

Comportamiento emergente de los sistemas bovinos pastoriles

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

José Andrés Nasca

Ingeniero Zootecnista – Universidad Nacional de Tucumán - 2000

Lugar de trabajo: Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido - INTA



FAUBA

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



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis
Darío Colombatto
Ing. Agrónomo (UBA)
PhD. (University of Reading)

Consejero de Estudios
José Ignacio Arroquy
Ing. Agrónomo (UNS)
MSc. (Universidad Nacional del Sur)
PhD. (Kansas State University)

JURADO DE TESIS

JURADO
Valentín Daniel Picasso Risso
Ing. Agrónomo (UDeLaR)
PhD. (Iowa State University)

JURADO
Aníbal Pordomingo
Ing. Agrónomo (UNLPam)
PhD. (New Mexico State University)

JURADO
Ernesto Francisco Viglizzo
Ing. Agrónomo (UNLPam)
PhD. (Université Catholique de Louvain)

Fecha de defensa de la tesis: 28 de junio de 2016

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

José Andrés Nasca

Publicaciones derivadas de la tesis

Nasca, J.A., Feldkamp, C.R., Arroquy, J.I., Colombatto, D., 2015. Efficiency and stability in subtropical beef cattle grazing systems in the northwest of Argentina. *Agricultural Systems* 133, 85–96.

Índice general

Capítulo 1. Introducción general.....	1
1.1. Introducción general.....	2
1.1.1. Definición de sistema.....	2
1.1.2. Límites.....	2
1.1.3. Niveles jerárquicos.....	2
1.1.4. Propiedades emergentes.....	2
1.2. Los agro-ecosistemas.....	3
1.3. Modelos de simulación.....	4
1.4. El proceso de toma de decisiones en los agro-ecosistemas.....	5
1.5. Comportamiento emergente, tecnología y articulación.....	6
1.6. Hipótesis y objetivos.....	7
1.7. Método de trabajo.....	8
1.7.1. Descripción general del área de estudio.....	8
1.7.2. Organización de la tesis.....	9
Capítulo 2. Desarrollo y evaluación del modelo de simulación.....	10
2.1. Características generales del modelo.....	11
2.1.1. Modelo de simulación.....	12
2.1.2. Modelo de manejo.....	12
2.1.3. Método para evaluar el modelo de simulación.....	13
2.2. Desarrollo del modelo de crecimiento animal.....	14
2.2.1. Introducción.....	14
2.2.2. Funcionamiento y supuestos principales.....	15
2.2.3. Componentes del peso vivo vacío.....	15
2.2.4. Curvas de crecimiento potencial.....	15
2.2.5. Estimación de la tasa de crecimiento actual.....	16
2.2.6. Condición corporal.....	17
2.2.7. Producción de leche.....	17
2.3. Evaluación del modelo de crecimiento animal.....	18
2.3.1. Evaluación del peso vivo.....	18
2.3.2. Resultados y discusión.....	19
2.3.3. Evaluación de la condición corporal.....	22
2.3.4. Consideraciones finales del modelo.....	24
2.4. Desarrollo del modelo de pastura y de agua del suelo.....	24
2.5. Calibración y evaluación del modelo de pastura.....	27
2.5.1. Calidad de las pasturas.....	30
2.6. Desarrollo del modelo de consumo animal.....	32
2.7. Evaluación del modelo de consumo animal.....	32
2.8. Evaluación integral del modelo.....	33
Capítulo 3. Experimentos preliminares.....	35
3.1. Introducción.....	36
3.2. Tamaño de los animales y estrategias de destete.....	36
3.2.1. Supuestos del modelo y principales reglas de decisión.....	37
3.2.2. Resultados.....	38
3.3. Variaciones en la serie climática utilizada.....	39
3.3.1. Supuestos del modelo y principales reglas de decisión.....	40
3.3.2. Resultados.....	40
Capítulo 4. Experimento 1. Eficiencia y estabilidad de los sistemas bovinos pastoriles del noroeste de Argentina.....	45

4.1. Introducción	46
4.2. Materiales y métodos	47
4.2.1. Región de estudio	47
4.2.2. Modelo de simulación	48
4.2.3. Propiedades emergentes y salidas del modelo	48
4.2.4. Supuestos del modelo y principales reglas de decisión	49
4.3. Resultados y discusión	50
4.3.1. Resultados de la carga animal	50
4.3.2. Resultados de los indicadores energéticos	51
4.3.3. Utilización y eficiencia de uso de la energía fósil	52
4.3.4. Resultados productivos	54
4.3.5. Resultados económicos	56
4.4. Conclusiones	58
Capítulo 5. Experimento 2. Equidad de los sistemas bovinos pastoriles: un enfoque desde la dinámica de sistemas	59
5.1. Introducción	60
5.1.1. Definición de equidad	60
5.1.2. La toma de decisiones en los agro-ecosistemas	61
5.1.3. Modelos mentales y modelos de simulación	61
5.2. Objetivos	62
5.3. Materiales y métodos	63
5.3.1. Selección de los tomadores de decisiones y grupos de estudio	63
5.3.2. Entrevistas a los tomadores de decisiones	63
5.3.3. Escenario base	64
5.3.4. Definición de equidad	64
5.3.5. Selección de los indicadores	65
5.3.6. Diagramas circulares de causalidad (DCC)	65
5.3.7. Evaluación de la similitud entre estructuras de los modelos mentales de sistemas dinámicos	66
5.3.8. Modelo de simulación	67
5.4. Resultados a partir de los modelos mentales	67
5.4.1. Modelos mentales: grupos de estudio	67
5.4.2. Análisis de los modelos mentales (diagramas circulares de causalidad)	68
5.4.3. Frecuencia de aparición de variables	68
5.4.4. Centralidad de las variables	70
5.4.5. Análisis de los tipos de variables	71
5.4.6. Discusión	72
5.5. Resultados partir del modelo de simulación	73
5.5.1. Selección de los modelos mentales a través del índice de disimilitud	73
5.5.2. Externalidades negativas: el metano como indicador	74
5.5.3. Externalidades negativas: la energía fósil como indicador	76
5.5.4. Mano de obra: Total de mano de obra utilizada y su variabilidad interanual	78
5.5.5. Productividad de la mano de obra	79
5.5.6. Distribución económica: Relación entre el ingreso bruto y la mano de obra utilizada	80
5.5.7. Discusión	81
5.6. Conclusiones	82
Capítulo 6. Experimento 3. Comportamiento emergente de los sistemas bovinos pastoriles del noroeste de Argentina	83
6.1. Introducción	84

6.2. Materiales y métodos	86
6.3. Resultados	87
6.3.1. Eficiencia y estabilidad: relación entre producción de peso vivo y energía fósil utilizada.....	87
6.3.2. Estabilidad: relación entre la carga animal y la variabilidad de las precipitaciones.....	89
6.3.3. Eficiencia y estabilidad: el margen bruto y su variabilidad	91
6.3.4. Distribución del ingreso y mano de obra utilizada.....	93
6.3.5. Discusión.....	93
6.4. Conclusiones	95
Capítulo 7. Síntesis y conclusiones generales.....	96
7.1. Introducción	97
7.2. Importancia del modelo de simulación desarrollado y aspectos a mejorar.....	98
7.3. Intensificación de los agro-ecosistemas como eje de trabajo.....	99
7.4. Comentarios finales.....	99
Bibliografía	101
Apéndice 1	132
Apéndice 2	139
Apéndice 3	142
Apéndice 4	145
Apéndice 5	147
Apéndice 6	148
Apéndice 7	150
Apéndice 8	154
Apéndice 9	155

Índice de figuras

Figura 1.1. Región del Noroeste Argentino, y área de estudio seleccionada. Los puntos representan los sitios de los cuales se cuenta con información de los agro-ecosistemas ganaderos.	9
Figura 2.1. Representación simplificada del modelo del agro-ecosistema (Adaptado de Martin <i>et al.</i> , 2011).	11
Figura 2.2. Simplificación del modelo del agro-ecosistema mostrando los modelos que proveen y toman información del modelo de crecimiento animal (Feldkamp, 2004). PVV: peso vivo vacío; CS: condición corporal; CEM: consumo de energía metabolizable.	14
Figura 2.3. Peso vivo simulado (línea sólida) y observado (punto valor medio y barras verticales desvíos estándar) para: (a) novillos alto nivel nutricional (9.5 MJ.kgMS^{-1}); (b) vaquillonas bajo nivel nutricional (7.5 MJ.kgMS^{-1}); (c) vaquillonas alto nivel nutricional (9.5 MJ.kgMS^{-1}).....	20
Figura 2.4. Valores de peso vivo (kg.cab^{-1}) observados versus simulados para diferentes categorías (línea 1:1): (a) novillos alta nutrición (9.5 MJ.kgMS^{-1}); (b) vaquillonas alta (9.5 MJ.kgMS^{-1}) y baja nutrición (7.5 MJ.kgMS^{-1}); (c) terneros al destete; (d) vacas al destete.....	21
Figura 2.5. Valores de peso vivo (kg.cab^{-1}) observados versus simulados para diferentes categorías (línea 1:1) y modelos: círculos negros Feldkamp y círculos rojos AFRC.	22
Figura 2.6. Relación entre valores observados y simulados para condición corporal de vacas al destete (línea 1:1). Los puntos representan lotes de vacas agrupadas por edad de las vacas y año de evaluación	23
Figura 2.7. Proporción de novillos disponibles para venta observados y simulados en sistemas de engorde menores a 365 días con plano de alimentación alto.....	24
Figura 2.8. Distribución de las ventas en diferentes años de evaluación: (a) valores observados y (b) valores simulados.	24
Figura 2.9. Esquema simplificado del modelo de producción de forraje desarrollado por McCall y Bishop-Hurley (2003). α : eficiencia de uso de la radiación; I: radiación incidente ;gt: eficiencia fotosintética por fase fenológica ; gT° : efecto de la temperatura; gW: factor de agua del suelo; c(G): capacidad de intercepción de la canopia; σ : factor de senescencia; Ep: evapotranspiración calculada utilizando el método desarrollado por Penman-Monteith descripto por Allen <i>et al.</i> (1998).....	25
Figura 2.10. Crecimiento base de las pasturas ($\text{KgMS.ha}^{-1}.\text{día}^{-1}$), a partir de la información de radiación incidente (media mensual) tomada de la estación meteorológica del IIACS (2000 – 2003), considerando una eficiencia de uso de la radiación de $0.5 \text{ gr MS.Mj}^{-1}$	25
Figura 2.11. Suma térmica acumulada para tres ciclos de crecimiento de una pastura de <i>Chloris gayana</i> . Línea punteada roja inferior floración, línea punteada roja superior fin de ciclo.....	26
Figura 2.12. Forraje producido (kg MS.ha^{-1}) para cortes realizados entre dos sesiones sucesivas de pastoreo.	28
Figura 2.13. Producción de forraje ($\text{kgMS.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) observado y simulado para los ciclos productivos (julio – junio) 2005-2006; 2006-2007; 2007-2008; 2008-2009; 2009-2010 y su relación con las lluvias (mm).	29
Figura 2.14. Tasas de crecimiento ($\text{kgMS.ha}^{-1}.\text{día}^{-1}$) observadas y simuladas para el período 2005 – 2010 (a) y coeficiente de variación mensual (b).....	29

Figura 2.15. Dinámica de la digestibilidad in vitro de las pasturas megatérmicas. Círculos valores medios, barras verticales desvíos estándar.....	30
Figura 2.16. Digestibilidad estimada por mes corregida por tiempo térmico.....	31
Figura 2.17. Variación de la digestibilidad en función del tiempo (meses) para diferentes dietas establecidas según la categoría: (a) vaquillonas de descarte en engorde; (b) vaquillonas en recría para reposición; (c) vacas de rodeo general.....	31
Figura 2.18. Consumo de materia seca observada y simulada ($\text{kg.cab}^{-1}.\text{día}^{-1}$) para novillos consumiendo una pastura de <i>Chloris gayana</i> . Las evaluaciones incluyen el período invierno primaveral con suplementación, y el período estival con pastura pura.....	32
Figura 3.1. Distribución del tamaño corporal para siete establecimientos comerciales (EsG) y el Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS). Cajas representan el rango inter-cuartil conteniendo el 50% de los valores; líneas horizontales la mediana; barras verticales valores superiores e inferiores.	36
Figura 3.2. Diagrama de actividad utilizando el lenguaje de modelación unificado. Umbrales (T): Tlluvia1: lluvia primavera (septiembre a noviembre) 40% inferior a la media histórica; Tlluvia2: lluvia verano (diciembre a enero) 40% menor a la media histórica; Tfor1: disponibilidad de forraje menor a $800 \text{ kg MS.ha}^{-1}$; Tfor2 disponibilidad de forraje menor a $500 \text{ kg MS.ha}^{-1}$; TCS1 y TCS2 (condición corporal) toman el valor 3 por default.....	37
Figura 3.3. Evolución dinámica de la carga animal para agro-ecosistemas de ciclo completo (CC) y cría (Cr), con diferentes tamaños de animales (FR) y estrategias de manejo (MST), para 65 años de simulación: a: MST1 CC; b: MST1 Cr; c: MST2 CC; d: MST2 Cr; e: MST3 CC; f: MST3 Cr.	38
Figura 3.4. Cambios relativos a MST1 (%) de los valores medios por efecto de las diferentes estrategias (MST) para los cuatro tamaños animales considerados (FR) en agro-ecosistemas de ciclo completo y cría.	39
Figura 3.5. Dinámica de la carga animal ($\text{kg PV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) para las series climáticas: (a) IIACS clima medio, Sant clima medio, (b) IIACS, Sant. Línea punteada carga objetivo ($300 \text{ kg PVV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$).....	41
Figura 3.6. Carga media anual ($\text{kg PV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) y capacidad de carga simulada para las series IIACS clima medio, Sant clima medio, IIACS y Sant. Símbolos valores medios; barra verticales desvío estándar; barras horizontales capacidad de carga media, valores entre paréntesis coeficiente de variación (%).	41
Figura 3.7. Producción de forraje ($\text{kg MS.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) para las series (a) IIACS clima medio, (b) IIACS, (c) Sant clima medio, (d) Sant. Línea punteada valor de producción de forraje medio ($\text{kg MS.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$).....	42
Figura 3.8. Productividad ($\text{kg PVV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) y coeficiente de variación (%) para las series simuladas.....	43
Figura 4.1. Precipitación media mensual (mm) para la serie climática 1973 – 2012 en la Llanura Deprimida Salina de Tucumán. Las líneas verticales representan la desviación estándar.	47
Figura 4.2. Carga media anual ($n = 20$) ($\text{kg PVV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) para los diferentes tamaños de animales (FR) y agro-ecosistemas. Líneas verticales indican desvío estándar. Los coeficientes de variación entre paréntesis (%). Línea punteada representa la carga animal objetivo ($350 \text{ kg PVV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$).	51
Figura 4.3. Eficiencia energética expresada como energía bruta producida por unidad de energía de forraje consumida para los diferentes tamaños de animales y agro-	

ecosistemas. Puntos representan los valores medios de las 20 repeticiones y las barras los desvíos estándar. Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos con una probabilidad de $P < 0.05$	52
Figura 4.4. Eficiencia expresada como energía fósil consumida ($Gj.ha^{-1}.año^{-1}$) (a), energía producida ($Gj.ha^{-1}.año^{-1}$) (b), y eficiencia de utilización de la energía ($Gj producida.Gj consumida^{-1}$) (c), para los diferentes tamaños de animales y agro-ecosistemas. Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos con una probabilidad de $P < 0.05$	53
Figura 4.5. Valores medios de peso vivo vacío vendido ($n = 20$) ($kg PVV.ha^{-1}.año^{-1}$) para los diferentes tamaños de animales (FR) y agro-ecosistemas: ciclo completo (CC); cría (Cr); engorde (E). Barras indican desvíos estándar. Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos con una probabilidad de $P < 0.05$	54
Figura 4.6. Margen bruto medio anual ($$.ha^{-1}.año^{-1}$). Puntos representan los valores medios ($n = 20$), y las barras verticales los desvíos estándar. Los valores de los coeficientes de variación entre paréntesis (%). Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos con una probabilidad de $P < 0.05$	56
Figura 4.7. Frontera de riesgo eficiente para el margen bruto. Los valores fueron calculados a partir de los 65 años de corrida del modelo.....	57
Figura 5.1. Principales pasos seguidos durante el proceso de evaluación de la equidad de los agro-ecosistemas.	63
Figura 5.2. Simplificación del escenario base y los principales supuestos utilizados para la realización de las entrevistas.	64
Figura 5.3. Frecuencia de aparición de las principales variables (frecuencia absoluta para variables con frecuencia relativa acumulada igual al 50%) en los diagramas circulares de causalidad por grupo de estudio: productores/asesores y docentes/investigadores.	69
Figura 5.4. Variables centrales (15 primeras) para los dos grupos. Barras llenas corresponden a variables comunes y barras vacías a variables diferentes entre grupos.	71
Figura 5.5. Emisión de metano ($kg CH_4.ha^{-1}.año^{-1}$) en los diferentes agro-ecosistemas. Letras diferentes indican diferencias significativas $P < 0.05$. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.....	74
Figura 5.6. Relación entre la carga animal y la emisión de metano (a) y la producción de peso vivo vacío y la emisión de metano (b) para los diferentes agro-ecosistemas evaluados. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.....	74
Figura 5.7. Emisión de metano ($kg CH_4.cab^{-1}.año^{-1}$) en los diferentes agro-ecosistemas. Letras diferentes indican diferencias significativas $P < 0.05$. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.....	75
Figura 5.8. Consumo de energía fósil ($Gj.ha^{-1}.año^{-1}$) para los diferentes modelos considerados: productor/asesor privado (P); docentes/investigadores (I); cría (Cr); ciclo completo (CC); similar (Sim); disímil (Dis). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$).....	77
Figura 5.9. Relación entre el consumo de energía fósil y la carga animal (a), y el consumo de energía fósil y la producción (b) de los agro-ecosistemas. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.	77

Figura 5.10. Relación entre el consumo de energía fósil y la emisión de metano para los diferentes agro-ecosistemas. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.....	78
Figura 5.11. Total de mano de obra utilizada y coeficiente de variación interanual de la mano de obra. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.....	79
Figura 5.12. Productividad de la mano de obra para los diferentes modelos. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.....	80
Figura 5.13. Relación ingreso bruto.mano de obra ⁻¹ para los diferentes modelos. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.....	80
Figura 5.14. Relación entre el margen bruto (\$·ha ⁻¹ ·año ⁻¹) y la relación IB.MO ⁻¹ . P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.....	81
Figura 5.15. Modelos mentales simulados e indicadores propuestos. Diferentes colores indican diferencias significativas (P<0.05). P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.	81
Figura 6.1. Índice estandarizado de precipitación (ISP) para la serie climática analizada. El rango entre 1 y -1 de valor del ISP, corresponde al nivel de variabilidad de la disponibilidad de humedad considerada normal.....	87
Figura 6.2. Eficiencia expresada como kg PVV producido.Gj EF consumida ⁻¹ (por unidad de superficie) para los diferentes agro-ecosistemas: CC: ciclo completo, Cr: cría, E: engorde, ACrE: agregado cría y engorde, ACrECC: agregado de cría, engorde y ciclo completo. Letras diferentes indican diferencias significativas (P<0.05).....	88
Figura 6.3. Coeficiente de variación (kg PVV.Gj EF consumida ⁻¹) para cada agro-ecosistema en la serie simulada de 65 años. CC: ciclo completo, Cr: cría, E: engorde, ACrE: agregado cría y engorde, ACrECC: agregado de cría, engorde y ciclo completo.....	88
Figura 6.4. Producción (kg PVV·ha ⁻¹ ·año ⁻¹) para los agro-ecosistemas de ciclo completo y cría. Letras diferentes indican diferencias significativas (P<0.05).	89
Figura 6.5. Coeficiente de variación interanual de las precipitaciones y coeficiente de variación de la carga animal de los diferentes agro-ecosistemas simulados y observados de la región de estudio.....	90
Figura 6.6. Relación entre el consumo de energía fósil (Gj·ha ⁻¹ ·año ⁻¹) y la variabilidad de la carga animal para los diferentes agro-ecosistemas observados y simulados (serie climática de coeficiente de variación = 30%).	91
Figura 6.7. Eficiencia económica (a): margen bruto (\$·ha ⁻¹ ·año ⁻¹) y estabilidad (b): coeficiente de variación (%) para los diferentes agro-ecosistemas: CC: ciclo completo, Cr: cría, E: engorde, ACrE: agregado cría y engorde, ACrECC: agregado de cría, engorde y ciclo completo. Letras diferentes indican diferencias significativas (P<0.05).	91
Figura 6.8. Relación entre el margen bruto (\$·ha ⁻¹ ·año ⁻¹) y la energía fósil utilizada (Gj·ha ⁻¹ ·año ⁻¹) para los diferentes agro-ecosistemas.	92
Figura 6.9. Indicadores de equidad: (a) relación ingreso bruto.mano de obra ⁻¹ (\$·\$ ⁻¹) y (b) total de horas de trabajo por año para los diferentes agro-ecosistemas: CC: ciclo completo, Cr: cría, E: engorde, ACrE: agregado cría y engorde, ACrECC:	

agregado de cría, engorde y ciclo completo. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$).	93
Figura 6.10. Relación mano de obra y energía fósil utilizada para los diferentes agro-ecosistemas.....	93
Figura 6.11. Respuesta de las diferentes propiedades emergentes (a) eficiencia, (b) estabilidad y (c) equidad, en los agro-ecosistemas: CC: ciclo completo, Cr: cría, E: engorde, ACrE: agregado cría y engorde y ACrECC: agregado de cría, engorde y ciclo completo. Valores alejados del centro muestran mejor comportamiento.	94

Índice de cuadros

Cuadro 2.1. Desvíos estadísticos propuestos para la evaluación empírica de los modelos de simulación. Donde y_i valores simulados, x_i valores observados, n número de casos, \bar{x} media de datos observados.	13
Cuadro 2.2. Resultados de los desvíos estadísticos utilizados en diferentes categorías para peso vivo (kg.cab^{-1}).	21
Cuadro 2.3. Evaluación de la precisión de los modelos mediante el uso de estadísticos: raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE); RMSE relativa (nRMSE); error absoluto medio (MAE), error medio (ErM); eficiencia del modelo (EF).	22
Cuadro 2.4. Evaluación de la precisión de los modelos mediante el uso de estadísticos: raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE); RMSE relativa (nRMSE); error absoluto medio (MAE), error medio (ErM); eficiencia del modelo (EFMO).	23
Cuadro 2.5. Cambios fenológicos de tres gramíneas megatérmicas considerando cuatro estados. Días acumulados a partir del 1 de septiembre de cada ciclo (Ricci, 2006).	26
Cuadro 2.6. Cambios fenológicos en función del tiempo térmico ($^{\circ}\text{C-día}$) hasta llegar a floración y formación de semilla madura para tres gramíneas megatérmicas del este tucumano.	26
Cuadro 2.7. Parámetros calibrados, rango posible y valores utilizados.	28
Cuadro 2.8. Evaluación de la precisión del modelo mediante el uso de estadísticos: raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE); RMSE relativa (nRMSE); error absoluto medio (MAE), error medio (ErM); eficiencia del modelo (EFMO).	28
Cuadro 2.9. Evaluación de la precisión del modelo mediante el uso de estadísticos: raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE); RMSE relativa (nRMSE); error absoluto medio (MAE), error medio (ErM); eficiencia del modelo (EFMO).	33
Cuadro 4.1. Características de los agro-ecosistemas, condiciones iniciales y principales entradas requeridas para utilizar el modelo.	48
Cuadro 4.2. Eficiencia, estabilidad y sus correspondientes indicadores energéticos, productivos y económicos.	49
Cuadro 5.1. Indicadores seleccionados para la evaluación de la equidad.	65
Cuadro 5.2. Grupos de entrevistados, modelos mentales generados y agro-ecosistemas seleccionados.	68
Cuadro 5.3. Diagramas circulares de causalidad individuales agrupados por grupo de estudio (productores/asesores y docentes/investigadores) (** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$).	72
Cuadro 5.4. Grupos de estudio formados a partir de su ocupación laboral y sistema productivo seleccionado.	73
Cuadro 5.5. Principales características estructurales de los modelos mentales seleccionados.	73
Cuadro 6.1. Propiedades emergentes e indicadores propuestos para la evaluación de los agro-ecosistemas.	86

Lista de abreviaturas

AFR	Tamaño animal actual de la región
AGR	Agro-ecosistemas
CA	Carga animal
CAO	Carga animal objetivo
CC	Ciclo completo
CEF	Consumo de energía fósil
CEM	Consumo de energía metabolizable
Cr	Cría
CS	Condición corporal
CV	Coefficiente de variación
DCC	Diagramas circulares de causalidad
Dis	Disímil
E	Engorde
EF	Energía fósil
EFMO	Eficiencia del modelo
EMet	Emisión de metano
ErM	Error medio
EsG	Establecimientos comerciales
FR	Tamaño animal (frame score)
GEI	Gases de efecto invernadero
GRAex	Grasa exceso
GRAn	Grasa normal
IB	Ingreso bruto
IIACS	Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido
MAE	Error absoluto medio
MAG	Magro
MB	Margen bruto
MM	Modelos mentales
MMSD	Modelos mentales de sistemas dinámicos
MO	Mano de obra
MST	Estrategias de manejo
NOA	Noroeste de Argentina
nRMSE	RMSE relativa
PVV	Peso vivo vacío
RMSE	Raíz cuadrada del cuadrado medio
Sim	Similar
Sx	Factor corrección sexo
TD	Tomadores de decisiones
Ym	Factor de conversión de metano

Título: Comportamiento emergente de los sistemas bovinos pastoriles

Resumen

El comportamiento de un sistema puede ser descrito a través de ciertas propiedades que emergen de la interacción de todos los componentes del sistema, denominadas propiedades emergentes. Las mismas combinan numerosos procesos que explican el comportamiento del sistema en relación a los objetivos planteados. En esta tesis se analiza el comportamiento emergente de los sistemas bovinos pastoriles del noroeste de Argentina. Las hipótesis planteadas fueron: 1) Los sistemas de ciclo completo presentan un comportamiento sistémico superior que los sistemas exclusivos de cría o engorde; 2) Diferentes grupos sociales generan modelos mentales diferenciales que determinan el comportamiento emergente de los sistemas. Se considera que si un sistema presenta valores máximos en todas sus propiedades emergentes, comparadas con otros sistemas, su comportamiento emergente es superior al resto. El concepto de grupos sociales está asociado al tipo y fuente de conocimiento, distinguiéndose en este trabajo entre conocimiento académico (docentes - investigadores) y no académico (productores – asesores privados). Tres sistemas de producción fueron evaluados: ciclo completo, cría y engorde. El método de trabajo comprende la utilización de modelos mentales y de simulación. Primero se presentó el modelo de simulación desarrollado y se efectuaron evaluaciones del mismo. Luego, mediante tres capítulos experimentales, se abordaron tres propiedades emergentes: eficiencia, estabilidad y equidad. La eficiencia y estabilidad de los sistemas deben ser discutidas en el contexto específico de cada sistema, lo que requiere reconocer el ambiente, las decisiones estratégicas adoptadas y explicitar los objetivos perseguidos. Diferentes modelos mentales generaron estructuras diferentes que presentaron comportamientos dispares. La equidad de los sistemas no está ligada a un grupo social o a un sistema productivo en particular.

Palabras clave: modelos mentales, modelos de simulación, propiedades emergentes, eficiencia, estabilidad, equidad, sistemas ganaderos

Title: Emergent behavior of beef cattle grazing systems

Abstract

The behavior of a system can be described by certain properties. These properties are referred as emergent properties because it is said that they emerge from the interaction of all the components of the system. This thesis studies the emergent behavior of beef cattle grazing systems of the northwest of Argentina. The hypotheses were: 1) Whole cycle beef cattle systems have a superior emergent behavior than cow-calf and fattening systems; 2) Different social groups generate diverse mental models which determines the emergent behavior of the systems. If an agro-ecosystem has maximum values in all the emergent properties, compared with another agro-ecosystem, its behavior is considered superior. The concept of social groups is associated with the type and source of knowledge, distinguishing in this work between academic knowledge (teachers - researchers) and non-academic (producers - private advisers). Three production systems were evaluated: whole cycle, cow-calf and fattening. The method of study was system dynamics, using mental models and simulation models. First, the simulation model was presented and evaluated. Then, three emergent properties were studied: efficiency, stability and equity. Efficiency and stability should be discussed in the specific context of each system, which requires recognizing the environment, strategic decisions and main objectives. Different mental models generate diverse structures showing different behavior. Equity was not related with a particular social group or a particular agro-ecosystem.

Key words: mental models, simulation models, emergent properties, efficiency, stability, equity, beef cattle systems

Capítulo 1. Introducción general

1.1. Introducción general

La necesidad de una visión sistémica de la agricultura estuvo opacada durante mucho tiempo por los grandes éxitos logrados sin ella (Savory, 1999). Sin embargo, durante las últimas décadas surgieron numerosos problemas que no son posibles de resolver y entender con una visión reduccionista (Feldkamp, 2004). La mayoría de estos problemas quedaron evidenciados con el surgimiento del concepto de sustentabilidad y desarrollo sustentable (Feldkamp, 2004).

La característica esencial de la visión de sistemas es que el comportamiento de un sistema no puede ser entendido a través del estudio aislado de sus partes. Desde una perspectiva sistémica, las respuestas a las intervenciones en los sistemas agropecuarios deben ser estudiadas evaluando el impacto de cada decisión en el comportamiento de todo el sistema. Los comportamientos más complejos de los sistemas resultan de las interacciones entre los componentes y no de la complejidad intrínseca de cada componente (Serman, 2000). La teoría general de sistemas y la visión sistémica ofrecen el marco para estudiar sistemas complejos, como lo son los sistemas agropecuarios.

El estudio de los problemas agropecuarios requiere aclarar cuatro conceptos importantes: definición de sistema, los límites, los niveles jerárquicos y las propiedades emergentes (Feldkamp, 2004).

1.1.1. Definición de sistema

La definición más común de sistema hallada en la literatura sobre la teoría de sistemas, señala que un sistema es un conjunto de elementos que se comporta como un todo. Esta definición aporta pocos elementos que permitan estudiar a los sistemas. De modo alternativo, un sistema puede ser definido en función de sus componentes, estructura, entorno y mecanismos (Bunge, 2004). La estructura de un sistema determina su comportamiento, generando flujos de retroalimentación y retardos en el tiempo (Serman, 2000; Morecroft, 2007).

1.1.2. Límites

El primer paso para el estudio de sistemas consiste en establecer qué pertenece al sistema y qué no (Spedding, 1988). El concepto de límite no está relacionado con lo estrictamente físico. Los límites son elementos artificiales diseñados por el hombre para facilitar la comprensión y el estudio de las funciones del sistema. Los límites del sistema son una abstracción, que separa a los componentes del sistema del ambiente. Aquellas cosas que pueden ser manejadas o son directamente influenciadas, se consideran como parte del sistema, es decir están dentro de los límites (Jones y Luyten, 1998). El ambiente incluye todo excepto los componentes del sistema.

1.1.3. Niveles jerárquicos

Podemos considerar al mundo como un sistema anidado con niveles jerárquicos que abarcan desde los genes hasta el ecosistema (Conway, 1986). Los agro-ecosistemas pueden verse como sistemas jerárquicamente organizados de factores bióticos y abióticos, en donde la influencia de cada uno de ellos depende de aquellos que operan a escalas más grandes de tiempo y espacio, y tienden a limitar a los de menor influencia espacio-temporal (Ferraro, 2005). El concepto de jerarquía está relacionado con el de propiedades emergentes, dado que diferentes propiedades emergen en cada nivel jerárquico. Algunas propiedades son relevantes en varios niveles, mientras que otras pertenecen sólo a un nivel (Marten, 1988).

1.1.4. Propiedades emergentes

El comportamiento de un sistema puede ser descripto a través de ciertas propiedades que emergen de la interacción de todos los componentes del sistema, denominados propiedades emergentes (Marten, 1988; Feldkamp, 2004). Las mismas

combinan numerosos procesos que explican el comportamiento del sistema en relación a los objetivos planteados (Marten, 1988; Foxon, 2006).

La eficiencia, estabilidad, equidad y sustentabilidad son propiedades emergentes de los agro-ecosistemas (Conway, 1986; Viglizzo *et al.*, 2001).

Lo ideal en un agro-ecosistema es que todas las propiedades emergentes tengan valores moderados a altos (Conway, 1986). Si un agro-ecosistema presenta valores máximos en todas sus propiedades emergentes, comparadas con otros agro-ecosistemas, podemos decir que su comportamiento sistémico o emergente es superior al resto (Feldkamp, 2004). Es importante señalar que los agro-ecosistemas son sistemas manejados por el hombre y que la superioridad en su comportamiento está definida en función de un objetivo planteado para ese agro-ecosistema (Feldkamp, 2004).

1.2. Los agro-ecosistemas

Los agro-ecosistemas son ecosistemas simplificados, domesticados y manejados por el hombre para sus propios beneficios (Dent *et al.*, 1995). Se caracterizan por su dependencia de agentes externos (Odum, 1984). Como resultante poseen características distintivas entre las cuales podemos mencionar las siguientes (Odum, 1984): 1) utilizan combustibles fósiles como fuentes auxiliares de energía para incrementar la productividad; 2) la biodiversidad está muy restringida; 3) las especies vegetales y los animales utilizados son seleccionados prioritariamente en forma artificial; 4) el control del sistema es externo y orientado hacia objetivos productivos sin contemplarse los mecanismos de retroalimentación interna.

Toda intervención afecta el comportamiento del agro-ecosistema ya que altera los procesos energéticos, biogeoquímicos, hidrológicos y de regulación biótica (Altieri, 1987). El manejo persigue el control de los procesos de producción, principalmente mediante el redireccionamiento de los procesos ecológicos naturales en productividad agropecuaria (Rykiel, 1984).

Los agro-ecosistemas involucran procesos socioeconómicos que no tienen paralelo con los sistemas naturales. Spedding (1984) señala que los agro-ecosistemas son esencialmente socio-económicos, con niveles variables de control ecológico.

Los agro-ecosistemas pueden ser visualizados e interpretados desde diferentes perspectivas, y en diferentes escalas temporales y espaciales (Allen y Hoekstra, 1992; Lammerts van Bueren y Blom, 1997). Lowrance *et al.* (1984) señalan que no existe una definición correcta de agro-ecosistemas, ya que la investigación y sus objetivos determinan que la definición sea la correcta. Marten (1988) señala que un agro-ecosistema puede ser de cualquier tamaño, pudiendo abarcar una parcela, un sistema de producción, una región o una nación. La definición de los límites del agro-ecosistema depende de los objetivos del estudio. Un agro-ecosistema puede ser equivalente a un sistema productivo individual o a un grupo de sistemas productivos (Gliemann, 1999). Feldkamp (2004) utiliza a los agro-ecosistemas de cría bovina (sistemas de producción) para el estudio del comportamiento emergente de los mismos.

Miradas ecológicas o socio económicas de los agro-ecosistemas condicionan su descripción y límites (Jabbar *et al.*, 1998). Conway (1986) define a los agro-ecosistemas como sistemas agro-socio-económico-ecológicos. El autor señala que esta definición puede ser aplicada en diferentes niveles jerárquicos del agro-ecosistema (e.g., sistema de producción, región).

Considerando al agro-ecosistema como una unidad biofísica - social con límites definidos dentro de los cuales existen interacciones entre los componentes y se generan entradas y salidas, entonces los sistemas productivos pueden ser considerados agro-ecosistemas (Janke, 2004).

Jabbar *et al.* (1998) señalan que un agro-ecosistema es una construcción conceptual utilizada para describir geográficamente y funcionalmente actividades agropecuarias. Esta visión ha generado que muchos investigadores consideren al sistema de producción como un agro-ecosistema. La definición depende del contexto específico y en cada caso puede ser arbitraria.

La identificación de un agro-ecosistema con un sistema de producción permite tener una percepción del impacto humano sobre la estructura y funcionamiento de los sistemas agropecuarios (Caporali *et al.*, 1989). Caporali *et al.* (1989) señalan que ésta visión (sistema de producción = agro-ecosistema) promueve conciencia social, ya que el productor es el que diseña el agro-ecosistema y la sociedad tiene posibilidades de orientar las decisiones de manejo y la estructura de los agro-ecosistemas a través de las decisiones sobre los productos consumidos.

Numerosos autores señalan las ventajas de estudiar los procesos y el comportamiento de los agro-ecosistemas a escala de sistema de producción (Caporali *et al.*, 1989; Lynam y Herdt, 1989; Tisdell, 1996; Yridoe y Weersink, 1997; Webster, 1997; Lovell *et al.*, 2010).

Lovell *et al.* (2010) diseñaron una metodología para evaluar a los agro-ecosistemas considerándolos a escala de sistema de producción.

Tellarini y Caporali (2000) desarrollaron una metodología para evaluar el sistema productivo individual como un agro-ecosistema sustentable. Estos autores evaluaron al sistema productivo como un agro-ecosistema considerándolo como una unidad energética y económica.

El estudio de los sistemas de producción como agro-ecosistemas se desarrolló para comparar el desempeño de diferentes tipos de tecnologías (Caporali *et al.*, 1989).

Caporali *et al.* (1989) señalan que la ventaja de considerar a los sistemas productivos como agro-ecosistemas fue desarrollada por Alfonso Draghetti, quien en 1948 publicó "Farm Physiology Principles".

Astier *et al.* (2011) señalan que es importante evaluar el impacto del manejo en la sustentabilidad de los agro-ecosistemas a nivel de sistemas de producción, comunidad y regional. De esta manera considera que los agro-ecosistemas pueden ser definidos a diferentes escalas.

En este trabajo focalizamos en el sistema productivo como agro-ecosistema, ya que es la escala en donde ocurren diferentes tipos de actividades y se implementan una gran variedad de estrategias de manejo.

El estudio de los agro-ecosistemas, por su complejidad, puede ser abordado utilizando herramientas como los modelos de simulación que permiten analizar un gran número de combinaciones, y de esta manera detectar las áreas de vacancias que podrán ser abordadas por la investigación en componentes (Feldkamp, 2004).

1.3. Modelos de simulación

La simulación es el uso de un modelo para describir el comportamiento del sistema que estamos estudiando (Grant *et al.*, 2001). Los modelos de simulación están compuestos por una serie de operaciones aritméticas y lógicas, que en conjunto, representan la estructura (estado) y el comportamiento (cambio de estado) del sistema de interés. El sistema de interés existe en diferentes estados en distintos momentos en el tiempo y existen reglas que rigen la forma en que el estado del sistema cambia a medida que transcurre el tiempo. Las reglas que gobiernan el cambio también pueden cambiar en el tiempo (Grant *et al.*, 2001).

Existe una gran variedad de modelos que tratan aspectos biofísicos de los sistemas, sin embargo son pocos los que consideran al agro-ecosistema como un todo (Vayssières *et al.*, 2009). Es necesario modelar las interacciones dinámicas entre las actividades

humanas y los procesos biofísicos que operan conjuntamente dentro de un agroecosistema, para poder representar en forma realista el efecto de los cambios en prácticas locales en el funcionamiento de todo el sistema. Para poder modelar adecuadamente aspectos sociales de los sistemas agropecuarios, es necesario mejorar nuestro entendimiento sobre el proceso de toma de decisiones de quien opera el sistema.

1.4. El proceso de toma de decisiones en los agro-ecosistemas

El proceso de toma de decisiones implica seleccionar entre diferentes posibilidades, basado en potenciales salidas del sistema (Feldkamp, 2004). La toma de decisiones es el proceso de seleccionar e implementar opciones en situaciones de incertidumbre y riesgo.

El proceso de toma de decisiones de los agentes se refiere a las reglas de decisión que determinan el comportamiento de los actores en el sistema (Sterman, 2000). Gran parte de la literatura asume que los tomadores de decisiones son agentes racionales que implementan decisiones óptimas dado un conjunto de incentivos locales y de información disponible (Aharoni *et al.*, 2011). El supuesto de racionalidad de comportamiento provee un pobre entendimiento de los cambios en los sistemas complejos dinámicos (Foxon, 2006). La idea de un óptimo racional se contrapone al concepto de modelos mentales como determinantes del modo de interpretar el mundo y el modo de actuar de las personas (Kelly, 1998; Senge, 2009).

El concepto de modelos mentales es muy importante en el campo de la dinámica de sistemas. Un modelo mental de un sistema dinámico es la representación conceptual interna y limitada de las estructuras de un sistema externo (Doyle y Ford, 1998). Las propiedades del ambiente determinan parcialmente las limitaciones de las personas para la toma de decisiones (Helmhout, 2006). Los modelos mentales son centrales en la formulación, articulación y comunicación de una decisión. Sin embargo la capacidad humana es limitada en relación a la recolección y procesamiento de la información. Los tomadores de decisiones, en general, desarrollan modelos mentales que tienden a simplificar el ambiente, no incorporan procesos de retroalimentación, ignoran o subestiman los tiempos de retraso y no tienen en cuenta estructuras de stock y flujos en los sistemas (Sterman, 2000). Wolfert (2002) señala que el conocimiento en una situación dada se caracteriza por ser incompleto y fragmentado, impredecible en sus consecuencias y limitado en relación a la imposibilidad de evaluar entre un gran número de alternativas.

McCown (2002) señala que en el diseño de los sistemas de información, se debe enfatizar en qué hacen los tomadores de decisiones y cómo actúan, y menos en el diseño. Se debe permitir que el diseño represente la visión de diferentes grupos sociales.

El concepto de grupos sociales esta asociado al tipo y fuente de conocimiento (Fairweather, 2010; Raymond *et al.*, 2010; Reed *et al.*, 2013). Estos tipos de conocimiento se pueden definir de la siguiente manera (Raymond *et al.*, 2010):

- Conocimiento no académico usualmente esta referido al conocimiento informal, personal, empírico y posiblemente experto ostentado por aquellos que manejan los sistemas productivos.
- Conocimiento académico usualmente se refiere al conocimiento derivado de la aplicación de métodos formales que buscan incrementar el rigor en una posición tomada ante los problemas.

Para enfrentar problemas ambientales complejos, es importante tener en cuenta diferentes tipos y fuentes de conocimiento (Olsson y Folke, 2001; Cash *et al.*, 2003; Fabricius *et al.*, 2006; Raymond *et al.*, 2010). Raymond *et al.* (2010) reconocen la necesidad de integrar conocimiento académico (e.g., docentes, investigadores) y no académico (e.g., productores, público general), en problemas ambientales complejos.

1.5. Comportamiento emergente, tecnología y articulación

La incorporación de tecnología aparece en la actualidad como un elemento indispensable en la intensificación de los sistemas ganaderos (Rivington *et al.*, 2007). La tendencia actual a nivel mundial está dirigida hacia una reconversión de los sistemas tradicionales en sistemas intensificados (Thornton *et al.*, 2009). Sin embargo, es necesario considerar que tanto los modelos tradicionales de bajos insumos, como los sistemas intensificados de altos insumos generan desequilibrios en los agro-ecosistemas (Viglizzo, 1996). Es necesario encontrar un equilibrio entre alternativas de altos y bajos insumos, que permita que la manera de seleccionar y aplicar tecnología genere un impacto positivo en el comportamiento de los sistemas. Para ello es necesario tener un conocimiento integral del funcionamiento de los sistemas, y tener presente que su análisis debe realizarse a través de una visión sistémica. En general, la evaluación de nuevas técnicas que permiten mejorar los indicadores productivos y económicos de los sistemas de producción de bovinos para carne, se realiza con una visión reduccionista y cortoplacista. Feldkamp (2004) señala que algunas tecnologías que logran optimizar resultados productivos y económicos en el corto plazo, podrían resultar perjudiciales en plazos mayores con la consecuente degradación de los recursos naturales y la disminución del ingreso.

Dado que la intensificación es promovida como una forma de mejorar los resultados productivos de los sistemas ganaderos de la región del Chaco semiárido y subtropical, es pertinente evaluar si el proceso de intensificación realmente mejora el comportamiento de los sistemas o si mejora algunas propiedades en detrimento de otras. En este sentido es necesario diferenciar entre tecnologías de insumos, procesos e información (Viglizzo, 1999). En general, la aplicación de tecnologías de insumos no resulta en un comportamiento sistémico superior cuando utilizamos un enfoque de sistemas para evaluar las tecnologías propuestas (Feldkamp, 2004). Este autor evaluó el comportamiento de un sistema de cría utilizando diferentes niveles de carga animal, destete precoz y suplementación estratégica de las vaquillonas. Encontró que los sistemas de cría que utilizaban una o más de estas estrategias de intervención no mostraban un comportamiento sistémico superior. Sin embargo, algunas estrategias tuvieron un mejor comportamiento que otras, dependiendo del objetivo productivo evaluado. Cuando el objetivo fue maximizar el ingreso neto anual, el destete convencional y las cargas moderadas a bajas mostraron un comportamiento sistémico superior que el resto de los sistemas. Por otro lado, cuando el objetivo del agro-ecosistema fue maximizar el número de terneros vendidos por año, los sistemas de cargas moderadas, que suplementaban a las vaquillonas y realizaban un destete precoz mostraron la mejor relación entre eficiencia, estabilidad y sustentabilidad (Feldkamp, 2004). Las diferentes estrategias permitieron lograr ciertos objetivos productivos o económicos. El proceso de intensificación, analizado desde un mayor nivel jerárquico, podría conducir a una reducción en la equidad, ya que los productores con menos posibilidades financieras no podrían mantener el ritmo de la intensificación y serían forzados a vender sus campos. Sin embargo, el impacto social debería incluir otros aspectos relacionados con la equidad, que incluyen a la generación de empleo entre sus principales componentes. Son pocos los trabajos que analizan la distribución de los costos y beneficios generados por el agro-ecosistema como factor de impacto social.

Dado que es necesario mejorar el comportamiento de los sistemas ganaderos y que los métodos tradicionales de intensificación no muestran dicha mejoría, es importante preguntarse qué tipo de intensificación es requerida para mejorar estos resultados (Feldkamp, 2004).

Una de las alternativas que se propone para mejorar la estabilidad y la sustentabilidad de los agro-ecosistemas, es a través de la articulación de actividades (Viglizzo y Roberto, 1998). La estabilidad de los agro-ecosistemas puede depender de la complementariedad de actividades agrícolas y ganaderas, y los tomadores de decisiones suelen recurrir a la diversificación de sus actividades para reducir riesgos (Viglizzo y Roberto, 1989).

Sin embargo, todavía no ha sido probado que la complementación de actividades como la cría y el engorde, y de éstas con el resto la cadena de la carne mejore el comportamiento de los agro-ecosistemas. Los sistemas articulados pueden canalizar y absorber mejor perturbaciones externas que afectan a todo el sistema (Viglizzo y Roberto, 1998). En general son sistemas menos productivos, ya que estructuras más articuladas están asociadas a altos costos energéticos de mantenimiento, y por consiguiente con una menor proporción de energía destinada a la producción (Viglizzo y Roberto, 1998). Estructuras complejas como las de los sistemas ganaderos tienen un alto costo energético, pero también una mayor capacidad para canalizar las perturbaciones externas, lo que hace que su productividad sea menor pero más estable que la de los sistemas agrícolas (Viglizzo *et al.*, 2001).

Los agro-ecosistemas bovinos de ciclo completo presentan un mayor grado de diversificación de componentes y estrategias de manejo (e.g., posibilidad de ventas de terneros, vacas, novillos, vaquillonas) que los sistemas exclusivos de cría o engorde. Esto permitiría tener ventajas relativas ante fluctuaciones climáticas o de los precios de insumos y productos. Pacín y Oesterheld (2014) encontraron un efecto estabilizador de los sistemas de ciclo completo, señalando que estos sistemas pueden absorber las variaciones del mercado de la venta de terneros, y están sujetos sólo a variaciones en el mercado de novillos, el cual es más estable.

Los sistemas de ciclo completo (cría, recría y engorde), poseen un mayor número de componentes e interrelaciones que los sistemas de cría y engorde exclusivos, agregando complejidad a los agro-ecosistemas. Bunge (2012) señala que existe una relación entre el número de componentes interconectados y el grado de integración de los sistemas. Esta relación varía de acuerdo al sistema estudiado, pero para cada uno existe un punto a partir del cual el sistema tiende a perder integración.

El único mecanismo general de descomposición de los sistemas, es el debilitamiento de los vínculos internos que lo mantenían unido (Bunge, 2004). Sistemas más integrados, posibilitarían que los agro-ecosistemas presenten un mejor comportamiento frente a los riesgos causados por el clima, las plagas, los mercados y los cambios en las políticas públicas (Pacín y Oesterheld, 2014). Minimizar estos riesgos es un objetivo central para los productores agropecuarios.

En general, los estudios basados en agro-ecosistemas se han focalizado sobre la eficiencia (económica o productiva), o la estabilidad, y no han abordado la problemática del comportamiento en forma integral.

1.6. Hipótesis y objetivos

1. Los sistemas de ciclo completo presentan un comportamiento sistémico superior que los sistemas exclusivos de cría o engorde.
2. Diferentes grupos sociales generan modelos mentales diferenciales que determinan el comportamiento emergente de los sistemas.

Se considera que si un agro-ecosistema presenta valores máximos en todas sus propiedades emergentes, comparadas con otros agro-ecosistemas, su comportamiento sistémico o emergente es superior al resto (Feldkamp, 2004). En este trabajo, tres agro-ecosistemas serán evaluados: ciclo completo; cría y engorde.

Con el propósito de evaluar las hipótesis se proponen los siguientes objetivos:

- Desarrollar un modelo de simulación de cría, engorde y ciclo completo.
- Evaluar el impacto de la articulación de actividades en ciclos completos sobre el comportamiento emergente de los agro-ecosistemas.
- Evaluar el efecto de la incorporación de tecnología sobre el comportamiento de los agro-ecosistemas.
- Evaluar el proceso de toma de decisiones a través de la incorporación de reglas de decisión en el modelo.

1.7. Método de trabajo

El comportamiento de los sistemas agropecuarios se evaluará a través de tres propiedades emergentes: eficiencia, estabilidad y equidad. Estas propiedades son conceptos teóricos que describen el comportamiento del sistema y que se relacionan con indicadores biológicos, económicos y sociales cuyo propósito es el de cuantificar la propiedad. El indicador a utilizar dependerá de los objetivos del sistema (Feldkamp, 2004).

La escala de trabajo será el sistema productivo, ya que es la escala en donde ocurren diferentes tipos de actividades y se implementan una gran variedad de estrategias de manejo.

Se trabajará con un modelo dinámico y determinístico. Se utilizará el programa Powersim Studio 8[®] para simular la dinámica del comportamiento de los sistemas de cría, engorde y ciclo completo de la región del noroeste de Argentina.

1.7.1. Descripción general del área de estudio

El área de estudio se encuentra en la región del noroeste (NOA) de Argentina, dentro de la ecorregión del Gran Chaco (bosques secos, arbustales y pastizales) (Cabrera, 1976). Toda el área ha sido incluida dentro del cinturón subtropical de Sud América (Volante *et al.*, 2012). Tradicionalmente, los pobladores practicaban una ganadería de subsistencia, pero en las últimas décadas el área ha experimentado una rápida expansión de la agricultura (principalmente maíz y soja) y de la ganadería (principalmente sobre pasturas implantadas) a expensas de la eliminación del bosque y la recuperación de arbustales (Gasparri *et al.*, 2008).

Dos factores principales han promovido esta expansión: (1) el incremento de la demanda y de los precios internacionales de la soja, y, (2) el incremento de las precipitaciones (Zak *et al.*, 2004; Gasparri y Grau, 2006).

El stock de bovinos de la región del NOA es de 3.56 millones de cabezas, representando el 6% del stock nacional (Observatorio Ganadero, 2013). Si bien la ganadería zonal ha sido tradicionalmente definida como de cría, el mejoramiento de los sistemas a través de inversiones y el uso apropiado de los recursos ha ido cambiando el perfil de la ganadería local hacia sistemas productivos de ciclos completos y exclusivos de engorde. Según datos del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación (MAGyP, 2011), el 45% de los establecimientos ganaderos tiene como actividad principal la cría, concentrando el 50% del stock del NOA. El ciclo completo abarca el 37% de los establecimientos, agrupando el 30% de los bovinos, y por último, los sistemas exclusivos de engorde de animales representan un 18% de los establecimientos ganaderos.

La gran diversidad de ambientes y las transformaciones socio-económicas ligadas a cambios en el uso de la tierra, determinan la existencia de una gran heterogeneidad de sistemas productivos (Volante *et al.*, 2012). La distribución de los establecimientos por estratos de existencias bovinas, muestra que el 70% de los establecimientos de la región tiene menos de 100 cabezas, concentrando el 13% de las existencias del NOA, mientras

que el 3% de los establecimientos que tiene más de 1000 cabezas concentra el 42% de las existencias bovinas de la región (Observatorio Ganadero, 2013).

Del área de estudio (Figura 1.1) se cuenta con información de clima, suelos y agro-ecosistemas ganaderos.

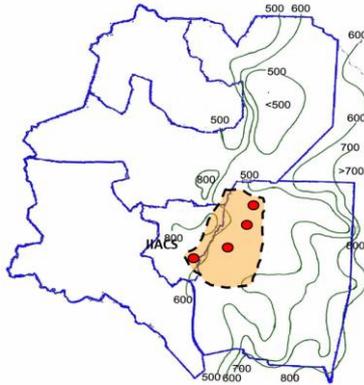


Figura 1.1. Región del Noroeste Argentino, y área de estudio seleccionada. Los puntos representan los sitios de los cuales se cuenta con información de los agro-ecosistemas ganaderos.

El tipo de estrategia de producción depende principalmente del ambiente y del nivel de tecnificación y de manejo de los productores (Scholtz *et al.*, 2011).

El tipo de sistema productivo utilizado para este trabajo corresponde al de empresarios ganaderos que utilizan mano de obra asalariada, poseen buena infraestructura y nivel tecnológico, y están orientados a la cría, el engorde, y en muchos casos al ciclo completo (cría y engorde en forma integrada) (Villarreal, 2009).

Las características específicas de clima, suelos y sistemas productivos se detallan en los capítulos experimentales.

1.7.2. Organización de la tesis

En esta tesis se evalúa el comportamiento emergente de los sistemas bovinos pastoriles mediante herramientas metodológicas derivadas de la dinámica de sistemas (modelos mentales y modelos de simulación).

La tesis está organizada en siete capítulos:

Capítulo 1. Se realiza una introducción general al problema de la tesis, se describen los principales antecedentes y se plantean los objetivos de la investigación (este Capítulo).

Capítulo 2. Se desarrolla el modelo de simulación utilizado, y se lo evalúa mediante pruebas empíricas y racionales.

Capítulo 3. Se realizan algunos experimentos preliminares que complementan la evaluación del modelo de simulación.

Capítulo 4. Se evalúa la eficiencia y estabilidad de los sistemas bovinos pastoriles de cría, engorde y ciclo completo de la región del noroeste de Argentina.

Capítulo 5. Se evalúa la equidad de los agro-ecosistemas desde el enfoque de la dinámica de sistemas.

Capítulo 6. Se evalúa el comportamiento emergente de los agro-ecosistemas de cría, engorde y ciclo completo.

Capítulo 7. Por último, en este capítulo se discuten y sintetizan los principales hallazgos de esta tesis. Se plantean también futuras líneas de investigación así como los posibles usos de la información generada en esta tesis.

Capítulo 2. Desarrollo y evaluación del modelo de simulación

2.1. Características generales del modelo

El modelo desarrollado es determinístico, por lo cual sus salidas son principalmente resultado de las condiciones iniciales establecidas, las variables climáticas intervinientes (entradas del modelo) y las estrategias de manejo utilizadas (Romera *et al.*, 2006). Permite la simulación de agro-ecosistemas de cría, recría y engorde ya sea en forma independiente o integrada. El modelo del agro-ecosistema consiste en un modelo de producción y un modelo de manejo (Feldkamp, 2004). El modelo de producción comprende procesos biofísicos correspondientes al crecimiento de las pasturas, el crecimiento de los animales, la reproducción animal y el consumo animal. El modelo de manejo incluye procesos regulados por la intervención humana (Figura 2.1).

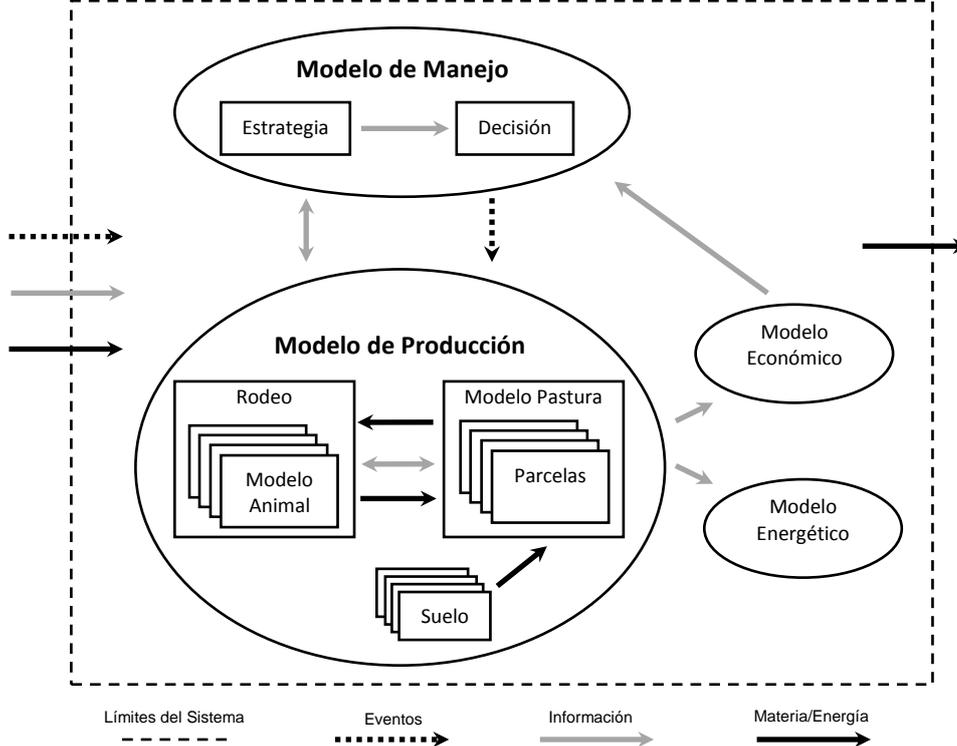


Figura 2.1. Representación simplificada del modelo del agro-ecosistema (Adaptado de Martin *et al.*, 2011).

El modelo fue desarrollado para realizar investigaciones en el área de los agro-ecosistemas bovinos pastoriles. No posee una interface amigable para el usuario no experto, y para su uso requiere tener conocimientos de los conceptos de dinámica de sistemas y de los softwares basados en lenguajes de programación gráfica (Feldkamp, 2004; Romera *et al.*, 2004). El énfasis del modelo está puesto en la flexibilidad para simular una gran diversidad de estrategias de manejo de agro-ecosistemas de cría, recría, engorde y ciclo completo.

Se adaptaron modelos preexistentes: forraje (McCall y Bishop-Hurley, 2003); animal (Feldkamp, 2004); reproductivo (Kahn y Lehrer, 1984); consumo de alimentos (Freer *et al.*, 1997) y agua del suelo (Cros *et al.*, 2003). El modelo de manejo utiliza información del ambiente y del sistema para evaluar criterios, regulando los flujos y determinando la ocurrencia de los procesos. Por lo tanto, el modelo de manejo actúa como vínculo entre el modelo de producción, las entradas y el criterio incorporado por el usuario en el manejo del agro-ecosistema (Feldkamp, 2004).

El modelo es conducido por reglas de decisiones ingresadas por el usuario, lo que permite representar diferentes tipos de opciones de manejo que responden a condiciones cambiantes de los agro-ecosistemas (Romera *et al.*, 2004).

2.1.1. Modelo de simulación

El método utilizado para desarrollar el modelo matemático fue la dinámica de sistemas (Sterman, 2000; Morecroft, 2007). La programación se realizó con la plataforma para el desarrollo de modelos Powersim Studio 8[®]. Powersim Studio 8[®] es un lenguaje de programación gráfico basado en objetos, diseñado específicamente para la modelación de sistemas dinámicos (Costanza *et al.*, 1998; Smith *et al.*, 2005). Requiere la identificación de variables del sistema llamadas stock, flujos, auxiliares y constantes, siendo necesario establecer apropiadamente la conexión entre las mismas. Las variables definidas como vectores o matrices contienen una gran cantidad de valores, y sus dimensiones y estructura son definidas por el usuario introduciendo el rango o tamaño de la matriz. La posibilidad de trabajar con matrices permite representar objetos con atributos particulares, agrupados en varias categorías (e.g., categorías de animales en un rodeo, grupo de parcelas de pastoreo por categorías de animales). De este modo, cada componente (e.g., animal y parcela) retiene su individualidad a través del modelo completo. El estado del modelo en un momento temporal específico es definido por el estado de cada componente. En el próximo intervalo temporal, los cambios en el estado del agro-ecosistema son calculados considerando las interacciones entre los componentes (Feldkamp, 2004). El modelo requiere establecer el paso de integración, el largo de la simulación y la fecha de inicio de la simulación, e.g., 1 día, 100 años y el 1 de enero respectivamente. El modelo desarrollado utiliza un paso de integración diario.

Una vez definido el modelo deben ser especificadas las características de los agro-ecosistemas, las condiciones iniciales, los valores de los parámetros, las reglas de decisión, las entradas y las relaciones funcionales.

El estado inicial del agro-ecosistema define los valores iniciales de los componentes (Romera *et al.*, 2004; 2005) y la respuesta dinámica del agro-ecosistema (Feldkamp, 2004). Antes de una simulación los valores de los parámetros y los umbrales deben ser fijados, y las reglas de decisión especificadas.

Decisiones relacionadas con eventos discretos incluyen la selección de los animales, la rotación de parcelas, las ventas, descartes de animales, servicios, destetes, cambios de categoría y suplementación.

2.1.2. Modelo de manejo

La dinámica del modelo completo está dominada por reglas de decisiones, construidas a partir de condiciones y acciones, que interactúan con los componentes biofísicos y el ambiente para producir un patrón de producción (Shaffer y Brodahl, 1998; Le Gal *et al.*, 2010; Martin *et al.*, 2012).

Las condiciones dependen de los atributos de los animales, el rodeo, las parcelas, el ambiente, la fecha calendario y/o las decisiones de manejo. Toda condición consiste en una comparación entre dos o más atributos de un componente del sistema. Las reglas consideran objetivos de largo plazo (e.g., carga animal objetivo), así como también acciones de manejo tácticas y operativas (e.g., ventas de vacas, vaquillonas o novillos como respuesta a sequías severas). El modelo incluye un conjunto de reglas construidas con el formato “si la condición es verdadera, entonces actuar”, que define que una decisión se implemente cuando las condiciones específicas se presentan.

El modelo es robusto en casos en donde la secuencia de eventos es obligatoria (e.g., la vaca debe parir para luego ser destetada). Cuando la estrategia requiere una secuencia específica de acciones, entonces es necesario incorporar reglas que disparen las acciones en el momento deseado (Romera *et al.*, 2004). Los conflictos requieren establecer prioridades entre reglas, e.g., dos o más parcelas disponibles para enrollar y sólo una de

ellas debe ser cortada. Características particulares del modelo de manejo son especificadas en los capítulos experimentales.

2.1.3. Método para evaluar el modelo de simulación

La evaluación del modelo es una etapa importante previa a la utilización del mismo (Yang *et al.*, 2014). La fiabilidad de los modelos a menudo se evalúa únicamente en su capacidad de reproducir los datos históricos que representan diversas respuestas del sistema (Wallach y Goffinet, 1989). Oreskes *et al.* (1994) señalan que incluso la correspondencia con los datos históricos no establece la verdad ontológica de los supuestos de un modelo. Tampoco la divergencia indica necesariamente que un modelo es erróneo, ya que esto puede ser debido a problemas con los datos utilizados (Woodward *et al.*, 2008). Esta etapa es usualmente referida como validación del modelo (Bellocchi *et al.*, 2010). La utilidad de probar la validez de los modelos de simulación de sistemas naturales ha sido cuestionada por diversos autores (Konikow y Bredehoeft, 1992; Oreskes *et al.*, 1994). El debate sobre la terminología utilizada para definir la evaluación de los modelos es controversial, y apunta a la ambigüedad y la superposición entre los términos validación, verificación y evaluación (Rykiel, 1996; Oreskes, 1998). Para contrarrestar la ambigüedad de la terminología, en este trabajo se utilizará el término evaluación del modelo, entendiéndose a la misma como un conjunto de herramientas que permiten generar confianza en el funcionamiento del modelo (Woodward *et al.*, 2008).

En este sentido, es posible realizar evaluaciones cuantitativas a través de pruebas empíricas, o cualitativas a través de pruebas subjetivas (Balci, 1995; Kleijnen, 1995; Rykiel, 1996; Mitchell, 1997; Andrieu *et al.*, 2007; Bennett *et al.*, 2013).

Una gran cantidad de medidas estadísticas y técnicas visuales pueden ser utilizadas para evaluar el comportamiento de los modelos frente a datos obtenidos de sistemas reales de producción (Tedeschi, 2006; Bellocchi *et al.*, 2010; Bennett *et al.*, 2013; Yang *et al.*, 2014). La evaluación empírica de los modelos puede realizarse por pruebas estadísticas clásicas (regresión lineal, prueba *t* Student), o a través de los desvíos estadísticos (Yang *et al.*, 2014).

En este trabajo la evaluación empírica del modelo se realizó utilizando los desvíos estadísticos propuestos por Yang *et al.* (2014). Los desvíos estadísticos son apropiados para la evaluación de modelos, ya que los datos experimentales utilizados en muchos casos no cumplen con los supuestos (independencia, normalidad y homocedasticidad) necesarios para otro tipo de evaluación estadística (Yang *et al.*, 2014). En el Cuadro 2.1 se observan los desvíos estadísticos propuestos para la evaluación empírica de los modelos.

Cuadro 2.1. Desvíos estadísticos propuestos para la evaluación empírica de los modelos de simulación. Donde y_i valores simulados, x_i valores observados, n número de casos, x media de datos observados.

Desvío estadístico	
Error medio (ErM)	$ErM = \sum (y_i - x_i)/n$
Raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE)	$RMSE = \sqrt{\sum (y_i - x_i)^2/n}$
RMSE relativa (nRMSE)	$nRMSE = \frac{RMSE}{x} * 100$
Eficiencia (EFMO)	$EFMO = 1 - \frac{\sum (y_i - x_i)^2}{\sum (x_i - x)^2}$
Error absoluto medio (MAE)	$MAE = \sum y_i - x_i /n$

Los desvíos RMSE y MAE son útiles durante la fase de calibración, ya que los dos tienen la misma unidad para datos simulados y observados. El error medio (ErM) es un buen índice para determinar si un modelo sobreestima (positivo) o subestima (negativo) los valores observados. Valores de eficiencia superiores a 0 indican un buen comportamiento del modelo.

La comparación entre modelos es útil como complemento en el proceso de evaluación (Rykiel, 1996). Cuando dos modelos fueron desarrollados con un mismo propósito, es posible realizar comparaciones entre ellos que permitan observar cuál presenta mejor comportamiento dado un conjunto de datos utilizados (Bellocchi *et al.*, 2010). Esta metodología se utilizó complementariamente en algunas de las evaluaciones a lo largo de esta Tesis.

Muchos autores señalan que no es posible evaluar modelos complejos mediante tests empíricos, y proponen la utilización de evaluaciones subjetivas, racionales o personales (Harrison, 1990; Rykiel, 1996; Andrieu *et al.*, 2007; Vayssières *et al.*, 2009; Bennett *et al.*, 2013). Johnson (2011) señala que es más importante la transparencia en la presentación del modelo (supuestos, límites) que una evaluación empírica forzada de un modelo complejo. Las evaluaciones subjetivas consisten en presentar, a un experto o un grupo de expertos, los resultados de simulaciones de casos similares a su campo de conocimiento (Bennett *et al.*, 2013; Uusitalo *et al.*, 2015). Esta prueba indica si la lógica del modelo, y las relaciones entre las entradas y salidas son razonables de acuerdo al propósito para el cual el modelo fue desarrollado (Rykiel, 1996). Si las salidas del modelo son consideradas inconsistentes por los expertos, es necesario controlar nuevamente los submodelos y modificar el modelo si fuera necesario (Martin *et al.*, 2011). En este trabajo, la evaluación por expertos se utilizó para evaluar el modelo completo.

2.2. Desarrollo del modelo de crecimiento animal

2.2.1. Introducción

El modelo de crecimiento animal es central en el modelo del agro-ecosistema pecuario. El modelo de crecimiento animal interactúa con otros modelos a través del intercambio de información. Provee información del peso vivo y la condición corporal de los animales a otros modelos y se alimenta de información generada por aquellos (Figura 2.2).

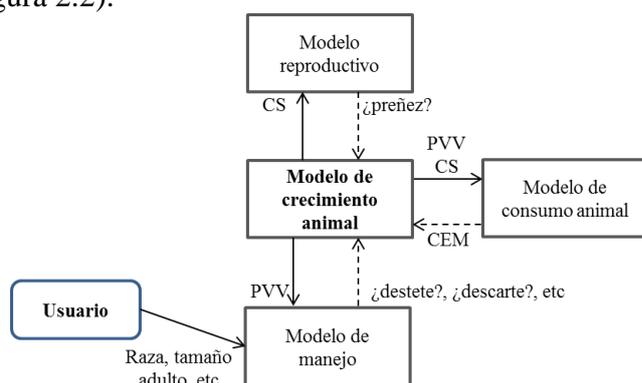


Figura 2.2. Simplificación del modelo del agro-ecosistema mostrando los modelos que proveen y toman información del modelo de crecimiento animal (Feldkamp, 2004). PVV: peso vivo vacío; CS: condición corporal; CEM: consumo de energía metabolizable.

Estimar el crecimiento animal y la condición corporal de los animales en los sistemas de bovinos para carne constituye una fase crucial en el desarrollo del modelo del agro-ecosistema (Feldkamp, 2004; Romera *et al.*, 2004). Los bovinos de zonas

tropicales y subtropicales experimentan fluctuaciones estacionales en la cantidad y calidad del alimento ofrecido. Esto resulta en patrones de ganancias de peso vivo durante la época de lluvias, y pérdidas de peso durante la época seca, cuya intensidad depende de la estructura del agro-ecosistema y de las condiciones climáticas y el tipo de suelo (Poppi y McLennan, 1995). Bajo estas condiciones es necesario utilizar un modelo que permita captar las fluctuaciones de peso vivo a lo largo de la vida productiva de los animales.

En este trabajo se utilizó como base el modelo propuesto por Feldkamp (2004). Este modelo tiene como unidad elemental al animal individual de un rodeo, proveyendo información sobre el peso vivo vacío y la condición corporal de los animales. A continuación se presentan las características más importantes y las principales ecuaciones utilizadas en el modelo. Las justificaciones teóricas del uso de las mismas e información más detallada se pueden encontrar en la publicación original del mismo (Feldkamp, 2004).

2.2.2. Funcionamiento y supuestos principales

Asumiendo que no existen restricciones en la alimentación ni problemas sanitarios en los animales, su crecimiento está determinado por el genotipo utilizado. La curva de crecimiento potencial permite determinar la composición corporal potencial de un animal y su peso a lo largo de su vida. El modelo de crecimiento asigna la energía disponible siguiendo un proceso de priorización relacionado con la diferencia entre el estado potencial y actual del animal.

Este modelo asume tres supuestos principales:

- El crecimiento de los animales está gobernado por el consumo de energía,
- El peso vivo vacío está formado por materia libre de grasa, grasa normal y exceso de grasa,
- Los destinos de los compuestos siguen el siguiente orden: 1) formación de materia libre de grasa; 2) incremento de la grasa normal; y 3) acumulación de grasa en exceso. La movilización de tejidos seguirá el orden inverso.

2.2.3. Componentes del peso vivo vacío

Conceptualmente el peso vivo vacío (PVV) está dividido en dos componentes: materia grasa (GRA) y materia libre de grasa (MAG). El componente GRA incluye la grasa del tejido adiposo y la grasa asociada al tejido magro. El tejido GRA está compuesto por dos fracciones: grasa normal (GRAn) y grasa en exceso (GRAex). El primero es el tejido graso de un animal con una condición corporal moderada, equivalente a una puntuación de 5 en la escala de 1 a 9 (Whitman, 1975). La GRAex es la diferencia entre el tejido adiposo de un animal en condición corporal (CS) mayor a 5 y un animal en CS igual a 5.

2.2.4. Curvas de crecimiento potencial

En animales alimentados *ad libitum*, el peso vivo vacío (PVV) y sus componentes crecen hasta alcanzar un tamaño máximo a la madurez. Los animales de diferentes razas o biotipos difieren en su tamaño adulto. Esta variabilidad en el tamaño adulto fue incluida en el modelo a través de un valor de tamaño animal (*frame score*). El valor del *frame score* (FR) es una medida lineal del tamaño adulto potencial, que puede variar entre 1 y 9. Este valor proviene de una ecuación que relaciona la altura del animal a su grupa y la edad (Guidelines for Uniform Beef Improvement Programs, 2010).

El peso vivo a la madurez (PVV_{MAT}) en animales en condición corporal igual a 5, se estimó utilizando la ecuación propuesta por el NRC (1996) (Ec. 1).

$$PVV_{MAT} = (366.7 + 33.3 * FR) * Sx \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde, FR: valor de tamaño animal seleccionado; Sx: factor de corrección que toma valores de 1 para vacas; 1.5 para toros y 1.25 para novillos.

El tamaño máximo de los componentes se estimó como fracciones del peso vivo a la madurez (Ec. 2). Los porcentajes de GRAn, GRAex y MAG son 22.5%, 29.2% y 77.5% del PVV a la madurez ($frMAT_x$), respectivamente.

$$X_{MAT} = frMAT_x * PVV_{MAT} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde, X puede ser GRAn, GRAex o MAG.

El crecimiento potencial de los componentes sigue una curva sigmoidea entre el nacimiento y la madurez (Owens *et al.*, 1993). Para describir el crecimiento de los componentes se utilizó la curva propuesta por Janoschek (1957) (Ec. 3).

$$X_{pot,t} = X_{MAT} - (X_{MAT} - X_{Bi}) * e^{-k_x t^{P_x}} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde, $X_{pot,t}$ (kg) es el tamaño del componente X a tiempo t; X_{Mat} y X_{Bi} son los tamaños de los componentes X a la madurez y al nacimiento respectivamente. X puede ser GRAn, GRAex o MAG (kg.día^{-1}); K_x y P_x son parámetros.

La primera derivada de la curva sigmoidea proporciona la tasa de cambio del tamaño de cada componente (Ec. 4). La tasa de cambio del PVV potencial resulta de la suma de cada componente (Ec. 5).

$$\frac{dX_{pot}}{dt} = (X_{MAT} - X_{pot,t}) * k_x * P_x * t^{(P_x-1)} \quad (\text{Ec. 4})$$

$$\frac{dPVV_{pot}}{dt} = \frac{dGRAn_{pot}}{dt} + \frac{dPROT_{pot}}{dt} * frPROT MAG^{-1} \quad (\text{Ec. 5})$$

Donde, $frPROT MAG^{-1}$ es la fracción de proteína MAG.

2.2.5. Estimación de la tasa de crecimiento actual

La tasa de cambio del PVV actual es la suma de las tasas de cambio de los diferentes componentes. En un momento determinado, la máxima tasa de crecimiento de cualquier componente depende de su tamaño potencial, su tamaño actual y la tasa de crecimiento potencial (Ec. 6).

$$\frac{dX_{mx}}{dt} = X_{pot,t} - X_t + \frac{dX_{pot}}{dt} \quad (\text{Ec. 6})$$

Donde, dX_{mx}/dt es la máxima tasa de cambio del componente X (MAG, GRAn o GRAex) expresada en kg.día^{-1} .

La ecuación 7 es utilizada para estimar la tasa de ganancia de un componente, dada una cantidad de energía disponible para el crecimiento de ese componente.

$$\frac{dX}{dt} = \frac{EforX}{GE_x} * k_{dfe \rightarrow X} \quad (\text{Ec. 7})$$

Donde, dX/dt es la tasa estimada de ganancia del componente X (FFM, FATn o FATex) en kg.día^{-1} ; EforX es la energía disponible para crecimiento del componente X; GE_x es la energía bruta de X; y $k_{dfe \rightarrow X}$ es la eficiencia de uso de la energía metabolizable consumida para formar el componente X.

Cuando la energía disponible para crecimiento es menor que la necesaria para el máximo crecimiento del magro y la grasa, entonces se utiliza un algoritmo de priorización de la energía. Básicamente, si la energía disponible para crecimiento es baja, gran parte de la energía se destina a crecimiento del magro. A medida que la disponibilidad de energía se incrementa, la proporción de energía destinada a magro decrece, y la destinada a grasa incrementa.

Un animal que incrementa la condición corporal por encima de 5, está ganando grasa en exceso, y gana tejido magro a tasa máxima. Cuando el consumo de energía no cubre los requerimientos de mantenimiento, gestación o lactancia, los tejidos grasos y el magro pueden ser movilizados. El tejido magro es movilizado solamente para cubrir requerimientos de mantenimiento.

2.2.6. Condición corporal

La condición corporal (CS) es un buen indicador de las reservas energéticas corporales de los animales (Bishop *et al.*, 1994). La ganancia o pérdida de CS es acompañada con una ganancia o pérdida de PVV, principalmente del tejido graso (Dunn *et al.*, 1983). Existe una estrecha relación entre CS y PVV (Wright y Russel, 1984; Northcutt *et al.*, 1992). Animales con diferentes tamaños adultos difieren en el PVV a condición corporal moderada (CS = 5). La relación entre el PVV actual y el PVV a CS igual a 5 puede ser utilizado para representar el grado de gordura de un animal (Sanders, 1974). Para la estimación de la condición corporal actual se utilizó la ecuación 8 (Feldkamp, 2004).

$$CS = \frac{\frac{PVV}{PVV_{pot}} - 0.6362}{0.0682} \quad (\text{Ec. 8})$$

Las variaciones en la CS de las vacas tienen numerosas implicancias prácticas (Cooper, 2011). Herd y Sprott (1986) y Rae *et al.* (1993) señalan que la CS de las vacas al parto está asociada con el intervalo parto-primer celo, la producción de leche, la vitalidad del ternero nacido y las dificultades de parto en vaquillonas con CS muy bajas. La CS de las vacas al momento del servicio afecta el desempeño reproductivo en términos de concepción, intervalo entre partos y porcentaje de vacas vacías (Vargas *et al.*, 1999; Montiel y Ahuja, 2006; Renquist *et al.*, 2006; Cooper, 2011).

Existe una relación estrecha entre la reproducción y estado nutricional del ganado, siendo este último uno de los principales factores que afecta la eficiencia de los rodeos de regiones subtropicales y tropicales (Montiel y Ahuja, 2005; Burns *et al.*, 2010).

2.2.7. Producción de leche

La simulación de la producción de leche utiliza un enfoque similar que el PVV. En primer lugar, una curva de producción de leche potencial es estimada, y la demanda de energía para una producción potencial de leche es calculada asumiendo una composición y eficiencia de producción de leche.

Se utilizó el modelo propuesto por el NRC (1996) para estimar la producción de leche (Y_n) (Ec. 9).

$$Y_n = \frac{n * Y_p * e^{-\frac{n}{T_{Yp}}}}{T_{Yp} * e^{-\frac{n}{T_{Yp}}}} * K_{edad} \quad (\text{Ec. 9})$$

Donde, Y_n producción de leche ($\text{kg} \cdot \text{día}^{-1}$); n semanas de lactancia; Y_p producción de leche en el pico de lactancia; T_{Yp} semanas en alcanzar el pico de lactancia; K_{edad} factor de corrección por edad

Esta ecuación contiene dos parámetros: producción de leche en el pico de lactancia (Y_p) y tiempo en alcanzar el pico de lactancia (T_{Yp}). El T_{Yp} se fijó en 8.5 semanas. Los valores de producción de leche en el pico de lactancia fueron tomados de la bibliografía (Melucci, 1995; NRC, 1996).

Diferentes razas evidencian diferencias genéticas que impactan en producción de leche (Montaño-Bermudez y Nielsen, 1990), con una heredabilidad moderada (Fuerst-Waltl *et al.*, 1998). Se ha observado que la producción de leche se incrementa con la edad (Melton *et al.*, 1967; Bailey *et al.*, 1991), hasta alcanzar un máximo entre los 5 y 6 años (Jeffery *et al.*, 1971). El factor de ajuste por edad (K_{edad}) toma valores de 0.74 y 0.88 para vacas de 2 años y 3 años respectivamente (NRC, 1996). La ecuación 10 muestra la estimación de la demanda energética para el potencial de producción de leche ($Mj.dia^{-1}$), asumiendo una constante de la densidad energética de la leche de $3.012 MJ.kg^{-1}$ (AFRC, 1994).

$$E_{reqmxleche} = \frac{3.012 * Y_n}{K_{fe \rightarrow lac}} \quad (Ec. 10)$$

Donde, $E_{reqmxleche}$ energía para producción potencial de leche; Y_n producción de leche; $k_{fe \rightarrow lac}$ eficiencia de utilización de la energía metabolizable para lactancia

2.3. Evaluación del modelo de crecimiento animal

El modelo de crecimiento fue calibrado y evaluado por Feldkamp (2004) para bovinos de razas británicas y continentales. Sin embargo, las condiciones del presente trabajo hacen necesario evaluar el modelo de crecimiento animal con otras razas utilizadas en condiciones subtropicales. En regiones subtropicales existe un predominio de razas que utilizan al cebú en sus cruzamientos (Galli *et al.*, 1991). En el norte de Argentina predominan las razas Braford y Brangus (García Posse *et al.*, 2010; Arelovich *et al.*, 2011).

El objetivo del modelo de crecimiento es proveer información precisa a otros modelos. La información más importante generada por el modelo está relacionada con el peso vivo vacío (PVV) y la condición corporal (CS) de los animales.

El PVV individual es importante para la toma de decisiones en el modelo, e.g., estrategias de destete, inicio del servicio de las vaquillonas y ventas de los animales.

El objetivo de esta sección es evaluar el modelo en su capacidad para estimar de manera precisa el PVV individual y la CS de las diferentes categorías de un rodeo de bovinos para carne.

Complementariamente se compararon las estimaciones de peso vivo realizadas por el modelo de Feldkamp (2004) y el modelo del Agricultural and Food Research Council (AFRC, 1994), utilizando este último como referencia.

2.3.1. Evaluación del peso vivo

Para la evaluación se utilizó la base de datos del Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS). Los experimentos utilizados corresponden al período 2001 – 2011. En todos los casos se utilizó la raza Braford, y la pastura base fue *Chloris gayana*. Se recolectó información de diferentes categorías (terneros, novillos, vaquillonas y vacas), el consumo estimado y la calidad de la dieta consumida ($Mcal EM.kg MS^{-1}$).

A partir de experimentos de recría y engorde (2001 – 2011) se obtuvo información del peso vivo y la condición corporal de vaquillonas y novillos (intervalo de 28 días). En estos experimentos se estimó el consumo de las pasturas a través de cortes del

material ofrecido y el remanente de pastoreo. Los tratamientos relacionados con la alimentación incluyeron pastura pura y diferentes estrategias de suplementación en función del estado de la pastura (diferida - crecimiento vegetativo). La calidad en las diferentes fases fue registrada a través de análisis en laboratorio. La información climática se adjuntó a la base de datos. Las estrategias de recría de vaquillonas comprendieron los siguientes tratamientos: recría para entore de 15 meses con suplementación estratégica, recría de vaquillonas para entore de 25-27 meses con suplementación en el 1^{er} invierno, en el 2^{do} invierno, en los dos inviernos y sin suplementación invernal.

En el caso de los novillos comprendió estrategias con suplementación invernal y/o estival para engordes de 300 a 540 días. Las vacas y terneros se pesaron y se evaluó condición corporal al destete (2008-2011). Dos sistemas generaron información: sistema de cría convencional base pastoril sin suplementación, y sistema de cría intensiva base pastura y silaje de maíz. Estas estrategias de alimentación permitieron contar con información diferencial de la condición corporal de los vientres y del peso de los mismos. En todos los casos los valores simulados como peso vivo vacío fueron transformados en peso vivo mediante un factor de corrección para su comparación con los datos experimentales (Fox *et al.*, 1988).

La evaluación empírica del modelo se realizó utilizando los desvíos estadísticos propuestos por Yang *et al.* (2014): raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE), RMSE relativa, error absoluto medio (MAE); error medio (ErM) y la eficiencia del modelo (EFMO). Se revisaron algunos gráficos resultantes que permiten observar el grado de ajuste entre el modelo y los datos experimentales (Bennett *et al.*, 2013). Algunas técnicas complementarias se especifican en cada sección.

2.3.2. Resultados y discusión

En la Figura 2.3 se observan los resultados de las simulaciones de peso vivo (PV) obtenidos para las diferentes categorías. Las simulaciones se realizaron considerando un mismo tamaño animal, equivalente a un frame score (FR) = 4.

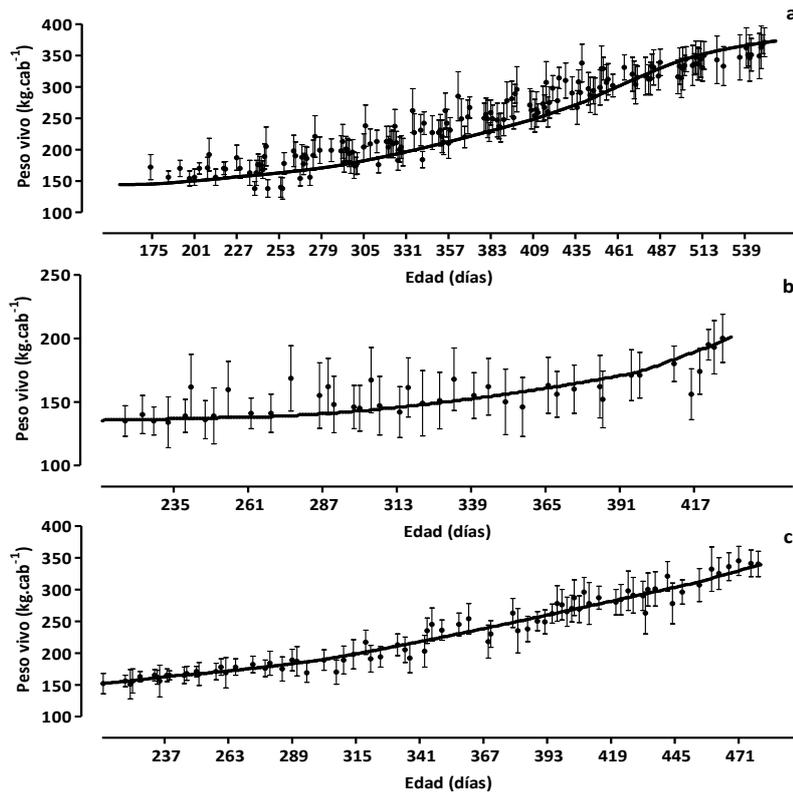


Figura 2.3. Peso vivo simulado (línea sólida) y observado (punto valor medio y barras verticales desvíos estándar) para: (a) novillos alto nivel nutricional (9.5 MJ.kgMS^{-1}); (b) vaquillonas bajo nivel nutricional (7.5 MJ.kgMS^{-1}); (c) vaquillonas alto nivel nutricional (9.5 MJ.kgMS^{-1}).

El modelo realiza buenas estimaciones del peso vivo de las diferentes categorías a diferentes edades y diferentes niveles nutricionales. Graficando los valores observados versus los simulados es posible visualizar la precisión del modelo (Figura 2.4). Puntos cercanos a la línea 1:1 indican mayor precisión del modelo.

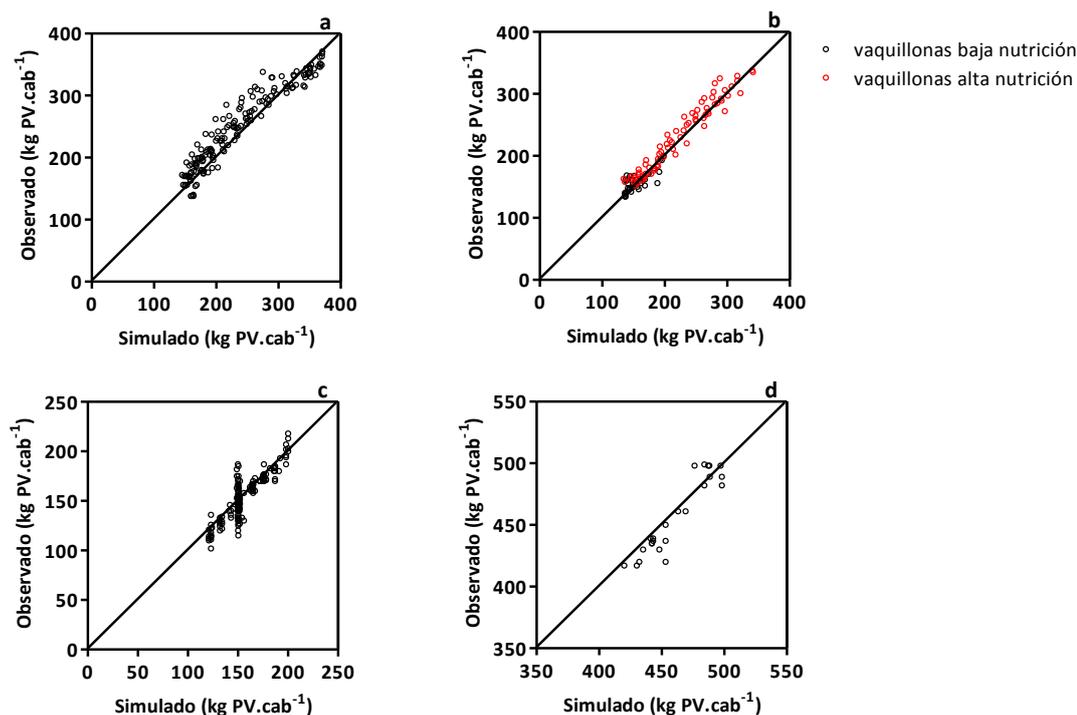


Figura 2.4. Valores de peso vivo (kg.cab^{-1}) observados versus simulados para diferentes categorías (línea 1:1): (a) novillos alta nutrición (9.5 MJ.kgMS^{-1}); (b) vaquillonas alta (9.5 MJ.kgMS^{-1}) y baja nutrición (7.5 MJ.kgMS^{-1}); (c) terneros al destete; (d) vacas al destete.

En el Cuadro 2.2 se observan los resultados de los desvíos estadísticos utilizados en diferentes categorías.

Cuadro 2.2. Resultados de los desvíos estadísticos utilizados en diferentes categorías para peso vivo (kg.cab^{-1}).

	Terneros/as	Novillos	Vaquillonas (baja nutrición)	Vaquillonas (alta nutrición)	Vacas
Número de casos	160	161	41	76	24
Media observada	158	248	157	231	461
Media simulada	153	234	154	223	449
RMSE	8.1	24	11.8	15.3	14.6
nRMSE	5.1	10	7.5	6.6	3.3
MAE	3.9	19.5	8.1	11.8	11.8
ErM	0.21	-13.0	-2.3	-8.0	11.8
EFMO	0.77	0.84	0.47	0.92	0.56

Los desvíos estadísticos utilizados muestran un buen ajuste entre valores observados y simulados para las diferentes categorías. El nRMSE toma valores entre 3.3% y 10% dependiendo de la categoría considerada. Una eficiencia (EFMO) mayor a 0 es una condición crítica para poder concluir que el modelo cumple adecuadamente con su propósito (Yang *et al.*, 2014). El modelo de Feldkamp (2004) muestra eficiencias superiores a 0 en todos los casos, siendo en algunos casos cercanos a 1.

La comparación entre las estimaciones realizadas por el modelo de Feldkamp (2004) y el modelo AFRC (1994) se realizó utilizando los datos de peso vivo de los novillos alta nutrición (Figura 2.5, Cuadro 2.3).

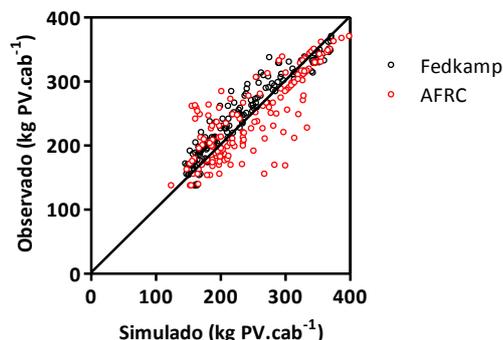


Figura 2.5. Valores de peso vivo (kg.cab^{-1}) observados versus simulados para diferentes categorías (línea 1:1) y modelos: círculos negros Feldkamp y círculos rojos AFRC.

Cuadro 2.3. Evaluación de la precisión de los modelos mediante el uso de estadísticos: raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE); RMSE relativa (nRMSE); error absoluto medio (MAE), error medio (ErM); eficiencia del modelo (EF).

Estadísticos	Modelo Feldkamp	Modelo AFRC
RMSE	24	37.8
nRMSE	10%	15.1%
MAE	19.5	27.2
ErM	-13	3.9
EFMO	0.84	0.65

Valores estimados y observados iguales, corresponden a $\text{RMSE} = 0$; $\text{MAE} = 0$; $\text{EFMO} = 1$.

El modelo Feldkamp muestra mejor comportamiento en los desvíos estadísticos evaluados (RMSE, nRMSE, MAE, EFMO). Los valores de ErM indican que el modelo AFRC tiende a sobreestimar los valores simulados, mientras que el modelo Feldkamp tiende a subestimarlos. En términos de eficiencia (EFMO) el modelo Feldkamp muestra superioridad sobre AFRC.

2.3.3. Evaluación de la condición corporal

La condición corporal (CS) es un factor crítico en el modelo. Para evaluar el desempeño del modelo se compararon valores observados y simulados de la condición corporal de vacas al momento del destete. Los datos observados fueron tomados por un experto, siendo en todos los casos la misma persona quien realizó las evaluaciones. La base de datos incluye información de la condición corporal de vacas de diferentes edades al destete, relevadas durante el período 2008-2011. Las simulaciones se realizaron considerando un tamaño animal equivalente a un $\text{FR} = 4$, utilizando la base de datos climática del IIACS para el período mencionado.

En la Figura 2.6 y el Cuadro 2.4 se presentan los resultados.

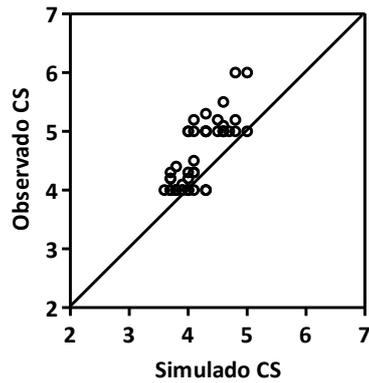


Figura 2.6. Relación entre valores observados y simulados para condición corporal de vacas al destete (línea 1:1). Los puntos representan lotes de vacas agrupadas por edad de las vacas y año de evaluación

Cuadro 2.4. Evaluación de la precisión de los modelos mediante el uso de estadísticos: raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE); RMSE relativa (nRMSE); error absoluto medio (MAE), error medio (ErM); eficiencia del modelo (EFMO).

Estadísticos	Condición corporal
RMSE	0.57
nRMSE	12.3
MAE	0.46
ErM	-0.40
EFMO	0.08

Valores estimados y observados iguales, corresponden a RMSE = 0; MAE = 0; EFMO = 1.

En la Figura 2.6 se observa que el modelo tiende a subestimar los valores observados, lo cual también se visualiza a través de $ErM = -0.40$. La eficiencia del modelo es cercana a 0, cumpliendo con el criterio establecido para aceptar la utilidad del mismo.

La condición corporal es también un factor importante en la determinación de la venta de los animales. Se evaluó la capacidad del modelo para estimar la condición corporal crítica necesaria alcanzar condiciones de venta de novillos. Se utilizó la información generada por experimentos realizados en el IIACS durante el período 2001-2011. El esquema general de los experimentos fue el de una invernada corta (menor a 365 días) de novillos con base pastoril (*Chloris gayana*) y suplementación estratégica. Mensualmente se registró el peso vivo y la condición corporal. Cada ciclo de engorde estuvo compuesto por 6 lotes ($n=60$). Se cuenta con información complementaria de los animales (edad, tamaño animal, historia de alimentación) y registros climáticos para el período evaluado.

La evaluación del modelo se realizó por comparación de la proporción de animales acondicionados para venta observada y simulada (Figura 2.7), y la distribución temporal de las ventas (Figura 2.8). El criterio de venta establecido fue: peso mínimo 330 kg y condición corporal igual o mayor a 5.

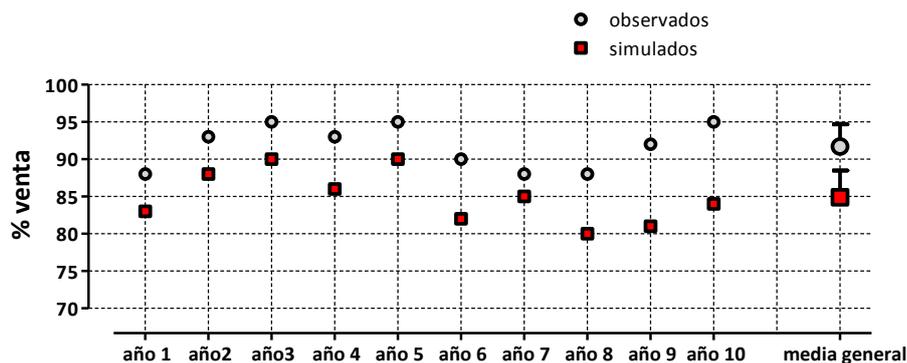


Figura 2.7. Proporción de novillos disponibles para venta observados y simulados en sistemas de engorde menores a 365 días con plano de alimentación alto.

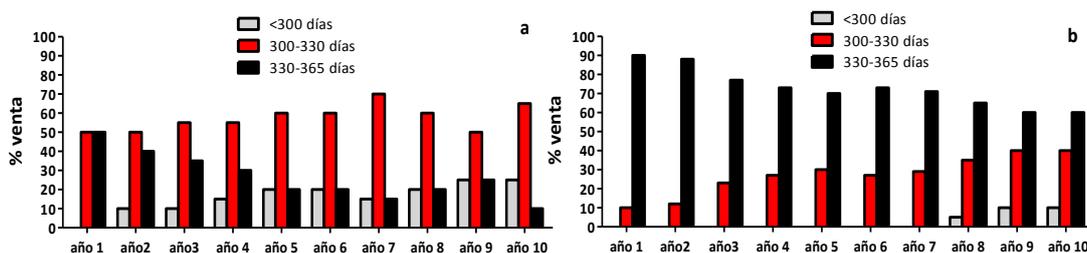


Figura 2.8. Distribución de las ventas en diferentes años de evaluación: (a) valores observados y (b) valores simulados.

Se observa un buen ajuste del modelo en relación a la proporción de novillos para venta (Figura 2.7). En todos los años el modelo tiende a subestimar ligeramente la proporción de animales para venta, con diferencias de $7 \pm 2\%$. La distribución de las ventas muestra diferencias entre valores observados y simulados. El modelo tiende a desplazar las ventas hacia los 330 – 365 días de engorde, mientras que los datos observados concentran las ventas principalmente entre los 300 – 330 días. Estas diferencias de 30 días no son significativas en el contexto general del modelo y en la escala temporal en la que se evalúan los resultados generales.

2.3.4. Consideraciones finales del modelo

El modelo desarrollado por Feldkamp (2004) permite simular, de manera continua, el PVV y la CS de cualquier categoría del rodeo de bovinos para carne. Es necesario tener información de la energía metabolizable consumida. Las evaluaciones realizadas permiten prever un buen desempeño del modelo de crecimiento animal como parte integrante del modelo del agro-ecosistema, contextualizado en ambientes subtropicales.

2.4. Desarrollo del modelo de pastura y de agua del suelo

La producción de forraje es esencial en los sistemas en donde las pasturas representan la principal fuente de alimento para los animales. En los últimos años se han desarrollado numerosos modelos de simulación con diferentes grados de complejidad que intentan estimar el crecimiento y la producción de forraje (e.g., Cacho, 1993; Herrero *et al.*, 2000; Johnson *et al.*, 2003; McCall y Bishop-Hurley, 2003; Nabinger y Carvalho, 2009; Martin *et al.*, 2011; Romera *et al.*, 2013). La mayoría de estos modelos fueron desarrollados en zonas templadas, y fueron calibrados y evaluados para genotipos forrajeros adaptados a estas zonas de estudio. Son pocos los antecedentes de calibración y evaluación de modelos de simulación para condiciones tropicales y subtropicales (Herrero *et al.*, 2000; Nabinger y Carvalho, 2009).

En el presente trabajo se utilizó el modelo de producción de forraje desarrollado por McCall y Bishop-Hurley (2003), incorporando modificaciones basadas en Thornley y France (2007) y Romera *et al.* (2009). Es un modelo genérico conducido por variables climáticas que describe la dinámica de la producción de materia seca y la senescencia de las pasturas bajo pastoreo (Figura 2.9). El balance de agua en el suelo se simuló adoptando el modelo propuesto por Cros *et al.* (2003).

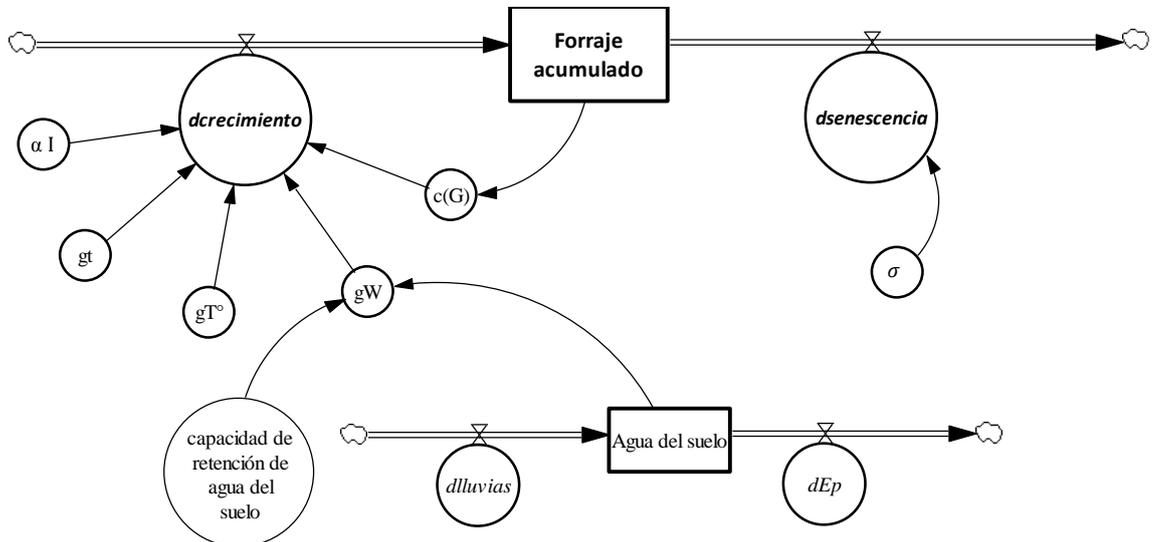


Figura 2.9. Esquema simplificado del modelo de producción de forraje desarrollado por McCall y Bishop-Hurley (2003). α : eficiencia de uso de la radiación; I: radiación incidente; gt : eficiencia fotosintética por fase fenológica; gT° : efecto de la temperatura; gW : factor de agua del suelo; $c(G)$: capacidad de intercepción de la canopia; σ : factor de senescencia; Ep : evapotranspiración calculada utilizando el método desarrollado por Penman-Monteith descrito por Allen *et al.* (1998).

El factor αI determina el crecimiento base de la pastura (Figura 2.10). La radiación incidente (I) ($Mj.m^{-2}.día^{-1}$) es una variable de entrada del modelo tomada a partir de las estaciones meteorológicas. La eficiencia de uso de la radiación (α) depende del genotipo utilizado pudiendo variar entre 0.45 a 0.89 $gr MS.Mj^{-1}$ (McCall y Bishop-Hurley, 2003). Para las pasturas megatérmicas se utiliza el valor de 0.5 $gr MS.Mj^{-1}$ (Martinez Calsina *et al.*, 2009).

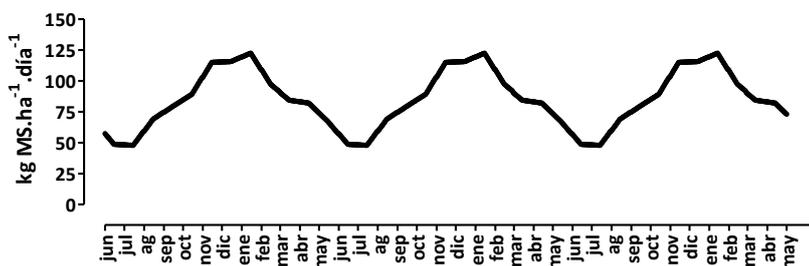


Figura 2.10. Crecimiento base de las pasturas ($KgMS.ha^{-1}.día^{-1}$), a partir de la información de radiación incidente (media mensual) tomada de la estación meteorológica del IIACS (2000 – 2003), considerando una eficiencia de uso de la radiación de 0.5 $gr MS.Mj^{-1}$.

La tasa de crecimiento base se modifica por funciones relacionadas con la eficiencia fotosintética en diferentes fases fenológicas, el efecto de la temperatura del aire, el agua del suelo y la capacidad de intercepción de la canopia.

La eficiencia fotosintética varía de acuerdo a la fase fenológica (gt). El factor gt representa las diferencias estacionales en la eficiencia neta fotosintética, y está

relacionada con la fase reproductiva y los cambios asociados en la fisiología de la planta (Parsons y Chapman, 2000). La evolución de las diferentes fases fenológicas se realizó en función del tiempo térmico (Figura 2.11).

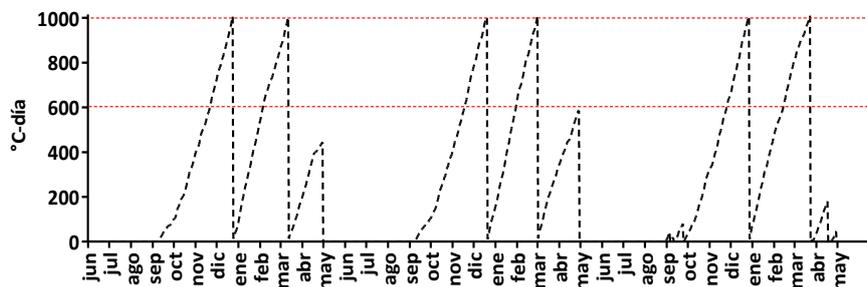


Figura 2.11. Suma térmica acumulada para tres ciclos de crecimiento de una pastura de *Chloris gayana*. Línea punteada roja inferior floración, línea punteada roja superior fin de ciclo.

Una gramínea megatérmica como *Chloris gayana* posee una temperatura base de 12°C, florece alrededor de los 600°C-día y completa su ciclo a los 1000°C-día (Moser *et al.*, 2004; Martínez Calsina *et al.*, 2009). En función de la fase fenológica se establece un factor de corrección que varía entre 0.6 y 1 para las fases vegetativas (*v*) y reproductivas respectivamente.

Ricci (2006) evaluó durante el período 1995 – 2000, en el este de la Provincia de Tucumán, los cambios fenológicos de tres gramíneas megatérmicas, considerando cuatro estados: crecimiento, hoja bandera, floración y semilla madura (Cuadro 2.5).

Cuadro 2.5. Cambios fenológicos de tres gramíneas megatérmicas considerando cuatro estados. Días acumulados a partir del 1 de septiembre de cada ciclo (Ricci, 2006).

	Crecimiento	Hoja bandera	Floración	Semilla madura
<i>Megathyrsus maximus</i> cv Gatton	92±22	103±19	115±18	131±17
<i>Panicum coloratum</i> cv Bambatsi	73±9	86±10	112±8	132±7
<i>Chloris gayana</i> cv Común	67±7	77±11	103±15	130±11

En función de esta información y de los registros climáticos se estimaron los cambios fenológicos en función del tiempo térmico (°C-día) hasta llegar a floración y formación de semilla madura (Cuadro 2.6).

Cuadro 2.6. Cambios fenológicos en función del tiempo térmico (°C-día) hasta llegar a floración y formación de semilla madura para tres gramíneas megatérmicas del este tucumano.

	Floración	Semilla madura
<i>Megathyrsus maximus</i> cv Gatton	829±46	1045±55
<i>Panicum coloratum</i> cv Bambatsi	768±42	1059±56
<i>Chloris gayana</i> cv Común	640±49	1026±63

Los valores encontrados para *C. gayana* son coincidentes con los reportados por la bibliografía. El estado de semilla madura es tomado como umbral de finalización de un ciclo y comienzo de uno nuevo.

La temperatura (gT°) también ejerce su efecto sobre la tasa de crecimiento de las pasturas. En las pasturas megatérmicas la tasa fotosintética es dependiente de la temperatura dentro de un rango que varía entre 8 – 40°C (Ludlow, 1985). El efecto de la temperatura se incluyó en el modelo a través de la ecuación 11, propuesta por Thornley y France (2007).

$$g(T^\circ) = \left(\frac{T - T_{mn}}{T_r - T_{mn}}\right)^q * \left(\frac{\left(\frac{(1+q) * T_{opt} - T_{mn}}{q}\right) - T}{\left(\frac{(1+q) * T_{opt} - T_{mn}}{q}\right) - T_r}\right) \quad (\text{Ec. 11})$$

Donde, T_{mn} es la temperatura mínima donde $g(T^\circ)$ se hace 0, q es un parámetro de curvatura con valor de 2, T_{opt} es la temperatura óptima, T_r es la temperatura de referencia y T es la temperatura media diaria.

La temperatura óptima de crecimiento se ubica entre los 30 – 35°C, y la temperatura base entre 8 – 15°C dependiendo del genotipo considerado (Jones, 1985). La temperatura de referencia es igual a 20°C para pasturas megatérmicas (Herrero *et al.*, 2000).

El balance de agua en el suelo fue simulado siguiendo el modelo propuesto por Cros *et al.* (2003). El factor gW relaciona la disponibilidad de agua y la capacidad de retención de agua del suelo utilizado, pudiendo tomar valores entre 0 y 1.

El factor $c(G)$ representa la capacidad de intercepción de la canopia. La capacidad de rebrote de las pasturas es influenciada por el remanente de pastoreo.

La tasa de crecimiento estimada determina una acumulación bruta de forraje, el cual eventualmente senesce y cae al suelo. La tasa de senescencia fue estimada a partir de la ecuación 12, que relaciona la temperatura media y la vida media foliar (VMF) (Romera *et al.*, 2009).

$$\sigma = \frac{TM}{VMF} * 0.3 \quad (\text{Ec. 12})$$

Donde, TM temperatura media diaria (°C); VMF vida media foliar (°C-día)

La VMF es característica de cada especie/cultivar. Agnusdei *et al.* (2009) y Avila *et al.* (2010) reportaron valores de VMF de 500 °C-día para *Digitaria decumbens* y de 320 - 370 °C-día para *Chloris gayana*. En este trabajo se utilizó una VMF de 350 °C-día para *Chloris gayana*.

2.5. Calibración y evaluación del modelo de pastura

Ciertos componentes del modelo dependen de parámetros empíricos, que requieren una calibración específica para el genotipo y sitio de estudio (Romera *et al.*, 2009). Valores de los parámetros para gramíneas megatérmicas, y específicamente para *Chloris gayana* fueron tomados a través de una revisión bibliográfica (Herrero *et al.*, 2000; Moser *et al.*, 2004; Agnusdei *et al.*, 2009; Avila *et al.*, 2012; Martínez Calsina *et al.*, 2012). La gran diversidad de genotipos forrajeros existentes con características particulares hace necesario concentrar los procesos de calibración sobre aquel o aquellos genotipos sobre los cuales existe mayor información (Tanure *et al.*, 2013). La calibración se realizó alterando los valores de los parámetros de manera de obtener el mejor ajuste entre los valores simulados y las mediciones realizadas en sistemas reales de producción (Carlson *et al.*, 1993; Ahuja y Ma, 2002). La calibración se realizó comparando la materia seca acumulada por las pasturas entre dos defoliaciones sucesivas, utilizando la raíz cuadrada del cuadrado del error (RMSE). El modelo fue calibrado y evaluado con datos de experimentos realizados en el IIACS, con *Chloris gayana*. Estos experimentos se realizaron durante diez años (2001-2010). Para cada parcela ($n = 24$), la biomasa de la pastura se cortó tres a cuatro veces por año entre los meses de noviembre y abril. La cantidad de forraje cortado se determinó midiendo el forraje disponible antes y después de un pastoreo. Se utilizaron novillos, un sistema de pastoreo rotativo con tiempos de ocupación medios de 4 – 7 días. Se utilizaron cinco años de la base de datos para calibrar el modelo y otros cinco años para la evaluación.

La información climática para el período correspondiente fue recolectada y utilizada para las simulaciones. Además, las características del suelo fueron incorporadas para la calibración y evaluación del modelo. Para la evaluación adicionalmente se utilizó la información de tres experimentos realizados en diferentes sitios (Ricci, 2006). En el Cuadro 2.7 se presentan los principales parámetros calibrados y los valores correspondientes.

Cuadro 2.7. Parámetros calibrados, rango posible y valores utilizados.

Parámetro	Valor	Rango de valores
α	0.5	0.45 – 0.89
TB	12	8 – 15
Tr	20	
Topt	35	30 – 35
VMF	350	320 – 370
ν	0.6	0.6 – 0.8

Donde α eficiencia de uso de la radiación (gr MS.Mj^{-1}); TB temperatura base ($^{\circ}\text{C}$); Tr temperatura de referencia; Topt temperatura óptima; VMF vida media foliar ($^{\circ}\text{C-día}$); ν proporción de la eficiencia de crecimiento durante el período vegetativo en relación al reproductivo.

El proceso de calibración incluyó la colaboración de un experto, quien controló la consistencia de las salidas del modelo (Cros *et al.*, 2004; Martin *et al.*, 2011; Chardon *et al.*, 2012). Una vez que el modelo fue calibrado se procedió a la evaluación del mismo, utilizando los desvíos estadísticos propuestos por Yang *et al.* (2014) (Cuadro 2.1).

En la Figura 2.12 y Cuadro 2.8 se observan los resultados para producción de forraje (kgMS.ha^{-1}).

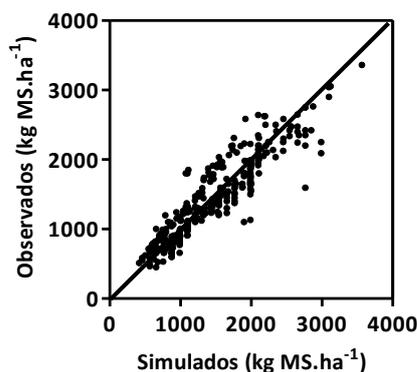


Figura 2.12. Forraje producido (kg MS.ha^{-1}) para cortes realizados entre dos sesiones sucesivas de pastoreo.

Cuadro 2.8. Evaluación de la precisión del modelo mediante el uso de estadísticos: raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE); RMSE relativa (nRMSE); error absoluto medio (MAE), error medio (ErM); eficiencia del modelo (EFMO).

Estadísticos	Producción de forraje
RMSE	239.3
nRMSE	17.1
MAE	178
ErM	18.5
EFMO	0.83

Valores estimados y observados iguales, corresponden a $\text{RMSE} = 0$; $\text{MAE} = 0$; $\text{EFMO} = 1$.

Los desvíos (RMSE, nRMSE y MAE) muestran un buen ajuste del modelo a los datos observados.

La producción de forraje, fundamental en la determinación de la producción animal, es controlada por diversos factores climáticos entre los cuales las precipitaciones ocupan un lugar preponderante. La cantidad y distribución de las

precipitaciones son factores determinantes en los sistemas de producción del noroeste argentino. Es necesario que el modelo utilizado sea sensible a variaciones en las precipitaciones. En la Figura 2.13 se presentan los valores observados y simulados para cinco ciclos productivos (2005 - 2010) y su relación con las precipitaciones anuales.

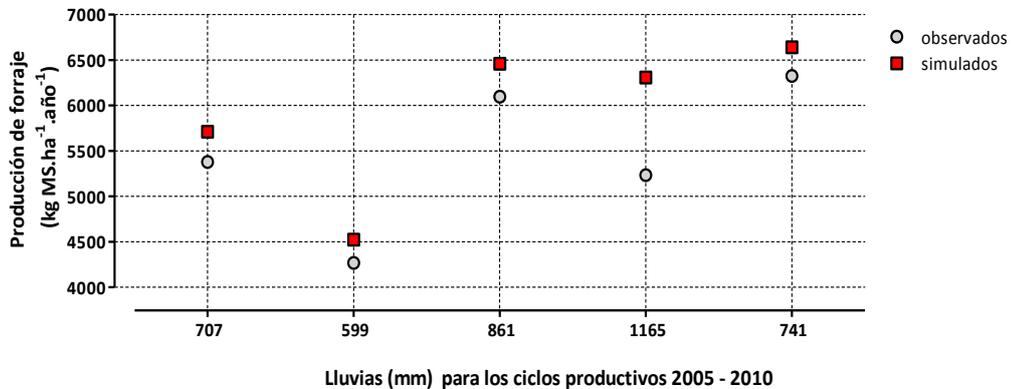


Figura 2.13. Producción de forraje ($\text{kgMS.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) observado y simulado para los ciclos productivos (julio – junio) 2005-2006; 2006-2007; 2007-2008; 2008-2009; 2009-2010 y su relación con las lluvias (mm).

En general se observa un buen ajuste entre valores observados y simulados para los diferentes ciclos productivos. El ciclo 2008 – 2009 con precipitaciones de 1165 mm muestra las mayores diferencias entre valores observados y simulados. Esto podría deberse a que en años con precipitaciones altas se producen situaciones de anegamientos temporarios que determinan una menor tasa de crecimiento de las pasturas y una mayor tasa de senescencia. Esta situación no es contemplada por el modelo. En la serie histórica del IIACS (1973 – 2012) 1 de cada 12 años presenta una situación de este tipo, por lo que es necesario tenerlo presente. En futuras investigaciones será necesario introducir mejoras en el modelo en aspectos relacionados con el exceso de agua en el suelo.

La mínima histórica registrada de la serie IIACS es de 490 mm, siendo la producción simulada para ese ciclo de $3286 \text{ kgMS.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$, no existiendo registros de corte que permitan evaluar este valor. El modelo muestra sensibilidad a la variabilidad anual en las precipitaciones, sobre todo en años de bajos registros.

Variaciones en los factores climáticos, especialmente en las precipitaciones, determinan una gran variabilidad de las tasas de crecimiento de las pasturas. En la Figura 2.14 se presentan valores de las tasas de crecimiento observadas y simuladas para el período 2005 – 2010, y los coeficientes de variación mensuales.

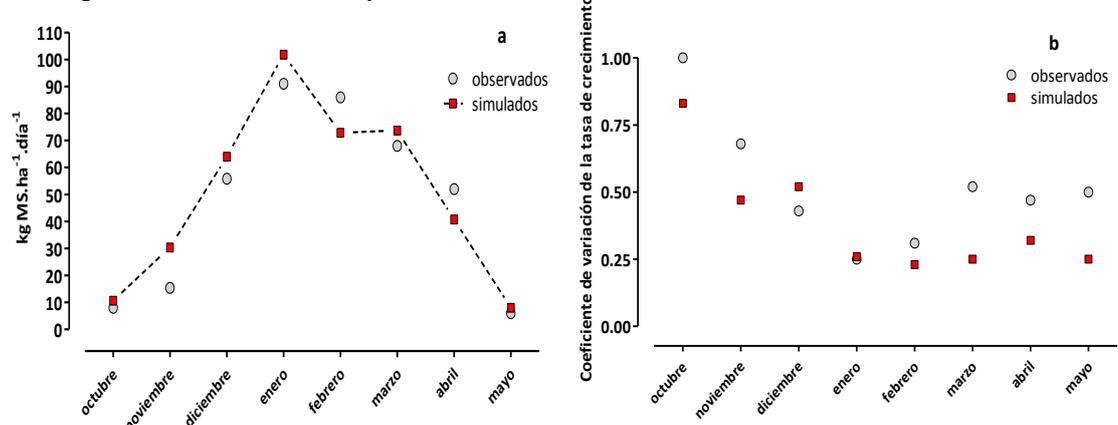


Figura 2.14. Tasas de crecimiento ($\text{kgMS.ha}^{-1}.\text{día}^{-1}$) observadas y simuladas para el período 2005 – 2010 (a) y coeficiente de variación mensual (b).

En general se observa un buen ajuste del modelo. El modelo logra captar la variabilidad de las tasas de crecimiento mensuales en diferentes años. Esto es particularmente importante en la salida de la primavera (octubre – noviembre). Los resultados de la evaluación del modelo de pastura permiten prever que el mismo será útil como parte integrante del modelo del agro-ecosistema.

2.5.1. Calidad de las pasturas

La calidad de las gramíneas megatérmicas disminuye en forma significativa con el avance del ciclo de crecimiento (Ricci y Toranzos, 2004; Ricci, 2006). El valor nutritivo se relaciona con el estado de madurez y con el aumento de la proporción de tallos a partir del pasaje al estado reproductivo (Poppi *et al.*, 1981; Cornacchione *et al.*, 2007). Los cambios estacionales en calidad y en producción de forraje muestran que el valor nutritivo de gramíneas megatérmicas es alto en verano y disminuye en otoño - invierno (Ricci y Toranzos, 2004).

Las variaciones en la digestibilidad de las hojas de gramíneas, en función de la dinámica de acumulación de fibra detergente neutro está escasamente estudiada en especies forrajeras (Avila *et al.*, 2010; Agnusdei *et al.*, 2011). La baja digestibilidad de las gramíneas megatérmicas, así como la pérdida de calidad con el aumento de biomasa, se debe a la acumulación de estructuras fibrosas durante el crecimiento (Wilson y Hacker, 1987).

En este trabajo se utilizaron datos de calidad de las pasturas megatérmicas recolectados en la zona de estudio. Los parámetros de calidad que requiere el modelo son: digestibilidad y energía metabolizable. Los valores de digestibilidad *in vitro* (Figura 2.15) fueron tomados de la base de datos del IIACS para el período 2001 – 2008 (n = 80) y de la bibliografía existente (e.g., Ricci y Guzman, 1992; Ricci *et al.*, 1997; Ricci *et al.*, 2000; Ricci y Toranzos, 2004; Ricci, 2006; Cornacchione *et al.*, 2007). La energía metabolizable se estimó a través de la ecuación 13.

$$EM(\text{Mcal. kgMS}^{-1}) = \text{Dig}(\%) * 3.608 \quad (\text{Ec. 13})$$

Donde, EM energía metabolizable; Dig digestibilidad

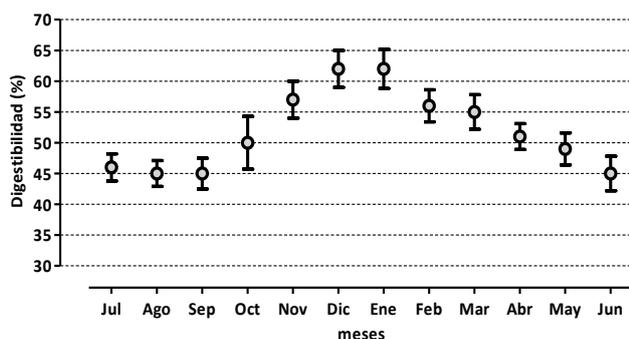


Figura 2.15. Dinámica de la digestibilidad *in vitro* de las pasturas megatérmicas. Círculos valores medios, barras verticales desvíos estándar.

Durante el periodo invierno-primaveral (mayo – octubre), por default, el modelo utiliza los valores máximos de digestibilidad (media + desvío estándar). Las heladas tienen efecto directo sobre la calidad de las pasturas (McKeon *et al.*, 1986). Ricci (2006) señala que las heladas en la zona de estudio tienen una frecuencia de 12 a 15 por año, con mayor ocurrencia entre julio y agosto. La ocurrencia de la primera helada es determinante en la definición de la cantidad y calidad del forraje disponible (Quesenberry y Ocumpaugh, 1980). A partir de la primera helada registrada, el modelo comienza a utilizar valores ubicados por debajo de la media (media – desvío estándar).

Durante el período comprendido entre noviembre y abril, el modelo utiliza la suma térmica y la evolución de las diferentes fases fenológicas para estimar la digestibilidad (Figura 2.16). La digestibilidad usualmente se expresa en relación al número de días post defoliación o a la fase de crecimiento (Duru y Ducrocq, 2000). Tomando la digestibilidad como valor de referencia de la calidad, las diferencias en el comportamiento mensual están vinculadas a la suma térmica durante los intervalos de defoliación (Monti *et al.*, 2013).

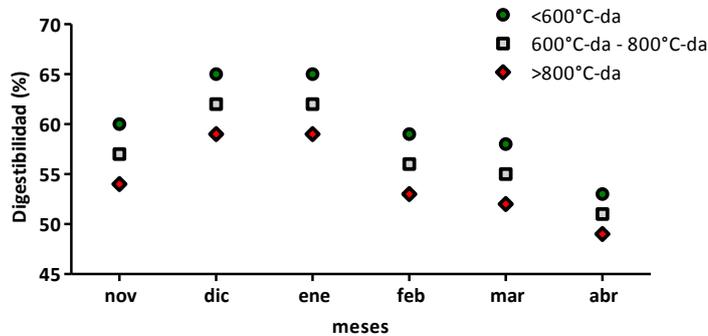


Figura 2.16. Digestibilidad estimada por mes corregida por tiempo térmico.

En la mayoría de las forrajeras la calidad disminuye junto con el crecimiento de la pastura, así *Chloris gayana* en estadios tempranos de crecimiento presenta valores de digestibilidad de 60%, pudiendo disminuir a niveles cercanos al 50% con el cultivo en estado reproductivo (Ricci y Toranzos, 2004; Ricci, 2006).

La utilización de suplementos permite corregir la digestibilidad global consumida. En la Figura 2.17 se observa la dinámica de la digestibilidad asociada a la categoría animal que consume la misma. La simulación para vacas supone pastura pura, para vaquillonas de reposición pastura más una suplementación baja, y para vaquillonas descarte en engorde para venta, pastura más una suplementación alta.

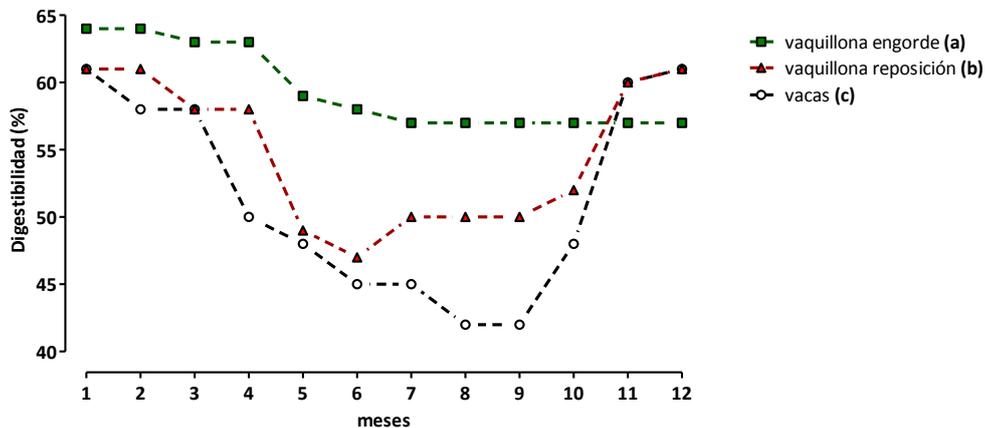


Figura 2.17. Variación de la digestibilidad en función del tiempo (meses) para diferentes dietas establecidas según la categoría: (a) vaquillonas de descarte en engorde; (b) vaquillonas en recría para reposición; (c) vacas de rodeo general.

Los resultados obtenidos fueron consistentes con el objetivo del modelo, indicando que el modelo es útil para describir la producción de las pasturas y su variación entre estaciones del año, así como también las variaciones estacionales causadas por factores climáticos.

2.6. Desarrollo del modelo de consumo animal

El modelo adoptado no pretende representar totalmente procesos biológicos y fisiológicos ligados al consumo, sino estimar adecuadamente el consumo de alimentos a partir de algunos atributos de las pasturas y características de los animales. Se adoptó el modelo propuesto por Freer *et al.* (1997). El consumo voluntario se simuló a partir del consumo potencial (Ec. 14) para un animal particular, y la proporción del consumo potencial (consumo relativo) que el animal puede obtener del alimento disponible.

$$I_{max} = 0.025 * PVM * X(1.7 - X) * YF * TF * LF \quad (\text{Ec. 14})$$

Donde, I_{max} consumo potencial; PVM peso vivo a la madurez; X peso vivo relativo; YF factor de corrección en terneros lactantes; TF factor de corrección por temperatura ambiente; LF factor de corrección por el tiempo de lactancia.

El consumo relativo depende de la disponibilidad de forraje y de la digestibilidad del mismo. Freer *et al.* (1997) proponen dividir la masa de forraje disponible en seis compartimientos, cada uno con una digestibilidad asociada. En este trabajo, se asumió una digestibilidad uniforme de la pastura disponible para consumo, ya que no existe información que permita diferenciar calidades por estratos en la masa forrajera ofrecida a los animales.

Para animales suplementados se desarrolló un algoritmo que modula la cantidad de suplemento requerida para cubrir una calidad de dieta consumida objetivo (Mcal EM.kg MS⁻¹). Se asumió que existe un efecto de sustitución de la pastura por el suplemento administrado.

2.7. Evaluación del modelo de consumo animal

El modelo fue evaluado con los datos de engorde de novillos mencionados en la sección 2.5. La estimación del consumo durante el periodo estival (crecimiento de las pasturas) se realizó a partir de los cortes de forraje ofrecido y remanente en cada intervalo de pastoreo. Durante el período invernal (mayo a octubre), se utilizó la información proveniente de la pastura (*C. gayana*) diferida, recolectada en el mismo experimento. Esta fue utilizada para evaluar el modelo de consumo en situaciones de baja calidad de la pastura (Imaz *et al.*, 2014).

En la Figura 2.18 y el Cuadro 2.9 se presentan los resultados de consumo de materia seca observado y simulado para novillos consumiendo una pastura de *Chloris gayana*.

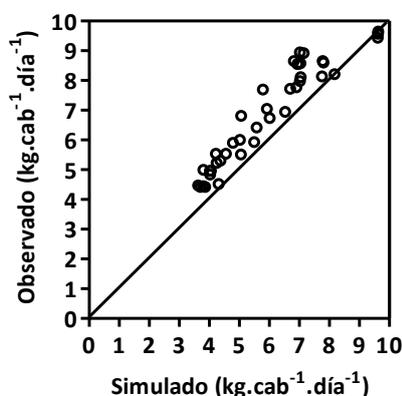


Figura 2.18. Consumo de materia seca observada y simulada (kg.cab⁻¹.día⁻¹) para novillos consumiendo una pastura de *Chloris gayana*. Las evaluaciones incluyen el período invierno primaveral con suplementación, y el período estival con pastura pura.

Cuadro 2.9. Evaluación de la precisión del modelo mediante el uso de estadísticos: raíz cuadrada del cuadrado medio del error (RMSE); RMSE relativa (nRMSE); error absoluto medio (MAE), error medio (ErM); eficiencia del modelo (EFMO).

Estadísticos	Consumo de materia seca
RMSE	1.1
nRMSE	15.5
MAE	0.93
ErM	-0.92
EFMO	0.86

Valores estimados y observados iguales, corresponden a RMSE = 0; MAE = 0; EFMO = 1.

Bajos desvíos de RMSE = 1.1 kg.cab⁻¹.día⁻¹ (nRMSE = 15.5%) y MAE 0.93 kg.cab⁻¹.día⁻¹ fueron encontrados entre datos observados y simulados. El valor negativo de ErM indica que el modelo tiende a subestimar los valores observados. Los resultados obtenidos por el modelo fueron consistentes con el propósito del mismo. Asimismo, evaluaciones complementarias del modelo de consumo fueron realizadas durante la evaluación subjetiva del modelo completo.

2.8. Evaluación integral del modelo

Generalmente, las salidas de los modelos de simulación son evaluados por comparación con datos históricos experimentales (Gueneralp y Barlas, 2003; Bennett *et al.*, 2013). Este tipo de evaluaciones son difíciles de realizar en modelos complejos (Doole y Pannell, 2013), en donde la pregunta está centrada en la credibilidad o adecuación del modelo para el uso pretendido (Aumann, 2011). Muchos modelos (e.g., Tidwell y van den Brink, 2008; Voinov y Bousquet, 2010; Greiner *et al.*, 2014) son evaluados exclusivamente por métodos subjetivos o racionales a través de la opinión de expertos. Si bien existen diferentes enfoques para implementar una evaluación subjetiva, la mayoría utiliza escenarios dentro de un contexto dado (Nguyen *et al.*, 2007; Bennett *et al.*, 2013). La manera en que el desempeño es caracterizado depende del área de aplicación, las características del modelo, la información utilizada y suministrada al evaluador, el conocimiento sobre el tema y los objetivos planteados para el ejercicio (Jakeman *et al.*, 2006; Matthews *et al.*, 2011). Independientemente del poder de las comparaciones cuantitativas, la aceptación y adopción de un modelo depende en última instancia de las consideraciones cualitativas, subjetivas por naturaleza (Bennett *et al.*, 2013).

La evaluación y aceptación del desempeño de los modelos presentados en las secciones anteriores de este capítulo no asegura que el modelo completo se comporte de manera adecuada (Chardon *et al.*, 2012). Para la evaluación del modelo completo en este trabajo, tres expertos fueron consultados en forma independiente. Los expertos seleccionados fueron dos académicos y un profesional ligado a la actividad privada, quienes poseen amplia experiencia y conocimientos de los sistemas de bovinos de la zona de estudio, en concordancia a los sugerido por Krueger *et al.* (2012). La estructura general del modelo, dos escenarios y los resultados de las correspondientes simulaciones fueron presentadas a los expertos (Robson *et al.*, 2008).

Un escenario es una descripción de una situación particular, que permite pensar creativamente sobre la dinámica, complejidad e incertidumbre de los agro-ecosistemas, e identificar estrategias de manejo ante potenciales respuestas (Nguyen *et al.*, 2007; Reed *et al.*, 2013). Los escenarios se desarrollaron tomando como marco agroecológico el noroeste de Santiago del Estero, en donde las precipitaciones medias son de 600 mm, y la variabilidad interanual de la misma del 30%. El escenario 1 corresponde a un agro-

ecosistema de cría bovina, mientras que el escenario 2 a un agro-ecosistema de ciclo completo.

En el Apéndice 1 se presentan aspectos generales para los escenarios planteados, una visión simplificada de los escenarios (1 cría – recria de vaquillonas; 2 ciclo completo) utilizando diagramas circulares de causalidad y los principales resultados obtenidos.

Algunos puntos relevantes señalados por los expertos se presentan a continuación:

- La utilización de escenarios es una técnica apropiada para poder evaluar las salidas del modelo en el contexto específico de estudio.
- La complejidad del modelo y la gran cantidad de parámetros que hay que especificar para inicializar el mismo pueden ser una limitante para su uso generalizado. Simplificando estos aspectos, podría convertirse en una herramienta de trabajo para académicos y profesionales de diferentes áreas de estudio.
- El modelo tuvo un comportamiento general acorde a lo esperado. Sin embargo, la falta de conocimiento sobre modelación genera cierta incertidumbre acerca de las causas que generan el comportamiento.
- La exposición y explicitación del modelo conceptual, los escenarios y las salidas del modelo permiten explorar aspectos novedosos del sistema, muchas veces reprimidos por nuestras propias estructuras mentales. Los modelos permiten pensar creativamente.

El modelo desarrollado mostró precisión y credibilidad en relación a los modelos mentales de los expertos. Es necesario profundizar los procesos de evaluación subjetiva, incorporando la opinión de un grupo más amplio de expertos, e incorporando técnicas grupales de evaluación.

La utilidad y facilidad de uso son dos elementos claves para la aceptación de una tecnología (McCown, 2002; Flett *et al.*, 2004). En este sentido, es necesario desarrollar una interface más amigable que permita la utilización más generalizada del modelo.

Capítulo 3. Experimentos preliminares

3.1. Introducción

Los experimentos preliminares están basados en el uso del modelo matemático, siendo una manera de evaluar al modelo de simulación (Romera, 2004). Algunos errores de programación surgen cuando los modelos son utilizados en una variedad de situaciones (Sterman, 2000). Utilizando el modelo bajo diferentes circunstancias es posible generar confianza en el adecuado funcionamiento del mismo (Rykiel, 1996). Durante la fase de experimentos preliminares se puso atención en el comportamiento del modelo ante cambios en los factores climáticos (e.g., precipitaciones) y variaciones en características intrínsecas de los animales (e.g., tamaño de los animales). A su vez, se evaluó la consistencia de las reglas de decisión establecidas y la razonabilidad de los resultados.

Se describen dos experimentos preliminares que provén información sobre la capacidad del modelo para captar variaciones en el tamaño animal utilizado y en las lluvias intra e interanuales.

3.2. Tamaño de los animales y estrategias de destete

Se realizó un experimento para identificar el impacto de diferentes tamaños de animales y diferentes estrategias de destete en el comportamiento de la carga animal de agro-ecosistemas de cría y ciclo completo.

El tamaño adulto se incluyó en el modelo a través de un valor de tamaño animal (FR). Valores de FR fueron obtenidos por medición directa ($n = 1500$) de machos y hembras al destete (Figura 3.1).

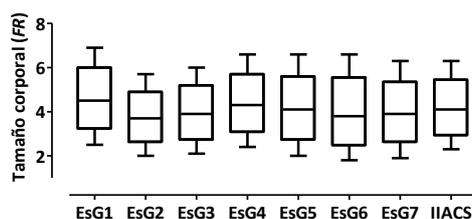


Figura 3.1. Distribución del tamaño corporal para siete establecimientos comerciales (EsG) y el Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS). Cajas representan el rango inter-cuartil conteniendo el 50% de los valores; líneas horizontales la mediana; barras verticales valores superiores e inferiores.

En cada establecimiento, el FR actual (AFR) mostró una alta variabilidad (4.06 ± 0.75). Esta variabilidad en AFR fue incorporada al modelo a través de una función de distribución normal, en donde cada individuo del vector lleva asignado un valor de AFR. Es decir, cada individuo de un rodeo posee un AFR específico. Esto impactará directamente en el peso vivo maduro, en el consumo de materia seca, en la edad y peso a la pubertad y al primer servicio, en los requerimientos nutricionales (especialmente mantenimiento), en las tasas de ganancia de peso vivo, el peso al nacimiento, la producción potencial de leche, la ganancia de peso vivo pre-destete, la edad y peso vivo para alcanzar las condiciones de faena.

Se evaluaron tres estrategias de manejo (MST) utilizando la serie climática de 40 años del IIACS (1973-2012), repetida en serie para obtener 100 años de simulación. Simulaciones por largos períodos de tiempo (e.g., 50 años) permiten reducir las variaciones aleatorias en los modelos, y focalizar la atención en comportamientos determinísticos del sistema (Romera, 2004). Para reducir la incidencia de los valores iniciales en los resultados, se descartaron los primeros 35 años de simulación (Romera *et al.*, 2004).

Cuatro tamaños de animales fueron utilizados: FR3, FR4, FR5 y AFR. Las estrategias de manejo implementadas fueron: MST1 sin ajustes en la carga animal y con

un destete convencional (6 meses de edad de los terneros); MST2 sin ajuste de carga animal y con un destete flexible; y MST3 con ajuste de la carga animal y destete flexible. El algoritmo general simplificado para determinar la estrategia de manejo del destete se presenta en la Figura 3.2.

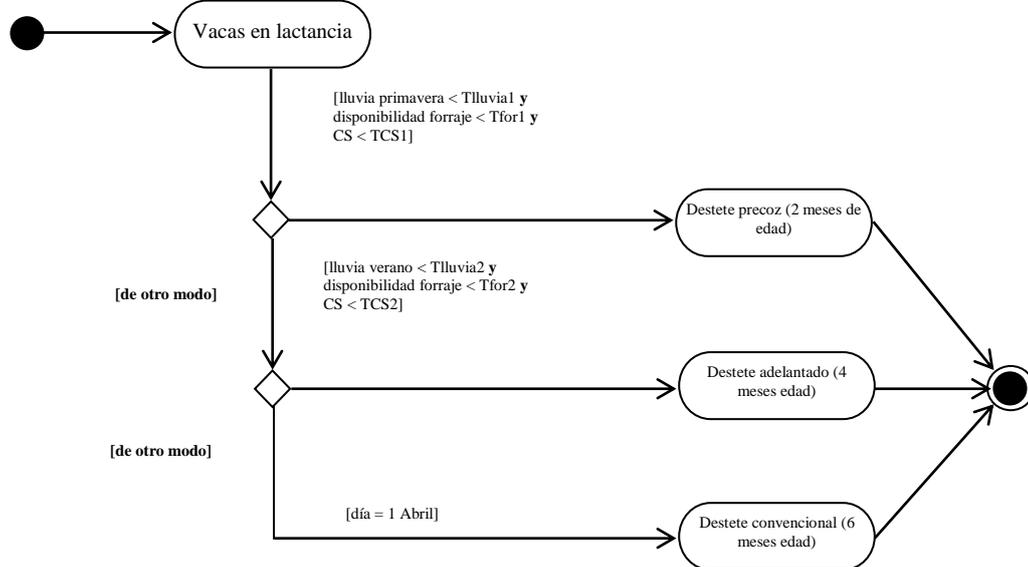


Figura 3.2. Diagrama de actividad utilizando el lenguaje de modelación unificado. Umrales (T): Tlluvia1: lluvia primavera (septiembre a noviembre) 40% inferior a la media histórica; Tlluvia2: lluvia verano (diciembre a enero) 40% menor a la media histórica; Tfor1: disponibilidad de forraje menor a 800 kg MS.ha⁻¹; Tfor2 disponibilidad de forraje menor a 500 kg MS.ha⁻¹; TCS1 y TCS2 (condición corporal) toman el valor 3 por default.

Este algoritmo puede ser aplicado para todo el rodeo introduciendo valores medios e.g., condición corporal media, o puede tener en cuenta a cada animal en forma individual permitiendo un destete escalonado. Los umbrales son móviles, dependiendo de las condiciones presentes, e.g., el umbral de forraje disponible no es el mismo en las diferentes estaciones del año.

Si el destete precoz es realizado (MST3) los ajustes de carga involucran la venta de todos los novillos, el 60% de las vaquillonas de reposición y un 20% de las vacas destetadas.

3.2.1. Supuestos del modelo y principales reglas de decisión

Para la realización del experimento ciertos supuestos y reglas de decisiones fueron establecidos. Todos los agro-ecosistemas se estructuraron sobre una superficie de 500 ha. La carga animal (CA) se ajustó en función de la masa de peso vivo por unidad de superficie. Se utilizó una carga animal objetivo (CAO) de 350 kg PVV.ha⁻¹.año⁻¹, en función de los valores obtenidos de los sistemas productivos zonales (García Posse *et al.*, 2010).

Las vaquillonas recibieron el primer servicio a los 25 – 27 meses de edad. La estación de servicio se fijó entre diciembre y febrero (90 días). Las decisiones de reposición de vientres fueron dinámicas, buscando mantener la CAO. Las vacas y vaquillonas vacías fueron descartadas al tacto. Las reglas de decisiones no contemplaron compras de animales de ninguna categoría.

La suplementación se utilizó exclusivamente en vaquillonas de remplazo y categorías de engorde (e.g., novillos, vaquillonas y vacas). El nivel de suplementación se reguló para cubrir un consumo diario de 9.6 Mj EM.kg MS⁻¹ hasta un máximo del 1% del PVV (base seca).

3.2.2. Resultados

Considerando cada FR, la carga animal simulada mostró incrementos con la implementación de las estrategias MST2 y MST3 (Figura 3.3).

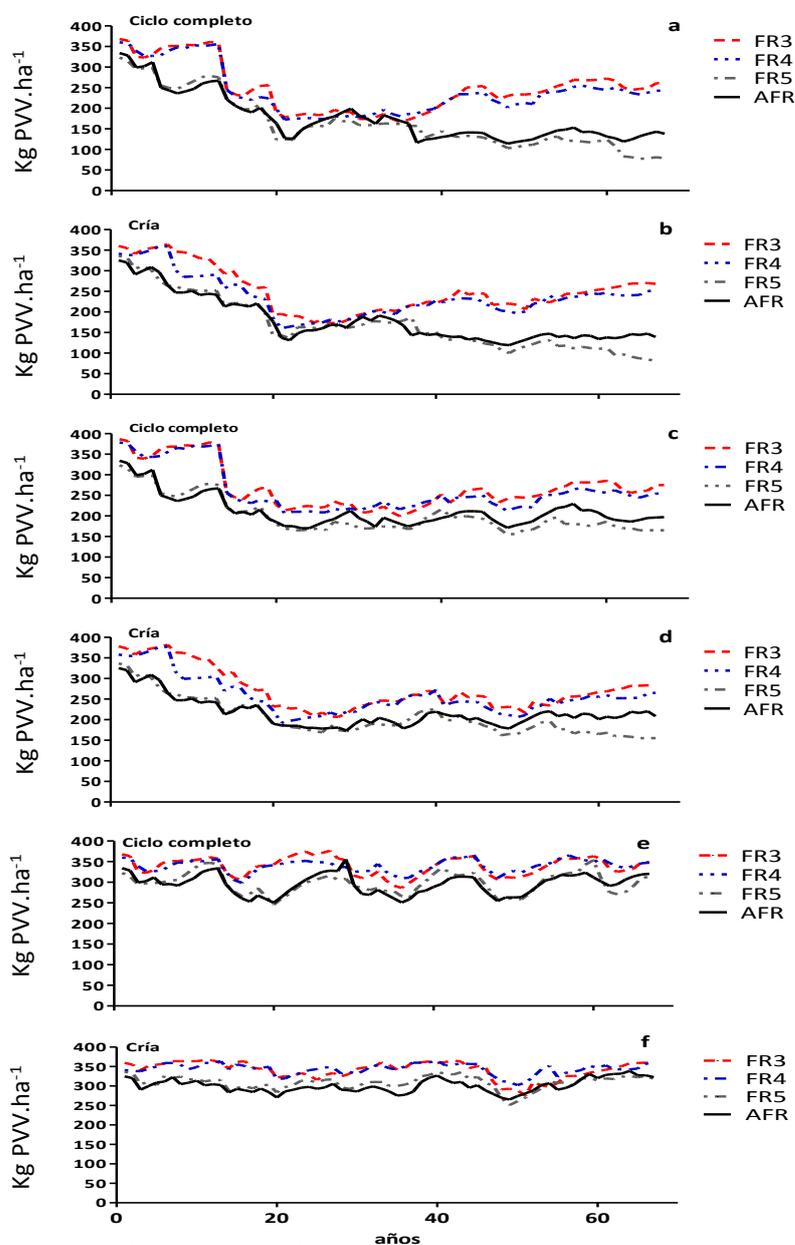


Figura 3.3. Evolución dinámica de la carga animal para agro-ecosistemas de ciclo completo (CC) y cría (Cr), con diferentes tamaños de animales (FR) y estrategias de manejo (MST), para 65 años de simulación: a: MST1 CC; b: MST1 Cr; c: MST2 CC; d: MST2 Cr; e: MST3 CC; f: MST3 Cr.

Particularmente, FR grandes (FR5 y AFR) mostraron un desempeño pobre cuando se implementó MST1, marcando que el destete precoz o adelantado y las ventas estratégicas fueron dos intervenciones positivas, a pesar que las mismas no permitieron alcanzar la carga animal objetivo ($350 \text{ kg PVV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$).

La Figura 3.4 muestra el incremento relativo de la carga media para los diferentes agro-ecosistemas y tamaños corporales cuando MST2 y MST3 fueron implementados.

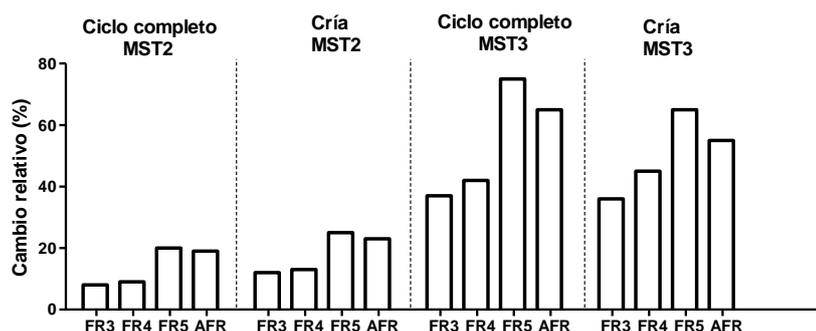


Figura 3.4. Cambios relativos a MST1 (%) de los valores medios por efecto de las diferentes estrategias (MST) para los cuatro tamaños animales considerados (FR) en agro-ecosistemas de ciclo completo y cría.

Estrategias de destete flexible (MST2) permitieron incrementar la carga animal en todos los FR comparado con MST1 (Figura 3.4). Las diferencias entre la carga animal fueron superiores al 18% entre MST1 y MST2 para FR5 y AFR. Cuando el destete flexible se complementó con estrategias de venta las diferencias entre cargas simuladas fueron superiores al 55% para FR5 y AFR.

Analizando los resultados de MST3 encontramos que dentro de cada agro-ecosistema (CC y Cr), FR5 y AFR reportaron una gran cantidad de vacas vacías posterior al servicio, a pesar que la carga animal tendió a disminuir. Más aún, el número de vacas vacías para FR5 y AFR fueron más variables que para FR3 y FR4. Por un lado, los resultados muestran que cuando la disponibilidad de forraje no es un factor limitante, una alta proporción de vacas conciben temprano en la temporada de servicio. Por otro lado, la baja disponibilidad de forraje retrasa la concepción de los vientres, empujando a muchos vacas fuera del periodo de servicio, siendo esto particularmente importante en FR5 y AFR.

Para FR5 y AFR las estrategias implementadas no fueron suficientes para alcanzar la carga animal objetivo, y quizás, sería importante evaluar e incorporar otras tecnologías que permitan incrementar la disponibilidad de forraje, e.g., silaje de maíz o sorgo, o una leguminosa arbustiva forrajera.

Diferentes tamaños de animales y estrategias de manejo ante situaciones de sequía tuvieron respuesta diferente, comprobando la sensibilidad del modelo ante estos cambios. En función de estos resultados, el modelo podría ser una herramienta de trabajo útil en situaciones de alta variabilidad de las precipitaciones como ocurre en muchas regiones subtropicales.

3.3. Variaciones en la serie climática utilizada

La gran heterogeneidad de ambientes (clima, suelo), tipologías de productores y estrategias de manejo existentes y utilizadas por los tomadores de decisiones de la región del noroeste argentino, hacen necesario evaluar a los agro-ecosistemas dentro de un contexto específico.

La variabilidad de ambientes en la que se encuentran los agro-ecosistemas ganaderos, permite diferenciar un gradiente de precipitaciones que varía entre 300 y 1000 mm. En general, las tecnologías (insumos y procesos) difundidas para estos agro-ecosistemas no consideran las restricciones y limitantes que la heterogeneidad del territorio impone. Con el propósito de evaluar el impacto de regímenes pluviométricos diferenciales se realizó un experimento utilizando dos series climáticas de las cuales se cuenta con información histórica:

- Serie noroeste de Santiago del Estero (S-Sant), en donde las precipitaciones medias son de 600 mm, y la variabilidad interanual de la misma del 30% (1994-2013). La

evapotranspiración potencial media anual es de 1100 mm (Torres Bruchmann, 1981).

- Serie IIACS (S-IIACS), en donde las precipitaciones medias son de 880 mm, y la variabilidad interanual de la misma del 25% (1973-2012). La evapotranspiración potencial media anual es de 1000 mm (Torres Bruchmann, 1977).

Para cada serie climática se organizó una serie construida en base a los valores medios mensuales. De esta manera se configuraron cuatro series climáticas, las cuales fueron utilizadas para evaluar el comportamiento del agro-ecosistema:

- Serie Sant
- Serie Sant – clima medio
- Serie IIACS
- Serie IIACS – clima medio

Las simulaciones se realizaron en una escala temporal de 75 años. Para reducir la incidencia de los valores iniciales en los resultados, se descartaron los primeros 25 años de simulación (Romera *et al.*, 2004).

3.3.1. Supuestos del modelo y principales reglas de decisión

Para la realización del experimento ciertos supuestos y reglas de decisiones fueron establecidos. Los agro-ecosistemas de ciclo completo (CC) se estructuraron sobre una superficie de 500 ha. La carga animal (CA) se ajustó en función de la masa de peso vivo por unidad de superficie. Se utilizó una carga animal objetivo (CAO) de 300 kg PVV.ha⁻¹.año⁻¹, siendo ésta inferior a la propuesta por García Posse *et al.* (2010) para los sistemas locales. El tamaño animal utilizado fue AFR, incorporando la variabilidad existente en los rodeos bovinos de la región.

Las vaquillonas recibieron el primer servicio a los 25 – 27 meses de edad. La estación de servicio se fijó entre diciembre y febrero (90 días). Las decisiones de reposición de vientres fueron dinámicas buscando mantener la CAO. Las vacas y vaquillonas vacías fueron descartadas al tacto. Las reglas de decisiones no contemplaron compras de animales de ninguna categoría.

Las estrategias de manejo implementadas contemplaron el ajuste de la carga animal y el destete flexible ante situaciones de sequía en la estación de crecimiento de las pasturas. Si el destete precoz o anticipado era realizado, se ajustaba la carga animal a través de la venta de todos los novillos, el 60% de las vaquillonas de reposición y un 20% de las vacas destetadas.

La suplementación se utilizó exclusivamente en vaquillonas de remplazo y categorías de engorde (e.g., novillos, vaquillonas y vacas). El nivel de suplementación se reguló para cubrir un consumo diario de 9.6 Mj EM.kgMS⁻¹ hasta un máximo del 1% del PVV (base seca).

3.3.2. Resultados

La carga animal difirió entre las series climáticas utilizadas, tanto en su dinámica (Figura 3.5) como en sus valores medios y desvíos (Figura 3.6).

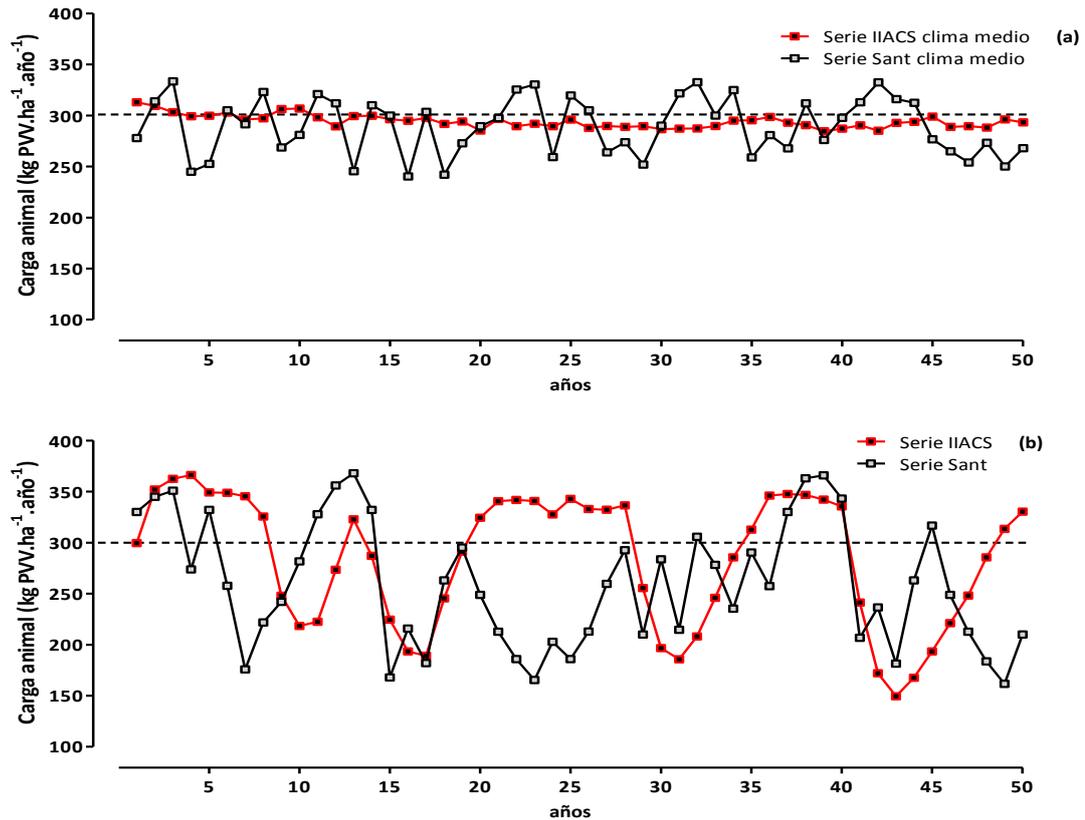


Figura 3.5. Dinámica de la carga animal ($\text{kg PVV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) para las series climáticas: (a) IIACS clima medio, Sant clima medio, (b) IIACS, Sant. Línea punteada carga objetivo ($300 \text{ kg PVV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$).

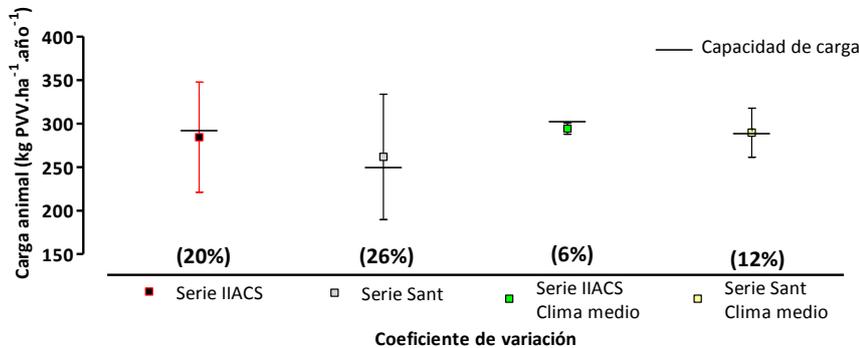


Figura 3.6. Carga media anual ($\text{kg PVV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) y capacidad de carga simulada para las series IIACS clima medio, Sant clima medio, IIACS y Sant. Símbolos valores medios; barra verticales desvío estándar; barras horizontales capacidad de carga media, valores entre paréntesis coeficiente de variación (%).

La carga media anual y la capacidad de carga media estimada estuvieron próximas en sus valores. La capacidad de carga media de la S-IIACS fue un 15% superior a la S-Sant. La variabilidad climática genera variaciones importantes en la dinámica de la carga. En ambos casos, las series de clima medio determinaron una carga animal más estable. La carga animal fue menos estable en la serie Sant clima medio comparada con la serie IIACS clima medio.

Un aspecto de gran importancia para los tomadores de decisiones de los sistemas locales está relacionado con estrategias de manejo que permitan disminuir el riesgo productivo en ambientes variables (precipitaciones). En este sentido, el agro-ecosistema de la S-Sant fue menos estable ($\text{CV} = 26\%$) que S-IIACS ($\text{CV} = 20\%$), a pesar que ambas series tenían una alta variabilidad interanual de las precipitaciones. Cargas

objetivo más bajas a las recomendadas, no permitieron generar agro-ecosistemas estables en término de la carga media anual, cuando las series climáticas reales fueron utilizadas.

En sistemas pastoriles la dinámica de la carga obedece a múltiples factores, entre los cuales podemos destacar a la producción de forraje. En la Figura 3.7 se observa la dinámica de producción de una pastura megatérmica para las series simuladas.

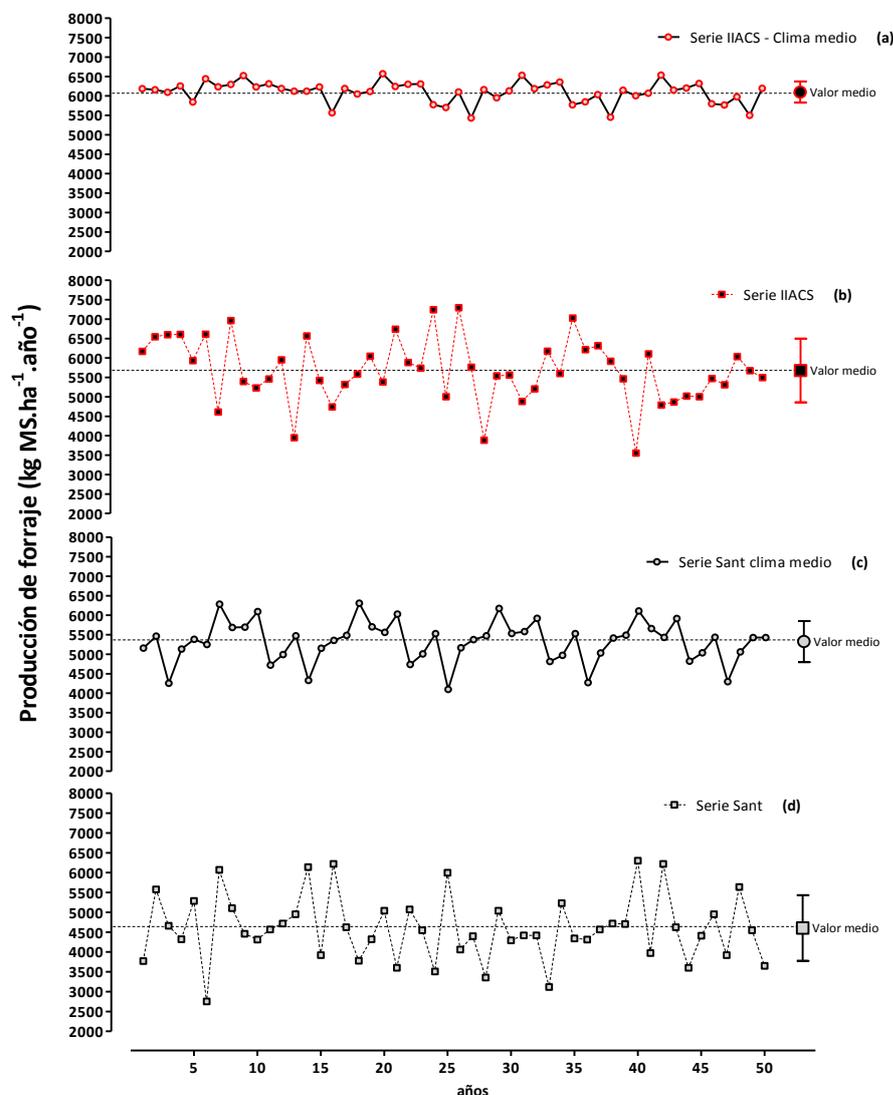


Figura 3.7. Producción de forraje (kg MS.ha⁻¹.año⁻¹) para las series (a) IIACS clima medio, (b) IIACS, (c) Sant clima medio, (d) Sant. Línea punteada valor de producción de forraje medio (kg MS.ha⁻¹.año⁻¹).

La S-Sant mostró menor producción media de forraje (4603 kg MS.ha⁻¹.año⁻¹) y mayor variabilidad (CV 18%) que la S-IIACS (5678 kg MS.ha⁻¹.año⁻¹; CV 14%). Si bien existen diferencias en la cantidad de forraje producido entre la serie real y la que utiliza clima medio, las principales diferencias están ligadas a la variabilidad de la misma.

La disminución en la producción de forraje fue acompañada con una disminución de la carga animal (S-IIACS y S-Sant). Sin embargo, el consumo de materia seca medio de los animales del rodeo se vio afectado, resultando un 12% inferior en la S-Sant en relación a la S-IIACS. Diferenciando por categorías las vacas de la S-Sant consumieron un 15% menos de forraje que las vacas de la S-IIACS. Esta disminución del consumo

puede ser determinante en el desempeño productivo y reproductivo de los vientres de acuerdo al momento de ocurrencia. Las diferencias fueron menores en novillos de engorde en donde la suplementación permitió equilibrar el consumo de alimentos (5.3% inferior el consumo total de alimentos para la S-Sant). El consumo de suplementos por novillo fue un 8% mayor en la serie S-Sant en relación a la serie IIACS.

La eficiencia reproductiva, valorada a través de la tasa de preñez, mostró diferencias entre las series tanto en su valor medio como en su variabilidad: S-Sant $79 \pm 15\%$; S-Sant clima medio $86 \pm 10\%$, S-IIACS $90 \pm 6\%$, S-IIACS clima medio $93 \pm 2\%$. Diferencias entre las series climáticas también se vieron reflejadas en la productividad y estabilidad de los sistemas (Figura 3.8).

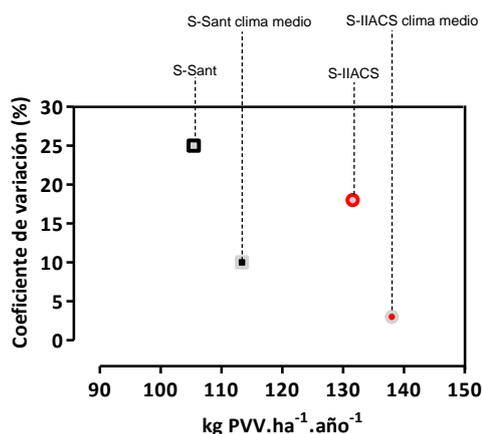


Figura 3.8. Productividad (kg PVV.ha⁻¹.año⁻¹) y coeficiente de variación (%) para las series simuladas.

La variabilidad encontrada en la carga animal, la producción de forraje y la producción animal fue menor a la observada en las precipitaciones para ambas series (S-IIACS y S-Sant), demostrando que la estructura de los sistemas genera respuestas complejas y no lineales que son necesarias estudiar.

La utilización de las series climáticas construidas a partir de valores medios, también generaron variabilidad en la respuesta de los agro-ecosistemas, aunque en todos los casos menores a la encontrada para la serie original. Estas variaciones son debidas a la estructura de los modelos, siendo esta una respuesta esperada para modelos complejos.

El modelo mostró sensibilidad a las variaciones de las precipitaciones dentro de cada serie y entre series climáticas. Estas variaciones generaron cambios en las salidas del modelo dentro de un rango razonable de valores.

Las variaciones de las precipitaciones entre años y entre estaciones dentro de un año, condicionaron la producción de forraje. Las tasas diarias de producción de forraje dependen de una multiplicidad de factores edafo-climáticos y de manejo, que dificultan su generalización. Sin embargo, es conveniente tener presente el efecto dominante que ejerce la carga animal sobre la producción animal y la productividad, persistencia y estabilidad de las pasturas.

Cargas de 350 kg PV.ha⁻¹.año⁻¹ serían riesgosas en situaciones de alta variabilidad interanual de las precipitaciones. Aún considerando los valores medios de la serie, las salidas del modelo tienden a incrementar su variabilidad a medida que las precipitaciones medias decrecen.

Las planificaciones en general se realizan sobre la base de los valores medios zonales, más aún, sólo considerando los últimos ciclos productivos. Es decir, si los últimos ciclos productivos tuvieron precipitaciones por encima de la media, estos

valores tienden a generar planificaciones que sobreestiman la capacidad de los sistemas, incrementándose el riesgo de caída productiva y deterioro de los recursos.

Capítulo 4. Experimento 1. Eficiencia y estabilidad de los sistemas bovinos pastoriles del noroeste de Argentina

Basado de Nasca, J.A., Feldkamp, C.R., Arroquy, J.I., Colombatto, D., 2015. Efficiency and stability in subtropical beef cattle grazing systems in the northwest of Argentina. *Agricultural Systems* 133, 85–96.

4.1. Introducción

Dada la complejidad de los sistemas bovinos de producción de las regiones subtropicales y semiáridas, los científicos y asesores técnicos han demostrado creciente interés en el uso de modelos de simulación para la toma de decisiones (Díaz-Solís *et al.*, 2006; Le Gal *et al.*, 2010). Estos sistemas de producción poseen una gran cantidad y diversidad de componentes, incluyendo al suelo, el clima, la vegetación y los animales, así como también, la carga animal, y condiciones de mercado, todas enmarcadas dentro de una gran pluralidad de decisiones de manejo.

En áreas subhúmedas y semiáridas del noroeste argentino, caracterizadas por una alta variabilidad en las precipitaciones, las actividades de los agro-ecosistemas (AGR) ganaderos se reparten entre la cría, el engorde y el ciclo completo. Una cuestión relevante para los AGR ubicados en ambientes variables es si la mejor opción adaptativa está relacionada con sistemas especializados o diversificados (Browne *et al.*, 2013). Esta elección determina la estructura y por consiguiente el comportamiento de los sistemas (Serman, 2000; Morecroft, 2007). El comportamiento de los sistemas puede ser descripto a través de las propiedades emergentes, como la eficiencia y estabilidad (Viglizzo y Roberto, 1998; Feldkamp, 2004).

La pregunta para los sistemas bovinos de carne en el noroeste argentino es: ¿cuál estructura de AGR muestra el mejor comportamiento cuando la evaluamos a través de la eficiencia y estabilidad? Enfoques multidimensionales que consideren aspectos productivos, biológicos y económicos son necesarios para abordar esta complejidad (Giampietro, 2004).

El ambiente tiene una fuerte influencia sobre la eficiencia y estabilidad de los sistemas bovinos, sin embargo existe poco consenso sobre el tamaño animal (FR) que mejor se adapta a estos sistemas. El tamaño de los animales y la producción de leche son aspectos de importancia en la producción de bovinos para carne (Pang *et al.*, 1999). La existencia de un tamaño óptimo ha sido investigada por numerosos autores (Dickerson, 1970; Johnson *et al.*, 2010; Echols, 2011). Se puede asumir que la eficiencia de las vacas de cría esta influenciada por una combinación de tamaño, habilidad de adaptación y ambiente productivo. Investigar estas relaciones podría ser útil para mejorar la eficiencia de los sistemas bovinos pastoriles de regiones subtropicales.

El FR puede ser representado a través del conjunto de puntos que relacionan la edad y el tamaño corporal, y se modifican en los animales en crecimiento hasta alcanzar su tamaño adulto (Arango y Van Vleck, 2002). El FR está correlacionado con el peso a la madurez, la tasa de crecimiento, el consumo voluntario, los requerimientos nutricionales, la eficiencia reproductiva, la edad a la pubertad, el peso al nacimiento, la tasa de aumento de peso pre-destete y el peso al destete (Olson *et al.*, 1982; Menchaca *et al.*, 1996; Vargas *et al.*, 1999). En ambientes biofísicos y económicos variables el tamaño de los animales debe ser considerado en forma prioritaria (Echols, 2011).

La falta de consideración del efecto del tipo de sistema, el ambiente y el tamaño de los animales puede limitar la mejora en la eficiencia y estabilidad de los AGR bovinos para carne en regiones subtropicales.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia y estabilidad de los AGR de bovinos para carne dedicados a la cría, engorde o ciclo completo de la región subtropical de Argentina.

Se desarrolló un modelo de simulación del agro-ecosistema con el propósito de evaluar la eficiencia y estabilidad de los sistemas utilizando diferentes tamaños de los animales y diferentes opciones de manejo tradicionalmente utilizadas en la región.

4.2. Materiales y métodos

4.2.1. Región de estudio

Los AGR de bovinos para carne de la región del noroeste de Argentina son heterogéneos, variando entre sistemas pastoriles de pequeños productores asociados a una producción de subsistencia, hasta empresas comerciales con sistemas industriales de producción de carne (Latawiec *et al.*, 2014). El régimen de precipitaciones varía en el tiempo y espacio, determinando inundaciones y sequías temporarias en amplias zonas. Las precipitaciones anuales varían entre 300 y 1000 mm. Los AGR pastoriles basados en la utilización de gramíneas megatérmicas implantadas es una característica distintiva de los sistemas productivos con mediano a alto nivel de tecnificación. Las principales gramíneas megatérmicas utilizadas son: *Chloris gayana*, *Megathyrsus maximus* cv. Gattón y *Pennisetum ciliare* (Ricci, 2006). Los AGR son principalmente pastoriles. La confección de reservas (rollos y silajes), los granos y subproductos de la industria son utilizados cuando la cantidad y/o la calidad de las pasturas no cubren los requerimientos de los animales, y la disponibilidad de forraje no satisface el consumo animal esperado (Arelovich *et al.*, 2011). Los biotipos animales predominantes son Braford y Brangus. La capacidad de carga de estos sistemas varía típicamente entre 0.3 a 2 UA.ha⁻¹. El grado en que esta descripción general se ajusta a los diferentes AGR varía de acuerdo a las particularidades de cada sistema productivo.

Para este trabajo se utilizó la base de datos del Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS), perteneciente al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, Argentina). La base de datos incluye información de diferentes agro-ecosistemas (cría, engorde y ciclo completo), serie climática (1973-2012) y características de los suelos de los sistemas considerados. La información de los AGR incluye peso vivo de los animales, tasa de ganancia de peso, condición corporal, tasa de crecimiento de las pasturas, forraje acumulado por ciclo de crecimiento, calidad de las pasturas, carga animal, manejo de las pasturas, manejo de los animales, insumos utilizados (e.g., suplementos alimenticios) y las principales salidas. La información climática abarca a la subregión de la Llanura Deprimida Salina ubicada en la provincia de Tucumán (Argentina). La precipitación media anual es de 880 mm (concentrada entre los meses de octubre a marzo), con un coeficiente de variación interanual del 25%. En la Figura 4.1 se observan las lluvias medias mensuales y los desvíos estándar correspondientes. La temperatura media anual es de 19°C, con extremos de 25°C en enero y 13°C en julio. El clima es subhúmedo con una estación invernal seca bien definida (abril a octubre).

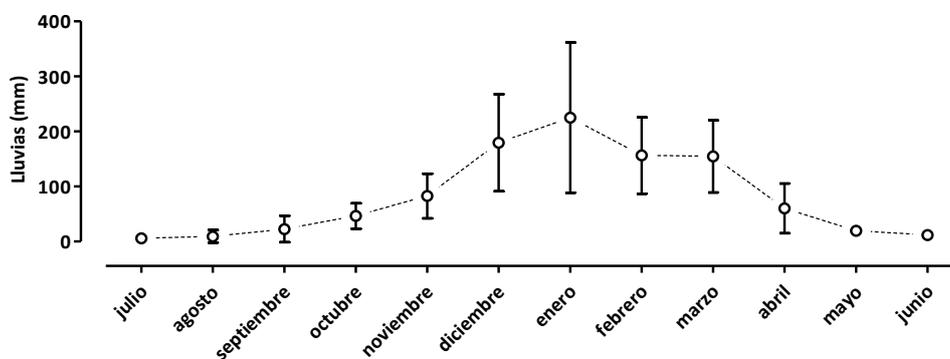


Figura 4.1. Precipitación media mensual (mm) para la serie climática 1973 – 2012 en la Llanura Deprimida Salina de Tucumán. Las líneas verticales representan la desviación estándar.

4.2.2. Modelo de simulación

El trabajo está basado en la utilización del modelo de simulación presentado en el Capítulo 2.

Una vez que la estructura del modelo fue plasmada en el software Powersim Studio 8[®], se especificaron las características de los AGR, las condiciones iniciales, los valores de los parámetros, las reglas de decisión, las principales entradas y las relaciones funcionales. Las características de los AGR, las condiciones iniciales y las principales entradas se muestran en el Cuadro 4.1.

Cuadro 4.1. Características de los agro-ecosistemas, condiciones iniciales y principales entradas requeridas para utilizar el modelo.

Características de los agro-ecosistemas y condiciones iniciales	Sistema de Producción: cría, engorde o ciclo completo
	Superficie total de cada agro-ecosistema
	Parcelas: número, tamaño y asignación tentativa (e.g., asignación de un grupo de parcelas a una categoría particular: parcelas 1 a 5 para vacas, 6 a 8 para vaquillonas). Para cada parcela el usuario puede seleccionar el tipo de suelo.
	La cantidad de pasto inicial para cada parcela
	Número total de animales
	Tamaño adulto de los animales a la madurez
	Carga animal objetivo
Entradas	Estructura de rodeo inicial. Definida como una proporción por categoría
	Clima: temperatura media, máxima y mínima (°C); radiación global (MJ.m ⁻² .día ⁻¹); lluvias (mm.día ⁻¹)
	Precios (\$). El valor de venta de los animales se determina por el peso de venta y el precio por kilogramo, el cual depende de la categoría considerada. Para cada categoría de venta se determinó un precio. También requiere ingresar los precios de los insumos utilizados.
	Insumos energéticos (Gj): Energía fósil utilizada a través de los concentrados, semillas, transporte de animales y actividades agrícolas (e.g., rastrada, siembra, cosecha, confección de reservas).
	Alimentos introducidos: concentrados (e.g., maíz, sorgo)
	Compra de animales (solo para sistemas de engorde)

El estado inicial del AGR define los valores iniciales de los atributos de los componentes del AGR (Romera *et al.*, 2004; Romera *et al.*, 2005) y la respuesta dinámica del sistema (Feldkamp, 2004).

Antes de una simulación, los valores de los parámetros y los umbrales deben ser fijados, y las reglas de decisión especificadas. Las principales decisiones relacionadas con eventos discretos incluyen la selección de animales, rotación en las parcelas, ventas, descartes, cambios de categorías, servicios, destete y suplementación.

Se realizaron esfuerzos particulares para incluir en el modelo diferentes tamaños de animales. El tamaño adulto se incluyó en el modelo a través de un valor derivado de la ecuación propuesta por Guidelines for Uniform Beef Improvement Programs (2010), que relaciona la altura a la grupa y la edad de los animales. Este valor puede variar entre 1 y 9.

En este trabajo se utilizaron cuatro tamaños de animales (FR): 3 (**FR3**), 4 (**FR4**), 5 (**FR5**) y actual (**AFR**). El valor actual de tamaño animal medido en AGR de la región es de 4.06 ± 0.75 .

4.2.3. Propiedades emergentes y salidas del modelo

La eficiencia y estabilidad de los AGR se evaluaron a través de indicadores energéticos, productivos y económicos (Cuadro 4.2).

Cuadro 4.2. Eficiencia, estabilidad y sus correspondientes indicadores energéticos, productivos y económicos.

Propiedades	Indicadores	Unidades	
Eficiencia	Energía bruta producida por unidad de energía de forraje consumido	Mj producida.Mj forraje consumido ⁻¹	
	Energética	Energía fósil (EF) consumida	Gj.ha ⁻¹ .año ⁻¹
		Energía producida	Gj.ha ⁻¹ .año ⁻¹
		Eficiencia de uso de la energía fósil	GJ producido.GJ consumido ⁻¹
	Productiva	Peso vivo vacío producido o vendido	kg PVV producido.ha ⁻¹ .año ⁻¹ kg PVV vendido.ha ⁻¹ .año ⁻¹
Económica	Margen bruto	\$.ha ⁻¹ .año ⁻¹	
Estabilidad	Energética Productiva Económica	Desvíos estándar y coeficientes variación de los indicadores de eficiencia	

El análisis de los flujos de energía incluye estimaciones de las entradas de energía fósil consumida (e.g., síntesis de pesticidas, fertilizantes, concentrados, semillas, actividades agropecuarias involucradas en la preparación del suelo, siembra, aplicación de pesticidas y fertilizantes) y las salidas de productos agropecuarios (Viglizzo *et al.*, 1995; Viglizzo *et al.*, 2003; Viglizzo *et al.*, 2010a; Kraatz, 2012). No se incluyó en los cálculos el consumo eléctrico, ni la energía por trabajo humano. Se utilizó la metodología de cálculo propuesta por Frank (2007) (Apéndice 2).

El margen bruto (\$) argentino fue calculado considerando los costos variables (e.g., productos veterinarios, suplementos, costos laborales, amortización de las pasturas y costos operativos y de comercialización), y el ingreso bruto de la venta de los animales y de los rollos confeccionados. La metodología de cálculo se presenta en el apéndice 3. Adicionalmente la dinámica de la carga animal y del rodeo fue considerada.

4.2.4. Supuestos del modelo y principales reglas de decisión

Para la comparación entre AGR (ciclo completo, cría y engorde) y FR, ciertos supuestos y reglas de decisiones fueron establecidas.

La superficie utilizada para todos los tratamientos fue de 500 ha. La carga animal (CA) fue ajustada para una masa corporal similar por unidad de superficie. En el modelo de manejo se define una variable llamada carga animal objetivo (CAO), que representa el valor objetivo de peso vivo vacío (PVV) por unidad de superficie. Se utilizó un valor de CAO de 350 kg PVV.ha⁻¹.año⁻¹ basado en valores obtenidos de numerosos rodeos de la región de estudio (García Posse *et al.*, 2010).

Las vaquillonas recibieron servicio entre los 25 y 27 meses de edad. El período de servicio general fue de 90 días, entre los meses de diciembre y febrero. Las decisiones de reemplazo de los vientres se formularon en forma dinámica, buscando mantener la CAO. Las vacas y vaquillonas se descartaron y vendieron si al momento del tacto se encontraban vacías. Las reglas de decisiones no tuvieron en cuenta la compra de animales. Las estrategias de manejo implementadas contemplaron el ajuste de la carga animal y el destete flexible ante situaciones de sequía. Los ajustes de carga involucraron la venta de todos los novillos, el 60% de las vaquillonas de reposición y un 20% de las vacas destetadas.

La suplementación se utilizó exclusivamente en las vaquillonas de reemplazo y en las categorías destinadas a venta (e.g., novillos, vaquillonas y vacas descartadas). El nivel de suplementación se reguló para cubrir un consumo diario de 9.6 Mj EM.kgMS⁻¹ hasta un máximo de suplemento equivalente al 1% del PVV (base seca).

Los sistemas de engorde (E) incluyeron la compra de animales una vez por año (Abril), para ser comparables con los sistemas de ciclo completo (CC). En general, el criterio para la venta de los novillos y vaquillonas fue el mismo para E y CC. El AGR de E incluyó una regla de decisión que tiene en cuenta los resultados económicos.

Cuando el costo total era mayor que el ingreso bruto, el modelo vendía animales con el fin de cubrir esos costos, independientemente del grado de terminación de los animales. Los precios adoptados para estos animales fueron menores que los estipulados para animales con un adecuado grado de terminación. El modelo de engorde fue orientado a sistemas pastoriles que realizan la terminación de los novillos o vaquillonas en períodos que varían entre 365 a 1095 días. La suplementación durante el período estival se utilizó cuando el PVV y la condición corporal (CS) se encontraban por encima de cierto umbral, el cual varió en función de la edad y tamaño animal, imitando procedimientos de manejo típicos de la zona de estudio.

La confección de reservas como henos, fue permitida entre el 1 de diciembre y el 15 de febrero, dependiendo de la disponibilidad de forraje. El modelo asume que el forraje henificado no puede ser utilizado para alimentación de los animales, pero si le asigna un precio de venta.

Veinte series artificiales de 100 años de datos climáticos fueron generadas al azar, a partir de 40 años de datos de la estación meteorológica del IIACS (Romera *et al.*, 2004; Woodward *et al.*, 2008). Los valores medios y desvíos estándar para los diferentes indicadores fueron estadísticamente comparados, considerando a cada una de las 20 simulaciones de 100 años como una repetición independiente (Romera *et al.*, 2005). Para reducir el impacto de los valores iniciales, el modelo se corrió 100 años de los cuales los últimos 65 años fueron analizados.

Las salidas del modelo fueron estadísticamente analizadas con R. El modelo estadístico fue:

$$y_{ijk} = \mu + FR_i + S_j + (FR S)_{ij} + R_k + e_{ijk}$$

$i = 3, 4, 5$ y tamaño actual
 $j =$ cría, engorde y ciclo completo
 $k = 1, 2, \dots, 20$

Donde y_{ijk} es la ijk -ésima observación; μ media general; FR_i = efecto de i -ésimo tamaño corporal; S_j = efecto de j -ésimo agro-ecosistema; $(FR S)_{ij}$ = efecto de la interacción entre i -ésimo tamaño animal y j -ésimo agro-ecosistema; R_k = efecto de la k -ésima repetición (corrida de 100 años) y e_{ijk} es el error.

Se evaluó normalidad y homocedasticidad de los términos del error. Las medias y desvíos fueron comparadas con el test de Tukey, y las diferencias significativas fueron declaradas cuando $P < 0.05$.

4.3. Resultados y discusión

4.3.1. Resultados de la carga animal

La carga animal es un componente significativo en el manejo de los sistemas pastoriles desde el punto de vista de la vegetación, los animales, los recursos naturales y el retorno económico (Riechers *et al.*, 1989). En este trabajo se observó que los diferentes tamaños de animales alcanzaron y mantuvieron diferentes cargas anuales (Figura 4.2).

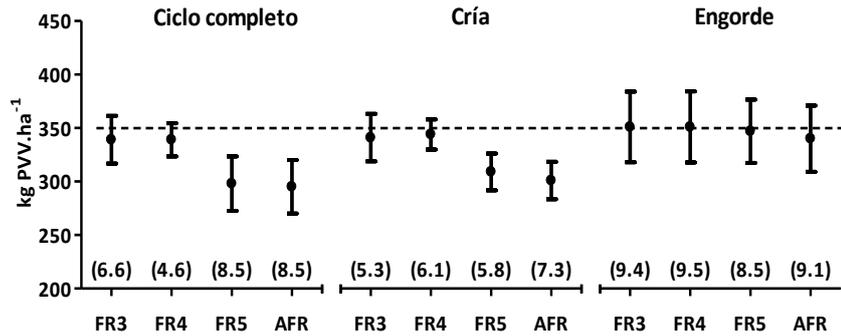


Figura 4.2. Carga media anual ($n = 20$) ($\text{kg PVV} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) para los diferentes tamaños de animales (FR) y agro-ecosistemas. Líneas verticales indican desvío estándar. Los coeficientes de variación entre paréntesis (%). Línea punteada representa la carga animal objetivo ($350 \text{ kg PVV} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$).

Para ciclo completo (CC) y cría (Cr) los tamaños FR3 y FR4 mostraron mejor comportamiento que FR5 y AFR. En ambos agro-ecosistemas (AGR) FR3 y FR4 estuvieron próximos a la carga animal objetivo (CAO). Es notable que AFR, que constituye la estructura de tamaño de animales de muchos de los AGR de la región de estudio, no alcanzó en ningún caso la CAO, y su desempeño fue similar a FR5 e inferior a FR3 y FR4 para CC y Cr. Investigadores y asesores técnicos utilizan FR4 como un valor de tamaño animal apropiado para calcular y diseñar sus trabajos, relacionados principalmente con la nutrición y el manejo del rodeo (Orellana *et al.*, 2009), sin tener en cuenta que la variabilidad existente puede ser una fuente importante de error en sus proyectos. Seleccionar una carga animal objetivo y un tamaño animal son decisiones estratégicas dentro de un AGR, lo que implica en muchos casos que son difíciles de implementar (Chapman *et al.*, 2013).

En los AGR de engorde, todos los tamaños utilizados alcanzaron la CAO. La dinámica de la carga animal en los AGR de E (datos no mostrados) fue similar para los diferentes tamaños de animales. Sorprendentemente, altas cargas fueron coincidentes en muchos casos con años más secos que la media de la serie, con menores disponibilidades de forraje, y consecuentemente con una alta retención de animales pesados. Los suplementos utilizados en esos años no fueron suficientes para lograr aumentos de peso vivo que permitan acondicionar adecuadamente los animales para venta. Esto genera un pensamiento contra-intuitivo, ya que incrementos en el nivel de suplementación permitiría bajar la carga animal a través de un incremento en la ganancia de peso vivo y un acortamiento del periodo de engorde.

CC y Cr fueron más estables que E (menor coeficiente de variación), cuando comparamos los diferentes tamaños de animales y los diferentes AGR (e.g., CC-FR3 vs Cr-FR3 vs E-FR3).

4.3.2. Resultados de los indicadores energéticos

Desde el punto de vista de la producción animal, es interesante establecer la eficiencia de utilización del forraje producido y consumido (Feldkamp, 2004). Estas relaciones usualmente se expresan en términos energéticos, de modo que sean comparables entre sistemas que utilizan diferentes alimentos y/o productos con densidades energéticas diferenciales.

Los resultados de la eficiencia energética medida a través de la energía bruta producida por unidad de energía de forraje consumida se observan en la Figura 4.3.

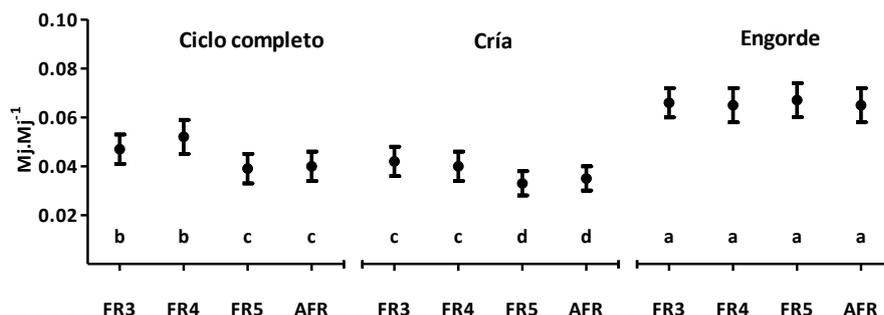


Figura 4.3. Eficiencia energética expresada como energía bruta producida por unidad de energía de forraje consumida para los diferentes tamaños de animales y agro-ecosistemas. Puntos representan los valores medios de las 20 repeticiones y las barras los desvíos estándar. Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos con una probabilidad de $P < 0.05$.

Los AGR de E fueron más eficientes que los de CC y Cr para todos los tamaños considerados (Figura 4.3). Esto está principalmente relacionado con la incorporación de suplementos alimenticios. De igual manera, la suplementación explica las diferencias entre CC-FR3 y Cr-FR3; y CC-FR4 y Cr-FR4. Los AGR de ciclo completo y de cría asociados a FR chicos (FR3 y FR4) fueron más eficientes que los asociados a FR grandes (FR5 y AFR).

Feldkamp (2004) encontró que cuando la eficiencia era expresada en términos de energía bruta producida por unidad de energía de forraje consumida, la eficiencia decrecía con incrementos en la carga animal. Esto es esperable ya que la mejor alimentación del rodeo en situaciones de baja carga animal permite mejorar la productividad cuando lo comparamos con rodeos con una alta carga animal y una pobre condición corporal. Sin embargo, cuando bajas cargas son debidas a la inestabilidad del sistema, la eficiencia decrece a medida que la carga media decrece. Estos hallazgos sugieren que identificar las causas de una baja carga animal en un AGR en particular es importante para poder relacionarla con la eficiencia energética del AGR.

4.3.3. Utilización y eficiencia de uso de la energía fósil

Como cualquier otra actividad que involucre a la naturaleza, las actividades agropecuarias afectan y son afectadas por el ambiente (Viglizzo *et al.*, 2003). En los sistemas agropecuarios, la eficiencia en el uso de la energía es una de las prioridades para alcanzar la sustentabilidad (Kraatz, 2012). Procesos energéticos agrícolas eficientes permiten la preservación de las fuentes de energía, disminuyen la contaminación atmosférica y generan ahorro de capital financiero.

La Figura 4.4 muestra la energía fósil consumida, la energía producida y la eficiencia de utilización de la energía fósil para los diferentes tratamientos.

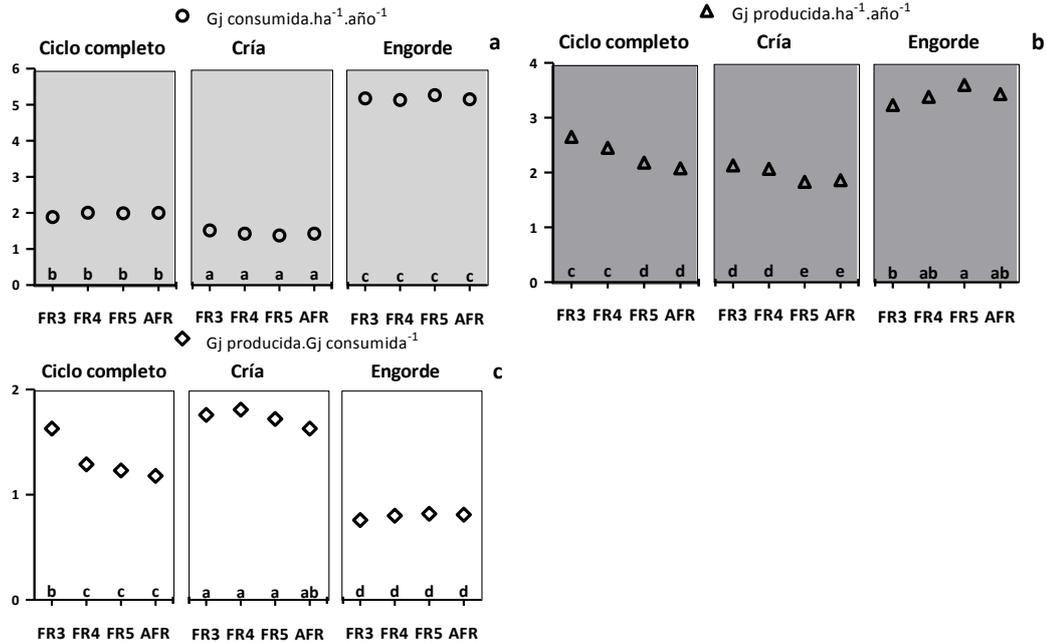


Figura 4.4. Eficiencia expresada como energía fósil consumida ($\text{Gj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) (a), energía producida ($\text{Gj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) (b), y eficiencia de utilización de la energía ($\text{Gj}\text{ producida}\cdot\text{Gj}\text{ consumida}^{-1}$) (c), para los diferentes tamaños de animales y agro-ecosistemas. Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos con una probabilidad de $P < 0.05$.

Los sistemas más intensificados tienden a utilizar una mayor cantidad de energía fósil (Cleveland, 1995). Los resultados de este trabajo indican que la energía consumida se incrementa en los AGR de engorde (mayor intensificación) para todos los FR comparados con los AGR de CC y Cr (Figura 4.4a). Los suplementos alimenticios, los procesos involucrados en la alimentación y el transporte de los animales desde los sistemas de cría y hasta las plantas de faena tienen un impacto importante en el consumo de energía de los sistemas de engorde. La variación de las estrategias de alimentación que reducen la proporción de la pastura en la dieta, promueven un incremento de la intensidad de la energía utilizada (Kraatz, 2012). En este trabajo, los AGR de E consumieron 2.6 veces más energía fósil que los AGR de CC. Veysset *et al.* (2010) trabajando en sistemas ganaderos pastoriles en Massif Central (Francia), encontraron valores de energía fósil consumida que variaron entre 22 a 28 $\text{Mj}\cdot\text{kg}\text{ peso vivo producido}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. El consumo de energía para los AGR de CC y Cr del noroeste argentino fue menor al reportado para los sistemas franceses, oscilando los valores entre 9.9 – 13.3 para CC, y 9.6 – 10.8 para Cr. Los AGR de engorde mostraron valores similares a los encontrados por Veysset *et al.* (2010), fluctuando entre 20.6 y 22.8 $\text{Mj}\cdot\text{kg}\text{ peso vivo producido}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. La información que provee este indicador no es absoluta, pero establece una referencia para un uso más sustentable de la energía (Pervanchon *et al.*, 2002).

Incrementos en la energía consumida resultaron en incrementos en la energía producida (Figura 4.4b). En términos relativos, esta relación no fue proporcional, por lo que la eficiencia de uso de la energía ($\text{GJ}\text{ producida}\cdot\text{GJ}\text{ consumida}^{-1}$) fue más pobre en sistemas de engorde que en CC y Cr (Figura 4.4c). Frank (2007) trabajó en sistemas mixtos agrícolas ganaderos y encontró que los cultivos de granos anuales que incrementaban el consumo y la producción de energía resultaban con una mejor eficiencia energética. El mismo autor señala que la eficiencia energética promedio de los diferentes sistemas analizados fue de 1.5 GJ de energía producida por cada GJ de energía fósil consumida.

Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que AGR de cría, como los utilizados en este estudio, fueron menos productivos, tuvieron menor consumo de energía fósil y fueron más eficientes que CC y E (Figura 4.4a, b y c).

La eficiencia en un proceso productivo debería ser medida en relación a un recurso limitante (Gingins y Viglizzo, 1981). Esto ubica a los AGR de ciclo completo y cría en una posición ventajosa considerando a la energía fósil como recurso un escaso. A pesar que los AGR de engorde consumieron más energía fósil y fueron menos eficientes que CC y Cr, cuando comparamos estos sistemas con los sistemas intensivos de engorde a corral, observamos que el consumo de energía de los sistemas pastoriles es 9 veces menor que el de los sistemas intensivos. El impacto ambiental de expandir la producción de carne basada en la incorporación de insumos externos no está bien documentado para los AGR del noroeste de Argentina. La presión bioeconómica es el principal conductor de la intensificación de los AGR (Giampietro, 2004). Es necesario desarrollar estrategias que permitan incrementar la cantidad de productos comercializables obtenidos por unidad de energía fósil utilizada, en los sistemas pastoriles. Los AGR de ciclo completo muestran algunas ventajas por sobre los AGR de cría y engorde, al ofrecer un producto comercializable de consumo directo. Más aún, los CC fueron más estables que los de Cr y E. CC-FR3 fue el AGR más estable (CV 3.6%). Los AGR de E fueron más variables que CC y Cr, sin diferencias significativas entre tamaños de animales.

4.3.4. Resultados productivos

Diferentes estrategias (agro-ecosistemas – tamaño de animales) generaron resultados diferentes en término de peso vivo vacío producido y vendido. La eficiencia y estabilidad expresada como el valor medio anual del peso vivo vacío vendido y su desvío estándar se observan en la Figura 4.5.

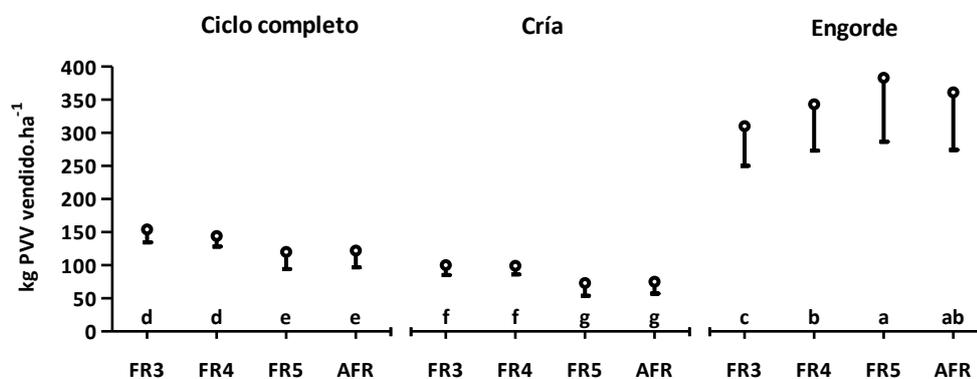


Figura 4.5. Valores medios de peso vivo vacío vendido ($n = 20$) ($\text{kg PVV} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) para los diferentes tamaños de animales (FR) y agro-ecosistemas: ciclo completo (CC); cría (Cr); engorde (E). Barras indican desvíos estándar. Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos con una probabilidad de $P < 0.05$.

La productividad por unidad de superficie difirió entre tamaños de animales y agro-ecosistemas (Figura 4.5). La mayor productividad fue lograda por E-FR5 y E-AFR, mientras que los menores valores correspondieron a Cr-FR5 y Cr-AFR. Los sistemas de engorde fueron más productivos que CC y Cr para todos los FR considerados, y los AGR de CC fueron superiores a los de cría. CC-FR3 y CC-FR4 fueron 35% más productivos que Cr-FR3 y Cr-FR4, respectivamente. Los sistemas de engorde mostraron que a medida que el tamaño animal se incrementa la productividad también se incrementa.

En este trabajo, AFR en los sistemas de cría y ciclo completo, tuvo valores bajos de eficiencia, y que las mayores productividades estuvieron asociadas con tamaños de animales más chicos. Los animales varían mucho en su tamaño corporal, siendo el tamaño óptimo dependiente del AGR (Arango y Van Vleck, 2002). Mayores productividades pueden ser alcanzadas con animales de menor tamaño, ya que pueden ser un 20% más eficientes que animales grandes (Rutherford *et al.*, 2003). Los AGR de cría y ciclo completo tuvieron un mejor desempeño con FR chicos, y en los AGR de engorde la mayor productividad estuvo asociada a FR de mayor tamaño. La pregunta sería: ¿Cuál tamaño animal debería ser utilizado o propuesto para regiones subtropicales? A pesar del interés de los productores dedicados al engorde en FR grandes, si la estructura de los AGR permanece sin cambios, incrementar el tamaño de los animales puede ser una opción de riesgo para todo el sistema de producción.

Encontrar AGR que permitan incrementar la eficiencia y estabilidad requerirá la adopción de nuevas tecnologías, y la modificación de la estructura de los sistemas de producción (Monjardino *et al.*, 2010). Los productores son buenos para adaptarse al cambio, respondiendo año a año a las fluctuaciones de las lluvias y de los precios mediante variaciones en las acciones operativas, o adoptando nuevas tecnologías (Asseng y Pannell, 2013). Tecnologías como las leguminosas arbustivas perennes podrían jugar un rol de importancia en la región, permitiendo incrementar la productividad (Radrizzani y Nasca, 2014), mejorando el retorno económico y ayudando a disminuir el impacto ambiental (Monjardino *et al.*, 2010), mediante la reducción de la cantidad de insumos externos incorporados.

CC y Cr asociados a bajos tamaños de animales (3 y 4) fueron más estables que los otros AGR. La mayor productividad de los sistemas de engorde estuvo asociada a una menor estabilidad, con coeficientes de variación que fluctuaron entre el 11 y 14% para E-FR3 y E-FR5 respectivamente.

La comparación entre tamaños de animales y agro-ecosistemas mostró que FR grandes fueron más variables en todas las categorías del rodeo consideradas, excepto los terneros.

CC-FR3 y CC-FR4, muestran la mejor combinación entre eficiencia y estabilidad, sin haber sido superiores en las dos propiedades con respecto al resto de los AGR. Incrementar la eficiencia ($\text{kg PVV} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) de los sistemas pastoriles en ambientes variables requerirá entender la variabilidad de la productividad (Bell *et al.*, 2008). Las fuentes de variabilidad y las tendencias potenciales deberían ser estudiadas para diseñar reglas de decisiones útiles para el manejo de los AGR.

En AGR que dependen de las lluvias como única fuente de humedad para los cultivos o pasturas, la variabilidad estacional se refleja en una alta variabilidad de los niveles de producción (Cooper *et al.*, 2008; Browne *et al.*, 2013). Irisarri *et al.* (2014) demostraron, que la variabilidad interanual de las precipitaciones no está relacionada linealmente con la variabilidad de la producción de carne. La variabilidad de las entradas a un sistema no tiene una relación lineal y simple con la variabilidad de las salidas. Los tiempos de retraso de los modelos temporales (Sala, 2001; Díaz-Solis *et al.*, 2003; Díaz-Solis *et al.*, 2009) y los factores relacionados con la disponibilidad de agua en el suelo (Bell *et al.*, 2013; Chapman *et al.*, 2013), permiten explicar esta falta de relación. La interacción entre el suelo y el ambiente (clima) dentro de cada AGR, debe ser considerada en la planificación y manejo de los sistemas de producción (Clark *et al.*, 2010).

4.3.5. Resultados económicos

El desempeño económico, medido a través del margen bruto (MB) en $\$.ha^{-1}.a\tilde{no}^{-1}$, se observa en la Figura 4.6.

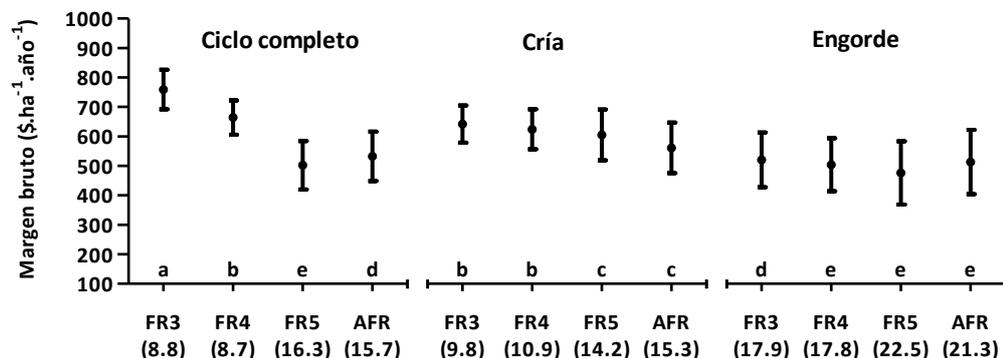


Figura 4.6. Margen bruto medio anual ($\$.ha^{-1}.a\tilde{no}^{-1}$). Puntos representan los valores medios ($n = 20$), y las barras verticales los desvíos estándar. Los valores de los coeficientes de variación entre paréntesis (%). Letras diferentes indican diferencias entre tratamientos con una probabilidad de $P < 0.05$.

El MB medio anual varió entre 476 y 759 $\$.ha^{-1}.a\tilde{no}^{-1}$ para E-FR5 y CC-FR3 respectivamente. CC-FR3, CC-FR4, Cr-FR3 y Cr-FR4 lograron mayores valores de MB que el resto de los tratamientos. En los grupos de AGR CC y Cr, se observa que incrementos en el FR llevaron a una disminución del margen bruto. Los sistemas de engorde no mostraron sensibilidad del margen bruto ante diferentes tamaños de animales.

Desde el punto de vista de la estabilidad, CC-FR3, CC-FR4, Cr-FR3 y Cr-FR4, mostraron menores valores de coeficiente de variación, indicando una menor variabilidad (Figura 4.6). Los sistemas de engorde fueron más variables, para todos los FR considerados, que los otros AGR, lo que podría tener relación con las estrategias de suplementación y ventas implementadas. El modelo establece umbrales de venta por edad, peso vivo vacío y condición corporal, y establece límites para la suplementación con granos. Esto genera años con pocos animales vendidos, y años con una gran cantidad de kg vendidos. La suplementación es tradicionalmente visualizada como un factor que contribuye a la estabilización de los sistemas, sin embargo, las decisiones de manejo utilizadas en este estudio no permitieron generar AGR más estables. La volatilidad de los precios de los granos determina que los tomadores de decisiones de la región del noroeste de Argentina no utilicen suplementos por encima de ciertos límites (e.g., 1% del PVV), ya que perciben a esta práctica como riesgosa (Orellana *et al.*, 2009). La percepción del riesgo y la incertidumbre sobre el futuro son los principales factores que limitan la adopción de nuevas tecnologías en los sistemas agropecuarios (Marra *et al.*, 2003).

Estrategias de manejo del riesgo, como la venta de animales en situaciones de sequía, la reducción de los costos de alimentos y la compra cautelosa de animales en épocas de buenas condiciones productivas permiten reducir las pérdidas e incrementar las ganancias (Salmon y Donnelly, 2007).

La frontera de riesgo eficiente puede ser utilizada por los tomadores de decisiones como una herramienta para la toma de decisiones, seleccionando donde operar dependiendo del beneficio deseado y el nivel de riesgo que está dispuesto a asumir (Cacho *et al.*, 1999, Romera, 2004). La frontera de riesgo eficiente esta basada en la proposición que si el valor medio de la estrategia A es mayor que la estrategia B, y la varianza de A es menor a la varianza de B, entonces A es preferido (Feldkamp, 2004;

Hardaker *et al.*, 1997). La regla asume que cuando dos estrategias tienen el mismo valor, la que obtiene la menor variabilidad es elegida. Cuando dos estrategias tienen la misma variabilidad la que obtiene el mayor valor medio es la elegida (Feldkamp, 2004). La frontera de riesgo es el conjunto de las mejores combinaciones posibles del margen bruto y el riesgo (desvío estandar) en relación a los agro-ecosistemas evaluados (Romera *et al.*, 2008). Las estrategias cuyas salidas en términos de riesgo y MB esperado no caen sobre la línea de eficiencia son consideradas ineficientes ya que un mayor margen bruto puede ser obtenido con el mismo nivel de riesgo moviéndonos verticalmente, o el mismo margen bruto puede ser obtenido con un menor nivel de riesgo (Anderson *et al.*, 1977; Romera *et al.*, 2008). La Figura 4.7 muestra que utilizando el MB como criterio, CC-FR3 y CC-FR4 son preferidos sobre otras opciones, ya que alcanzan mayores valores de MB con similar o menor riesgo.

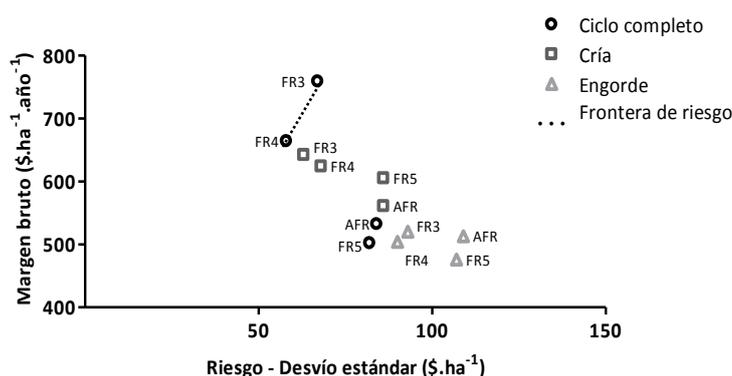


Figura 4.7. Frontera de riesgo eficiente para el margen bruto. Los valores fueron calculados a partir de los 65 años de corrida del modelo.

El tamaño animal actual (AFR), para los AGR de CC, Cr y E, se encuentra por debajo y lejos de la frontera de riesgo eficiente. Adicionalmente, para cada tratamiento se calculó la probabilidad conjunta de observar un valor de riesgo tan alto como el observado, y un valor de margen bruto tan bajo como el observado. Los resultados mostraron igual tendencia a la señalada en la frontera de riesgo.

La producción de peso vivo vacío y el margen bruto fueron afectados por el tamaño de los animales y el agro-ecosistema considerado (Figuras 4.5 y 4.6). Los impactos económicos usualmente no tienen una relación simple y directa con los impactos biológicos (Pannell, 1999). En este trabajo las mayores eficiencias productivas ($\text{kg PVV vendido} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) no se correspondieron en todos los casos con las mayores eficiencias económicas, medidas a través del MB ($\text{\$} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$). Este conflicto está relacionado con los costos de producción y la composición de las ventas diferenciales (diferentes categorías).

La cantidad de suplementos afectó el desempeño económico de los AGR, y resultó en costos más variables (Ruiz *et al.*, 2000; Browne *et al.*, 2013). Los costos de suplementación representan una parte importante de los costos totales en los AGR de CC (50 – 62%) y E (60 – 67%). Los AGR de CC y E utilizan una gran cantidad de concentrados en los años secos, lo que no es compensado con un incremento proporcional en la productividad en CC-FR5, CC-AFR y en todos los FR de los sistemas de engorde.

Browne *et al.* (2013) señalan que la baja rentabilidad de los sistemas pastoriles no cambiará, a menos que los tomadores de decisiones puedan incrementar la eficiencia de utilización de las pasturas y de los suplementos, reducir los costos de alimentación e incrementar la carga animal.

Reducir los costos de alimentación mediante la reducción de los suplementos, probablemente, disparará en el corto plazo un incremento en la cantidad de animales por unidad de superficie, dado el retraso en el desarrollo de los animales en crecimiento. En el mediano plazo, la carga animal tenderá a decrecer por el pobre desempeño reproductivo de los vientres, y el agro-ecosistema tenderá a perder eficiencia. Por ello, reducir la suplementación podría resultar en AGR más inestables. Esto es particularmente importante cuando FR grandes son utilizados.

La evaluación dinámica de la estructura permite capturar la variabilidad de la estructura del rodeo, y consecuentemente, de las categorías vendidas. Las decisiones de comercialización, como el descarte y la venta de vacas al tacto, pueden tener un rol importante en el desempeño económico de los AGR (Turner *et al.*, 2013). El incremento de las ventas de los vientres en años secos, tuvo un impacto importante en esos años, pero la consecuencia global fue una mayor inestabilidad de los AGR. Incrementos en la cantidad de kg vendidos no necesariamente resultan en incrementos en los ingresos, debido a las diferencias de los precios obtenidos y a los costos diferenciales. Es importante señalar que el modelo no consideró que la reducción del número de vacas en situaciones de sequía, normalmente coincide con reducciones en los precios de estos productos (Díaz-Solís *et al.*, 2009). Esta consideración podría ser especialmente importante para FR5 y AFR.

4.4. Conclusiones

La eficiencia y estabilidad de los agro-ecosistemas deben ser discutidas en el contexto específico de cada agro-ecosistema, lo que requiere un análisis minucioso del ambiente y de los objetivos planteados para cada sistema de producción. Componentes como el tamaño animal y la variabilidad de las precipitaciones no explican totalmente el comportamiento de los sistemas, el que diferirá dependiendo de la estructura de sistema estudiado (e.g., cría, engorde, ciclo completo). La utilización de reglas de manejo flexibles permitió al sistema reaccionar a cambios de las circunstancias biológicas. Se deben realizar mayores esfuerzos para incorporar factores económicos como criterios para la toma de decisiones.

Los resultados sostienen la idea que tamaños de animales más chicos podrían ser más adecuados para producir carne en los agro-ecosistemas de ciclo completo y cría de la región subtropical de Argentina. Además, enfoques basados en la dinámica de sistemas y la utilización de múltiples criterios permitió reconocer conflictos entre los indicadores, y las principales diferencias entre los agro-ecosistemas.

Los hallazgos de este trabajo indican que la investigación de los sistemas agropecuarios debería evitar promover un agro-ecosistema o un tamaño animal particular como la solución a los problemas de la eficiencia y la estabilidad. Reconocer la heterogeneidad de los sistemas productivos e identificar las diferencias entre los agro-ecosistemas permitirá mejorar la producción de carne del noroeste de Argentina.

Capítulo 5. Experimento 2. Equidad de los sistemas bovinos pastoriles: un enfoque desde la dinámica de sistemas

5.1. Introducción

Los agro-ecosistemas son dependientes de las condiciones ecológicas específicas de un lugar y de su configuración socio tecnológica (von Wirén-Lehr, 2001). Muchos de los trabajos tendientes a promover cambios en las prácticas de manejo de los productores que permitan mejorar la sustentabilidad de los agro-ecosistemas han fracasado, ya que han puesto atención en aspectos tecnológicos, dejando de lado el contexto general en el que se manejan estos agro-ecosistemas (Brodt *et al.*, 2006).

En el diseño de los agro-ecosistemas se debe tener presente y entender el amplio espectro de alternativas que el tomador de decisiones debe considerar, que en muchos casos involucra un conjunto de valores personales (Brodt *et al.*, 2006). La manera en la que los agro-ecosistemas son manejados y evaluados depende de los valores de las personas (Brodt *et al.*, 2006; Wei *et al.*, 2009), variando las decisiones de productor a productor (Brodt *et al.*, 2006). El manejo persigue mejorar el comportamiento de los agro-ecosistemas en diferentes aspectos (biológicos, económicos y sociales) (Jentoft y McCay, 1995), siendo el objetivo del tomador de decisiones un aspecto central (Feldkamp, 2004). Por ello, es importante considerar a nivel de los sistemas productivos la figura de quien maneja el sistema, dado que es quien toma las decisiones y las implementa (Dent *et al.*, 1995). El comportamiento de los agro-ecosistemas puede ser evaluado a través de diferentes propiedades emergentes. La equidad es una propiedad emergente de importancia ya que aborda aspectos socio-económicos de los agro-ecosistemas (Marten, 1988; Conway, 1986; Okey, 1996).

5.1.1. Definición de equidad

El concepto de equidad es complejo y no existe una definición consensuada, ni una sola forma de evaluarla (Sampath, 1988; Indra *et al.*, 1995; Pacini *et al.*, 2010). Lo que es justo para una persona o una sociedad puede resultar injusto en otra (Steiner y Walter, 1992; Bunge, 2012). Es una propiedad emergente que involucra aspectos éticos, valores, sobre la distribución de los efectos beneficiosos y perjudiciales asociados a una intervención antrópica en un agro-ecosistema (Reynolds, 2014). El estudio de la equidad tiene como finalidad generar conocimientos que permitan corregir la desigualdad en dicha distribución (Reynolds, 2014). La equidad no sólo tiene un valor ético, sino que también es un mecanismo de autorregulación social que contribuye a la evolución y persistencia de los sistemas (Nahed *et al.*, 2006). Es una propiedad importante en la definición de agro-ecosistemas sustentables (Pacini *et al.*, 2010), muy declamada, pero muy poco abordada desde metodologías que permitan cuantificar y hacer operativo este concepto (Becker, 1997).

La necesidad de considerar múltiples dimensiones en su evaluación, la posibilidad de evaluarla a diferentes escalas y la multiplicidad de actores sociales que participan de su resolución agregan complejidad al concepto de equidad. Dimensiones biofísicas, tecnológicas, socio-culturales, económicas, institucionales y políticas pueden ser consideradas en su evaluación (Schut *et al.*, 2015).

La equidad puede ser definida como la habilidad de un agro-ecosistema para distribuir de manera justa los beneficios y costos inter e intra generacionales (Marten, 1988; Zhen y Routray, 2003; Nahed *et al.*, 2006; Ripoll-Bosch *et al.*, 2012). Puede evaluarse en términos de igualdad en la distribución de productos o ingresos, capacidad para generar trabajo estable, o a través de las externalidades negativas. Son pocos los trabajos que analizan la distribución de los costos y beneficios generados por el agro-ecosistema como factor de impacto social. En este sentido, es necesario evaluar los costos prediales, que recaen directamente sobre el productor, como así también impactos extraprediales (externalidades negativas). Una externalidad negativa existe

cuando la actividad de un agente provoca la pérdida de bienestar a otro, y esta pérdida de bienestar no es compensada (Pannell y Schilizzi, 1999).

Los científicos sociales no sólo se interesan en la equidad real, sino también en la equidad percibida, la equidad deseada y la equidad deseable o viable (Bunge, 2012). La problemática de la equidad involucra una valoración personal desde su definición, forma de evaluación y resolución. Consensuar estos aspectos con los tomadores de decisiones (TD) constituye un elemento clave que determina la aceptación de los resultados, y posibilita generar cambios de comportamiento en los TD (Cattaneo *et al.*, 2010).

El centralizar el problema de la equidad en las percepciones de los TD, significa considerar a los agro-ecosistemas como sistemas ecológicos, económicos y sociales, en donde el proceso de toma de decisiones tiende a ser complejo y determinante en el comportamiento del mismo (Ascough *et al.*, 2008).

5.1.2. La toma de decisiones en los agro-ecosistemas

Las estrategias de manejo de los productores están basadas en sus percepciones sobre el sistema ecológico, económico y social (Vanwindekens *et al.*, 2013). Estas estrategias se trasladan en decisiones tácticas y operativas, las cuales son dinámicas y cambiantes de acuerdo a modificaciones de los factores internos y externos. El estudio del conjunto de decisiones estratégicas, tácticas y operativas involucra un alto grado de complejidad, ya que las decisiones están condicionadas por la estructura del propio sistema (endoestructura), por el ambiente (e.g., mercados, clima, estaciones del año), y por factores humanos (preferencias y percepciones) (Vanwindekens *et al.*, 2013). Existe una necesidad creciente de visualizar y evaluar a los agro-ecosistemas y a las prácticas de manejo asociadas en forma sistémica (Pacini *et al.*, 2004). En este contexto, los modelos son herramientas útiles para estudiar problemas complejos. La investigación de los agro-ecosistemas requiere el uso de modelos, siendo el interrogante ¿qué tipo de modelos utilizar? (Wei *et al.*, 2009).

La dinámica de sistemas provee herramientas metodológicas que permiten explorar aspectos cualitativos y cuantitativos de los agro-ecosistemas, a través del uso de modelos mentales y modelos de simulación (Sterman, 2000; Antunes *et al.*, 2006; Morecroft, 2007).

5.1.3. Modelos mentales y modelos de simulación

Los TD deciden en base a sus modelos mentales, habilidades, creencias, aspiraciones y normas sociales que los contienen (An, 2012). Los enfoques que utilizan modelos mentales, son útiles para captar e introducir aspectos sociales en los modelos de simulación (Fairweather, 2010; Vanwindekens *et al.*, 2013).

El concepto de modelos mentales es muy importante en el campo de la dinámica de sistemas (Doyle y Ford, 1998). Un modelo mental de un sistema dinámico (MMSD) es la representación conceptual interna y limitada de las estructuras de un sistema externo (Doyle y Ford, 1998; Sterman, 2000; Morecroft, 2007). Son la base sobre la cual las personas toman decisiones, más allá de los soportes complementarios que puedan utilizar (Senge, 2009; Schaffernicht y Groesser, 2011).

Los MMSD son útiles para conceptualizar cómo los seres humanos piensan, razonan, deciden y aprenden acerca de los sistemas (Doyle, 1997; Doyle y Ford, 1999; Schaffernicht y Groesser, 2011). Los MMSD son conceptos nuevos en el campo de la investigación del manejo de las organizaciones (Schaffernicht y Groesser, 2014). Los modelos mentales pueden ser representados a través de diagramas circulares de causalidad (DCC) o mapas de conocimiento (Sterman, 2000; Morecroft, 2007; Schaffernicht y Groesser, 2014).

Enfoques basados en mapas cognitivos han sido utilizados para identificar percepciones de las personas sobre sistemas complejos (Kosko, 1986; Özesmi y Özesmi, 2004; Koulouriotis *et al.*, 2005; Pinch *et al.*, 2010). Los mapas de conocimiento también fueron aplicados al análisis de diferentes aspectos de los agro-ecosistemas con el fin de estudiar las percepciones de los productores acerca del uso de pesticidas (Popper *et al.*, 1996), sobre la estructura de sus agro-ecosistemas (Fairweather, 2010), indicadores para la evaluación del manejo del ambiente (Ortolani *et al.*, 2010); descripción de prácticas de manejo en los agro-ecosistemas (Isaac *et al.*, 2009); evaluación del impacto de los agro-ecosistemas en el ambiente (Özesmi y Özesmi, 2003; Papageorgiou *et al.*, 2009; Papageorgiou, 2011), evaluación del impacto de las políticas sobre los agro-ecosistemas (Newig *et al.*, 2008), y evaluación de la sustentabilidad de los agro-ecosistemas (Rajaram y Das, 2010; Fairweather y Hunt, 2011).

Los modelos mentales son herramientas flexibles y útiles que pueden modelar las motivaciones de las personas sin excluir dimensiones técnicas ligadas a los sistemas de estudio (Gray *et al.*, 2012; Vanwindekens *et al.*, 2013). Fairweather (2010) mostró cómo mapas individuales de productores podían ser utilizados para construir un mapa grupal que represente al grupo de productores. Vanwindekens *et al.* (2013) desarrollaron un sistema para analizar prácticas de manejo de los TD en sistemas socio-ecológicos. Este sistema está basado en la utilización de entrevistas abiertas a partir de las cuales se configuran mapas cognitivos individuales. Estos últimos pueden ser utilizados para construir mapas de conocimiento grupal.

Diversos autores resaltan la necesidad de incorporar aspectos sociales en los modelos para la toma de decisiones (Edwards-Jones, 2006; Gouttenoire *et al.*, 2011). En general los modelos de simulación no incorporan explícitamente componentes sociales (Dent *et al.*, 1995).

La efectividad de los enfoques basados en modelos de simulación pueden ser mejorados o enriquecidos con la integración de métodos participativos (Righi *et al.*, 2011). Involucrar a los TD en alguna de las etapas del desarrollo de un modelo de simulación requiere como paso previo la selección e identificación rigurosa de los mismos (Prell *et al.*, 2007). Es importante que los TD seleccionados tengan conocimiento del sistema bajo estudio, y estén interesados y comprometidos con la problemática planteada.

Ludwig *et al.* (2001) y Raymond *et al.* (2010) señalan la importancia de considerar diferentes grupos sociales en la resolución de problemas complejos. El concepto de grupos sociales esta asociado al tipo y fuente de conocimiento (Fairweather, 2010; Raymond *et al.*, 2010; Reed *et al.*, 2013). En este sentido es posible diferenciar conocimiento académico (e.g., docentes, investigadores) y no académico (e.g., productores, público general) (Raymond *et al.*, 2010).

Las diferencias estructurales en los modelos mentales de los tomadores de decisiones de diferentes grupos sociales permitirían mejorar el abordaje de la equidad de los agro-ecosistemas.

Los modelos de simulación se utilizan para evaluar alternativas y escenarios. En muchos modelos bio-económicos, los actores (científicos y no científicos) son involucrados con el fin de validar, o enriquecer la estructura de los modelos desarrollados (Gouttenoire *et al.*, 2010).

5.2. Objetivos

Evaluar los modelos mentales de los tomadores de decisiones de diferentes grupos sociales, con el fin de analizar la estructura de los mismos.

Evaluar la percepción de los tomadores de decisiones sobre la equidad de los agroecosistemas.

Evaluar la equidad de los agro-ecosistemas de bovinos para carne mediante el uso de un modelo de simulación.

5.3. Materiales y métodos

Los modelos mentales (MM) de los tomadores de decisiones (TD) fueron captados a través de entrevistas semiestructuradas, y codificadas posteriormente en diagramas circulares de causalidad. La estructura y reglas de decisiones obtenidas de los MM fueron derivadas al modelo de simulación para evaluar el comportamiento de los agroecosistemas. En la Figura 5.1 se observan los principales pasos seguidos durante la evaluación.

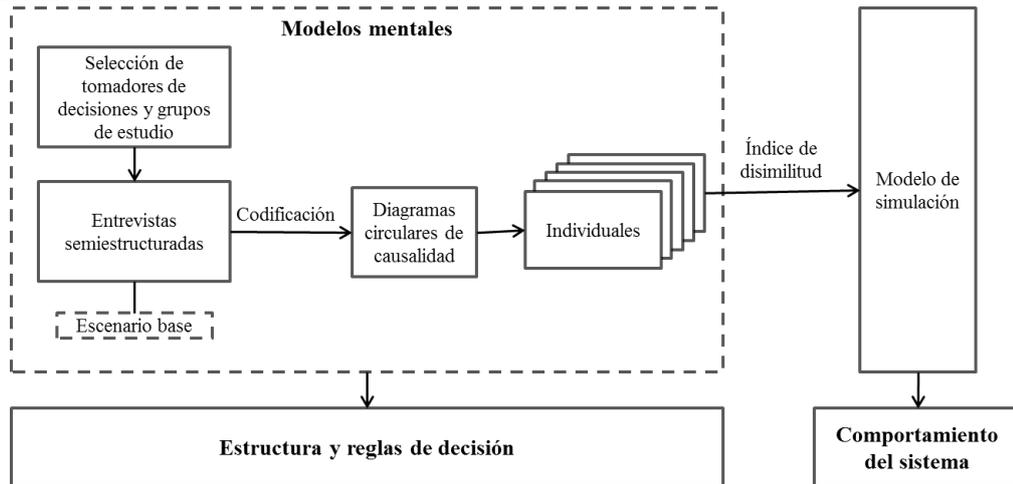


Figura 5.1. Principales pasos seguidos durante el proceso de evaluación de la equidad de los agroecosistemas.

5.3.1. Selección de los tomadores de decisiones y grupos de estudio

Los TD fueron seleccionados en base a sus conocimientos sobre los sistemas bovinos del Chaco semiárido dentro de dos grupos. Un grupo conformado por productores y asesores privados (P-A), y el otro por docentes e investigadores de instituciones públicas (D-I). Estos dos grupos familiarizados con la temática podrían tener diferentes opiniones sobre el abordaje de la equidad (Sydorovych y Wossink, 2008).

Se seleccionaron 30 TD de cada grupo. La selección de dos grupos de estudio tuvo como objetivo aumentar la diversidad de enfoques y percepciones a cerca de la equidad de los sistemas bovinos pastoriles de la zona de estudio.

5.3.2. Entrevistas a los tomadores de decisiones

Una gran variedad de técnicas pueden ser empleadas para involucrar a los TD en el proceso de modelación (Rouwette *et al.*, 2002). La obtención de la información puede realizarse a partir de entrevistas individuales, o a través de encuentros grupales. Las entrevistas semiestructuradas individuales son apropiadas para discutir y reconocer las diferentes visiones de los TD (Reed *et al.*, 2013; Irwin y Poots, 2015; Schut *et al.*, 2015). Las entrevistas cubren aspectos relacionados con la historia, estructura, prácticas de manejo, opiniones y visiones del contexto general y local. La información recolectada es cualitativa (descripciones, percepciones), y cuantitativa (carga objetivo, reposición de vientres, etc.). Las entrevistas se realizaron sobre un escenario base, y fueron transcritas en un editor de texto.

5.3.3. Escenario base

Se planteó un escenario base sobre el cual estructurar el sistema y tomar decisiones. Un escenario es una descripción de una situación particular, que permite pensar creativamente sobre la dinámica, complejidad e incertidumbre de los agro-ecosistemas, e identificar estrategias de manejo ante potenciales respuestas (Reed *et al.*, 2013). El escenario utilizado en este trabajo se realizó con la ayuda de tres expertos, quienes no formaron parte de las entrevistas. Los aspectos centrales del escenario base y los principales supuestos considerados se presentan en la Figura 5.2.

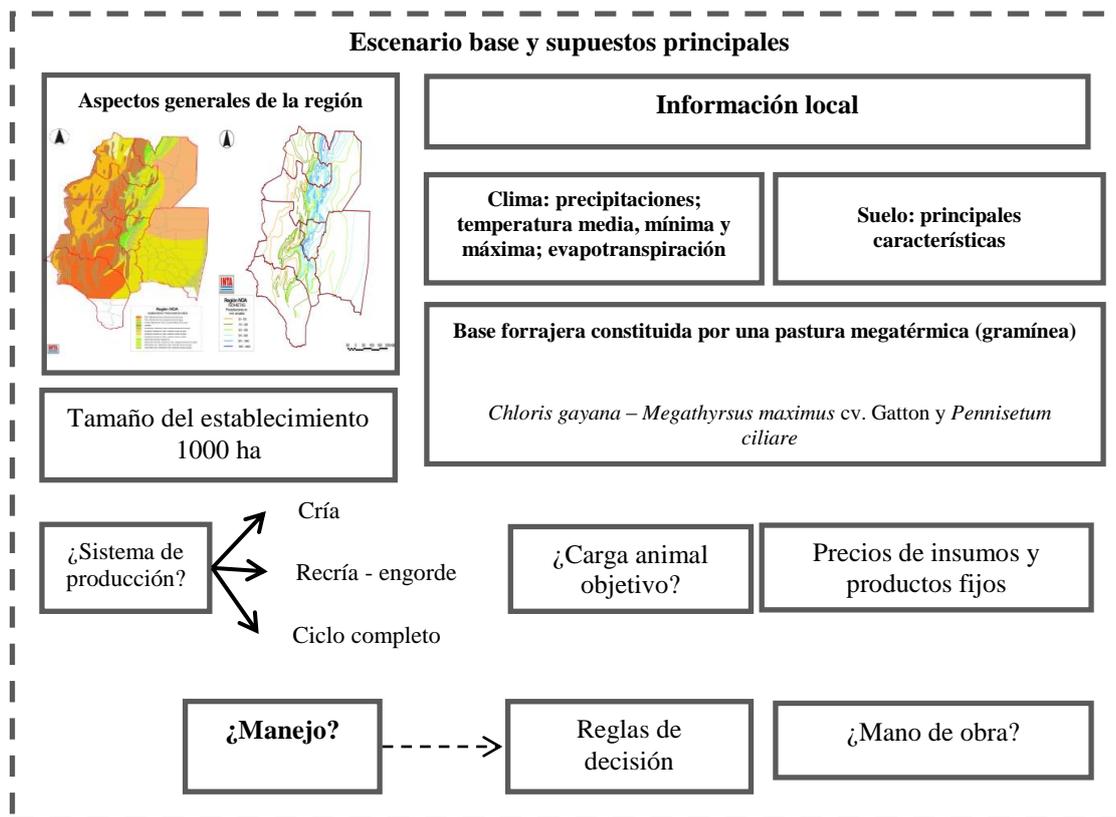


Figura 5.2. Simplificación del escenario base y los principales supuestos utilizados para la realización de las entrevistas.

Las entrevistas tenían como finalidad:

- Acordar la definición de equidad que se utilizará para la evaluación de la misma.
- Definir un set de indicadores para evaluar la equidad.
- Captar aspectos relevantes sobre la estructura del agro-ecosistema y captar las principales reglas de decisiones de los TD.

5.3.4. Definición de equidad

La definición de equidad es un aspecto clave para el éxito del trabajo, ya que constituye el objetivo central del mismo. Es necesario estar seguro que el objetivo esté claramente definido para el entrevistado (Antunes *et al.*, 2006). La definición adoptada considera que agro-ecosistemas más equitativos son aquellos que generan menores externalidades negativas, mayor uso y estabilidad en la mano de obra (MO), y mejor distribución del ingreso.

5.3.5. Selección de los indicadores

Los TD fueron consultados durante la entrevista sobre el conjunto de indicadores sugeridos para evaluar la equidad. Numerosos autores sostienen que la selección de indicadores se debe realizar con una metodología participativa (Riley 2001; Reed y Dougill, 2002; López-Ridaura, 2005; Reed *et al.*, 2005; Binder *et al.*, 2010; Vayssières *et al.*, 2011; Ripoll-Bosch *et al.*, 2012). En caso de ser solicitado se proveyó al entrevistado de una lista de indicadores confeccionada en base a la bibliografía (Sydorovych y Wossink, 2008). En cualquiera de los casos se consideró la definición de equidad utilizada, los objetivos perseguidos y el tipo de evaluación (Binder *et al.*, 2010). El tipo de evaluación utilizado no contempló la agregación o integración de indicadores en índices, sino la comparación de cada uno de los indicadores entre sí (Hansen, 1996; Von Wirén-Lehr, 2001). La lista de indicadores seleccionados se presenta en el Cuadro 5.1.

Cuadro 5.1. Indicadores seleccionados para la evaluación de la equidad.

Propiedad	Indicadores	Unidades
Equidad	Metano por unidad de superficie	kg CH ₄ .ha ⁻¹ .año ⁻¹
	Consumo de energía fósil	Gj.ha ⁻¹ .año ⁻¹
	Ingreso bruto.Mano de obra ⁻¹	\$. \$ ⁻¹
	Mano de obra.año ⁻¹	horas.año ⁻¹
	Variación interanual del uso de la mano de	%
	Productividad de la mano de obra	kg PV producido.hora trabajo ⁻¹

Los indicadores seleccionados abordan a la equidad intra generacional a través de las externalidades negativas causadas por las actividades agropecuarias (Van Cauwenbergh *et al.*, 2007; Ripoll-Bosch *et al.*, 2012); la mano de obra (MO) utilizada y su variabilidad (Vayssières *et al.*, 2011; Ripoll-Bosch *et al.*, 2012; Dal Belo Leite *et al.*, 2015); la productividad de la mano de obra (Giampietro, 2004); y la distribución de costos y beneficios utilizando indicadores económicos (Lopez-Ridaura, 2002, 2005). La descripción de los indicadores seleccionados y la metodología de cálculo utilizada se presentan en el Apéndice 4.

Se realizaron un total de 60 entrevistas semiestructuradas a TD ligados a los agroecosistemas ganaderos del oeste de Santiago del Estero. Las entrevistas se realizaron entre marzo de 2012 y marzo de 2013.

Para constatar que el tamaño de la muestra fuera el adecuado se examinó la curva de acumulación del total de variables versus el número de entrevistados (Özesmi y Özesmi, 2004; Schut *et al.*, 2015) (Apéndice 5). Una vez realizadas las entrevistas, el siguiente paso consistió en codificar, integrar y representar las percepciones de los TD sobre la estructura del agro-ecosistema y las reglas de decisiones derivadas en diagramas circulares de causalidad (Prell *et al.*, 2007).

5.3.6. Diagramas circulares de causalidad (DCC)

Los diagramas circulares de causalidad (DCC) son herramientas útiles para representar los modelos mentales de los TD (Sterman, 2000). Las entrevistas fueron derivadas en DCC utilizando el software VenSim Ple.

Los DCC fueron posteriormente codificados en una matriz de adyacencia (matriz cuadrada de tamaño N²). De acuerdo a la teoría de grafos, los DCC o mapas de conocimiento pueden ser transformados en matrices (Harary *et al.*, 1965). La conexión entre dos variables puede tomar valores entre +1 y -1 de acuerdo a la polaridad de la relación (Schaffernicht y Groesser, 2014). La comparación entre los modelos mentales se realizó siguiendo la metodología propuesta por Özesmi y Özesmi (2004):

-
- (1) Frecuencia de aparición de variables. La identificación de los componentes de mayor frecuencia dentro de la estructura de los agro-ecosistemas planteados, representa una valoración de la percepción de los TD sobre su importancia (Ewert *et al.*, 2006).
 - (2) Centralidad de las variables. La centralidad refleja la importancia que tiene cada variable en la estructura del DCC (Özesmi y Özesmi, 2004). Para cada variable se definen dos indicadores: grado de salida (outdegree) y grado de entrada (indegree). Outdegree es la suma de los valores absolutos de las filas en la matriz (intensidad de conexiones que salen de la variable), mientras que indegree es la sumatoria de los valores absolutos de las columnas de la matriz (intensidad de conexiones que entran a la variable) (Özesmi y Özesmi, 2004). La centralidad se calcula como la suma de los outdegree + indegree de cada variable. Variables con mayor centralidad son las más conectadas.
 - (3) Análisis del tipo de variable. Analizar los tipos de variables presentes en los DCC permite evaluar la complejidad estructural de los MMSD (Markóczy y Goldberg, 1995; Özesmi y Özesmi, 2004; Schaffernicht y Groesser, 2014). Los tipos de variables analizadas fueron: total de variables (N); variables transmisoras (T), variables receptoras (R), variables ordinarias (O), número de conexiones (C), relación C/N, relación R/T y densidad (D).

Las variables T, R y O muestran cómo es la relación entre las variables. Variables transmisoras tienen outdegree positivo e indegree igual a cero. Variables receptoras tienen indegree positivo y outdegree igual a cero. Variables ordinarias tienen outdegree e indegree positivos.

La densidad (D) es un índice de conectividad que muestra cuán expandidos o comprimidos son los DCC (Özesmi y Özesmi, 2004). Se calcula como la relación entre las conexiones existentes y el número máximo de conexiones que podría tener el DCC.

Las diferencias estructurales entre grupos (P-A y D-I) fueron evaluadas con el test de Mann-Whitney.

5.3.7. Evaluación de la similitud entre estructuras de los modelos mentales de sistemas dinámicos

Para evaluar la similitud entre las estructuras de los MMSD se utilizó el método de la distancia entre variables (RD) (Langfield-Smith *et al.*, 1992; Markóvski y Goldberg, 1995). Este método ha sido ampliamente utilizado para comparar la estructura de los MMSD (Doyle *et al.*, 1996; Markoczy, 1997, 2000; Özesmi y Özesmi, 2004; Hine *et al.*, 2005; Doyle *et al.*, 2008; Schaffernicht y Groesser, 2011). La comparación se basa en las variables planteadas y los vínculos de causalidad establecidos entre ellas (Schaffernicht y Groesser, 2011). La distancia entre MMSD puede tener valores entre 0 (modelos idénticos) y 1 (modelos totalmente diferentes).

Supongamos que comparamos dos modelos mentales A y B. Cada uno de estos modelos tiene un número de variables (v) y un número de relaciones causales con una polaridad. Cada modelo puede ser representado en una matriz de asociaciones A y B ($v \times v$) que contenga todas las variables presentes en los dos modelos. El indicador vc es el conjunto de variables comunes, vuA son las variables únicas en A, y vuB son las variables únicas en B. Las filas de A y B se numeran de 1 a v utilizando el índice i , mientras que las columnas se numeran de 1 hasta v usando el índice j . A cada variable se le asigna una fila y una columna. Las relaciones entre variables aparecen entre A y B con valores de +1 para polaridades positivas, y -1 para polaridades negativas. Cuando no existe relación el valor es igual a 0.

La comparación de los MMSD se realizó utilizando la ecuación propuesta por Markóvski y Goldberg (1995) (Ec. 2).

$$DR(A, B) = \frac{\sum_{i=1}^v \sum_{j=1}^v \text{diff}(i, j)}{(\varepsilon + \delta)v_c^2 + \gamma'(2v_c(v_{\mu A} + v_{\mu B}) + v_{\mu A}^2 + v_{\mu B}^2) - \alpha((\varepsilon\beta + \delta)v_c + \gamma'(v_{\mu A} + v_{\mu B}))} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde, A y B modelos mentales; v número de variables; v_c conjunto de variables comunes; $v_{\mu A}$ variables únicas en A; $v_{\mu B}$ variables únicas en B; β , δ , α , ε , γ parámetros

Los diferentes parámetros de la ecuación toman valores de $\beta = 1$; $\delta = 0$; $\alpha = 1$; $\varepsilon = 2$; $\gamma = 2$ en el presente trabajo. Para una descripción detallada de los mismos ver Schaffernicht y Groesser (2011). El resultado de la aplicación de la ecuación (2) es una matriz de disimilitudes entre los MMSD (índice de disimilitud). El índice de disimilitud se utilizó para evaluar diferencias estructurales en los MMSD dentro de cada grupo.

5.3.8. Modelo de simulación

De cada grupo de estudio se seleccionó, a través del índice de disimilitud (Özesmi y Özesmi, 2004), el modelo mental más disímil y el más similar. La estructura y las reglas de decisión de los modelos mentales seleccionados fueron derivadas en el modelo de simulación. Esta etapa obligó a incorporar al modelo de simulación algunos aspectos que no habían sido tenidos en cuenta (e.g., utilización de rollos para la alimentación de los animales). Diez series artificiales de 100 años de datos climáticos fueron generadas al azar, a partir de la información provista por la estación meteorológica del Oeste de Santiago del Estero (1994–2013). Los valores medios y desvíos estándar para los diferentes indicadores fueron estadísticamente comparados, considerando a cada una de las 10 simulaciones de 100 años como una repetición independiente (Romera *et al.*, 2005). Para reducir el impacto de los valores iniciales, el modelo se corrió 100 años de los cuales los últimos 65 años fueron analizados.

5.4. Resultados a partir de los modelos mentales

La equidad no es evaluada por sí sola en cada agro-ecosistema, sino en forma comparativa entre dos a más agro-ecosistemas. Los resultados representan las percepciones de un conjunto de tomadores de decisiones ligados a una región de estudio particular, y no deben ser interpretados como las preferencias de toda la sociedad, para lo cual otros grupos deberían ser incorporados (Sydorovych y Wossink, 2008).

5.4.1. Modelos mentales: grupos de estudio

En este estudio dos grupos relacionados con los sistemas productivos ganaderos del Chaco Semiárido fueron entrevistados: 1. productores - asesores privados (P-A) y 2. docentes - investigadores de instituciones públicas (D-I). Estos grupos representan diferentes tipos de conocimiento, asociados a procesos de toma de decisiones de los agro-ecosistemas locales. En total se realizaron 60 entrevistas semiestructuradas derivando de ellas sus respectivos modelos mentales (Cuadro 5.2).

Cuadro 5.2. Grupos de entrevistados, modelos mentales generados y agro-ecosistemas seleccionados.

Grupo de entrevistados	Modelos mentales	Sistema productivo			Ocupación laboral
		Cría	Ciclo completo	Engorde	
Productores Asesores privados	30	15	15	0	Productores y asesores privados ligados a sistemas agropecuarios de la zona del Oeste de Santiago del Estero
Docentes Investigadores	30	15	15	0	Docentes e investigadores ligados al estudio de los sistemas agropecuarios de la región de estudio
Total	60	30	30	0	

Una diferencia estructural de gran impacto fue la selección de los agro-ecosistemas (ciclo completo y cría). El sistema de engorde no fue tenido en cuenta por los TD como capaz de mejorar la equidad de los agro-ecosistemas. Los sistemas de engorde son percibidos como unidades económicas productivas más simples, vinculadas a estrategias de manejo que provocan la degradación del entorno (Zhu *et al.*, 2012).

Los diferentes grupos mostraron percepciones diferentes acerca de cómo creen que sus decisiones pueden mejorar o afectar negativamente el comportamiento de los agro-ecosistemas, en términos de la equidad (Apéndice 6).

5.4.2. Análisis de los modelos mentales (diagramas circulares de causalidad)

En el Apéndice 7 se presentan los MM de los tomadores de decisiones. A través de la teoría de grafos que ofrece el álgebra de matrices es posible analizar la estructura de los diagramas circulares de causalidad (DCC) o mapas de conocimiento (MC) (Özesmi y Özesmi, 2004).

5.4.3. Frecuencia de aparición de variables

En la Figura 5.3 se observan las frecuencias absolutas para las variables con frecuencia relativa acumulada igual al 50%, para los dos grupos de estudio. En el Apéndice 8 se adjuntan la totalidad de las variables con sus frecuencias absolutas.

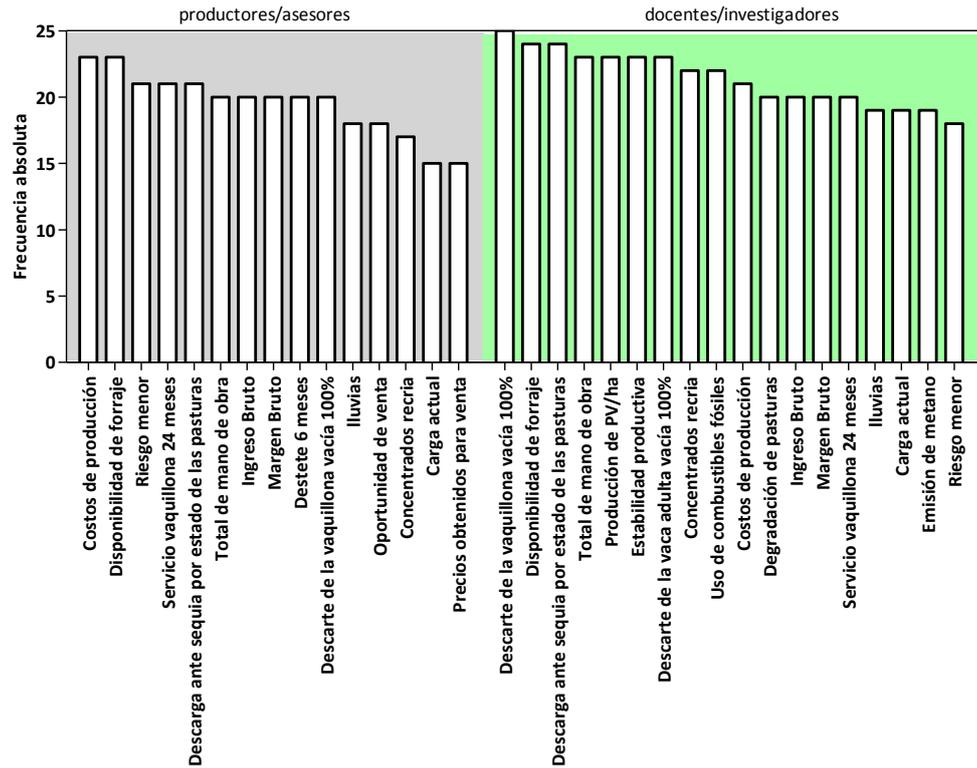


Figura 5.3. Frecuencia de aparición de las principales variables (frecuencia absoluta para variables con frecuencia relativa acumulada igual al 50%) en los diagramas circulares de causalidad por grupo de estudio: productores/asesores y docentes/investigadores.

Productores-asesores

En el grupo de productores/asesores privados aparecen con una alta frecuencia variables económicas relacionadas con los costos de producción, el margen bruto, el ingreso bruto, la oportunidad de venta de los animales y los precios obtenidos por los animales para la venta. Ligado a estos aspectos aparece la noción de riesgo, haciéndose hincapié en la necesidad de generar agro-ecosistemas que minimicen los riesgos económicos. Las acciones preventivas, tanto individuales como la de los gobiernos, suelen estar diseñadas para ser las adecuadas al peor desastre que se haya sufrido (Kahneman, 2012), siendo probable que en este grupo esté ligado a cuestiones económicas.

En relación a los factores climáticos, las lluvias son tenidas en cuenta, sin embargo la variabilidad de las lluvias tiene una baja frecuencia de aparición. Stermán (2000) señala que los TD tienden a simplificar el ambiente sobre el cual toman decisiones.

Entre las decisiones estratégicas de mayor impacto aparece la carga animal actual, siendo las cargas de 0.5 y 0.7 cab.ha⁻¹ las de mayor frecuencia. Decisiones tácticas y operativas como el destete a los 6 meses de edad del ternero, criterios de descarga ante situaciones de sequía, descarte de animales vacíos al tacto, edad al servicio de la vaquillona (24 meses), tamaño animal (mediano) son tenidos en cuenta en este grupo. Es interesante mencionar que la producción de carne y la estabilidad de la producción tienen la misma frecuencia de aparición. El total de mano de obra utilizada aparece también como un tema importante.

En contraste, indicadores como la utilización de energía fósil y la emisión de metano aparecen con una baja a nula frecuencia.

Los concentrados en categorías de recría – engorde son considerados con una alta frecuencia de aparición. La disponibilidad de las pasturas constituye la base de la alimentación de los sistemas planteados.

La estructura y decisiones tomadas por el grupo P-A estuvieron muy vinculadas a criterios tendientes a minimizar los riesgos productivos y económicos. La equidad es percibida por este grupo como la capacidad de los agro-ecosistemas para mantenerse productivos y estables, con bajos niveles de carga animal tendientes a preservar las pasturas. Esto lleva a sistemas que generan mano de obra estable. Externalidades negativas ligadas al uso de combustibles fósiles y a la emisión de metano no fueron tenidos en cuenta explícitamente.

Docentes-investigadores

Este grupo presenta algunas diferencias estructurales y en la toma de decisiones en relación al grupo P-A. Indicadores de externalidades negativas como el uso de combustibles fósiles y la emisión de metano son contemplados con una alta frecuencia y en forma explícita. Los indicadores económicos y productivos son tenidos en cuenta con alta frecuencia al igual que el grupo de P-A.

La carga animal objetivo sugerida diferencia a este grupo del anterior: altas cargas (2 cab.ha⁻¹) son planteadas. En relación a esto, los sistemas de alimentación propuestos tienen un fuerte anclaje en las pasturas, pero con la aparición de los silajes como complemento esencial de la dieta de los animales.

La mano de obra aparece ligada a la cantidad utilizada y a la productividad de la misma. No se visualiza la estabilidad de la mano de obra como un criterio de peso.

Los grupos difirieron en sus percepciones sobre el riesgo. El riesgo aparece con alta frecuencia, aunque la percepción en este grupo está relacionada con aspectos ambientales, principalmente ligado a factores climáticos. Las lluvias tienen aquí un lugar preponderante, sin embargo la variabilidad de las mismas no aparece explícitamente. La forma de minimizar el riesgo es a través de agro-ecosistemas más productivos, sustentados en un ambiente tecnológico que utiliza insumos externos (concentrados, silajes, fertilizantes). Esta visión de riesgo parece oponerse a la idea de minimizar las externalidades negativas.

5.4.4. Centralidad de las variables

La centralidad es una de las medidas más importantes para establecer la complejidad de los DCC (Papageorgiou y Kontogianni, 2012). En la Figura 5.4 se observan las 15 primeras variables centrales para cada grupo. En el Apéndice 9 se adjuntan la totalidad de las variables.

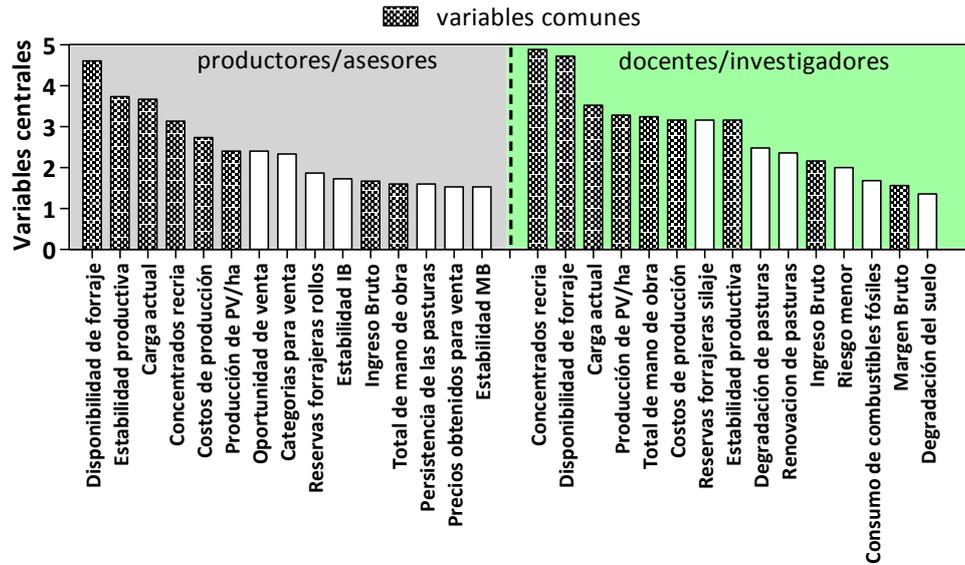


Figura 5.4. Variables centrales (15 primeras) para los dos grupos. Barras llenas corresponden a variables comunes y barras vacías a variables diferentes entre grupos.

Existen muchas variables comunes entre los grupos, reconociendo que ciertos patrones estructurales son recurrentes (Senge, 2009). Entre las cinco primeras variables centrales tres son comunes a los dos grupos: disponibilidad de forraje, la carga animal y la utilización de concentrados para la recría de vaquillonas y/o novillos. Este resultado refuerza el valor de la carga animal en la planificación estratégica de los agroecosistemas pecuarios. La disponibilidad de forraje y la utilización de concentrados en la recría son decisiones tácticas y operativas centrales para ambos grupos.

Si bien los dos grupos tienen al costo de producción como central, el grupo de P-A tiene una mayor cantidad de variables centrales ligadas a factores económicos: oportunidad de venta, categorías para venta y estabilidad del ingreso bruto.

Los dos grupos centralizan variables como la producción y la estabilidad productiva. Asimismo, los dos grupos centralizan la utilización de reservas forrajeras, sin embargo el tipo de reservas marca una diferencia importante entre ellos. Los D-I centralizan al silaje de maíz, mientras que los P-A hacen foco en la confección de heno.

El grupo de D-I pone énfasis en variables que tienen una relación directa con la disponibilidad de las pasturas y el cuidado del ambiente: degradación de las pasturas y renovación de las pasturas. La mano de obra, de gran importancia en la evaluación de la equidad de los sistemas, sólo aparece como variable central en el grupo D-I.

5.4.5. Análisis de los tipos de variables

En el Cuadro 5.3 se pueden observar los resultados de las diferentes variables por grupo de estudio (productores/asesores y docentes/investigadores).

Cuadro 5.3. Diagramas circulares de causalidad individuales agrupados por grupo de estudio (productores/asesores y docentes/investigadores) (**p < 0.001, *p < 0.01, *p < 0.05).

Grupos	Productores-asesores		Docentes-investigadores		p-Value	Significancia
	Media	D.E	Media	D.E		
Total modelos mentales	30		30			
Total variables (N)	22.3	5.1	24.7	3.4	0.0718	NS
Variables transmisoras (T)	6.5	2.2	6.4	2.0	0.7071	NS
Variables receptoras (R)	4.0	2.0	5.0	1.2	0.0407	D-I>P-A*
Variables ordinarias (O)	11.8	2.1	13.2	2.4	0.013	D-I>P-A*
Conexiones (C)	29.3	6.0	36.1	6.0	0.0001	D-I>P-A***
Conexiones/variable (C/N)	1.3	0.2	1.5	0.2	0.0024	D-I>P-A**
Complejidad (R/T)	0.612	0.210	0.858	0.333	0.0097	D-I>P-A**
Densidad (D)	0.060	0.018	0.064	0.022	0.8589	NS

Los D-I desarrollaron estructuras más complejas (número de conexiones, relación conexión.variable⁻¹, índice de complejidad) que los P-A. El grupo D-I incluyó una mayor cantidad de variables receptoras que P-A. Variables receptoras son aquellas que no son afectadas por otras variables. Un mayor número de variables receptoras indican que los modelos mentales consideran y reconocen salidas del sistema e implicancias resultantes de la estructura planteada (externalidades) (Gray *et al.*, 2012).

La densidad entre grupos no mostró diferencias significativas, siendo los MMSD esparcidos o poco densos. Densidades bajas son sinónimo de un bajo reconocimiento de relaciones causales entre las variables (Papageorgiou y Kontogianni, 2012).

5.4.6. Discusión

Los dos grupos presentan visiones diferentes de cómo estructurar agro-ecosistemas más equitativos. Aspectos ligados con la problemática de la equidad, consensuados con los TD a través de la definición de equidad y de los indicadores, no aparecieron explícitamente en muchos de los modelos mentales. En particular, las externalidades negativas (uso de combustibles fósiles y emisión de metano), no fueron tenidas en cuenta por el grupo de P-A. El uso de combustibles fósiles fue la variable distinguida con más claridad (frecuencia y centralidad) por el grupo de D-I.

El total de mano de obra (hs.año⁻¹) apareció en ambos grupos como una variable de importancia. Sin embargo, aspectos relacionados con la estabilidad y la productividad de la mano de obra no fueron tratados explícitamente.

La distribución del ingreso (IB.MO⁻¹), tampoco aparece explícitamente. El grupo de P-A involucra otras variables económicas (costos de producción, el margen bruto, el ingreso bruto, la oportunidad de venta de los animales y los precios obtenidos por los animales para la venta), ligadas en muchos casos a la noción de riesgo.

En general, los tomadores de decisiones de ambos grupos desarrollaron modelos mentales tendientes a simplificar el ambiente (sólo consideraron las lluvias y en algunos casos los precios de productos e insumos), e ignoraron los tiempos de retraso (no aparecieron en ningún modelo mental), concentrándose en variables visibles y sobresalientes que no son necesariamente centrales para la problemática planteada (Senge, 2009).

Percibimos el mundo a través de nuestros modelos mentales, los cuales son siempre incompletos y crónicamente asistémicos (Senge, 2009). Los conocimientos, la

información y las habilidades personales son determinantes en la selección de las estrategias de manejo y en la efectividad de ejecución de las mismas (Irwin y Poots, 2015). La no inclusión de variables, a priori centrales e importantes para la evaluación de la equidad, deja librado un marco de incertidumbre en término de comportamiento sistémico. El no considerar externalidades negativas no implica que no existan. A su vez, tenerlas en cuenta no asegura que la respuesta será la más favorable, pero sí posibilita trabajar sobre los modelos mentales para generar cambios (Senge, 2009).

Particularmente el grupo de P-A reconoció pocas vías de retroalimentación, generando estructuras más simples que los D-I. En general, se percibe que las relaciones entre causa y efecto están próximas en términos temporales y espaciales, imposibilitando esta visión reconocer patrones de cambio de largo plazo y estructuras subyacentes que generan esos patrones.

Las tendencias encontradas permiten tener una base, hasta aquí inexistente, sobre los modelos mentales de tomadores de decisiones para la región de estudio. Este puede ser el punto de partida que posibilite trabajar sobre los modelos mentales de los diferentes grupos.

Los DCC no permiten inferir el comportamiento de los agro-ecosistemas, para lo cual sería necesario utilizar modelos de simulación (Sterman, 2000; Morecroft, 2007).

5.5. Resultados partir del modelo de simulación

5.5.1. Selección de los modelos mentales a través del índice de disimilitud

A partir de la información generada por las entrevistas y los MMSD confeccionados se establecieron cuatro grupos de estudio (Cuadro 5.4).

Cuadro 5.4. Grupos de estudio formados a partir de su ocupación laboral y sistema productivo seleccionado.

Grupos de estudio	Sistema productivo	
	Cría	Ciclo completo
Productores Asesores privados	PCr	PCC
Docentes Investigadores	ICr	ICC

A través del índice de disimilitud se seleccionó dentro de cada grupo el MMSD más similar y el más disímil para ser derivados en el modelo de simulación. Quedaron 8 MMSD para ser evaluados. Las principales características estructurales de los mismos se presentan en el Cuadro 5.5.

Cuadro 5.5. Principales características estructurales de los modelos mentales seleccionados.

Modelos mentales individuales								
Modelos mental	PCrSim	PCrDis	PCCSim	PCCDis	ICrSim	ICrDis	ICCSim	ICCDis
Índice disimilitud	0.15	0.35	0.14	0.39	0.14	0.42	0.13	0.41
N° de variables	31	27	18	25	27	23	24	20
N° de conexiones	45	35	26	34	41	32	44	31
Densidad	0.048	0.050	0.085	0.057	0.058	0.063	0.080	0.082

P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil

Los resultados de las simulaciones de los 8 MMSD seleccionados se presentan a continuación.

5.5.2. Externalidades negativas: el metano como indicador

En la Figura 5.5 se observa la emisión de metano por unidad de superficie para los diferentes modelos.

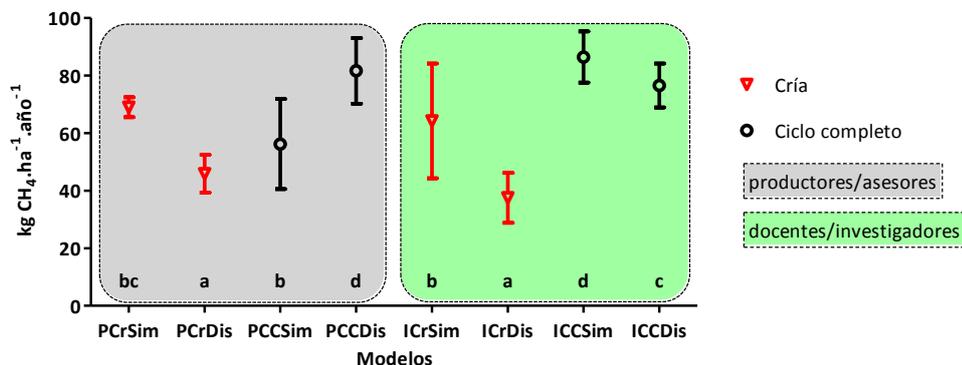


Figura 5.5. Emisión de metano ($\text{kg CH}_4 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) en los diferentes agro-ecosistemas. Letras diferentes indican diferencias significativas $P < 0.05$. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.

Los sistemas de cría PCrDis y ICrDis fueron los de menor emisión de metano (EMet), mientras que los de ciclo completo PCCDis y ICCSim fueron los de mayor EMet.

Las diferencias existentes entre agro-ecosistemas (estructura y reglas de decisiones) requieren que las estrategias de mitigación planteadas deban ser analizadas en el contexto del sistema, considerando la individualidad de cada uno (Schils *et al.*, 2007). Las estimaciones de las emisiones de CH_4 deberían realizarse a partir de una adecuada descripción de los sistemas productivos, que permita conocer las proporciones de las diferentes categorías de animales presentes, la carga animal utilizada, la cantidad y calidad ingerida por los animales asociado a la utilización de un factor Y_m adecuado para estas dietas (Feldkamp *et al.*, 2014).

Una decisión estratégica de gran impacto en los agro-ecosistemas es la determinación de la carga animal objetivo. La emisión de CH_4 de los rumiantes a nivel de agro-ecosistemas, depende de la carga animal utilizada (Ghahramani y Moore, 2015), siendo el principal factor promotor del incremento en las emisiones de metano por unidad de superficie (Veysset *et al.*, 2010).

En este trabajo, la EMet mostró una correlación positiva con la carga animal ($r = 0.80$) y la productividad animal ($r = 0.75$) de los agro-ecosistemas (Figura 5.6).

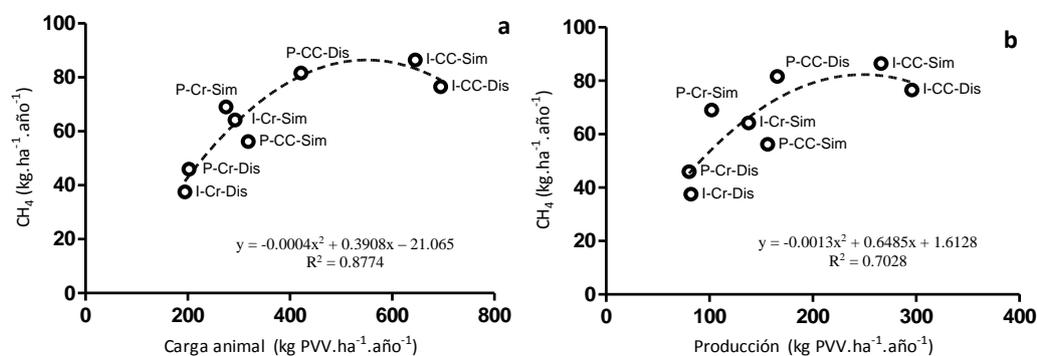


Figura 5.6. Relación entre la carga animal y la emisión de metano (a) y la producción de peso vivo vacío y la emisión de metano (b) para los diferentes agro-ecosistemas evaluados. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.

Como se observa en la Figura 5.6, el incremento no fue lineal, sino que mostró una tendencia decreciente, explicada a partir de la incorporación de alimentos que mejoraron la calidad del forraje consumido por los animales. Los agro-ecosistemas de ciclo completo (ICCSim, ICCDis, PCCDis) que incorporaron el silaje de maíz sin restricciones en la alimentación de los vientres (consumo medio de 8.2 ± 1.3 kg MS.vaca⁻¹.día⁻¹ por un período de 120 ± 25 días) disminuyeron significativamente la emisión media por animal (Figura 5.7), y consecuentemente esto tuvo impacto en la EMet por hectárea.

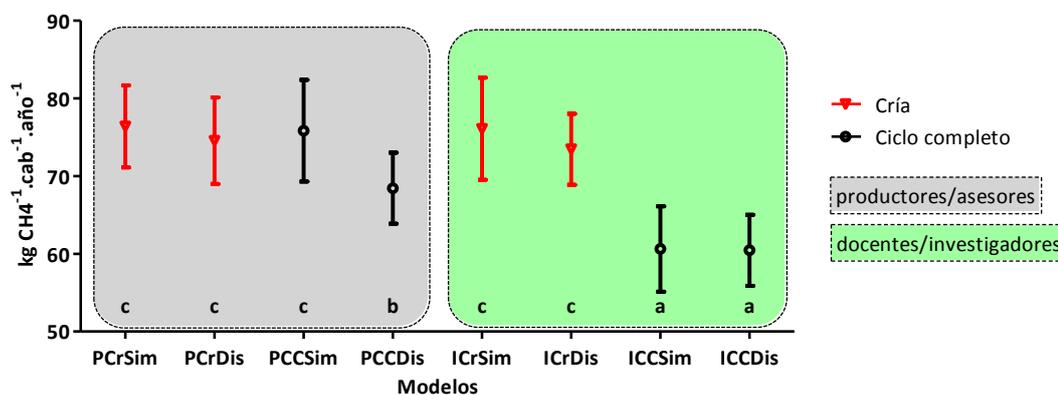


Figura 5.7. Emisión de metano (kg CH₄.cab⁻¹.año⁻¹) en los diferentes agro-ecosistemas. Letras diferentes indican diferencias significativas $P < 0.05$. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.

La calidad de los alimentos repercute directamente en el Ym, sin embargo, también puede provocar incrementos en el consumo energía. Generalmente, la EMet aumenta con la cantidad de alimento ingerido, aunque la tasa de producción por unidad de alimento consumido puede disminuir al aumentar la calidad de la dieta (Mills *et al.*, 2003). Entre las estrategias de mitigación Gerber *et al.* (2013) incluyen la mejora en la calidad de los alimentos suministrados a los animales, la mejora de los índices reproductivos de los rodeos y en la sanidad como estrategias que ayudan a disminuir animales improductivos y como consecuencia la carga animal.

El sistema PCrSim que también incorporó silaje de maíz en la alimentación de los vientres no mostró una disminución significativa, lo cual estuvo asociado a la estrategia de utilización del silaje (restricciones en su uso, con un consumo medio de 4 ± 0.4 kg MS.vaca⁻¹.día⁻¹ por un período de 90 ± 6 días), y a la alta proporción de vacas que poseen los sistemas cría.

La mejora en la dieta (ICCSim, ICCDis, PCCDis) se tradujo en una mayor eficiencia reproductiva de los vientres, lo cual repercutió en la composición del rodeo (e.g., proporción de vaquillonas de reposición, vaquillonas para engorde) y en la emisión media por animal. Por ello, es importante considerar la estructura del rodeo (proporción de las diferentes categorías) y su dinámica como fuente de variación en la EMet.

En general, los agro-ecosistemas que mostraron mayor eficiencia individual (kg CH₄.cab⁻¹.año⁻¹), fueron los de mayor emisión por unidad de superficie. Esto estuvo ligado a sistemas de ciclo completo, altas cargas, alta productividad (kg PV.ha⁻¹.año⁻¹) y mejora en la calidad de la dieta por la incorporación de silaje de maíz. Muchos de los métodos de mitigación que permiten reducir las emisiones de GEI por animal o unidad de producto, generan incrementos en las emisiones por unidad de superficie (del Prado *et al.*, 2010).

Las estrategias de mitigación basadas en la mejora de la eficiencia productiva no se traducen en una reducción de las emisiones, especialmente en contextos de productividad creciente (Gerber *et al.*, 2013).

Cuando se consideran aspectos relacionados con la equidad, el desarrollo rural y la seguridad alimentaria, medidas complementarias deben ser aplicadas para garantizar una disminución en las emisiones globales (Gerber *et al.*, 2013). Consecuentemente, es importante identificar métodos efectivos para la mitigación de GEI, que no tengan consecuencias negativas sobre otros servicios eco-sistémicos, sobre la biodiversidad o la viabilidad económica del agro-ecosistema (del Prado *et al.*, 2010). Algunos autores señalan que la única manera efectiva de mitigar las emisiones de metano generadas a partir de la fermentación entérica es a través de la reducción de la cantidad total de rumiantes (Zehetmeier *et al.*, 2012). Sin embargo, esta visión no contempla las pérdidas económicas, sociales y el valor cultural asociado a la ganadería (Thornton *et al.*, 2009).

Los rumiantes son objeto de crítica por su papel como impulsores del calentamiento global. Sin embargo, cabe destacar que los rumiantes son componentes de agro-ecosistemas pastoriles reconocidos como sumideros de carbono (Soussana *et al.*, 2004). Los agro-ecosistemas pastoriles, también pueden ofrecer servicios ecosistémicos, favoreciendo la protección de la biodiversidad (Veysset *et al.*, 2014).

Reducciones significativas en las emisiones de GEI pueden lograrse a través de la disminución de la carga animal y de la reducción de los insumos externos utilizados (Veysset *et al.*, 2010). Casey y Holden (2006b) encontraron una disminución significativa de las emisiones de GEI por unidad de superficie en sistemas orgánicos. Esta visión se contrapone a la necesidad de producir alimentos para una población en continuo crecimiento, a los incrementos en la productividad de la tierra y del trabajo (Giampietro, 2004).

La acción y participación de múltiples tomadores de decisiones es necesaria para diseñar e implementar estrategias de mitigación equitativas con una buena relación costo-beneficio (Cottle *et al.*, 2011; Gerber *et al.*, 2013). Es necesario involucrar diferentes sectores (público, privado, sociedad civil, investigación y organizaciones internacionales) para desarrollar soluciones ante un problema complejo de carácter multidimensional. En el presente trabajo, los sistemas de menor emisión estuvieron ligados a los MM más disímiles, no existiendo diferencias entre los grupos P-A y D-I.

La comparación realizada a nivel del agro-ecosistema utilizando modelos de simulación, permite analizar la efectividad de los métodos de mitigación en forma combinada (carga animal, composición del rodeo, calidad de dieta, consumo de forraje), el comportamiento de otros indicadores (energía fósil, mano de obra) y el impacto de las estrategias de mitigación en aspectos económicos de los agro-ecosistemas (del Prado *et al.*, 2010).

5.5.3. Externalidades negativas: la energía fósil como indicador

Los recursos no renovables han sido utilizados como indicadores de la equidad inter e intra generacional de los agro-ecosistemas (Azar *et al.*, 1996). La mayoría de los estudios sobre el consumo de combustibles fósiles se han realizado en sistemas lecheros y en comparaciones entre sistemas agrícolas orgánicos y convencionales (e.g., Refsgaard *et al.*, 1998; Dalgaard *et al.*, 2001; Gronroos *et al.*, 2006). Existen pocos antecedentes de evaluaciones del consumo de energía fósil en sistemas de producción de bovinos para carne (Veysset *et al.*, 2014).

Los resultados del consumo de energía fósil (CEF) se presentan en la Figura 5.8.

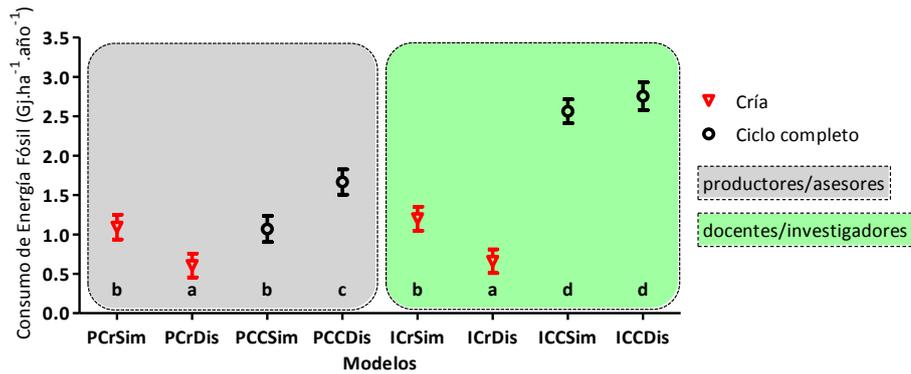


Figura 5.8. Consumo de energía fósil ($\text{Gj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) para los diferentes modelos considerados: productor/asesor privado (P); docentes/investigadores (I); cría (Cr); ciclo completo (CC); similar (Sim); disímil (Dis). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P<0.05$).

Los sistemas de cría fueron los de menor consumo de energía fósil (Figura 5.8). Los agro-ecosistemas que más se asemejan a los ecosistemas naturales, son los que requieren una menor cantidad de insumos energéticos (Pimentel y Pimentel, 2008). Existe una relación lineal entre el CEF y la carga animal, y el CEF y la producción de peso vivo vacío de los agro-ecosistemas (Figura 5.9).

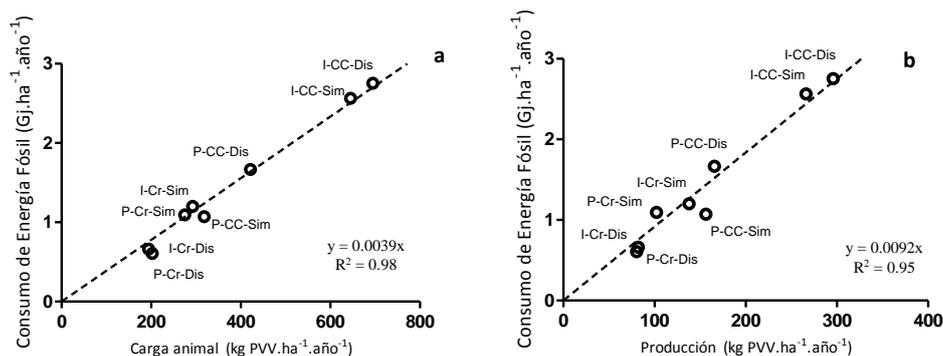


Figura 5.9. Relación entre el consumo de energía fósil y la carga animal (a), y el consumo de energía fósil y la producción (b) de los agro-ecosistemas. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.

El consumo de energía fósil se asocia frecuentemente con la intensificación de los sistemas (Cleveland, 1995; Viglizzo *et al.*, 2003), y con procesos de degradación ambiental como la contaminación o la emisión de gases de efecto invernadero (Agriculture and Agri-Food Canada, 2000). Los sistemas que generan menor impacto en cuanto a externalidades negativas (metano y energía fósil consumida) fueron los sistemas de cría (PcCrDis, ICrDis) asociados a bajas cargas ($200 \text{ kg PVV}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) y baja productividad relativa ($80 \text{ kg PVV}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) (Figura 5.10).

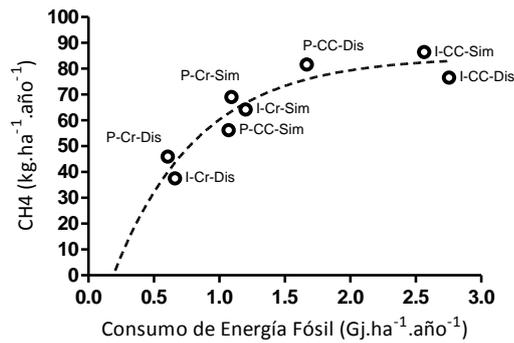


Figura 5.10. Relación entre el consumo de energía fósil y la emisión de metano para los diferentes agro-ecosistemas. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.

Resultados similares fueron encontrados por Veysset *et al.* (2014), quienes reportaron una correlación positiva ($r = 0.57$) entre el consumo de combustible fósil y las emisiones de gases de efecto invernadero en agro-ecosistemas de bovinos para carne. Por su parte, White *et al.* (2010) sugieren que es posible diseñar agro-ecosistemas y prácticas de manejo que permitan mitigar el impacto de la intensificación sobre el ambiente.

Muchos autores señalan la necesidad de evaluar las emisiones de metano y el consumo de combustibles en términos de la intensidad de uso (CH_4 o CEF por unidad de producto). Incrementar la producción por animal (kg PVV), ha sido propuesto como una estrategia para reducir las emisiones de GEI en sistemas agropecuarios, ya que menos animales serían necesarios para producir la misma cantidad de productos (Steinfeld y Wassenaar, 2007). Sin embargo, estos indicadores que reflejan la eficiencia de los agro-ecosistemas, no tienen en cuenta la generación de desechos totales. A su vez, la promoción de agro-ecosistemas más eficientes, podría llevar a un mayor consumo de energía fósil y de emisión de metano en una escala espacial superior, de manera análoga a lo establecido por la Paradoja de Jevons' (Giampietro, 2004).

Los sistemas de cría que generaron menores externalidades estuvieron asociados a los dos grupos de estudio (docentes/investigadores y productores/asesores), y fueron los MM más disímiles dentro de cada grupo. Esto remarca la importancia de contar con diferentes opiniones y analizar no sólo los sistemas modales, sino también aquellos que proponen estructuras y reglas de decisiones diferentes.

Los sistemas de CC del grupo de docentes/investigadores fueron los de mayor consumo de energía fósil y emisión de metano entérico. Es importante remarcar que los MM de los D-I buscaban en muchos casos disminuir el impacto de las actividades antrópicas y en algunos casos el principio precautorio salió en las entrevistas. En términos de dinámica de los sistemas el comportamiento no fue el esperado a priori por los TD. En general es muy difícil representar en nuestras mentes las consecuencias de la estructura de los sistemas, asociadas a situaciones de retroalimentación y retardos en el tiempo. Es por ello importante utilizar el enfoque de sistemas y la dinámica de sistemas en la evaluación de los agro-ecosistemas.

5.5.4. Mano de obra: Total de mano de obra utilizada y su variabilidad interanual

La equidad está relacionada con la utilización de mano de obra y la estabilidad del empleo generado. La ganadería es vista como una fuente de generación de mano de obra estable (Iglesias y Ghezan, 2010), sin embargo son pocos los trabajos que analizan el comportamiento de los diferentes agro-ecosistemas en relación a estos indicadores.

Estos indicadores representan el nivel de empleo generado por los agro-ecosistemas ganaderos, ilustrando la importancia de esta actividad como fuente de trabajo estable para la población rural (Dantsis *et al.*, 2010).

En la Figura 5.11 se observa la relación entre total de mano de obra utilizada (hs.año⁻¹) y la variabilidad interanual de la MO (coeficiente de variación %).

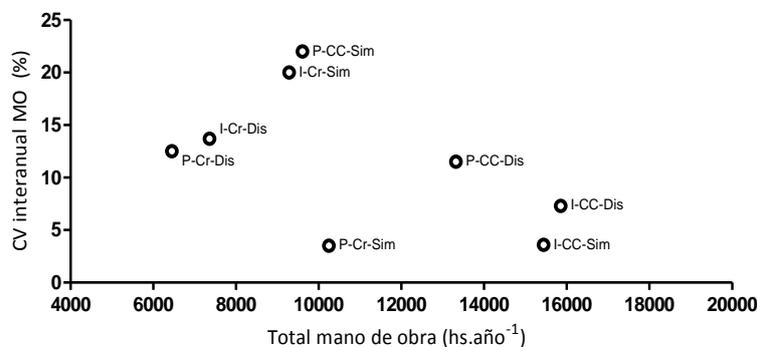


Figura 5.11. Total de mano de obra utilizada y coeficiente de variación interanual de la mano de obra. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.

Los agro-ecosistemas que generaron mayor cantidad de MO (ICCSim; ICCDis) también fueron los de menor variabilidad (Figura 5.11). Estos agro-ecosistemas fueron los de mayor carga animal, y mayor grado de intensificación (mayor uso de combustibles fósiles).

El propósito de este trabajo no es promover la intensificación de los sistemas pastoriles, sin embargo, en ciertas circunstancias es una opción viable desde una concepción socio-económica (Latawiec *et al.*, 2014). La generación de trabajo estable puede ser considerada como un factor positivo en las economías locales, ya que supone que los ingresos son gastados en el ámbito local y que se generan fuentes de trabajo adicionales (Sydorovych y Wossink, 2008).

Nahed *et al.* (2006) compararon tres sistemas de producción que diferían en su grado de intensificación, y encontraron una relación positiva entre el nivel de intensificación y el total de mano de obra utilizada. Dogliotti *et al.* (2005) reportaron que sistemas agrícolas menos intensivos generaron una menor demanda de trabajo por hectárea. La adopción de tecnologías que elevan los rendimientos y la productividad de la tierra, generan una mayor demanda de mano de obra (Thornton *et al.*, 2009).

La intensificación de los sistemas pastoriles genera incrementos en la mano de obra utilizada, sin embargo es necesario preguntarse a partir de qué nivel de intensificación (estructura de agro-ecosistema) comienza a reducirse la necesidad de mano de obra permanente y estable (Latawiec *et al.*, 2014). En este contexto los agro-ecosistemas pastoriles que incorporan insumos y la mecanización pueden conducir a ganancias o pérdidas de empleo en función de la tecnología utilizada (Latawiec *et al.*, 2014).

5.5.5. Productividad de la mano de obra

La viabilidad de los agro-ecosistemas está fuertemente ligada a la productividad del trabajo (Woodhouse, 2010; van den Ban, 2011). La baja productividad laboral es un problema compartido por muchos productores en todo el mundo (Dogliotti *et al.*, 2006; FAO, 2011). Esta baja productividad laboral se traduce en bajos ingresos, alta carga de trabajo, y, en muchos casos está asociada al deterioro de los recursos naturales (Dogliotti *et al.*, 2014).

Los sistemas de mayor productividad fueron ICCSim e ICCDis (Figura 5.12).

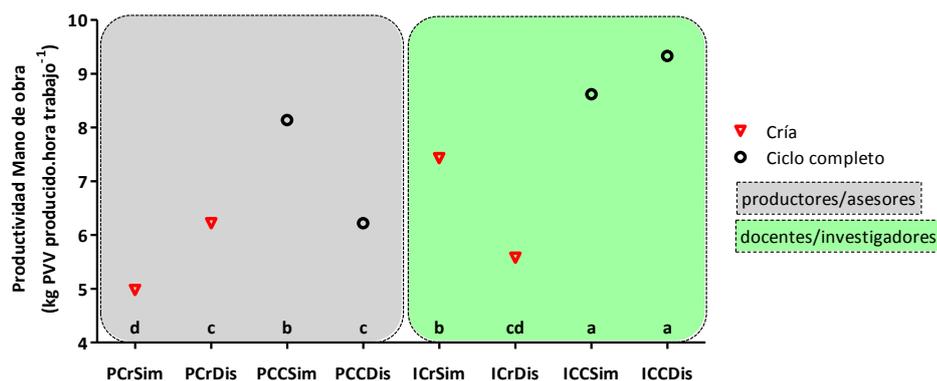


Figura 5.12. Productividad de la mano de obra para los diferentes modelos. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.

La mayor productividad de la MO estuvo asociada a una mayor utilización de MO y a una menor variabilidad de la misma.

La productividad del trabajo de los agro-ecosistemas se puede aumentar mejorando la productividad de la tierra, ya sea a través de una mejor gestión e intensificación de los sistemas, o por inversiones en la mecanización (Woodhouse, 2010). Se asume que incrementos en la productividad de la tierra serán acompañados con incrementos en la productividad del trabajo. Ciertamente la intensificación de los agro-ecosistemas ha demostrado esta relación. En términos generales, el cambio tecnológico de los sistemas intensificados requiere mayor cantidad de trabajo, por lo menos en el corto plazo (Woodhouse, 2010).

5.5.6. Distribución económica: Relación entre el ingreso bruto y la mano de obra utilizada

En la Figura 5.13 se puede observar la respuesta de los diferentes agro-ecosistemas en términos de la relación ingreso bruto.mano de obra⁻¹ (IB.MO⁻¹).

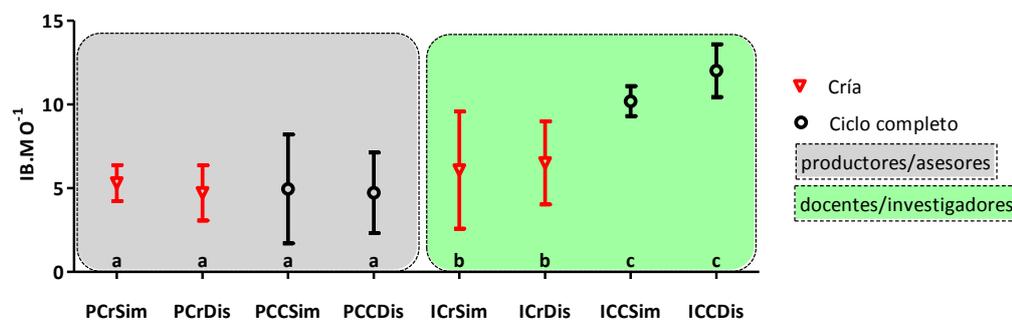


Figura 5.13. Relación ingreso bruto.mano de obra⁻¹ para los diferentes modelos. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.

En general los agro-ecosistemas de los P-A mostraron una mejor relación IB.MO⁻¹. Los agro-ecosistemas más intensificados fueron los de mayor desigualdad.

Esta respuesta es contra-intuitiva, ya que se esperaría que los productores/asesores busquen maximizar ganancias y reducir la proporción del costo de la mano de obra en relación al IB. Por otro lado los planteos de los D-I, que manifestaron en la entrevistas su interés en generar sistemas con mejor distribución de los ingresos, resultaron sin embargo en sistemas con mayor desigualdad en la distribución. La relación IB.MO⁻¹ mostró una relación positiva con el MB obtenido (Figura 5.14). A su vez, el margen bruto (\$.ha⁻¹) se incrementó con la cantidad de trabajo utilizado (hs.ha⁻¹) (Dogliotti *et al.*, 2005).

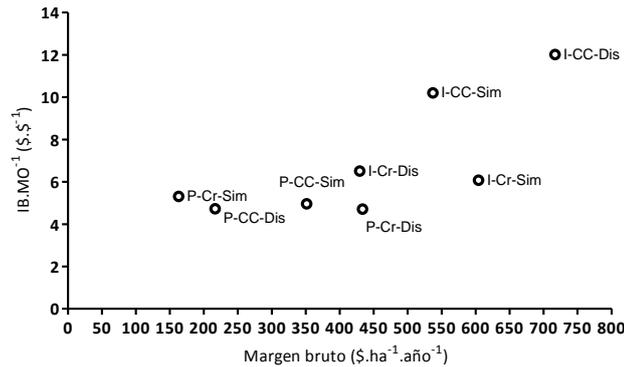


Figura 5.14. Relación entre el margen bruto ($\$.ha^{-1}.año^{-1}$) y la relación $IB.MO^{-1}$. P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.

Los sistemas de mayor productividad de la mano de obra presentan una relación $IB.MO^{-1}$ mayor ($r = 0.73$). En general los TD buscan sistemas que presenten una mayor productividad de la MO, lo que implica conflictos con algunos criterios establecidos para lograr la equidad. Desde el punto de vista de la sociedad como supra-sistema, sistemas con mayor relación $IB.MO^{-1}$ tienden a ser menos equitativos. Sin embargo, el abordaje desde la perspectiva de los TD, sistemas más equitativos están relacionados con una menor relación $IB.MO^{-1}$, tal que permita que la empresa mantenga su viabilidad en el tiempo.

5.5.7. Discusión

Ningún modelo mental derivado en el modelo de simulación mostró comportamiento superior en todos los indicadores propuestos. En la Figura 5.15 se observan los diferentes modelos mentales y su nivel de significancia estadística, caracterizada a través de diferentes colores siendo:

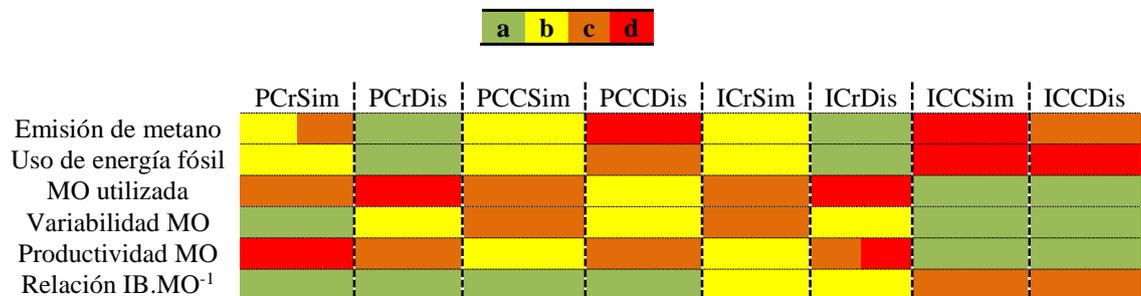


Figura 5.15. Modelos mentales simulados e indicadores propuestos. Diferentes colores indican diferencias significativas ($P < 0.05$). P: productores-asesores privados; I: docentes-investigadores; Cr: cría; CC: ciclo completo; Sim: similar; Dis: disímil.

Los sistemas de cría fueron los que mostraron menores impactos en términos de externalidades negativas, asociados a los modelos mentales más disímiles dentro de cada grupo (PcDis – ICrDis).

Los sistemas de ciclo completo (ICCSim; ICCDis) fueron superiores en total de mano de obra utilizada, estabilidad de la mano de obra y productividad de la misma.

Los sistemas con menor mano de obra utilizada, menor producción de peso vivo. ha^{-1} y menor margen bruto. ha^{-1} fueron los que generaron sistemas con una distribución del IB más favorable.

El análisis de la estructura de los modelos mentales revelaba la importancia que el grupo P-A daba a las variables económicas, sin embargo en término de respuesta dinámica el margen bruto fue superior en el grupo de D-I.

La carga animal es una variable que aparece con alta frecuencia, y es central en los dos grupos de estudio. Tiene una alta correlación con los indicadores planteados. Sin embargo, no es la carga animal por sí sola la variable causal que permitiría obtener agro-ecosistemas más equitativos, ya que esta última es emergente de todo el sistema. Es una variable de apalancamiento de los agro-ecosistemas (Senge, 2009), por lo tanto es necesario tenerla presente en la estructuración de los sistemas.

La utilización de métodos participativos no garantiza por sí sola la posibilidad de encontrar agro-ecosistemas más equitativos (Becker, 1997). La incertidumbre presente en el manejo de los agro-ecosistemas no permite encontrar soluciones únicas, sino aproximaciones sobre el riesgo de ciertas prácticas, y la definición de quiénes ganan y quiénes pierden con cada decisión tomada (Uusitalo *et al.*, 2015).

Los resultados obtenidos constituyen la base a partir de la cual nuevas acciones pueden ser emprendidas para favorecer la equidad de los agro-ecosistemas. Conociendo las tendencias de los diferentes indicadores podemos preguntarnos ¿qué podemos hacer para cambiar las mismas?

La demanda creciente de productos agropecuarios, particularmente de los mercados locales y regionales, es un factor de peso en la promoción de la intensificación de los agro-ecosistemas (McDermott *et al.*, 2010). La intensificación sustentable parece ser un oxímoron, sin embargo algunos aspectos de los agro-ecosistemas intensivos pueden ser reconocidos como favorables. Sin desconocer que la especialización y la intensificación de los agro-ecosistemas generan procesos que pueden deteriorar la base de recursos naturales sobre la cual se sustenta la producción (De Wit, 1992), la mejora de algunos aspectos socio-económicos parecen estar ligados a los procesos de intensificación.

Siendo la equidad una propiedad emergente que involucra valores, y que diferentes TD y grupos sociales perciben la estructura y reglas de decisiones de los sistemas de manera diferente, la búsqueda de la equidad en un sentido multidimensional no parece tener una única respuesta. Diferentes perspectivas sobre la problemática deben ser relevadas para llegar a un consenso que permita priorizar objetivos (McDermott *et al.*, 2010). Las estrategias de manejo no pueden estar basadas únicamente en criterios técnicos. Existen buenas razones para seleccionar reglas de manejo tendientes a obtener agro-ecosistemas equitativos por sobre la maximización de los ingresos o la productividad (Steiner y Walter, 1992).

5.6. Conclusiones

La equidad de los agro-ecosistemas no está ligada a un grupo social o a un sistema productivo en particular. Diferentes modelos mentales generan estructuras diferentes que presentan comportamientos dispares.

El alto grado de diversidad de los agro-ecosistemas y de las organizaciones socioeconómicas, hacen que la evaluación de la equidad sea una tarea compleja.

Capítulo 6. Experimento 3. Comportamiento emergente de los sistemas bovinos pastoriles del noroeste de Argentina

6.1. Introducción

Los sistemas productivos del noroeste argentino no están formados por agro-ecosistemas (AGR) homogéneos (Coronel de Renolfi y Ortuño Pérez, 2005), existiendo tantos AGR como tomadores de decisiones. Los grupos de tomadores de decisiones no son entidades homogéneas, y usualmente se focalizan en sus propios intereses (Leeuwis, 2000), generando AGR con características biofísicas, socioeconómicas y técnicas diferenciales.

La necesidad de sintetizar la diversidad de agro-ecosistemas y de evaluarlos desde una mirada sistémica, ha promovido la utilización de AGR modales (Vayssières *et al.*, 2011). Sin embargo, extrapolar los resultados de los AGR modales a escalas geográficas amplias genera sesgos, y sólo informa parcialmente sobre el estado actual de una zona o región particular.

No hay consenso en la bibliografía en cómo definir un AGR que permita generalizar resultados (Vayssières *et al.*, 2011). Cuatro opciones pueden ser utilizadas: a) selección de agro-ecosistemas al azar, b) construcción de agro-ecosistemas modales, c) construcción de agro-ecosistemas representativos (Taylor, 1990) y d) selección de agro-ecosistemas actuales de la región de estudio (Vayssières *et al.*, 2011). Vayssières *et al.* (2011) seleccionaron 36 agro-ecosistemas para caracterizar cuatro áreas dedicadas a la producción lechera en la Reunión, Francia, recolectando información sobre la diversidad de prácticas de manejo utilizadas por los tomadores de decisiones, y estructurando de este modo agro-ecosistemas actuales de la región de estudio.

La tipología de explotaciones agropecuarias ha sido aplicada para responder a preguntas que requieren tener presente la diversidad de AGR de una región (Maseda *et al.*, 2004; Milán *et al.*, 2006; Gaspar *et al.*, 2008; Blazy *et al.*, 2009). Frecuentemente los métodos multivariados son utilizados para caracterizar y clasificar a los AGR, basados en aspectos estructurales (Maseda *et al.*, 2004), productivos (Bernués *et al.*, 2004), o variables técnicas y económicas (Milán *et al.*, 2003; Serrano *et al.*, 2004). Otro enfoque que puede ser utilizado consiste en seleccionar actividades productivas considerando la distribución actual de los AGR presentes en la región (Weersink *et al.*, 2002).

En este trabajo la clasificación está dada por las actividades propuestas para los diferentes AGR (ciclo completo, cría y engorde), conservando la diversidad de los diferentes MM de los tomadores de decisiones presentados en el Capítulo 5.

La gran heterogeneidad de ambientes (clima, suelo), las diferentes tipologías de productores y la diversidad de estrategias de manejo existentes y utilizadas por los tomadores de decisiones de los AGR del noroeste argentino hacen difícil establecer sistemas modales de producción. La variación espacial de la estructura de los AGR ganaderos ha sido poco estudiada en la región del noroeste argentino. Revelar la heterogeneidad entre AGR permitiría entender la diversidad de respuestas encontradas (Giller *et al.*, 2011), y la complejidad del problema abordado (Milgroom y Giller, 2013). La escasa información local acerca de los distintos actores sociales y la falta de estudios integrales, con una visión amplia y global de los problemas, limita el conocimiento de la realidad y la posibilidad de llevar a cabo acciones para mejorarla (Coronel de Renolfi y Ortuño Pérez, 2005).

La heterogeneidad presente en el territorio responde, al menos parcialmente, a la necesidad de generar AGR con capacidad adaptativa ante las fluctuaciones de mercado, y la variabilidad climática típica de las regiones semiáridas y subhúmedas. Las herramientas de adaptación de los AGR deben centrarse en la obtención de una producción estable, que absorban y amortigüen la variabilidad climática (Stritzler *et al.*, 2007). La capacidad adaptativa de los sistemas está relacionada con la habilidad de los

tomadores de decisiones para generar e integrar conocimientos, la flexibilidad de los sistemas para incorporar oportunidades (e.g., insumos alimenticios de la industria local) y la diversidad de recursos, procesos y productos disponibles para enfrentar la variabilidad del entorno (Bernués *et al.*, 2011).

Sin embargo, el incremento en la incorporación de los insumos externos y la especialización de los AGR son las principales estrategias utilizadas por los tomadores de decisiones para mantener el ingreso y la perdurabilidad de los AGR (Dogliotti *et al.*, 2003; Bernués *et al.*, 2011).

Giampietro (2004) señala que la especialización de los AGR tiende a generar estructuras con menor capacidad adaptativa. Por ello, la diversificación pareciera tener ventajas relativas en términos de eficiencia y estabilidad en ambientes de alta variabilidad (Villagra, 2005). En este contexto, la región del noroeste argentino se debate entre AGR cada vez más especializados (e.g., engorde a corral, cría bovina intensiva, recría de vaquillonas), y aquellos que buscan integrar actividades como la cría, recría y engorde. No existen antecedentes que exploren estas alternativas con un enfoque integral y dinámico que permita evaluar el comportamiento de los AGR en situaciones de especialización e integración.

La elección de una estrategia de manejo tiene un efecto directo sobre el comportamiento de los AGR. La bibliografía sobre el manejo de sistemas pastoriles en ambientes semiáridos de alta incertidumbre, consideran a la elección de la carga animal (e.g., McArthur y Dillon 1971; Westoby *et al.* 1989; Torell *et al.* 1991; Hein y Weikard, 2004; Cingolani *et al.* 2008), y a la cantidad y variabilidad de las precipitaciones (e.g., Browne *et al.*, 2013; Ferguson *et al.*, 2013; Milgroom y Giller, 2013) como los aspectos centrales que determinan el comportamiento de los AGR. Desde la perspectiva del enfoque de sistemas, ambas son variables centrales de apalancamiento de los AGR, sin embargo el comportamiento está relacionado con la estructura sistémica y su relación con el entorno circundante. Veyseet *et al.* (2014) encontraron que agro-ecosistemas de bovinos para carne de una misma área, con la misma potencialidad agronómica y con las mismas razas presentaban resultados diferentes.

No es posible encontrar un único factor, cuyo peso relativo sea tal que permita inferir que su efecto sea el responsable de los fenómenos que ocurren en sistemas complejos. El comportamiento de los AGR, sólo puede ser abordado desde el enfoque de sistemas.

Los enfoques cuantitativos que proponen el re-diseño de los AGR y de las estrategias de manejo de una manera sistémica, pueden ser considerados como una posibilidad para explorar innovaciones a nivel de los AGR (Dogliotti *et al.*, 2004). La efectividad de estos enfoques, basados en modelos de simulación, pueden ser mejorados integrando tipologías de productores y métodos participativos al proceso de investigación (Righi *et al.*, 2011). Los modelos mentales (MM) de los tomadores de decisiones (TD), pueden ser visualizados como propuestas de diseño o re-diseño de los AGR locales (Alliaume *et al.*, 2013). Rediseñar AGR permite explorar nuevas alternativas de manejo, con potencialidad de uso en el territorio.

Los problemas agropecuarios complejos son definidos como problemas con múltiples dimensiones (Schut *et al.*, 2015), que están sujetos a interacciones multiescalares (Giller *et al.*, 2008), y donde una multiplicidad de actores decisores están involucrados (Funtowicz y Ravetz, 1993; Hall, 2005).

Los sistemas complejos se caracterizan por sus propiedades emergentes, sus interacciones multiescalares y su comportamiento no lineal (Prigogine, 1997; Wu, 1999). Las propiedades emergentes seleccionadas dependen del problema a abordar, y

por consiguiente la elección de indicadores variará en función del problema (Weersink *et al.*, 2002).

El objetivo de este capítulo fue evaluar el comportamiento emergente de los agro-ecosistemas de cría, engorde y ciclo completo derivados de los modelos mentales de los tomadores de decisiones, con el fin de establecer su superioridad relativa.

Se considerará que si el conjunto de agro-ecosistemas (e.g., ciclo completo) presenta valores máximos en todas sus propiedades emergentes, comparadas con otro grupo de agro-ecosistemas (e.g., cría), su comportamiento sistémico o emergente es superior al resto.

6.2. Materiales y métodos

Para los AGR de cría y ciclo completo se utilizaron los modelos mentales (MM) de los tomadores de decisiones (TD) descritos en el Capítulo 5. La estructura y reglas de decisiones obtenidas de los MM y derivadas al modelo de simulación fueron consideradas para evaluar el comportamiento de los AGR, asumiendo que esta estructura podría ser una configuración espacial ya existente en el territorio.

Dado que los sistemas de engorde no fueron priorizados por los TD, los mismos fueron estructurados de acuerdo a las alternativas propuestas por tres expertos, y en función de los antecedentes relevados de la bibliografía sobre estos sistemas a nivel local.

Para el estudio se consideraron los AGR como agregados dentro de un territorio. Un agregado es una colección de elementos que no posee vínculos de unión, y por lo tanto, no tiene integridad (Bunge, 2012). Dado que los agregados no interactúan entre sí, el comportamiento de cada uno es independiente del de los demás (Bunge, 2012).

Las comparaciones se realizaron entre los AGR de cría (n=30), engorde (n=30), ciclo completo (n=30), agregado de cría y engorde (n=60) y agregado de cría, engorde y ciclo completo (n=90).

Las propiedades emergentes seleccionadas para la evaluación y los indicadores propuestos se presentan en el Cuadro 6.1.

Cuadro 6.1. Propiedades emergentes e indicadores propuestos para la evaluación de los agro-ecosistemas.

Propiedades	Indicadores	Unidades
Eficiencia	1. Peso vivo vacío producido por unidad de energía fósil (EF) consumida	Kg PVV, producido. GJ EF consumida ⁻¹
	2. Margen bruto	\$.ha ⁻¹ .año ⁻¹
Estabilidad	3. Coeficiente de variación del indicador 1	%
	4. Coeficiente de variación del indicador 2	%
	5. Relación entre los coeficientes de variación de la carga animal y de las lluvias	
Equidad	6. Total de mano de obra utilizada	Horas.año ⁻¹
	7. Relación entre Ingreso bruto y mano de obra	\$.\$. ⁻¹

Para cada AGR se generó una serie climática de 100 años, a partir de información climática del Oeste de Santiago del Estero (1994–2013). El área de estudio se encuentra dentro de la subregión del Chaco semiárido, caracterizada por precipitaciones anuales que fluctúan entre 500 y 650 mm, evapotranspiración potencial anual de 1000 mm, con suelos franco limosos de estructura frágil y bajo porcentaje de materia orgánica (García Posse *et al.*, 2010).

La variabilidad climática puede ser analizada mediante el índice estandarizado de precipitación (ISP) (McKee *et al.*, 1993). En la Figura 6.1 se observa el ISP en escalas de tiempo de 3 y 12 meses.

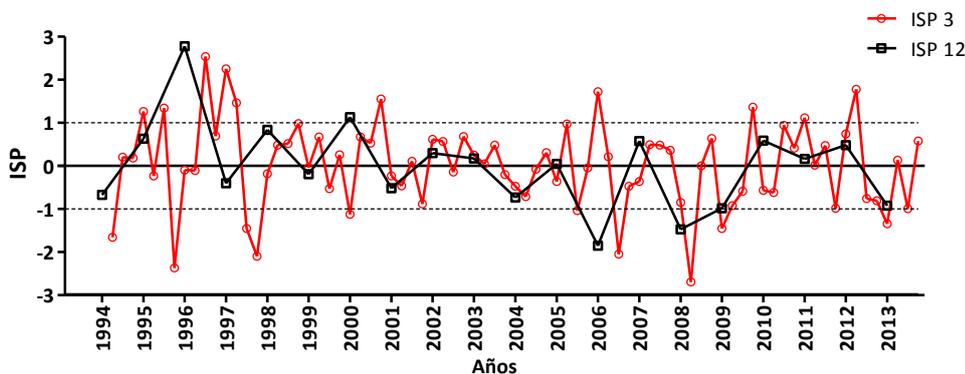


Figura 6.1. Índice estandarizado de precipitación (ISP) para la serie climática analizada. El rango entre 1 y -1 de valor del ISP, corresponde al nivel de variabilidad de la disponibilidad de humedad considerada normal.

La aplicación del ISP (3 y 12 meses) demuestra la existencia de una marcada variabilidad en la disponibilidad de agua durante los años analizados (Seiler, 2007). La situación hídrica estacional representada por el ISP 3 muestra mayor variabilidad intra-anual que interanual.

La estabilidad evaluada a través del coeficiente de variación de los indicadores de eficiencia, considera la variabilidad existente en cada serie simulada analizando los últimos 65 años.

Para el indicador 5 (Relación entre los coeficientes de variación de la carga animal y de las lluvias) se realizaron algunas simulaciones complementarias en los AGR de CC y Cr. Las mismas utilizaron series climáticas diferentes y un nivel de carga objetivo superior al propuesto en los MM de los TD. Dos series climáticas complementarias se generaron aleatoriamente a partir de la serie del IIACS, para obtener diferentes coeficientes de variación (CV) interanual de las precipitaciones: 1) CV = 10% y 2) CV = 40%. A su vez se incorporaron AGR que incrementaron los niveles de carga animal objetivo, pero respetando las reglas de decisiones de los AGR de los tomadores de decisiones de mayor carga propuesta. Es decir, los MM de TD que proponían cargas objetivo de 650 - 700 kg PVV.ha⁻¹.año⁻¹ fueron respetados en sus reglas de decisiones y estructura general pero estableciéndose un nuevo nivel de carga objetivo: 900 kg PVV.ha⁻¹.año⁻¹. Para cada serie climática se seleccionaron cinco MM de CC y cinco MM de Cr que cumplieran con los requisitos mencionados.

Los valores medios de cada indicador fueron utilizados para describir las diferencias entre tipos de AGR (Righi *et al.*, 2011). Se utilizó el test no paramétrico de Kruskal Wallis, realizando comparaciones de a pares. Se informaron diferencias cuando $P < 0.05$.

6.3. Resultados

6.3.1. Eficiencia y estabilidad: relación entre producción de peso vivo y energía fósil utilizada

La eficiencia (kg PVV.Gj EF consumida⁻¹) por unidad de superficie (ha) de los diferentes AGR se observa en la Figura 6.2.

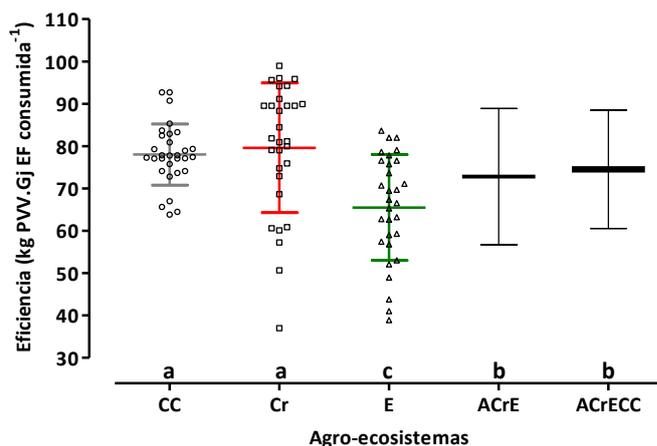


Figura 6.2. Eficiencia expresada como kg PVV.Gj EF consumida⁻¹ (por unidad de superficie) para los diferentes agro-ecosistemas: CC: ciclo completo, Cr: cría, E: engorde, ACrE: agregado cría y engorde, ACrECC: agregado de cría, engorde y ciclo completo. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

Los AGR de ciclo completo (CC) y cría (Cr) fueron los de mayor eficiencia, mientras que los de engorde (E) fueron los menos eficientes. La eficiencia de los sistemas agregados de cría y engorde (ACrE) y cría, engorde y ciclo completo (ACrECC) fue inferior a la de los sistemas CC y Cr, y superior a E. Gingins y Viglizzo (1981) reportaron valores de 111, 245 y 35 kg de carne por Gj de energía fósil consumida para sistemas extensivos, semi-intensivos e intensivos respectivamente. Estos valores representan valores medios e indican una tendencia. De igual manera, los valores medios obtenidos en este trabajo indican una tendencia positiva hacia la implementación de AGR de CC y Cr. Los precios crecientes de los combustibles fósiles y de los insumos relacionados, convierten a la eficiencia en un aspecto central en la evaluación de los AGR (Bernués *et al.*, 2011; Veysset *et al.*, 2014).

En términos de estabilidad los AGR de CC fueron los más estables (Figura 6.3).

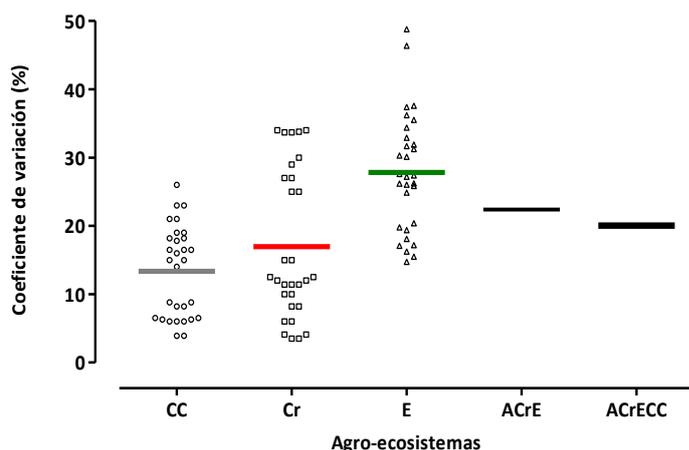


Figura 6.3. Coeficiente de variación (kg PVV.Gj EF consumida⁻¹) para cada agro-ecosistema en la serie simulada de 65 años. CC: ciclo completo, Cr: cría, E: engorde, ACrE: agregado cría y engorde, ACrECC: agregado de cría, engorde y ciclo completo.

Tomando como referencia al conjunto de agro-ecosistemas ACrECC, los AGR de CC y Cr muestran una disminución del coeficiente de variación de un 24% y 15% respectivamente, mientras que los sistemas de E y ACrE muestran un incremento de 39% y 12% respectivamente. Estos resultados son relevantes, en tanto generar sistemas

más estables es uno de los puntos claves para los tomadores de decisiones de la zona de estudio.

Existen diferencias en eficiencia y estabilidad entre AGR integrados (CC y Cr) y agregados (ACrE y ACrECC). Estos resultados parciales promoverían a los AGR de ciclo completo y cría como más eficientes y estables. Si comparamos a los AGR de CC y Cr en función de la producción de peso vivo ($\text{kg PVV} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), observamos que los AGR de CC presentan mayor productividad que Cr, lo cual generaría una ventaja relativa de los AGR de CC (Figura 6.4).

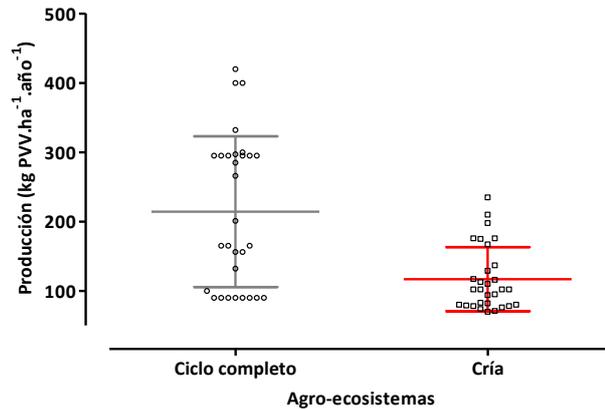


Figura 6.4. Producción ($\text{kg PVV} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) para los agro-ecosistemas de ciclo completo y cría. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

6.3.2. Estabilidad: relación entre la carga animal y la variabilidad de las precipitaciones

Dado que las precipitaciones son un componente importante de los agro-ecosistemas de las regiones subtropicales, estudiar su interacción es relevante. La variabilidad de las precipitaciones es reconocida como una fuente de variabilidad en la producción de forraje, en la carga animal y en la producción de carne de los AGR pecuarios (Browne *et al.*, 2013; Irisarri *et al.*, 2014). Los agro-ecosistemas que dependen de las lluvias como la única fuente de agua para el crecimiento de los cultivos o las pasturas, presentan niveles fluctuantes de producción en respuesta a la variabilidad de las precipitaciones estacionales (Cooper *et al.*, 2008; Browne *et al.*, 2013). La precipitación afecta la duración de la estación de crecimiento de las pasturas y la cantidad de forraje producido, pero esto tiene un impacto indirecto y no lineal sobre la producción de carne (Laueronth y Sala, 1992; Hall *et al.*, 1998; Díaz-Solís *et al.*, 2003; Díaz-Solís *et al.*, 2009).

La estabilidad de estos AGR no puede ser atribuida a un solo factor. Las lluvias tienen un efecto importante sobre los AGR, pero la estructura y estrategias de manejo implementadas permiten atemperar, al menos parcialmente, la variabilidad climática.

En la Figura 6.5 se observan valores observados de sistemas productivos locales (con más de cinco años de datos), y valores medios simulados.

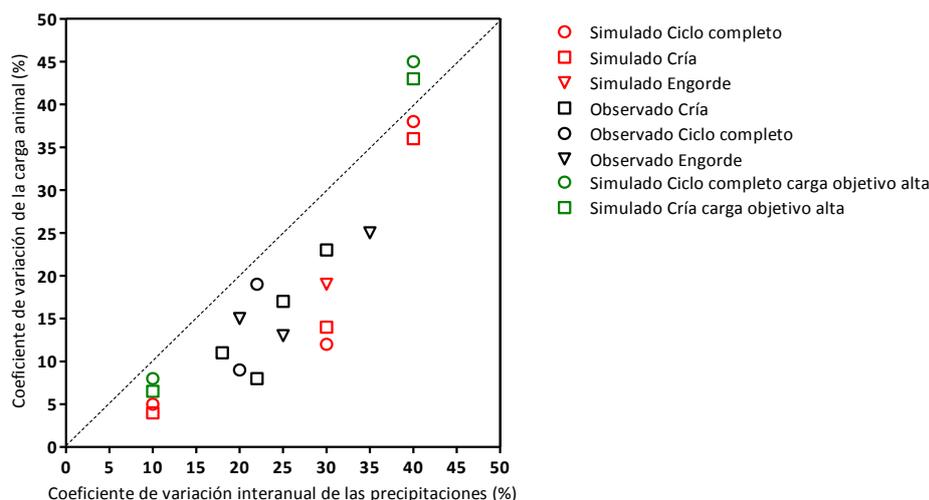


Figura 6.5. Coeficiente de variación interanual de las precipitaciones y coeficiente de variación de la carga animal de los diferentes agro-ecosistemas simulados y observados de la región de estudio.

La carga animal muestra una menor variación anual que las precipitaciones, para todos los AGR (simulados y casos reales), con la excepción de los AGR de alta carga y alto CV de las precipitaciones.

Irisarri *et al.* (2014) estudiaron la relación entre la variación de la carga animal y las precipitaciones en ecosistemas naturales y AGR ganaderos, y encontraron que la carga animal es menos variable que las precipitaciones en un gradiente regional amplio. Si bien es esperable que sitios con una alta variabilidad en el flujo de entrada de energía (e.g., lluvias) tiendan a tener una alta variabilidad en los componentes del siguiente nivel trófico (e.g., carga animal, producción de carne) (Irisarri *et al.*, 2014), la relación entre estos no es clara.

Viglizzo (1994) no encontró una relación directa entre las lluvias y la productividad secundaria de AGR de similar nivel de desarrollo tecnológico en la pampa semiárida argentina, sugiriendo que el alto nivel de utilización de tecnología de algunos AGR permitiría neutralizar la variabilidad ambiental.

Los resultados del presente trabajo muestran iguales tendencias a las encontradas por Irisarri *et al.* (2014), con niveles de carga objetivo menores a $600 \text{ kg PVV} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$. El incremento de la carga animal objetivo a $900 \text{ kg PVV} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en CC y Cr en la serie de $\text{CV} = 40\%$, genera inestabilidad en los AGR, asemejándose el CV de la carga al CV de las precipitaciones. Esta relación no se manifiesta cuando se incrementa la carga animal en situaciones de menor variabilidad en las precipitaciones ($\text{CV} = 10\%$).

La tendencia actual a nivel regional está dirigida hacia una reconversión de los sistemas tradicionales en sistemas intensificados. Como regla general, la intensificación de los sistemas ganaderos pastoriles está caracterizada por un incremento en la carga animal ($\text{cabezas} \cdot \text{ha}^{-1}$), en la cantidad de alimentos producidos en forma de forrajes y en la utilización de insumos externos (e.g., fertilización de pasturas, incorporación de genotipos forrajeros mejorados, utilización de suplementos concentrados y silajes) (Thornton *et al.*, 2009). En este contexto, es necesario profundizar en el diseño de AGR eficientes y estables en ambientes de alta variabilidad climática (Dogliotti *et al.*, 2004).

El grupo de AGR de E simulado no fue más estable que los grupos simulados de CC y Cr, en términos de carga animal, a pesar de una mayor utilización de energía fósil (Figura 6.6). Resultados similares fueron encontrados por Jacobo *et al.* (2007) para sistemas de engorde de regiones templadas. La suplementación restringida para cubrir

déficits de oferta de forraje en calidad y cantidad no permitieron estabilizar el AGR de E (Jacobó *et al.*, 2007).

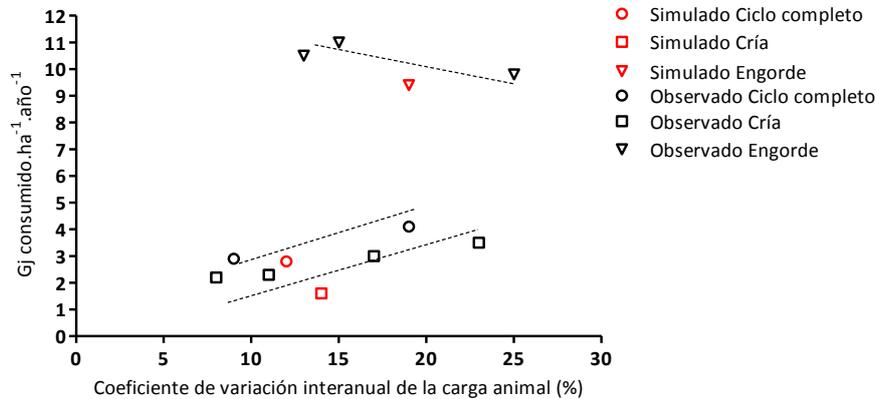


Figura 6.6. Relación entre el consumo de energía fósil ($\text{Gj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) y la variabilidad de la carga animal para los diferentes agro-ecosistemas observados y simulados (serie climática de coeficiente de variación = 30%).

En CC y Cr se observa que a medida que se incrementa la variabilidad de la carga animal se incrementa la utilización de combustibles fósiles. Estos resultados generan una respuesta contra-intuitiva, explicada a partir de la modificación de la carga animal objetivo. Es decir, decisiones de incrementos en la utilización de energía fósil (e.g., insumos externos) son acompañadas con la búsqueda de una mayor carga animal objetivo (decisión estratégica), resultando en AGR con una menor estabilidad de la carga animal.

En el caso de los AGR de E la relación es inversa. La menor variabilidad de la carga animal se puede sostener con un mayor consumo de energía fósil.

6.3.3. Eficiencia y estabilidad: el margen bruto y su variabilidad

La eficiencia y estabilidad económica, valorada a través del margen bruto (MB), permite visualizar la ventaja relativa de CC y Cr sobre el resto de los AGR (Figura 6.7).

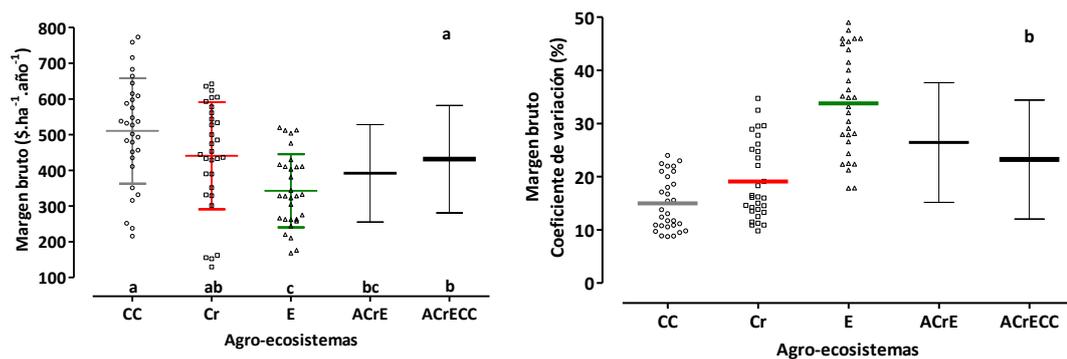


Figura 6.7. Eficiencia económica (a): margen bruto ($\text{\$}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) y estabilidad (b): coeficiente de variación (%) para los diferentes agro-ecosistemas: CC: ciclo completo, Cr: cría, E: engorde, ACrE: agregado cría y engorde, ACrECC: agregado de cría, engorde y ciclo completo. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

La eficiencia y estabilidad económica son dos aspectos centrales para los tomadores de decisiones, y condicionan la continuidad de los AGR. Los análisis económicos ayudan a visualizar cómo los sistemas pastoriles pueden mejorar su rentabilidad y sustentabilidad ambiental (Doole y Kingwell, 2015).

Los AGR de mayor productividad ($\text{kg PVV}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) y menor MB fueron los de AGR de E, siendo a su vez los menos estables. Browne *et al.* (2013) evaluaron en diferentes AGR de Australia, analizando en una serie temporal de 30 años, la vulnerabilidad de la productividad y rentabilidad de los AGR ante variaciones de las lluvias y la volatilidad de los precios. Seleccionaron años secos y húmedos para la comparación y encontraron que los AGR más productivos y rentables eran los más vulnerables a las variaciones climáticas y de mercado. En el presente trabajo los AGR de CC y Cr fueron los de mayor MB y menor CV del MB. Las diferencias encontradas podrían estar relacionadas con la estructura y forma de evaluación de los sistemas. Evaluar el efecto de la variabilidad de las precipitaciones identificando años secos y húmedos limita la capacidad de análisis de los AGR como sistemas dinámicos, considerando que el estado en un momento dado (t) es el resultado de la evolución temporal de los procesos, y depende del estado del sistema en $t-1$.

Las reglas de decisiones introducidas a partir de cada modelo mental (e.g., condiciones para venta de las diferentes categorías), influyen en la respuesta económica de los AGR. Las decisiones de manejo relacionadas con las ventas, alteran la estructura y dinámica del rodeo, generando un impacto productivo y económico de largo plazo (Turner *et al.*, 2103).

Históricamente, el productor ha tomado sus decisiones en base a una relación económica entre beneficios y costos, soslayando la relación entre el beneficio económico y el costo ambiental de tales decisiones (Viglizzo *et al.*, 2010a). Los problemas económicos y ambientales están relacionados, siendo esta relación no lineal y compleja (Weersink *et al.*, 2002).

La utilización de energía fósil puede ser considerada como un indicador indirecto de impacto ambiental (Viglizzo *et al.*, 2010b). La relación MB y energía fósil utilizada se observa en la Figura 6.8. Se utilizó el rango de valores de energía fósil entre 1 y 7 $\text{Gj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, descartando las situaciones de muy bajo (Cr) o muy alto consumo (E).

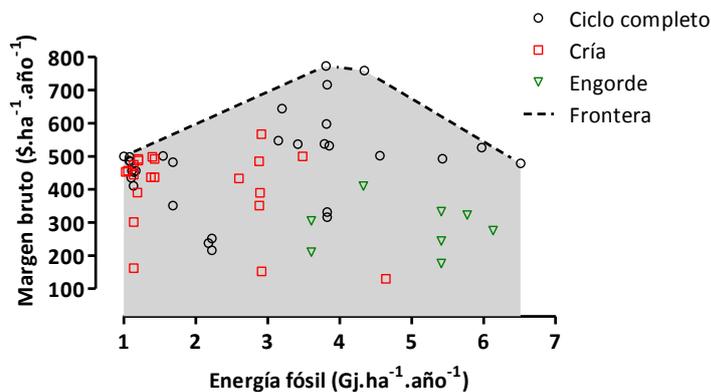


Figura 6.8. Relación entre el margen bruto ($\text{\$.ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) y la energía fósil utilizada ($\text{Gj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) para los diferentes agro-ecosistemas.

Los AGR de CC fueron los que obtuvieron la mejor relación entre MB y energía fósil utilizada, marcando la frontera de eficiencia. La curva cóncava hacia abajo (Figura 6.8), es consistente con las obtenidas para relaciones entre insumos utilizados y resultados económicos en sistemas productivos (Doole y Kingwell, 2015). Por el contrario, curvas convexas son raras, ya que los agro-ecosistemas están caracterizados por complejos mecanismos en donde interactúan vías de retroalimentación balanceadoras y amplificadoras, que limitan el crecimiento ilimitado de las salidas económicas y ambientales (Dent y Blackie, 1979). El MB se incrementa con la

utilización de energía, hasta que incrementos en la carga animal y en la utilización de insumos externos, promueven un valor marginal negativo, particularmente atribuible a niveles crecientes de suplementos utilizados (MacDonald *et al.*, 2011). Provenza (2008) señala que los agro-ecosistemas mejor adaptados al contexto local son aquellos que logran, a través del tiempo, incrementar los ingresos con una menor utilización de insumos externos.

No es posible establecer valores de referencia o umbrales críticos para el consumo de combustibles fósiles, pero sí es posible analizar qué estructura de agro-ecosistema permite eficientizar los procesos involucrados.

6.3.4. Distribución del ingreso y mano de obra utilizada

La mejor distribución de los ingresos y la mayor generación de mano de obra directa contribuyen a tener sistemas más equitativos. Los dos indicadores seleccionados para evaluar la equidad muestran a los AGR de CC y Cr superiores al resto (Figura 6.9).

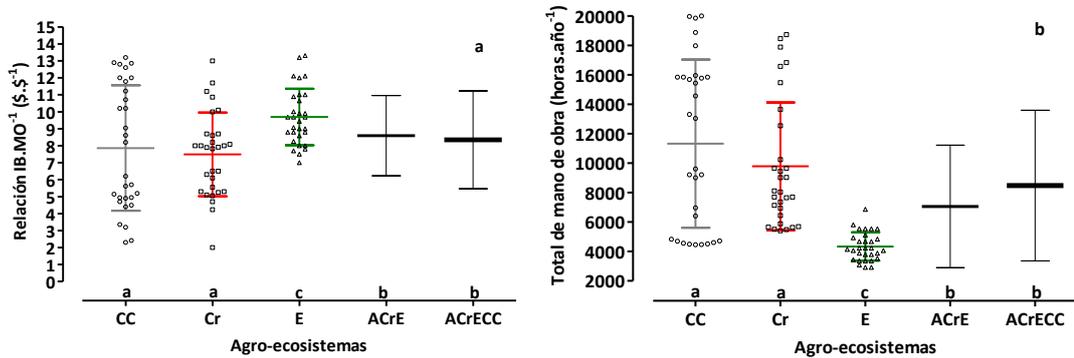


Figura 6.9. Indicadores de equidad: (a) relación ingreso bruto.mano de obra⁻¹ (\$.\$⁻¹) y (b) total de horas de trabajo por año para los diferentes agro-ecosistemas: CC: ciclo completo, Cr: cría, E: engorde, ACrE: agregado cría y engorde, ACrECC: agregado de cría, engorde y ciclo completo. Letras diferentes indican diferencias significativas (P<0.05).

Los AGR de CC y Cr fueron los que generaron mayor cantidad de mano de obra. Este indicador de gran peso para la región está ligado al grado de intensificación de los AGR (Dogliotti *et al.*, 2005) (Figura 6.10).

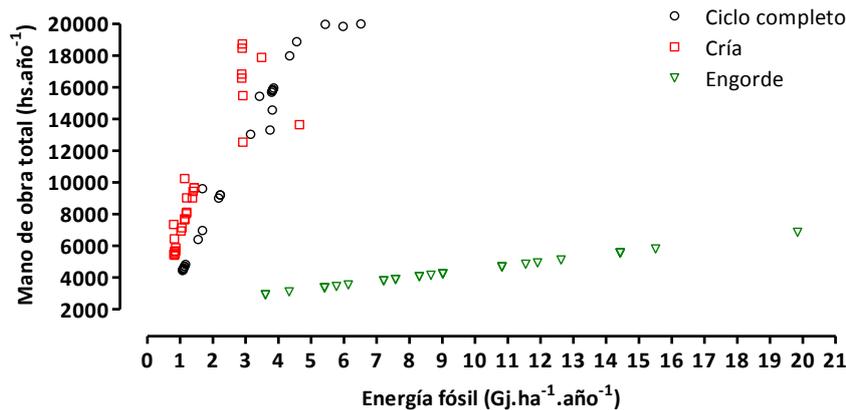


Figura 6.10. Relación mano de obra y energía fósil utilizada para los diferentes agro-ecosistemas.

Los tres grupos de AGR (Cr, E y CC) mostraron una relación positiva entre el consumo de energía fósil y el total de mano de obra utilizada.

6.3.5. Discusión

La identificación de diferentes modelos mentales y la utilización de un modelo de simulación permitió incluir una diversidad de AGR y estrategias de manejo, que

amplían las opciones para mejorar el comportamiento emergente de los AGR (Righi *et al.*, 2011).

Ningún AGR individual derivado en el modelo de simulación mostró comportamiento superior en todos los indicadores propuestos.

Cuando analizamos los grupos de AGR por actividades (cría, engorde y ciclo completo) observamos una superioridad relativa del grupo CC sobre Cr, E, ACrE y ACrECC (Figura 6.11).

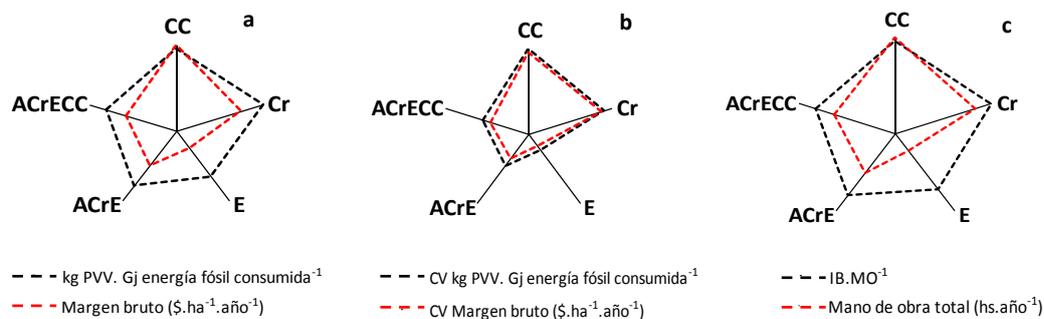


Figura 6.11. Respuesta de las diferentes propiedades emergentes (a) eficiencia, (b) estabilidad y (c) equidad, en los agro-ecosistemas: CC: ciclo completo, Cr: cría, E: engorde, ACrE: agregado cría y engorde y ACrECC: agregado de cría, engorde y ciclo completo. Valores alejados del centro muestran mejor comportamiento.

Estos resultados marcan una tendencia favorable del grupo de AGR de CC por sobre el resto. Los AGR de E tienden a mostrar un comportamiento emergente inferior al resto, y cuando agregamos AGR (ACrE y ACrECC) tienden a deprimir los valores medios de los indicadores. Esto puede ser interpretado como un resultado positivo en la búsqueda de agro-ecosistemas que mejoren el comportamiento emergente, ya que los E no fueron considerados por los tomadores de decisiones en la estructuración de los modelos mentales.

Sin embargo, los AGR de engorde están presentes en el territorio, asociados a relaciones de insumos y productos favorables, y a la mayor flexibilidad que tienen estos AGR para entrar y salir del negocio ganadero. Desde esta perspectiva, los AGR de CC y Cr son menos flexibles, criterio que debería ser también valorado en futuras investigaciones.

La región ha cambiado su fisonomía y los AGR se han transformado (García Posee *et al.*, 2010). Si las estructuras de los AGR y/o el entorno cambian, las respuestas se modifican. Este proceso de cambio permanente exige explorar alternativas implementadas en el territorio, así como también estrategias innovadoras que se encuentran todavía a nivel experimental.

La diversidad de resultados obtenidos dentro de cada AGR, se encuentra en concordancia con la diversidad estructural de AGR presentes en el territorio. Evaluar la diversidad de AGR, a partir de la utilización de modelos de simulación, permite diseñar sistemas y estrategias de manejo innovadoras (Sterk *et al.*, 2007; Blazy *et al.*, 2009).

Los sistemas agropecuarios intensificados pueden ser mucho más eficientes que los de bajos insumos para producir alimentos (Grau *et al.*, 2011), algo necesario aunque no suficiente para alcanzar la superioridad en el comportamiento. Las formas de manejo ganadero más tecnificadas (e.g., prácticas de manejo silvopastoril, recuperación de arbustales, incorporación de silaje), pueden contribuir al uso eficiente de los recursos del Chaco Semiárido (Grau *et al.*, 2011).

La relación directa entre los insumos utilizados y el impacto ambiental generado en los sistemas pastoriles debe ser tenida en cuenta (Doole y Kingwell, 2015). Robinson *et al.* (2015) señalan que la intensificación de los AGR, analizada en escalas espaciales amplias (e.g., región o continente), no ha beneficiado a todos por igual, existiendo una gran cantidad de personas que no reciben beneficios y están pagando el costo social que la misma conlleva. Procesos como la intensificación nunca tienen lugar en un vacío social (Matson y Vitousek, 2006). El impacto de las intervenciones diseñadas para intensificar los AGR depende del contexto económico y social (Byerlee *et al.*, 2009).

A través de los tiempos los humanos han tratado de estabilizar la producción de alimentos seleccionando cultivos y animales adaptados al ambiente, e incrementando la utilización de insumos energéticos con el propósito de mejorar y modificar el entorno cercano circundante (Pimentel y Pimentel, 2008). Sin embargo esta visión sólo ha podido mejorar la eficiencia de algunos procesos, mientras que la estabilidad de mediano y largo plazo sigue comprometida.

El enfoque utilizado no permite la distinción de una única relación causa-efecto como eje central de la respuesta sistémica, aunque sí revela interacciones y componentes sobresalientes que pueden ser estudiados en el contexto de la dinámica de sistemas (Alliaume *et al.*, 2013).

Es necesario ampliar la zona de estudio incorporando más modelos mentales de tomadores de decisiones, con el propósito de profundizar el entendimiento de la problemática de los agro-ecosistemas de regionales subtropicales.

6.4. Conclusiones

Bajo las condiciones de análisis establecidas, el grupo de los sistemas de ciclo completo mostró una tendencia favorable por sobre Cr y E. Dentro del grupo de CC, diferentes AGR fueron los que permitieron esta superioridad.

La integración de los AGR en CC constituye un avance por sobre los AGR de cría o engorde, resultando en valores superiores a los de los sistemas puros o a la agregación de actividades.

La región del noroeste argentino tendría en muchos sectores potencialidad para trabajar en sistemas de ciclo completo, que permitan mejorar el comportamiento emergente de los AGR a nivel regional. Esto no significa que en todas las zonas deba realizarse el ciclo completo, pero sí aprovechar oportunidades en aquellas en donde las condiciones ambientales, tecnológicas y de manejo lo permitan.

Capítulo 7. Síntesis y conclusiones generales

7.1. Introducción

A lo largo de esta tesis se ha analizado el comportamiento emergente de los sistemas bovinos pastoriles de la región del noroeste de Argentina, a través de tres propiedades emergentes: eficiencia, estabilidad y equidad.

Lo ideal en un agro-ecosistema es que todas las propiedades emergentes tengan valores moderados a altos (Conway, 1986). Si un agro-ecosistema presenta valores máximos en todas sus propiedades emergentes, comparadas con otros agro-ecosistemas, podemos decir que su comportamiento sistémico es superior al resto (Feldkamp, 2004). Los sistemas de producción de bovinos y la diversificación de actividades son señaladas como dos herramientas importantes en situaciones de alta variabilidad del entorno (Pacín y Oesterheld, 2014).

Las hipótesis del trabajo plantean:

1. Los sistemas de ciclo completo presentan un comportamiento sistémico superior que los sistemas exclusivos de cría o engorde.
2. Diferentes grupos sociales generan modelos mentales diferenciales que determinan el comportamiento emergente de los sistemas.

Los resultados muestran que ningún agro-ecosistema de ciclo completo, en forma individual, presenta un comportamiento superior en todas las propiedades con respecto a los agro-ecosistemas de cría o engorde.

Los grupos sociales generan modelos mentales diferenciales, que derivan en estructuras diferentes. Sin embargo el comportamiento de los agro-ecosistemas está ligado a diferencias estructurales entre los modelos mentales, y no necesariamente a un grupo social en particular. Si los observadores (tomadores de decisiones) no son idénticos, no hay razón para pensar que sus descripciones de los agro-ecosistemas sean similares (Giampietro, 2004). Los métodos participativos que permiten reconocer diferentes opiniones sobre la estructura de los agro-ecosistemas generan una gran diversidad de alternativas que contribuyen al entendimiento de los procesos involucrados (Magne *et al.*, 2012). Diferentes estrategias de manejo fueron implementadas en el modelo de simulación, siendo la respuesta del sistema diferente según la estructura planteada. El trabajo realizado contribuye a mejorar la comprensión sobre el comportamiento emergente de los agro-ecosistemas de ciclo completo, cría y engorde.

No es posible definir en términos absolutos un agro-ecosistema que maximice los valores de las propiedades emergentes, y por consiguiente optimice el comportamiento emergente. Sin embargo, algunos autores sostienen que los tomadores de decisiones de regiones tropicales y subtropicales deberían seleccionar las actividades ganaderas (e.g, engorde, cría, ciclo completo) que optimicen los beneficios económicos, y proponen técnicas analíticas para resolver la problemática (Simpson y Wilcox, 1982).

En escenarios complejos, en donde la incertidumbre de los sucesos futuros es alta, las decisiones involucran valores personales y deben ser tomadas con premura. En este contexto, la búsqueda de soluciones resulta de la negociación colectiva entre tomadores de decisiones (Funtowicz y Ravetz, 1993). Avanzar con métodos participativos que involucren discusiones grupales sobre problemas complejos es parte de la agenda futura que deberá ser abordada.

Los procesos de toma de decisiones usualmente responden a reglas y tradiciones establecidas por los tomadores de decisiones (Tittonell, 2014). Decisiones que impactarán en el comportamiento futuro de los agro-ecosistemas, tienen arraigadas experiencias del pasado. El manejo de los agro-ecosistemas es reconocido como un elemento clave para el éxito económico y la sustentabilidad de sistemas productivos

(Landais, 1998; Brodt *et al.*, 2006). Las determinaciones adoptadas por los tomadores de decisiones reflejan sus valores y objetivos personales, resaltando dos características importantes del manejo: complejidad a nivel de agro-ecosistema y diversidad a nivel regional (Landais, 1998).

Numerosos trabajos buscan aislar los componentes de mayor peso, con el objetivo de concluir sobre los mismos. Sin embargo, el peso de estos componentes tiene sentido en el contexto del sistema estudiado, siendo sólo posible identificar elementos de apalancamiento de los sistemas.

La eficiencia, estabilidad y equidad de los agro-ecosistemas deben ser discutidas en el contexto específico de cada agro-ecosistema, siendo este contexto dinámico (Tuttonell, 2014). Es por ello que los análisis reduccionistas basados en la hipótesis de *ceteris paribus* no son útiles para el estudio de los agro-ecosistemas (Giampietro, 2004).

7.2. Importancia del modelo de simulación desarrollado y aspectos a mejorar

La construcción de modelos de simulación lleva implícita el desarrollo de modelos mentales y conceptuales que explican los procesos que se quieren modelar. La integración de conocimiento local y científico, a través de los modelos mentales, permite un abordaje de la problemática desde un enfoque multidimensional.

La importancia de la ganadería en la región, y la necesidad de mejorar el comportamiento de los sistemas agropecuarios justifican el desarrollo de modelos de simulación complejos que permiten analizar diferentes escenarios y estrategias de manejo. No existen muchos antecedentes de modelos de simulación desarrollados para regiones subtropicales y tropicales.

El modelo desarrollado resultó adecuado para el uso pretendido. Sin embargo, esto no significa que no pueda ser mejorado. Otro aspecto relevante de los modelos es que permiten detectar vacíos de información y/o conocimiento.

Es necesario ampliar la información sobre los sistemas productivos de la zona de estudio, generando un mayor número de entrevistas de los tomadores de decisiones, e incorporando al análisis tipologías de productores con una menor infraestructura y escala de producción.

Por otro lado, la naturaleza económica y social de los agro-ecosistemas genera la necesidad de incorporar al modelo reglas de decisión que utilicen un mayor número de criterios económicos.

La integración de la agricultura y la ganadería está presente en muchos de los agro-ecosistemas de la región, por lo que será necesario incorporar explícitamente sistemas agrícolas que permitan evaluar el comportamiento emergente del agro-ecosistema en conjunto. Los sistemas ganaderos puros son más estables que los sistemas agrícolas basados en monocultivos (Pacín y Oesterheld, 2014). Sin embargo, es necesario estudiar estructuras que combinen diferentes proporciones de ganadería y agricultura en ambientes como los del noroeste de Argentina, desde una mirada multidimensional.

A su vez, es necesario profundizar aspectos de la intensificación de los sistemas, que permitan reconocer beneficios y perjuicios asociados. En este sentido, es necesario incorporar en el modelo del agro-ecosistema el impacto de las diferentes estrategias de manejo sobre la degradación de las pasturas y su efecto sobre el suelo. Esto permitirá estimar la captura de carbono, en miras a avanzar sobre balances de gases de efecto invernadero en agro-ecosistemas ganaderos de regiones subtropicales.

Algunos aspectos de carácter regional y decisiones de índole política deberían ser abordados con métodos como la dinámica de sistemas, para lo cual el modelo debería ser adaptado y nuevas herramientas incorporadas.

Investigaciones psicológicas muestran que los tomadores de decisiones usualmente repiten lecciones aprendidas, aún cuando nuevas oportunidades o limitantes se

presenten (González y Dutt, 2011). Los modelos de simulación pueden ser herramientas útiles para explorar escenarios y forjar cambios en los modelos mentales.

7.3. Intensificación de los agro-ecosistemas como eje de trabajo

El crecimiento de la población mundial trae aparejado la necesidad de incrementar la producción de alimentos. Suministrar proteínas de alto valor biológico es uno de los aspectos centrales de los agro-ecosistemas de bovinos para carne (Pimentel y Pimentel, 2008). Los resultados de este trabajo muestran una relación entre energía fósil utilizada (kcal) y proteína producida (kcal) de 35, 33 y 51 para CC, Cr y E respectivamente. Pimentel y Pimentel (2008) reportaron valores medios para esta relación de 20 y 40, siendo el primero el correspondiente a sistemas que utilizan principalmente pasturas en la alimentación de los animales. Sistemas más intensificados tienen un elevado costo energético para la producción de proteína. Si los procesos deben ocurrir de una manera sustentable, permitiendo el desarrollo económico y social sin detrimento del ambiente, aspectos relacionados con la conservación de los recursos no renovables deben ser tenidos en cuenta (Berndt y Tomkins, 2013).

En general, los resultados mostraron que los procesos de intensificación generan impactos positivos y negativos sobre los agro-ecosistemas. La intensificación sustentable parece ser un oxímoron, ya que los efectos ambientales de las actividades antrópicas ligadas a la intensificación generan un incremento significativo en el consumo de energía fósil y en la emisión de gases de efecto invernadero.

Sin embargo, algunos autores sostienen que la principal solución para el desarrollo de las regiones áridas y semiáridas dedicadas a las actividades agropecuarias está ligada a la intensificación de los agro-ecosistemas (The Royal Society, 2009; Tilman *et al.*, 2011; Smith, 2012). Fundamenta esta aseveración en la necesidad de incrementar la productividad de los agro-ecosistemas (Forum for Agricultural Research in Africa, 2006), y la necesidad de disminuir la superficie desmontada (Shively y Pagiola, 2004; Garnett *et al.*, 2013). Robinson *et al.* (2015) señalan que la intensificación sustentable puede ser aplicable a sistemas de secano de los países en desarrollo. En estos sistemas que tienen características particulares, la intensificación permitiría incrementar la productividad y reducir la vulnerabilidad en comparación a los sistemas actuales presentes en el territorio (Sietz *et al.*, 2011).

El estudio de los agro-ecosistemas debe abordar aspectos biológicos, económicos y sociales (Barbier, 1989). Aspectos relacionados con la equidad no han sido totalmente ignorados en la discusión sobre la intensificación de los sistemas (Byerlee *et al.*, 2009), sin embargo tampoco han sido abordados con la profundidad necesaria (Robinson *et al.*, 2015).

Los territorios contienen en general diferentes sistemas de producción coexistiendo en tensión. Se desconoce el potencial de intensificación de los agro-ecosistemas y la intensidad de uso de los recursos que hoy presentan los sistemas productivos de la región NOA.

La dinámica de sistemas puede ser una herramienta metodológica para abordar estos interrogantes, siendo el nivel de agro-ecosistemas la escala apropiada para explorar procesos de innovación tecnológica tendientes a generar sistemas intensificados (Le Gal *et al.*, 2011).

7.4. Comentarios finales

Los hallazgos de este trabajo indican que la investigación de los sistemas agropecuarios debería evitar promover un agro-ecosistema particular como la solución a los problemas de la eficiencia, la estabilidad y la equidad. En las investigaciones que

utilizan el enfoque de sistemas y la dinámica de sistemas, es difícil realizar generalizaciones sobre los resultados obtenidos.

Reconocer la heterogeneidad de los sistemas productivos e identificar las diferencias entre los agro-ecosistemas permitirá mejorar la producción de carne del noroeste de Argentina. Bajo un escenario común, los resultados productivos y económicos difieren significativamente entre tomadores de decisiones.

La mejora en el comportamiento emergente de los sistemas bovinos pastoriles de regiones subtropicales no está ligada a un grupo social o a un sistema productivo en particular, sino al conjunto de agro-ecosistemas que existen en las mentes de quienes los operan. Considerar la dimensión humana en los agro-ecosistemas ganaderos es uno de los principales desafíos de la investigación de los sistemas productivos.

Esta tesis confirma que el comportamiento de los agro-ecosistemas no es reducible al comportamiento de sus componentes, dada las complejas relaciones entre estrategias de manejo, estructura de los sistemas y propiedades emergentes, y la existencia de conflictos entre las propiedades y entre los indicadores que las describen.

Bibliografía

Agnusdei, M.G., Nenning, N.R., Di Marco, O.N., Aello, M.S., 2009. Variaciones de calidad nutritiva durante el crecimiento vegetativo de gramíneas megatérmicas de diferente porte y longitud foliar (*Chloris gayana* y *Digitaria decumbens*). *Revista Argentina de Producción Animal* 29, (1) 13-26.

Agnusdei, M.G., Di Marco, O.N., Nenning, F.R., Aello, M.S., 2011. Leaf blade nutritional quality of rhodes grass (*Chloris gayana*) as affected by leaf age and length. *Crop and Pasture Science*, 62, 1098–1105.

Agricultural and Food Research Council (AFRC), 1994. Necesidades energéticas y proteicas de los rumiantes. Acribia, Zaragoza, España.

Aharoni, Y., Tihanyi, L., Connelly, B.L., 2011. Managerial decision-making in international business: A forty-five-year retrospective. *Journal of World Business* 46, 135–142.

Ahuja, L.R., Ma, L., 2002. Parameterization of agricultural models: Current approaches and future needs. In *Agricultural System Models in Field Research and Technology Transfer*. Ahuja, L.R., Ma, L. and Howell, T.A Eds. 273-316.

Allen, T.H.F., Hoekstra, T.W., 1992. *Toward a unified ecology*. Columbia University Press, New York, USA. 384 pp.

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing water requirements. FAO irrigation and drainage paper nr. 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 300 p.

Alliaume, F., Rossing, W.A.H., García, M., Giller, K.E., Dogliotti, S., 2013. Changes in soil quality and plant available water capacity following systems re-design on commercial vegetable farms. *European Journal of Agronomy* 46, 10 – 19.

Altieri, M.A., 1987. *Agroecology. The scientific basis of alternative agriculture*. Westview Press, Boulder, USA.

An, L., 2012. Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models. *Ecological Modelling* 229, 25–36.

Anderson, J. R., Dillon, J. L. and Hardaker, J. B., 1977. *Agricultural decision analysis*. University Press, USA.

Andrieu, N., Poix, C., Josien, E., Duru, M., 2007. Simulation of forage management strategies considering farm-level land diversity: Example of dairy farms in the Auvergne. *Computers and Electronics in Agriculture* 55, 36-48.

Antunes, P., Santos, R., Videira, N., 2006. Participatory decision making for sustainable development—the use of mediated modelling techniques. *Land Use Policy* 23, 44–52.

Arango, J.A., Van Vleck, L.D., 2002. Size of beef cows: early ideas, new developments. *Genetics and Molecular Research* 1, 51-63.

- Arelovich, H.M., Bravo, R.D., Martínez, M.F., 2011. Development, characteristics, and trends for beef cattle production in Argentina. *Animal Frontiers*, Vol 1, N° 2, 37-45.
- Ascough, J.C., Maier, H.R., Ravalico, J.K., Strudley, M.W., 2008. Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making. *Ecological Modelling* 219, 383–399.
- Asseng, S., Pannell, D.J., 2013. Adapting dryland agriculture to climate change: Farming implications and research and development needs in Western Australia. *Climatic Change* 118, 167-181.
- Astier, M., Speelman, E.N., López-Ridaura, S., Masera, O.R., Gonzalez-Esquivel, C.E., 2011. Sustainability indicators, alternative strategies and trade-offs in peasant agroecosystems: analysing 15 case studies from Latin America, *International Journal of Agricultural Sustainability*, 9:3, 409-422
- Aumann, C.A., 2011. Constructing model credibility in the context of policy appraisal. *Environmental Modelling and Software* 26 (3), 258-265.
- Avila, R.E., Di Marco, O., Agnusdei, M., Mayoral, C., 2010. Digestibilidad de la fibra y materia seca de dos gramíneas megatermicas (*Chloris gayana* y *Cenchrus ciliaris*) de diferente porte. Relación con la edad y largo foliar. *Revista Argentina de Producción Animal* 30, 1-13.
- Avila, R.E., Di Marco, O., Agnusdei, M., 2012. Calidad nutritiva de láminas de *Chloris gayana* en estado vegetativo. Efecto de la reducción del tamaño foliar y envejecimiento. *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal* 20, 17-27.
- Azar, C., Holmberg, J., Lindgren, K., 1996. Socio-ecological indicators for sustainability. *Methodological and Ideological Options. Ecological Economics* 18, 89-112.
- Bailey, D.R.C., Gilbert, R.P., Beauchemin, K.A., Petitclerc, D., 1991. Effects of creep feeding and breed composition on growth of heifer calves and milk production of their dams. *Canadian Journal of Animal Science* 71(3), 621-627.
- Balci, O., 1995. Principles and techniques of simulation validation, verification, and testing. In: Alexopoulos, C., Kang, K., Lilegdon, W.R., and Goldsman, D. (Eds.), *Proceedings of the 1995 Winter Simulation Conference*, 147-154.
- Barbier, E.B., 1989. *Economics, Natural-Resource Scarcity and Development: Conventional and Alternative Views*. Earthscan, London.
- Becker, B., 1997. *Sustainability Assessment: A Review of Values, Concepts, and Methodological Approaches*. Issues in Agriculture 10. Consultative Group on International Agricultural Research (CGIAR). Washington, USA. 63p.
- Beecham, S., Hall, T., Britton, C., Cottee, M., Rainer, A., 2005. Using an expert panel to validate a requirements process improvement model. *The Journal of Systems and Software* 76, 251–275.

- Bell, M.J., Eckard, R.J., Harrison, M.T., Neal, J.S., Cullen, B.R., 2013. Effect of warming on the productivity of perennial ryegrass and kikuyu pastures in south-eastern Australia. *Crop and Pasture Science* 64, 61-70.
- Bell, M.M., Lyon, A., Gratton, C., Jackson, R.D., 2008. The productivity of variability: an agroecological hypothesis. *International Journal of Agricultural Sustainability* 6(4), 233-235.
- Bellocchi, G., Rivington, M., Donatelli, M., Matthews, K., 2010. Validation of biophysical models: issues and methodologies. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 109–130.
- Bennett, N.D., Croke, B.F.W., Guariso, G., Guillaume, J.H.A., Hamilton, S.H., Jakeman, A.J., Marsili-Libelli, S., Newham, L.T.H., Norton, J.P., Perrin, C., Pierce, S.A., Robson, B., Seppelt, R., Voinov, A.A., Fath, B.D., Andreassian, V., 2013. Characterising performance of environmental models. *Environmental Modelling and Software* 40, 1-20.
- Berndt, A., Tomkins, N.W., 2013. Measurement and mitigation of methane emissions from beef cattle in tropical grazing systems: a perspective from Australia and Brazil. *Animal*, 7 (2), 363–372.
- Bernués, A., Olaizola, A., Casasús, I., Ammar, A., Flores, N., Manrique, E., 2004. Livestock farming systems and conservation of Spanish Mediterranean mountain areas: the case of the “Sierra de Guara” Natural Park. 1. Characterization of farming systems. *Rangeland and Pasture Rehabilitation in Mediterranean Areas, Cahiers Options Méditerranéennes* 62, 195–198.
- Bernués, A., Ruiz, R., Olaizola, A., Villalba, D., Casasús, I., 2011. Sustainability of pasture-based livestock farming systems in the European Mediterranean context: Synergies and trade-offs. *Livestock Science* 139, 44–57.
- Binder, C.R., Feola, G., Steinberger, J.K., 2010. Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator-based sustainability assessments in agriculture. *Environmental Impact Assessment Review* 30, 71–81.
- Bishop, D.K., Wettemann, R.P., Spicer, L.J., 1994. Body energy reserves influence the onset of luteal activity after early weaning of beef cows. *Journal of Animal Science* 72, 2703–2708.
- Blazy, J.M., Dorel, M., Salmon, F., Ozier-Lafontaine, H., Wery, J., Tixier, P., 2009. Model-based assessment of technological innovation in banana cropping systems contextualized by farm types in Guadeloupe. *European Journal of Agronomy* 31, 10–19.
- Bonny, S., 1993. Is agriculture using more and more energy? A French case study. *Agricultural Systems* 43, 51–66.
- Brodthorn, S., Klonsky, K., Tourte, L., 2006. Farmer goals and management styles: Implications for advancing biologically based agriculture. *Agricultural Systems* 89, 90-105.

- Browne, N., Kingwell, R., Behrendt, R., Eckard, R., 2013. The relative profitability of dairy, sheep, beef and grain farm enterprises in southeast Australia under selected rainfall and price scenarios. *Agricultural Systems*. 117, 35-44.
- Bunge, M., 2004. *Emergencia y convergencia: Novedad cualitativa y unidad del conocimiento*. Editorial GEDISA.
- Bunge, M., 2012. *Ontología II. Un mundo de sistemas*. Editorial GEDISA.
- Bungestab, D., 2004. Environmental impacts of beef production in Central Brazil: The effect of intensification on area appropriation. PhD Thesis. Humboldt University, 199p.
- Burns, B.M., Fordyce, G., Holroyd, R.G., 2010. A review of factors that impact on the capacity of beef cattle females to conceive, maintain a pregnancy and wean a calf—Implications for reproductive efficiency in northern Australia. *Animal Reproduction Science* 122, 1–22.
- Byerlee, D., de Janvry, A., Sadoulet, A., 2009. Agriculture for development: toward a new development paradigm. *Annual Review of Resource Economics* 1, 15–31.
- Cabrera, A., 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo II. Ed. ACME, Buenos Aires, Argentina. Fascículo 1, 85p.
- Cacho, O.J., 1993. A practical equation for pasture growth under grazing. *Grass and Forage Science* 48, 387-394.
- Cacho, O.J., Bywater, A.C., Dillon, J.L., 1999. Assessment of production risk in grazing models. *Agricultural Systems*. 60, 87-98.
- Cash, D.W., Clark, W.C., Alcock, F., Dickson, N.M., Eckley, N., Guston, D.H., Jäger, J., Mitchell, R.B., 2003. Knowledge systems for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Science* 100 (14), 8086-8091.
- Conway, GR. 1986. *Agroecosystems analysis for research and development*. Bangkok. Winrock International. 103p.
- Caporali, F., Nannipieri, P., Paoletti, M.G., Onnis, A., Tomei, P.E., Tellarini, V., 1989. Concepts to Sustain a Change in Farm Performance Evaluation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 27, 579-595.
- Carlson, D.H., Thurow, T.L., Jones, C.A., 1993. Biophysical simulation models as a foundation of decision support systems, 37-68. In: J.W. Stuth, and B.G. Lyons (eds.), *Decision support systems for the management of grazing lands: Emerging issues*. UNESCO Man and the Biosphere, Vol 11, Parthenon Publishing, Carnforth, UK.
- Carreño, L., Viglizzo, E., 2007. Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. *Ediciones INTA*, 41 – 49.
- Casey, J.W., Holden, N.M., 2006a. Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agricultural Systems* 90, 79–98.

- Casey, J.W., Holden, N.M., 2006b. Greenhouse gas emissions from conventional, agri-environmental scheme, and organic Irish suckler-beef units. *Journal of Environmental Quality* 35, 231–239.
- Cattaneo, A., Lubowski, R., Busch, J., Creed, A., Strassburg, B., Boltz, F., Ashton, R., 2010. On international equity in reducing emissions from deforestation. *Environmental Science and Policy* 13, 742–753.
- Chapman, D.F., Rawnsley, R.P., Cullen, B.R., Clark, D.A., 2013. Inter-annual variability in pasture herbage accumulation in temperate dairy regions: causes, consequences, and management tools. 22nd International Grassland Congress.
- Chardon, X., Rigolot, C., Baratte, C., Espagnol, S., Raison, C., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.E., Le Gall, A., Dourmad, J.I., Piquemal, B., Leterme, P., Paillat, J.M., Delaby, L., Garcia, F., Peyraud, J.L., Poupa, J.C., Morvan, T., Faverdin, P., 2012. MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal* 6(10), 1711–1721.
- Chevalier, J.M., Buckles, D.J., 2008. *SAS2: a Guide to Collaborative Inquiry and Social Engagement*. Sage Publications. 364p.
- Cingolani, A.M., Noy-Meir, I., Renison, D., Cabido, M., 2008. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y los suelos? *Ecología Austral* 18, 253-271.
- Clark, C.E.F., Romera, A.J., Macdonald, K.A., Clark, D.A., 2010. Inter-paddock annual dry matter yield variability for dairy farms in the Waikato region of New Zealand, *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 53:2, 187-191.
- Cleveland, C.J., 1995. The direct and indirect use of fossil fuels and electricity in USA agriculture, 1910-1990. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 55, 111-121.
- Conway, GR. 1986. *Agroecosystems analysis for research and development*. Bangkok. Winrock International. 103p.
- Conway, G., 1999. Ecological principles in agricultural policy: but which principles? A response. *Food Policy* 24, 17–20.
- Cooper, P.J.M., Dimes, J., Rao, K.P.C., Shapiro, B., Shiferaw, B., Twomlowc, S.J., Verchot, L.P., Cooper, P., 2008. Coping better with current climatic variability in the rain-fed farming systems of sub-Saharan Africa: An essential first step in adapting to future climate change?. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 126, 24-35.
- Cooper, A.J., 2011. *Evaluation of Udder Conformation, Weight, Body Condition, Reproduction, Disposition, and Calf Growth in Bos indicus – Bos taurus Cows*. PhD Thesis Texas A&M University. 91p.
- Cornacchione, M.V., Pérez, H.E., Fumagalli, A.F., 2007. Effect of clipping on the stolon elongation rate and stolon survival of cultivars *Chloris gayana* Kunth in conditions of salinity. *Journal of Animal Science* 85, 38.

- Cornacchione M.V., 2007. Producción forrajera de gramíneas subtropicales en el sudoeste Santiagueño. *Revista Argentina de Producción Animal* 27, 224-225.
- Coronel de Renolfi, M., Ortuño Pérez, S.F., 2005. Tipificación de los sistemas productivos agropecuarios en el área de riego de Santiago del Estero, Argentina. *Problemas del Desarrollo. Revista Latinoamericana de Economía* 36.
- Costanza, R., Patten, B.C., 1995. Defining and predicting sustainability. *Ecological Economics* 15, 193-196.
- Costanza, R., Duplisa, D., Kautsky, U., 1998. Ecological Modelling on modelling ecological and economic systems with STELLA. *Ecological Modelling* 110, 1-4.
- Cottle, D.J., Nolan, J.V., Wiedemann, S.G., 2011. Ruminant enteric methane mitigation: a review. *Animal Production Science* 51, 491–514.
- Cros, M-J., Duru, M., Garcia, F., Martin-Clouaire, R., 2003. A biophysical dairy farm model to evaluate rotational grazing management strategies. *Agronomie* 23, 105-122.
- Cros, M.J., Duru, M.b., Garcia, F., Martin-Clouaire, R., 2004. Simulating management strategies: the rotational grazing example. *Agricultural Systems* 80, 23–42.
- Dal Belo Leite, J.G., Barbosa Justino, F., Vasco Silva, J., Florin, M.J., van Ittersum, M.K., 2015. Socioeconomic and environmental assessment of biodiesel crops on family farming systems in Brazil. *Agricultural Systems* 133, 22–34.
- Dalgaard, T., Halberg, N., Porter, J.R., 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87, 51–65
- Dantsis, T., Douma, C., Giourga, C., Loumou, A., Polychronaki, E.A., 2010. A methodological approach to assess and compare the sustainability level of agricultural plant production systems. *Ecological Indicators* 10, 256–263.
- Darnhofer, I., Fairweather, J., Moller, H., 2010. Assessing a farm's sustainability: insights from resilience thinking. *International Journal of Agricultural Sustainability* 8, 186–198.
- De Wit, C.T., 1992. Resource use efficiency in agriculture. *Agricultural Systems* 40, 125–151
- del Prado, A., Chadwick, D., Cardenas, L., Misselbrook, T., Scholefield, D., Merino. P., 2010. Exploring systems responses to mitigation of GHG in UK dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136, 318–332.
- Dent, J.B., Blackie, M.J., 1979. *Systems Simulation in Agriculture*. Applied Science, London.
- Dent, J.B., Edwards-Jones, G., McGregor, M.J., 1995. Simulation of ecological, social and economic factors in agricultural systems. *Agricultural Systems* 49, 337–351.

- Díaz-Solís, H., Kothmann, M.M., Hamilton, W.T., Grant, W.E., 2003. A simple ecological sustainability simulator (SESS) for stocking rate management on semi-arid grazinglands. *Agricultural Systems*. 76, 655-680.
- Díaz-Solís, H., Kothmann, M., Grant, W.E., De Luna-Villarreal, R., 2006. Application of a simple ecological sustainability simulator (SESS) as a management tool in the semi-arid rangelands of northeastern Mexico. *Agricultural Systems*. 88, 514-527.
- Díaz-Solís, H., Grant, W.E., Kothmann, M.M., Teague, W.R., Díaz-García, J.A., 2009. Adaptive management of stocking rates to reduce effects of drought on cow-calf production systems in semi-arid rangelands. *Agricultural Systems*. 100, 43-50.
- Dickerson, G.E., 1970. Efficiency of animal production- molding the biological components. *Journal of Animal Science* 30, 849-850.
- Dogliotti, S., Rossing, W.A.H., Van Ittersum, M.K., 2003. ROTAT, a tool for systematically generating crop rotations. *European Journal of Agronomy* 19, 239-250.
- Dogliotti, S., Rossing, W.A.H., van Ittersum, M.K., 2004. Systematic design and evaluation of crop rotations enhancing soil conservation, soil fertility and farm income: a case study for vegetable farms in South Uruguay. *Agricultural Systems* 80, 277-302.
- Dogliotti, S., van Ittersum, M.K., Rossing, W.A.H., 2005. A method for exploring sustainable development options at farm scale: a case study for vegetable farms in South Uruguay. *Agricultural Systems* 86, 29-51.
- Dogliotti, S., Rossing, W.A.H., Van Ittersum, M.K., 2006. Influence of farm resource endowment on possibilities for sustainable development: a case study for vegetable farms in South Uruguay. *Journal of Environmental Management* 78, 305-315.
- Dogliotti, S., García, M.C., Peluffo, S., Dieste, J.P., Pedemontec, A.J., Bacigalupe, G.F., Scarlato, M., Alliaume, F., Alvarez, J., Chiappe, M., Rossing, W.A.H., 2014. Co-innovation of family farm systems: A systems approach to sustainable agriculture. *Agricultural Systems* 126, 76-86.
- Doole, G.J., Pannell, D.J., 2013. A process for the development and application of simulation models in applied economics. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*. 57 (1), 79-103.
- Doole, G.J., Kingwell, R., 2015. Efficient economic and environmental management of pastoral systems: Theory and application. *Agricultural Systems* 133, 73-84.
- Doyle, J.K., Radzicki, M.J., Trees, W.S., 1996. Measuring the Effect of System Thinking Interventions on Mental Models. *System Dynamics*, Massachusetts.
- Doyle, J. K., 1997. The cognitive psychology of systems thinking. *System Dynamics Review*, 13, 253-265.
- Doyle, J.K., Ford, D.N., 1998. Mental models concepts for system dynamics research. *System Dynamics Review*. 14, 3-29.
- Doyle, J.K., Ford, D.N., 1999. Mental models concepts revisited: Some clarifications and a reply to lane. *System Dynamics Review*, 15, 411-415.

- Doyle, J.K., Radzicki, M.J., Trees, W.S., 2008. Measuring change in mental models of complex dynamic systems. In: Qudrat-Ullah, H., Spector, M.J., Davidsen, P. (Eds.), *Complex Decision Making: Theory and Practice*. Springer-Verlag, Berlin, 269–294.
- Dunn, T.G., Riley, M.L., Murdok, W.J., Field, R.A., 1983. Body condition and carcass energy content in postpartum beef cow. *Journal of Animal Science* 57, 391-399.
- Duru, M., Ducrocq, H., 2000. Growth and Senescence of the Successive Grass Leaves on a Tiller. Ontogenic Development and Effect of Temperature. *Annals of Botany* 85, 635-643.
- Dury, J., Garcia, F., Reynaud, A., Theronda, O., Bergez, J.E., 2010. Modelling the Complexity of the Cropping Plan Decision-making. *International Environmental Modelling and Software Society, Canada*. Swayne, Yang, Voinov, Rizzoli, Filatova (Eds) <http://www.iemss.org/iemss2010/index.php?n=Main.Proceedings>
- Echols, A.C., 2011. Relationships among lifetime measures of growth and frame size for commercial beef females in a pasture-based production system in the Appalachian region of the United States. Master of Science Thesis. Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia.
- Edwards-Jones, G., 2006. Modelling farmer decision-making: concepts, progress and challenges. *Animal Science* 82, 783–790.
- Evans, D.G., 1978. The interpretation and analysis of subjective body condition scores. *Animal Production* 26: 119-125.
- Ewert, F., van Keulen, H., van Ittersum, M.K., Giller, K.E., Leffelaar, P.A., Roetter, R.P., 2006. Multi-scale analysis and modelling of natural resource management. In: Voinov, A., Jakeman, A., Rizzoli, A.E. (Eds.). *International Environmental Modelling and Software Society, USA*. http://www.iemss.org/iemss2006/papers/s9/128_Ewert_0.pdf.
- Ewert, F., van Ittersum, M.K., Bezlepkina, I., Therond, O., Andersen, E., Belhouchette, H., Bockstaller, C., Brouwer, F., Heckeley, T., Janssen, S., Knapen, R., Kuiper, M., Louhichi, K., Olsson, J.A., Turpin, N., Wery, J., Wien, J.E., Wolf, J., 2009. A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment in agriculture. *Environmental Science and Policy* 12, 546-561.
- Fairweather, J., 2010. Farmer models of socio-ecologic systems: application of causal mapping across multiple locations. *Ecological Modelling* 221, 555–562.
- Fairweather, J.R., Hunt, L.M., 2011. Can farmers map their farm system? Causal mapping and the sustainability of sheep/beef farms in New Zealand. *Agriculture and Human Values* 28, 55–66.
- FAO, 2011. *Save and Grow: A Policymaker's Guide to Sustainable Intensification of Smallholder Crop Production*. FAO, Rome, Italy, 102p.
- Feldkamp, C.R., 2004. *Cow-Calf Operation in Argentina: a Systems Approach to Intervention Assessment*. PhD Thesis. Humboldt University, Berlin. 205p.

Feldkamp, C.R., Torroba, F., Vázquez Amábile, G., Galbusera, S., Cañada, P., 2014. Sistemas ganaderos y los factores de emisión de GEI. En Suelos, producción agropecuaria y cambio climático: avances en la Argentina. Eds Pascale Medina; Zubillaga; Taboada. 1ªed. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación.

Ferguson, B.G., Diemont, S:A.W., Alfaro-Arguello, R., Martin, J.F., Nahed-Toral, J., Álvarez-Solís, D., Pinto-Ruíz, R., 2013. Sustainability of holistic and conventional cattle ranching in the seasonally dry tropics of Chiapas, Mexico. *Agricultural Systems* 120, 38–48.

Ferraro, D.O., 2005. La sustentabilidad agrícola en la Pampa Interior (Argentina): desarrollo y evaluación de indicadores de impacto ambiental del uso de pesticidas y labranzas usando lógica difusa. Tesis Doctoral. EPG-FAUBA. Universidad de Buenos Aires.

Flett, R., Alpass, F., Humphries, S., Massey, C., Morriss, S., Long, N., 2004. The technology acceptance model and use of technology in New Zealand dairy farming. *Agricultural Systems* 80, 199–211.

Fluck, R. 1992. Energy analysis for agricultural systems. In: Fluck, R. (ed.). *Energy in farm production. Energy in world agriculture vol. 6.* Elsevier, Amsterdam, 45-52.

Foley, P.A., Crosson, P., Lovett, D.K., Boland, T.M., O'Mara F.P., Kenny, D.A., 2011. Whole-farm systems modelling of greenhouse gas emissions from pastoral suckler beef cow production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142, 222–230.

Forrester, J.W., 1992. Policies, decision and information sources for modeling. *European Journal of Operational Research* 59, 42–63.

Forum for Agricultural Research in Africa, 2006. Framework for African Agricultural Productivity. African Union/NEPAD/FARA, Accra.

Fox, D.G., Sniffen, C.J., O'Connor, J.D., 1988. Adjusting Nutrient Requirements of Beef Cattle for Animal and Environmental Variations. *Journal of Animal Science* 66, 1475-1495.

Foxon, T., 2006. Bounded rationality and hierarchical complexity: Two paths from Simon to ecological and evolutionary economics. *Ecological complexity* 3, 361–368.

Frank, F.C., 2007. Impacto agroecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana de Argentina. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina.

Freer, M., Moore, A.D, Donnelly, J.R., 1997. GRAZPLAN: Decision Support Systems for Australian Grazing Enterprises-II. The Animal Biology Model for Feed Intake, Production and Reproduction and the GrazFeed DSS. *Agricultural Systems* 54, 17-126.

Fuerst-Waltl, B., Sölkner, J., Essl, A., Hoeschele, I., Fuerst, C., 1998. Non-linearity in the genetic relationship between milk yield and type traits in Holstein cattle. *Livestock Production Science* 57, 41-47.

Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1993. Science for the post-normal age. *Futures* 25, 739–755.

Galli, I.O., Hofer, C.C., Monje, A.R., 1991. Pautas para la evaluación de biotipos con énfasis en ganado cebú y sus cruzas en los sistemas de cría. *Producción Animal, Información técnica* 2. Ed INTA, 71-101.

García Posse, F., Pérez, P., Alcocer, G., 2010. Cría y recría de vaquillonas sobre pastos tropicales en el noroeste santiagueño: ocho años de estudio de caso. 1° ed, EEAOC – INTA – FAZ, Argentina.

Garnett, T., Appleby, M., Balmford, A., 2013. Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Science* 341, 33–34.

Gaspar, P., Escribano, M., Mesías, F.J., Rodríguez de Ledesma, A., Pulido, F., 2008. Sheep farms in the Spanish rangelands (dehesas): Typologies according to livestock management and economic indicators. *Small Ruminant Research* 74, 52–63.

Gasparatos A, El-Haram M, Horner M., 2008. A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. *Environmental Impact Assessment Review* 28, 286–311.

Gasparri, N.I., Grau, H.R., 2006. Patrones regionales de deforestación en el sub-trópico argentino y su contexto ecológico y socioeconómico. In: Brown, A.D., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (Eds.), *Situación Ambiental Argentina*, 442–446.

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. Springer, New York. *Ecosystems* 11, 1247–1261.

Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., Tempio, G., 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma. 139 p.

Ghahramani, A., Moore, A.D., 2015. Systemic adaptations to climate change in southern Australian grasslands and livestock: Production, profitability, methane emission and ecosystem function. *Agricultural Systems* 133, 158–166.

Giampietro, M., Cerretelli, G., Pimentel, D., 1992. Energy analysis of agricultural ecosystems management: human return and sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 38, 219–244.

Giampietro, M., 2004. Multi-scale integrated analysis of agroecosystems. CRC Press, Florida.

Giller, K.E., Leeuwis, C., Andersson, J.A., Andriessse, W., Brouwer, A., Frost, P., Hebinck, P., Heitkönig, I., van Ittersum, M.K., Koning, N., Ruben, R., Slingerland, M., Udo, H., Veldkamp, T., van de Vijver, C., van Wijk, M.T., Windmeijer, P., 2008. Competing claims on natural resources: what role for science? *Ecology and Society* 13, 34. <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss32/art34/>

- Giller, K.E., Tiftonell, P., Rufino, M.C., van Wijk, M.T., Zingore, S., Mapfumo, P., AdjeiNsiah, S., Herrero, M., Chikowo, R., Corbeels, M., Rowe, E.C., Baijukya, F., Mwijage, A., Smith, J., Yeboah, E., van der Burg, W.J., Sanogo, O.M., Misiko, M., de Ridder, N., Karanja, S., Kaizzi, C., K'ungu, J., Mwale, M., Nwaga, D., Pacini, C., Vanlauwe, B., 2011. Communicating complexity: integrated assessment of trade-offs concerning soil fertility management within African farming systems to support innovation and development. *Agricultural Systems* 104, 191–203.
- Gingins, M., Viglizzo, E.F., 1981. Eficiencia energética de producción de carne bovina en distintos sistemas de engorde. *Revista Argentina de Producción Animal*. 8, 401-414.
- Girard, N., Hubert, B., 1999. Modelling expert knowledge with knowledge-based systems to design decision aids – the example of a knowledge-based model on grazing management. *Agricultural Systems* 59, 123–144.
- Gliesmann, 1999. *Agroecology: Ecological processes in agriculture*. Michigan Ann Arbor Press.
- González, C., Dutt, V., 2011. Instance-based learning: integrating sampling and repeated decisions from experience. *Psychological Review* 118, 523–551.
- Gouttenoire, L., Cournut, S., Ingrand, S., 2010. Building causal maps of livestock farming systems using a participatory method with dairy farmers. In: 9th European IFSA Symposium, Vienna, Austria.
- Gouttenoire, L., Cournut, S., Ingrand, S., 2011. Modelling as a tool to redesign livestock farming systems: a literature review. *Animal* 5, 1957–1971.
- Grant, W.E., Marín, S.L., Pedersen, E.K., 2001. *Ecología y manejo de recursos naturales: análisis de sistemas y simulación*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Ed AGROAMÉRICA. ISBN 92-9039-4536. 340p.
- Grau, H.R., Gasparri, N.I., Gasparri, M., 2011. Cambio y eficiencia de uso del territorio en el Chaco Argentino: el conflicto entre producción de alimentos y conservación de la naturaleza a distintas escalas. 597-604 En Laterra, Jobaggy y Paruelo (Eds). *El Valor Ecológico, Social y Económico de los Servicios Ecosistémicos. Conceptos, Herramientas y Estudio de Casos*. INTA.
- Gray, S., Chan, A., Clark, D., Jordan, R., 2012. Modeling the integration of stakeholder knowledge in social – ecological decision-making: Benefits and limitations to knowledge diversity. *Ecological Modelling* 229, 88– 96.
- Greiner, R., Puig, J., Huchery, C., Collier, N., Garnett, S.T., 2014. Scenario modelling to support industry strategic planning and decision making. *Environmental Modelling and Software* 55, 120-131.
- Gronroos, J., Seppala, J., Voutilainen, P., Seuri, P., Koikkalainen, K., 2006. Energy use in conventional and organic milk and rye bread production in Finland. *Agricultural, Ecosystems and Environment* 117, 109–118.
- Gueneralp, B., Barlas, Y., 2003. Dynamic modelling of a shallow freshwater lake for ecological and economic sustainability. *Ecological Modelling* 167 (1-2), 115-138.

Guidelines for Uniform Beef Improvement Programs, 2010. Ninth Edition. Beef Improvement Federation, North Carolina State University.

Hall, A., 2005. Capacity development for agricultural biotechnology in developing countries: an innovation systems view of what it is and how to develop it. *Journal of International Development* 17, 611–630.

Hall, W.B., McKeon, G.M., Carter, J.O., Day, K.A., Howden, S.M., Scalan, J.C., Johnston, P.W., Burrows, W.H., 1998. Climate change in Queensland's grazing lands: II. An assessment of the impact on animal production from native pastures. *The Rangeland Journal* 20, 177-205.

Hansen, J.W., Jones, J.W., 1996. A systems framework for characterizing farm sustainability. *Agricultural Systems* 51, 185-201.

Hansen, J.W., 1996. Is agricultural sustainability a useful concept?. *Agricultural Systems* 50, 117–143.

Harary, F., Norman, R.Z., Cartwright, D., 1965. *Structural Models: An Introduction to the Theory of Directed Graphs*. John Wiley & Sons, New York.

Hardaker, J.B., Huirne, R.B. M., Anderson, J.R., 1998. *Coping with risk in agriculture*. CAB International, Wallingford, UK.

Harrison, S.R., 1990. Regression of a model on real-system output: an invalid test of model validity, *Agricultural Systems* 34, 183-190.

Hayami, Y., Ruttan, V.W., 1985. *Agricultural development: an international perspective*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

Hein, L., Weikard, H.P., 2004. Managing stochastic dynamic ecosystems: livestock grazing in a Sahelian rangeland. Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists, Budapest.

Helmhout, M. 2006. *Social Cognitive Actor. A multi-actor simulation of organizations*. Tesis doctor RijksUniversiteit Groningen. 328p.

Herd, D.B., Sprott, L.R., 1986. Body condition, nutrition and reproduction of beef cows. *Texas Agric. Ext. Bull.* B-1526.

Herrero, M., Fawcett, R.H., Silveira, V., Busque, J., Bernue, A., Dent, J.B., 2000. Modelling the growth and utilization of kikuyu grass (*Pennisetum clandestinum*) under grazing. 1. Model definition and parameterization. *Agricultural Systems* 65, 73-97.

Hilbert, J.A., Galbusera, S., 2012. Actualización del cálculo de la reducción de emisiones producidas por el corte obligatorio y la exportación de biodiesel argentino 2011. *Informes Técnicos Bioenergía*, Año 1, N 1. Ediciones INTA.

Hine, D.H., Montiel, C.J., Cooksey, R.W., Lewko, J.H., 2005. Mental models of poverty in developing nations – A causal mapping analysis using a Canada–Philippines contrast. *Journal of Cross-Cultural Psychology* 36 (3), 283–303.

Holling, C.S., 2001. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems* 4, 390–405.

Hoogendoorn, C.J., Klein, C.A., Rutherford, A.J., Letica, S., Devantier, B.P., 2008. The effect of increasing rates of nitrogen fertiliser and a nitrification inhibitor on nitrous oxide emissions from urine patches on sheep grazed hill country pasture. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48 (1/2), 147–151.

Iglesias, D.H., Ghezan, G., 2010. Análisis de la cadena de la carne bovina en Argentina. *Estudios Socioeconómicos de los Sistemas Agroalimentarios y Agroindustriales. Área Estratégica de Economía y Sociología*. INTA. 208p.

Imaz, J.A., Nasca, J.A., Arroquy, J.I., Hernández, O., Viale, V., Agnelli, L., 2014. Effect of supplementation frequency on cattle intake and performance grazing a deferred tropical pasture. Joint ISNH/ISRP International Conference 2014: Harnessing the Ecology and Physiology of Herbivores. http://www.herbivores2014.com/contact_us.html

Indra, L.K., Paudyal, G.N., Gupta, A.D., 1995. Equity and efficiency issues in irrigation water distribution. *Agricultural Water Management* 28, 335–348.

IPCC., 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. (eds). Publicado por: IGES, Japón. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/index.html>.

Irisarri, J.G.N., Oesterheld, M., Golluscio, R.A., Paruelo, J.M., 2014. Effects of Animal Husbandry on Secondary Production and Trophic Efficiency at a Regional Scale. *Ecosystems* 17, 738-749.

Irwin, A., Poots, J., 2015. The human factor in agriculture: An interview study to identify farmers' non-technical skills. *Safety Science* 74, 114–121.

Isaac, M., Dawoe, E.E., Sieciechowicz, K., 2009. Assessing local knowledge use in agroforestry management with cognitive maps. *Environmental Management* 43, 1321-1329.

Jabbar M.A., Peden D.G., Mohamed Saleem M.A. and Li Pun H. (eds). 2000. Agroecosystems, natural resources management and human health related research in East Africa. Proceedings of an IDRC–ILRI international workshop held at ILRI, Addis Ababa, Ethiopia, 11-15 May 1998. ILRI (International Livestock Research Institute), Nairobi, Kenya. 254 pp.

Jacobo, E.1; Rodríguez, A.1; Figallo, F.1 y Pacín, F., 2007. Impacto del uso de recursos forrajeros en la producción de carne en una zona de la Región Pampeana Húmeda (Argentina). *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal* 15 (Supl. 1).

Jakeman, A.J., Letcher, R.A., Norton, J.P., 2006. Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. *Environmental Modelling and Software* 21 (5), 602-614.

- Janke, R.R., 2004. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, 677 S. Segoe Rd . Madison, WI 53711, USA. Agroecosystems Analysis.
- Janoschek, A., 1957. Das reaktionskinetische Grundgesetz und seine Beziehungen zum Wachstums- und Ertragsgesetz. *Statistische Vierteljahresschrift* 10: 25-37.
- Janssen, S., van Ittersum, M.K., 2007. Assessing farm innovations and responses to policies: a review of bio-economic farm models. *Agricultural Systems* 94, 622–636.
- Jeffery, H.B.; Berg, R.T.; Hardin, R.T. 1971. Factors influencing milk yield of beef cattle. *Canadian Journal of Animal Science*. 51(3): 551-560.
- Johnson, I.R., Lodge, G.M., White, R.E., 2003. The Sustainable Grazing Systems Pasture Model: description, philosophy and application to the SGS National Experiment. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 43, 711–728.
- Johnson, I.R., 2011. Testing and evaluating large-scale agricultural simulation models. Perth, WA. In: Chan, F., Marinova, D., Anderssen, R.S. (Eds.), MOD- SIM2011, 19th International Congress on Modelling and Simulation –Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand; Perth, WA; Australia; December 2011, 84-96.
- Johnson, J.J., Dunn, B.H., Radakovich, J.D., 2010. Understanding cow size and efficiency. *Proceedings Beef Improvement Federation Annual Research Symposium and Annual Meeting*. Columbia, MO, 52-70.
- Jones, C.A., 1985. C4 grasses and cereals: growth, development and stress response. 1st Ed. Wiley & Sons (Ed). New York. US. 417p.
- Jones, J.W., Luyten, J.C., 1998. Simulation of biological processes. In: “Agricultural systems modeling and simulation”. (Peart, RM y Curry, RB, Eds.). Marcel Dekker, Inc. New York, USA. 19-62.
- Kahn, H.E., Lehrer, A.R., 1984. A dynamic model for the simulation of cattle herd production systems: Part 3--Reproductive performance of beef cows. *Agricultural Systems* 13, 143-59.
- Kahneman, D., 2012. *Pensar rápido, pensar despacio*. 2ª Edición Debate. 672p.
- Kaine, G.W., Tozer, P.R., 2005. Stability, resilience and sustainability in pasture based grazing systems. *Agricultural systems* 83, 27-48.
- Kelly, K.L., 1998. A systems approach to identifying decisive information for sustainable development. *European Journal of Operational Research* 109, 452-464.
- Kleijnen, J.P.C., 1995. Verification and validation of simulation models. *European J. Operational Research* 82, 145-162.
- Konikow, L.P., Bredehoeft, J.D., 1992. Growth-water models cannot be validated. *Advance in Water Resources* 15, 75-83.
- Kosko, B., 1986. Fuzzy cognitive maps. *International Journal of Man-Machine Studies* 24, 65–75.

- Koulouriotis, D.E., Diakoulakis, I.E., Emiris, D.M., Zopounidis, C.D., 2005. Development of dynamic cognitive networks as complex systems approximators: Validation in financial time series. *Applied Soft Computing* 5, 157–179.
- Kraatz, S., 2012. Energy intensity in livestock operations – Modeling of dairy farming systems in Germany. *Agricultural Systems* 110, 90-106.
- Kragt, M.E., Pannell, D.J., Robertson, M.J., Thamo, T., 2012. Assessing costs of soil carbon sequestration by crop-livestock farmers in Western Australia. *Agricultural Systems* 112, 27–37.
- Krueger, T., Page, T., Hubacek, K., Smith, L., Hiscock, K., 2012. The role of expert opinion in environmental modelling. *Environmental Modelling and Software* 36, 4-18.
- Lammerts van Bueren, E., Blom, E.M., 1997. Hierarchical Framework for the formulation of sustainable forest management standards. Principles criteria indicators. Wageningen, NL, The Tropenbos Foundation. 82p.
- Landais, E., 1998. Modelling farm diversity new approaches to typology building in France. *Agricultural Systems* 58, 505–527.
- Lane, D.C., Oliva, R., 1998. The greater whole: Towards a synthesis of system dynamics and soft systems methodology. *European Journal of Operational Research* 107, 214-235.
- Langfield-Smith, K., 1992. Exploring the need for a shared cognitive map. *Journal of Management Studies* 29, 349–367.
- Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., Valentim, J.F., Ramos, F., Alves-Pinto, H.N., 2014. Intensification of cattle ranching production systems: socioeconomic and environmental synergies and risks in Brazil. *Animal* 8(8), 1255–1263.
- Lauenroth, W.K., Sala, O., 1992. Long-term forage production of North American shortgrass steppe. *Ecological Applications* 2, 397-403.
- Le Gal, P.-Y., Merot, A., Moulin, C.H., Navarrete, M., Wery, J., 2010. A modelling framework to support farmers in designing agricultural production systems. *Environmental Modelling and Software* 25, 258–268.
- Le Gal, P.-Y., Dugué, P., Faure, G., Novak, S., 2011. How does research address the design of innovative agricultural production systems at the farm level? A review. *Agricultural Systems* 104, 714–728.
- Leeuwis, C., 2000. Reconceptualizing participation for sustainable rural development: towards a negotiation approach. *Development and Change* 31, 931–959.
- Loch, D., Rethman, N., van Niekerk, W., 2004. Warm-Season (C4) Grasses. *Agronomy Monograph* 45.
- Lopez-Ridaura, S., Masera, O., Astier, M., 2002. Evaluating the sustainability of complex socio- environmental systems. The MESMIS framework. *Ecological Indicators* 2, 135–148.

- Lopez-Ridaura, S., 2005. Multiscale Methodological Framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management system. *Environment Development and Sustainability* 7, 51–69.
- Lovell, S.T., DeSantis, S., Nathan, C.A., Olson, M.B., Méndez, E., Kominami, H.C., Erickson, D., Morris, K.S., Morris, W.B., 2010. Integrating agroecology and landscape multifunctionality in Vermont: An evolving framework to evaluate the design of agroecosystems. *Agricultural Systems* 103, 327–341
- Lowrance, R., Stinner, B.R. and House, G.J., 1984. *Agricultural Ecosystems: Unifying Concepts*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Ludlow, M.M., 1985. Photosynthesis and dry matter production in C3 and C4 pasture plants, with special emphasis on tropical C3 legumes and C4 grasses. *Australian Journal of Plant Physiology* 12, 557-572.
- Ludwig, D., Mangel, M., Haddad, B., 2001. Ecology, conservation, and public policy. *Annual Review of Ecological Systems* 32, 481–517.
- Lynam, K.J., Herdt, R.W., 1989. Sense and sustainability: sustainability as an objective in international agricultural research. *Agricultural Economics* 3, 381–398.
- Macdonald, K.A., Beca, D., Penno, J.W., Lancaster, J.A.S., Roche, J.R., 2011. Short communication: effect of stocking rate on the economics of pasture-based dairy farms. *Journal of Dairy Science* 94, 2581–2586.
- Magne, M.A., Cerf, M., Ingrand, S., 2012. Understanding beef-cattle farming management strategies by identifying motivations behind farmers' priorities. *Animal*, 6 (6), 971–979.
- MAGyP., 2011. Información Sectorial. Caracterización de la Producción Ganadera por Provincia. Recuperado el 1 de marzo de 2015, de <http://www.minagri.gob.ar/>
- Marchant, D.D., 2003. A study of the effects of dairy farmers personalities on their risk attitudes, decision making processes and risk management. PhD Thesis University of Queensland, St Lucia, QLD, Australia.
- Markóczy, L., Goldberg, J., 1995. A method for eliciting and comparing causal maps. *Journal of Management* 21 (2), 305–333.
- Markoczy, L., 1997. Measuring beliefs: Accept no substitutes. *Academy of Management Journal* 40 (5), 1228–1242.
- Markoczy, L., 2000. National culture and strategic change in belief formation. *Journal of International Business Studies* 31 (3), 427–442.
- Marra, M., Pannell, D.J., Abadi Ghadim, A., 2003. The economics of risk, uncertainty and learning in the adoption of new agricultural technologies: where are we on the learning curve? *Agricultural Systems* 75, 215-234.
- Marten, G.G., 1988. Productivity, stability, sustainability, equitability and autonomy as properties for agroecosystem assessment. *Agricultural Systems* 26, 291-316.

- Martin, G., Martin-Clouaire, R., Rellier J.-P., Duru, M., 2011. A simulation framework for the design of grassland-based beef-cattle farms. *Environmental Modelling and Software* 26, 371-385.
- Martin, G., Duru, M., Schellberg, J., Ewert, F., 2012. Simulations of plant productivity are affected by modelling approaches of farm management. *Agricultural Systems* 109, 25-34.
- Martínez Calsina, L., 2009. Compensación tamaño densidad de macollos en pasturas de *Chloris gayana* (Kunth) cv Finecut sometidas a diferentes regímenes de defoliación. Tesis Magister Scientie. Facultad de Ciencias Agrarias. U.N.MdP, 41p.
- Martínez Calsina, L., Agnusdei, M.G., Assuero, S.G., Pérez, H., 2012. Size/density compensation in *Chloris gayana* Kunth cv. Fine Cut subjected to different defoliation regimes. *Grass and Forage Science* 67(2), 255-262.
- Maseda, F., Díaz, F., Alvarez, C., 2004. Family dairy farms in Galicia (N.W. Spain): classification by some family and land factors relevant to quality of life. *Biosystems Engineering* 87 (4), 509–521.
- Matson, P., Vitousek, P., 2006. Agricultural intensification: will land spared from farming be land spared for nature? *Conservation Biology* 20, 709–710.
- Matthews, K.B., Rivington, M., Blackstock, K., McCrum, G., Buchan, K., Miller, D.G., 2011. Raising the bar? The challenges of evaluating the outcomes of environmental modelling and software. *Environmental Modelling and Software* 26 (3), 247-257.
- McArthur, D., Dillon, J.L., 1971. Risk, utility and stocking rate. *Australian Journal of Agricultural Economics*, 15(1), 20-35.
- McCall, D.G., Bishop-Hurley, G.J., 2003. A pasture growth model for use in a whole-farm dairy production model. *Agricultural Systems* 76, 1183-1205.
- McCown, R.L., 2002. Changing systems for supporting farmers' decisions: problems, paradigms, and prospects. *Agricultural Systems* 74, 179–220.
- McDermott, J.J., Staal, S.J., Freeman, H.A., Herrero, M., Van de Steeg, J.A., 2010. Sustaining intensification of smallholder livestock systems in the tropics. *Livestock Science* 130, 95–109.
- McKee, T.B., Doesken, N.J., Kleist, J., 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales, Preprints, 8th Conference on Applied Climatology, 17-22 January, Anaheim, CA.
- McKeon, G.M., Rickert, K.G., Scattini, W.J., 1986. Tropical pastures in the farming system: case studies of modeling integration through simulation. *Proceedings of Third Australian Conference on Tropical Pastures*. (Eds. G.J. Murtagh and R.M. Jones). Tropical Grassland Society, Brisbane, 91-100.
- Meinke, H., Baethgen, W.E., Carberry, P.S., Donatelli, M., Hammer, G.L., Selvaraju, R., Stockle, C.O., 2001. Increasing profits and reducing risks in crop production using participatory systems simulation approaches. *Agricultural Systems* 70, 493–513.

Melton, A.A.; Riggs, J.K.; Nelson, L.A.; Cartwright, T.C. 1967. Milk production, composition and calf gains of Angus, Charolais and Hereford cows. *Journal of Animal Science* 26, 804-809.

Melucci, L.M., 1995. Eficiencia reproductiva. En *Genética zootécnica de bovinos para carne* (Molinuevo Ed.). INTA, Balcarce, Argentina. 27-62.

Menchaca, M.A., Chase Jr, C.C., Olson, T.A., Hammond A.C., 1996. Evaluation of growth curves of Brahman cattle of various frame sizes. *Journal of Animal Science* 74, 2140-2151.

Milán, M.J., Arnalte, E., Caja, G., 2003. Economic profitability and typology of Ripollesa breed sheep farms in Spain. *Small Ruminant Research* 49, 97–105.

Milán, M.J., Bartolomé, J., Quintanilla, R., García-Cachán, M., Espejo, M., Herraiz, P., Sánchez-Recio, J., Piedrafita, J., 2006. Structural characterization and typology of beef cattle farms of Spanish wooded rangelands (dehesas). *Livestock Science* 99, 197–209.

Milgroom, J., Giller, K.E., 2013. Courting the rain: Rethinking seasonality and adaptation to recurrent drought in semi-arid southern Africa. *Agricultural Systems* 118, 91–104.

Mills, J.A.N., Kerbreab, E., Yates, C.M., Crompton, L.A., Cammell, S.B., Dhanoa, M.S., Agnew, R.E., France, J., 2003. Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *Journal of Animal Science* 81, 3141-3150.

Mitchell, P.L., 1997. Misuse of regression for empirical validation of models. *Agricultural Systems* 54, 313-326.

Monjardino, M., Revell, D., Pannell, D.J., 2010. The potential contribution of forage shrubs to economic returns and environmental management in Australian dryland agricultural systems. *Agricultural Systems* 103, 187-197.

Montaño-Bermudez, M., Nielsen, M.K., 1990. Biological efficiency to weaning and to slaughter of crossbred beef cattle with different genetic potential for milk. *Journal of Animal Science* 68, 2297-2309.

Monti, M., Delgado, G., Correa Luna, M., Jozami, D., 2013. Introducción de la grama Rhodes para el aumento de la oferta forrajera en bajos alcalinos del sur de Santa Fe. Informe técnico 58. Jornada Forrajeras Tropicales, INTA, 11-19.

Montiel, F., Ahuja, C., 2005. Body condition and suckling as factors influencing the duration of postpartum anestrus in cattle: a review. *Animal Reproduction Science* 85, 1–26.

Montzka, S.A., Dlugokencky, E.J., Butler, J.H., 2011. Non-CO₂ greenhouse gases and climate change. *Nature* 476, 43–50.

Morecroft, J.D., 2007. Strategic modelling and business dynamics. A feedback systems approach. Eds John Wiley y Sons Ltd, England. 466p.

Moser, L., Burson, B and Sollenberger, L., 2004. Warm-Season Grasses. Moser, L., Burson, B and Sollenberger, L (ed.). American Society of Agronomy Monograph Series. 1171 p.

Nabinger, C., Carvalho, P.C.F., 2009. Ecofisiología de sistemas pastoriles: aplicaciones para su sustentabilidad. *Agrociencia* 13, 18–27.

Nahed, J., Castel, J.M., Mena, Y., Caravaca, F., 2006a. Appraisal of the sustainability of dairy goat systems in Southern Spain according to their degree of intensification. *Livestock Science* 101, 10–23.

Nahed, J., García-Barrios, L., Mena, Y., Castel, J.M., 2006b. Use of indicators to evaluate sustainability of animal production systems. In: Men (ed.), Castel (ed.), Morand-Fehr. (ed.). *Analyse technico-économique des systèmes de production ovine et caprine: méthodologie et valorisation pour le développement et la prospective*. 205-211.

National Research Council (NRC), 1996. Nutritional requirements of beef cattle. Update 2000. Seventh Revised Edition. National Academy Press, Washington, USA.

Newig, J., Gaube, V., Berkhoff, K., Kaldrack, K., Kastens, B., Lutz, J., Schlussmeier, B., Adensam, H., Haberl, H., 2008. The role of formalisation, participation and context in the success of public involvement mechanisms in resource management. *Systemic Practice and Action Research* 21, 423–441.

Nguyen, TG y de Kok, JL. 2007. Systematic testing of an integrated systems model for coastal zone management using sensitivity and uncertainty analyses. *Environmental Modelling and Software* 22, 1572-1587.

Northcutt, S.L., Wilson, D.E., Willham, R.L., 1992. Adjusting weight for body condition score in Angus cows. *Journal of Animal Science* 70, 1342-1345.

Observatorio Ganadero, 2013. Caracterización regional: Noroeste argentino. Observatorio de la Cadena de la Carne Bovina de Argentina, informe 3. Argentina, 14p

Odum, E.P., 1984. Properties of agro-ecosystems. In: “Agricultural ecosystems: Unifying concepts (Lowrance, R., Stinner, B.R. and G.J. House, Eds.)”. John Wiley & Sons, New York, USA. 5-11.

Odum, E.P., Barret, G.W., 2006. Fundamentos de ecología. Brooks Cole, Thomson Learning, Inc., Bangalore, India, 188p.

Okey, B., 1996. Systems approaches and properties, and agroecosystem health. *Journal of Environmental Management* 48, 187-199.

Olson, L.W., Peschel, D.E., Paulson, W.H., Rutledge, J.J., 1982. Effects of cow size on cow productivity and on calf growth, postweaning growth efficiency and carcass traits. *Journal of Animal Science* 54, 704-712.

Olsson, P., Folke, C., 2001. Local ecological knowledge and institutional dynamics for ecosystem management: a study of Lake Racken watershed, Sweden. *Ecosystems* 4, 85-104.

- Orellana, C., Peña, F., García, A., Perea, J., Martos, J., Domenech, V., Acero, R., 2009. Carcass characteristics, fatty acid composition, and meat quality of Criollo Argentino and Braford steers raised on forage in a semi-tropical region of Argentina. *Meat Science* 81, 57-64.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K. and Belitz, K., 1994. Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science* 263, 641-646.
- Oreskes, N., 1998. Evaluation (not validation) of quantitative models. *Environmental Health Perspectives* 106(6), 1453-1460.
- Ortolani, L., McRoberts, N., Dendoncker, N., Rounsevell, M., 2010. Analysis of farmers' concepts of environmental management measures: an application of cognitive maps and cluster analysis in pursuit of modelling agents' behaviour. In: Glykas, M. (Ed.), *Fuzzy Cognitive Maps*. Vol 247. Springer, 363–381.
- Owens, F.N., Dubeski, P., Hanson, C.F., 1993. Factors that alter the growth and development of ruminants. *Journal of Animal Science* 71, 3138-3150.
- Özesmi, U., Özesmi, S., 2003. A participatory approach to ecosystem conservation: fuzzy cognitive maps and stakeholder group analysis in Uluabat lake, Turkey. *Environmental Management* 31, 518–531.
- Özesmi, U., Özesmi, S.L., 2004. Ecological models based on people's knowledge: a multi-step fuzzy cognitive mapping approach. *Ecological Modelling* 176, 43–64.
- Pacín, F., Oesterheld, M., 2014. In-farm diversity stabilizes return on capital in Argentine agro-ecosystems. *Agricultural Systems* 124, 51–59.
- Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C., Huirne, R., 2004. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92, 273–288.
- Pacini, G.C., Jeroen C.J., Groot, F.B., Concetta, V., Dogliotti, S., 2010. Systematic evaluation of indicator sets for farming system diagnosis and design. Methods and procedures for building sustainable farming systems. European IFSA Symposium.
- Pang, H., Makarechian, M., Basarab, J.A., Berg, R.T., 1999. Structure of a dynamic simulation model for beef cattle production systems. *Canadian Journal of Animal Science* 79, 409-417.
- Pannell, D.J., 1999. On the estimation of on-farm benefits of agricultural research. *Agricultural Systems* 61, 123-134.
- Pannell, D.J., Schilizzi, S., 1999. Sustainability agriculture: a matter of ecology, equity, economic efficiency or experience? *Journal of Sustainable Agriculture* 13(4), 57-66.
- Pannell, D.J., Glenn, N.A., 2000. A framework for the economic evaluation and selection of sustainability indicators in agriculture. *Ecological Economics* 33, 135–149.
- Papageorgiou, E.I., Markinos, A., Gemptos, T., 2009. Application of fuzzy cognitive maps for cotton yield management in precision farming. *Expert Systems with Applications* 36, 12399–12413.

- Papageorgiou, E.I., 2011. A new methodology for decisions in medical informatics using fuzzy cognitive maps based on fuzzy rule-extraction techniques. *Applied Soft Computing* 11, 500–513.
- Papageorgiou, E.I., Kontogianni, A., 2012. Using fuzzy cognitive mapping in environmental decision making and management: a methodological primer and an application. In: Young, S (ed.) *International Perspectives on Global Environmental Change*, 427–450.
- Parker, D.C., Manson, S.M., Janssen, M.A., Hoffmann, M., Deadman, P., 2003. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: a Review. *Annals of the Association of American Geographers* 93 (2), 314-337.
- Parsons, A.J., Chapman, D.F., 2000. The principles of pasture growth and utilisation. 31-89. In: *Grass –its production and utilisation*. Third Edition. Ed. A. Hopkins. British Grassland Society. Blackwell Scientific Publications.
- Pervanchon, F., Bockstaller, C., Girardin, P., 2002. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agricultural Systems* 72, 149-172.
- Pimentel, D., 1992. Energy in Farm Production. In: Fluck, R.C. (ed) *Energy in World Agriculture*. Vol. 6. Elsevier. Amsterdam, pp. 13-29.
- Pimentel, D., Pimentel, M.H., 2008. *Food, energy and society*. Third Edition. CRC Press, Taylor & Francis Group. 380p.
- Pinch, S., Sunley, P., Macmillen, J., 2010. Cognitive mapping of creative practice: a case study of three English design agencies. *Geoforum* 41, 377–387.
- Popper, R., Andino, K., Bustamante, M., Hernandez, B., Rodas, L., 1996. Knowledge and beliefs regarding agricultural pesticides on rural Guatemala. *Environmental Management* 20 (2), 241–248.
- Poppi, D.P., Minson, D.J., Ternouth, J.H., 1981. Studies of cattle and sheep eating leaf and stem fractions of grasses. I. The voluntary intake, digestibility and retention time in the reticulorumen. *Australian Journal of Agricultural Research* 32: 99-108.
- Poppi, D.P., McLennan, S.R., 1995. Protein and energy utilization by ruminants at pasture. *Journal of Animal Science* 73, 278-290.
- Prell, C., Hubacek, K., Reed, M., Burt, T., Holden, J., Jin, N., Quinn, C., Sendzimir, J., Termansen, M., 2007. If you have a hammer everything looks like a nail: traditional versus participatory model building. *Interdisciplinary Science Reviews* 32, 1-20.
- Pretty, J.N., 2008. *Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence*. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences 363, 447–466.
- Prigogine, I., 1997. *The End of Certainty: Time, Chaos, and the New Laws of Nature*. Free Press, New York, p. 240.

- Provenza, F.D., 2008. What does it mean to be locally adapted and who cares anyway? *Journal of Animal Science* 86, 271-284.
- Quesenberry, K.H., Ocumpaugh, W.R., 1980. Crude protein, IVOMD, and yield stockpiled limpograsses. *Agronomy Journal* 72, 1021-1024.
- Radrizzani, A., Nasca, J., 2014. The effect of *Leucaena leucocephala* on beef production and its toxicity in the Chaco Region of Argentina. *Tropical Grasslands* 2, 127-129.
- Rae, D.O., Kunkle, W.E., Chenoweth, P.J., Sand, R.S., Tran, T., 1993. Relationship of parity and body condition score to pregnancy rates in Florida beef cattle. *Theriosgenology* 39, 1143-1152.
- Rajaram, T., Das, A., 2010. Modeling of interactions among sustainability components of an agro-ecosystem using local knowledge through cognitive mapping and fuzzy inference system. *Expert Systems with Applications* 37, 1734–1744.
- Raymond, C., Fazey, I., Reed, M., Lidsay, S.C., Robinson, G., Evely, A., 2010. Integrating local and scientific knowledge for environmental management. *Journal of Environmental Management* 91, 1766–1777.
- Reed, M.S., Dougill, A.J., 2002. Participatory selection process for indicators of rangeland condition in the Kalahari. *The Geographical Journal* 168, 224–234.
- Reed, M., Fraser, E.D.G., Morse, S., Dougill, A.J., 2005. Integrating Methods for Developing Sustainability Indicators to Facilitate Learning and Action. *Ecology and Society* 10(1). <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/resp3/>
- Reed, M.S., Kenter, J., Bonn, A., Broad, K., Burt, T.P., Fazey, I.R., Fraser, E.D.G., Hubaceki, K., Nainggolan, D., Quinn, C.H., Stringer, L.C., Ravera, F., 2013. Participatory scenario development for environmental management: A methodological framework illustrated with experience from the UK uplands. *Journal of Environmental Management* 128, 345-362.
- Refsgaard, K., Halberg, N., Kristensen, E.S., 1998. Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. *Agricultural Systems* 57, 599–630.
- Renquist, B.J., Oltjen, J.W., Sainz, R.D., Calvert, C.C., 2006. Relationship between body condition score and production of multiparous beef cows. *Livestock Science* 104, 147–155.
- Reynolds, M., 2014. Equity-focused developmental evaluation using critical systems thinking. *Evaluation* 20(1), 75 –95.
- Ricci, H.R., Guzmán, L.P., 1992. Efecto de la fecha de rezago sobre la producción de materia seca, disponibilidad y calidad invernal del diferido de grama Rhodes cv. Tuc La Oriental (*Chloris gayana* Kunth). *Revista Industrial y Agrícola de Tucumán* 69, 1-5.
- Ricci, H., Guzmán, P., Pérez, P., Juárez, V., Díaz, A., 1997. Producción de materia seca de siete gramíneas tropicales bajo tres frecuencias de corte. *Pasturas Tropicales* 19, 45-49.

Ricci H. R., Pérez P. G., Albarracín V. y Toranzos M.R. 2000. Grama Rhodes (*Chloris gayana* Kunth, cv común) diferida. Fecha de rezago y producción de materia seca. XVI Reunión Latinoamericana de Producción Animal. Montevideo.

Ricci H. R., Toranzos M.R., 2004. Índice de calidad de cuatro gramíneas tropicales en cuatro estados fenológicos. Congreso AAPA, 3p

Ricci, H.R., 2006. Producción primaria de cuatro gramíneas tropicales perennes cultivadas en la Llanura Deprimida de Tucumán. Tesis de Maestría. UNT, Argentina.

Riechers, R.K., Conner, J.R., Heitschmidt, R.K., 1989. Economic consequences of alternative stocking rate adjustment tactics: a simulation approach. *Journal of Range Management*. 42, 165-171.

Righi, E., Dogliotti, S., Stefanini, F.M., Pacini, G.C., 2011. Capturing farm diversity at regional level to up-scale farm level impact assessment of sustainable development options. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142, 63–74.

Riley, J., 2001. Indicator quality for assessment of impact of multidisciplinary systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87, 121–128.

Ripoll-Bosch, R., Díez-Unquera, B., Ruiz, R., Villalba, D., Molina, E., Joy, M., Olaizola, A., Bernués, A., 2012. An integrated sustainability assessment of mediterranean sheep farms with different degrees of intensification. *Agricultural Systems* 105, 46–56

Rivington, M., Matthews, K.B., Bellocchi, G., Buchan, K., Stöckle, C.O., Donatelli, M., 2007. An integrated assessment approach to conduct analyses of climate change impacts on whole-farm systems. *Environmental Modelling and Software* 22, 202-210.

Robinson, L.W., Ericksen, P.J., Chesterman, S., Worden, J.S., 2015. Sustainable intensification in drylands: What resilience and vulnerability can tell us. *Agricultural Systems* 135, 133–140.

Robson, B.J., Hamilton, D.P., Webster, I.T., Chan, T., 2008. Ten steps applied to development and evaluation of process-based biogeochemical models of estuaries. *Environmental Modelling and Software* 23 (4), 367-384.

Romera, A.J., 2004. Simulation of cow-calf systems in the Salado Region of Argentina. PhD Thesis. Massey University, New Zealand. 174p.

Romera, A.J., Morris, S.T., Hodgson, J; Stirling, W.D., Woodward, S.J.R., 2004. A model for simulating rule-based management of cow–calf systems. *Computers and Electronics in Agriculture* 42, 67-86.

Romera, A.J., Morris, S.T., Hodgson, J., Stirling, W.D., Woodward, S.J.R., 2005. Comparison of haymaking strategies for cow-calf systems in the Salado Region of Argentina using a simulation model. 1. Effect of herbage mass at cutting and cow stocking rate under a rigid system of management. *Grass and Forage Science* 60, 399-408.

- Romera, A.J., Morris, S.T., Hodgson, J., Stirling, W.D., Woodward, S.J.R., 2006. The influence of replacement policies on stability of production in a simulated cow-calf farm system, *New Zealand Journal of Agricultural Research* 49(1), 35-44.
- Romera, A.J., Burges, J.C., Morris, S.T., Hodgson, J., Woodward, S.J.R., 2008. Modelling spring and autumn calving systems in beef herds of the Salado region of Argentina. *Livestock Science* 115, 62–72.
- Romera, A.J., McCall, D.G., Lee, J.M., Agnusdei, M.G., 2009. Improving the McCall herbage growth model. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 52, 477-494.
- Romera, A., Beukes, P., Clark, D., Clark, C., Tait, A., 2013. Pasture growth model to assist management on dairy farms: Testing the concept with farmers. *Japanese Society of Grassland Science, Grassland Science* 59, 20–29.
- Rouwette, E., Vennix, J., Mullekom, T., 2002. Group model building effectiveness: a review of assessment studies. *System Dynamics Review* 18 (1), 5–45.
- Ruiz, D.E.M., Pardo Sempere, L., García Martínez, A., Rodriguez Alcaide, J.J., Pamio, J.O., Peña Blanco, F., Domenech García, V., 2000. Technical and allocative efficiency analysis for cattle fattening on Argentina Pampas. *Agricultural Systems* 65, 179-199.
- Rutherford, L., Nicol, A.M., Logan, C.M., 2003. Recognising the limits to live weight reproduction relationships in ewes. In: *Proceedings of New Zealand Society of Animal Production* 63, 140-143.
- Rykiel, E.J., 1984. Modeling agro-ecosystems: lessons from ecology. In: “Agricultural ecosystems: Unifying concepts (Lowrance, R., Stinner, B.R. and G.J. House, Eds.)”. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Rykiel, E.J., 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling* 90, 229-244.
- Sala, O.E., 2001. Productivity of temperate grasslands. In *Terrestrial Global Productivity*. Academic Press. 285-300.
- Salmon, L., Donnelly, J., 2007. Pasture Systems: Managing for a Variable Climate. 22nd Annual Conference of the Grassland Society of NSW. 74-79.
- Sampath, R.K., 1988. Equity measures for irrigation system performance evaluation. *Water International* 13, 25–32.
- Sandell, K., 1996. Sustainability in theory and practice: a conceptual framework of eco-strategies and a case study of low-resource agriculture in the dry zone of Sri Lanka. In: Hjort-af-Ornäs, A. (Ed.), *Approaching Nature from Local Communities: Security Perceived and Achieved*. Linköping University, Linköping, Sweden, 163–197.
- Sanders, J.O., 1974. A model of reproductive performance in the bovine female. M.S. Thesis, Texas A&M University, College Station, Texas.
- Savory, A., 1999. *Holistic Management. A new framework for decision making*. Second Edition. Island Press, Washington, DC, USA. 623p.

- Schaffernicht, M., Groesser, S.N., 2011. A comprehensive method for comparing mental models of dynamic systems. *European Journal of Operational Research* 210, 57–67.
- Schaffernicht, M., Groesser, S.N., 2014. The SEXTANT software: A tool for automating the comparative analysis of mental models of dynamic systems. *European Journal of Operational Research* 238, 566–578.
- Schils, R.L.M., Olesen, J.E., del Prado, A., Soussana, J.F., 2007. A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science* 112, 240–251.
- Scholtz, M.M., McManus, C., Okeyo, A.M., Theunissen, A., 2011. Opportunities for beef production in developing countries of the southern hemisphere. *Livestock Science* 142, 195–202.
- Schut, M., Klerkx, L., Rodenburg, J., Kayeke, J., Hinnou, L.C., Raboanarielina, C.M., Adegbola, P.Y., van Ast, A., Bastiaans, L., 2015. RAAIS: Rapid Appraisal of Agricultural Innovation Systems (Part I). A diagnostic tool for integrated analysis of complex problems and innovation capacity. *Agricultural Systems* 132, 1–11.
- Seiler, R.A., 2007. Cambio climático y variabilidad climática: necesidad de nuevas estrategias de adaptación en los sistemas de producción ganadera. *Revista Argentina de Producción Animal* 27(2), 99-117.
- Senge, P., 2009. *La quinta disciplina. El arte y la práctica de la organización abierta al aprendizaje*. Ed. Granica 2ª edición, 9ª reimpresión. ISBN 978-950-641-430-6.
- Serrano, E., Lavín, P., Giradles, F.J., Bernuès, A., Ruíz, A., 2004. Classification variables of cattle farms in the mountains of León, Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research* 2 (4), 504–511.
- Shaffer, M.J., Brodahl, M.K., 1998. Rule-based management for simulation in agricultural decision support systems. *Computers and Electronics in Agriculture* 21, 135-152.
- Shively, G., Pagiola, S., 2004. Agricultural intensification, local labor markets, and deforestation in the Philippines. *Environment and Development Economics* 9, 241–266.
- Sietz, D., Lüdeke, M.K.B., Al, E., 2011. Categorisation of typical vulnerability patterns in global drylands. *Global Environmental Change* 21, 431–440.
- Simon, H.A. 1955. A behavioral model of rational choice. *Quarterly Journal of Economics* 69, 99–118.
- Simpson, J.R., Wilcox, C.J., 1982. Determination of Optimum Cattle Systems for Tropical and Subtropical Livestock Enterprises. *Journal of Dairy Science* 65, 1055-1066.
- Smith, F.P., Holzworth, D.P., Robertson, M.J., 2005. Linking icon-based models to code-based models: a case study with the agricultural production systems simulator. *Agricultural Systems* 83, 135-151.

- Smith, P., 2012. Delivering food security without increasing pressure on land. *Global Food Security* 2, 18–23.
- Soni, P., Taewichit, C., Salokhe, V., 2013. Energy consumption and CO₂ emissions in rainfed agricultural production systems of Northeast Thailand. *Agricultural Systems* 116, 25-36.
- Soussana, J.F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20, 219–230.
- Spedding, C.R.W. 1984. Agricultural systems and the role of modeling. In: “Agricultural ecosystems: Unifying concepts (Lowrance, R., Stinner, B.R. and G.J. House, Eds.)”. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Spedding, CRW. 1988. An introduction to agricultural systems. Second Edition. Elsevier Applied Science, London and New York.
- Steiner, R.A., Walter, M.F., 1992. The effect of allocation and scheduling rules on equity and productivity in irrigation systems. *Agricultural Water Management* 21, 297-312.
- Steinfeld, H., Wassenaar, T., 2007. The Role of Livestock Production in Carbon and Nitrogen Cycles. *Annual Review of Environment and Resources* 32, 271-294.
- Sterk, B., Van Ittersum, M.K., Leeuwis, C., Wijnands, F.G., 2007. Prototyping and farm system modelling—partners on the road towards more sustainable farm systems? *European Journal of Agronomy* 26, 401–409.
- Sterman, J.D., 2000. *System Dynamics: Thinking Systems and Modeling for a Complex World*. Irwin/McGraw-Hill, Boston. 982p.
- Stoorvogel, J.J., Antle, J.M., Crissman, C.C., Bowen, W., 2004. The tradeoff analysis model: integrated bio-physical and economic modeling of agricultural production systems. *Agricultural Systems* 80, 43–66.
- Stringham, T.K., Krueger, W.C., Shaver, P.L., 2003. State and transition modeling: an ecological process approach. *Journal of Range Management* 56, 106-113.
- Stritzler, N.P., Petruzzi, H.J., Frasinelli, C.A., Veneciano, J.H., Ferri, C.M., Viglizzo, E.F., 2007. Variabilidad climática en la Región Semiárida Central Argentina. Adaptación tecnológica en sistemas extensivos de producción animal. *Revista Argentina de Producción Animal* 27(2), 113-125.
- Sydorovych, O., Wossink, A., 2008. The meaning of agricultural sustainability: Evidence from a conjoint choice survey. *Agricultural Systems* 98, 10–20.
- Tanure, S., Nabinger, C., Becker, J.L., 2013. Bioeconomic model of decision support system for farm management. Part I: Systemic conceptual modeling. *Agricultural Systems* 115, 104–116.
- Taylor, D.C., 1990. On-farm sustainable agriculture research: lessons from the past, directions for the future. *Journal of Sustainable Agriculture* 1(2), 43–87.

- Tedeschi, L.O., 2006. Assessment of the adequacy of mathematical models. *Agricultural Systems* 89, 225-247.
- Tellarini, V., Caporali, F., 2000. An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: an application of indicators to farms in central Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77, 111–123.
- The Royal Society, 2009. Reaping the Benefits: Science and the Sustainable Intensification of Global Agriculture. Available from: <<http://royalsociety.org/Reapingthebenefits/>>.
- Thor, C., Kinkendall, E., 1982. Energy conservation. Manhattan, KS: Extension Engineering, Kansas State University.
- Thornley, J.H.M., France, J., 2007. *Mathematical Models in Agriculture. Quantitative Methods for the plant, animal and ecological sciences.* 2nd Edition, CABI, 887p.
- Thornton, P.K., van de Steeg, J., Notenbaert, A., Herrero, M., 2009. The impacts of climate change on livestock and livestock systems in developing countries: A review of what we know and what we need to know. *Agricultural Systems* 101, 113–127.
- Tisdell, C., 1996. Economic indicators to assess the sustainability of conservation farming projects: an evaluation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 57, 117–131.
- Tidwell, V.C., van den Brink, C., 2008. Cooperative modelling: linking science, communication and ground water planning. *Ground Water* 46, 174-182.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 108, 20260–20264. doi:10.1073/pnas.1116437108.
- Tittonell, P., 2014. Livelihood strategies, resilience and transformability in African agroecosystems. *Agricultural Systems* 126, 3–14.
- Torell, L.A., Lyon, K.S., Godfrey, E.B., 1991. Long-run versus short-run planning horizons and the rangeland stocking rate decision. *American Journal of Agricultural Economics* 73(3), 795-807.
- Torres Bruchamann, E., 1977. Atlas agroclimático y bioclimático de Tucumán (2ª parte). *Publicación Especial N° 10*, Universidad Nacional de Tucumán, 13p.
- Torres Bruchmann, E., 1981. *Climatología general y agrícola de la Provincia de Santiago del Estero.* Eds Universidad Nacional de Tucumán, 199p.
- Turner, B.L., Rhoades, R.D., Tedeschi, L.O., Hanagriff, R.D., McCuiston, K.C., Dunn, B.H., 2013. Analyzing ranch profitability from varying cow sales and heifer replacement rates for beef cow-calf production using systems dynamics. *Agricultural Systems* 114, 6-14.

- Uusitalo, L., Lehtikoinen, A., Helle, I., Myrberg, K., 2015. An overview of methods to evaluate uncertainty of deterministic models in decision support. *Environmental Modelling and Software* 63, 24-31.
- Valentine, I., 2005. An Emerging Model of a Systems Agriculturalist. *Systems Research and Behavioral Science* 22, 109-118.
- Van Cauwenbergh, N., Biala, K., Biolders, C., Brouckaert, V., Franchois, L., Garcia Ciudad, V., Hermy, M., Mathijs, E., Muys, B., Reijnders, J., Sauvenier, X., Valckx, J., Vanclooster, M., Van der Veken, B., Wauters, E., Peeters, A., 2007. SAFE—A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120, 229–242.
- van den Ban, A., 2011. Increasing labour productivity in agriculture and its implications. *Journal of Agricultural Education and Extension* 17 (5), 401–409.
- van Gigch, J.P., 1995. Capítulo 9 Problemas de medición y del dominio de las ciencias sociales. En “Teoría general de sistemas”. Ed TRILLAS, 4ta reimpression. 195-221.
- Vanwindekens, F.M., Stilmant, D., Baret, P.V., 2013. Development of a broadened cognitive mapping approach for analysing systems of practices in social–ecological systems. *Ecological Modelling* 250, 352–362.
- Vargas, C.A., Olson, T.A., Chase Jr, C.C., Hammond, A.C., Elzo, M.A., 1999. Influence of Frame Size and Body Condition Score on Performance of Brahman Cattle. *Journal of Animal Science* 77, 3140-3149.
- Vayssières, J., Guerrin, F., Paillat, J.M., Lecomte, P., 2009. GAMEDE: A global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises Part I – Whole-farm dynamic model. *Agricultural Systems* 101, 128-138.
- Vayssières, J., Vigne, M., Alary, V., Lecomte, P., 2011. Integrated participatory modelling of actual farms to support policy making on sustainable intensification. *Agricultural Systems* 104, 146–161.
- Vázquez Amábile, G., Feldkamp, C., Baliña, R., Galbusera, S., Torroba, F., 2012. Tecnología para optimizar el uso del Nitrógeno en las actividades agrícola-ganaderas. Proyecto de Evaluación de Necesidades Tecnológicas para la Mitigación y Adaptación al Cambio Climático en la Argentina. MINCYT – PNUMA – Risoe Centre. 119 p.
- Veysset, P., Lherm, M., Bebin, D., 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems* 103, 41-50.
- Veysset, P., Lherm, M., Bébin, D., Roulenc, M., Benoit, M., 2014. Variability in greenhouse gas emissions, fossil energy consumption and farm economics in suckler beef production in 59 French farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 188, 180–191.
- Viglizzo, E.F., 1984. Limitaciones agroecológicas al desarrollo de sistemas de producción. *Revista Argentina de Producción Animal* 4, 1049-1079.

Viglizzo, E.F., 1986. Agroecosystems stability in the Argentine Pampas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 16, 1-12.

Viglizzo, E.F., Roberto, Z.E., 1989. Diversification, productivity and stability of agroecosystems in the Semi-arid Pampas of Argentina. *Agricultural Systems* 31, 279-290.

Viglizzo, E.F., 1994. The response of low-input agricultural systems to environmental variability: a theoretical approach. *Agricultural Systems* 44, 1-17.

Viglizzo, E.F., Roberto, Z.E., Filippin, M.C., Pordomingo, A.J., 1995. Climate variability and agroecological change in the Central Pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55, 7-16.

Viglizzo, E.F., 1996. La sustentabilidad en agricultura. ¿Cómo evaluar y medir? R.I.A. Ed. INTA. 26 (1), 1-15.

Viglizzo, E.F., Roberto, Z.E., 1998. On trade-offs in low-input agro-ecosystems. *Agricultural Systems* 56 (2), 253-264.

Viglizzo, E.F., 1999. Sustentabilidad ecológica y económica de la ganadería. *Revista Argentina de Producción Animal* 19 (1), 1-13.

Viglizzo, E.F., 2001. La trampa de Malthus. Agricultura, competitividad y medio ambiente. Editorial Universitaria de Buenos Aires. ISBN 950-23-1025-X.

Viglizzo, E.F., Lertora, F.A., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E., Del Valle, H., 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 81, 65–81.

Viglizzo, E.F., Pordomingo, A.J., Castro, M.G., Lértora, F.A., 2002. La sustentabilidad ambiental del agro pampeano. Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria. Ed. INTA. Argentina, 11-12.

Viglizzo, E.F., Pordomingo, A.J., Castro, M.G., Lértora, F., 2003. Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 87, 169-195.

Viglizzo, E.F., Pordomingo, A.J., Castro, M.G., Lértora, F.A., Bernardos, J.N., 2004. Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 101, 39–51.

Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L.V., Jobbagy, E.G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincén, D., Ricard, M.F., 2010a. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17, 959-973.

Viglizzo E.F., Carreño, L.V., Pereyra, H., Ricard, F., Clatt, J., Pincén, D., 2010b. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. 9-16. En: *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental*. Eds Viglizzo y Jobbagy.

Viglizzo, E.F., Jobbagy, E., 2010. Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental.

Villagra, S., 2005. Does product diversification lead to sustainable development of smallholder production systems in Northern Patagonia, Argentina?. PhD Thesis, Universitat Gottingen. 120p.

Villarreal, A.O., 2009. Adopción de tecnología en sistemas pecuarios. Tesis de Magister Scientiae. Facultad de Agronomía de Esperanza. UNL. 220p.

Voinov, A., Bousquet, F., 2010. Modelling with stakeholders. *Environmental Modelling and Software* 25(11), 1268-1281.

Volante, J.N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M.J., Viglizzo, E.F., Paruelo, J.M., 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154, 12–22.

von Wirén-Lehr, S., 2001. Sustainability in agriculture – an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84(2), 115–129.

Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R., Kinzig, A., 2004. Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society* 9(2), 5.

Wallach, D., Goffinet, B., 1989. Mean squared error of prediction as a criterion for evaluating and comparing system models. *Ecological Modelling* 44, 299-306.

Wang, P., Souma, K., Kobayashi, Y., Iwabuchi, K., Sato, C., Masuko, T., 2010. Influences of Northern Leaf Blight on corn silage fermentation quality, nutritive value and feed intake by sheep. *Animal Science Journal* 81, 4, 487-493.

Webster, J.P.G., 1997. Assessing the economic consequences of sustainability in agriculture. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 64, 95–102.

Weersink, A., Jeffrey, S., Pannell, D.J., 2002. Farm-level modelling for bigger issues, *Review of Agricultural Economics* 24, 123–140.

Wei, Y., Davidson, B., Chen, D., White, R., 2009. Balancing the economic, social and environmental dimensions of agro-ecosystems: An integrated modeling approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131, 263–273.

Weiss, F., Leip, A., 2012. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 149, 124–134.

West, T., Marland, G., 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91, 217-232.

Westoby, M., Walker, B.H., Noy-Meir, I., 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42, 266-274.

- White, T.A., Snow, V.O., Mc King, W., 2010. Intensification of New Zealand beef farming systems. *Agricultural Systems* 103, 21–35.
- Whitman, R.W., 1975. Weight change, body condition and beef-cow reproduction PhD Dissertation, Colorado State University.
- Wilson, J.R., Hacker, J., 1987. Comparative digestibility and anatomy of some sympatric C3 and C4 arid zones grasses. *Australian Journal of Agricultural Research* 38, 287–295.
- Wolfert, S., 2002. A modeling approach to support management of a mixed ecological farm. PhD thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 278p.
- Woodhouse, P., 2010. Beyond industrial agriculture? Some questions about farm size, productivity and sustainability. *Journal of Agrarian Change* 10(3), 437–453.
- Woodward, S.J.R., Romera, A.J., Beskow, W.B., Lovatt, S.J., 2008. Better simulation modelling to support farming system innovation: Review and synthesis. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51(3), 235-252.
- Wright, I.A., Russel, J.F., 1984. Partition of fat, body composition and body condition score in mature cows. *Animal Production* 38, 23-32.
- Wu, J., 1999. Hierarchy and scaling: extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25, 367–380.
- Yang, J.M., Yang, J.Y, Liu, S., Hoogenboom, G., 2014. An evaluation of the statistical methods for testing the performance of crop models with observed data. *Agricultural Systems* 127, 81-89.
- Yridoe, E.K., Weersink, A., 1997. A review and evaluation of agroecosystem health analysis: the role of economics. *Agricultural Systems* 55, 601–626.
- Zak, M.R., Cabido, M., Hodgson, J.G., 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120, 589–598.
- Zehetmeier, M., Baudracco, J., Hoffmann, H., Heissenhuber, A., 2012. Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal* 6(1), 154–166.
- Zhen, L., Routray, J.K., 2003. Operational indicators for measuring agricultural sustainability in developing countries. *Environmental Management* 32(1), 34–46.
- Zhu, W., Wang, S., Caldwell, C.D., 2012. Pathways of assessing agroecosystem health and agroecosystem management. *Acta Ecologica Sinica* 32, 9–17.

Apéndice 1

Introducción

Algunos aspectos generales para los escenarios planteados que permiten explicitar los límites y la escala de estudio (agro-ecosistema) se presentan en la Figura A.1.1.

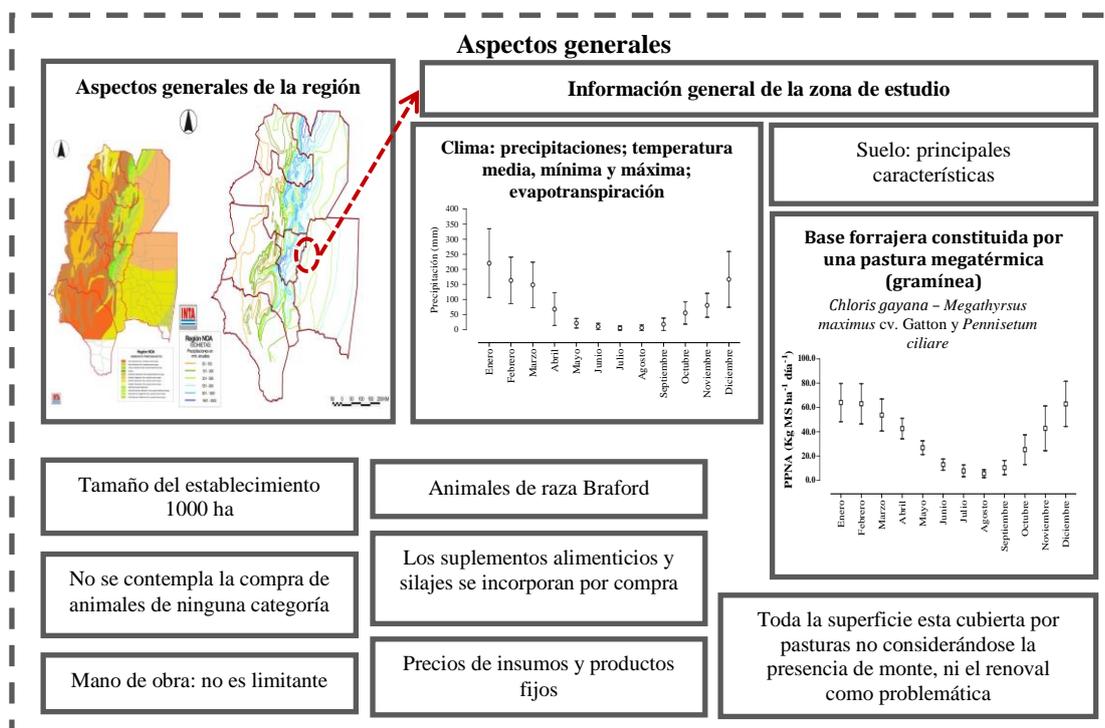


Figura A.1.1. Aspectos generales para los escenarios planteados.

Para cada escenario se presentaron los componentes, el entorno (e.g., clima, precios) y la estructura (relaciones entre los componentes).

Una visión simplificada de los escenarios (1 cría – recria de vaquillonas; 2 ciclo completo) se presenta a través de diagramas circulares de causalidad en la Figura A.1.2.

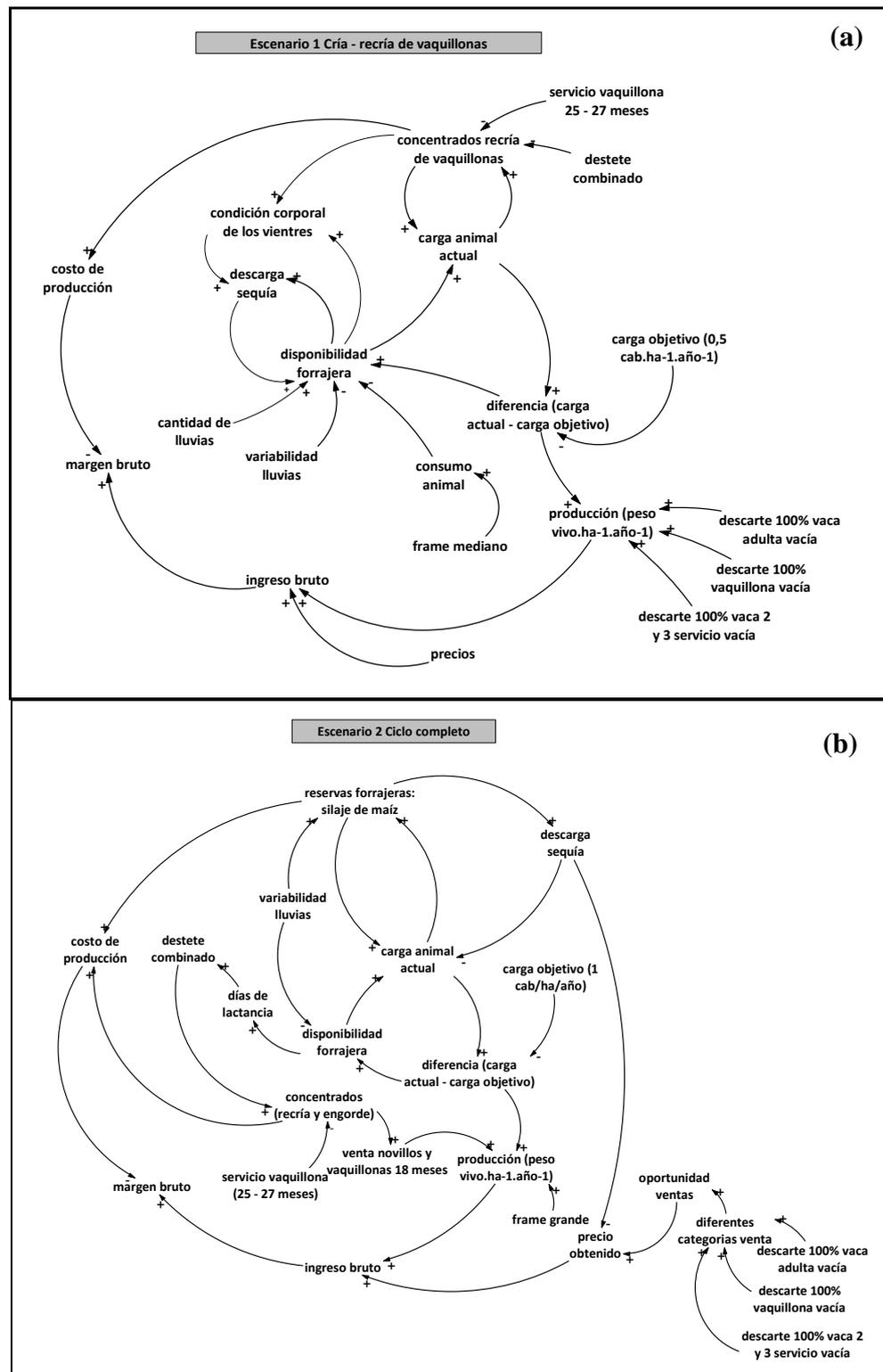


Figura A.1.2. Diagramas circulares de causalidad: (a) escenario 1 cría – recría de vaquillonas y (b) ciclo completo.

Una vez presentada la información de cada escenario y el agro-ecosistema bajo estudio se procedió a evaluar los resultados correspondientes.

Resultados

La presentación del modelo conceptual a los expertos, especificando componentes, relaciones, límites y factores externos influyentes permite evaluar si la estructura y los supuestos principales propuestos son pertinentes y viables (Tanure *et al.*, 2013). El

propósito no fue realizar una evaluación conceptual del modelo, sin embargo es necesario que los expertos seleccionados acuerden sobre la fiabilidad estructural del modelo, conozcan los principales supuestos y limitaciones que el mismo contiene (Uusitalo *et al.*, 2015).

Posterior a la presentación conceptual del modelo se procedió a evaluar los resultados del mismo. A continuación se muestran los resultados correspondientes al escenario 1. Se presentan los valores medios, desvíos y coeficiente de variación utilizando la información climática del oeste de Santiago del Estero (1994 – 2013). Asimismo se presenta el comportamiento temporal de algunos de los resultados obtenidos. Se presenta además sintéticamente la opinión de los expertos, profundizando sólo en casos en donde los resultados fueron diferentes a los esperados.

Escenario 1 Cría – recría de vaquillonas

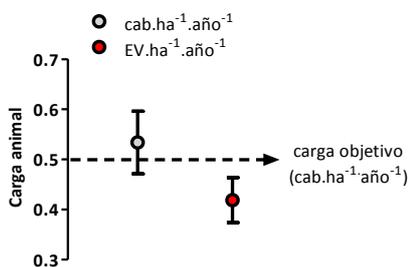


Figura A.1.3. Carga animal para la serie simulada. Círculo valores medios, barras verticales desvíos estándar.

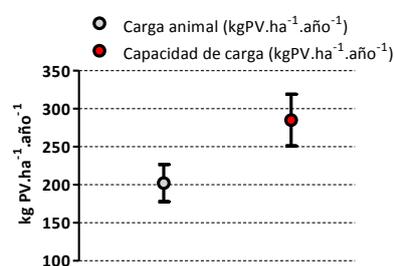


Figura A.1.4. Carga animal y capacidad de carga para la serie simulada. Círculo valores medios, barras verticales desvíos estándar.

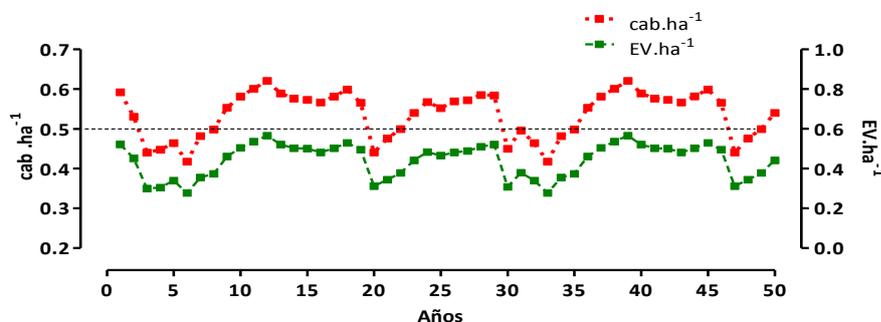


Figura A.1.5. Dinámica de la carga animal para la serie simulada. Línea punteada representa la carga objetivo (cab.ha^{-1})

- Valores de carga animal ($\text{cab.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) objetivo y simulada no mostraron diferencias importantes.
- La dinámica de la carga animal es un aspecto de importancia para entender el comportamiento de los sistemas, ya que no siempre se considera a la carga animal como una variable dinámica en la planificación de los agro-ecosistemas.
- En la Figura A.1.4 se observa una diferencia entre la carga animal y la capacidad de carga simulada. Los expertos consideraron que esta diferencia es razonable ya que existen antecedentes en la zona de estudio sobre agro-ecosistemas con cargas de 300 a 350 $\text{kg PV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$. Sin embargo, resaltaron la importancia de mantener cargas moderadas a bajas en ambientes con alta variabilidad en las precipitaciones, en donde las pasturas son la principal fuente de alimentación.
-

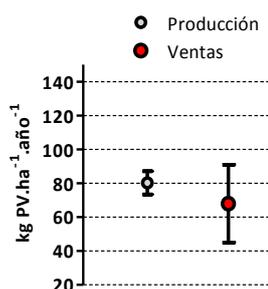


Figura A.1.6. Producción y venta ($\text{kg PV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) para la serie simulada. Círculo valores medios, barras verticales desvíos estándar.

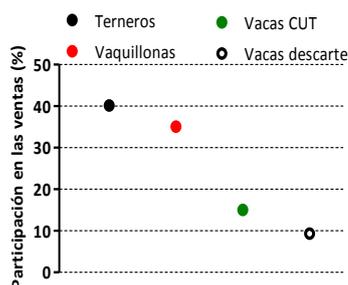


Figura A.1.7. Participación de las diferentes categorías en las ventas (%).

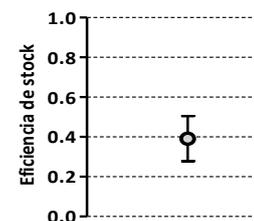


Figura A.1.8. Eficiencia de stock media para la serie simulada. Círculo valores medios, barras verticales desvíos estándar.

- Para los expertos, la productividad ($\text{kg PV producido.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) resultó razonable. Valores entre $60 - 90 \text{ kg PV.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ podrían esperarse en sistemas bien manejados de la zona de estudio. Las diferencias encontradas en los desvíos estándar de valores de producción y ventas resultaron razonables y acordes a lo que sucede en los sistemas productivos reales. La composición de la venta resultó adecuada en términos porcentuales.
- La eficiencia de stock representa la relación entre producción (kg.ha^{-1}) y carga animal (kg.ha^{-1}). Los valores encontrados se encuentran dentro de lo esperado para sistemas de cría bien manejados.

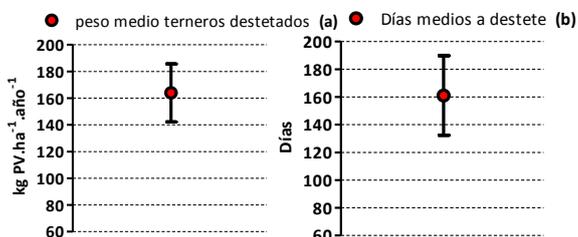


Figura A.1.9. Peso medio (a) y días medios a destete (b) para la serie simulada. Círculos valores medios, barras verticales desvíos estándar.

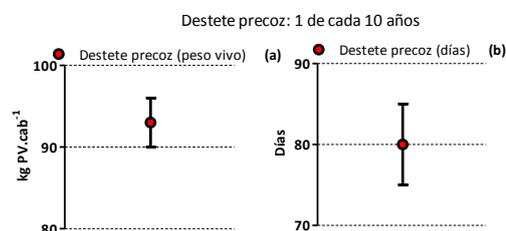


Figura A.1.10. Destete precoz: peso medio (a) y días medios a destete (b). Círculos valores medios, barras verticales desvíos estándar.

- El peso medio de los terneros destetados y los días medios de lactancia fueron consistentes con las reglas de decisiones utilizadas, aunque la variabilidad en ambos casos fue muy amplia. Esto podría explicarse por la influencia del destete precoz en los valores medios generales. Como se observa en la Figura A.1.10, en uno de cada diez años se implementó el destete precoz, con lo cual la variabilidad general puede ser explicada.
- El tamaño de las vacas utilizadas ($\text{FR} = 4$) fue determinante en el peso medio destetado. En este punto los tres expertos tuvieron visiones diferentes:
 - Experto 1 académico señaló la necesidad de utilizar tamaños de animales más grandes en sistemas en donde la carga animal es moderada a baja ($0.5 \text{ cab.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$),

Experto 2 académico señaló la necesidad de utilizar tamaños de animales más chicos con el fin de disminuir la variabilidad en el peso de destete,

Experto 3 profesional señaló que el tamaño animal utilizado (moderado) es el apropiado para los sistemas productivos del norte de Argentina.

- Uno de los expertos sugirió revisar las condiciones propuestas para el destete precoz, ya que la frecuencia en que se producía este manejo parecía sobrestimada. Los otros dos expertos no realizaron observaciones en este aspecto.

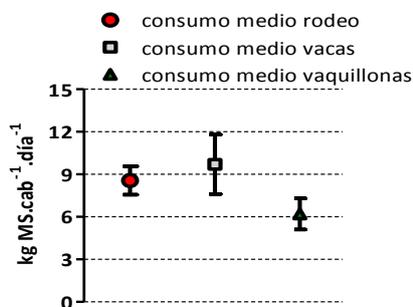


Figura A.1.11. Consumo de materia seca para el rodeo general y por categorías (vacas y vaquillonas). Diferentes formas representan los valores medios y las barras verticales los desvíos estándar.

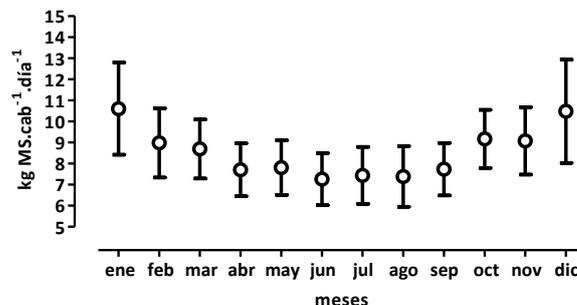


Figura A.1.12. Dinámica del consumo de materia seca para vacas. Círculos representan los valores medios y las barras verticales los desvíos estándar.

- Los valores medios de consumo de materia seca obtenidos fueron considerados adecuados. Se sugirió incorporar el consumo de forraje de los terneros/as con edades mayores a los 3 meses ya que esto tendría un impacto importante sobre la disponibilidad de las pasturas en años críticos. Este aspecto ya se encontraba incorporado en el modelo y se explicitaron los valores.
- La dinámica del consumo de materia seca de las vacas a lo largo del año fue considerado adecuado por los expertos. Se destacó la capacidad del modelo para captar las variaciones para un mismo mes en diferentes años (desvíos estándar). Si bien la evaluación empírica revelaba que el modelo subestimaba el consumo de novillos en sistemas pastoriles suplementados, los valores encontrados para vacas que consumieron exclusivamente pasturas fueron consistentes para los evaluadores.

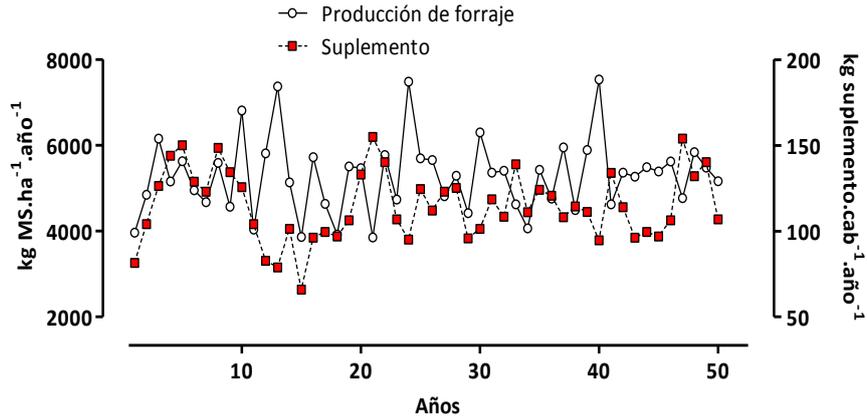


Figura A.1.13. Dinámica de la producción de forraje y la cantidad de suplemento suministrado a los animales (recría – engorde).

- La producción y dinámica de la pastura fueron consideradas aceptables. Se marcó la necesidad calibrar el modelo con otros genotipos de pasturas megatérmicas. También se señaló la necesidad de incorporar pastizales al modelo.
- La comparación de la dinámica de la pastura y del suplemento suministrado a las vaquillonas de reposición muestran coherencia funcional: años con menor producción de forraje coinciden con una mayor cantidad de suplemento administrado.

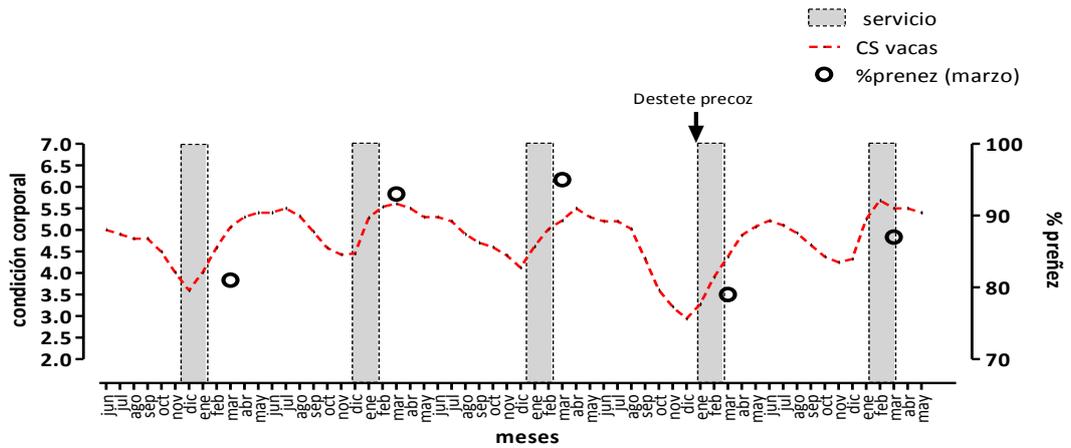


Figura A.1.14. Dinámica de la condición corporal y su relación con la tasa de preñez y destete para una porción de la serie simulada.

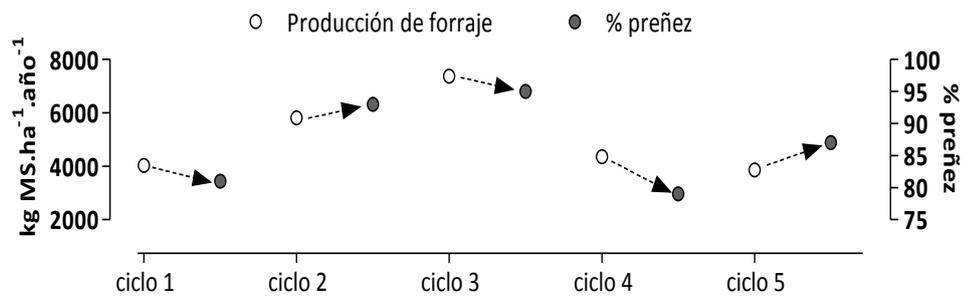


Figura A.1.15. Relación entre producción de forraje y tasa de preñez para una porción de la serie simulada.

- La Figura A.1.14 permitió evaluar el comportamiento del modelo para una serie acotada de años simulados. La serie se seleccionó, ya que la misma permite visualizar en forma conjunta la dinámica de la condición corporal de las vacas, el impacto en la preñez, y la implementación del destete precoz en situaciones de estrés. Los expertos coincidieron en confiabilidad de estos resultados, destacando la utilidad que podría tener el modelo para evaluar diferentes tamaños de animales, estrategias de destete, el impacto de diferentes estrategias de alimentación y cambios en el periodo de servicio.
- La Figura A.1.15 muestra la producción de forraje por ciclo productivo (julio – junio) y su impacto en la tasa de preñez tomada en marzo de cada año. Estos resultados muestran la capacidad del modelo para captar la variabilidad de la producción de forraje y el efecto que la misma puede tener sobre la tasa de preñez. Estos resultados fueron destacadas por los expertos como consistentes y coherentes. Si la principal fuente de nutrientes proviene de las pasturas, las variaciones intra e interanuales en los nutrientes disponibles afectarán el desempeño reproductivo, y las tasas de preñez cambiarán a través de la vida de las vacas.

Los expertos encontraron los resultados de las simulaciones consistentes y realistas considerando los escenarios planteados y el propósito que tenía el modelo. Las sugerencias realizadas fueron discutidas y luego incorporadas (e.g., ampliación de las estrategias de destete) al modelo, constituyendo este tipo de evaluaciones una parte integral del proceso de desarrollo del modelo (Andrieu *et al.*, 2007).

Los resultados de la evaluación del escenario 2 fueron similares a los presentados en el escenario 1. El escenario 2 correspondía a un agro-ecosistema de ciclo completo por lo que aspectos relacionados con el engorde fueron analizados con mayor rigurosidad. Los expertos señalaron el buen funcionamiento general del modelo. Remarcaron la necesidad de desarrollar un módulo de sistemas intensivos de engorde (engorde a corral), dada la gran difusión que los mismos tienen en la zona de estudio.

Apéndice 2

Consumo de energía fósil

El consumo de energía fósil ($\text{Gj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$) se calculó siguiendo la metodología propuesta por Frank (2007). Se contabilizaron los costos energéticos de los insumos utilizados (e.g., semillas de pasturas, alimentos, combustibles derivados del petróleo), y de las actividades agropecuarias realizadas (e.g., labores de preparación, siembras, pulverizaciones, transportes) en los diferentes sistemas. Se totalizaron, los costos energéticos de las labores realizadas, afectadas por sus respectivas superficies. Se sumaron, además, los correspondientes a las cantidades y superficies en las que se aplicó cada agroquímico, así como las cantidades de semillas.

Los granos y subproductos utilizados en la alimentación animal fueron: grano de maíz, harina de soja, balanceado recría (vaquillonas), balanceado invernada y suplemento terneros. Estos fueron ingresados al sistema como insumos.

Cuadro A.2.1. Características de los insumos agropecuarios

Insumos	Energía Fósil ($\text{Mj}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Fuente	
Suplementos	Balanceado recría	11.67	Frank, 2007
	Balanceado invernada	16.33	Frank, 2007
	Grano de maíz	16.30	Frank, 2007
	Harina de soja	25.50	Giampietro, 2004
	Heno de gramíneas	18.40	Pimentel, 1992
	Suplemento de terneros	11.67	Frank, 2007
	Silaje de maíz	18.70	Wang <i>et al.</i> , 2010
Combustibles	Gas oil	42.70	Hilbert y Galbusera, 2012
	Nafta	42.80	
Otros	Semilla pastura	27.40	West y Marland, 2002
	Urea	65.00	Fluck, 1992
	Fertilizante fosforado (general)	26.40	Pimentel, 1992
	Herbicidas (general)	254.60	Pimentel, 1992
	Glifosato	452.50	Pimentel, 1992
	2,4 D	101.30	Pimentel, 1992
	Insecticidas (general)	184.70	Pimentel, 1992

Cuadro A.2.2. Consumo de energía fósil de las actividades agropecuarias realizadas*¹

Actividades	Energía Fósil (Mj.ha ⁻¹)
Aplicación de Fertilizantes y Pesticidas	76
Arar con Cincel	605
Cajón sembrador	450
Cosecha	646
Desmalezada	390
Disco Doble	605
Disco simple	690
Enfardadora	309
Enrolladora	1902
Hileradora	554
Picadora de forraje fino	1791
Picadora de forraje grueso	1236
Pulverización para aplicación dirigida	335
Pulverizaciones aéreas	45
Rastra de Dientes	35
Rastra rotativa	145
Rastrojero (múltiple)	450
Rolo	22
Rolo desterronador	240
Siembra	342
Siembra Directa	368

*1 Fuente Frank (2007)

La información presentada en los cuadros A2.1 y A.2.2 fue utilizada para estimar el consumo de energía fósil en la implantación de pasturas, mantenimiento de las pasturas, transporte de insumos y animales. Para el transporte de los insumos y animales se consideró el valor de 1.2 kcal.kg⁻¹.km⁻¹ (Thor y Kirkendall, 1982). Para la compra de animales para el sistema de engorde (venta ternero cría) se consideró una distancia de 100 km. La distancia a frigorífico considerada fue de 30 km.

La implantación de pasturas involucra las siguientes operaciones: preparación del lote (cincel, rastra, aplicación de glifosato, fertilización fosforada), siembra (semilla, sembradora, tractor, rolo). Se consideró 7 años de vida útil de la pastura.

El mantenimiento de la pastura involucra el desmalezado de la misma (2 veces por año) y la aplicación de urea (100 kg.ha⁻¹ cada tres años).

El modelo también contabiliza los gastos energéticos derivados de la confección, y almacenaje de rollos (heno).

Producción de energía

La producción de energía, expresada en $\text{Gj}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, se calculó como la suma de los contenidos energéticos de los productos agropecuarios obtenidos en el año de evaluación. El valor energético de la carne adoptado fue de $13.36 \text{ Mj}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Viglizzo *et al.*, 1995), mientras que para rollos de gramíneas fue de $7 \text{ Mj}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Pimentel y Pimentel, 2008).

Apéndice 3

Cálculo del margen bruto

El análisis económico incluye la determinación de los ingresos y costos. Estos fueron calculados mensualmente y posteriormente sumados para obtener resultados anuales.

Ingreso bruto

El ingreso bruto (IB) se calculó multiplicando los kg vendidos de cada categoría animal por el precio del kg. En la tabla A.3.1 se presentan las categorías de venta y los factores de corrección de precios por estado corporal.

Tabla A.3.1. Categorías de venta, condición de venta y multiplicador para precios base¹.

Categoría animal	Categoría de venta	Condición corporal (CC)	Multiplicador de precio
Ternero cruza índica	Ternero superior	CC >= 5	1
	Ternero promedio	CC < 5	0.9
Ternera hembra	Ternera superior	CC >= 5	1
	Ternera promedio	CC < 5	0.9
Novillos	Novillo superior	CC >= 5	1
	Novillo promedio	CC < 5	0.9
Vaquillonas	Vaquillona superior	CC >= 5	1
	Vaquillona promedio	CC < 5	0.9
Vacas	Vaca consumo	CC >= 5	1
	Vaca conserva	CC < 5	1

¹ la serie de precios corresponde a la base de datos de AACREA, para el periodo 2002-2012. Los valores fueron transformados a moneda constante (año base = 2012).

La serie de precios utilizada comprende el periodo 2002-2012, actualizadas a diciembre de 2012 con el índice de precios al consumidor (moneda constante). En los casos que correspondía, el precio base fue corregido por categoría de venta a través de multiplicador de precios (Feldkamp, 2004).

Para las simulaciones se utilizó ésta serie de precios repetida consecutivamente en el tiempo.

Algunos ejemplos de la evolución de los precios (2002-2012) se presentan en la figura A.3.1.

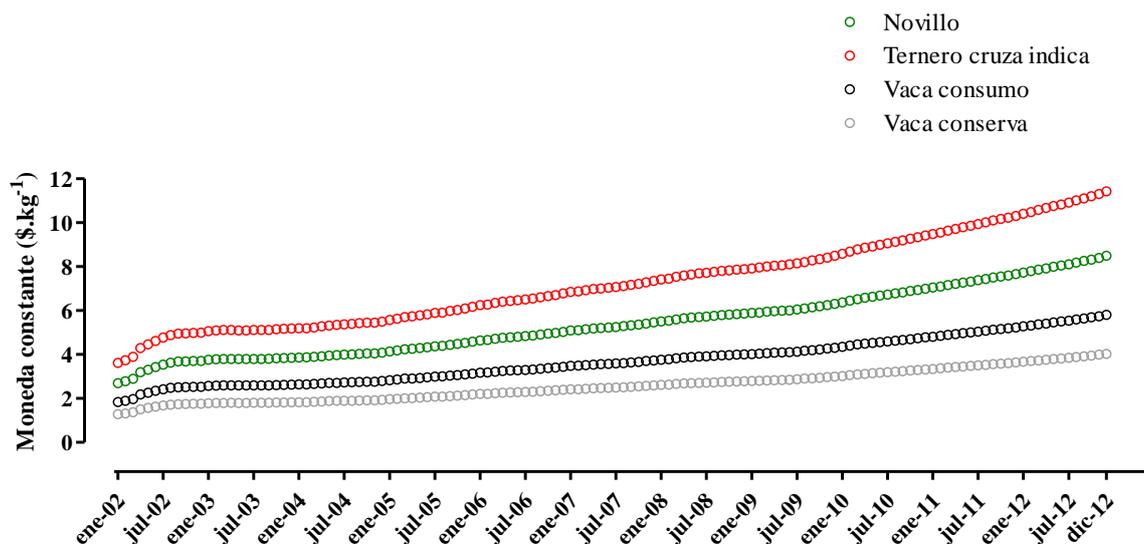


Figura A.3.1. Precios de venta (moneda constante) de diferentes categorías para el periodo 2002-2012.

Costos y cálculo del margen bruto

Los costos directos son diferenciados en 4 categorías:

- Costos de alimentación
- Costos de sanidad
- Mano de Obra
- Costos de comercialización

El costo directo total (CDT) es la resultante de la sumatoria de los costos mencionados.

Costos de alimentación: incluye los gastos originados por mantenimiento y utilización de pasturas, y los de suplementación.

Costos de sanidad: comprende los gastos realizados a fin de mantener la salud del rodeo y prevenir el ingreso de enfermedades, incorpora los honorarios de los profesionales actuantes y los gastos de colocación de los distintos productos como vacunas, antiparasitarios, antibióticos, etc. En este trabajo toma el valor correspondiente a 5 kg de ternero destetado.cabeza⁻¹.año⁻¹ (Feldkamp, 2004).

Costos de mano de obra: se considera un gasto directo de personal al salario de las personas que estén dedicadas completamente a la actividad. Se consideró para todos los sistemas productivos un gasto de personal equivalente a dos personas.

Amortizaciones directas: la amortización de las pasturas se consideran costos directos de la actividad. La cuota de amortización es igual al de implantación de las pasturas (vida útil de 7 años).

Gasto de comercialización: estimados en un 5% del ingreso bruto

Los precios de los insumos y de la mano de obra utilizada tuvieron igual tratamiento que los precios de venta de los animales. Algunos ejemplos se presentan en la figura A.3.2.

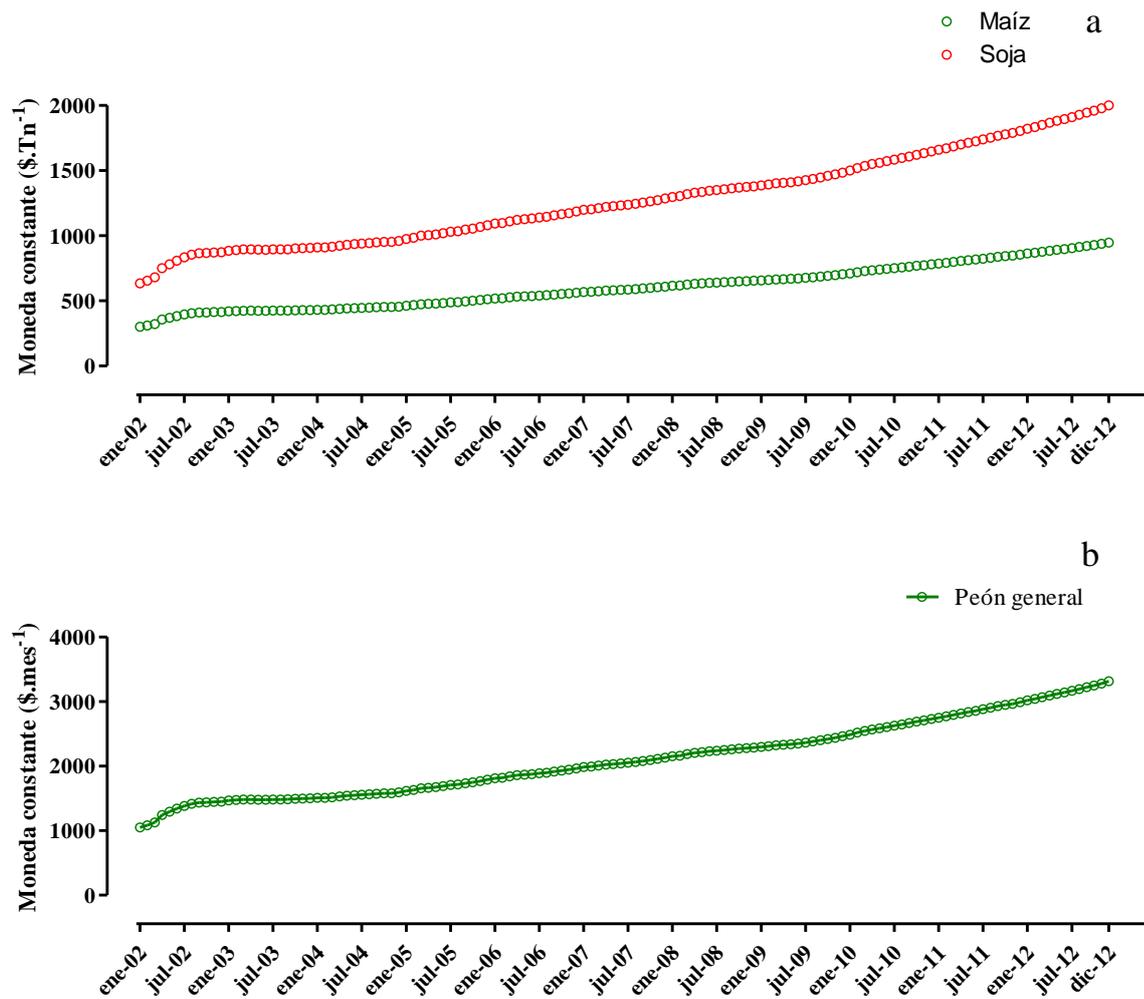


Figura A.3.2. Precio de insumos (maíz y soja) (a) y de la mano de obra utilizada (b) para el periodo 2002-2012.

Las tareas de mantenimiento e implantación de las pasturas fueron tomadas a valor de contratista, indexadas para la serie considerada.

Apéndice 4

Indicadores seleccionados: metodología de cálculo

Metano

La principal fuente de emisión de metano (CH₄) de los agro-ecosistemas ganaderos está dominada por los procesos de fermentación entérica de los bovinos (del Prado *et al.*, 2009; Feldkamp *et al.*, 2014). Los modelos típicamente utilizados para calcular las emisiones del ganado estiman la cantidad de metano generada en el rumen en base al consumo del animal y al factor Y_m que indica la fracción de la energía bruta ingerida que es transformada en metano en el tracto gastrointestinal (IPCC, 2006). La cantidad de alimento ingerido diariamente depende fundamentalmente de aspectos del animal (e.g., peso vivo, estado corporal, estado fisiológico, y raza) y del alimento (e.g., disponibilidad, digestibilidad y balance de dieta). El factor Y_m, varía fundamentalmente con la calidad de la dieta. Las estimaciones de las emisiones asociadas a la fermentación entérica se realizaron siguiendo las directivas del IPCC (2006), considerando variaciones del factor Y_m en función de la calidad de la dieta ingerida. Este modelo ha sido utilizado por numerosos autores para la estimación de las emisiones de metano en agro-ecosistemas ganaderos (e.g., Foley *et al.*, 2011; Weiss y Leip, 2012).

Algunos autores señalan que en ganadería es más informativo comparar las emisiones por kilogramo de carne producido y no por unidad de superficie, como lo es en agricultura, debido a la diversidad de planteos ganaderos que van desde la producción extensiva a pasto hasta sistemas intensivos de engorde con encierres a corral (Feldkamp *et al.*, 2014). Sin embargo, en términos de la valoración de la emisión de metano como externalidad negativa de los agro-ecosistemas la emisión por unidad de superficie refleja mejor su impacto (Ghahramani y Moore, 2015). En este trabajo se utilizará la emisión de metano por unidad de superficie, no existiendo en este análisis sistemas con encierre a corral.

Total de mano de obra

El total de mano de obra en cada agro-ecosistema se calculó en base a las estimaciones realizadas por cada tomador de decisiones (TD). Los cálculos se realizaron en función de una jornada laboral de 8 horas. En función del escenario base propuesto, cada TD de decisiones propuso la mano de obra permanente necesaria. La mano de obra permanente obedece a decisiones estratégicas, siendo la carga media anual objetivo fijada por cada TD determinante en esta definición.

Las decisiones tácticas y operativas estuvieron relacionadas con la MO transitoria. Ésta suma horas de trabajo en función de la cantidad de animales (diferencia entre carga actual y carga objetivo), las categorías presentes y su relación con la necesidad de suplementar con concentrados y/o silajes.

De acuerdo al estado de las pasturas y a la edad de las mismas el modelo contempla la resiembra de un 10% de la superficie total de pasturas, lo cual contribuye a incrementar la MO transitoria.

Actividades como la confección de reservas en forma de rollos o silajes también son consideradas en el cálculo de la MO transitoria.

Variación interanual de la mano de obra

Anualmente se registra el total de mano de obra utilizado. Las variaciones interanuales son utilizadas como criterio para evaluar estabilidad en la utilización de la mano de obra.

Productividad de la mano de obra

Las tendencias generales de la producción de alimentos para diferentes agro-ecosistemas enfrenta la necesidad de incrementar la productividad del trabajo (kg.hora^{-1}) y de la tierra (kg.ha^{-1}) en un contexto de mejora en la sustentabilidad social (Giampietro, 2004). Estos dos indicadores son impulsores del desarrollo tecnológico de los agro-ecosistemas (Hayami y Ruttan, 1985). La productividad de la mano de obra se calculó como la relación producción de peso vivo vacío por hora de trabajo (kg PVV.hs^{-1}).

Relación entre el ingreso bruto la mano de obra

La relación económica entre el ingreso bruto obtenido ($\text{\$.año}^{-1}$) y el costo de la mano de obra utilizada ($\text{\$.año}^{-1}$) es un indicador utilizado para evaluar la distribución del ingreso. Agro-ecosistemas más distributivos tienden a ser más equitativos.

Apéndice 5

Tamaño de la muestra

Los modelos mentales de sistemas dinámicos (MMSD) son realizados con diferentes TD, siendo necesario tomar algún criterio que permita evaluar si el tamaño de la muestra es el adecuado. Para ello se puede examinar la curva de acumulación de variables versus el número de entrevistas, o a través del número de nuevas variables que se incorpora en cada entrevista (Özesmi y Özesmi, 2004; Schut *et al.*, 2015). La curva de saturación, indica el punto en donde nuevas entrevistas no aportan nuevos conceptos (Irwin y Poots, 2015).

En la figura A.5.1 se muestra la relación entre el número de MMSD y el número de variables nuevas incorporadas (acumulación de variables).

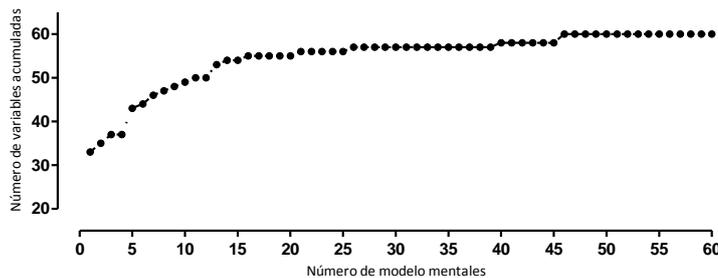


Figura A.5.1. Relación entre el número de MM y el número de nuevas variables incorporadas

A medida que se incrementa la cantidad de MMSD el número de variables nuevas decrece. Resultados similares fueron obtenidos por Özesmi y Özesmi (2004) y Vanwindekens *et al.* (2013). La saturación se produjo en el MMSD número 15. Vanwindekens *et al.* (2013) reportaron valores de saturación después de 17 entrevistas, con una expectativa de incorporar una o dos variables nuevas en entrevistas posteriores. Incrementar el número de entrevistas por sobre estos valores está justificado por las diferencias en la relaciones establecidas entre las variables.

Apéndice 6

Percepción de los tomadores de decisiones

Se utilizó la técnica de identificación nominal, que permite visualizar las diferencias entre los tomadores de decisiones (TD) que pueden incidir en una situación o línea de acción, e identificar aquellos que pueden resultar afectados por la misma (Chevalier y Buckles, 2008). Esta metodología utiliza como apoyo el diagrama de arco iris. En este trabajo se buscó visualizar en qué grado los TD consideran que sus decisiones (estructura y reglas de decisiones) tendrán efectos positivos, negativos o ambos sobre la equidad.

A su vez, cada entrevistado debía opinar desde su percepción sobre la capacidad de otros grupos sociales para abordar el problema de la equidad. Es decir, los productores asesores privados opinaron sobre los docentes investigadores y viceversa.

Algunos resultados se presentan a continuación:

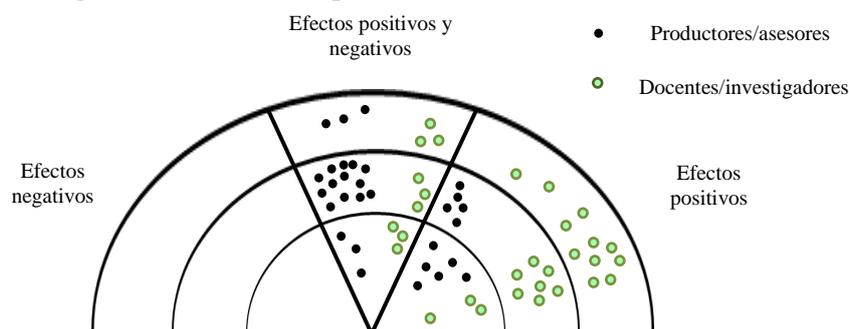


Figura A.6.1. Diagrama de arco iris para clasificación de los tomadores de decisiones de acuerdo a su percepción como contribuyentes a mejorar la equidad o a afectarla a través de sus decisiones (Chevalier y Buckles, 2008).

El 53% del total entrevistado señala efectos positivos, mientras que el 47% restante reconoce efectos positivos y negativos. En la Figura A.6.2 se observan los resultados por grupo de estudio.

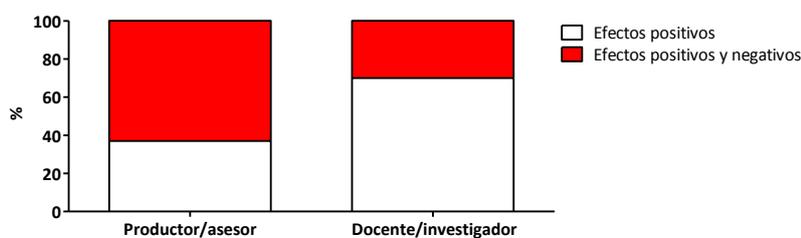


Figura A.6.2. Efectos positivos y combinados (%) para los grupos de productores/asesores privados y docentes/investigadores.

El grupo de P-A tiene una mayor proporción de efectos positivos y negativos, reconociendo la complejidad de la problemática de la equidad. En el grupo D-I, la mayoría de los TD consideran que los resultados de sus decisiones serán positivos.

En la Figura A.6.3 se observa la opinión del grupo de P-A sobre la capacidad de los D-I para abordar la problemática de la equidad.

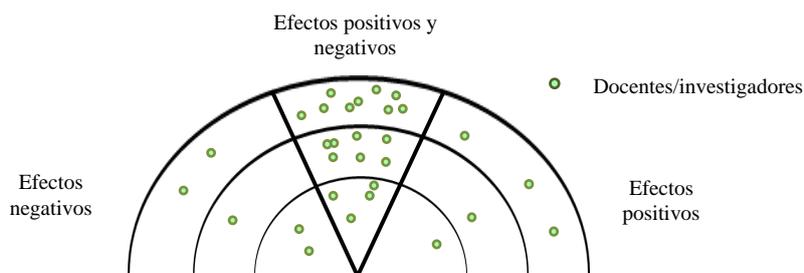


Figura A.6.3. Percepción de los productores/asesores sobre la capacidad de los docentes/investigadores para abordar la problemática de la equidad.

Los P-A reconocen mayoritariamente aspectos positivos y negativos de los D-I. Los principales cuestionamientos están relacionados con la falta de incorporación de aspectos económicos y la concepción de los agro-ecosistemas desde una mirada muy teórica y muchas veces alejada de la realidad. Se reconoce en el grupo de D-I capacidades para analizar problemáticas ambientales.

En la Figura A.6.4 se observa la opinión del grupo de D-I sobre la capacidad de los P-A para abordar la problemática de la equidad.

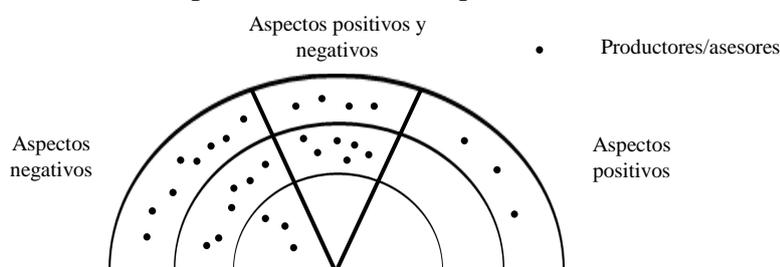


Figura A.6.4. Percepción de los docentes/investigadores sobre la capacidad de los productores/asesores para abordar la problemática de la equidad.

Los D-I cuestionan la mirada productivista de los P-A, asegurando que no tienen en cuenta aspectos ambientales para el manejo de los agro-ecosistemas. Los conocimientos y capacidades de los P-A para abordar una propiedad como la equidad, son cuestionados por los D-I. Estos modelos mentales arraigados en los TD del grupo D-I generan patrones de conducta (Senge, 2009), que condicionan la posibilidad de trabajos conjuntos entre estos grupos.

Los dos grupos de estudio abordaron la problemática de la equidad (o inequidad) entre miembros de una misma generación. Esta visión de mediano - corto plazo de los tomadores de decisiones es coherente con la necesidad de resolver problemas que requieren acciones inmediatas.

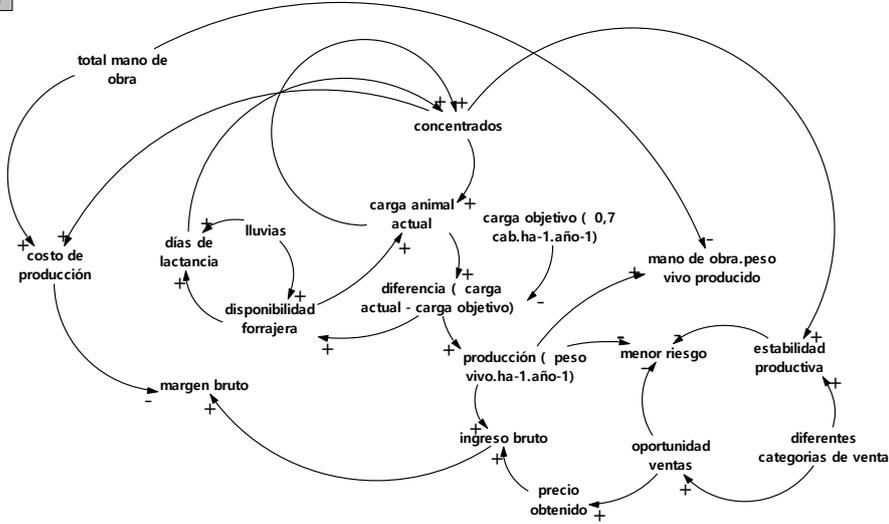
Los dos grupos de estudio resaltaron la necesidad de estudiar los problemas agropecuarios con herramientas que permitan una visión integral del agro-ecosistema. En este sentido, la dinámica de sistemas resulta apropiada para el abordaje de la equidad.

Apéndice 7

Modelos mentales de los tomadores de decisiones representados a través de diagramas circulares de causalidad.

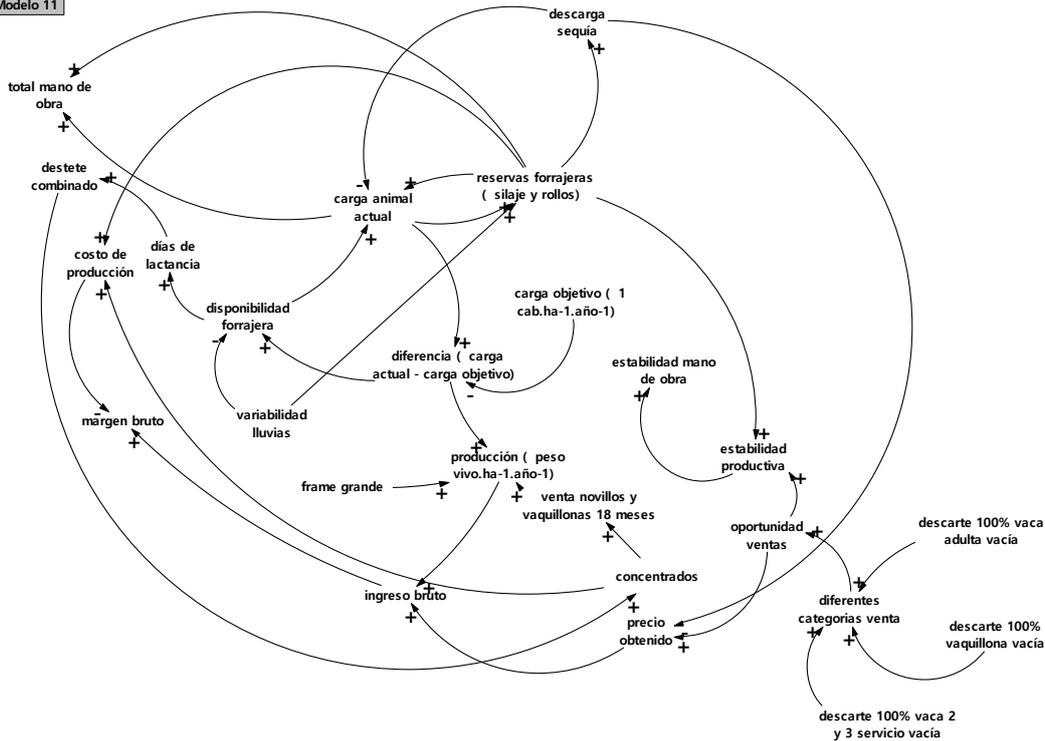
Modelo 3. Ciclo completo, símil, productor

Modelo 3

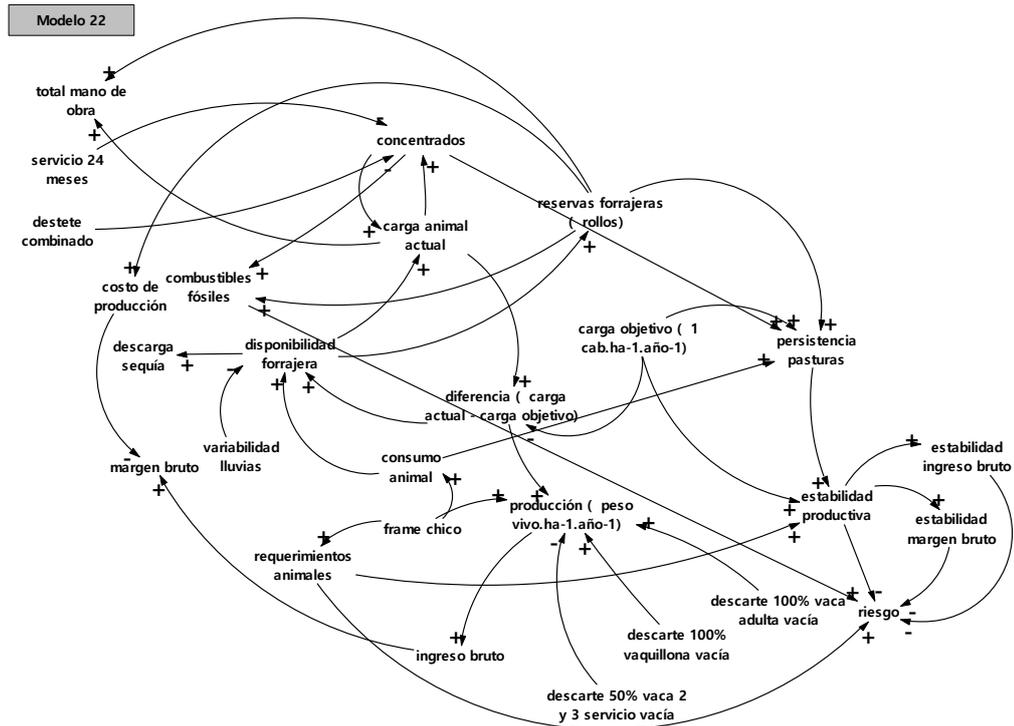


Modelo 11. Ciclo completo, disímil, productor

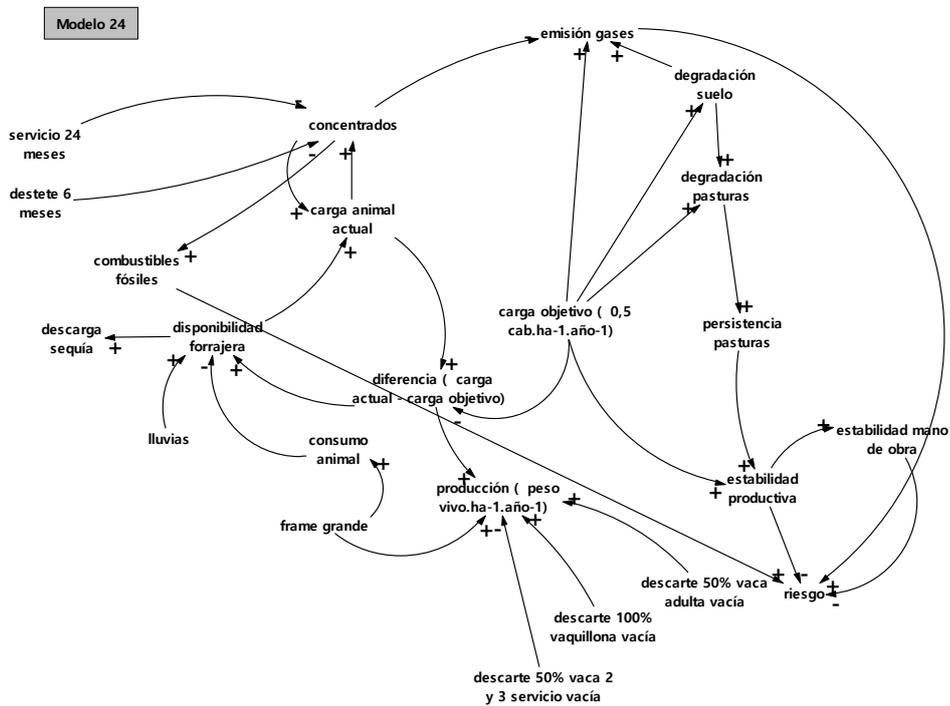
Modelo 11



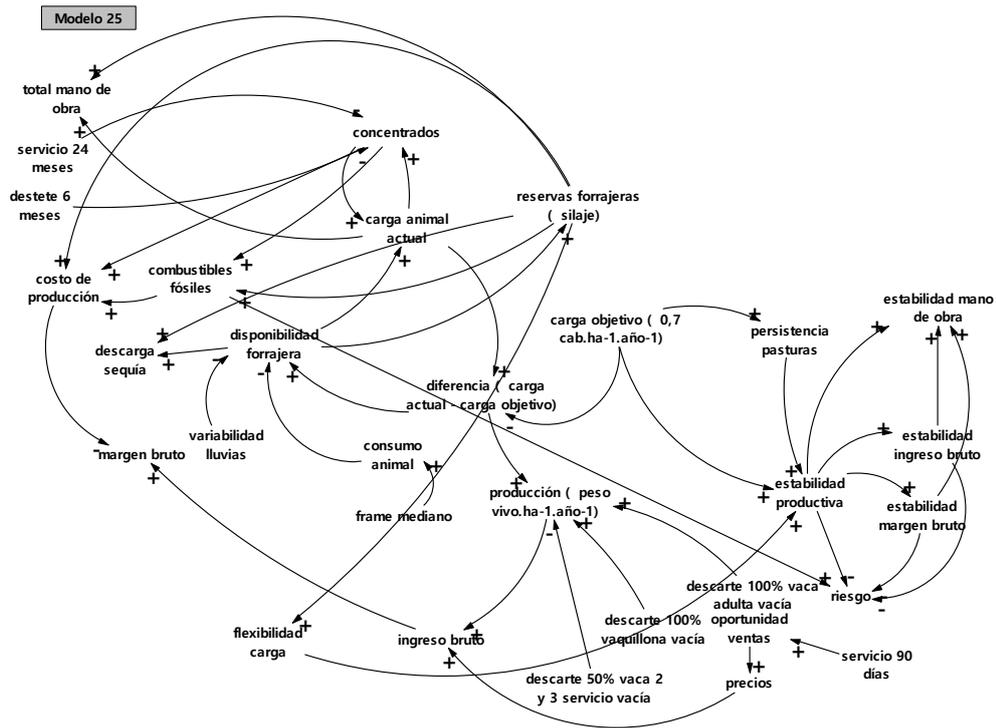
Modelo 22. Cría, símil, investigador



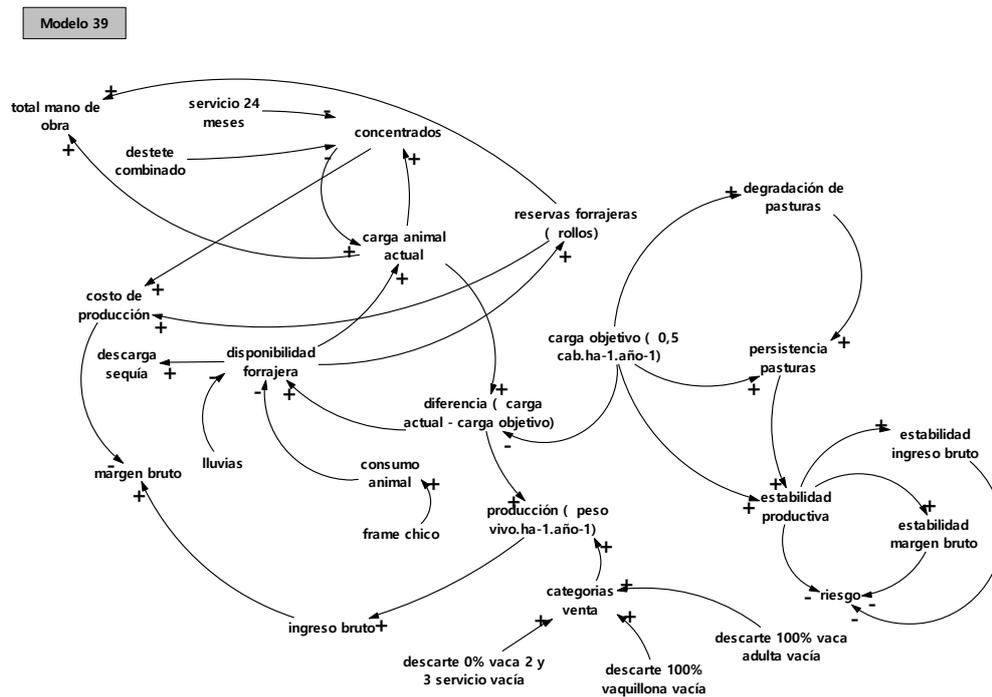
Modelo 24. Cría, disímil, investigador



Modelo 25. Cría, símil, productor

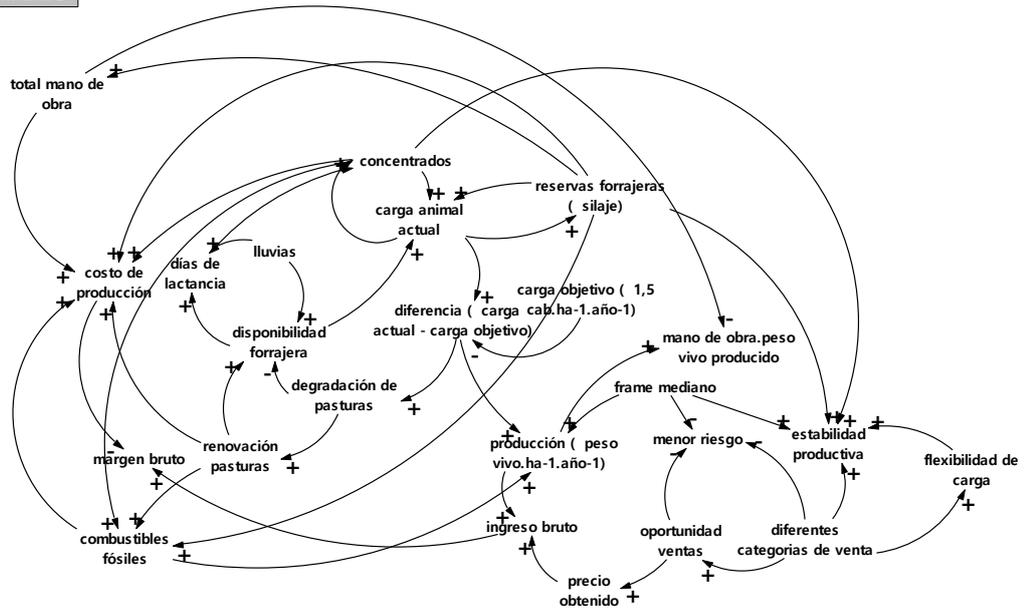


Modelo 39. Cría, disímil, productor



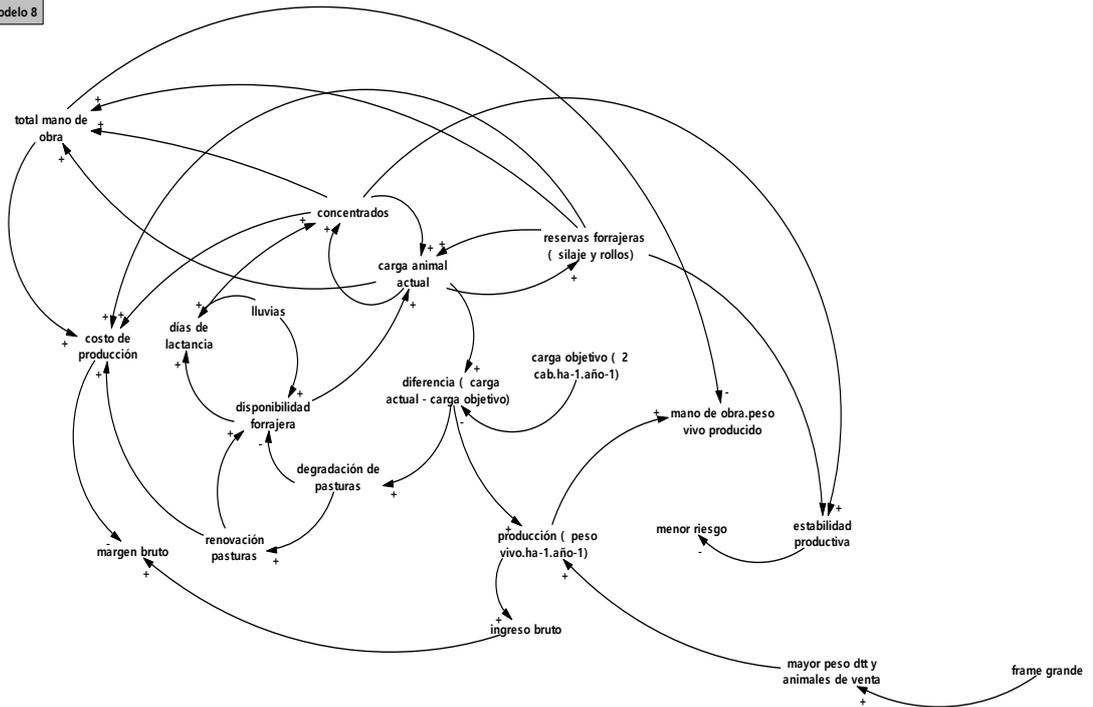
Modelo 2. Ciclo completo, símil, investigador

Modelo 2

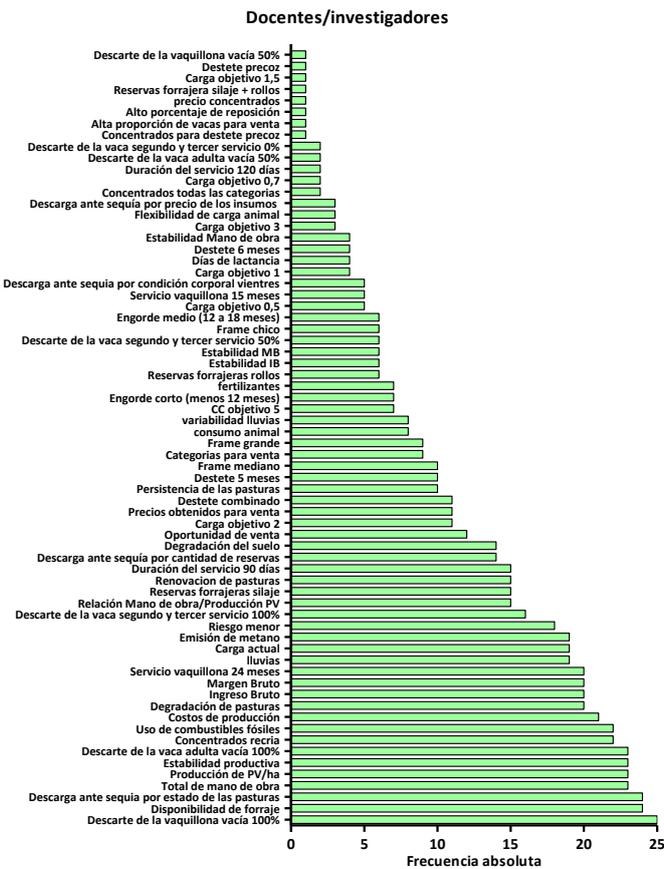
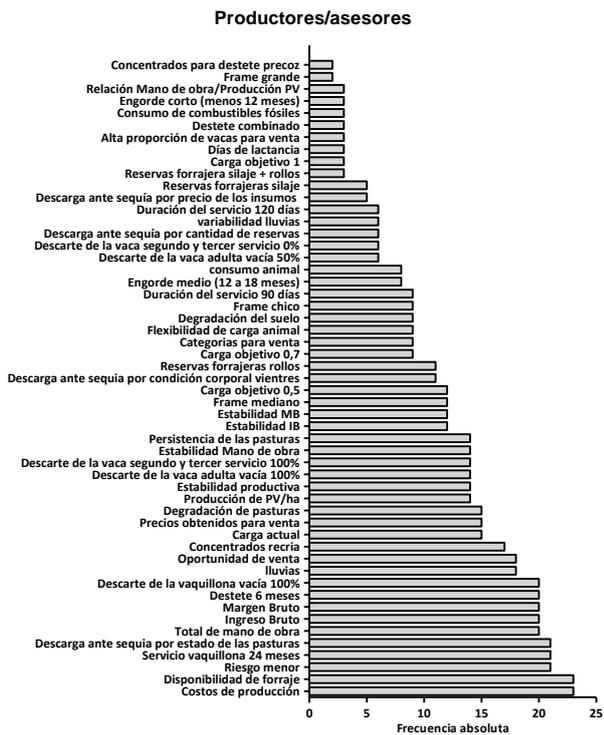


Modelo 8. Ciclo completo, disímil, investigador

Modelo 8



Apéndice 8 Frecuencias absolutas de las variables utilizadas en los modelos mentales.



Apéndice 9 Variables centrales para cada grupo de estudio.

