agua, con el riesgo de anegamiento, o con regímenes térmicos más continentales deberán sumarse a planes más cuidadosos de monitoreo y remediación de la salud de los suelos, sobre todo cuando se someten a cultivo ecosistemas cada vez más frágiles. En el caso de los sistemas ganaderos, su presión para expandirse e intensificarse en tierras periféricas al corazón agrícola de la región obligará a diseñar estrategias para (a) aprovechar más intensamente el forraje producido por la vegetación natural, (b) establecer recursos forrajeros implantados capaces de persistir en condiciones ambientales adversas para los cultivos agrícolas, (c) sacar el máximo beneficio del grano importado desde los sistemas agrícolas. La flexibilidad de los sistemas de producción ante cambios ambientales será un atributo clave para mantener sus resultados. En este sentido, la diversidad de opciones de cultivo, la articulación de esquemas agrícolas y ganaderos, y los esquemas de alerta temprana ante posibles procesos de degradación, serán especialmente valiosos a medida que se intensifiquen los ambientes sub-húmedos y semiáridos.

La tendencia a la concentración y aumento de escala vuelve cada vez más fuerte el desafío de la heterogeneidad. Cómo logramos aplicar insumos y tomar decisiones en unidades de manejo cada vez más grandes y dispersas en el territorio ante una heterogeneidad que mantienen un grano de variabilidad fino y ante la cual el manejo artesanal que podía sostener un productor pequeño deja de ser una opción viable. El desarrollo de la agricultura de precisión y de las herramientas de observación y moni-

toreo satelital, aéreo o de terreno se volverán más necesarias a la hora de ajustar el manejo por debajo de la tradicional unidad del lote. Las nanotecnologías crecerán en importancia para los monitoreos espaciales (contaminación por nutrientes, por plaguicidas, presencia de plagas, salinización, etc.) Las mismas deberán ir acompañadas de un crecimiento geométrico en la capacidad de procesar e interpretar múltiples planos de información (mapas de atributos suelo, rendimiento, nivel de napa, índices verdes, presencia de malezas, etc.) en tiempo real.

Una consideración especial merece el desarrollo del riego en la llanura Chaco-Pampeana. Si las condiciones para las inversiones de mediano plazo comienzan a ser más atractivas, el potencial de riego con agua subterránea puede desplegarse rápidamente en la región. Aún mayor será este interés si las lluvias retornan a los niveles de hace cuarenta años en un contexto económico más dependiente de la agricultura. Los desafíos aquí son varios e incluyen (a) la caracterización cuidadosa de los recursos hídricos disponibles y las tasas de recarga y extracción máximas que aseguren su estabilidad, (b) la planificación del soporte energético que esta actividad requiere y que en muchos casos es hoy más limitante que el agua para su avance, (c) la evaluación y prevención de posibles ascensos freáticos que sean acompañados por salinización, especialmente en los territorios más planos de la región, (d) la creación de organismos de regantes capaces de asegurar la gobernabilidad y gestión colectiva del riego en el largo plazo.

Posiblemente los desafíos anteriores son eclipsados por uno aún mayor que responde simultáneamente a la producción, la protección de hábitats y el desarrollo social, e implica la búsqueda de usos económicamente rentables y ambientalmente virtuosos de la vegetación leñosa del espinal y el chaco seco. Estos sistemas hoy albergan en su mayoría una producción ganadera ineficiente (cría bovina con muy bajas cargas y eficiencias reproductivas) y una explotación forestal extractiva y marginal (producción de leña y carbón), teniendo en el fuego

a su principal agente de consumo de biomasa. Se suma a estas condiciones el proceso recurrente de arbustización que lleva a muchas de estas tierras a estados menos productivos aún (capítulo 1). La baja rentabilidad de las actividades ganaderas y forestales actuales en estos contextos vuelve atractiva en el corto plazo, aún con riesgos muy altos de fracaso, a la agricultura de secano y su correspondiente desmonte. El diseño creativo de sistemas ganaderos (algunos en marcha) y forestales y/o bioenergéticos (aún prácticamente inexplorados) basados en la vegetación natural que logren mayor eficiencia, rentabilidad y sustentabilidad, actuarán de manera mucho más efectiva que las vedas para limitar los desmontes y preservar hábitats y pueblos que puedan imponerse.

Desafíos ambientales

Junto a los desafíos propios de la producción surgen otros relacionados a la capacidad de las tierras para mantener la oferta de servicios ambientales necesarios y/o valorados por la sociedad. Uno de estos desafíos es el de la protección de hábitats. Sin duda la pérdida completa de algunos tipos de ecosistemas, ya vista en otras zonas del mundo, será condenada por las generaciones futuras y traerá consecuencias graves en la conservación de la "biblioteca biológica" del país y del planeta. Más allá de asegurar la protección de "muestras" de nuestros ecosistemas naturales, resulta importante reconocer que junto a los hábitats perdidos se pueden perder también servicios del territorio que van desde los puramente biofísicos como la generación de agua en cantidad y calidad, hasta los netamente humanos que incluyen el valor cultural y estético de los ecosistemas que se reemplazarían. En este sentido la dicotomía entre sistema natural que presta servicios ambientales vs sistema agrícola que genera productos, no ayuda y es necesario reclamar a los paisajes productivos ambas funciones a partir de un diseño inteligente y flexible de su uso y manejo. Encontrar un equilibrio entre las demandas productivas y ambientales que la sociedad impone al territorio obliga a profundizar en el conocimiento de las consecuencias que el uso de la

tierra y las distintas acciones de manejo tienen sobre el abanico de bienes y servicios que otorgan los ecosistemas. También esto obliga a favorecer esquemas de producción, y sobre todo, de uso integral del territorio, que eviten transformaciones irreversibles y sean acompañadas por un monitoreo permanente de las variables más sensibles del ambiente.

Una de las funciones más sensibles de los ecosistemas al uso de la tierra en llanuras como la Chaco-Pampeana es la regulación de la dinámica del agua subterránea. En zonas subhúmedas, como la pampeana, con niveles freáticos cercanos a la superficie, son recurrentes los períodos en que estos niveles encuentran la superficie, causando prolongadas inundaciones. Reconocer que estos procesos no sólo responden a aportes altos de precipitación sino también a la tasa con que la cubierta vegetal los evapo-transpira, señala el desafío de lograr un inteligente diseño del paisaje capaz de hacer un uso exhaustivo y eficiente de estos excesos hídricos y minimizar la vulnerabilidad al anegamiento. Posiblemente el avance de la agricultura sobre pastizales y pasturas en la llanura pampeana haya incrementado esta vulnerabilidad. En regiones más secas que siendo originalmente ocupadas por bosques y arbustales, se convierten en agrícolas, existe el riesgo de la movilización de sales (abundantes en estratos profundos del suelo) hacia las aguas subterráneas y, tras su ascenso, hacia el suelo superficial. Estos procesos han tenido consecuencias muy graves en otros continentes (África, Australia) bajo condiciones eco-hidrológicas similares a las del Chaco y el Espinal. Desde la perspectiva de la provisión de agua para consumo humano o industrial, el avance del riego puede imponer otro desafío severo. El uso sustentable de los recursos hídricos no sólo debe reconocer las tasas naturales de recarga y el cuidado de las reservas de agua en cantidad y calidad, sino también anticipar el crecimiento de la demanda urbana, esperable en las próximas décadas.

Otro reclamo que la sociedad ha comenzado a imponer al territorio en las últimas dos décadas es el de la regulación climática, asociada

a la reducción en la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera y, en casos más ambiciosos, a su secuestro. Prueba de esto es el Mecanismo de Desarrollo Limpio, estimulado por el Protocolo de Kyoto. En el presente los científicos discuten y revisan esta función en las tierras agrícolas, ganaderas y forestales, y crecen velozmente dos perspectivas que pueden llevar al secuestro de gases invernadero a un segundo plano. Por un lado se reconocen cada vez más otros mecanismos de influencia climática del territorio como los cambios de albedo (capacidad de reflejar la radiación solar) que podrían tener un impacto tan importante como el balance de gases invernadero. Por otro lado se detecta que en el intento de revertir el balance de gases invernadero actual de la Tierra, tendrán un papel mucho más importante las actividades industriales, el transporte y la vivienda. Es posible que el entusiasmo por sumar a las actividades agropecuarias y forestales el comercio del secuestro de gases invernadero decline en el futuro, mientras que el tradicional valor asignado al carbono orgánico del suelo como agente clave de la fertilidad, posiblemente vuelva a ser la razón principal para prestar atención a su dinámica y balance en los ecosistemas.

Los problemas de contaminación asociada a la producción agropecuaria son otro de sus desafíos ambientales y deben reconocer dos avenidas, la de los pesticidas y la de los fertilizantes y/o nutrientes. Respecto a la primera, posiblemente la agricultura encuentre un abanico de opciones y herramientas cada vez más amplio para responder a una demanda central en su historia reciente que es la de reducir su toxicidad. Una sociedad informada sobre los costos y beneficios (productivos y ambientales) que representan las distintas herramientas químicas disponibles para los sistemas agrícolas debería estimular la constante mejora de los insumos, de sus prácticas de aplicación y de la regulación y control que ejerza el sector público. En este contexto será necesario expandir los sistemas de monitoreo actuales integrando mediciones a nivel de lote con seguimientos de cursos y espejos de agua. La preocupante fuga

de nutrientes de los sistemas agrícolas más intensificados del hemisferio norte, no parece ser un problema actualmente en la Argentina, salvo muy focalizadas excepciones (Capítulos 3 y 10). Difícilmente lo sea en el futuro para la producción de granos, considerando que el costo de la energía (principal insumo para la fijación industrial de nitrógeno) y de las rocas fosfatadas crezca y no se apliquen grandes subsidios locales sobre estos insumos. Posiblemente el desafío de contaminación por nutrientes más importante en el futuro cercano será de naturaleza localizada e impuesto por los esquemas de concentración animal que ya están en marcha. El desarrollo de la producción animal intensiva deberá apoyarse en buenos planes de zonificación, esquemas de monitoreo y aprovechar las mejores tecnologías de control y reciclado de desechos. La lista de desafíos ambientales no termina aquí y se extiende a una miríada de cuestiones que pueden ser localmente o temporariamente importantes. Algunos ejemplos son la interacción entre usos particulares de la tierra y la dispersión de enfermedades humanas (e.g. riego por inundación y poblaciones de mosquitos, concentración animal y epidemias virales, etc.), efectos sobre la calidad del aire, o transformaciones estéticas del paisaje.

Al margen de estos desafíos ambientales anteriores se plantean otros de naturaleza puramente social. ¿Cómo la expansión e intensificación de la producción agropecuaria logra traducirse en mayor bienestar de la población local? ¿El desarrollo de las poblaciones pampeanas que incubó la expansión agrícola de principios del siglo XX, podrá reproducirse ahora en el Chaco? Más allá del desarrollo territorial, surge el desafío del desarrollo humano asociado a la

producción. Aquí cabe preguntarse ¿Qué necesitamos ganar y qué no debemos perder? Sin duda la actividad agropecuaria de las próximas décadas demandará personas capacitadas en profesiones y oficios diversos, muchos de ellos nuevos, y una estructura educativa capaz de darles esa capacitación en muchos puntos del país. Simultáneamente un valioso capital humano que existe hoy se erosiona cuando las veloces transformaciones agrícolas desplazan rubros y segmentos enteros de la producción (por ejemplo, la actividad tambora). Sumado a lo anterior, en algunas regiones la expansión agropecuaria no planificada pone en peligro la integridad cultural y subsistencia de pueblos originarios y otros sectores desprotegidos del medio rural.

Los desafíos ambientales y sociales presentados pueden ser escollos insalvables que castiguen la capacidad de generar riqueza y bienestar de los sistemas agrícolas o verdaderas “hojas de ruta” que permitan arribar a sistemas de producción y territorios más virtuosos que los actuales. La capacidad de nuestra sociedad de superarse en su conocimiento, organización y gobernabilidad jugará un papel decisivo. La expresión de acuerdos de esta sociedad deberá plasmarse en planes de ordenamiento del territorio que sean inteligentes y justos al responder a los múltiples intereses involucrados, pero también flexibles para adaptarse a demandas y condiciones de contextos que sin duda cambiarán más rápidamente de lo que lo han hecho hasta hoy. El sector científico y técnico aportará mucho a este proceso transformando la tosca caricatura del futuro que aquí se intentó presentar en un panorama más completo y cuantitativo de los escenarios posibles.

Referencias

- Adámoli, J. (2006). Problemas ambientales de la agricultura en la región chaqueña. En Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, pp 436-442.
- Agriculture and Agri-Food Canada (2000). *Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Report of the Agri-Environmental Indicador Project* (T.J. McRae, C.A.S. Smith, & L.J. Gregorich, edit.). Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa (Ontario), 133-140.
- Agudelo, J.L., Hoekstra, A.Y. (2001). Valuing water for agriculture: Application to the Zambezi basin countries. In: *Globalization and Water Resources Management. The Changing Value of Water*, International Specialty Conference, University of Dundee, Dundee (UK).
- Aizen, A., Garibaldi, L. y Dondo, M. (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral* 19: 45-54.
- Altieri, M.A. (1994). *Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems*. Haworth Press, New York, 185 pp.
- Altieri, M.A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems and Environment* 74: 19-31.
- Alvarez, R., M.E. Russo, P. Prystupa, J.D. Scheiner, and L. Blotta (1998). Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agron. J.* 90:138-143.
- Alvarez, R., Díaz, R.A., Barbero, N., Santanatoglia O.J., Blotta, L. (1995). Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. *Soil Tillage Res.* 33:17-28.
- Alvarez, C.R., Taboada, M.A., Gutiérrez Boem, F.H., Bono, A., Fernández, P.L., Prystupa, P. (2009). Topsoil Properties as Affected by Tillage Systems in the Rolling Pampa Region of Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73:1242-1250.
- Andrade, F.H., Sadras, V.O. (2002). Efectos de la sequía sobre el crecimiento y el rendimiento de los cultivos. En: *Bases para el Manejo del Maíz, el Girasol y la Soja* (F.H. Andrade, V.O. Sadras, eds.). UI Balcarce (INTA-UNMP), Balcarce (Argentina), p. 175-210.
- Andriulo, A., Sasal, C., M.L. Rivero, M.L. (2001). Los sistemas de producción conservacionistas como mitigadores de la pérdida de carbono orgánico edáfico. En J.L. Panigatti *et al.* (ed.) *Siembra directa II*. Ediciones INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Buenos Aires, 17-27.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R. E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., Kerry Turner, R. (2002). Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* 297: 950-953.
- Barthélemy, F., Renault, D., Wallender, W. (1993). Water for a sustainable water nutrition: inputs and resources analysis for arid areas. Internal report, University of California, Davis.
- Bennett, A. (2000). Environmental consequences of increasing production: some current perspectives. *Agriculture Ecosystems and Environment* 82(1-3):89-95.
- Benton, T., Vickery, J., Wilson, J. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecological Evolution* 18(4):182-188.
- Bernardos, J.N., Viglizzo, E.F., Jouvét, V., Lértora, F.A., Pordomingo, A.J., Cid, F.D. (2001). The use of EPIC model to study the agroecological change during 93 years of farming transformation in the Argentine pampas. *Agricultural Systems*, 69/3: 215-234.
- Berra, G., Valtorta, S. (2009). Determinación de metano entérico. En: *El cambio climático en la Argentina*, Nazareno Castillo Marín (Ed.), Buenos Aires, marzo de 2009, 88 págs.
- Bilenca, D., Codesido, M., González Fischer, C. (2008). Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia Hoy*, 18: 8-17.
- Boix, L.R., Zinck, A.Z. (2008). Land use planning in the Chaco Plain. Part 1: Evaluating land use change options to support crop diversification in an agricultural frontier area using physical land evaluation. *Environmental Management* 42:1043-1063.
- Boletta, P.E., Ravelo, A.C., Planchuelo, A.M., Grilli, M. (2006). Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *For Ecol Manage* 228: 108-114.
- Brown, L. R. (2004). *Outgrowing the Earth: The Food Security Challenge in an Age of Falling Water Tables and Rising Temperatures*. W.W. Norton, New York.
- Brown, S., Lugo, A. (1990). Effects of forest clearing and succession of the carbon and nitrogen

- content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant and Soil* 124:53–64.
- Burel, F. (1995). Ecological patterns and processing European Agricultural landscape. *Landscape and urban planning* 31: 1- 412.
- Burke, I., Yonker, C., Parton, W., Cole, C., Flach, K., Schimel, D. (1989). Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in US Grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 53:800–805.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.B. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8, 559–568.
- Carreño, L.V., Viglizzo, E.F. (2007). *Provisión de Servicios Ecológicos y Gestión de los Ambientes Rurales en Argentina. Área Estratégica de Gestión Ambiental. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina, 68 pp.*
- Carson, R.L. (1962). *Silent Spring*. Riverside Press, Cambridge MA.
- Casabé, N., Piola, L., Fuchs, J., Oneto, M.L., Pamparato, L., Basack, S., Giménez, R., Massaro, R., Papa, R., Kesten, E. (2007). Ecotoxicological assessment of the effects of glyphosate and chlorpyrifos in an argentine soya field. *J Soil Sed* 7(4): 232 – 239.
- CASAFE (1997). *Guía de Productos Fitosanitarios para la República Argentina. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes, Buenos Aires.*
- Casas, R. (2001). La conservación de los suelos y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. *Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria, tomo LV, 247 pp.*
- Caviglia, O., Sadras, V., Andrade, F. (2004). Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat–soybean. *Field Crops Research* 87:117–129.
- Conforti, P., Giampietro, M. (1997). Fossil energy use in agriculture: an international comparison. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 65, 231-243.
- CONICET (2009). *Evaluación de la información científica vinculada al Glifosato en su incidencia sobre la salud humana y el ambiente, Informe de la Comisión Nacional de Investigación sobre Agroquímicos Decreto 21/2009, Buenos Aires, 130 pp.*
- CONICET-UBA (2008). *La Argentina en Mapas. Departamento de Investigaciones Geográficas (UBA-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas), Buenos Aires, Argentina, <http://www.laargentinaenmapas.com.ar>*
- Conti, M. (2004). *Primer Foro Nacional de Agricultura sustentable. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos. Dirección de Agricultura; Programa de Producción Agropecuaria Sustentable, pp.1 -9.*
- Costa, J., Massone, H., Martínez, D., Suero, E., Vidal, C., Bedmar, F. (2002). Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management* 1744:1–15.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Shahid, Naeem, O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Cristeche, E., Penna, J.A. (2008). *Métodos de Valoración Económica de los Servicios Ambientales. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales N° 3. Ediciones INTA, Buenos Aires, 55 pp.*
- Cruzate, G. y R.R. Casas (2003). Balance de nutrientes. *Fertilizar; Año 8, Número Especial sostenibilidad, Diciembre. pp 7 -13.*
- Daily, G.C. (1997). Introduction: What are ecosystem services? In: *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (C.G. Daily, Editor), Island Press, Washington, D.C., 1-10.
- 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: 393-408.
- Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. Royal. Soc. London B. Biol. Sci.* 268, 25-29.
- Doorenbos, J., Kassam, A.H., Bentvelsen, C.L., Branscheid, V., Plusjé, J.M., Smith, M., Uittenhogaard, G.O., Van der Val, H.K. (1986). *Efectos del Agua sobre el Rendimiento de los Cultivos. FAO, Roma.*
- Doran, J. and Parkin, B. (1994). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, Estados Unidos. Special Publication. N° 35. 21 pp.*

- Dudal, R. (1981). An evaluation of conservation needs. En: Soil Conservation, Problems and Prospects (R.P.C. Morgan, editor). John Wiley and Sons, Chichester, England.
- Dussart, E., Lerner, P., Peinetti, R. (1998). Long term dynamics of two populations of *Prosopis caldenia* Burkart. J. Range Management 51: 685-691.
- Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., Holdren, J.P. (1977). Ecoscience: Population, Resources, Environment. Freeman, San Francisco, CA.
- Elberling, B., Touré, A., Rasmussen, K. (2001). Changes in soil organic matter following groundnut-millet cropping at three locations in semi-arid Senegal, West Africa. Agriculture, Ecosystem and Environment 96:37-47.
- Environment Agency (1999). Pesticides in the Aquatic Environment. Environment Agency, Wallingford (UK).
- Ewers, R.M., Scharlemann, J.P.W., Balmford, A. (2009). Do increases in agricultural yield spare land for nature? Global Change Biology 15: 1716-1726.
- FAO (1992). CROPWAT: a computer program for irrigation planning and management. FAO Irrigation and Drainage, Technical Paper N° 46.
- FAO (2003). Base de Datos. Disponible en <<http://www.fao.org/>> [consulta: 03/06].
- Ferraro, D.O., Ghersa, C.M., Sznajder, G.A. (2003). Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. Agriculture, Ecosystems and Environment, 96: 1-18.
- Folletto, R. (2001). Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. Soil Till Res 61:77-92.
- Forjan, H.J. (2006). Impacto de la inclusión de la soja en secuencias agrícolas del sur bonaerense: el balance de nutrientes. INTA, EEA Tres Arroyos, Argentina. http://www.acsoja.org.ar/mercosoja2006/trabajos_pdf/T152.pdf
- Fowler, C., Mooney, P. (1990). Shattering Food, Politics and the Loss of genetic Diversity. University of Arizona Press, Tucson, AZ, 178 pp.
- Frank, F. (2007). Impacto agroecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la Región Pampeana de Argentina. Tesis de *Magister Scientiae*. FCA-UNMdP.
- Frank, F., Álvarez, C., Goicochea, L., Quiroga, A., Noellemeyer, E. (2004). Contenido de carbono y actividad microbiana en una secuencia de uso del suelo en la región semiárida pampeana. 19no Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, Entre Ríos, Argentina. pp. 239.
- Frissel, M.J. (1978). Cycling of mineral nutrients in agricultural systems. Elsevier, Amsterdam, Holanda, 356 pp.
- Fundación Bariloche (2005). Inventario de Gases de Efecto Invernadero de la República Argentina—Año 2000, Buenos Aires, Septiembre de 2005, 160 págs.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. (1993). Birds as Monitors of Environmental Change. Chapman & Hall, London.
- Galantini, J.A., Suñer, L. (2008). Las fracciones orgánicas del suelo: Análisis en los suelos de la Argentina. Agriscientia 45: 41-55.
- Gasparri, N.I., Grau, H.R., Manghi, E. (2008). Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of Northern Argentina between 1900 and 2005. Ecosystems 11: 1247-1261.
- Gasparri, N.I., Menéndez, J. (2004). Transformación histórica y reciente de la selva pedemontana. Ciencia Hoy 83: 53.
- Giampietro, M. Bukkens, S.G.F., Pimentel, D. (1999). General trends of technological change in agriculture. Critical Reviews in Plant Sciences 18: 261-282.
- Gilbert, N. (2009). The disappearing nutrient. Nature 461: 716-718.
- Girardin, L.O. (2009). Emisiones de gases de efecto invernadero en la Argentina. Evolución histórica y prospectiva. En: El cambio climático en la Argentina, Nazareno Castillo Marín (Ed.), Buenos Aires, marzo de 2009, 88 págs.
- Givens, D.I., Moss, A.R. (1990). UK Tables of Nutritive Value and Chemical Composition of Feedingstuffs. Blacklaws Printers, Aberdeen (UK), 420 pp.
- Gontier, M., Balfors, B., Mörtberg, U. (2006). Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction. Environmental Impact Assessment Review 26(3):268-286.
- Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.M. (2005). Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. Environ Conserv 32: 140-148.
- Gregory, R.D., Noble, D.G., Campbell, L.H., Gibbons, D.W. (2000). The State of the UK's Birds 1999. RSPB and BTO, Sandy (UK).
- Gullison, R.E., Frumhoff, P.C., Canadell, J.G., Field,

- C.B., Nepstad, D.C., Hayhoe, K., Avisaar, R., Curran, L.M., Friedlingstein, P., Jones, C.D., Nobre, C. (2007) Tropical forests and climate policy. *Sci* 316 (5827): 985-986.
- Guo, L.V., Gifford, R.M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Global Change Biology* 8: 345-360.
- Gutierrez Boem, F.H., Alvarez, C.A., Cabello, M.J., Fernández, P.L., Prystupa, P., Taboada, M.A. (2008). Phosphorus retention on soil surface of tilled and no-tilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, 72: 1158-1162.
- Hagen, L.J. (1991). Wind erosion mechanisms: Abrasion of aggregated soil. *Am Soc Agric. Eng* 34: 891-937.
- Hepper, G., Hevia, G., Buschiazzi, D. E., Urioste, A. M., Bono A. (1996). Efectos de la agricultura sobre fracciones de fósforo en suelos de la región semiárida pampeana central. *Ciencia del Suelo* 14 (2) 96-99.
- Hillbrand, H., Bennett, D.M. and Cadotte, M.W. (2008). Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology* 89: 1510-1520.
- Hoekstra, A.Y., Hung, P.Q. (2002). Virtual Water Trade: A Quantification of Virtual Water Flows Between Nations in Relation to International Crop Trade. *Value of Water Research Report Series N° 11*, IHE, Netherlands.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity?. *Biological Conservation* 122: 113-130.
- Hooker, T., Compton, J. (2003) orest ecosystem carbon and nitrogen accumulation during the first Century after agricultural abandonment. *Ecological Applications* (13) 2, 299-313.
- Houghton, R. (2001). Counting terrestrial sources and sinks of carbon. *Climatic Change* 48, 525-534.
- IAASTD (2009). *Agriculture at a Crossroads: Global Report. International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (IAASTD)*. Island Press, Washington, DC, 590 pp.
- INDEC (1964). *Censo Nacional Agropecuario 1960*. Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, Buenos Aires.
- INDEC (1991). *Censo Nacional Agropecuario 1988*. Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, Buenos Aires.
- INDEC (2004). *Censo Nacional Agropecuario 2002*. Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, www.indec.mecon.gov.ar.
- INTA-UNDP (1990). *Atlas de Suelos de la República Argentina*. Buenos Aires.
- IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. NGGIP Publications; Japan, www.PICC-nggip.iges.or.jp.
- IPCC (2001). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. NGGIP Publications; Japan, www.PICC-nggip.iges.or.jp.
- IPCC (2006). *Revised 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). IGES, Japan.
- IPCC (2007). *Summary for Policymakers*. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Enhen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Irurtia, C.B., Musto, J.C. y J.P. Culot (1984). *Evaluación del riesgo de erosión hídrica en el sector argentino de la cuenca del Plata*. Instituto de Suelos del INTA, CIRN, Castelar, Buenos Aires.
- Jackson, R.B., Jobbágy, E.G., Avisar, R., Roy, S.B., Barrett, D., Cook, C.W., Farley, K.A., LeMaitre, D.C., McCarl, B.A., Murria, B.C. (2005). Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310: 1944-1947.
- Janzen, H. (2004). Carbon cycling in earth systems-a soil science perspective. *Agric Ecosyst Environ* 104:399-417.
- Jarecki, M., Lal, R. (2003). Crop management for soil carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22: 471-502.
- Jobbágy, E.G., Jackson, R.B. (2004). Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology* 10: 1299-1312.
- Jobbágy, E.G., Noretto, M.D., Paruelo, J.M., Piñeiro, G. (2006). Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia Hoy* 95: 12-21.
- Kallarackal, J., Sonen, C.K. (2008). Water loss from tree plantations in the tropics. *Current Science* 94: 201-210.
- Koga, N., Tsuruta, H., Tsuji, H., Nakano, H. (2003).

- Fuel consumption-derived CO₂ emissions under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan. *Agric Ecosyst Environ* 99:213–219.
- Kremen, C., Ostfeld, R. (2005). A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services (Review). *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 540-548.
- Krüger, H. (1996). Compactación en Haplustoles del Sudoeste Bonaerense bajo cuatro sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo* 14: 104-106.
- Lal, R. (1994). Sustainable land use systems and soil resilience. In: Greenland, D.J., Szabolcs, I. (Eds.), *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford, UK.
- Lal, R. (2002). Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution* 116(3):353–362.
- Lambin, E.F., Turner, B.L. II, Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R. Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C. and Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions* 11(4):5-13.
- Lloyd, L.E., McDonald, B.E., Crampton, E.W. (1978). *Fundamentals of Nutrition* (2nd edn.). W.H. Freeman, San Francisco, CA.
- Loomis, R.S., Connor, D.J. (1996). *Crop Ecology: Productivity and Management in Agricultural Systems*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- Manuel-Navarrete, D., Gallopín, G.C., Blanco, M., Díaz-Zorita, M., Ferraro, D.O., Herzer, H., Latorra, P., Murmis, M.R., Podestá, G.P., Rabinovich, J., Satorre, E.H., Torres F., Viglizzo, E.F. (2007). Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environ. Dev. Sustain.*, DOI 10.1007/s10668-007-9133-0.
- Margalef, R. (1968). *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago Press, Chicago, IL. 82 pp.
- Markwick, G. (2007). Water requirements for sheep and cattle. *Prime Fact* 326:1–4. NSW Department of Primary Industries. New South Wales, Australia.
- Martínez-Ghersa, M.A. y Ghersa, C.M. (2005). Consecuencias de los recientes cambios agrícolas. En: *La Transformación de la Agricultura Argentina* (M. Oesterheld, editor). *Ciencia Hoy*, 15: 37-45.
- Masciandaro, G. y Ceccanti, B. (1999). Assessing soil quality in different agro-ecosystems through biochemical and chemico-structural properties of humic substances. *Soil Tillage Research* 51(1–2):129-137.
- McDonald, K.B. (2000). Risk of water contamination by nitrogen. En: *Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Report of the Agri-Environmental Indicator Project* (T.J. McRae, C.A.S. Smith, & L.J. Gregorich, edit.). Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa (Ontario), 161-170.
- McNaughton, S.J. (1977). Diversity and stability of ecological communities: A comment on the role of empiricism in Ecology. *The American Naturalist* 111: 515-525.
- McNaughton, S.J. (1988). Diversity and stability. *Nature* 333: 204-205.
- McRae, P.; Smith, C.A.S. y Gregorich, L.J. (2000). *Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Report of the Agr-Environmental Indicator Project. A summary*. Ottawa-Canada.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment, (2003). *Ecosystem and Human Well-Being. A Framework for assessment*, World Resources Institute, Washington (DC), 212 pp.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment, (2005). *Ecosystem and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*, World Resources Institute, Washington (DC), 80 pp.
- Metzger, M. J., Rounsevell, M. D. A., Acosta-Michlik, L., Leemans, R., Schröter, D. (2006). The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 69- 85.
- Michelena, R.O.; Iruetia, C.B.; Vavruska, F; Mon, R. y A. Pittaluga (1989). Degradación de suelos en el Norte de la Región Pampeana. INTA. Proyecto de Agricultura Conservacionista. Publicación Técnica N° 6. Estación Experimental Agropecuaria INTA – Pergamino.
- Murphy, G.M. (ed.), (2008). *Atlas Agroclimático de la Argentina*. Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, 112 pp.
- Nadkrmirz, N.M., Matelson, J. (1992). Biomass and Nutrient Dynamics of Epiphytic Litterfall in a Neotropical Montane Forest, Costa Rica.

- Biotropica 24: 24-30.
- NRC, National Research Council (1978). Nutrient Requirements of Domestic Animals, National Academy of Sciences, Washington DC.
- OECD (2001). Use of farm inputs and natural resources. En: Environmental Indicators of Agriculture; Methods and Results. Volume 3. OECD Report, Paris, Francia. pp. 117-139.
- Odum, E.P. (1969). The strategy of ecosystems development. *Science* 164, 262–270.
- Odum, H.T. (1971). *Environment, Power and Society*, Wiley-Interscience, 331 pp.
- Odum, E.P. (1975). *Ecology: The Link Between the Natural and Social Sciences*. Holt, Reinhart and Winston, San Francisco, CA.
- Odum, H.T., Odum, E.P. (2000). The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems* 3: 21-23.
- Ortega J., de Juan J., Tarjuelo J. (2004). Evaluation of the water cost effect on water resource management: Application to typical crops in a semiarid region. *Agric Water Manage* 66:125–144.
- Parkes, D., Newell, G., Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The “habitat hectares” approach. *Ecological Management and Restoration* 4:S29–S38.
- Paruelo, J.M., Oesterheld, M., Del Pino, F., Guerschmann, J.P., Verón, S.R., Piñeiro Guerra, G., Volante, J., Baldi, G., Caride, C., Arocena, D., Vasallo, M., Porfirio, L., Durante, M. (2004). Patrones Espaciales y Temporales de la Expansión de Soja en Argentina: Relación con Factores Socio-Económicos y Ambientales. Informe final LART/FAUBA al Banco Mundial, 87 pp.
- Penna, J. A. y Cristeche, E. (2008). La Valoración de Servicios Ambientales: Diferentes Paradigmas. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales N° 2. Ediciones INTA, Buenos Aires, 44 pp.
- Pessagno, R.C., Dos Santos, A.M., Torres Sanchez, R.M. (2005). N-(Phosphonomethyl) glycine interactions with soils. *J Arg Chem Soc* 93(4-6): 97-108.
- Pimentel, D. (1999). Environmental and economic benefits of sustainable agriculture. In: *Sustainability in Question: The Search for a Conceptual Framework* (J. Kohn, J. Gowdy, F. Hinterberger & M.A. Northampton), N. York.
- Pimentel, D., Houser, J., Preiss, E., White, O., Fang, H., Mesnick, L., Barsky, T., Tariche, S., Schreck, J., Alpert, S. (1997). Water resources: agriculture, the environment and society. *Bioscience* 47(2):97–106.
- Plucknett, D.L. (1993). International Agricultural Research for the next century. *BioScience* 43: 432-440.
- Pogue, D., Schnell, G. (2001). Effects of agriculture on habitat complexity in a prairie-forest ecotone in the Southern Great Plains of North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87:287–298.
- Qadir M., Borres T., Schubert S., Ghafoor A., Murtaza G. (2003). Agricultural water management in water-starved countries: challenges and opportunities. *Agric Water Manage* 62:165–185.
- Quiroga, A.R., M. Monsalvo, D. Buschiazzo, and E. Adema (1996). Labranzas en la Región Semiárida Pampeana Central. En D. Buschiazzo *et al.* (ed.) *Labranzas en la Región Semiárida Argentina*. INTA, La Pampa-San Luis, p. 81–91.
- Rabinovich, J.E. y Torres, F. (2004). Caracterización de los Síndromes de Sostenibilidad del Desarrollo: El Caso de Argentina. CEPAL/ Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- Rearte, D. (2007). Situación Actual de la Producción de Carne Vacuna. Documento SEAGyP/INTA, www.sagpya.meccon.gov.ar
- Reed, W., Shu, G., Hills, F.J. (1986). Energy input and output analysis of four field crops in California. *Journal of Agronomy and Crop Science* 157, 99-104.
- Renault, D., Wallender, W. (2000). Nutritional water productivity and diets: from “crop per drop” towards “nutrition per drop”. *Agricultural Water Management* 45:275–296.
- Riitters, K., O'Neill, R., Jones, K. (1997). Assessing habitat suitability at multiple scales: A landscape-level approach. *Biological Conservation* 81(1–2):191–202.
- Romano, N., Roberto, R. (2007). Contenido de fósforo extractable, pH y materia orgánica en los suelos del este de la provincia de La Pampa. Publicación del Internacional Plant Nutrition Institute, 1-6.
- Rudel, T.K. (2007). Changing agents of deforestation: From state-initiated to enterprise driven processes, 1970-2000. *Land Use Policy* 24: 35-41.
- Running, S.W., Coughlan, J.C. (1998). A general model of forest ecosystem processes for regional applications: I. Hydrology balance,

- canopy gas exchange and primary production processes. *Ecological Modelling* 42: 125-154.
- Sadras, V.O. (2003). Influence of size of rainfall events on water-driving processes. I. Water budget of wheat crops in south-eastern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* 54:341–351.
- SAGPyA, (2009). Estimaciones Agrícolas de Cereales, Oleaginosas, Algodón, Maní y Poroto. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos de la República Argentina, www.sagpya.mecon.gov.ar.
- SAYDS, (2004). Informe sobre la Deforestación en Argentina, Buenos Aires, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la República Argentina.
- SAYDS, (2007a). Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativo de Argentina. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la República Argentina, <http://www.ambiente.gov.ar/?idarticulo=311>.
- SAYDS, (2007b). Informes Nacional y Regionales del Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la República Argentina, <http://www.ambiente.gov.ar/?idarticulo=316>
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F., Armesto, J. J., Berlow, E. *et al.*, (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100, *Science* 287: 1770–1774.
- Salamanca, S. R. (1999). Suelos y fertilizantes. Ediciones USTA, Bogotá, 345 pp.
- Salvador, C. (2002). The environmentally positive aspects of the agrochemical industry in Argentina. En: *The Impact of Global Change and Information on the Rural Environment* (O.T. Solbrig, Di Castri, F. and Paarlberg, R., editors), Harvard University Press, Cambridge, MA, 201-215.
- Sanmartino, F. (2006). Anuario del Campo Argentino 2005/2006. Ediciones La Nación, año 2, número 2, Buenos Aires, 300 pp.
- Satorre, E.H. (2005). Cambios tecnológicos en la agricultura actual. En: *La Transformación de la Agricultura Argentina* (M. Oesterheld, editor). *Ciencia Hoy*, 15: 24-31.
- Schalerman, J.P., Balmford, W. y Green, R.E. (2005). The level of threat to restricted-range bird species can be predicted from mapped data on land use and human population. *Biological Conservation*, 123: 317-326.
- Schrag, A.M., Zaccagnini M.E., Calamari, N., Canavelli, S. (2009). Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: Broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 132: 135-142.
- SENASA (2004). Mercado de Fertilizantes. Servicio Nacional de Sanidad Agropecuaria de la República Argentina. www.sagpya.mecon.gov.ar.
- SENASA (2008). Movimiento de Hacienda 2007, Informe Estadístico N° 2. Servicio Nacional de Sanidad Agropecuaria de la República Argentina, 83 pp. www.sagpya.mecon.gov.ar
- Semino, S. (2008). Can certification stop high pesticide use? *Pest News* 82: 9-11.
- Solbrig, O.T. (1997). Ubicación histórica: Desarrollo y problemas de la pampa húmeda. En: J. Morello y O.T. Solbrig (eds.) *¿Argentina Granero del Mundo? ¿Hasta Cuándo?* Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, p. 29-40.
- Solbrig, O.T. and Viglizzo, E.F. (1999). Sustainable farming in the Argentine pampas: history, society, economy and ecology. Paper No. 99/00-1, DRCLAS (Working papers on Latin America), Harvard University, Cambridge, MA, 40 pp.
- Solomon, D., Lehmann, J., Zech, W. (2000). Land use effects on soil organic matter properties of chromic luvisols in semi-arid northern Tanzania: carbon, nitrogen, lignin and carbohydrates. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78:203–213.
- Spedding, C.R.W. (1979). *An Introduction to Agricultural Systems*. Applied Science Publishers, London.
- Spedding, C.R.W. y Walsingham, J.M. (1975). The production and use of energy in agriculture. *Journal of Agriculture Economics* 27(1): 19-30.
- Steinbach, H.S., Alvarez, R. (2006). Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 35:3–13.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Rio Carvalho, C., de Snoo, G.R., Eden, P. (2001). Ecological Impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63: 337-365.
- Stoorvogel, J.J. y Smaling, E.M.A. (1990). Assessment of soil nutrient depletion in sub-Saharan Africa, 1983-2000. Report 28. Winan Staring Center for Integrated Land, Soil and Water Research (SC-DLO). Wageningen, Holanda.

- Stout, B.A. (1991). *Handbook of Energy for World Agriculture*. Elsevier, N. York.
- Studdert, G.A., and H.E. Echeverría, H.E. (2002). Rotaciones mixtas, labranzas y carbono orgánico en la capa arable en el Sudeste Bonaerense. Proc. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Suelo Medio Ambiente y Sociedad, Centro Nacional Patagónico (CENPAT), Puerto Madryn (Argentina), p 102.
- Suñer, L., Galantini, J., Rosell, R. (2005). Cambios del fósforo en suelos bajo diferentes rotaciones de cultivos. *Informaciones Agronómicas* (Marzo 2005), p. 5-8.
- Taboada, M.A. (2004). Inventario de gases efecto invernadero del sector agrícola Argentino. Facultad de agronomía de la Universidad de Buenos Aires, II taller sobre la segunda comunicación de cambio climático, 29 November 2004, Argentina. <http://www.fundacionbariloche.org.ar/>.
- Taboada, M.A. (2009). Estimación de la evolución anual a nivel nacional, de las emisiones de gases de efecto invernadero en el período 1990-2005, correspondientes al sector agrícola. En: *El cambio climático en la Argentina*, Nazareno Castillo Marín (Ed.), Buenos Aires, marzo de 2009, 88 págs.
- Tiessen, H., Feller, C., Sampaio, E., Garin, P. (1998). Carbon sequestration and turnover in semi-arid savannas and dry forest. *Climatic Change* 40:105-117.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R.L., Polasky, S. (2002). Agricultural Sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671-677.
- Tilman, D., Reich, P.B. and Knops, J.M. (2006). Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441: 629-632.
- Timm, J. (2004). Variabilidad Climática y Cambios en el Uso de la Tierra en la Región Pampeana Argentina. Tesis de Graduación, Universidad Nacional de La Pampa, Argentina. Santa Rosa (L.P.), 42 pp.
- Tisdell, C.A. (1993). *Economics of Environmental Conservation*. Economics for Environmental and Ecological Management. Elsevier, Amsterdam.
- Trigo, E.J. (2005). Reflexiones sobre las oportunidades que ofrece la biotecnología agropecuaria a los países de América Latina y el Caribe y las opciones de políticas a impulsar para su desarrollo. Documento elaborado para el Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) en el marco del servicio WEB Coyuntura Agropecuaria 2004. http://www.iica.org.uy/online/coyuntura_10doc.asp
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. and Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Lett* 8: 857-874.
- Tucker, G.M., Heath, M.F. (1994). *Birds in Europe: Their Conservation Status*. Birdlife International, Cambridge (UK).
- Turner, M., Gardner, R. and O'Neill, R.V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and Process*. Springer, New York.
- USDA (2008). *Argentina Soybeans and Products Supply and Distribution Local Marketing Years*. USDA Foreign Agricultural Service. <http://www.fas.usda.edu/>
- Vandermeer, J., Perfecto, I. (1995). Breakfast of biodiversity: the truth about rainforest destruction. *Food First Books*, Oakland, 185 pp.
- Vazquez, M.E. (2002). Balance y fertilidad fosforada en suelos productivos de la región pampeana. En *Simposio Enfoque sistémico de la fertilización fosfórica*. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Pto Madryn, Chubut.
- Verdegem, M.C, Bosma, R.H., Verreth, J.A. (2006). Reducing water use for animal production through aquaculture. *Water Resources Development* 22:101-113.
- Victoria, F. B., Viegas Filho, J. S., Pereira, L. S., Texeira, J. L. and Lanna, A. E. (2005). Multi-scale modeling for water resources planning and management in rural basins. *Agricultural Water Management* 77: 4-20.
- Viglizzo, E.F. (1982). Los potenciales de producción de carne en la región pampeana semiárida. *Primeras Jornadas Técnicas sobre Producción Animal en la Región Pampeana Semiárida*. Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa (Argentina), 233-269.
- Viglizzo, E.F. (2007). El Sector Rural Argentino frente al Cambio Climático Global: Amenazas, Oportunidades y Estrategias. Área Estratégica de Gestión Ambiental, INTA, abril de 2007, 15 pp.
- Viglizzo E.F., Frank F.C. (2006). Land use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Bernardos, J., Buschiazzo,

- D.E., Cabo, S. (2006). A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 117:109-134.
- Viglizzo, E.F., Lértora, F.A., Pordomingo, A.J., Bernardos, J., Roberto, Z.E., Del Valle, H. (2001). Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 81, 65-81.
- Viglizzo, E. F., A. J. Pordomingo, M. G. Castro y F. A. Lértora (2002a). La sustentabilidad ambiental de la agricultura pampeana ¿oportunidad o pesadilla? *Ciencia Hoy* 12: 38-51.
- Viglizzo, E. F., A. J. Pordomingo, M. G. Castro y F. A. Lértora (2002b). La sustentabilidad ambiental del agro pampeano, Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria. Argentina, INTA, 84 pp.
- Viglizzo, E.F., Pordomingo, A.J., Castro, M. G. and Lértora, F. (2003). Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 87: 169-195.
- Vitousek, P.M., Naylor, R., Crews, T., David, M.B., Drinkwater, M.B., Holland, E., Johnes, P.J., Katzenberger, J., Martinelli, L.A., Matson, P.A., Nziguheba, G., Ojima, D., Palm, C.A., Robertson, G.P., Sánchez, P.A., Townsend, A.R., Zhang, F.S. (2009). Nutrient imbalances in agricultural development. *Science* 324: 1519-1520.
- Wackernagel, M., Rees, W. (1996). *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island (Canada).
- Waggoner, P.E. (1995). How much land can ten billion people spare for nature? Does technology make a difference? *Technology in Society* 17: 17-34.
- WCED -World Commission on Environment and Development- (1987). *Our Common Future*. Oxford University Press, New York, 43 pp.
- Wilson, J., Morris, A., Arroyo, B., Clark, S. and Bradbury, R. (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agricultural Ecosystem Environmental* 75, 13-30.
- Wischmeyer, W. H., Smith, D.D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning*. U.S. Department of Agriculture. Agriculture Handbook N° 537. Washinton. USA.
- Woodruff, N.F., Sidoway, F.H. (1965). A wind erosion equation. *Soil Sci Soc Am Proc* 29: 602-608.
- Wullschleger, S.D., Meinzer, F.C., Vertessy, R.A. (1998). A review of whole-plant water use studies in trees. *Tree Physiology* 18, 499-512.
- Zak, D.R., Grigal, D.F., Gleeson, S., Tilman, D. (1990) Carbon and nitrogen cycling during old-field succession: Constraints on plant and microbial biomass. *Biogeochemistry* 11, 111-129.
- Zak, D.R., Pregitzer, K.S. (1990) Spatial and temporal variability of nitrogen cycling in northern Lower Michigan. *Forest Science* 36,367-380.
- Zhang L., Dawes, W.R., Walker, G.R. (2001) Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37, 701-708.
- Zimmer, D., Renault, D. (2002). Virtual water in food production and global trade: review of methodological issues and preliminary results. *Proceeding Expert Meeting on Virtual Water*, Delft.

Anexo Metodológico

1. Área y período estudiado

El área geográfica cubierta por este estudio supera los 1.470.000 km², que representa el 63 % de la superficie continental de Argentina. Comprende las regiones de mayor importancia agrícola y ganadera del país (Pampas, Chaco, Espinal, Noreste y Noroeste), en las cuales ocurrió la expansión más significativa de cultivos anuales en condiciones de secano durante las últimas cinco décadas. El estudio involucró 15 eco-regiones, a saber: las Pampas Ondulada, Sub-húmeda, Austral, Semiárida, Anegable y Mesopotámica, los Chacos Húmedo Sub-húmedo, Sub-húmedo Central, Seco y Sub-húmedo Occidental, el Espinal y Campos, el Bosque Atlántico (Paranaense), los Esteros del Iberá, el Delta del Paraná y la Selva de Yungas. En ellas se concentra actualmente el 89 % de la población, el 98 % de las cabezas de ganado bovino y más del 27 % de la superficie implantada con distintos tipos de cultivos anuales y perennes (INDEC, 2004). Existe una alta diversidad de biomas que incluye grandes planicies cultivadas, pastizales y arbustales templados y subtropicales, bosques tropicales y subtropicales, ecosistemas de montaña, desiertos, ríos y arroyos, cuerpos de agua y humedales. La eco-región de las Pampas es la que más aporta a la economía agropecuaria de la región estudiada, ya que con menos del 30 % de las tierras totales en producción de secano, concentró en el período 2001-05 más del 70 % de la población del país y más del 50 % del stock de ganado bovino.

El estudio cubrió un lapso de 50 años entre 1956 y 2005, dividido en tres sub-períodos (1956-60, 1986-90 y 2001-05) que fueron seleccionados en función de la disponibilidad de datos estadísticos y de sus características específicas. El período 1956-60 representa satisfactoriamente el modelo agropecuario extensivo tradicional de Argentina, de bajos insumos, tecnologías rudimentarias y baja productividad. El período 1986-90 representa un punto de in-

flexión entre el modelo agrícola tradicional y el modelo tecnificado actual. El período 2001-05 muestra un modelo tecnificado de producción de granos que se ha expandido rápidamente en Argentina, con un uso moderado a alto de insumos, prácticas agronómicas eficientes y alta productividad relativa.

2. Fuentes de datos e información

La búsqueda de datos y su consolidación en bases ordenadas requirió una definición operativa de los usos/coberturas de la tierra. Se consideraron solamente tres tipos: i) tierra boscosa, que involucró a todas las tierras con cobertura vegetal de bosques tropicales, subtropicales y secos sin degradación irreversible, ii) tierra de pastizal/pastura, que incluyó a todas aquellas superficies que fueron utilizadas para pastoreo de ganado, como pastizales naturales (sabanas, arbustales, praderas templadas, vegetación herbácea en suelos hidromórficos) y pasturas cultivadas perennes, y iii) tierra cultivada en condiciones de secano, que es aquella que albergó los principales cultivos anuales de cereales y oleaginosas (trigo, maíz, sorgo, arroz, lino, soja y girasol), cereales forrajeros anuales (avena, centeno y triticale) y cultivos industriales (caña de azúcar y algodón). Las tierras cultivadas bajo riego no fueron consideradas en este estudio. Por diferencia entre la superficie de bosques más la superficie cultivada se calculó, para cada distrito, la superficie correspondiente al área de pastizal. La estructura básica de información cubrió 399 distritos políticos (departamentos y partidos), con una distribución territorial de aproximadamente 29 %, 43 %, 17 %, 8 % y 3 % para Pampas, Chaco, Espinal, Noreste y Noroeste, respectivamente.

Debido a la disparidad presentada por las distintas fuentes de información, se decidió reconstruir una base de datos que fuera consistente con los objetivos planteados. Los datos para estimar tierras cultivadas y rendimientos agrícolas medios de cada cultivo provinieron de los últimos tres Censos Nacionales Agropecuarios (1960, 1988, 2002; INDEC 1964, 1991 y 2004, respectivamente), de la serie anual 1969-

2005 de Estimaciones Agrícolas de la SAGPyA (2009), y de la publicación *La Argentina en Mapas* (CONICET-UBA, 2008). El Censo Nacional Agropecuario de 1960 fue la única fuente de datos utilizada para describir el primer período (1956-60), ya que en esa etapa no existían mediciones alternativas. Los dos períodos restantes (1986-90 y 2001-05) fueron reconstruidos a partir de las Estimaciones Agrícolas. Si bien el monitoreo efectuado por los censos nacionales del INDEC cubrieron en detalle el 100 % de las unidades censales programadas, los datos relevados correspondieron solamente al año en que el censo fue realizado. Suponiendo que las anomalías del año censado debido a condiciones de clima, precios, políticas, etc. distorsionaron los valores medios del período, se consideraron como válidos los promedios quinquenales (de área cultivada y rendimientos de cultivos) estimados a partir de las series de Estimaciones Agropecuarias anuales.

Al no existir cuantificaciones estadísticas de productividad ganadera, la tasa de producción de carne ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) fue estimada a partir de ecuaciones (Viglizzo, 1982) que vinculan la producción con la carga animal media (unidades ganaderas $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) para todos los distritos analizados. Las ecuaciones no lineales utilizadas para áreas de cría y engorde bovino fueron, respectivamente: $Y = -27,0 + 258,4X - 15,4X^2$ y $Y = -32,0 + 252,9X - 62,6X^2$, donde Y es producción de carne, y X es carga animal. La carga animal media se estimó a partir de datos estadísticos de cabezas bovinas (INDEC 1964, 1991, 2004), asumiendo una equivalencia de 1 cabeza igual a 1 unidad ganadera. La producción lechera fue analizada únicamente en la pradera pampeana, ya que más del 95% de los tambos se concentra allí. La productividad lechera es el resultado de un efecto combinado de carga animal y alimentación con concentrados energéticos y proteicos. La producción fue de base pastoril durante el período 1956-60, con una participación creciente de concentrados durante los dos períodos restantes. Los valores medios estimados de productividad fueron 1230, 3765 y 5733 litros de leche $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ para los períodos 1956-60, 1986-90 y 2001-05, respectivamente. Estos

datos surgieron de dividir la producción media total de leche en la pradera pampeana, por la superficie lechera, mientras que en los períodos 1956-60, 1986-90 y 2001-05 el stock lechero representó respectivamente 3,7; 3,1 y 2,9% del stock total (Sanmartino, 2006).

La tecnología de los cultivos fue caracterizada mediante cuatro factores: labranzas, insecticidas, herbicidas y fertilizantes. Las fuentes de información de uso y aplicación provinieron de: i) consultas a informantes técnicos que operaron en el primer período (1956-60) y, ii) consultas a publicaciones de difusión técnica en los dos períodos restantes. El análisis de las labranzas se basó en la relación cambiante que ocurrió entre labranza convencional y labranza conservacionista en los distintos períodos analizados. Esa relación fue 100-0, 90-10 y 40-60 para los períodos 1956-60, 1986-90 y 2001-05, respectivamente (Salvador, 2002). Los insecticidas fueron químicamente distintos en las tres épocas: predominaron los insecticidas clorados durante el período 1956-60, una combinación de fosforados y piretroides en el período 1986-90, y los piretroides en el período 2001-05. Respecto a los herbicidas, dependiendo de los cultivos tratados, predominaron distintas combinaciones de 2,4D, 2,4DB, Piclorán, Atrazina, Trifluralina, Bromoxinil y Glifosato. Éste último dominó el escenario del período 2001-2005 en cultivos de soja modificada. Las dosis adoptadas fueron las recomendadas por sus fabricantes. Se consideró solamente el uso de fertilizantes nitrogenados y fosfóricos, asumiendo una curva de uso que guardó una relación directa con la compra de estos productos según estadísticas disponibles (SENASA, 2004): aunque las dosis variaron de acuerdo al tipo de cultivo, el máximo valor de uso (100) se asignó al período 2001-05. Valores de 20 y 0 fueron respectivamente asignados a los períodos 1986-90 y 1956-60.

En relación a la superficie de bosques, los datos de los tres Censos Nacionales Agropecuarios del INDEC presentaron divergencias notorias respecto a otras fuentes de información (Gasparri y Menéndez, 2004; Grau *et al.*, 2005; Boletta *et al.*, 2006, SAyDS, 2007a, SAyDS,

2007b). Las áreas boscosas fueron re-calculadas a partir de los criterios y estimaciones de Gasparri *et al.* (2008), quienes utilizaron distintas fuentes de información para estimar, en un meticuloso estudio, los cambios en el stock y emisiones de carbono en bosques del Norte argentino durante el período 1900-2005. Debido a que esos datos no estaban desagregados en distritos como requería nuestro estudio, la distribución porcentual de los biomas boscosos entre los distritos analizados fue reconstruida a partir de la distribución geográfica que esos bosques presentaban en los Censos Nacionales considerados.

La base de datos reconstruida y organizada a escala de distrito permitió identificar 399 tipologías distintas de producción (una por distrito) para cada uno de los tres períodos analizados. El cálculo básico consistió en definir para cada distrito, un sistema predominante que fue función del patrón de uso/cobertura de la tierra, el área relativa (%) de cada rubro productivo, sus rendimientos anuales por hectárea, los insumos utilizados y los procesos desarrollados dentro del período estudiado. De esta manera, el estudio involucró 1197 sistemas distintos de producción.

3. Estimación de stocks, balances e impactos

Mediante indicadores específicos se evaluó el comportamiento ecológico y ambiental de las 1197 tipologías productivas identificadas. Esta evaluación incluyó: i) cambios en el stock de carbono, nitrógeno y fósforo total, en suelo y en biomasa, ii) los balances de energía, carbono, nitrógeno y fósforo, iii) el uso del agua, iv) el riesgo de contaminación por nutrientes y plaguicidas, v) la pérdida de sedimentos por erosión de los suelos, vi) el balance de gases de efecto invernadero, vii) el riesgo de intervención del hábitat y, viii) los cambios en la oferta de servicios ecosistémicos.

3.1. Stocks (Capítulo 3)

A través de diferentes procedimientos y fuentes de información se estimaron los stocks

de carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo disponible (P) en los tres períodos analizados.

3.1.1. Stocks de C

El stock de C, que incluyó el C contenido en la biomasa y en el suelo, tuvo una estimación independiente para los biomas de bosque (natural y cultivado), para los pastizales naturales/pasturas cultivadas y para los cultivos anuales. El stock de C en bosques se estimó a partir de tres componentes: i) la biomasa aérea, ii) una fracción de biomasa extra (incluyó la biomasa subterránea, la vegetación de sotobosque, y los desechos de material vegetal), y iii) el C orgánico en los primeros 30 cm de suelo (estimado a partir de la densidad aparente del suelo igual y asumiendo un 58 % de C en la materia orgánica). El stock de biomasa aérea (Ton MS ha⁻¹) en los bosques fue estimado a partir de los inventarios del IPCC (2006) para biomas boscosos (tropicales y subtropicales, húmedos y secos). Las estimaciones del IPCC (2006) fueron posteriormente confrontadas con las estimaciones realizadas recientemente por Gasparri *et al.* (2008) con el objeto de detectar discrepancias entre ambas fuentes. Mientras el valor medio para el bosque Chaqueño de acuerdo a Gasparri *et al.* (2008) fue de 78, ese valor calculado según el IPCC fue igual a 74 Ton MS ha⁻¹ año⁻¹. Siguiendo el mismo criterio, los valores medios confrontados fueron 256,5 y 300 para el Bosque Atlántico, y 197,7 y 180 para la Selva de Yungas. Asumimos que la cercanía de estas cuantificaciones daba fiabilidad al método escogido en este estudio. La fracción de biomasa extra fue calculada como un porcentaje de la biomasa aérea, tomando como base las estimaciones de Gasparri *et al.* (2008). Esos porcentajes fueron de 0.49, 0.41 y 0.38, respectivamente, para las eco-regiones de Chaco, Bosque Atlántico y Yungas. Se utilizó un promedio de los tres (0.43) para la eco-región del Espinal. Para estimar la fracción de C en la biomasa se adoptó un factor medio de conversión de 0.47, recomendado por el IPCC (2006) para estimar el stock de C por tonelada de MS de biomasa. El stock medio de C orgánico en suelos de tierras de bosque fue estimado a partir de datos de Quiroga *et al.*

(1996), Guo y Gifford (2002) y Gasparri *et al.* (2008). Los datos utilizados fueron de 31, 35, 65 y 56 Ton ha⁻¹ para las eco-regiones de Chaco, Bosque Atlántico, Yungas y Espinal respectivamente. Se asumió un valor similar al del Bosque Atlántico (35 Ton ha⁻¹) para los suelos boscosos de los Esteros del Iberá y el Delta del Paraná.

A pesar de que el área implantada con bosques cultivados fue pequeña en relación al área total del estudio (0; 0,43 y 0,74% en los tres periodos, respectivamente; SAGPyA, 2009), su contribución al stock de C fue calculada en las regiones de Selva Paranaense, Delta del Paraná y Esteros del Iberá (0; 4,1 y 8,0, respectivamente). La superficie de bosques implantados en el resto de las regiones fue inferior a 0,2% en todos los casos. Siguiendo el criterio del IPCC (2006), se utilizaron valores de biomasa aérea de 222,5; 157,0 y 88,75 Ton ha⁻¹ en bosques implantados tropicales, subtropicales y templados.

Los mismos tres componentes fueron utilizados para estimar el stock de C de los pastizales y pasturas, tomando los datos default sugeridos por IPCC (2006) para ambientes tropicales-subtropicales y templados, y para condiciones de alta y baja precipitación. Para las eco-regiones y sub-regiones de Chaco Húmedo, Chaco Sub-húmedo, Chaco Seco, Bosque Atlántico, Selvas de Yungas, Esteros, Delta, Espinal, Pampa Semiárida, Pampa Sub-húmeda y Pampa Húmeda, se aplicaron en nuestras estimaciones valores medios (Ton C ha⁻¹) para la biomasa aérea (13,5; 9,5; 6,1; 16,1; 9,1; 16,1; 16,1; 6,5; 6,5 y 13,6 respectivamente) y para la biomasa extra (1,6; 1,6; 2,8; 1,6; 1,6; 1,6; 1,6; 2,8; 2,8 y 4,0 respectivamente). Los stocks de C orgánico en suelo se obtuvieron a partir de datos de Quiroga *et al.* (1996), Alvarez *et al.* (1995), Krüger (1996), Andriulo *et al.* (2001), Studdert y Echeverría (2002), Steinbach y Alvarez (2006) y Gasparri *et al.* (2008). Esos valores (Ton C ha⁻¹) fueron 34, 39, 72, 39, 39, 52, 55 y 57, 52, 45, 55 y 55, para Chaco Húmedo, Chaco Sub-húmedo, Chaco Seco, Bosque Atlántico, Selvas de Yungas, Esteros del Iberá, Delta del Paraná, Espinal, Pampa Ondulada, Pampa Austral, Pampa Sub-húmeda, Pampa Semiárida,

Pampa Anegable y Pampa Mesopotámica, respectivamente.

En el caso de los cultivos, no se tomaron en cuenta variaciones de biomasa aérea y subterránea. Se asumió que el stock de C del ecosistema se encuentra almacenado en la materia orgánica del suelo. Aceptando que los cultivos anuales han colonizado suelos de vegetación natural, se arrancó en el período 1956-60 con un stock de C orgánico en suelos similar al que presentan los biomas de bosque y pastizal. Tomando valores promedios de ganancia y/o pérdida de C orgánico entre dos períodos consecutivos (cuyo cálculo se describe en la sección siguiente referida a Flujos), se estimaron los stocks medios correspondientes a los períodos 1986-90 y 2001-05. Por otro lado, el stock de C del suelo de los bosques fue estimado a partir de Gasparri *et al.*, (2008), con valores de 31, 35, 65 y 56 Ton C ha⁻¹ para Chaco, Selva Paranaense, Yungas y Espinal, respectivamente. Un valor de 35 Ton C ha⁻¹ fue asumido para los suelos de bosques del Delta del Paraná y Esteros del Iberá.

3.1.2. Stocks de N

Para calcular el stock de N (Ton ha⁻¹), se adoptó una metodología sencilla dividiendo la estimación en dos compartimentos: biomasa y suelo. Parte del stock en biomasa y suelo fue estimado a partir de valores constantes. Se utilizaron relaciones N:C específicas para cultivos (0.02458 ± 0.00256) (Givens *et al.*, 1990), bosques (0.0359 ± 0.0126) (Zak y Pregitzer, 1990; Nadkrmiz & Matelson, 1992; Hooker & Compton, 2003), pastizales (0.0603 ± 0.0072) (Zak *et al.*, 1990) y pasturas (0.0796 ± 0.0234) (NRC, 1978; Givens *et al.*, 1990). En el caso de los suelos, el stock (Ton N ha⁻¹) se calculó a partir de una relación relativamente constante de 0,11 Ton de N por Ton de C orgánico, resultante de promediar valores de N que oscilan entre 10 y 12% del C orgánico almacenado en los primeros 30 cm de suelo (Salamanca, 1999). La otra parte de la estimación del stock de N en suelos involucró una suma de los balances de N cuyo cálculo se describe en la sección de *Balances de N y P*.

3.1.3. Stocks de P

La estimación del stock de P disponible (kg ha^{-1}) también fue dividida en dos compartimentos: biomasa y suelo. Un valor de $0,1184 \pm 0,0620$ se aplicó como relación P:N en el caso de la biomasa. En el caso del suelo, se asumió una relación de 1 tonelada de P por cada tonelada de C orgánico. Este stock inicial fue modificado mediante los valores de ganancia y/o pérdida anual de P registrados entre dos períodos consecutivos para estimar los stocks correspondientes a los períodos.

3.2. Balances (Capítulo 4)

El instrumento de evaluación utilizado para valorar balances e impactos fue el modelo *AgroEcoIndex*, utilizado anteriormente con el mismo fin en la pradera pampeana a escala regional (Viglizzo *et al.*, 2003) y predial (Viglizzo *et al.*, 2006). El análisis de los balances de energía, C, N y P adquiere significación durante los procesos de expansión territorial e intensificación tecnológica de la producción agropecuaria (Agriculture y Agri-Food Canada, 2000).

3.2.1. Balance de energía

Los flujos energéticos ($\text{MJ ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) generados a partir del ingreso de energía fósil (EF) y el egreso de energía productiva se estimaron mediante un procedimiento sencillo: i) el ingreso de EF fue el resultado de sumar el costo energético de síntesis de distintos insumos (plaguicidas, fertilizantes, concentrados, semillas, etc.) y actividades agropecuarias (arada, rastreada, siembra, fumigación, cosecha, bombeo de agua, etc.) que consumen combustible fósil, y ii) el egreso de energía surgió de sumar los rendimientos de energía contenidos en granos y productos animales que salen del sistema. Distintas fuentes aportaron los datos utilizados para valorar insumos y productos (Reed *et al.*, 1986; Givens y Moss, 1990; Stout, 1991, Conforti y Giampietro, 1997, Pimentel, 1999).

3.2.2. Balance de C

Los flujos de C ($\text{Ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) producidos en la biomasa vegetal se estimaron a partir de

datos de forestación, deforestación, la quema de bosques y pastizales y la extracción o remoción de material leñoso. Los cálculos, realizados de acuerdo a la metodología propuesta por IPCC (2006) se basaron en el supuesto que: i) los bosques naturales o cultivados en equilibrio (clímax) no actúan como fuente ni sumidero, ii) la regeneración de bosques secundarios y pastizales sobre tierras abandonadas, así como el crecimiento anual de los bosques, son un sumidero de C, iii) los bosques pierden C por efecto de la deforestación y la extracción de material leñoso, iv) la densidad media de C en la biomasa leñosa equivale a $47 \text{ Ton C Ton}^{-1}$ de biomasa seca, v) la pérdida de C por extracción, quemadas controladas o incendios destruyen biomasa dentro del año, mientras que la descomposición de madera en el sitio dura en promedio 10 años. Se asume que la quema deja un remanente de carbón de leña (menos del 10 %) que tiene una descomposición lenta (hasta 100 años), y vi) no se computa el crecimiento de otros tipos de vegetación (cultivos, pasturas), ya que se supone que el C secuestrado es removido en poco tiempo durante la cosecha o por el ganado.

Los valores medios de cambios en biomasa leñosa ($\text{Ton MS ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) fueron obtenidos de datos *default* revisados por el IPCC (2006) para bosques (naturales y cultivados) tropicales, subtropicales, templados y boreales, y pastizales de estepa, tundra, sabana y arbustivas. De esta manera, el balance de C en biomasa (C_b) en un período dado resulta de la siguiente ecuación:

$$\text{Balance } C_b = A_c - (D \text{ y/o } E) + F + DC$$

donde, A_c es el aumento anual de C por crecimiento de la biomasa, D es la extracción de C por deforestación, E es la extracción de C por remoción de biomasa leñosa sin deforestación, F es la pérdida de C contenido en la biomasa afectada por el fuego, y DC es la pérdida de C por descomposición de la biomasa luego de la deforestación.

Los flujos de C orgánico en suelo ($\text{Ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) fueron estimados a partir de una meto-

dología simplificada de cálculo propuesta por el IPCC (2006). La línea de base fueron los stocks iniciales utilizados en la sección anterior. El stock inicial fue afectado por tres factores multiplicativos de corrección: i) un factor de uso de la tierra (U) cuyo valor es diferente para cultivos, pastizales/pasturas y bosques; ii) un factor de labranza (L), que multiplicó por un valor menor a 1 en el caso de labranzas convencionales, e igual o mayor que 1 en el caso de labranzas conservacionistas, y iii) un factor residuos orgánicos (R), que valoró el remanente de materia orgánica sobre el potrero (rastros). Este valor fue menor a 1 en el caso de una actividad que no deja residuos orgánicos sobre el suelo, y mayor a 1 cuando existe un residuo o bien un agregado de MO. De esta manera, el flujo anual de C es el resultado de corregir el stock previo mediante esos factores y dividirlo por el número de años entre dos estimaciones consecutivas:

$$\text{Flujo de C}_{\text{actual}} = (\text{Stock C}_{\text{previo}} \times U \times L \times R) / 20$$

3.2.3. Balances de N y P

Los flujos medios de ingreso y salida ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) de N y P se estimaron mediante un procedimiento similar. Las vías y valores de ingreso de N al sistema fueron las siguientes: i) N ingresado por precipitaciones (0.6 kg N por cada 100 mm lluvia), ii) N ingresado por fertilizantes aplicados (en kg ha^{-1}), iii) N ingresado por fijación biológica de leguminosas (estimado entre 70 y $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ según cultivos) y, iv) N ingresado al sistema como suplemento animal. Por su parte, las vías de ingreso de P fueron dos: i) P ingresado por fertilizantes aplicados (su densidad depende del fertilizante) y, ii) P incorporado como suplemento animal. Las vías de egreso de N consideradas fueron i) el producto, ii) el N perdido por erosión (ver sección 3.4.3) y pérdida de materia orgánica (ver sección 3.2.2) y iii) las emisiones de N_2O a la atmósfera ($\text{N}_2\text{O} \times 0,68$). Estas últimas fueron a su vez a partir de la metodología propuesta por IPCC (2006), como se describe en la sección 3.4.4. En el caso del P, las vías de pérdida consideradas fueron las dos primeras, asumiendo

una relación N:P fija (ver sección 3.1.3). Los datos de concentraciones de N y P de insumos y productos fueron obtenidos de diversas fuentes bibliográficas (Lloyd *et al.*, 1978; NRC, 1978; Givens y Moss, 1990).

3.3. Uso del agua

Los flujos anuales de ingreso y salida (mm año^{-1}) de agua consumida por las actividades agrícolas durante el proceso productivo, requirieron un cálculo complejo. Por un lado, se consideraron los consumos de agua de los cultivos y del ganado expresados en $\text{mm ha}^{-1} \text{año}^{-1}$. El consumo anual se calculó en base a valores de evapotranspiración real (ETP) que fueron corregidos por el coeficiente K_c específico para cada cultivo (FAO, 1992). A cada especie de cultivo le corresponde una fracción específica de esta ETP de referencia, aunque varía de acuerdo a las condiciones atmosféricas y al rendimiento obtenido (Andrade y Sadras, 2002; Sadras, 2003). Por otro lado, para evaluar el consumo de agua por parte de especies forestales se recurrió a trabajos de revisión bibliográfica sobre el tema (Running y Coughlan, 1998; Wullschlegel *et al.*, 1998; Kallarackal y Somen, 2008). El consumo en bosques y pastizales fue estimado en base a modelos empíricos que relacionan la evapotranspiración con las precipitaciones propuestos por Zhang *et al.* (2001). Se utilizaron las siguientes ecuaciones para estimar el consumo en bosques (ETPb), pastizales (ETPp) y ecosistemas mixtos (ETPm): i) $\text{ETPb} = 50,0 + 0,9195 \text{ PPT} - 0,0001 \text{ PPT}^2$; ii) $\text{ETPp} = 69,875 + 0,6263 \text{ PPT} - 0,0001 \text{ PPT}^2$; iii) $\text{ETPm} = 59,938 + 0,7729 \text{ PPT} - 0,0001 \text{ PPT}^2$.

Para calcular el uso de agua por parte del ganado, se consideraron dos fracciones: el agua de bebida y el agua ingerida mediante el consumo de alimentos. El primero, estimado en $50 \text{ litros cabeza}^{-1} \text{ día}^{-1}$ en el caso de los bovinos, es relativamente pequeño en relación al segundo (Verdegem *et al.*, 2006), ya que éste último arrastra la "memoria" de agua utilizada para producir forraje y alimentos. Por lo tanto, el agua ingerida con los alimentos está directamente asociada al consumo diario de MS de

forraje, que varía de acuerdo al tipo y tamaño del animal, condición fisiológica, calidad del forraje, temperatura ambiente, viento y humedad. El consumo voluntario de forraje y alimentos concentrados (kg MS cabeza⁻¹ día⁻¹) fue estimado a partir de ecuaciones propuestas por Verdegem *et al.* (2006) para ganado bovino de carne y leche. Estas ecuaciones tienen factores constantes y variables que tomaron en cuenta la metabolizabilidad de la dieta (proporción de energía metabolizable sobre energía bruta total), el peso metabólico de los animales ($P^{0.45}$), el nivel de producción (de carne o leche) y la naturaleza del alimento incorporado (pasto o concentrados). Los ingresos de agua provenientes de los alimentos se estimaron a partir de cálculos bibliográficos del agua utilizada para la producción de los mismos (Doorenbos *et al.*, 1986; FAO, 1992; Barthèlemy *et al.*, 1993; Hoekstra y Hung, 2002; Renault y Wallender, 2000; Zimmer y Renault, 2002). Sumando los volúmenes de agua consumidos por kg de producto en granos, carne, leche y biomasa se realizó una estimación de la cantidad total de agua utilizada (mm año⁻¹) por parte del sistema analizado. De esta manera fue posible confrontar los mm de agua ingresados con los mm egresados del ecosistema en estudio.

3.4. Impactos (Capítulos 5, 6, 7 y 8)

Los impactos sobre el ambiente se analizaron en relación a: i) la contaminación por nutrientes, ii) la contaminación por plaguicidas, iii) la pérdida de sedimentos por erosión del suelo, iv) el balance de gases de efecto invernadero, v) el riesgo de intervención del hábitat y, vi) los cambios en la oferta de servicios ecosistémicos.

3.4.1. Riesgo de contaminación por nutrientes

El riesgo de contaminación por nutrientes (expresado en mg litro⁻¹ de agua de drenaje) fue directamente vinculado a los balances de N y P estimados en 3.2.3. Siguiendo un procedimiento sugerido por Mc Donald (2000), se asumió que solamente existe riesgo de contaminación

en casos que denotaron excedentes no utilizados de N o P en el suelo. Como los excedentes son transportados por el agua, el análisis se complementó con datos hídricos del ecosistema analizado, a saber: i) valores medios de *precipitación*, ii) valores medios de *evapotranspiración real*, y iii) *capacidad media de retención de agua* del suelo, que fue función de la textura del suelo. Los valores de precipitación y evapotranspiración fueron extraídos del Atlas Agro-climático de la República Argentina (Murphy *et al.*, 2008), y los de capacidad de retención de agua de los suelos de AgriFood Canada (2000). Los datos fueron agrupados en tablas incorporadas a la configuración del modelo. El riesgo se valoró a través del nutriente residual que potencialmente pudo diluirse en el agua excedente, que fue resultado de la diferencia entre evapotranspiración real y la precipitación media (mm precipitados - mm evapotranspirados). El riesgo se manifestó solamente en el caso que ambos residuos (nutrientes y agua) fueron positivos.

3.4.2. Riesgo de contaminación por plaguicidas

El cálculo del riesgo de contaminación de las napas por plaguicidas es un índice relativo que permitió comparar distintos procesos productivos. El cálculo del indicador se basó en determinar la toxicidad de los plaguicidas más utilizados (insecticidas, herbicidas y fungicidas) y en la corrección de ese valor por factores de persistencia y movilidad del compuesto una vez ingresado al suelo. Fue necesario asimismo recabar información acerca de los plaguicidas aplicados en distintos cultivos, como también su formulación (% de producto activo) y dosis aplicada por hectárea. La ecuación utilizada en el modelo fue la siguiente:

$$\text{Riesgo} = \frac{1000}{DL50} \left[\frac{K_{sp} + R}{2} + K_{oc} + T \frac{1}{2} \right] \times \text{Dosis} \times \text{Superficie}$$

La toxicidad del compuesto, obtenida del vademécum de plaguicidas utilizado en Argentina (CASAFE, 1997), fue estimada a partir de datos sobre la dosis letal media oral para ratas

(DL50) expresada en mg kg^{-1} de peso vivo. Se utilizó el inverso multiplicativo para indicar que a menor valor de DL50, mayor es la acción tóxica del producto. La solubilidad del compuesto en agua (Ksp) expresa el riesgo de que el mismo llegue al acuífero y está asociada a la recarga anual de agua al acuífero (R), de manera que a mayor recarga mayor riesgo de contaminación. Se considera también el coeficiente de adsorción por la fase orgánica del suelo (Koc) porque los compuestos con altos valores de adsorción sufren menor lixiviación y resultan menos tóxicos. Finalmente, la vida media ($T_{1/2}$) del compuesto se asocia a su persistencia tóxica en el ambiente. Los valores Ksp, R, Koc y $T_{1/2}$ fueron tabulados según valores relativos de toxicidad (1 es el menor y 5 es el mayor) de acuerdo a la naturaleza del compuesto y las características del suelo estudiado. El riesgo de contaminación general de un proceso productivo surge de sumar las contribuciones relativas de las distintas actividades agropecuarias explotadas dentro de un período productivo de 12 meses.

3.4.3. Pérdida de sedimentos por erosión del suelo

El cálculo del riesgo de la producción de sedimentos por erosión del suelo ($\text{Ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) se basó en las ecuaciones universales para estimar Erosión Eólica (WEQ) y Erosión Hídrica (USLE). WEQ (Woodruff y Sidoway, 1965; Hagen, 1991) toma en cuenta la erodabilidad potencial (E) del suelo (que es función de los contenidos de materia orgánica, limo, arcilla, arena y carbonatos, de la interacción entre temperatura, lluvia y viento, y de la longitud de los potreros), la cobertura vegetal (CV) del suelo (que depende del tipo de cultivo o vegetación existente), y la rugosidad (K) del suelo (que depende del sistema de labranza aplicado). La ecuación utilizada fue la siguiente:

$$\text{WEQ} = (34,8183 - 23,1874 * \text{CV} + 0,578141 * \text{E}) * \text{K}$$

Por su parte, USLE (Wischmeyer y Smith, 1978) toma en cuenta la erosividad (R) de las lluvias (calculada a partir de las precipitaciones según procedimiento de Irurtia et al., 1984), la

susceptibilidad (K) del suelo a la erosión hídrica (función de la materia orgánica, textura y permeabilidad del suelo), la topografía (LS) (que es función de la pendiente del terreno), la cobertura vegetal (C) del suelo (que depende del tipo de cultivo o vegetación existente), y el tipo de labranza (P) considerado (convencional, conservacionista o siembra directa). La ecuación aplicada es multiplicativa:

$$\text{USLE} = \text{R} * \text{K} * \text{LS} * \text{C} * \text{P}$$

El cálculo de erosión total surgió de sumar los aportes relativos por WEQ y USLE en cada una de las actividades consideradas. La información necesaria para los cálculos de ambas ecuaciones fue obtenida del Atlas de Suelos de la Argentina (INTA, 1990), Murphy (2008) y Michelena et al. (1989).

3.4.4. Balance de gases de efecto invernadero

El balance de gases invernadero se obtiene a partir de una adaptación de la metodología propuesta por el IPCC (1997), que consiste en la suma y resta de los valores estimados para las distintas fuentes de emisión y secuestro de gases invernadero, respectivamente. Los tres gases considerados en este indicador son el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4), y el óxido nitroso (N_2O), aunque se totalizan los resultados en toneladas de equivalente CO_2 (emitido o secuestrado) por unidad de espacio y tiempo ($\text{Ton ha}^{-1} \text{año}^{-1}$). Para realizar esto, se convierten los dos últimos gases, afectándolos por su potencia invernadero, de 21 y 310 veces el potencial correspondiente al CO_2 , respectivamente. A continuación veremos los cálculos necesarios para la estimación de emisión y/o secuestro de CO_2 , CH_4 y N_2O , respectivamente.

Cálculo de la emisión y secuestro de CO_2

$$\text{Eq.CO}_2 = (\text{CO}_2) + (\text{CH}_4 \times 21) + (\text{N}_2\text{O} \times 310)$$

En primer lugar, se estima la emisión y el secuestro de CO_2 , a partir de tres componentes de su balance: el cambio en el stock de C del

suelo, los cambios en el stock de C de la biomasa, y la emisión de CO₂ por quema de combustibles fósiles en las actividades agropecuarias.

$$CO_2 = (CO_2 - SC) + (CO_2 - BIO) + (CO_2 - CF)$$

El primero de los componentes se estima a partir del indicador de cambio en el stock de C del suelo (CSC), explicado anteriormente. Para esto, se multiplica, teniendo en cuenta los pesos atómicos de los elementos que componen la molécula, el valor obtenido por el cociente 44×12^{-1} (para convertir la masa de C a su equivalente en CO₂). Cabe agregar que, debido a que se asume que las pérdidas en el C del suelo significan ganancias en el C de la atmósfera, también se cambia de signo el valor del indicador anterior.

$$CO_2 - SC = \pm CSC \times 44/12$$

En el segundo componente, algunos cambios en el stock de C de la biomasa, como la forestación, la deforestación y la quema de bosques y pastizales implican un cambio importante en las tasas de emisión y secuestro de CO₂. Básicamente, los cálculos consisten en estimar las pérdidas o ganancias de biomasa y convertirlas en CO₂.

- Los cálculos asumen algunos supuestos básicos: Los bosques naturales o cultivados en equilibrio (climático), que no sufren intervención antrópica no actúan como fuente ni sumidero, por tanto, al ser neutros, no entran en el cálculo.
- La regeneración de bosques secundarios sobre tierras abandonadas, así como el crecimiento anual de los bosques conforman un sumidero neto de secuestro de C (CO₂ -REG).
- También entran en el cálculo distintos tipos de bosques que sufren cambios significativos en el stock de biomasa, como deforestación (CO₂ -DEF) y extracción de leña y rollizos (CO₂ -EXT).
- Todo el C removido con la biomasa leñosa es oxidado (convertido en CO₂)

en el mismo año de la extracción.

- La concentración de C en la biomasa es igual a 0.5 Ton C Ton de biomasa seca⁻¹.
- La liberación de CO₂ por extracción, quemas controladas o incendios consumen biomasa en la escala temporal de un año, mientras que la descomposición de madera en el sitio ocurre dentro de una década.
- Una parte de la madera generalmente se comercializa, otra es quemada en el lugar (CO₂ -QUE), y otra parte queda como un remanente de carbón de leña que tiene una descomposición muy lenta (hasta 100 años).
- Se asume que todo el C de la biomasa en descomposición se libera como CO₂, aunque la bibliografía disponible indica que hasta un 10 % del C quemado se convierte en carbón de leña
- De la biomasa que queda remanente en el lugar, una parte (50 %) es quemada dentro del mismo año, y el resto (50 %) sufre una degradación lenta (de varios años) en el terreno.
- Donde existen quemas en el lugar, ocurren también emisiones de metano (CH₄), de monóxido de C (CO), de óxido nitroso (N₂O), y otros óxidos de N (NO y NO₂).
- El enfoque utilizado consiste en estimar la emisión de estos gases en relación a la cantidad de C liberado durante la quema. De esta manera, por cada tonelada de C liberado, se liberan en promedio: (a) 0,012 t de CH₄, (b) 0,06 t de CO, (c) 0,007t de N₂O, y (d) 0,121 t de NO. Luego, estos gases deben ser convertidos a C.
- Las equivalencias en peso molecular son: C-CH₄= 16×12^{-1} , y C-CO= 28×12^{-1} . En el caso de los gases que contienen N hay que definir la relación N:C de la madera que se quema. Se acepta una relación de 0,01, para convertir esta emisión en C se asume: C-N₂O= 44×28^{-1} , y C-NO= 46×14^{-1} .
- La fracción de biomasa aérea rema-

nente que no fue quemada, queda expuesta a un proceso lento de oxidación que demora más o menos una década. El IPCC (1997) recomienda considerar una tasa de descomposición de 10 % por año.

- Cuando las tierras de cultivo y pasturas son retiradas de la producción y abandonadas, el C se reacumula tanto en la biomasa (si crece un bosque) como en el suelo.
- No se computa, por el contrario, el crecimiento de otros tipos de vegetación (cultivos, pasturas, pastizal natural), ya que se asume que, en estos últimos, el C secuestrado es removido en poco tiempo en la cosecha o por el ganado.

En resumen, las ecuaciones para estimar las emisiones y secuestros de CO₂ por cambios en la biomasa son las siguientes:

$$(CO_2-BIO)=(CO_2-REG)-(CO_2-DEF)-(CO_2-EXT)+(CO_2-QUE)$$

$$(CO_2 - REG) = -(Crecim .Biomasa \times 0,5 \times 44 / 12)$$

$$(CO_2 - EXT) = Extracc .Biomasa \times 0,5 \times 44 / 12$$

$$(CO_2 - DEF) = ((CO_2 - EXT) \times 0,5 \times 44 / 12) + ((CO_2 - EXT) \times 0,1 \times 44 / 12)$$

(de lo que se extrae, la mitad queda y se descompone tras la quema y una parte se descompone en 10 años)

(lo que se quema se descompone, y además se libera CH₄, CO, N₂O y NO)

Finalmente, la emisión de CO₂ por quema de combustibles fósiles (CO₂-CF) se basa en el consumo de energía fósil utilizada en distintas actividades e insumos agropecuarios, y se parte del supuesto que cada Mj quemado de energía fósil equivale a una producción de 72 gramos de CO₂.

$$CO_2 - CF = Consumo .EF \times 72$$

Cálculo de la emisión de CH₄

En segundo lugar, la emisión de gases invernadero por generación de CH₄ deriva, en el sector rural, de tres fuentes principales: fermentación entérica (CH₄-FE), fermentación fecal (CH₄-FF), y emisión en cultivos de arroz (CH₄-ARR). Los dos primeros valores dependen de la cantidad de animales y del tipo de alimentación (básicamente porque hay más carbono en el pasto que en el grano), mientras que el tercero se estima en 5,68x10⁻⁴ toneladas de CH₄ por ha de arroz sembrada.

$$CH_4 = (CH_4 - FE) + (CH_4 - FF) + (CH_4 - ARR)$$

Cálculo de la emisión de N₂O

En tercer lugar, se calcula la emisión de gases invernadero por generación de óxido nitroso. Los cálculos de este módulo son los más complejos de todo el proceso, no obstante, algunos de ellos han podido ser simplificados a través de tablas de emisión estimadas únicamente para las condiciones de la planicie pampeana.

Las tres vías principales de emisión son: emisiones directas por heces y orina (N₂O-HO), emisiones indirectas por volatilización, lavado e infiltración de fertilizantes sintéticos y excreciones animales (N₂O-VLI), y emisiones directas desde suelos agrícolas por fertilización, fijación biológica de N y residuos de cosecha (N₂O-SA).

$$N_2O = (N_2O - HO) + (N_2O - LVI) + (N_2O - SA)$$

Se estima que los animales eliminan aproximadamente 0,02 kg de N₂O por kg de N excretado como heces y orina. Los valores de N excretado (kg N cabeza⁻¹ año⁻¹) dependen del tipo de ganado y del tipo de alimentación, al igual que la emisión de CH₄.

$$(N_2O - HO) = N .Excretado \times 0,02$$

Las emisiones indirectas por volatilización, lavado e infiltración reflejan el N₂O que se pierde proveniente de fertilizantes nitrogenados aplicados y excreciones animales. Este N₂O proviene

fundamentalmente del N amoniacal (N-NH₃). El factor de emisión sugerido es de 0,01 kg N₂O por kg N-NH₃, la fracción de NH₃ que se estima es de 0,2 kg N-NH₃ por kg de N excretado, y 0,1 kg N-NH₃ por kg de N aplicado como fertilizante.

$$(N_2O - VLI) = (N.Excretado \times 0,01 \times 0,2) + (N.Fertilizado \times 0,01 \times 0,1)$$

Las emisiones directas desde suelos agrícolas provienen tanto del uso de fertilizantes sintéticos, como de fijación biológica de N, como de residuos de cosecha (rastros). Los supuestos de cálculo son: los fertilizantes sintéticos emiten aproximadamente 0,0125 kg N₂O por kg de N aplicado, se emiten 0,7 kg N₂O por kg de N fijado por pasturas y 0,35 kg N₂O por kg de N fijado por soja, y finalmente la emisión por residuos de cosecha (rastros) se ha unificado en 0,96 kg N₂O por ha y por año.

$$(N_2O - SA) = (N.Fert \times 0,0125) + \left(N.Fij \times \begin{matrix} 0,70 \\ 0,35 \end{matrix} \right) + (0,96 \times Sup.Agrícola)$$

Concluyendo, el balance de gases de efecto invernadero puede ser positivo, negativo o neutro. Si el balance es positivo, quiere decir que el establecimiento está actuando como emisor de Equivalente CO₂ (o sea, de gases invernaderos). Si el balance es negativo, actúa como sumidero de CO₂, es decir que está secuestrando gases invernaderos.

3.4.5. Riesgo de intervención del hábitat

A través del indicador de intervención del hábitat se intentó evaluar la condición actual de los agroecosistemas, al compararla con la condición considerada como original (previa a la llegada del Hombre blanco al continente americano). Esta condición representó, en cada área agroecológica, las características promedio del stand de vegetación maduro, sin presencia de disturbios importantes. Si bien se sabe que la pérdida y fragmentación de hábitats es una de las mayores amenazas para la biodiversidad, no existen demasiados métodos para identificar y cuantificar tales impactos (Gontier *et al.*,

2006). El indicador utilizado consistió en una comparación relativa, a partir de una serie de características de la vegetación presente (o ausente) en ambos casos, de manera similar a la propuesta por Parkes *et al.* (2003). En las mismas se hizo referencia principalmente a su valor como oferente de refugio y alimentación para la biodiversidad autóctona, debido a que se sabe que el arreglo espacial de la vegetación determina en gran medida la distribución y abundancia de muchas especies animales y vegetales (Riitters *et al.*, 1997).

Se utilizaron, para tal fin, las siguientes características de la vegetación: la cantidad de especies (una o muchas), el origen de esas especies (nativo o introducido), la periodicidad (perenne o anual) y la organización en estratos verticales (arbóreo, arbustivo y gramíneo). Seguidamente, se asignaron "puntos de impacto", a través de una ponderación determinada empíricamente, a dichas características. De esta manera, cuando más diferentes fueron los potreros de la condición original, mayores fueron los valores del indicador que se obtuvieron (asumiendo que eso significaría mayores efectos negativos sobre la flora y fauna nativa).

Con respecto a la cantidad de especies, se asignaron diez puntos de impacto cuando se consideró que hubo un cambio significativo en la misma. Por ejemplo, si originalmente hubiese correspondido a determinado potrero un pastizal natural, y se encuentra a la fecha de evaluación una pastura o un cultivo de una o pocas especies, se asignarían diez puntos a tal unidad de superficie. Por su parte, para el origen de las especies, se utilizó el criterio de asignar 7,5 puntos de impacto si una proporción significativa de las especies presentes en la vegetación actual perteneció a especies introducidas por el hombre. Se partió del supuesto de que la vegetación nativa tiene mayor capacidad de servir de hábitat para la biodiversidad que la vegetación exótica. El siguiente aspecto en orden de importancia fue la periodicidad de la vegetación dominante, debido a que una la provisión de recursos durante todo el año es una característica importante en los hábitats

(Benton *et al.* 2003). En los lugares en que la vegetación considerada original era perenne, y se reemplazó con especies anuales (o viceversa), se asignaron cinco puntos de impacto a los potreros correspondientes. En relación al nivel de organización vertical de la vegetación, se asumió que una mayor cantidad de estratos se corresponde con una mayor disponibilidad de hábitats para la vida silvestre. Por consiguiente, la simplificación de la complejidad de los hábitats significaría un cambio en la capacidad de los ecosistemas de proveer refugio y alimento (Pogue y Schnell 2001). Considerando tales supuestos, se asignaron 2,5 puntos de impacto cuando hubo modificaciones importantes en tal sentido (por ejemplo, eliminación del estrato arbóreo o del arbustivo) y se asignó un punto de impacto (independientemente de la ocurrencia o no del cambio anterior) cuando hubo modificaciones de orden menor (ejemplo: reemplazo de un pastizal con varios estratos gramíneos por una pastura de una sola especie).

Finalmente, para obtener el valor final de la estimación del impacto sobre el hábitat de los establecimientos, se sumaron los puntos de impacto relativos a los criterios de comparación elegidos para cada potrero, y se calculó el promedio, ponderando por la superficie de los mismos. Se dividieron, luego, estos valores por 26, para obtener un rango de intervención de cero (sin intervención alguna) a uno (la máxima intervención posible).

3.4.6. Cambios en la oferta de servicios ecosistémicos

Para la evaluación de los cambios ocurridos en la oferta de servicios ecosistémicos de las distintas eco-regiones estudiadas, se utilizó lo que llamamos un modelo funcional (basado en una consideración de las funciones más conocidas de los ecosistemas que se proponen estudiar). El stock y los flujos de: i) la biomasa, y ii) del agua conforman la base del modelo analítico. Sabemos que la disponibilidad de biomasa y los flujos que de ella derivan (expresables como PPN) son una fuente generadora de bienes y servicios ecosistémicos. Varios de ellos,

como la protección del suelo, la regulación de los gases y del clima, la regulación de aguas, el ciclado (liberación y retención) de nutrientes, la provisión de hábitat y refugio, la producción de alimentos, materias primas y recursos genéticos, la provisión de recursos medicinales y ornamentales, y otros vinculados a la cultura (recreación, estética, espiritualidad) están asociados a la existencia y generación de biomasa (de Groot *et al.*, 2002). Buena parte de estos bienes y servicios son también provistos por los recursos acuáticos de los ecosistemas terrestres. Pero estos tienen, además, la capacidad de regular la dinámica hídrica regional (inundaciones), purificar y proveer agua pura, eliminar residuos, proveer alimento (peces), regular la dinámica de nutrientes esenciales, proveer hábitat y biodiversidad, y generar una vía de transporte (Daily, 1997). La mayoría de estos servicios pueden ser explicados y representados a través de dos indicadores dinámicos que varían en el espacio y en el tiempo: i) la PPN y ii) la disponibilidad de corrientes (ríos, arroyos) y cuerpos (humedales, lagos, lagunas) de agua, con sus franjas ribereñas e interfluviales.

El modelo propuesto utiliza una estimación relativa (con variación dentro de un rango de 0 a 100) de servicios ecosistémicos a partir de esos dos componentes, pero también considerando otros factores de naturaleza física como la pendiente del terreno, la temperatura media y la altura sobre el nivel del mar. El valor funcional (VF) de un ecosistema o unidad de paisaje se estima a partir de la sumatoria de seis servicios. Algunos de ellos están vinculados al stock de biomasa aérea, otros al agua, y otros a ambos.

Los servicios vinculados al stock de biomasa aérea son: 1) servicios de protección del suelo, que incluye la prevención de la erosión, la sedimentación de los cursos de agua y los deslizamientos de tierra; 2) servicios de producción (de alimentos, fibras, materias prima, genes), y de regulación (ciclado de nutrientes, de regulación climática y gaseosa, regulación hídrica); 3) servicios de purificación y provisión de agua (la biomasa favorece la retención e infiltración del agua de lluvia); y 4) servicios de provisión y hábitat que favorecen la conservación de la biodiversidad.

Los servicios vinculados al stock de agua disponible contemplan: 5) servicios de regulación de disturbios (control de inundaciones, regulación de flujos de agua); y 6) servicios de eliminación de desechos y purificación del agua (captura y retención en biomasa de nutrientes excedentes en agua, eliminación de nitrógeno como emisión de óxido nítrico, deposición y retención de sedimentos). Como se aprecia los servicios de depuración y regulación de aguas, y los servicios de provisión de hábitat y refugio son comunes a ambos stocks, el de biomasa y el del agua. A continuación detallamos el cálculo de cada uno de los distintos servicios ecosistémicos contemplados.

1) Servicio de protección del suelo

El servicio de protección del suelo (SProtec) se calcula a partir de algún estimador de la PPN del ecosistema o paisaje estudiado. En el presente trabajo se utilizó el Índice Verde Normalizado, quedando:

$$Sprotec = PPN \times (1 - CV_{PPN}) \times (1 - Pd)$$

donde, PPN= (0-100), CV_{PPN} = Coeficiente de variación de la PPN (0-1) dentro del período que se propone evaluar, y Pd = Factor de corrección por pendiente media del área en estudio (0-1). En este caso, a mayor pendiente mayor es la importancia que adquiere el stock de biomasa como factor de protección del suelo.

2) Servicio de producción y regulación

El servicio de producción y regulación (Sprod-regul) responde a la siguiente ecuación:

$Sproduc-regul = PPN \times (1 - CV_{PPN}) \times (1 - Pa)$
donde, PPN y CV_{PPN} representan lo mismo que en Sprotec, y Pa es la superficie cubierta por cuerpos de agua (0-1). Este último factor permite identificar la superficie del paisaje sin capacidad de producción de bienes de interés agropecuario (alimentos, fibras, materias prima) y sin capacidad de proveer regulación por acción de la biomasa existente.

3) Servicio de purificación y provisión de agua

Los servicios de purificación y provisión de agua (Sppagua), incluyen:

$$Sppagua = (PPN \times (1 - CV_{PPN}) \times Ci \times Pd)$$

donde, PPN y CV_{PPN} representan lo mismo que en Sprotec, Ci es la capacidad de infiltración del suelo analizado (0-1), y Pd es la pendiente (0-1).

4) Servicio de regulación de disturbios

Los servicios de regulación de disturbios (Sdisturb) incluyen:

$$Sdisturb = la \times (Pi \times 100^{-1})$$

donde, la es el Ingreso de agua al sistema (0-100) y Pi es el porcentaje de ocupación de los cuerpos de agua y del área "buffer" anegable (0-1), con el fin de absorber los flujos excedentes de agua.

5) Servicio de provisión de hábitat y refugio

Los servicios de provisión de hábitat y refugio (Shábitat) contemplan:

$$Shábitat = PPN \times (1 - CV_{PPN}) \times la \times F_{t\acute{e}rmico} \times F_{altitud}$$

donde, PPN y CV_{PPN} representan lo mismo que en Sprotec, la es el ingreso de agua al sistema (0-1), $F_{t\acute{e}rmico}$ es un factor térmico de la región (0-1) que se valora a través de la temperatura media, y $F_{altitud}$ es un factor de altitud de la región (0-1) que ubica la altura sobre el nivel del mar del ecosistema o paisaje estudiado. Conceptualmente, cuanto más baja es su temperatura media y más alta su altitud sobre el nivel del mar, menos propicio es el sitio para sostener diversidad biológica.

6) Servicio de tratamiento de residuos y desechos

Finalmente, los servicios de tratamiento de residuos y desechos (Sdes) se calculan según el siguiente criterio:

$$\text{Sdesechos} = \text{PPN} \times (1 - \text{CV}_{\text{PPN}}) \times \text{Ia} \times \text{Pi}$$

donde, PPN y CV_{PPN} representan lo mismo que en Sprotec, la es el ingreso de agua al sistema (0-1) y Pi es el porcentaje de ocupación de los cuerpos de agua y del área "buffer" anegable (0-1).

La ecuación final para calcular la *Oferta Total de Servicios Ecosistémicos* (S) en un ecosistema dado queda integrada así:

$$S = (\text{Sprotec}) \times 0,1667 \times 1,50 + (\text{Sprod-regul}) \times 0,1667 \times 1,5 + (\text{Sppagua}) \times 0,1667 \times 1,75 + (\text{Sdisturb}) \times 0,1667 \times 1,25 + (\text{Shábitat}) \times 0,1667 \times 2,0 + (\text{Sdesechos}) \times 0,1667 \times 1,75$$

El coeficiente empleado en la sumatoria de la ecuación final (0.1667, que surge de dividir 1 por la cantidad de factores que integran la ecuación) tiene por finalidad lograr una compensación interna para balancear el comportamiento de la ecuación, es decir, para dar igual peso a todos los factores que la integran y que en ningún caso la suma supere el valor de 100. Los coeficientes 1,25; 1,50; 1,75 y 2,00 son también coeficientes de compensación para evitar la degradación numérica de cada factor que integra la ecuación. Cuantos más componentes integran un factor, este factor pierde peso relativo y la ecuación se ve más degradada dentro de la escala de 0-100. Para no descompensar el peso relativo de esos factores, cada uno de ellos se multiplica por un coeficiente en función de la cantidad de factores multiplicativos que integran dicha ecuación.

4. Análisis y mapeo de los resultados

Mediante análisis de regresión simple, utilizando modelos lineales y no lineales, se evaluaron relaciones y efectos que merecieron atención. Los resultados fueron volcados en mapas con el objeto de identificar tanto patrones y gradientes geográficos, como tendencias temporales, dentro del área estudiada. Se utilizó un sistema de información geográfica (Arc-GIS) para vincular (mediante un sistema de densidad de

puntos geográficos) la matriz de datos generada con el mapa del territorio estudiado.

5. Análisis de incertidumbre

Se utilizó la guía de buena práctica del IPCC (2003) para evaluar el grado de incertidumbre que se genera respecto a los datos utilizados y resultados obtenidos, lo que permite validar la consistencia o fiabilidad de los mismos en relación a valores de referencia disponibles en bases estadísticas de datos o en la literatura especializada. En este estudio adoptamos un método semi-cuantitativo basado en estimaciones de la media y del desvío estándar de nuestros datos y resultados y su posterior confrontación con datos de referencia. De esta manera se reconstruyeron distribuciones de probabilidad, las cuales fueron apoyadas por conocimiento de expertos cuando el número de datos de referencia disponible no fue suficiente para sostener análisis. Mediante un chequeo cruzado entre los datos utilizados o estimados y los datos de referencia, se estimó el grado de superposición de los mismos. Asumimos que una alta superposición en la distribución de probabilidad (P) de ambas fuentes, indica un bajo nivel de incertidumbre; y lo contrario ocurre cuando la superposición es débil. Los rangos de incertidumbre adoptados fueron Muy Bajo ($P < 20\%$), Bajo ($20\% < P < 40\%$), Moderado ($40\% < P < 60\%$), Alto ($60\% < P < 80\%$) y Muy Alto ($P > 80\%$).

Esta pequeña obra procura esclarecer algunos interrogantes y controversias acerca de la relación compleja entre agricultura y ambiente en la Argentina. A menudo somos testigos de posiciones dogmáticas o interesadas que hoy requieren ser abordadas con el mejor conocimiento científico disponible ¿Cuánto hay de mito y de realidad en los impactos ambientales de la expansión agrícola? ¿Es progresiva la expansión de la frontera agrícola, o hay avances y retrocesos territoriales? ¿Aumenta la contaminación por plaguicidas? ¿Aumenta la erosión de los suelos por el mayor cultivo? ¿Se deforesta en Argentina a tasas tan altas como denuncian las organizaciones ambientalistas? ¿Se pierden áreas de pastizales y pasturas? ¿Cuán afectados están el hábitat y la biodiversidad? ¿Hay una pérdida desmedida de minerales esenciales como el carbono, el nitrógeno y el fósforo? ¿Cuál es el impacto real del cultivo de soja sobre la ecología y el ambiente? ¿Qué muestran nuestros indicadores ecológicos y ambientales respecto a otros países del mundo? Ninguno de estos interrogantes tiene una respuesta sencilla, pero sí es posible aproximarla a través del análisis de 50 años de avance de nuestra frontera agropecuaria.

Ernesto F. Viglizzo

ISBN N° 978-987-1623-83-9



Ministerio de
Agricultura, Ganadería y Pesca
Presidencia de la Nación

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
Rivadavia 1439 (C1033AAE) - Buenos Aires