Indicadores Ambientales para la Producción Animal

Con énfasis en la producción animal bovina

Coordinación

M. Alejandra Herrero M. Cristina Saucede Susana B. Gil

EAAPA

EDITORIAL ASOCIACIÓN ARGENTINA DE PRODUCCIÓN ANIMAL

Indicadores Ambientales
para la
Producción Animal

Indicadores Ambientales para la Producción Animal

María A. Herrero, María C. Saucede, Susana B. Gil

Asociación Argentina de Producción Animal
AAPA

Herrero, María Alejandra
Indicadores ambientales para la producción animal : con énfasis en la producción animal bovina / María Alejandra Herrero ; María Cristina Saucede ; Susana Gil. - 1a ed - Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Asociación Argentina de Producción Animal- AAPA, 2023.

Libro digital, PDF - 237 pág. - A-4

Archivo Digital: descarga
ISBN 978-987-99423-2-1

1. Medio Ambiente. 2. Ganado Bovino. I. Saucede, María Cristina II. Gil, Susana III.
Título CDD 636.2

© 2023María A. Herrero, María C. Saucede, Susana B. Gil
© 2023 AAPA Editora e impresora
Dirección de email: eeabalcarce.aapa@inta.gob.ar / eeabalcarce.rapa@inta.gob.ar
Sitio web: www.aapa.org.ar
Diagramación: El Vikingo gráfica de José R. Simonetta - Calle 30 Nº 737 - 7620 Balcarce

1ra. Edición 2023

Protegidos todos los derechos
Hecho el depósito que previene la ley 11.723
I.S.B.N. digital 978-987-99423-2-1
Buenos Aires, Argentina

ISBN 978-987-99423-2-1
9 789879 942321

Printed in Argentina

Los contenidos de este libro están organizados para proporcionar información útil sobre los temas tratados, solo con fines informativos y educativos. Los editores y autores no son responsables por los daños o consecuencias negativas que pudieran surgir de la aplicación de cualquier estrategia de manejo agropecuario en el medio rural. Cada empresa es diferente, y las recomendaciones y aplicaciones propuestas pueden no ser adecuadas para su situación. Usted debería buscar los servicios de un profesional competente antes de iniciar cualquier programa de mejora. Dado que la investigación científica está en constante avance, puede que al momento de la lectura de los distintos capítulos existan nuevas técnicas, nuevos indicadores y estrategias de manejo para minimizar el efecto de la producción ganadera sobre el ambiente.

Esta publicación cuenta con un Comité académico evaluador a los cuales agradecemos su tarea:

Marta A. Alfaro Valenzuela (Chile)
Hugo M. Arelovich (Argentina)
Javier Baudracco (Argentina)
Roberto Bisang (Argentina)
Catalina G. Boetto (Argentina)
Martín Durante (Argentina)
Cristian R. Feldkamp (Argentina)
Sebastián Galbusera (Argentina)
Martín F. Garbulsky (Argentina)
Gustavo Jaurena (Argentina)
Fernando D. Mele (Argentina)
Julio Pascale Palhares (Brasil)
Magdalena R. Marino (Argentina)
Carla Pascale Medina (Argentina)
Amabelia del Pino Machado (Uruguay)

También el agradecimiento a:

Proyecto N°20020170100226BA (Programa UBACyT 2018-2021) y Proyectos INTA 1.6.2.2.PT.I163 y PT.I 058 por el financiamiento a la diagramación general del libro

Prólogos

La producción ganadera ha sido puesta en el centro del debate debido a los impactos ambientales de esta actividad. Desde hace casi tres décadas, investigadores de Universidades Públicas, del INTA, de CONICET, en nuestro país, así como instituciones equivalentes en otros países del Cono Sur se han abocado a estudiar, en diversas escalas, los impactos ambientales generados por la producción ganadera y las alternativas de mitigación. Uno de los espacios de interacción de estos investigadores en producción animal es el congreso organizado anualmente por la Asociación Argentina de Producción Animal (AAPA). En ese espacio se gestó, desde el año 2012, el Taller de Indicadores Ambientales en Producción Animal, como dispositivo regional permanente de intercambio en tres áreas de interés: emisiones de gases con efecto invernadero (GEI), uso y manejo del agua y de nutrientes. Uno de los productos relevantes de ese dispositivo fue la participación en el número especial que la Revista de la AAPA publicó en el año 2019 (Vol 39 N° 2), dedicado a las emisiones de GEI en la ganadería.

En esta nueva entrega, los autores se concentran en los Indicadores Ambientales (IA), herramientas legitimadas en el ámbito científico y técnico, e imprescindibles tanto para la gestión como para la evaluación de diferentes estrategias de producción que procuran la sustentabilidad ganadera. Este libro, a partir de un trabajo dedicado y exhaustivo, revisa los marcos conceptuales vigentes, recoge las principales discusiones sobre la selección, construcción, descripción y aplicación de Indicadores Ambientales en ganadería de carne y leche bovina, nos advierte sobre el manejo de la información primaria, nos ofrece un amplio menú de indicadores utilizados para la evaluación y la gestión de diferentes recursos (nutrientes, agua, emisiones, biodiversidad, físicos y económicos) y nos propone recomendaciones prácticas para su aplicación en la gestión de los sistemas ganaderos.

Libro necesario y esperado, debemos agradecer a las editoras y a los autores, reconocidos y queridos colegas del ámbito académico de las Ciencias Agropecuarias, el recorrido que nos proponen, con una visión integral y sistémica de los IA como herramientas para describir, cuantificar, monitorear y evaluar el manejo y balance de nutrientes, las emisiones de GEI, el uso y gestión del agua, el estado del paisaje y de los servicios ecosistémicos; así como los indicadores físicos, económicos y sociales asociados a la sustentabilidad de los sistemas ganaderos del cono sur. Sin duda será un aporte sustantivo para profesionales, investigadores, docentes, estudiantes, planificadores y gestores de políticas públicas.

Ing.Agr., Dra. Adriana Mabel Rodriguez
Decana de la Facultad de Agronomía
de la Universidad de Buenos Aires

Los sistemas de producción ganadera ocupan alrededor de la tercera parte del territorio terrestre libre de hielo, y acompañaron el desarrollo histórico de muchas sociedades, pueblos y países del mundo. Actualmente, en muchos sitios adonde la producción agrícola no es posible, o no ofrece adecuados rendimientos, la ganadería sigue siendo una de las fuentes principales de proteína para esas poblaciones. Sin embargo, desde hace algunas décadas se cuestiona a los sistemas ganaderos por su impacto ambiental, incluyendo aquí diferentes aspectos como los elevados consumos de agua dulce y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), las pérdidas de biodiversidad por deforestación, la eutroficación de cuerpos de agua, la posibilidad de transmisión de enfermedades infecciosas, o los efectos adversos sobre la salud de un elevado consumo de carnes rojas.

Desde distintas instituciones internacionales, como el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC), se promueve el reemplazo parcial de las carnes rojas en las dietas humanas, por dietas de tipo mediterráneo compuestas por legumbres, verduras, pescado y otros frutos del mar.

Resulta claro que estas nuevas tendencias están marcando un cambio progresivo en la demanda de alimentos, en especial en muchos países desarrollados, y consecuentemente, en los requerimientos de trazabilidad que esos países imponen a sus importaciones de alimentos desde otros países del mundo. Un ejemplo muy claro son los países de la Unión Europea, donde los requerimientos de trazabilidad a través de distintos sellos como cumplimiento de normas ISO, huellas hídricas y de carbono, certificados de no deforestación, son actualmente exigibles, no solo para productos ganaderos sino para los de la agricultura en general.

Nuestro país es pródigo en sistemas pastoriles, como por ejemplo los pastizales naturales y los silvopastoriles que cubren en total unos 160 millones de hectáreas (alrededor del 43% del territorio continental argentino). Sino existiese esa ganadería, mucho de la producción de biomasa quedaría sin aprovechar y sería combustible en incendios naturales y accidentales. En los sistemas mixtos con agricultura, se perdería la posibilidad de recuperar una parte importante de la fertilidad perdida en los ciclos de cultivos. Es muy probable que, si no hubiéramos tenido esa ganadería en pastoreo durante todo el siglo pasado, el estado de degradación de nuestros suelos sería sin duda mucho peor.

La pregunta es: ¿debemos quedarnos refugiados en un sentimiento de supuesta injusticia como respuesta a las nuevas tendencias mundiales que cuestionan a la ganadería? Sin duda que no.

La respuesta más inteligente para defender nuestra ganadería es monitorearla con indicadores robustos y que sean reconocidos a nivel global. Este es el objetivo de este libro elaborado con el patrocinio de la Asociación Argentina de Producción Animal. La mejor respuesta que se puede presentar para las comparaciones con otros países, así como para los compradores del mercado interno, es ofrecer datos transparentes, con indicadores específicos y basados en ciencia sólida. Afortunadamente, el sistema científico-tecnológico argentino ha alcanzado un desarrollo adecuado en los temas ligados a ganadería, con un estrecho relacionamiento entre instituciones públicas (INTA, CONICET, universidades nacionales, SENASA, etc.), privadas y organizaciones no gubernamentales (AACREA, AAPA, Alianza del Pastizal, Fundación Vida Silvestre, etc.) e instituciones internacionales (World Research Institute, FAO, IPCC, etc.). En esta publicación aparecen plasmados muchos de los logros de estas colaboraciones.

Para terminar, quisiera dejar aquí mi registro de especialista en suelos. A diferencia de aquellos países donde el ganado se mantiene estabulado casi todo el año, una parte importante de las emisiones GEI de estos países se componen de la fermentación entérica (como en todo país ganadero), pero también de los sistemas de manejo de estiércol que son una fuente principal de emisiones GEI. No existe, o es mínima, la posibilidad de capturar dióxido de carbono atmosférico y almacenarlo en los suelos sujetos a pastoreo (secuestro de carbono), tal como es posible en todos los sistemas manejados en pastoreo directo. Los pastizales y pasturas que componen la oferta forrajera básica de la ganadería de nuestro país, así como de sus vecinos, son un fenomenal

almacén de carbono orgánico estabilizado en los suelos que, de lo contrario, quedaría sujeto a pérdidas hacia la atmósfera generando así mayor calentamiento global.

Sería importante que destaquemos estos aspectos positivos diferenciales de nuestros sistemas ganaderos en pastoreo, que son un componente clave en el equilibrio de los GEI y, bajo un manejo adecuado del pastoreo, en la biodiversidad de los sistemas agropecuarios.

Miguel A. Taboada
Director del Carbon Group Agro-Climatic Solutions
2 de noviembre de 2022

PREFACIO

LA PRODUCCIÓN GANADERA Y EL AMBIENTE

La preocupación mundial sobre temas de impacto ambiental y seguridad alimentaria se encuentra en debate desde hace más de 30 años. Como consecuencia de ello, desde algunos sectores han surgido demandas sociales sobre una ganadería sostenible y de lo que se espera a futuro sobre productos derivados de la ganadería. En este contexto, los sistemas de producción sostenible no sólo deberían ser económicamente rentables, sino también socialmente aceptables y amigables con el ambiente. La producción bibliográfica internacional relacionada es muy numerosa, en la cual, de manera directa o indirecta, el tópico de la sustentabilidad[1] agropecuaria se ha encontrado presente, incluyendo el debate sobre métodos de evaluación de la misma mediante indicadores.

Los indicadores ambientales (IA), aplicados a la producción agropecuaria, surgen para facilitar la comprensión de fenómenos complejos, tales como los procesos productivos, y así poder dar respuesta a los desafíos que se plantean. Utilizan fuentes de información confiable, que se entrelazan para generar una imagen completa, concisa y fácil de entender de las tendencias ecológicas, en este caso aplicadas a los sistemas de producción ganaderos. En general son utilizados para facilitar la gestión de políticas públicas y de desarrollo territorial y se han difundido globalmente y con diferente grado de adopción. El tema específico de la ganadería requiere de indicadores particulares para dar respuestas a su relación con los diferentes recursos, dentro de un manejo integrado de suelo, agua y aire y a diferentes escalas territoriales. Para diagnosticar los impactos, mitigarlos y/o adaptar la producción animal a estos nuevos escenarios, es necesario definir y caracterizar IA que permitan evaluar y monitorear los cambios que se producen.

Para hacer foco en esta temática, un espacio ha sido la Asociación Argentina de Producción Animal (AAPA), que es una entidad sin fines de lucro fundada en 1968, siendo el ámbito de discusión de los diferentes aspectos que hacen a la producción animal en Argentina. Sus congresos anuales congregan a numerosos especialistas, argentinos y extranjeros, de distintas disciplinas vinculadas a todos los aspectos referidos a esta producción. Una iniciativa desarrollada por un grupo de investigadores asociados a la AAPA en el año 2012, fue la de generar un espacio regional permanente de intercambio en tres áreas de interés en los sistemas de Producción Animal, como son Emisiones de gases de efecto invernadero, Uso y manejo del agua y Manejo de nutrientes. Con el formato de Taller de Indicadores Ambientales en Producción Animal (TIAPA) y con el objetivo de articular grupos de trabajo en Argentina y Cono Sur, fortalecer la formación de recursos humanos, acordar metodologías, mejorar infraestructura y colaborar en la obtención de información en calidad y cantidad, se comenzó con actividades permanentes hasta la fecha. Desde un estudio retrospectivo, se evaluó el desarrollo de esta temática en Argentina. Esto permitió conocer la existencia de grupos de trabajo que se encuentran realizando estudios mediante la utilización, evaluación y generación de IA para la gestión de la ganadería bovina. Fueron determinados algunos vacíos de conocimiento, así como la necesidad de sistematización de metodologías utilizadas y de una mejor articulación entre diferentes equipos de trabajo en el país.

---

[1] Los términos Sostenibilidad y Sustentabilidad se encuentran descriptos en el GLOSARIO. La Real Academia Española no reconoce el término Sustentabilidad, por considerarlo un anglisismo, que en la bibliografía anglosajona se traduce del término *sustainability*. En el presente libro, se ha respetado la acepción del término que cada Autor consideró.

En este ámbito se fue despertando el interés por la necesidad de compilar en un libro los diferentes aspectos que hacen al trabajo con IA en ganadería de carne y leche bovina. Es entonces que podemos decir que este libro se enfoca, especialmente, en el desarrollo de los temas específicos vinculados al ambiente y a cada recurso natural que se pone en juego, pero integra además cuestiones físicas, económicas y sociales de la producción. Su propósito es recorrer, desde los conceptos fundamentales a la hora de seleccionar indicadores, su construcción, el manejo de la información primaria, la descripción de los indicadores utilizados para la evaluación y gestión de diferentes recursos (nutrientes, agua, emisiones, biodiversidad, físicos y económicos), hasta las recomendaciones prácticas para su aplicación en la gestión de los sistemas ganaderos, con especial énfasis en gestión de los predios. Sin embargo, los lineamientos abordados podrán ser adaptados y utilizados en todo el ámbito de los sistemas de producción agropecuarios.

Los autores esperamos que la información desarrollada a lo largo de los diferentes capítulos de este libro sea el inicio de una trayectoria de estudio, reflexión y pensamiento crítico científicamente fundado. Confiamos que será un aporte de utilidad para profesionales, investigadores, docentes, estudiantes, planificadores y gestores de políticas públicas para comprender y evaluar los procesos que hacen a la problemática de ambiente y ganadería en distintas áreas del conocimiento.

Dra. María Cristina Saucede
Dra. María Alejandra Herrero
Dra. Susana Beatriz Gil

COLABORADORES EN ESTA PUBLICACIÓN

Verónica Charlón (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina)

Ingeniera en Producción Agropecuaria de la Universidad Católica Argentina, con una Maestría en Gestión de la Calidad y Medioambiente (UNED). Profesional del INTA en la EEA Rafaela. Especialista en Gestión de Agua y Estiércol e Impactos ambientales de la lechería e indicadores. Tiene numerosas publicaciones de referencia. Lidera y participa en proyectos de I+D nacional e internacional. Referente Regional en la Plataforma de Huellas Ambientales. Integrante Technical Advisory Group on Water Footprinting de LEAP_FAO INTA. Integrante de la RED NACIONAL BPA_ Comisión Lechería y de la Red Argentina de Huella Hídrica y Análisis de Ciclo de Vida (RACV). Co-cordinadora el Comité Técnico de Manejo del agua y de los efluentes e impacto ambiental de APROCAL (Asociación Pro calidad de leche y derivados, Argentina). Integrante de la Red internacional MANURE SOUTH Network para el manejo del agua y efluentes en el Cono Sur.

Email: charlon.veronica@inta.gob.ar

Bárbara Civit (Universidad Tecnológica Nacional, Argentina)

Es Ingeniera Química por la Universidad Tecnológica Nacional y Doctora en Ingeniería por la Universidad Nacional de Cuyo (UNCuyo). Trabaja como Investigadora Independiente de CONICET en el Centro de Estudios para el Desarrollo Sustentable (UTN FRM) y en el Grupo CLIOPE de la UTN FRM como investigadora. Es docente del Departamento de Ingeniería Química de la Facultad Regional Mendoza de la UTN y docente de varios posgrados nacionales y extranjeros. Su investigación y actividad de transferencia aborda la sustentabilidad industrial, el desarrollo de indicadores de impacto con enfoque de ciclo de vida, el análisis de ciclo de vida de bienes y servicios, las huellas ambientales (de carbono y de agua), etiquetado ambiental de productos, circularidad de procesos y productos. Recientemente, se ha focalizado en la producción y el consumo responsable de productos. Es integrante de la Red Argentina de Ciclo de Vida, de la Red Iberoamericana de Ciclo de Vida y de la Life Cycle Initiative. Es Verificador individual del EPD System.

Email: barbara.civit@gmail.com

Patricia Engler (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina)

Es Ingeniera Agrónoma por la Universidad Nacional del Litoral (UNL); Magister en Economía Agraria (UBA) y Doctora en Ingeniería Rural, mención en Ciencias Agropecuarias (UNER). Profesional de INTA en la EEA Paraná desde 2003. Coordinadora de Proyectos Nacionales de Lechería de INTA. Responsable INTA en proyecto internacional de lechería. Jefa del grupo de investigación INTA en Economía de los Sistemas de Producción y evaluación de impacto. Profesora adjunta de la cátedra de Economía Agraria de la FCA UNER. Directora del área de postgrado de la FCA UNER, directora del Departamento Socioeconómico de la UNER. Miembro de dos Comités Académicos de carreras de postgrado. Codirectora de becario INTA CONICET. Directora y evaluadora de tesis de postgrado, evaluadora de proyectos de investigación. Organizadora y disertante en cursos, jornadas, seminarios relacionados a economía de los sistemas de producción de leche. Tiene publicaciones en revistas y congresos nacionales e internacionales, además de capítulos de libros. Forma parte del Consejo Consultivo de FUNPEL y es miembro del Consejo Profesional de Ingeniería Agronómica (CPIA).

Email: engler.patricia@inta.gob.ar

Santiago Fariña (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Uruguay)

Ingeniero Agrónomo en la Facultad de Ciencias Agrarias de Balcarce (1999-2004), obtuvo su Doctorado en la Universidad de Sydney, Australia (2006-2010), trabajando en la intensificación sostenible de sistemas lecheros y pastoriles. Dirige, desde noviembre de 2015, el Programa Nacional

de Investigación en Producción de Leche de INIA Uruguay. Es investigador del SNI de Uruguay y coordina proyectos de investigación y transferencia sobre sistemas pastoriles para Uruguay y otros 10 países de la región. En Australia trabajó en proyectos de transferencia y fue asesor de productores lecheros del estado de Victoria (2010-2011). En Argentina se desempeñó como Coordinador de la Comisión de Lechería de AACREA (2012-2015), coordinando proyectos de I+D y ejerciendo la docencia en 6 universidades nacionales. En el sector privado ha trabajado como consultor para empresas relacionadas a la producción de leche en Argentina, Chile, USA e India. Es autor de más de 40 publicaciones internacionales (científicas y de divulgación).

Email: sfarina@inia.org.uy

Claudia Faverin (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina)

Licenciada en Ciencias Biológicas, MSc. en Producción Animal y Dr. en Cs. Animal. Coordinador interino del Proyecto Disciplinario Emisiones (GEI) en los sistemas agropecuarios y forestales. Medidas de mitigación del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. Docente de la Universidad Nacional de Mar del Plata e Investigador calificado en la categoría II del Consejo Interuniversitario Nacional (Programa de Incentivos a la Investigación-convocatoria 2009). Su principal línea de investigación es la elaboración de tipologías ganaderas y el uso de modelos de simulación para la estimación de indicadores productivos, económicos y de emisiones de gases de efecto invernadero en producción ganadera. Editora de la sección Ambiente y Producción Animal de la Revista Argentina de Producción Animal y miembro de la Comisión Directiva de la Asociación Argentina de Producción Animal. Participante en redes nacionales e internacionales sobre ganadería y gases de efecto invernadero y coordinadora de un proyecto internacional sobre circularidad en sistemas mixtos ganadero-agrícolas. Cuenta con numerosas publicaciones nacionales e internacionales, es editora de libros y autora de capítulos de libro y ha participado en la formación de numerosos estudiantes de grado y postgrado.

Email: faverin.claudia@inta.gob.ar

Federico Gallego (Universidad de la República, Uruguay)

Es Licenciado en Ciencias Biológicas y Magíster en Ciencias Ambientales por la Universidad de la República (UDELAR). Trabaja en el Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales de la Facultad de Ciencias (UDELAR). Sus principales líneas de trabajo están vinculadas a analizar los cambios en el uso del suelo, la composición y configuración del paisaje y a cuantificar la oferta de servicios ecosistémicos de sistemas agropecuarios de Uruguay.

Email: fgallego@fcien.edu.uy

Susana Beatriz Gil (Universidad de Buenos Aires, Argentina)

Médica Veterinaria egresada de la Universidad de Buenos Aires (UBA). Docente desde 1987. Actualmente, Profesora Asociada de la UBA en Producción de Bovinos de Carne, Fac. Cs Veterinarias, carrera de Veterinaria y Lic. en Gestión de Agroalimentos. Docente investigadora desde 1994, Categoría III desde 2015. Doctora de la UBA, área Ciencias Veterinarias, con el Tema: «Indicadores de Manejo de Nutrientes relacionados con la Sustentabilidad Agroambiental en Sistemas de Producción de Carne». Directora de la Maestría en Producción Animal, UBA, los años 2019 y 2020, y Subdirectora desde el 2021 hasta la fecha. Participación en cursos de posgrado desde el 2004, y posteriormente, también, en cursos de extensión. Tiene numerosas publicaciones y presentaciones en congresos y seminarios. Miembro de la Comisión Directiva de la Asociación Argentina de Producción Animal (AAPA) en dos períodos, representante de la AAPA en la Mesa Argentina de Carne Sustentable desde 2017, integrante de la Red de Buenas Prácticas Agrícolas en la Comisión de Ganadería, desde 2019, y representante de la misma en la Comisión Nacional de Bienestar Animal en Especies Pecuarias

(CoNBAEP), desde 2021. Tuvo la dirección de dos Proyectos sobre Tecnologías Informáticas de la Comunicación, UBA (2011- 2016). Participó en numerosos proyectos de investigación desde 1993, y en la actualidad es directora de un proyecto científico UBACyT.

Email: sgil@fvet.uba.ar

María Alejandra Herrero (Universidad de Buenos Aires, Argentina)

Ingeniera Agrónoma (FAUBA), Magíster en Política y Gestión de la Ciencia y la Tecnología (UBA) y Doctora en Salud Ambiental (UBA). Ex Profesora Asociada en Veterinaria (UBA) y actualmente en la Escuela de Postgrado de FAUBA. Categoría I de investigador. Cursos de grado y postgrado en Ambiente y producción Animal en UBA, UNL, UNLP y Universidades en USA, Brasil, España y Portugal. Premio Presidencial Prácticas Educativas Solidarias en Educación Superior (2004) por desarrollo de un modelo de Investigación participativa en Manejo Integrado de aguas en el medio rural. Coordinadora del Comité Técnico de Manejo del agua y de los efluentes e impacto ambiental de APROCAL (Asociación Pro calidad de leche y derivados – Argentina) (2009-2020). Integrante y fundadora desde 2016 de la red internacional MANURE SOUTH para el manejo del agua y efluentes en sistemas pastoriles lecheros del cono sur (Redes 150086 CONICYT Chile). Asesora de la Dirección de Lechería (MINAGRO Buenos Aires) y del ADA (Autoridad del Agua, Bs. As) para la generación de normativa ambiental vinculada al Uso agronómico de purines de lechería en la provincia de Bs. As. (2015-2020). A lo largo de su carrera se focalizó en el uso del agua y en los impactos ambientales de los sistemas primarios de producción de leche, donde recientemente desarrolla la aplicación de indicadores ambientales para la gestión.

Email: malejandra.herrero@gmail.com

Alejandro F. La Manna (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Uruguay)

Ingeniero Agrónomo de la Universidad de la República de Uruguay (1987). Master of Animal Science (1999) de la Oklahoma State University (OSU-USA) en nutrición animal, PhD (2002) en la misma universidad, donde profundizó en las estrategias de alimentación y los impactos ambientales. Postdoc (2017) en ciencia de datos y uso de sensores en OSU. Desarrolló y publicó numerosos trabajos para mejorar el manejo de nutrientes y la gestión ambiental en predios lecheros y de carne bovina en Uruguay. Es investigador principal referente del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA-Uruguay) desde 2008. Participa en cursos de postgrado en la Facultad de Agronomía, tanto de la UDeLar- Uruguay, como de la UBA y UNS (Argentina). Es editor asociado de la Revista Argentina de Producción Animal. Integra la comisión de la huella de carbono nacional de Uruguay, ha sido coordinador y autor de la guía ambiental de feedlot de Uruguay, y donde ha desarrollado indicadores ambientales hoy usados para políticas nacionales de Uruguay. Integrante del Comité Técnico de Manejo del agua y de los efluentes e impacto ambiental de APROCAL. Participa en proyectos de investigación en Uruguay y en cooperación con Argentina. Tiene numerosas publicaciones, más de 250 entre revistas arbitradas, eventos, capítulos y revistas de difusión.

Email: alamanna@inia.org.uy

Walter A. Mancuso (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina)

Es Ingeniero Agrónomo por la Universidad de Buenos Aires (UBA); Magister en Producción Animal (FCA-UNMP) y Doctor Cs. Veterinarias (FV-USC, España, 2017). Profesional INTA EEA Paraná desde 1988. Referente en Lechería del CRER-INTA. Profesor Asociado en la Fac. Cs. Agrarias, UNER. Es docente de cursos de posgrado, director y evaluador de tesis de grado y posgrado y de Proyectos para Agencias de C&T nacionales, de Uruguay y de Perú. Organizador y disertante en jornadas y cursos para productores y para profesionales de la especialidad en lechería. Tiene publicaciones en revistas nacionales e internacionales; artículos de divulgación y participación en capítulos del libro «Sistemas Agroalimentarios» (FAUBA. 2014). Además, co-autoría en guías y manuales del INTA referidos a lechería y en distintas Aplicaciones Informáticas. Miembro de AAPA y del Colegio

de Profesionales de la Agronomía de Entre Ríos. Investigador Asociado al Centro Latinoamericano de Estudios de Problemáticas Lecheras (CLEPL) y colaborador en C&T de APROCAL.

Email: mancuso.walter@inta.gob.ar

Mariano Oyarzabal (Universidad de Buenos Aires, Argentina)

Es Ingeniero Agrónomo y Doctor en Ciencias Agropecuarias por la Universidad de Buenos Aires (UBA). Trabaja en el Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información de la Facultad de Agronomía (UBA) y en el Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA, CONICET). Su principal línea de trabajo está vinculada con desarrollar herramientas tecnológicas para el manejo de sistemas pastoriles e investigar sobre los controles de la productividad forrajera.

Email: oyarzaba@agro.uba.ar

José Paruelo (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Uruguay)

Es Ingeniero Agrónomo por la Universidad de Buenos Aires (UBA) y Doctor por la Universidad de Colorado. Trabaja en el Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), en el Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura (IFEVA, CONICET), en el Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información de la Facultad de Agronomía (UBA) y en el Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales de la Facultad de Ciencias (UDELAR). A lo largo de su carrera ha estudiado distintos aspectos de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Más recientemente, ha centrado sus estudios en cuantificar la oferta de servicios ecosistémicos en paisajes agropecuarios.

Email: jparuelo@inia.org.uy

Maria Cristina Saucede (Asociación Argentina de Producción Animal, AAPA)

Es Ingeniera Agrónoma por la Universidad Nacional de Córdoba (UNC) y Doctor (Dr. rerum naturae) por la Universidad Justus Liebig - Giessen- Alemania. Se ha desempeñado como consultora en organismos internacionales (FAO y FIDA) en Proyectos de desarrollo rural y ganadería andina. Ha sido docente de grado y posgrado en la Facultad de Agronomía de la UBA (FAUBA) en el área de forrajeras y manejo de pasturas y de sistemas de producción sustentable. En la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Nación (SECYT), colabora en la Dirección de Relaciones Internacionales, conformando la Red Argentina de Investigadores en el Extranjero (Programa Raíces). Fue Directora Nacional Asistente de Planificación, Seguimiento y Evaluación (DNAPSyE) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Hasta su retiro se desempeñó en la Gerencia de Planificación de INTA, en la articulación de los Proyectos institucionales con fuentes de financiamiento externo.

Email: msaucede@gmail.com

María Paz Tieri (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina)

Es Ingeniera Agrónoma recibida de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (2010) y Doctora en Ciencia Animal de la Universidad del Centro de la Provincia de Buenos Aires (2021). Comenzó su carrera desempeñándose como investigadora en el área de Producción Animal Intensiva en el INIA Uruguay y luego regresó a la Argentina como becaria de formación en el INTA Rafaela para realizar su posgrado en Eficiencia en el uso del nitrógeno en vacas lecheras y su impacto en el ambiente. Actualmente se desempeña como Investigadora en INTA Rafaela en el área de lechería e impacto ambiental. Su área de investigación es la alimentación en vacas lecheras y su impacto en el ambiente (metano y nitrógeno) y el estudio de estrategias de mitigación de gases de efecto invernadero y adaptación de la ganadería al cambio climático, incluyendo la evaluación de huellas de carbono en sistemas lecheros.

Email: tieri.maria@inta.gob.ar

INDICADORES AMBIENTALES PARA LA PRODUCCIÓN ANIMAL

ÍNDICE Página

Prefacio 11

Capítulo 1 - INTRODUCCIÓN 23
Herrero, M.A.; Saucede, M.C.; Gil, S.B.; Mancuso, W.A
I. Los sistemas de producción animal 24
II. Los impactos en el ambiente y el uso de indicadores para su gestión 26
III. Estructura del libro 27
IV. Referencias bibliográficas 29

Capítulo 2 - APLICACIÓN DE INDICADORES 31
Herrero, M.A.; Gil, S.B.; Saucede, M.; Charlón, V.; Faverín, C.
I. Introducción 31
II. Definiciones. Indicadores e índices, características y utilidad de los indicadores 33
III. Marcos conceptuales de los indicadores 36
IV. Alcances y usos de los indicadores 39
Estadísticas Agropecuarias 39
Monitoreo Ambiental 40
Modelos ambientales 40
Información de datos administrativos 40
Contabilidad ambiental 40
V. Tipologías de indicadores 41
Descriptivos 41
De rendimiento 41
De eficiencia 41
De medición de efectividad política 42
De bienestar 42
Para reportes 42
VI. Evaluación de indicadores Y criterios de utilidad para su aplicación en políticas públicas 42
VII. Reflexiones finales 45
VIII. Referencias bibliográficas 46

Capítulo 3 - CONSTRUCCIÓN Y UTILIZACIÓN DE INDICADORES 49
Herrero, M. A.; La Manna, A. F.
I. Introducción 49
II. Proceso de construcción y utilización de indicadores 50
II.a. Elección del marco conceptual 50
II.b. Construcción de los indicadores 51
II.c. Fuente de datos, disponibilidad e interpretación de información 52
II.d. Calidad de datos y evaluación de indicadores obtenidos 53
III. Escalas de utilización y unidades de expresión 54
III a. Escalas de utilización 54
III b. Unidades de expresión o medida 56

IV. Dimensiones de análisis 57
V. Análisis de casos de aplicación (OCDE, AEMA, IRENA, FAO MRV) 58
V.a Aplicación de la metodología MRV 63
VI. Uso de matrices 63
VII. Aplicación de indicadores en procesos de gestión rural para la toma de decisiones 66
VII.a Gestión de predios rurales 66
VII.b Gestión de cuencas hidrográficas 68
VIII.Reflexiones finales 69
IX. Referencias bibliográficas 69

Capítulo 4 - INDICADORES PARA USO DE NUTRIENTES 73
Gil, S.B.; Herrero, M.A.
I. Introducción 73
II.Ciclado de nutrientes 73
II.a. Transferencias internas y externas de nutrientes 76
III. Balance de nutrientes 77
III.a. Los Modelos conceptuales 77
III.b. Diferentes escalas de referencia 79
IV.Medidas de eficiencia e Indicadores de uso de nutrientes 79
IV.a. Indicadores a diferentes escalas y su forma de expresión 79
IV.b. Medidas de eficiencia 80
IV.c. Indicadores relacionados con las transferencias de nutrientes 81
IV.d. Utilización de indicadores. Algunas relaciones 82
V. Reflexiones finales y perspectivas 83
Tabla 4.1: Fórmulas de los indicadores utilizados para evaluar nutrientes (Denominación, fórmulas de cálculo y unidades de expresión de los Indicadores de Sustentabilidad Agroambiental relacionados con el Manejo y Uso de Nutrientes) 85
VI. Casos de estudio. Ejemplos 86
CASO 1: Producción primaria de leche 87
CASO 2: Producción de carne bovina 89
VII. Referencias Bibliográficas 90

Capítulo 5 - EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN GANADERÍA 95
Faverin, C.; Tieri, M.P.
I.Introducción 95
II.Contribución sectorial de los gases de efecto invernadero a nivel mundial 96
III.Potencial de calentamiento global: definición y métricas que pueden impactaren el sector ganadero 99
IV. Métodos de acuerdo a distintos enfoques para la contabilización de gases de efecto invernadero 101
IV.a. Inventarios Nacionales: Enfoque Sectorial 101
IV.b. Huella de Carbono: Enfoque a nivel de cadena 104
V. Unidades de reporte y tipos de indicadores 106
VI.Evaluaciones a nivel de establecimiento 107
VII.Reflexiones finales y perspectivas 109

Tabla 5.1: Indicadores comúnmente utilizados para la evaluación de emisiones/balances de gases de efecto invernadero ... 111
VIII.Caso de estudio. Ejemplos ... 114
CASO 1: Establecimiento de bovinos para leche ... 114
CASO 2: Establecimiento de bovinos para carne ... 116
IX.Referencias Bibliográficas ... 120

Capítulo 6 - INDICADORES PARA USO Y MANEJO DEL AGUA ... 122

Charlón, V.; Civit, B.; Herrero, M.A.
I.Introducción ... 127
II. El ciclo natural y económico del agua ... 130
III. Indicadores relacionados con la cantidad y disponibilidad de agua ... 132
III.a. Enfoque de la huella hídrica (Water Footprint Network) ... 133
Definición de objetivos y alcance ... 133
Contabilidad de la huella hídrica ... 133
Evaluación de la sostenibilidad ... 135
Formulación de respuestas a la huella hídrica ... 135
III.b. Enfoque de la huella de agua (ISO 14046:2014) ... 135
Impacto de la escasez de agua ... 137
Método AWARE (Boulay et al., 2018) ... 137
Indicador de estrés hídrico WSI (Pfister et al., 2009) ... 137
Indicador de escasez de agua azul BWSI (Hoekstra et al., 2012) ... 138
III.c. Evaluación de la productividad del agua ... 138
IV. Indicadores e índices de calidad de agua ... 138
IV.a. Indicadores de calidad ... 139
IV.b. Índice de calidad del agua ... 139
IV.c Índices de vulnerabilidad de acuíferos ... 140
Metodologías e indicadores para medir la vulnerabilidad y el riesgo ... 140
V. Indicadores de uso de agua en sistemas agroganaderos ... 142
V.a. Consumo de agua para el ganado ... 143
V.b. Consumo de agua en instalaciones y actividades auxiliares ... 143
V.c. Consumo de agua de la vegetación en crecimiento ... 145
V.d. Consumo de agua a escala predial ... 146
V.e. Calidad de agua para ganado y otros usos ... 147
Indicadores de calidad química ... 147
Indicadores de calidad microbiológica ... 148
V. Reflexiones finales ... 148
Tabla 6.2: Fórmulas de los indicadores utilizados para evaluar uso del agua ... 150
VI. Casos de estudio. Ejemplos ... 152
CASO 1. Cuencas lecheras de la provincia de Buenos Aires ... 152
CASO 2. Establecimientos lecheros en Uruguay ... 153
CASO 3. Productividad del agua en establecimientos lecheros de la Argentina ... 153
CASO 4. Ganado de carne en sistema de engorde a corral ... 154
VIII. Referencias bibliográficas ... 155

Capítulo 7 - INDICADORES DE RECURSOS FORRAJEROS:MAPAS, PRODUCTIVIDAD, HUELLA AMBIENTAL Y ESTADO DE CONSERVACIÓN. SU EVALUACIÓN MEDIANTE SENSORES REMOTOS 161
Oyarzabal, M.; Gallego F.; Paruelo, J.
I. Introducción 161
II. Indicadores de heterogeneidad. Mapas de tipos de cobertura 161
III. Indicadores de funcionamiento. Monitoreo de la productividad forrajera 163
IV. Indicadores de impacto de la ganadería. La huella ambiental 165
V. Indicadores del estado de conservación. Influencia climática y humana 169
VI. Reflexión final 170
VII. Referencias bibliográficas 170

Capítulo 8 - INDICADORES FÍSICOS, ECONÓMICOS y SOCIALES ASOCIADOS A LA CONSTRUCCIÓN E INTERPRETACIÓN DE INDICADORES AMBIENTALES EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN ANIMAL 177
Mancuso, W.A.; Fariña, S.; Engler, P.
I. Introducción 177
II. Revisión de indicadores utilizados en sistemas ganaderos 178
II.a. Indicadores, eficiencia y sustentabilidad 178
II.b. Indicadores en análisis integrales 179
II.c. Interacción de indicadores ambientales, físicos, económicos y sociales 180
II.d. Indicadores y escalas de evaluación 182
III.Indicadores físicos, económicos y sociales 183
III.a. Indicadores físicos 183
III.b. Indicadores económicos 184
III.c. Indicadores sociales 185
IV. Reflexiones y perspectivas de la intensificación y sostenibilidad en sistemas ganaderos del cono sur 186
Tabla 8.1: indicadores físicos, económicos y sociales. Nombre, Forma de cálculo, Unidades de expresión y Referencias 188
V. Casos de estudio 198
CASO 1: Sistemas de producción de ganadería de leche bovina 198
CASO 2: Sistema de producción de ganadería de carne 199
VI.Referencias bibliográficas 202

Capítulo 9 - TALLER DE INDICADORES AMBIENTALES EN PRODUCCIÓN ANIMAL (TIAPA) 207
Saucede, M.C; Herrero, M.A.; Gil, S.B.; Faverín, C.; Charlón, V.
I. Introducción 207
II. 1° TIAPA (2012): Huella de Carbono, Huella Hídrica y Nutrientes 207
II.a Conclusiones del espacio Taller 209
III. 2° TIAPA (2013): Uso actual, perspectivas, tendencias y pautas para la selección de indicadores 209
III.a Conclusiones del espacio Taller 210
IV. 3° TALLER (2014): Manejo de los nutrientes: avances y legislación en países del Cono Sur 211

V. 4° TIAPA (2015): Uso y Manejo del Agua 213
VI. 5° TIAPA (2016): Huella de Carbono, Huella Hídrica y Nutrientes.
Análisis de opciones estratégicas para enfrentar el cambio climático 215
VI.a Conclusiones del espacio Taller 218
VII. 6° TIAPA (2017) ¿Cómo evaluar y monitorear sistemas agropecuarios? 219
VII.a Conclusiones del espacio Taller 220
VIII.7° TIAPA (2018): Aplicación de indicadores para medir la Adopción Tecnológica..... 220
VIII.a Conclusiones del espacio Taller 222
IX. 8° TIAPA (2019): Indicadores ambientales críticos a
monitorear en ambientes frágiles en la Región semiárida pampeana 223
IX.a Conclusiones del espacio Taller 224
X.Logros obtenidos y reflexiones finales 226

GLOSARIO DE TÉRMINOS 227

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

M. Alejandra Herrero
M. Cristina Saucede
Susana B. Gil
Walter A. Mancuso

La producción animal resulta fundamental dentro del sistema alimentario. Los productos ganaderos representan un gran aporte de proteínas para la alimentación humana, llegando al 34 % del consumo global, además del 18 % de las calorías globales y de macro y micronutrientes esenciales como la vitamina B12, hierro y calcio (Mottet et al., 2017; Jaurena et al., 2019). El sector ganadero es, a su vez, uno de los mayores usuarios antropogénicos de la tierra, utilizando grandes áreas de pastizales donde no es posible el desarrollo de cultivos agrícolas.

Actualmente, los animales en pastoreo ocupan una cantidad equivalente al 30 % de la superficie total de la tierra arable (excluidas las zonas congeladas), siendo su intensidad de ocupación variable (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO], 2006). El 86 % de los alimentos para uso de los animales en producción no son aptos para ser consumidos por el hombre y, en el caso de algunos subproductos, si no fuesen consumidos serían una carga contaminante para el ambiente. Por otra parte, aproximadamente el 13 % de la materia seca consumida por el ganado corresponde a granos, lo que compite, directamente, con la alimentación humana (Mottet et al., 2017). De manera frecuente, y pese a la disponibilidad de abundante información en contrario, estos impactos fueron juzgados como poco significativos en el pasado y no se vieron como una amenaza. Esto fue debido a que la ganadería extensiva se desarrollaba básicamente sobre pasturas, sin originar grandes cambios en su estructura y composición, ni en el paisaje. Sin embargo, se ha observado que en la medida que otras actividades se expanden sobre tierras de mayor aptitud agrícola, la ganadería se traslada a zonas marginales. Además, esta expansión e intensificación de los cultivos agrícolas es asociada con problemas de degradación de tierras (Upton, 1997).

En América Latina, el ingreso de la ganadería a zonas nuevas se realiza a expensas de la deforestación de montes y selva autóctona, con diferentes daños a estos ecosistemas naturales (Viglizzo y Jobbacy, 2010). Si la expansión ocurre en estos ecosistemas se pierde biodiversidad, y, en consecuencia, se favorecen procesos que aumentan las emisiones de **gases de efecto invernadero** (GEI) y, por lo tanto, contribuyen al cambio climático. La necesidad de producir más alimentos lleva a un mayor uso del agua y al incremento del uso de agroquímicos (fertilizantes y fitosanitarios), con un consumo mayor de energía para labranzas y para la producción y procesamiento de alimentos destinados a la ganadería (Herrero y Gil, 2014).

La cantidad de tierra de calidad, disponible en el planeta para asegurar la productividad de los cultivos, es finita. Las tendencias a futuro muestran que la situación descripta va a continuar en respuesta a una mayor demanda de alimentos (Mottet et al., 2017), con un incremento cada vez mayor en el uso y flujos de nutrientes vinculados a la alimentación de los animales (Atkinson y Watson, 1996; Oenema et al., 2003). En este escenario, el incremento de residuos que producen las actividades agropecuarias, las humanas y las industriales, lleva a la necesidad de mejorar las oportunidades de su reutilización, tanto para generar energía como para el aprovechamiento de las excretas en el abonado de cultivos. Por otra parte, se intensificará el uso de subproductos agroindustriales para la alimentación animal (Herrero y

Gil, 2014). Aparecen, entonces, diversos impactos ambientales que se van entrelazando en la aparición de problemas complejos, para los cuales se complica su solución (García, 1981).

I. LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN ANIMAL

Los sistemas extensivos de pastoreo directo en pastizales naturales o implantados (pasturas, verdeos), con nula o muy limitada suplementación e integración con cultivos agrícolas, minimizan los efectos sobre el suelo al tiempo que permiten la deposición de heces de los bovinos directamente sobre los lotes con forrajeras (Herrero y Gil, 2014). En dichos esquemas, la interacción entre el ganado y el medio natural se considera beneficiosa, mientras no se realicen manejos inadecuados de la carga animal o se modifiquen los tiempos de permanencia. Esta situación hace que se incremente la permanencia en ciertos sectores a expensas de otros, con el consecuente sobrepastoreo del forraje, degradación de la vegetación, mayor erosión de los suelos y deterioro de su fertilidad y estructura, ocasionando, en general, contaminación puntual a nivel de lotes (Jaurena, 2019).

A medida que se incorporan otros insumos a los sistemas ganaderos, se pueden definir esquemas **semi-intensivos** que se basan en el pastoreo directo de pastizales naturales o implantados, con suplementaciones a base de granos o voluminosos (henos, silajes). Los mismos pueden, a su vez, ser **sistemas mixtos**, donde se aprovechan los subproductos de una actividad como insumo para la otra actividad integrada (estiércol como abono, granos para alimentación del ganado). Finalmente, en el extremo opuesto a los pastoriles, se encuentran los denominados **sistemas intensivos** o industriales, donde la producción está basada en insumos externos (energía fósil y nutrientes) y se suele perder la integración más equilibrada entre ganado y ambiente.

Las producciones bovinas de carne y leche de las principales regiones ganaderas de los países del cono sur latinoamericano (Figura 1.1), en general, se basan en aprovechamiento de pastos templados bajo sistemas de pastoreo, con distinta intensidad de carga animal (Rearte y Pordomingo, 2014; Fariña et al., 2020).

Figura 1.1: Localización aproximada de las principales regiones de producción de carne y leche bovina en Argentina, Brasil, Chile y Uruguay (Elaboración propia)

Durante las últimas dos décadas, la ganadería de la región ha evolucionado hacia una diversificación e intensificación de sus sistemas de pastoreo. Los cambios más frecuentes se relacionan con los sistemas de alimentación, incorporando mejor calidad de pasturas, forrajes conservados, granos y subproductos de la industria sumado a los cambios en la estructura de los predios, llegando al confinamiento en diferentes proporciones e intensidad (Rearte y Pordomingo, 2014).

En los países del llamado «Cono Sur Latinoamericano» (Sur de Brasil, Uruguay, Argentina y Chile), el proceso de producción de **carne bovina** se puede clasificar en dos actividades principales: la **cría vacuna** como un sistema particular en áreas específicas, y la **recría y/o engorde** de novillos, que tiene lugar en regiones con mayor calidad de suelos y mejor clima (Cangiano, 1997; Faverin et al., 2019). En Argentina, solo un tercio de los ganaderos de cría, especialmente los que se encuentran en suelos de mayor productividad, realizan el ciclo completo en el mismo establecimiento, con una tendencia creciente a confinar las categorías destinadas a engorde y faena (Josifovich et al., 1989; Rearte y Pordomingo, 2014). En Brasil predominan los sistemas extensivos y semi-extensivos, que incorporan alguna suplementación, especialmente en los Estados del Centro-Sur, los cuales se están intensificando mediante la suplementación a los animales en pastoreo. En tanto, los sistemas más intensivos, con mayor suplementación en pastoreo y/o confinamiento resultan, cada vez, más importantes en las regiones centro-oeste y sudeste (Cezar et al., 2005). La ganadería de carne en Uruguay es predominantemente extensiva y de tipo familiar, concentrada en las regiones centro, norte y este del país. Se trata, en su mayoría, de sistemas de cría o ciclo completo, sobre pastizales naturales con una baja participación de praderas implantadas. En las últimas décadas se ha registrado un aumento en la concentración de cabezas vacunas, producto de la incorporación de cultivos agrícolas en áreas de media y alta productividad (Modernel et al., 2016). En Chile, la producción ganadera de carne con razas especializadas o cruzas sólo de razas carniceras, representa menos de la mitad del total del rodeo bovino, siendo la ganadería de leche y doble propósito la de mayor relevancia. Dicha producción ganadera se concentra, principalmente, en la zona sur del país y se basa en esquemas pastoriles con diferentes grados de suplementación, en tanto, en la región central, predominan los esquemas confinados (Hepp, 2019).

En cuanto a la producción de **leche bovina**, en Argentina se concentra, especialmente, en la Región Pampeana, donde coexisten modelos contrastantes, desde aquellos con un manejo de la alimentación básicamente pastoril, hasta esquemas con confinamiento total de los animales y utilización de raciones completas mezcladas, con alta participación de alimentos concentrados. La competencia por el recurso tierra con los cultivos agrícolas obligó a replantear el modelo en los últimos años, con mayor carga animal y cambios en la dieta por mayor uso de silajes y concentrados (Gastaldi et al., 2020). En Uruguay, al igual que en Argentina, la producción láctea se basa en el aprovechamiento de pasturas templadas con distinta intensidad de carga animal y suplementación de concentrados y forrajes conservados. Sin embargo, la posibilidad de suplementar está muy condicionada a las fluctuaciones en la disponibilidad y relaciones de precios entre los precios de granos y subproductos de la agroindustria con el precio de la leche a nivel productor (Fariña et al, 2020). En Brasil, la producción lechera comercial se caracteriza por su baja productividad y se concentra, especialmente, en las regiones del sudeste, sudoeste y sur, siendo en ésta última donde se presentan los mejores índices de eficiencia (Rodrigues Carvalho et al., 2017). En tanto, Chile posee modelos de producción de leche adaptados a cada condición medioambiental y recursos disponibles, con lo cual, en la región central predominan los sistemas confinados, con animales de alta producción individual alimentados con raciones totalmente mezcladas y, a medida que las producciones se desplazan hacia el sur, la utilización del suelo se destina mayormente a praderas, complementadas con algunos cultivos forrajeros, pasando a sistemas intermedios y cada vez más pastoriles (Díaz Quiguaillo, 2021).

II. LOS IMPACTOS EN EL AMBIENTE Y EL USO DE INDICADORES PARA SU GESTIÓN

Los efectos ambientales provocados por la producción animal se manifiestan a través de cambios en los suelos, el agua, el aire, la biodiversidad y en funciones ecológicas como el ciclado de nutrientes y los flujos de la energía, entre otros.

En la producción ganadera, la eficiencia de utilización de **nutrientes** es baja comparada con la producción agrícola. Los animales retienen en carnes y productos de origen animal alrededor del 10 % del total de los nutrientes ingeridos, lo cual determina que queden en los sistemas pecuarios del 60 al 80 % del N, P y K empleados en la alimentación. Los animales monogástricos son más eficientes en la retención que los rumiantes, pero éstos últimos hacen un mejor aprovechamiento de los recursos forrajeros fibrosos y ponen disponibles a nutrientes que de otra forma no llegarían a la alimentación humana (Galloway y Cowling, 2002; Herrero y Gil, 2014).

El concepto de manejo sustentable de los nutrientes debe incorporarse a distintas escalas espaciales donde se incluyan, equilibradamente, aspectos productivos y económicos de las actividades agrícolas y ganaderas, así como también los factores ambientales y sociales asociados (comunidades) (Herrero y Gil, 2014). Al utilizar diferentes recursos, por ejemplo, granos para la producción animal, que se trasladan dentro de un mismo establecimiento desde áreas donde se producen hasta donde se utilizan, ocurren transferencias internas dentro del propio predio. Estas transferencias también pueden ser externas, involucrando el traslado y la utilización entre diferentes regiones. Estos flujos contribuyen al reciclado de los nutrientes y pueden generar déficit en las áreas de las cuáles son extraídos, y excedentes importantes en las zonas de acumulación (áreas donde son utilizados y excretados). Por ejemplo, en los sistemas ganaderos con encierre en corrales, cobra gran importancia la producción de estiércol en su carácter de posible origen de contaminación de suelos y aguas. En estos escenarios, la posibilidad de reciclar o utilizar los nutrientes del estiércol o de los efluentes (purines) cobra mayor sentido.

En los países industrializados, la producción de carne y de leche ha crecido a expensas de la reducción de áreas en pastoreo y de la mejora en la eficiencia de conversión de alimentos y de sus nutrientes. Asociado a estos procesos, toma relevancia la pérdida de **biodiversidad**, en cuanto a la existencia de la variabilidad de especies y ecosistemas. La biodiversidad aporta al bienestar de la humanidad, porque asegura contribuciones de la naturaleza a la vida del hombre, tales como aprovisionamiento de agua y alimentos, regulación del control del clima y de las enfermedades, fortalecimiento de los ciclos de nutrientes y polinización de los cultivos, como así también, beneficios sociales y culturales. Los impactos se producen en diferentes dimensiones de la biodiversidad: interespecífica (menor número de especies), intraespecífica (riqueza y variabilidad genética dentro de una misma especie) y ecosistémica (cantidad de especies diversas dentro de un hábitat determinado). También se suman efectos directos e indirectos, como por ejemplo las emisiones de amoníaco (NH_3), que por ser uno de los factores de la lluvia ácida puede, también, afectar la biodiversidad en áreas lejanas al lugar en donde se producen (Herrero y Gil, 2014).

Otro aspecto vinculado con la intensificación de los sistemas ganaderos es el **consumo de energía fósil**, que se asocia a impactos ambientales negativos por la emisión de GEI. Existen distintas opciones tecnológicas para reducir y optimizar el consumo de energía fósil, entre las que se pueden nombrar: -labranza reducida y siembra directa, por menor uso de tractores y maquinarias; -agricultura y alimentación de precisión para optimizar el uso de fertilizantes, fitosanitarios y alimentos; -mejora en la eficiencia de cosecha, ya sea de grano o de forraje; -almacenamiento de suplementos (granos, silajes) en los potreros donde serán consumidos por el ganado. Con estas prácticas es posible ahorrar combustible fósil y producir reducciones del

orden del 15 al 29 % de las emisiones de CO_2 correspondientes a la producción agrícola mundial (Herrero y Gil, 2008; 2014).

El **cambio climático** (CC) se define como la variación significativa y persistente de las propiedades climáticas durante un período largo de tiempo (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2013, 2021; Doyle, 2019), causado por procesos naturales internos o por forzantes externos, como las actividades humanas. Las actividades antrópicas, incluidas las agropecuarias, con el uso intensivo de combustibles fósiles y destrucción de bosques para expandir la frontera agrícola y ganadera, entre otros, están haciendo que se incrementen en la atmósfera los niveles de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O). La incorporación de todos estos GEI de origen antrópico potencia el efecto invernadero natural, dando lugar al denominado cambio climático (Doyle, 2019).

Otro de los problemas que requiere nuestra atención y que ha sido muy estudiado, es la escasez de **agua dulce** para los diferentes usos que se necesitan para la supervivencia en el planeta. El sector ganadero representa aproximadamente el 8 % del uso total del agua en el mundo, siendo fundamental también, considerar que estos recursos pueden ser contaminados por el impacto que producen dichos sistemas productivos (Herrero, 2014). Los procesos de intensificación que llevan a la concentración de animales en áreas de poca superficie complican la situación, tanto por el aumento en la cantidad de excretas que se producen, como por los contaminantes presentes que pueden llegar fácilmente al agua superficial por escurrimiento y a la profunda por infiltración (Burkholder et al., 2007).

Los **indicadores ambientales** (IA) se han ido legitimando como herramientas de gran utilidad, tanto para la gestión como para la evaluación de diferentes estrategias de producción que se enfocan en la sustentabilidad ganadera, donde el debate sobre métodos para su evaluación es la incorporación del uso de IA (van der Werf y Petit, 2002). En este contexto, aún persisten obstáculos técnicos y financieros para su desarrollo y aplicación, ya que en algunas regiones del planeta existen dificultades para la obtención confiable de información estadística de base para realizar los cálculos (Quiroga Martínez, 2007; Coteur et al., 2020).

III. ESTRUCTURA DEL LIBRO

El diseño de este libro se ha organizado en nueve capítulos, incluyendo esta introducción. En cada uno de ellos se logran identificar los indicadores ambientales más utilizados, los principales avances y limitantes a su aplicación en la gestión de predios de producción bovina de carne y de leche. No pretende agotar el tema, pero sí contribuir con herramientas y propuestas para incentivar su utilización. Se aportan ejemplos para diferentes escalas de aplicación, con énfasis en la gestión de establecimientos, y se incluyen casos de estudio y tablas con la sistematización de los indicadores más utilizados, incluidas fórmulas de cálculo y bibliografía de referencia. Se acompaña de un glosario de términos.

Antes de considerar los IA a ser aplicados, según cada uno de los diferentes impactos que surgen de los sistemas productivos, es importante considerar el desarrollo histórico desde el cual se comprenden los principales abordajes metodológicos. El objetivo de los capítulos 2 y 3 es hacer un recorrido por la aplicación de diferentes tipos de IA según los marcos conceptuales vigentes, sus principales características, los criterios y requerimientos para su selección y para la construcción de indicadores apropiados a la escala y problema a resolver. Se llegará, finalmente, a la evaluación de resultados para la toma de decisiones de acuerdo con un sistema de ordenamiento de información, presentando ejemplos de su aplicación a escala global.

Los diferentes componentes ambientales de los sistemas de producción, así como la descripción de los IA correspondientes, son abordados en los capítulos 4 al 8. Los mismos incluyen el manejo y balance de nutrientes, las emisiones de GEI, el uso y gestión del agua, indicadores ambientales

referidos al estado del paisaje o de servicios ecosistémicos, cerrando en un capítulo con varios de los indicadores que complementan la evaluación física y socio-económica.

En el capítulo 4 se describen los indicadores de manejo de nutrientes. Entre los más utilizados e importantes figuran los balances de N y P, los cuales pueden calcularse a escalas tan variables como una región, un establecimiento agropecuario o incluso más pequeñas, como un corral de engorde. Se plantean diversas medidas de eficiencia, donde los indicadores de uso de nutrientes son relacionados con el producto animal y su eficiencia de producción (carne, leche) y, además, indicadores de eficiencia de uso del nutriente externo a nivel predio/ corral, según el sistema de producción.

El cambio climático afecta el sistema alimentario y existe una preocupación por la producción y abastecimiento de alimentos para una población mundial en crecimiento. Se plantea como relevante la identificación de sistemas de producción bovina que sean más eficientes, sostenibles y de bajo impacto climático minimizando la emisión de GEI. En el capítulo 5 se describen algunos de los numerosos indicadores que son utilizados para evaluar la reducción de emisiones a nivel global, sectorial y de producto, al tiempo que se abordan aspectos relacionados con estimaciones necesarias para arribar a los mismos.

El incremento global de la población ejerce una presión sobre el ambiente y los recursos naturales, especialmente sobre el agua, que aparece como un bien cada vez más escaso. En el capítulo 6 se presentan diferentes aspectos que hacen al uso de indicadores para evaluar, monitorear y mejorar la utilización del agua en los sistemas de producción bovina para la producción de carne y leche. También se presentan herramientas fundamentales para la gestión del recurso en los sistemas de producción ganaderos, con la incorporación de indicadores para monitorear los cambios en la calidad.

En el capítulo 7 se recorren algunos de los indicadores ambientales referidos al estado del paisaje o a los servicios ecosistémicos, que proporcionan un marco conceptual para evaluar y cuantificar el impacto humano sobre la naturaleza, su biodiversidad y orientar estrategias de manejo. Se presentan herramientas que surgen del uso de imágenes, las que permiten el desarrollo de mapas con información sobre cobertura, productividad y huella ambiental de sistemas ganaderos, así como la determinación del estado de conservación de recursos forrajeros.

En el capítulo 8 se recorren los indicadores físicos, económicos y sociales asociados a la sustentabilidad de los sistemas ganaderos del cono sur, ~~y~~ que son una base fundamental para la construcción e interpretación de los indicadores ambientales presentados. En base a la caracterización de los sistemas productivos en la región, realizada en este capítulo, se proponen diferentes indicadores que permiten evaluarlos, compararlos y relacionarlos con los potenciales impactos de los sistemas ganaderos sobre el ambiente.

Finalmente, en el capítulo 9, se presentan los resultados de los ocho talleres TIAPA[1], que fueron recorriendo los diferentes aspectos de la aplicación de IA en los temas mencionados. En estos espacios se involucraron disertantes nacionales e internacionales y diferentes

[1] Los aspectos tratados en los sucesivos talleres fueron: Huella de Carbono, Huella Hídrica y Nutrientes (2012); Uso actual, perspectivas, tendencias y pautas para la selección ante escenarios de vulnerabilidad climática de indicadores (2013); Manejo de los nutrientes: avances y legislación en países del Cono Sur (2014); Uso y Manejo del Agua, estado de avance de las metodologías(2015); Huella de Carbono, Huella Hídrica y Nutrientes, ante escenarios de vulnerabilidad climática (2016); Cómo evaluar y monitorear sistemas agropecuarios (2017), y el último Taller, realizado en 2019, se focalizó en identificar Indicadores ambientales críticos a monitorear para ambientes frágiles en la región semiárida pampeana.

organizaciones responsables de las políticas públicas (nacionales) y de investigación (nacional e internacional), que dieron un aval a la importancia del tema en la región.

A partir de esta sucinta descripción se puede observar un cierto grado de superposición y repetición entre algunos capítulos, vinculado al enfoque que se da a un determinado aspecto, ya sea desde lo ambiental como desde lo productivo o económico. Esta situación se procura acotar a lo estrictamente necesario para facilitar la lectura en forma independiente de las diferentes contribuciones integradas en capítulos.

IV. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Atkinson, D., Watson C.A. (1996). The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *Journal of Animal Science, 63,* 353-361.

Burkholder, J., Libra, B., Weyer, P., Heathcote, S., Kolpin, D., Thorne, P., Wichman, M. (2007). Impacts of waste from concentrated feeding operations on water quality. *Environmental Health Perspectives, 115,* 308-312.

Cangiano, C. A. (1997). *Producción Animal en Pastoreo* Ed. INTA Balcarce, Argentina, 145 pp.

Cezar, I. M., Queiroz, H. P. de, Thiago, L. R. L. de S., Garagorry, F. L. y Costa, F. P. (2005). Sistemas de produção de gado de corte no Brasil: uma descrição com ênfase no regime alimentar e no abate. *Embrapa Gado de Corte*.

Coteur, I., Wustenberghs, H., Debruyne, L., Lauwers, L., y Marchand, F. (2020). How do current sustainability assessment tools support farmers' strategic decision making? *Ecological Indicators, 114*, 106298.

Díaz Quiguaillo, B. (2021). *Leche fresca para la región de Arica y Parinacota sustentable y bajo un modelo de economía circular.* (Actividad Integradora para optar al grado de Magister en Sistemas de Producción Animal). Pontificia Universidad Católica de Chile. https://repositorio.uc.cl/handle/11534/60981

Doyle, M. (2019). Capítulo 1. El clima en Argentina, su variabilidad, cambio y posibles escenarios futuros. *Revista Argentina de Producción Animal, 39*(2), 31-41

Fariña, S. R., Baudracco, J. y Bargo, F. (2020). Dairy production in diverse regions: Latin America. En P. L. H. McSweeney, J. P. McNamara (Eds.), *Encyclopedia of Dairy Sciences* (3° ed., Vol.2, 244-252). https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818766-1.00052-0

Faverin, C., Biloto, F., Fernández Rosso, C. y Machado, C. (2019). Modelación productiva, económica y de gases de efecto invernadero de sistemas típicos de cría bovina de la Pampa Deprimida. *Chilean Journal of Agricultural and Animal Science, 35*(1), 14-25.

Galloway, J. N., Cowling, E. B. (2002). Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio, 31*(2), 64-71.

García, R. (1981). *The social dimensions of Drought - Drought and man -Vol 1: Nature pleads not guilty*. Oxford Pergamon Press, England: 3 – 40.

Gastaldi, L. B., Litwin, G. M., Maekawa, M., Moretto, M. L., Marino, M. R., Engler, P. L., Cuatrin, A., Centeno, A. R. y Galetto, A. J. (2020). *Encuesta sectorial lechera del INTA. Resultados del ejercicio productivo 2018-2019*. EEA Rafaela, INTA.

Hepp, K. C. (2019). Sistemas de producción de bovinos de carne en la Patagonia Húmeda. *Boletín Instituto de Investigaciones Agropecuarias*, N° 403. https://biblioteca.inia.cl/handle/123456789/6797

Herrero M. A. y Gil, S. B. (2014). Capítulo 1. Evolución de los sistemas de producción animal y su impacto en el ambiente. En M. A. Herrero, S. B. Gil, M. Rebuelto, G. M. I. Sardi (Eds.), *Producción Animal y Ambiente: Conceptos, interacciones y Gestión* (pp 15-33). BMpress, Buenos Aires, Argentina.

Herrero, M. A. y Gil, S. B. (2008). Consideraciones ambientales de la intensificación ganadera (review). *Ecología Austral, 18,* 273-289.

Herrero, M. A. (2014). *Uso y manejo del agua y efluentes en un área rural: Consecuencias sanitarias y ambientales de la intensificación de la producción primaria de leche.* (Tesis de doctorado). Universidad de Buenos Aires, Facultad de Farmacia y Bioquímica, Argentina.

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2013). *Climate Change 2013. The Physical Science Basis.* Fifth Assessment Report (WGI AR5) Glossary Annex III https://www.ipcc.ch/pdf/glossary/tar-ipcc-terms-sp.pdf

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (Eds.)]. Cambridge University Press. In Press. https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/

Jaurena, G. (2019). Capítulo 4. Los cambios en los sistemas de medición en ganadería, la tensión entre productividad y ambiente. *Revista Argentina de Producción Animal, 39*(2), 77-86.

Jaurena, G., Feldkamp, C., Saucede, M. C., (2019) Prefacio. *Revista Argentina de Producción Animal, 39*(2), 1-4.

Josifovich, J., Maddaloni, J., Serrano, A., Echeverría, I. (1989). *Áreas forrajeras y de producción animal en la Argentina.* (2ª ed.) Febrero. INTA. EEA Pergamino. 142 pp.

Modernel, P., Rossing, W. A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., y Tittonell, P. (2016). Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters 11*(11), 113002.

Mottet, A., de Haan, C., Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C., Gerber, P. (2017). Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Global Food Security, 14,* 1-8

Oenema, O., Kros, H., de Vries, W. (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy, 20,* 3-16.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, Livestock Environment and Development, LEAD). (2006). *Livestock´s Long Shadow.* Roma: 395 pp. http://www.fao.org/agriculture/lead/es/

Quiroga Martínez, R. (2007). *Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe.* CEPAL. https://repositorio.cepal.org/handle/11362/5498

Rearte, D. H. y Pordomingo, A. J. (2014). The relevance of methane emissions from beef production and the challenges of the Argentinean beef production platform. *Meat science. 98*(3), 355-360.

Rodrigues Carvalho, G., Magalhães Oliveira, S. y Brod Beskow, W. (2017). Mudanças da produção leiteira na geografia brasileira: o avanço do Sul. *Agropecuária catarinense, Florianópolis*, (Vol. 30, N°2).

Upton, M. (1997). Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden? *Revue Mondiale de Zooatechnie/ Revista Mundial de Zootecnia, (Nº 88, 21 - 29)*, FAO, Roma, Italia.

Van der Werf H. M. G. y Petit, J. (2002). Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment 93*, 131-145.

Viglizzo, E. F. y Jobbágy, E. (2010). *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental*. Ed. INTA, 102 pp.

CAPÍTULO 2

APLICACIÓN DE INDICADORES AMBIENTALES

M. Alejandra Herrero
Susana B. Gil
María Cristina Saucede
Verónica Charlón
Claudia Faverín

I. INTRODUCCIÓN

El sector agropecuario es una de las principales fuentes de presión sobre el medio ambiente a escala mundial, con diferente magnitud según regiones y países. Se lo considera responsable de una gran parte de la contaminación de aguas, de la pérdida de biodiversidad y del cambio climático. La relevancia mundial sobre los impactos al ambiente de los sistemas productivos de alimentos, hace que estas discusiones se hayan extendido a diferentes ámbitos para intentar responder con modelos económicamente rentables, socialmente aceptables y ambientalmente sustentables. En este contexto surge, en los países desarrollados durante los 80´s, el debate sobre el carácter multifuncional de la agricultura y sobre su papel económico, social y medioambiental junto a sus posibilidades de revertir los problemas (Losch, 2004). Esta búsqueda de sustentabilidad lleva a la necesidad de evaluar y monitorear diversos aspectos en los sistemas productivos y en las cadenas de producción. Los indicadores ambientales (IA) surgen para caracterizar los agroecosistemas, para revisar y monitorear los cambios, para evaluar el impacto ambiental de las prácticas de manejo y para supervisar los efectos de las políticas agroambientales.

Los IA son concebidos sobre bases objetivas, documentadas y de corte científico para facilitar la comprensión de fenómenos complejos, tales como los procesos productivos, o para el estudio de las etapas que conforman el proceso a analizar, y así poder dar respuesta a los desafíos que se plantean.

Los indicadores, en general, proporcionan información sobre una conexión fáctica compleja, de manera simplificada y útil, donde las fuentes de base pueden ser simples o estar compuestas por varios tipos de información. En un principio, los indicadores se focalizaron en cuestiones económicas, pero posteriormente se fueron incorporando problemáticas ambientales, como la extracción de recursos y emisión de contaminantes y residuos. Para el caso de la ganadería se requiere de indicadores particulares para dar respuestas a su relación con los diferentes recursos, dentro de un manejo integrado de suelo, agua y aire, y a diferentes escalas territoriales. La facilidad de cálculo y la disponibilidad de información de base han motivado el mayor desarrollo y aplicación de los denominados indicadores ambientales (IA), que brindan una imagen completa, confiable, concisa y fácil de entender de las tendencias ecológicas (Coteur et al., 2020).

En general, son utilizados para facilitar la gestión de políticas públicas y de desarrollo territorial, y se han difundido globalmente y con diferente grado de adopción. Si bien los IA se han ido legitimando como herramientas de gran utilidad, tanto para la gestión como para la evaluación de diferentes estrategias, siguen existiendo obstáculos técnicos y financieros para su construcción y aplicación, para que puedan contribuir al desarrollo de políticas públicas. Una de las principales limitantes es la construcción de series estadísticas oficiales, completas, actualizadas y confiables, para obtener los datos que permitan realizar los cálculos (Quiroga Martínez, 2007).

El propósito de este capítulo es recorrer el camino en la aplicación de los IA, sus definiciones, marcos conceptuales de aplicación y criterios de utilidad para políticas públicas.

Con el tiempo, han ido surgiendo IA transversales o de mayor complejidad que hacen a la evaluación de procesos vinculados al desarrollo sostenible. Se puede decir que existe un desarrollo progresivo de los indicadores que es ubicado temporalmente por Quiroga Martínez, (2007) en:

- **Indicadores ambientales de primera generación** (1980 al presente): Este grupo se refiere a los denominados indicadores ambientales que generalmente están asociados con un sector productivo, en nuestro caso al sector agrícola-ganadero, o con una problemática ambiental determinada (contaminación del agua, cobertura de suelos, porcentaje de bosques, calidad del aire, etc.). Parecen indicadores simples, que aportan a un tema particular y resultan la base para la mayoría de los cálculos de mayor complejidad; sin embargo, aún no consideraban cuestiones sociales y económicas. El debate para la aplicación de estos indicadores de primera generación estuvo dado entre economistas del desarrollo y ambientalistas. Fueron surgiendo diferentes temas asociados a la integración del medio rural y a la sostenibilidad, cada vez con mayores demandas sociales, especialmente en Europa que gestaba las bases de la unión de los países, con las cuales se definió luego una Política Agraria Común (PAC). Así, comenzaron a aparecer, tibiamente, los conceptos de agricultura sana, alimentos saludables y bienestar de la población y de los animales, que se vieron reflejados en las siguientes generaciones de indicadores.
- **Indicadores ambientales de segunda generación** (1990-al presente): Este tipo de indicadores comenzaron a surgir bajo el concepto de desarrollo sostenible con un enfoque multidimensional, e incorporaron indicadores de tipo ambiental, social, económico e institucional, conformándose también en índices, los que resultan en mayor complejidad. Aparecen con gran fuerza comunicacional y con diversa claridad metodológica. En paralelo, desde los 90´s, se fueron definiendo en la incipiente CEE (Comunidad Económica Europea) los temas de ruralidad (entendida como un conjunto de regiones con pueblos y aldeas, y espacios naturales y cultivados), de territorio rural (como espacio multifuncional que requiere de una política para lograr su desarrollo) y de desarrollo rural. Este último, definido como proceso equilibrado y autosostenible, basado en su potencial económico, social y ambiental, mediante una política regional y una aplicación integrada de medidas con base territorial por parte de organizaciones participativas (Ceña, 1993; Quintana et al., 1999). En América Latina se comenzaron a gestar las nuevas concepciones del desarrollo rural, orientadas a una visión de lo regional con un manejo del concepto de sostenibilidad, no sólo de recursos naturales, sino también considerando aspectos económicos, políticos, sociales y culturales (Pérez Correa et al., 2002).

La ‘Cumbre para la Tierra’ en Río de Janeiro (1992) fue clave en el desarrollo de los IA, destacando que diferentes factores sociales, económicos y ambientales son interdependientes y evolucionan juntos, y cómo el éxito en un sector requiere que la acción en otros sectores se mantenga en el tiempo. La Cumbre concluyó que *«el concepto de desarrollo sostenible era un objetivo alcanzable para todas las personas del mundo, independientemente de que fuera a nivel local, nacional, regional o internacional*» (Naciones Unidas, 1993).

En el año 1993 la Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (OECD) publicó una propuesta de indicadores vinculados al ambiente, en relación a la demanda existente, pero considerando cuestiones económicas y sociales (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD), 1993). Desde ese momento se ha ido recorriendo un camino en la profundización de diversos indicadores, generalmente propuestos para la toma de decisiones, desde escalas nacionales a globales (OECD, 2003). La interpretación de las diversas propuestas originó, progresivamente, publicaciones para la aplicación de los indicadores. En un trabajo sobre balances de nutrientes, Parris (1998) examinó el uso del indicador de balance de nitrógeno (N) para interpretar procesos en la capa superficial del suelo y analizar las tendencias nacionales sobre el uso de este nutriente, y de este modo, gestionar los excesos de N al ambiente.

En el 2000 ocurrió otro hito importante que fue la generación y establecimiento de los ocho Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) de las Naciones Unidas (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 2000), que representó el compromiso de sus 189 estados miembros a garantizar la sostenibilidad ambiental, con 18 metas y 48 indicadores. En enero de 2016, los ODM fueron reemplazados por los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), surgidos de la nueva Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, aprobada en el 2015 por 193 Estados Miembros de Naciones Unidas, con 17 Objetivos y 169 metas, y 231 indicadores. La novedad fue el desglose de las dimensiones ambientales en general, en objetivos específicos que se relacionan con la preservación del agua, con el clima, las energías, la producción sostenible, la vida marina y los ecosistemas terrestres.

- **Indicadores ambientales de tercera generación o de sostenibilidad ambiental (en pleno desarrollo actual):** Estos indicadores constituyen un desafío importante al incorporar miradas transversales que requieren de información variada que vincula aspectos económicos, sociales y ambientales. Se busca que puedan mostrar de forma simple el progreso hacia la sustentabilidad o en cómo se desarrolla este proceso de manera efectiva. En general, son transformados en índices de mayor complejidad con diversos abordajes metodológicos, que muestran de manera simple y entendible un cálculo complejo e insumen tiempo para llegar a su validación. Dentro de esta generación de indicadores aparecen las denominadas **huellas** para tener una aproximación del valor del impacto de una cadena de producción por la utilización de recursos naturales y de las emisiones antropogénicas al ambiente que producen la contaminación del mismo. En este camino se desarrollan estándares y marcos metodológicos que logran armonizarse, desde la Huella Ecológica, la Huella Hídrica, los flujos de nutrientes y la Huella del Carbono (Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO), 2018; Faverín et al., 2019).

Existen países que son pioneros y han trabajado mucho en estos indicadores complejos, como Canadá y Nueva Zelanda, así como otros que están en etapas de desarrollo y validación, en general países de Latinoamérica y el Caribe. En el caso de los países de Europa, enfocan sus esfuerzos para la obtención de datos en los sistemas nacionales y regionales de información ambiental y productiva (Quiroga Martínez, 2007). En este nivel se requiere de desarrollos científicos que permitan evaluar el diseño, y también, la eficiencia de su aplicación en políticas públicas (Hammond, 1995; Schultink, 2000).

Como puede observarse, con el progreso de cada generación de indicadores se va gestando un camino que complejiza el abordaje de un problema. Desde los indicadores simples de primera generación, en los que se presentan cuestiones productivas y de tiempos acotados, se pasa, luego, por los de segunda generación en los cuales, desde la incorporación del concepto de sustentabilidad se abordan las cuestiones productivas, ambientales, económicas y sociales. Por último, en los de tercera generación se complejiza su contenido, se establece una temporalidad de su impacto con mayores posibilidades de medición y se amplía el segmento de actividad a analizar para pasar a la cadena productiva, pudiéndose contemplar tiempos de evaluación más prolongados, como es el caso de las huellas.

II. DEFINICIONES. INDICADORES E ÍNDICES, CARACTERÍSTICAS Y UTILIDAD DE LOS INDICADORES

Para completar, podemos decir que un indicador ambiental es un parámetro o valor derivado de parámetros que proporciona información para describir el estado de un fenómeno, ambiente o área, con un significado que va más allá del asociado directamente con el valor del parámetro en sí mismo (OECD, 1993). Los IA deben ser de fácil comprensión, simples, medibles en términos cualitativos o cuantitativos, permitir el desarrollo de normas y políticas públicas y resultar

herramientas para mejorar la evaluación de riesgo, es decir, de poder predecir desequilibrios ambientales tanto en el corto, como en el largo plazo. Proporcionan conocimiento sobre el estado en que se encuentra el ambiente en un tiempo y lugar determinado, si bien existen problemas ambientales que repercuten en el corto plazo y son más fáciles de reconocer, así como otros que tendrán repercusiones a más largo plazo. Un ejemplo de corto plazo es la facilidad con la cual se puede cuantificar la contaminación de un arroyo por un vertido puntual. Por otra parte, el cambio de temperatura del planeta por el incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) es objeto de estudio por la comunidad científica por más de 30 años, y representa cómo un problema con impacto a largo plazo es difícil de reconocer por la sociedad en general y por los decisores políticos.

Los indicadores simplifican el proceso de comunicación de las mediciones para el usuario y se consideran como el **mejor conocimiento posible** (OECD, 1993). Se acompañan de valores de referencia, que deben ser consensuados dado que no existe un óptimo universal, y que permiten analizar el comportamiento de los impactos. Se pueden expresar numéricamente o con escalas de valoración calificativa. Algunos ejemplos de IA son: emisión de GEI, cambios en el uso del suelo, estado del recurso hídrico, uso de fertilizantes nitrogenados, producción de residuos, calidad del agua, etc.

Por otra parte, un índice ambiental es la combinación de múltiples fuentes de información (es decir, indicadores de respuestas ecológicas) sobre un sistema ambiental (por ejemplo, suelo, aguas, etc.) a partir de atributos potencialmente variables de ese sistema (por ejemplo, procesos ecológicos, riqueza de especies, conformación de la vegetación, etc.). Estos índices ambientales suelen desarrollarse para proporcionar una mirada instantánea general de alguna característica de un sistema ambiental, pero también se utilizan para comparar sistemas ambientales similares. La construcción de un índice ambiental requiere una cuidadosa consideración de varios aspectos importantes de los indicadores ambientales individuales que contribuyen a él. Los IA comunican sobre la calidad o sobre la vulnerabilidad o susceptibilidad al deterioro del ambiente, y en general, sirven de base para los estudios de impacto ambiental. Como ejemplo, el denominado Índice de Vulnerabilidad Ambiental (IVE) se utiliza para mostrar el estado de vulnerabilidad ambiental de un país (Kaly et al., 1999). Los 57 indicadores que lo componen se seleccionaron para caracterizar los riesgos y la resiliencia/vulnerabilidad de los complejos sistemas naturales. En este caso, los datos se recogen para cada indicador y se sitúan en una escala IVE que oscila entre 1 y 7, donde el valor IVE = 1 indica una baja vulnerabilidad o una alta resiliencia, e IVE = 7 indica una vulnerabilidad extrema, para un país, en relación con un indicador. Sus puntos fuertes se basan en que incorporan datos cuantitativos y cualitativos en diferentes escalas de respuesta, permitiendo, simultáneamente, una comparación mundial de estados y evaluación de los riesgos reales. Aunque se desarrolló y se utiliza en Oceanía, es aplicable a nivel mundial mediante la incorporación de nuevos indicadores. Además, presenta la dificultad del costo en la obtención de los datos necesarios, ya que no todos son datos publicados. Por otra parte, al estar toda la información resumida en el valor de un índice (escala de 1 a 7), se pierde detalle sobre la información respecto de un indicador individual determinado. También, está afectado por el número de los indicadores elegidos para su cálculo, ya que existe subjetividad en la selección de cuáles tomar en cuenta, según los tipos de sistemas biológicos y/o productivos que se requiera comparar.

Para la selección de IA debe considerarse la disponibilidad de datos y resolución espacial. Los IA deben aportar información de fácil interpretación y deben estar bien documentados para ordenar acciones, planes e ideas sobre un problema, e identificar cadenas de causalidad, es decir, la relación entre los orígenes y las consecuencias de los problemas. Además, deben servir para comparar situaciones o regiones, e incorporar, en la medida de lo posible, las miradas de todos los actores (gobierno y privados). Cuando los IA son utilizados para evaluar los riesgos en la sostenibilidad de planteos agropecuarios, deben considerar la distribución espacial de estos riesgos, las regiones climáticas y la condición de los suelos, el uso de la tierra, la cantidad de pérdidas económicas que se pueden sostener, la proporción de daños reparables e irreparables, incorporando los criterios de sostenibilidad ambiental, económica y

social. Para lograr estos objetivos, los índices e IA deben ser pertinentes a los resultados que se esperan obtener, ser realizables en función de los recursos disponibles y poder ser relacionados con otros indicadores. Se requiere que estén actualizados a intervalos regulares y bien documentados. Se componen de diferentes variables bajo una única unidad de medida, lo cual simplifica su comparación, por ejemplo, todos los GEI se expresan como kg de CO_2 equivalente.

Las **características** de los **IA e Índices** que se deben tener en cuenta para fundamentar **criterios** para su **selección**, se resumen en el cuadro 2.1 con las siguientes propuestas (Priorr, 2003).

Cuadro 2.1: Características y criterios de selección que permiten la construcción de indicadores e índices ambientales (adaptado de Priorr, 2003)

Características	Criterios de selección
Condensan la información y simplifican el acercamiento a los fenómenos ambientales, a menudo complejos	▪ Ser limitados en número y factibles de ser medidos ▪ Estar teóricamente bien fundados en términos técnicos y científicos ▪ Ser comprensibles, claros, simples y no prestarse a ambigüedades ▪ Deben permitir mostrar las tendencias a lo largo del tiempo ▪ Funcionar como indicadores englobadores que resuman diferentes procesos y/o impactos ambientales. Por ejemplo, considerar la cobertura del suelo y vincularla al sistema de labranza puede dar información sobre la fertilidad del suelo. De este modo, aportan información de manera simplificada sobre sistemas complejos
Establecen prioridades para la toma de decisiones al identificar aquellos factores prioritarios que están presionando sobre el ambiente	▪ Ser pertinentes frente a los objetivos ambientales o de desarrollo sostenible ▪ Prestarse a ser vinculados a modelos económicos, a la previsión y a los sistemas de información ▪ Estar fácilmente disponibles, o estarlo a una relación costo/beneficio razonable
Indican, rápidamente, el éxito y el fracaso al resumir diferentes procesos que pueden ser utilizados en políticas públicas	▪ Tener pertinencia política para los decisores públicos y privados, incluyendo a actores de toda la cadena. ▪ Brindar información del presente y poder evaluar daños futuros ▪ Responder a los cambios relacionados con las actividades humanas para indicar rápidamente el éxito y el fracaso de las actividades
Su fundamentación debe ser analíticamente sólida, teóricamente fundamentada y adherir a normas internacionales consensuadas	▪ Ser relevantes a escala nacional, regional y local ▪ Ser contenidos y realizables en un sistema estadístico nacional y disponibles con el menor costo posible ▪ Estar adecuadamente documentados, de probada calidad y poder ser monitoreados ▪ Actualizados a intervalos regulares de acuerdo con procedimientos fiables ▪ Tener un umbral o valor de referencia con el que se pueda comparar

Por otro lado, existen ciertas **limitaciones o restricciones**, dado que no existe igual disponibilidad de datos e información a nivel nacional e internacional. Esta situación se suma a la existencia de diversas normas metodológicas para el tratamiento de un mismo indicador. Por ejemplo, el sistema para el cálculo de los balances de nutrientes a escala de predio se puede realizar con diferentes metodologías, en un caso incorporando la estimación del ingreso por fijación de nitrógeno atmosférico y en otro sin considerarla. Otras limitaciones tienen que ver con la insuficiencia de normas ambientales a niveles nacional e internacional; la necesidad de umbrales, cifras base o niveles de referencia; la falta de establecimiento de prioridades de los indicadores y la dificultad para su comprensión. Un riesgo adicional en la aplicación de Indicadores para la cuantificación de problemas ambientales, es su posible uso, indiscriminado o inflexible, en normativas paraarancelarias y/o tributarias, como tasas a la exportación. Estas situaciones llevan a **restricciones** en su utilización. Entre las mismas, a escala internacional, se pueden considerar (Priorr, 2003):

- Diferente clasificación de los indicadores y, por tanto, diferente tratamiento jurídico.
- No se tiene suficientemente en cuenta la relación espacial. A escala internacional, el uso de valores medios a nivel de país está generalizado, por lo que se descuidan las cargas ambientales regionales.
- Varios aspectos de los indicadores se solapan, por lo que es probable que se produzca una sobreestimación de los parámetros individuales.
- El desarrollo de indicadores está dominado por los parámetros medibles, lo que desvía la atención de aquellos impactos con valores no cuantificables, como los estéticos, éticos o culturales.
- Falta de modelos que puedan suplir los déficits de información.
- Desarrollo de un sistema de prioridades de IA para poder desarrollar estrategias para la mejora del uso sostenible de la tierra en los paisajes agrícolas sobre la base de indicadores agroambientales.

Estas limitaciones restringen su aplicación, pero a su vez se convierten en desafíos para seguir explorando la construcción de cada vez mejores indicadores que permitan sustentar, no solo los marcos conceptuales vigentes, sino su aplicación en diversos sistemas y modelos productivos.

III. MARCOS CONCEPTUALES DE LOS INDICADORES

Se entiende como marco conceptual a un esquema que permite ordenar la toma de decisiones siguiendo un sistema de información eficaz que permite agrupar a los IA. Esta propuesta se inicia siguiendo un marco de causalidad, donde un estrés ambiental produciría una respuesta del ecosistema con ciertas réplicas o acciones de la sociedad (Rapport y Friend, 1979). Los primeros abordajes de la OECD (1991) tomaron esta propuesta, con foco en las respuestas sociales. La información estadística incorporaba, en ese entonces, solo el origen de cada impacto, que a posteriori, se fue complejizando con otros factores como la economía y las respuestas políticas, completando un modelo. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), así como la mayoría de los países, han aceptado utilizar el marco ordenador propuesto por la OECD: Presión (Pressure), Estado (State) y Respuesta (Response) (PER o PSR, en inglés), luego denominado (DPSIR), al incorporar los Impactos y las causas o Fuerzas motrices (OECD, 1993). En la actualidad es utilizado, ampliamente, por diferentes organismos y programas de evaluación. En la figura 2.1 se puede observar un esquema de esta propuesta (Gabrielsen y Bosch, 2003).

- Las **Fuerzas** se refieren a las causas (directas o indirectas) de las actividades humanas y económicas que afectan al ambiente, y que repercuten de forma beneficiosa o perjudicial. Pueden incluir comportamientos sociales, culturales y económicos.

- Las **Presiones,** originadas por las fuerzas, son las que conducen a cambios y a otro **Estado** del medio ambiente que se manifiestan como **Impactos**.
- Las **Respuestas** son las que da la sociedad a los cambios ambientales en términos, por ejemplo, de reacciones políticas.

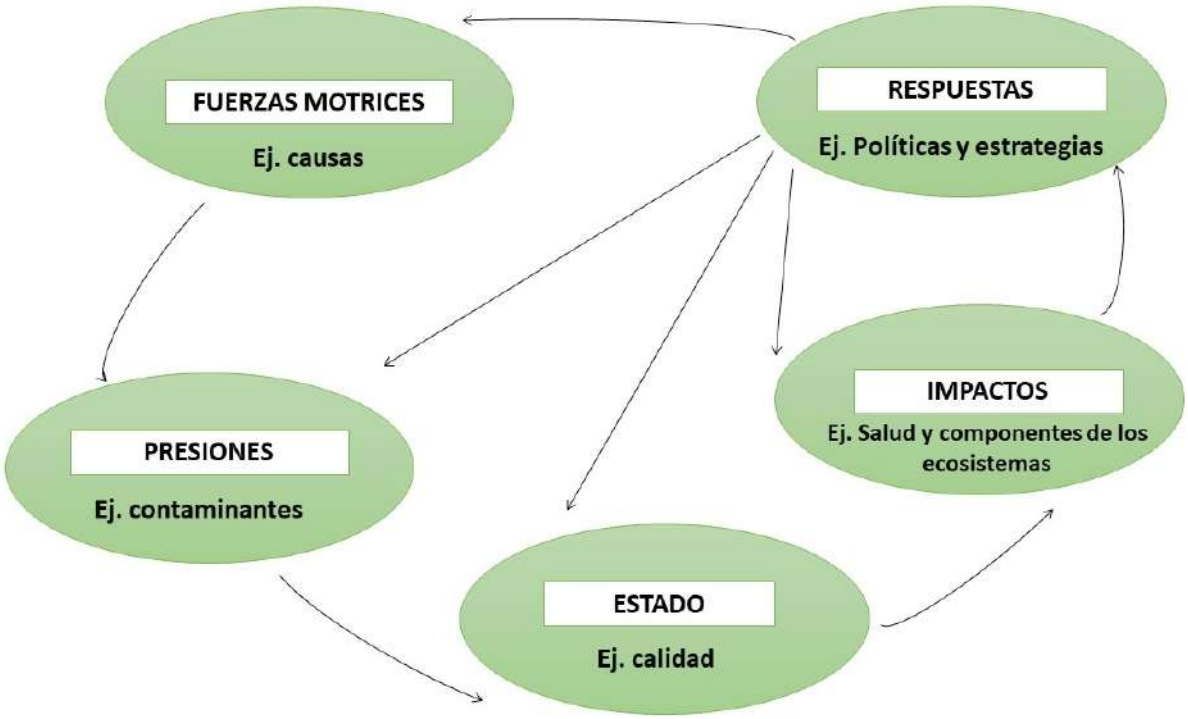


Figura 2.1: Esquema general del modelo DPSIR propuesto por la OECD,1993.

Según esta visión de análisis de sistemas, la evolución social y económica ejerce presión sobre el ambiente y, como consecuencia, el estado de éste cambia. El nuevo estado resultante puede provocar impactos en diferentes componentes, como la salud de la población y los ecosistemas, siendo esta situación la que puede inducir una respuesta social que, a su vez, retroalimente a las fuerzas motrices, las presiones o el estado, o los impactos directamente, mediante cierta adaptación. Este modelo describe una situación dinámica, con atención a las diversas retroalimentaciones del sistema. Por su naturaleza, los indicadores ofrecen una imagen instantánea de un sistema en constante cambio, mientras que las evaluaciones que acompañan a los indicadores pueden poner en relieve las relaciones dinámicas.

La mayoría de los indicadores utilizados en la actualidad se basan en este marco DPSIR o en un subconjunto de éste (Fletcher y Linster, 1999). Estos indicadores se utilizan para caracterizar los principales problemas ambientales como, por ejemplo, el cambio climático, la acidificación, la contaminación tóxica y los residuos, en relación con los niveles geográficos en los que estos problemas se manifiestan o gestionan. La fortaleza del marco DPSIR es la fácil interpretación de qué es lo que está representando cada indicador. En el cuadro 2.2 se ejemplifican los indicadores frecuentemente utilizados.

Cuadro 2.2: Ejemplos de indicadores utilizados para describir modelos DPSIR (adaptado de Gabrielsen y Bosch, 2003)

Componentes	Conceptos a Describir	Ejemplos de Indicadores
Indicadores de fuerzas motrices	Describen el desarrollo social, demográfico y económico de la sociedad y sus cambios en estilos de vida y consumo	▪ Crecimiento poblacional ▪ Necesidades ▪ Actividades
Indicadores de presión	Describen la evolución de emisiones y el uso de los recursos	▪ Emisiones de CO_2 por sector (Huella de Carbono) ▪ Uso del suelo ▪ Uso de recursos del suelo para la construcción ▪ Uso del agua (Huella del agua)
Indicadores de estado	Describen la cantidad y calidad de fenómenos físicos, químicos y biológicos	▪ Cambios de Temperatura ▪ Concentración de CO_2 en atmósfera ▪ Concentración de fósforo en agua superficial ▪ Nivel de ruido en zona industrial ▪ Radiación
Indicadores de impacto	Describen los cambios en las condiciones humanas y ambientales que se desencadenan	▪ Pérdida de biodiversidad ▪ Impactos en la salud ▪ Eutrofización ▪ Inundaciones/sequías
Indicadores de respuesta	Describen respuestas de la sociedad (positivas o negativas), de las políticas	▪ Reconversiones energéticas (calefones solares, vehículos a energía) ▪ Tasa de reciclado de residuos domésticos ▪ Uso de residuos ganaderos como fertilizantes ▪ Gastos ambientales

Un ejemplo puede verse para el caso del agua en la Figura 2.2, donde las presiones son los efectos que influyen directamente en el ambiente, como podría ser un exceso de fertilizantes nitrogenados o de fitosanitarios. El estado del ambiente, como concentración de nitratos o fitosanitarios en el agua potable, es seguido por un impacto en la salud humana o los daños en el ecosistema. El impacto conduce a una respuesta que cambia los marcos sociales y económicos, por tanto, surgen nuevas presiones que requieren respuestas que volverán a incidir como fuerzas, presiones y nuevos estados.

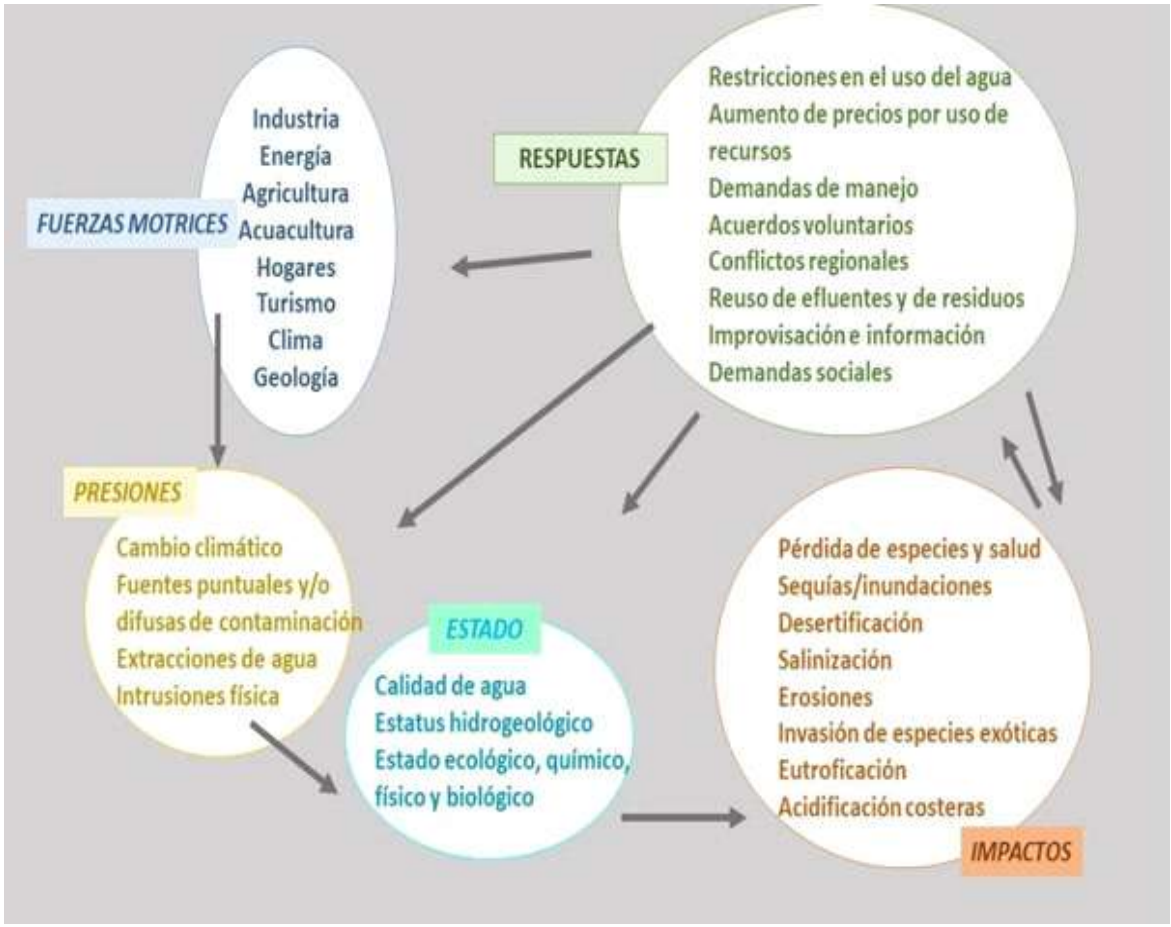


Figura 2.2: Marco conceptual ordenador de indicadores para el caso del agua (Adaptado de OECD por Kristensen, 2004).

IV. ALCANCES Y USOS DE LOS INDICADORES

Los indicadores surgen de la realización de mediciones o estimaciones, que son analizados y organizados, para luego ser comunicados con mayor claridad. La información generada corresponde a distintos tipos y pueden agruparse en las siguientes categorías:

a. Estadísticas Agropecuarias (censos, encuestas, estudios de regiones etc.). En casi la generalidad de los casos son bases de datos administradas por agencias gubernamentales. Tienen como información de base la suministrada por censos y encuestas a productores rurales. Generalmente recolectan información productiva (datos relacionados con la superficie agrícola y con la ganadera, con el tipo de ganado, número de cabezas, etc.), que sería difícil de vincular directamente a información ambiental. Entre sus ventajas se encuentra que son datos estandarizados. Un ejemplo de cómo esta información de base se podría vincular con impactos ambientales sería mediante la obtención de mediciones espaciales por cobertura de suelos, combinada con observaciones de campo geo-referenciadas con diferentes abordajes según países. Estas observaciones se pueden validar con la información obtenida en encuestas dirigidas a productores y así facilitar una interpretación de los problemas ambientales. Como ventajas se puede mencionar que se asocian a la rapidez en la obtención de la información y a que sean comprensibles (EuroStats, 2021). También, la Organización para la Agricultura y la Alimentación (FAO) difunde, continuamente, a través de su plataforma FAOSTAT, datos estadísticos sobre la alimentación y la agricultura, con acceso libre de más de 245 países y 35 regiones[1]. Los datos

[1] https://www.fao.org/faostat/es/#home

son una base empírica obtenida de los reportes e informes proporcionados por los diversos países y las organizaciones regionales de desarrollo. Esta información puede ser aplicada/utilizada en los IA para luego ser acompañada con un estudio y análisis particular.

b. **Monitoreo Ambiental** (redes hidrogeológicas, monitoreos de calidad del aire, etc.). En general, los monitoreos ambientales son llevados a cabo por agencias gubernamentales, aunque también por otros organismos que suelen trabajar sobre el monitoreo de recursos como los mencionados en el punto anterior, a los que se suman biodiversidad, patrones de migración, conteo de pájaros, etc. Cuando se trabaja a nivel de cuenca o del aire, se implementan redes de instrumentos que miden tiempos determinados. Sus ventajas se vinculan a que logran series de datos en el tiempo, geo-referenciadas y usualmente estandarizadas. Las desventajas se asocian a que los datos crudos no están disponibles, por lo general se obtienen promedios, frecuencias, que no son acompañados de otra información fuera de los puntos de muestreo. Esto hace que algunos de los datos resulten difíciles de interpretar.

c. **Modelos ambientales** (riesgo de erosión de suelos, exceso de nutrientes, etc.) Los modelos permiten realizar una representación de sistemas y/o situaciones reales, y pueden ofrecer la posibilidad de contribuir a soluciones estratégicas donde no sólo sean evaluados indicadores ambientales, sino también económicos y sociales. Generalmente son matemáticos, y pueden permitir representar cómo reaccionaría el ambiente modelado ante situaciones de tipo ficticia o poco probable. Resultan herramientas valiosas para el estudio de las interacciones, y pueden tener distinto grado de complejidad y representación temporal/espacial. Están realizados para determinadas temáticas y suelen ser dependientes de escalas geográficas. También permiten la extrapolación de indicadores ambientales desde escalas pequeñas (por ejemplo, sitio, parcela, campo) a escalas más grandes (establecimiento, cuenca, región o país) (Schils et al., 2012; Moallemi et al., 2021; Vibart et al., 2021). Los modelos se basan en información científica y se acompañan de grados de incertidumbre, lo que resulta una ventaja. Entre sus desventajas se pueden comentar que son difíciles de interpretar o comprender para los no expertos, y a veces son realizados como base de investigaciones que resultan difíciles de ser trasladadas a la toma de decisiones políticas. Las ventajas y desventajas relativas de estas herramientas aún deben evaluarse por completo, especialmente a la luz de la dificultad de comparar los resultados obtenidos con diferentes herramientas de contabilidad, ya que varían en enfoques conceptuales, unidades de reporte y alcance (Vibart et al., 2021). Realizar modelos requiere llevar a cabo una serie de etapas que van desde la percepción inicial, el desarrollo de ecuaciones, la programación del modelo, la calibración y la obtención de los parámetros, y la validación final para poder determinar si es exitoso o no (Beven, 2000). Actualmente se plantea un nuevo desafío, que es el procesamiento, análisis e interpretación de modelos matemáticos en su asociación con sensores remotos y procesamiento de imágenes satelitales (Bariuso et al., 2018; Tedeschi et al., 2019; Bhattacharyya et al., 2021).

d. **Información de datos administrativos** (pago a productores y comunidades locales). Este tipo de información está asociada a datos ambientales y de desarrollo agropecuario. En países con cierto tipo de subsidios sirven para el pago de los mismos. También son utilizados para penalidades por incumplimiento de obligaciones. Entre las ventajas, figura que proveen información que usualmente no es suministrada por censos y encuestas, pero lamentablemente, estos datos administrativos no son estadísticamente representativos, y están cubiertos por cierta confidencialidad que hace que sea una información difícil de acceder.

e. **Contabilidad ambiental** (balance de nutrientes, cobertura del suelo, economía de recursos naturales, etc.). Este tipo de información, generalmente, está asociada a balances y flujos que ocurren en el ambiente. Para su desarrollo se utilizan series de datos estadísticos y de monitoreo,

por lo cual poseen una base científica. Entre sus ventajas consta que la información de base es transparente, obtenida desde series de datos que, en general, son fáciles de interpretar. Sus desventajas se asocian a la falta de la incorporación de grados de incertidumbre (a diferencia de los modelos ambientales). Por ejemplo, los balances de nutrientes resultan un método de contabilizar la situación de establecimientos agropecuarios en todo el mundo. Otro modelo conocido es el denominado LEAC[2] (Land and Ecosystem Accounts, UE) que considera un acceso fácil y completo a los datos de la cubierta terrestre. Muestra el «stock» disponible para cada clase de cobertura del suelo y proporciona, también, los cambios ocurridos entre periodos de la cubierta terrestre. Utiliza información de cobertura terrestre y de uso del suelo (Gómez y Páramo, 2005). Se incluye, también, lo relacionado a la economía de recursos naturales o cuentas ambientales, donde se trata de valorar con un precio a los recursos, a la contaminación, etc.

V. TIPOLOGÍAS DE INDICADORES

Cuando se comenzaron a definir los indicadores, los primeros que se utilizaron fueron descriptivos y servían para «conocer» qué estaba ocurriendo (Gabrielsen y Bosch, 2003). Hacia el año 2000 aparecieron indicadores que permitían realizar análisis de ecoeficiencias y rendimientos, y otros orientados a tomar decisiones políticas para la gestión. Así, surgió cierta organización en tipos de indicadores. A continuación, se presenta una tipología básica adaptada de Gabrielsen y Bosch (2003):

a. **Descriptivos**: Los indicadores descriptivos, generalmente, presentan la evolución de una variable que es cuantificada a lo largo del tiempo y responden a la pregunta, ¿Qué sucede en el ambiente? Son de uso muy frecuente como indicadores de estado, presión o impacto. Se grafican con facilidad y sus datos, muchas veces, están disponibles en sitios como la FAO (FAO Stats)[3], desde donde se puede obtener diferente grado de información para construirlos. Pueden ser utilizados para análisis multivariado. Si se presentan con unidades concretas, los indicadores pueden ser interpretados por alguien que conozca de ese tema, por ejemplo, kg de N disponible/ha, mg de N/kg de materia seca de forraje, etc.

b. **De rendimiento:** Los indicadores de rendimiento pueden utilizar las mismas variables que los indicadores descriptivos, pero están conectados con los valores objetivos. Suelen ser cuantitativos. Miden la(s) distancia(s) entre la situación ambiental actual y la situación deseada (objetivo). Responden a ¿cómo estamos en relación a una referencia? Suelen ser indicadores de estado, presión o impacto que se vinculan claramente a las respuestas políticas. Los países pueden establecer aproximaciones a niveles de sustentabilidad y desarrollar políticas para concretarlos. Por ejemplo, emisiones de GEI respecto a objetivos establecidos para un país.

c. **De eficiencia:** Estos indicadores relacionan las fuerzas motrices con las presiones. Intentan responder a cuestiones, como, por ejemplo, ¿Se produce el crecimiento económico con menor consumo de recursos y menos presiones ambientales? Proporcionan información sobre la eficiencia de producción y procesos en términos de recursos, emisiones y residuos por unidad de producción. La eficiencia ambiental de un país puede describirse en términos del nivel de emisiones y residuos generados por unidad de Producto Bruto Interno -PBI-. La eficiencia energética de los autos puede describirse como el volumen de combustible utilizado por persona y por kilómetro recorrido. Los indicadores más relevantes para la elaboración de políticas son los que muestran la relación más directa entre las presiones ambientales y las actividades humanas, donde también puede considerarse el valor monetario añadido. Si el crecimiento de

[2] **https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/?id=884#c0=5&c11=&c5=all&b_start=0**

[3] **https://www.fao.org/faostat/es/#home**

una actividad supera las ganancias de ecoeficiencia, la carga sobre el medio ambiente sigue aumentando, y por esta razón, en general, se presentan en líneas separadas.

d. De medición de efectividad política: Los indicadores de eficacia de las políticas relacionan el cambio real de las variables ambientales con los esfuerzos de las políticas implementadas. Tratan de responder a cuestiones como, ¿Se aprecian avances en las actividades productivas hacia la protección del ambiente? Constituyen un vínculo entre los indicadores de respuesta, por un lado, y los de estado, fuerza motriz, presión o impacto, por otro. Por ejemplo, la aplicación de políticas aisladas y puntuales pueden tener efectos directos y fáciles de cuantificar mediante indicadores. Sin embargo, pueden aparecer interacciones entre diferentes políticas simultáneas que enmascaren sus impactos o los mejoren, según se solapen directivas ambientales, económicas o sociales. En este último caso resulta difícil de separar cada impacto para ser cuantificado. La elaboración de este tipo de indicadores requiere una cantidad considerable de datos cuantitativos y conocimientos de expertos. Los variados informes de la Agencia Europea para el Medio Ambiente (AEMA) son ejemplo de cómo se expresan estos indicadores mostrando como las determinadas políticas pueden generar reducciones, por ejemplo, de emisión de GEI[4].

e. De bienestar: El equilibrio entre el desarrollo económico, social y medioambiental es fundamental en cualquier debate sobre la sostenibilidad y el bienestar humano. Nos preguntamos, entonces, ¿Existe un progreso adecuado en todos los grupos sociales y países? Para generar una evaluación integral en respuesta a este tipo de preguntas se aplican índices que conjugan diferentes variables e indicadores. Este tipo de indicadores están siendo foco de un mayor debate porque se vinculan a los objetivos de desarrollo sostenible.

f. Para reportes: Si bien cualquiera de los indicadores descritos en las anteriores categorías puede utilizarse para reportes, en este caso, los indicadores deberían seleccionarse para constituir un marco referencial que facilite la comprensión del conocimiento científico y técnico del tema, y la participación interinstitucional e interdisciplinaria. No terminan en una lista de indicadores, sino que a partir de los reportes sucesivos para diferentes actores sociales se pone en marcha un proceso que va generando discusión y crecimiento en el desarrollo de indicadores para lograr aquellos que mejor sirvan a reportar a ciertos actores claves.

Si bien se presenta una tipología muy básica que pretende enmarcar los grandes grupos de indicadores, existen diferentes formas de agrupamiento según los objetos de estudio. Solo a modo de ejemplo, se definió para el seguimiento y la evaluación de los Programas Operativos para las Autoridades nacionales y regionales responsables de la gestión de los Fondos Estructurales de la Unión Europea, una organización de indicadores que los agrupa en: **Indicadores de contexto** (para analizar la evolución del entorno); **Indicadores estratégicos** (grupo de indicadores de contexto para las intervenciones estructurales que miden la evolución respecto a las metas establecidas); **Indicadores operativos** (son los que miden las consecuencias directa de la ejecución de las actuaciones previstas en los programas, a modo de indicadores de realización, donde a su vez, se definen subgrupos como los **Indicadores de Alerta**); **Indicadores de evaluación** (destinados a medir los resultados y su impacto) (UE, 2008).

VI. EVALUACIÓN DE INDICADORES Y CRITERIOS DE UTILIDAD PARA SU APLICACIÓN EN POLÍTICAS PÚBLICAS.

Un grupo dentro de los IA son los denominados indicadores agroambientales (IAA). Se utilizan para supervisar los cambios en los agroecosistemas, evaluar el impacto ambiental de las prácticas

[4] AEMA: https://www.eea.europa.eu/ims

de los productores agropecuarios y para supervisar los efectos de las políticas agroambientales (OECD, 1999, 1999, 2001; AEMA, 2003).

Un aspecto importante a la hora de utilizar una serie de indicadores es la precisión. Para ejemplificar el punto tomaremos el caso descrito por Makowski et al. (2009), en el cual se abocaron a revisar la precisión de IA a partir de distintas informaciones de datos experimentales provenientes de parcelas de ensayos. En el estudio consideraron cuatro series de indicadores para problemas específicos: indicadores sobre calidad de hábitat para aves en praderas, sobre riesgo de enfermedades en cultivo de colza, sobre contaminación por fertilizantes nitrogenados, e indicadores sobre presencia de malezas. Estimaron la sensibilidad, la especificidad y la precisión de clasificar correctamente las parcelas bajo estudio, para cada indicador analizado. Concluyeron que la precisión varía con los diferentes indicadores. Por ejemplo, hubo indicadores con un bajo rendimiento y sin capacidad discriminatoria, por lo cual resultaron de poca o nula utilidad. Otros resultaron informativos y sin mejores resultados que las decisiones aleatorias que se pudieran tomar. Finalmente, los más precisos fueron aquellos construidos a partir de mediciones sobre las plantas, como altura, fracción de flores enfermas, o el rendimiento del cultivo. Estos resultados muestran que sería importante estimar la precisión de los indicadores agroambientales, mediante una estadística adecuada, cuando los datos experimentales se encuentran disponibles.

Los indicadores pueden ser directos e indirectos, siendo los últimos importantes para reemplazar a los directos cuando no fuese posible medirlos *in situ*. Por ejemplo, indicadores diferentes referidos al N fueron propuestos por Langeveld et al. (2006) para tratar la gestión del mismo: excedente de N, eficiencia del uso del N mineral residual del suelo y concentración de N en aguas subterráneas. Estos indicadores no utilizan las mismas variables de entrada. Algunos están relacionados con las características del suelo, mientras que otros están relacionados con las prácticas de los agricultores o las características de las plantas. Como estos indicadores no se basan en la misma información y no se han desarrollado, necesariamente, con el mismo método, cada uno de ellos puede tener distinto niveles de precisión. La OECD especifica la «solidez analítica» como una propiedad deseable de un indicador. Todos los IA están sujetos a incertidumbres en sus variables de entrada, ecuaciones y parámetros (Oenema et al., 2003), lo que puede conducir a decisiones incorrectas.

Es interesante señalar que la mayoría de los investigadores sostiene que los indicadores deben estar abiertos a ser observados por aquellos que los van a evaluar o monitorear. Sin embargo, existen muy pocos trabajos que hayan abordado, expresamente, la cuestión de la precisión de los indicadores. Debido a las limitaciones que pueden presentar estos respecto a esta falta de precisión, la elección de aquellos indicadores de utilidad para las políticas públicas no resulta una tarea fácil. Cada programa de evaluación establece criterios que definen la importancia de aquellos que deberán, sí o sí, monitorearse. Como ejemplo, en el cuadro 2.3 se pueden observar los indicadores agrupados por prioridad y seleccionados para el programa UE-27 donde se fueron generando IAA para ser monitoreados (Oenema, 2017). Si bien hay diferencias para la selección de aquellos más relevantes para evaluar, se puede decir que deben seguir los siguientes criterios (Priorr, 2003):

- Mostrarse en informes que faciliten su comprensión
- Realizar comparaciones internacionales en aspectos ambientales relevantes
- Ajustarse, junto a planes nacionales y globales, para estrategias de desarrollo
- Aportar Información nacional sobre la normativa internacional, en sintonía con convenios e iniciativas medioambientales
- Soportar la evaluación de los avances en la consecución de objetivos medioambientales

Además de estos atributos generales de los indicadores, el desarrollo de los IIA requiere de un **enfoque sistémico**. Este enfoque debe abarcar más de un aspecto o tema ambiental y debe

tratar de integrar toda la gama de las complejas interacciones entre la agricultura, el ambiente y las condiciones socioeconómicas. Asimismo, es necesario un enfoque espacial diferenciado que refleje las disparidades regionales.

Cuadro 2.3: Indicadores agroambientales (IAA) definidos como prioridades (alta y mediana) en la UE para el monitoreo y evaluación de políticas públicas, caracterizados según F= Fuerza, P= Presión, E= Estado, R= Respuesta (OCDE, 1993) N° IAA: corresponde al número de identificación del indicador dentro del listado de indicadores del programa UE-27 (Fuente: Adaptado de Oenema, 2017 según UE-27 acorde al marco conceptual DPSIR (OECD, 1993)

N° IAA	IA de Alta Prioridad	DPSIR	N° IAA	IA mediana prioridad	DPSIR
5	Consumo de fertilizantes minerales	F	1	Compromisos agroambientales	R
6	Consumo de pesticidas	F	2	Áreas bajo programa Natura 2000	R
7	Irrigación	F	3	Nivel de capacitación del productor	R
8	Consumo de energía	F	4	Área en producción orgánica	R
11.1	Cobertura del suelo	F	9	Cambios en el uso de la tierra	F
11.2	Prácticas agrícolas	F	10.1	Modelos/sistemas de agricultura	F
11.3	Almacenamiento de purines y de estiércol	F	10.2	Modelos / sistemas de ganadería	F
12	Intensificación/extensificación	F	13	Especialización	F
15	Balance de N	P	14	Riesgo por abandono de la tierra	F
16	Riesgo de polución de P	P	17	Riesgo por pesticidas	P
18	Emisión de NH3	P	20	Extracción de agua	P
19	Emisiones de GEIs	P	21	Erosión de suelos	P
26	Calidad de Suelo	E	22	Diversidad genética	P
			23	Alto valor natural de la tierra	P
			24	Energía renovable	P
			25	Variedad de aves en la granja	E
			27.1	Calidad de agua - Nitratos	E
			27.1	Calidad de agua. Pesticidas	E
			28	Paisaje, estado y diversidad	E

DPSIR: Driving Force – Pressure – State – Impact – Response

En síntesis, la selección de IAA se orienta a aquellos indicadores que sean considerados claves para el desarrollo y supervivencia humana, que puedan ser utilizados para la generación de políticas públicas, sean fáciles de comunicar, sean precisos y estén bien registrados, y posean una correcta evaluación del impacto en varios recursos naturales. Por ejemplo, la cobertura del suelo es un IAA clave que proporciona información valiosa sobre las tendencias de las buenas prácticas agrícolas. Es también, la rotación de cultivos que brinda información sobre la diversidad e intensidad de los cultivos utilizados. Se puede vincular a diferentes indicadores para cambiar el enfoque, como a los indicadores de sistemas de cultivos y tipos de labranzas, lográndose una mejor interpretación de las situaciones ambientales y sus prioridades.

VII. REFLEXIONES FINALES

Si bien el desarrollo de indicadores vinculados al ambiente se remonta al año 1993, a propuesta de la OECD, luego, se han ido modificando para dar respuestas a nuevos compromisos ambientales específicos. Estos se relacionan con la preservación del agua, con el clima, las energías, la producción sostenible, la vida marina y los ecosistemas terrestres, que figuran en la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, aprobado por la ONU (2020). El reciente desarrollo de las definiciones y aplicaciones de IA determina que aún hay limitaciones o restricciones asociadas a obstáculos técnicos y/o financieros para su construcción metodológica y aplicación, para que puedan contribuir al desarrollo de políticas públicas en varias regiones en América Latina. El principal problema es la desigual disponibilidad de datos e información a nivel nacional, regional e internacional. Existen estudios comparativos de información y análisis de IA en países de América Latina y el Caribe (LAC)[5] que refieren a esta necesidad de disponer de datos homologables en sus metodologías, para el desarrollo y tratamiento de un mismo indicador, lo que hace que tengan diferente **solidez analítica**. Por otra parte, no es posible considerar que un indicador pueda responder a todas las realidades que pretendemos considerar en un abanico de diferentes escalas y actores a los cuales reportarlos.

Otro aspecto, es la necesidad de mejorar el uso de modelos que permitan predecir y profundizar la comprensión de los fenómenos, especialmente, porque falta camino por recorrer en la difusión de los resultados que muestren a los indicadores de una manera fácil de interpretar para ayudar a la toma de decisiones políticas.

Un desafío para el avance del conocimiento de los IA radica en que, si bien la mayoría de los investigadores sostiene que los indicadores deben estar abiertos a ser observados por aquellos que los van a evaluar o monitorear, existen muy pocos trabajos científicos que hayan abordado la evaluación de la precisión de los indicadores.

Como temas abiertos para la continuidad de la aplicación de los IA, figuraría la necesidad de seleccionar aquellos indicadores claves para el desarrollo y bienestar de la comunidad. A su vez, que los mismos puedan ser utilizados para sensibilizar a la población sobre temas medioambientales y para la generación de políticas públicas; estén bien registrados; y posean una correcta evaluación del impacto sobre los recursos naturales. Se requiere que puedan articularse para proporcionar una situación acabada sobre la sostenibilidad de los recursos naturales y que permitan una fácil comunicación, tanto para los decisores como para la sociedad.

[5] IICA1995: Indicadores ambientales para Latinoamérica y el Caribe: hacia la sustentabilidad en el uso de tierras .https://www.iica.int
ONU 2007: Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe. https://un.org
CEPAL 2009: Indicadores ambientales de América Latina y el Caribe. https://www.cepal.org
BID 2020: Indicadores de gobernanza ambiental para América Latina y el Caribe. https://www.iadb.org

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agencia Europea de Medio Ambiente [AEMA] (2003). *Europe's water: An indicator-based assessment.* Copenhague. https://www.eea.europa.eu/publications/topic_report_2003_1

Barriuso, A. L., Villarrubia González, G., De Paz, J. F., Lozano, Á., y Bajo, J. (2018). Combination of multi-agent systems and wireless sensor networks for the monitoring of cattle. *Sensors, 18*(1), 108.

Beven, K. J. (2000) Uniqueness of place and process representations in hydrological modelling, *Hydrology and Earth System Sciences 4,* 203–213.

Bhattacharyya, S.S., Figueiredo Granja Dorilêo Leite, F., Adeyemi, M.A., Sarker, A.J., Cambareri, G.S., Faverin, C., Tieri, M.P., Castillo-Zacarías, C., Melchor-Martínez, E.M., Hafiz, M.N. Iqbal, Parra-Saldívar, R. (2021). A paradigm shift to CO_2 sequestration to manage global warming – With the emphasis on developing countries. *Science of The Total Environment 790*, 148169.

Ceña, F. (1993). El desarrollo rural en sentido amplio. En: E. Ramos, P. Caldentey (Eds.), *El desarrollo rural andaluz a las puertas del siglo XXI* (pp.36-48). Sevilla: Junta de Andalucía.

Coteur, I., Wustenberghs, H., Debruyne, L., Lauwers, L., & Marchand, F. (2020). How do current sustainability assessment tools support farmers' strategic decision making? *Ecological Indicators*, *114*, 106298.

Ercin, A. E., y Hoekstra, A. Y. (2012). *Carbon and Water Footprints: Concepts, Methodologies and Policy Responses. World Water Assessment Programme side publications series, 4* (Reporte N° 4). UNESCO, París.

Eurostat. (2021). *LUCAS - Land use and land cover survey*. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=LUCAS_-_Land_use_and_land_cover_survey

Food and Agricultural Organization of the United Nations [FAO]. (2018). *Nutrient flows and associated environmental impacts in livestock supply chains: Guidelines for assessment (Version 1).* Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. Rome, FAO. 196 p.

Faverín, C., Tieri, M.P., Herrero, M.A. (2019). Metodologías de cálculo de emisiones de gases de efecto invernadero en ganadería bovina*. Revista Argentina de Producción Animal 39* (2), 87-104.

Fletcher J. y M. Linster (1999). Using the Pressure-State-Response Model to develop Indicators of Sustainability. OECD Framework for Environ-mental Indicators. En: *Euroconference: Quality of Life - Sustainability - Environmental Changes*. Austria, http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/017931/DocumentosIndicadores/Temasvarios/Docum26.pdf

Gómez, G., Páramo, F. (2005*). Environmental Accounting: Methodological guidebook for data processing of land cover flows* (Reporte. pp. 23). European Topic Centre Terrestrial Environment, Universidad de Barcelona.

Hammond, A. L. (1995). *Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development* (Vol. 36). Washington, DC: World Resources Institute.

Kaly, U., Briguglio, L., McLeod, H., Schmall, S., Pratt, C. y Pal, R. (1999). *Environmental Vulnerability Index (EVI) to summarise national environmental vulnerability profiles*. (SOPAC Technical Report 275. 66p.).

Kristensen, P. (2004). *The DPSIR Framework. Assessment of the vulnerability of water resources to environmental change in Africa using river basin approach* (Conference Presentation). UNEP Headquarters, Nairobi, Kenya.

Langeveld, J.W.A., Verhagen, A., Neeteson, J.J., Van Keulen, H., Conijn, J.G., Schils, R.L.M., Oenema, J. (2006). Evaluating farm performance using agrienvironmental indicators: recent experiences for nitrogen management in the Netherlands. *Journal of Environmental*

Management 82, 363–376.

Losch, B. (2004). Debating the multifunctionality of agriculture: from trade negotiations to development policies by the South. *Journal of Agrarian Change 4,* 336–360.

Makowski, D., Tichit, M., Guichard, L., Van Keulen, H., Beaudoin, N. (2009). Measuring the accuracy of agro-environmental indicators. *Journal of Environmental Management 90*, S139–S146.

Moallemi, E. A., Bertone, E., Eker, S., Gao, L., Szetey, K., Taylor, N., y Bryan, B. A. (2021). A review of systems modelling for local sustainability. *Environmental Research Letters 16,* 113004.

Naciones Unidas. 1993. *Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Río de Janeiro (1992, 3 -14 de junio). Resoluciones aprobadas por la Conferencia.* A/CONF.151/26/Rev. l (Vol. I) Naciones Unidas, Nueva York, 1993. https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N92/836/58/PDF/N9283658.pdf?OpenElement

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos [OECD] (1991). *Environmental indicators, a preliminary set.* OECD, Paris.

OECD. (1993). *Environmental Indicators. OECD Core Set of indicators for environmental performance reviews.* Environment Monographs No 83. OECD/GD (93)179. OECD, Paris https://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=OCDE/GD(93)179&docLanguage=En

OECD. (1997). *Environmental Indicators for Agriculture, Vol. 1: Concepts and Framework.* Publications Service, OECD, Paris.

OECD. (1999). *Environmental Indicators for Agriculture, Vol. 2: Issues and Design—The York Workshop.* Publications Service, OECD, Paris.

OECD. (2001). *Environmental Indicators for Agriculture, Vol. 3: Methods and Results.* Publications Service, OECD, Paris. https://www.oecd.org/greengrowth/sustainable-agriculture/40680869.pdf

OECD. (2003). *Environmental indicators, Development, measurements and use reference paper.* https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf

Oenema, O. (2017). Environmental Performance Indicators (Conference Presentation). Universidad Nacional de Córdoba, Argentina

Oenema, O., Kros, H., De Vries, W. (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy 20*, 3–16.

Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (2020). *Informe de los objetivos de desarrollo sostenible*. https://unstats.un.org/sdgs/report/2020/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2020_Spanish.pdf

ONU. (2000, 13 de septiembre). *Resolución A/RES/55/2. Declaración del Milenio* http://www.un.org/es/comun/docs/?symbol=A/RES/55/2

Parris, K. (1998). Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OECD perspective. *Environmental Pollution, 102*, 219-225. https://doi:10.1016/S0269-7491(98)80036-5

Peder Gabrielsen, P., Bosch, P. (2003). *Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting* (Report August 2003). European Environment Agency. https://www.resource-recovery.net/en/content/environmental-indicators-typology-and-use-reporting

Pérez Correa, E., Farah Quijano, M. A. (2002). Los modelos de desarrollo y las funciones del medio rural en Colombia. *Cuadernos de Desarrollo Rural, 49,* 9-27.

Priorr, H. P. (2003). Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment 98*, 17–33.

Quiroga Martínez, R. (2007). *Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe.* CEPAL. https://repositorio.cepal.org/handle/11362/5498

Quintana, J., Cazorla, A., Merino, J. (1999). *Desarrollo rural en la Unión Europea: modelos de participación social.* Ministerio de Agricultura, pesca y alimentación, España. https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/fondo/pdf/5472_all.pdf

Rapport, D. y Friend, A. (1979). *Towards a comprehensive framework for environmental statistics: a stress-response approach.* Statistics Canada Catalogue 11-510. Minister of Supply and Services Canada, Ottawa.

Schils, R. L. M., Ellis, J. L., De Klein, C. A. M., Lesschen, J. P., Petersen, S. O., & Sommer, S. G. (2012). Mitigation of greenhouse gases from agriculture: Role of models. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A–Animal Science, 62*(4), 212-224.

Schultink, G. (2000). Critical environmental indicators: performance indices and assessment models for sustainable rural development planning. *Ecological Modelling*, *130*(1-3), 47-58.

Tedeschi, L. O., Fox, D. G., Sainz, R. D., Barioni, L. G., Medeiros, S. R. D., y Boin, C. (2005). Mathematical models in ruminant nutrition. *Scientia Agricola, 62,* 76-91.

Unión Europea. Ministerio de Economía y hacienda. Manual descriptivo de indicadores, 2007-2013 (2008, 28 de abril). *Borrador de Manual descriptivo de indicadores*. https://www.quasarconsultores.com/Documentacion_referencia/2007-2013/FEDER/Indicadores/Manual_descriptivo_Indicadores_v9.pdf

Vibart, R., de Klein, C., Jonker, A., van der Weerden, T., Bannink, A., Bayat, A. R., Crompton, L., Durand, A., Eugène, M., Klumpp, K., Kuhla, B., Lanigan, G., Lund, P., Ramin, M y Salazar, F. (2021). Challenges and opportunities to capture dietary effects in on-farm greenhouse gas emissions models of ruminant systems. *Science of the Total Environment, 769,* 144989.

CAPITULO 3

CONSTRUCCIÓN Y UTILIZACIÓN DE INDICADORES

M. Alejandra Herrero
Alejandro F. La Manna

I. INTRODUCCIÓN

La construcción o la selección de indicadores requieren del desarrollo de una secuencia de pasos que ayude a realizar la elección correcta para su posterior utilización. Desde la selección de un marco conceptual apropiado a la escala y problema a resolver, hasta la evaluación final de los resultados, se recorre a los objetivos propuestos del estudio, las escalas de trabajo, la fuente de datos, etc. En la figura 3.1 se puede observar la secuencia de información que se requiere en la construcción de los indicadores e índices.

Figura 3.1: Secuencia de información para la construcción de indicadores e índices

Como se introdujo en el capítulo anterior y seguiremos profundizando en éste, la selección de un marco conceptual para poder construir un indicador comienza a partir de tener claridad en los objetivos de aquello que se pretende evaluar. Por ejemplo, para el caso de indicadores que permitan comprender procesos de desarrollo rural sostenible, involucrando cuestiones ambientales, se debe considerar el contexto político del país, de la región y hasta el global, dependiendo de las escalas de trabajo, de las diferentes percepciones del problema y cuáles serían las situaciones ambientales a las que se pretende llegar. Bajo estos conceptos, pueden requerirse indicadores para el desarrollo inicial de políticas, además, una vez instaladas éstas, realizar el seguimiento y evaluación de sus

resultados. Según cada objetivo se solicitará diferente información de base. En el primer caso, será importante conocer los principios y las acciones políticas y sus impactos deseados, y en el segundo, se orientará más a la relación causa-efecto.

Debido a la naturaleza multifuncional de los indicadores ambientales (IA), su elaboración y selección se ha convertido en un proceso relativamente complejo donde se espera que sean reflejadas una serie de cuestiones del ambiente, además, que indiquen o puedan predecir cambios, o identifiquen los factores de estrés, y que influyan en las decisiones de gestión (Donnelly *et al.*, 2007). Se puede orientar una secuencia de pasos para tener en cuenta, respondiendo a preguntas como: ¿Qué necesitamos medir? y ¿Por qué necesitamos desarrollar un indicador para poder medir? En este sentido debemos comprender de manera clara, si se pretende solamente evaluar un problema y seleccionar acciones para aportar a su solución o si se está en un proceso de definición y evaluación de una política; también, puede ser para priorizar las acciones que se deben llevar adelante; clasificar el comportamiento de usuarios y elegir herramientas de comunicación; etc. Luego, se deberá definir quiénes serán los usuarios de los indicadores y quiénes los que provean y manejen los datos. Pueden ser políticos, autoridades de la localidad, investigadores, comunidad educativa, agricultores, profesionales de un sector, etc. Cobra importancia el perfil, ya que definirá varias de las estrategias a tener en cuenta.

Algunas de las consideraciones dentro del análisis a realizar se encuentran si los objetivos son globales, o sólo de algunas de las partes interesadas, o si hay un indicador que fácilmente identifica a un problema a partir de un valor determinado, etc. La utilización de herramientas de análisis de problemas como estrategias de trabajo en el grupo puede arrojar resultados favorables, donde la identificación clara del problema, la consideración de los usuarios, la cultura local y los factores de comportamiento que hacen al problema, son los elementos claves que llevan a realizar este tipo de evaluación (Caulier-Grice et al, 2010). En función de esta secuencia de interrogantes se podrán identificar aquellos problemas ocultos que enmascaren su abordaje.

II. PROCESO DE CONSTRUCCIÓN Y UTILIZACIÓN DE INDICADORES

El proceso de construcción y utilización de indicadores dependerá del desarrollo que se viene realizando en determinada institución, empresa o gobierno. Sin embargo, y para ayudarnos en este proceso se desarrollará a continuación un orden de pasos a seguir cuando se desea comenzar a trabajar.

- Elección del marco conceptual que se elige como modelo
- Construcción o elección de los indicadores necesarios
- Determinar cuál será fuente de datos a utilizar, su disponibilidad y como se realizará la interpretación de información
- Finalmente, y de acuerdo a la calidad de los datos, definir los procesos de evaluación de indicadores obtenidos que permitirán el monitoreo de los procesos implementados

II.a Elección del marco conceptual

Se han descripto en el capítulo 2 diferentes marcos conceptuales desarrollados por diferentes entidades, los cuales son aceptados a escala global y sectorial. Entre ellos reconocemos el modelo de DPSIR (según sus siglas en inglés: Driving Force, Pressure, State, Impact y Response), los modelos de riesgo como las matrices; los modelos de vulnerabilidad como los definidos para evaluar el impacto en el agua subterránea, hasta simples herramientas que se aplican a la gestión y modelos conceptuales para diferentes casos.

El marco conceptual es la base sobre la cual se realizará todo el desarrollo posterior y puede estar dado por una política de sostenibilidad ambiental o de una política de desarrollo sostenible que tenga el país o territorio en cuestión. A partir de esta definición se logra determinar el tipo de indicadores que se deben construir o utilizar, estableciendo, a su vez, la serie de pasos a seguir en relación a cómo serán organizados, visualizados y gestionados para la toma de decisiones. Una vez definido el marco es necesario conocer, en profundidad, dónde se ubica y qué función tiene el indicador seleccionado en ese marco conceptual, identificando claramente las relaciones entre indicadores, especialmente las de causa-efecto y cuáles serán los límites de las actividades a evaluar (sistema productivo, actividad, sector, cadena) (Quiroga Martínez, 2009).

II.b Construcción de los indicadores

En general, cuando se trabaja en la definición de un tema o problema a resolver decidimos la construcción o la elección de un indicador. Sin embargo, pueden ocurrir situaciones contrapuestas que se vinculan con la obtención de la información y el manejo del indicador (Figura 3.2).

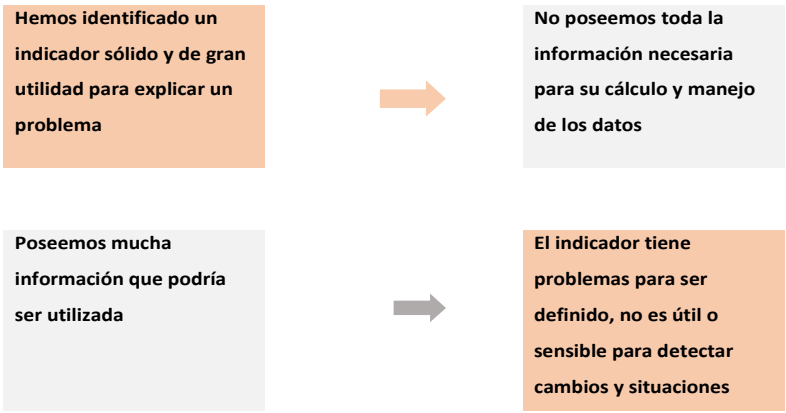


Figura 3.2: Situaciones contrapuestas para el uso y construcción de indicadores

El proceso de construcción de indicadores debe definir cuestiones clave relacionadas con su definición y operatividad. Entre ellas, cuáles son las unidades espaciales para utilizar, definiendo qué unidades administrativas serán las que se involucren (nacionales, regionales, locales, otras). También, cuáles serían las unidades del paisaje que se considerarán, por ejemplo, el trabajo dentro de una cuenca hidrográfica o en una unidad administrativa (ej. Provincia), o en ámbito rural o urbano. Otra cuestión tiene que ver con las escalas de tiempo en que se utilizarán. Pueden ser estacionales o anuales, considerando también, variaciones interanuales, por ejemplo, según los ciclos ganaderos.

Los métodos que se utilizan para obtener y calificar la calidad de los datos (denominados datos primarios), y que se requieren para calcular los indicadores, definiendo las unidades a utilizar, resulta uno de los puntos importantes a resolver. Los indicadores en forma individual requieren datos para su construcción. En un proceso posterior, los datos se organizan bajo una estructura que permita comprender las relaciones entre indicadores para mejorar su interpretación. Todo el proceso debería documentarse y estandarizarse, desde la obtención de los datos, sus orígenes, los métodos de cálculo, la visualización de los indicadores, hasta su interpretación. Algunas recomendaciones en la visualización se basan en mostrar los indicadores de forma atractiva, utilizando herramientas comunicacionales, por ejemplo, tipos de gráficas según los usuarios de los indicadores, o mapas para conocer mejor su regionalización.

El proceso de construcción pasa entonces por la creación, revisión, validación, modificación y perfeccionamiento, llegando a una nueva revisión desde donde se pueden descubrir nuevas utilidades y redimensionar el proceso.

II.c Fuente de datos, disponibilidad e interpretación de información

La disponibilidad de los datos es un tema central para el desarrollo y la obtención de indicadores válidos que permitan interpretar la realidad, que es compleja por sí misma, y realizar su análisis integrando variables provenientes de diferentes matrices ambientales y productivas. En el capítulo 2 se abordaron los alcances y uso de los indicadores. A continuación, en el cuadro 3.1, se mencionan ejemplos de distintas fuentes de datos.

Cuadro 3.1: Origen de los datos utilizados para el desarrollo y la obtención de los indicadores

Origen	Características
Censos	Censos agropecuarios realizados para diferentes períodos de tiempo. En general se obtienen mediante cuestionarios realizados a todo un grupo poblacional.
Encuestas	Realizadas con objetivos específicos a un grupo poblacional que es definido para ser representativo de la población.
Detección Remota	Datos de origen geográfico originados por imágenes que son interpretadas en base a la combinación con modelos ambientales que permiten obtener información.
Modelos	Datos que son provistos por diversos modelos que permiten la interpretación de realidades ambientales, agropecuarias, económicas, etc., utilizando distintas herramientas.
Estudios - Mediciones	Mediciones directas que proveen datos reales medidos en situaciones de campo (predios), de estaciones climáticas, o de calidad y cantidad de agua, por ejemplo.
Análisis masivos de datos (big data)	Datos que son obtenidos de unidades de relevamiento masivas y que permiten análisis complejos

Fuente: adaptado de Priorr (2003)

La información provista no es estática. Por ejemplo, cuando se produce una mejora de la sensibilidad en la detección remota la información provista es cada vez de mejor calidad y por consecuencia, permite la obtención de mejores valores de los indicadores. La combinación de la información provista en variables climáticas, disponibilidad de agua, cobertura y calidad del suelo, y los índices de vegetación conocidos, permiten generar información para analizar situaciones que hasta pueden utilizarse para la prevención de riesgos de incendios, seguías etc. La necesidad de trabajar en variables relacionadas con el cambio climático ha acelerado el camino y mejorado los análisis integrados mediante modelos, por ejemplo, de información provista por datos climáticos sumada a variables de suelo, de productividad, de situaciones ecológicas y socio-económica. Una situación similar la proveen los datos conocidos como «big data», donde la mejora en las tecnologías de información y comunicación (TICs) proporciona formas emergentes y prometedoras de obtener, de forma indirecta, datos para diferentes temas como consumo de energía, consumo de agua, desarrollo rural y, también, datos para ser utilizados en la gestión de predios.

La falta de disponibilidad de datos es una situación que obliga a recurrir a la estimación de valores o a la utilización de indicadores indirectos. Los datos imperfectos conducirán a información incorrecta, la cual se hará cada vez más difícil de interpretar o gestionar. Para trabajar con datos no disponibles se pueden llevar a cabo algunas estrategias, como la de obtener información de un indicador diferente que resulta cercano al dato faltante. Otra estrategia es la de estimar valores que suelen ser utilizados para completar espacios vacíos en series temporales o espaciales. Estas estimaciones pueden ser a escala global, a partir de datos locales, o de muestras que no resultan representativas por sí mismas, pero que podrían aportar a una mirada global. También, se puede realizar el camino inverso con la información, es decir, de datos globales llegar a suponer datos locales porque se considera que son situaciones similares. Al recurrir a estas estimaciones se los considera como indicadores **indirectos**, dado que apelan a una fuente de datos alternativa o conocida con otra definición. Son indicadores cuantitativos posicionados en un contexto similar territorial y son utilizados para enmendar falta de datos. Todos estos indicadores deben poder ser mejorables (ENRD, 2021).

II.d Calidad de datos y evaluación de indicadores obtenidos

Esta etapa es muy importante y requiere de asegurar diferentes pasos. Por un lado, asegurar la calidad de la información que será utilizada como base para el cálculo de los indicadores. Este paso tiene relación con el diseño y selección de los indicadores a ser utilizados que deben a su vez ser validados, para luego poder evaluar adecuadamente sus resultados. Los procesos para ser creíbles deben ser transparentes y fácilmente conocidos por todos los involucrados.

La calidad de la información de base debiera ser de fuentes confiables y comprobables. Cuando se combinan datos de diferentes fuentes debería considerarse cuál es su formato de presentación y si se requiere algún tipo de estandarización. En general, la información debería acompañarse por un protocolo que indique como fueron recolectados y como deberían presentarse. Se puede recurrir a su validación desde diferentes ángulos, es decir determinar cuáles son las formas de recolectar y manejar los datos que corresponden, validar datos inesperados o extremos, comparar datos con otras fuentes, etc. Algunos ejemplos de bases de datos conocidas y que aportan información para diferentes tipos de estudios son las siguientes: Estadísticas alimentarias y agrícolas de la FAO [1]; Sistema de seguridad alimentaria de la FAO [2]; Base de datos de suelos (Europa) [3] y (USA)[4] , Base de datos de ambiente y clima global[5], entre otras.

La evaluación de los indicadores a utilizar es una etapa importante en el proceso, dado que permite la validación de los mismos mediante su revisión, ampliación y mejoramiento del proceso de construcción y utilización. Desde la calidad de los datos primarios hasta conocer cómo fue utilizado el indicador, el impacto que ha producido y las mejoras a aplicar en los procesos de comunicación, ~~e~~ interpretación y difusión, resultan ser, en su totalidad, etapas que se pueden re-analizar para ser optimizadas.

La validación del diseño puede llevarse a cabo, a priori, mediante juicios de expertos para la selección de las variables que deben medirse como indicador. Por esta razón, la validación está siempre ligada a un cierto elemento de subjetividad, ya que el desarrollador del modelo tiene que decidir cuál es el nivel de probabilidad que resulta aceptable. El procedimiento visual, criticado

[1]https://www.fao.org/food-agriculture-statistics/capacity-development/agri-environmental-indicators/es/
[2]http://www.fao.org/economic/ess/ess-fs/ess-fadata/en/
[3]https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/european-soil-database-v20-vector-and-attribute-data
[4]https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/tools/?cid=nrcseprd1407024
[5]http://themasites.pbl.nl/tridion/en/themasites/hyde/index.html

por varios autores por llevar a errores de interpretación, es comúnmente utilizado e implementado por medio de un gráfico, ya sea comparando el trazado temporal del modelo con la serie temporal de los datos medidos, o comparando los datos observados con las predicciones del modelo en relación con la línea de acuerdo perfecto. El otro procedimiento es estadístico, y también tiene detractores y promotores, donde en general se analizan variables estadísticas, como correlaciones entre variables (Bockstaller & Girardin, 2003).

III. ESCALAS DE UTILIZACIÓN Y UNIDADES DE EXPRESIÓN

III a. Escalas de utilización

El uso de indicadores ambientales según escalas definidas a nivel nacional, regional, local y sobre el terreno, se ha convertido en una herramienta de evaluación habitual (Bockstaller & Girardin, 2003). La definición de las escalas de trabajo, para poder elegir los indicadores a utilizar a cada nivel, requiere de la definición de cuál será el enfoque a ser utilizado. Los enfoques pueden ser sistémicos o no, siendo en este último caso orientados a objetivos determinados más específicos dentro del sistema.

Dentro de un enfoque sistémico se trabaja en la construcción de un conjunto de indicadores que muestren tendencias vinculantes y/o sinérgicas, o sea, que en su conjunto puedan dar cuenta de las principales tendencias, tensiones y causas subyacentes a los problemas de sostenibilidad que se requiere abordar. Los indicadores compuestos, y que son generalmente conocidos como índices, también son llamados megaindicadores, no se resuelven mediante agregación de indicadores simples, sino que existen otros métodos más complejos para su definición. Los enfoques pueden ser de sistemas ambientales orientados a indicadores biofísicos o de desarrollo sostenible, donde se incluyen datos e indicadores biofísicos y socioeconómicos.

Diversos indicadores fueron identificados para ser utilizados en las diferentes escalas de trabajo, desde parcelas de un predio, hasta llegar a nivel continental. Si analizamos lo que ocurre con un indicador de uso de nutrientes como son los balances de N y P, la mayoría proviene de estudios a nivel potrero o predio. Cobo et al. (2010) determinaron que, en los estudios realizados en África, el 90% son trabajos realizados a las escalas mencionadas, es decir predio, potrero y también como predios rurales, siendo el 10% restante para trabajos a escala de cuenca, región/distrito, nación y continente. A su vez, dentro de estas escalas se destacan diferentes enfoques: predial, por componentes del sistema, por sitios o por estaciones del año. Los estudios que requieren indicadores a nivel nacional y continental, pueden llevarse a cabo para realizar una presupuestación nacional y global que sirva para orientar la toma de decisiones y de políticas, por ejemplo, en materia de sostenibilidad agrícola y de la protección del medio ambiente.

Asimismo, las unidades en las que se expresan los indicadores pueden utilizarse de forma diferenciada a lo largo de la jerarquía espacial para ajustarse a los conocimientos y preferencias de los usuarios potenciales. Por ejemplo, mientras que la mayoría de los agricultores preferirían expresar algunos indicadores de nutrientes como equivalentes en fertilizantes en kg/ha/año, los políticos preferirán indicadores en términos monetarios o de rendimientos (Cobo *et al.*, 2010). Esta situación muestra la dificultad de concebir una escala espacial óptima para todos los estudios, objetivos y usuarios.

Generalmente, la información de base que se puede medir mediante la recopilación de datos de campo facilita los indicadores a escalas de potrero o de predio. Los problemas comienzan cuando se pretende utilizar información a escala de predios para comprender procesos a escalas mayores, donde se requiere información agregada en mapas, estadísticas agrícolas y bases de datos nacionales e internacionales. Cuando se extrapolan flujos, por ejemplo, de nutrientes, los

procedimientos utilizados pueden llevar a la pérdida de información y/o a un sesgo en los resultados (Oenema y Heinen, 1999). La agregación se puede llevar a cabo como una función lineal de los componentes o basada en funciones no lineales, dependiendo de las interacciones entre los componentes del sistema.

Las escalas espaciales más bajas están dominadas, principalmente, por los procesos naturales que actúan a nivel de las plantas. Cuando se incorporan el clima y la geomorfología suelen dominar las escalas espaciales superiores (Veldkamp et al., 2001). No obstante, las condiciones sociales, culturales, económicas y políticas son también importantes e impulsoras de variación en los determinantes de indicadores a escalas globales. Cobo et al. (2010) muestran cómo a diferentes escalas se comprometen otras variables. Por ejemplo, cuando existen diferencias en los balances de nutrientes entre **parcelas** y **predios**, estos resultados suelen estar asociados, no sólo a la posición del paisaje y las prácticas específicas de gestión de la fertilidad del suelo, sino también al tipo de agricultor e incluso, a la tenencia de la tierra. Otra situación se refiere a cómo cuantificar los flujos laterales, por ejemplo, las pérdidas por escurrimiento de un predio a otro, y cuándo considerar que se convierten en ganancias. Sin embargo, estos factores pueden tener menos influencia a escala regional, donde las clases de suelo, el acceso a los mercados y el clima suelen ser más influyentes. A gran escala, la política suele ser una fuerza dominante, dado que tiene influencia en los mercados, o en las condiciones de venta, entre otras.

Existen ciertos procedimientos para ir aumentando la escala de análisis. Un primer escalón sería el de llevar indicadores de escala de predio (las mediciones que se utilizan para su cálculo son realizadas en el predio) hacia una cuenca hidrográfica. Si se excluyesen los flujos internos dentro del predio pareciera fácil realizar una agregación de los datos para llegar a una cuenca incluso utilizando **información del predio promedio**. Sin embargo, existen a la vez estructuras de datos multienlazadas o que no se relacionan linealmente entre ellas. Se trata de estructuras de datos en las que cada elemento puede tener varios sucesores y/o varios predecesores. En matemáticas, los sistemas no lineales representan sistemas cuyo comportamiento no es expresable como la suma de los comportamientos de sus descriptores. como puede ser los tipos de gestión comunitaria de una región, variaciones de tamaño de predios vinculados a suelos, tipo de sistema de producción etc., que requieren una clasificación mediante modelaciones específicas para poder escalar los datos y llegar a una información válida para una cuenca. En esto colaboran la modelización y las estadísticas espaciales (Dagaard et al., 2003; Cobo et al, 2010).

Otra situación es la de escalar a nivel de región geográfica o zona agroecológica, dado que serían las escalas para la toma de decisiones políticas para la gestión. Si consideramos que con la **similitud dentro de una cuenca hidrológica** es difícil, en este caso de generalización de los datos de base de los predios, es mucho más complicada. La información de los predios puede agregarse o desagregarse según tipologías para luego conformar los datos de la región. Los modelos generalmente combinan información de base de predios con datos espaciales y estadísticas nacionales, donde se incluye la variabilidad en la articulación por parte de modelos complejos (Cobo et al, 2010).

El paso siguiente sería escalar a niveles continentales o globales, donde las generalizaciones resultan, a su vez, menos exactas, requiriendo recopilaciones de estudios regionales y bases de datos nacionales e internacionales. En estos estudios se suman tipologías de interpretación que se basen en la caracterización de tipo de suelos, unidades cartográficas, información satelital, datos estadísticos biofísicos y socioeconómicos, todos compilados en la misma escala de base (FAO, 2014b). A pesar que estas estimaciones se acompañan de cierta incertidumbre que depende de la rigurosidad y precisión de los estudios, han aportado abundante información para entender

los impactos de la intervención del hombre según las prácticas del uso de la tierra y resultan base para la generación de políticas adecuadas.

Otro tipo de enfoque, que excede lo local y regional, implicaría incluir las fases posteriores extra prediales desde la producción de los insumos hasta llegar al consumidor, es decir el enfoque de cadenas como se aplica en los análisis de ciclo de vida o huellas ambientales (ISO, 2006; ISO 2014). Los indicadores y sus escalas conducen, casi indefectiblemente, a las unidades de expresión.

III b. Unidades de expresión o medida

Para ser útiles, los IA deben responder a una serie de criterios, por lo cual, las unidades de medida o de expresión adecuadas a que se pretende representar deben acompañarlos, reuniendo determinadas condiciones generales, que si bien fueron mencionadas, es importante enfatizarlas para el proceso de construcción y selección de los mismos (Dale and Beyeler, 2001; Huffman et al., 2000):

- **Simples de entender** por todos los usuarios (comunidad científica, formadores de políticas, población en general), y cuya importancia sea posible de demostrar.
- **Sensibles a cambios** y factores de estrés del medio ambiente. Idealmente deberían ser sensibles tanto a los cambios causados por acciones humanas como a las variaciones de la naturaleza, y por lo tanto, fácilmente predecibles.
- **Claramente indicativos** de los límites o escalones en los que se pasa de una situación ambiental a otra.
- **Capaces de anticipar cualquier posible cambio** en el sistema. Siempre es bueno que el indicador prediga posibles cambios a ocurrir antes de que estos sean irreversibles o de un daño considerable.
- **Integradores** de los diferentes indicadores de estado de todos los recursos y los gradientes del ecosistema (suelos, aguas etc.).
- **Capaces de reflejar los cambios** en el tiempo o en el espacio.
- **Relevantes** para las políticas de desarrollo.

Los indicadores cuantitativos, por lo general, aumentan su valor con el tamaño del predio. Por lo tanto, existe la necesidad de usar unidades funcionales para comparar predios. Estas pueden ser de dos maneras: por producto (kilo de peso o de carne producido, litro de leche, etc.), relacionado con el funcionamiento de los mercados, o por unidad de superficie (hectárea), más relacionado con la función de servicios ambientales. Existe una tercera unidad funcional, aunque menos usada, consistente en expresar los efectos por unidad de ingreso de capital o relacionados con la rentabilidad (Lebacq et al., 2013).

Por lo tanto, más allá de medirse o no el indicador como algo físico (ej. kilogramo de la variable) se lo expresa por alguna unidad para poder comparar entre predios, regiones, etc. (kg/ha, kg/kg de carne, kg/l de leche). La selección de cuál enfoque usar dependerá del contexto y del objetivo. Así, por ejemplo, la emisión de GEI expresada por hectárea en sistemas ganaderos extensivos será menor que en sistemas intensivos, pero expresada por kilo de carne producida se comportará en forma inversa.

Por otro lado, existen sistemas de producción que combinan varios tipos de producciones diferentes, como leche, carne y agricultura para venta. En estos casos hay que inclinarse por expresar los indicadores según el valor económico de los productos o de su valor en términos de proteínas, energía o de un mineral en particular, para tener una unidad común y ser comparables (Lebacq et al., 2013).

Por último, existen muchos índices, obtenidos de conjunto de indicadores, que no tienen unidades, pero deberían manifestar el mensaje que se pretende tener en cuenta, aunque no haya una medida absoluta. Por ejemplo, un Índice de Riesgo de Salinidad para evaluar el riesgo de cambio en salinidad del suelo como resultado de las actividades agrícolas, propuesto en Canadá (Huffman et al., 2000).

IV. DIMENSIONES DE ANÁLISIS

Los indicadores ambientales pueden clasificarse en tipologías para luego vincularse a las diferentes dimensiones de análisis, y quedar de alguna manera organizados para que puedan ser utilizados y desarrollados (Estuardo Cevallos et al., 2016). Si bien se pueden considerar diversas clasificaciones, las tipologías se pueden organizar básicamente en:

- Indicadores de **intensidad o eficiencia** describen los recursos que alimentan todo el proceso de gestión de la unidad, de acuerdo a un plan de gestión ambiental.
- Los indicadores **de proceso** se relacionan con el proceso de conversión en la unidad de gestión ambiental.
- Los indicadores **de resultados** muestran los principales cambios cuantitativos y cualitativos producidos directamente por la acción realizada.
- Los indicadores **de impacto** miden, esencialmente, los cambios que se han logrado en diferentes dimensiones que engloban a la unidad de gestión. Es allí en donde se pueden evaluar la eficiencia de las acciones realizadas.

Las dimensiones, en cambio, permiten agrupar indicadores para comprender mejor desde qué lugar son analizados y utilizados, incluso, según las responsabilidades de quienes deberán registrar, analizar y proponer mejoras en el proceso. Para poder evaluar cada dimensión, los indicadores que las representan deben ser construidos de manera tal que permitan aislar los impactos específicos derivados de las acciones de las demás dimensiones. Las siguientes dimensiones serían las más utilizadas:

- **Dimensión ambiental**: se refiere a los indicadores derivados de características medibles en el ambiente. Se analizan los tipos de contaminantes, sus impactos en parámetros ambientales medibles, su posible reducción, el impacto de la introducción de tecnologías limpias, etc.
- **Dimensión social**: comprende indicadores derivados del carácter social (objetivos y responsabilidades). Se miden indicadores que reflejan cuestiones de servicio a la comunidad, de educación, salud, etc.
- **Dimensión política**: comprende indicadores derivados de la aplicación de políticas públicas, generalmente desarrollados para comprender y trasparentar procesos de implementación y control. La intención es dotar al estado de instrumentos para la aplicación de políticas.
- **Dimensión económica**: comprende indicadores económicos de interés estratégico para la población. Se vinculan a cuestiones que hacen a la mejor calidad de vida de la población, relacionados a incrementos y variaciones en la producción de aquellos productos que pueden afectarse. También se vinculan a rendimientos y calidad de los procesos, y a cómo se incrementan o reducen costos.

A modo de ejemplo, en el cuadro 3.2 se puede ver cómo fueron agrupados los indicadores que permitan evaluar el alumbrado en una población urbana en las tres de las dimensiones mencionadas (Jägerbrand & Bouroussis, 2021). Se pueden observar los diferentes aspectos que se tienen en cuenta y cómo se articulan en las dimensiones.

Cuadro 3.2: Indicadores y su contexto en dimensiones utilizados para medir el impacto de cambios en el alumbrado público. Fuente**:** Jägerbrand & Bouroussis, (2021)

DIMENSIONES	EJEMPLO DE INDICADORES
ECOLOGICA o AMBIENTAL **(56 indicadores)**	De impacto ecológico (15) De polución lumínica (16) De Análisis de ciclo de vida (11) De eficiencia energética (12)
ECONÓMICA **(6 indicadores)**	De costos en el Análisis de ciclo de vida (1) De retribución al costo de instalación (1) De sustentabilidad económica (2) De horarios de regulación (1) De costo-beneficio y costos externos (1)
SOCIAL **(24 indicadores)**	De seguridad en el tráfico (14) De beneficios en la salud (3) De beneficios en la calidad de vida, el bienestar y la equidad (7)

Hasta aquí se ha realizado un recorrido por el proceso de construcción de indicadores, haciendo énfasis en la información de base de la cual se dispone, en cómo se diseñan los indicadores a ser utilizados, sus escalas de análisis y unidades de expresión, y la evaluación de sus resultados. Presentaremos algunos ejemplos de aplicación que pueden ser de utilidad para comprender mejor el alcance del tema.

V. ANÁLISIS DE CASOS DE APLICACIÓN DE INDICADORES AMBIENTALES (OCDE, AEMA, IRENA, FAO, MRV)

La utilización de indicadores ambientales dentro del marco de proyectos de evaluación a escalas nacionales, regionales y mundiales, fue recorriendo diferentes caminos dentro de espacios internacionales. Como ya fuera comentado, la OCDE establece el Marco conceptual ordenador de indicadores (OCDE, 1991) bajo el enfoque de DPSIR. Es ampliamente utilizado, desde las Naciones Unidas hasta por los diversos programas que se fueron creando en las distintas regiones como la UE, con la AEMA (Agencia Europea de Medio Ambiente), la EPA (Agencia de protección ambiental de los Estados Unidos), y la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación). Estas organizaciones utilizan un conjunto de indicadores básicos que son bastante similares entre sí. Sin embargo, resulta difícil de generalizar a otros proyectos, ya que los criterios de selección de indicadores son específicos para los fines determinados para cada proyecto o programa, y especialmente, según las escalas de uso (locales, nacionales, regionales, etc.) (Donnelly et al., 2007).

Los indicadores pueden abarcar cuestiones tan diversas como las mencionadas a continuación:

- Factores políticos y de mercado, que influyen en los resultados medioambientales de la agricultura
- Producción agrícola, uso de la tierra, agricultura ecológica y cultivos transgénicos
- Nutrientes, sus flujos y expresión en balances de nitrógeno y fósforo
- Comercio de plaguicidas
- Energía y su consumo en las explotaciones, producción de biocombustibles (materias primas agrícolas)

- Suelos y erosión hídrica y eólica
- Recursos hídricos, mediante las evaluaciones de sus extracciones, superficie de regadío y tasas de aplicación de agua
- Emisiones de amoníaco, para predecir acidificación y eutrofización
- Emisiones de gases de efecto invernadero y sus impactos en el cambio climático
- Uso de bromuro de metilo como un factor de agotamiento de la capa de ozono
- Biodiversidad, según poblaciones de aves de las granjas y cobertura de tierras agrícolas

La AEMA fue creada en el año 1990 para desarrollar la comunicación de toda la información sólida e independiente sobre el ambiente. Es la principal fuente de información para los responsables del desarrollo, la aprobación, la ejecución y la evaluación de las políticas para el medioambiente, así como para el público. También coordinan la Red europea de información y observación del medio ambiente, para lo cual desarrollaron 37 indicadores básicos según el modelo DPSIR sobre los cuales publican resultados sobre información que proveen los países, enmarcados en diferentes temas: Contaminación atmosférica y agotamiento de la capa de ozono, Biodiversidad, Cambio climático, Medio terrestre, Residuos, Agua, Agricultura, Energía, Pesca y Transporte. Para la selección de los indicadores e índices a utilizar tuvieron en cuenta la relevancia política, la posibilidad de que puedan ser presentados para lograr avances hacia el cumplimiento de objetivos, existencia de datos disponibles y recopilados de forma rutinaria, con cobertura espacial y temporal, que tengan escala nacional y representatividad de los datos, que puedan estar correctamente definidos y tengan una metodología de cálculo bien fundamentada, con real injerencia para políticas de la UE. En su página web[6] aparece el estado de todos los indicadores y desde donde se puede acceder a muy diversa información sobre los indicadores que se monitorean y evalúan. En la Figura 3.3 se observa, a modo de ejemplo, la evolución del indicador de balance de nitrógeno expresado por unidad de superficie bajo agricultura, para los diferentes países.

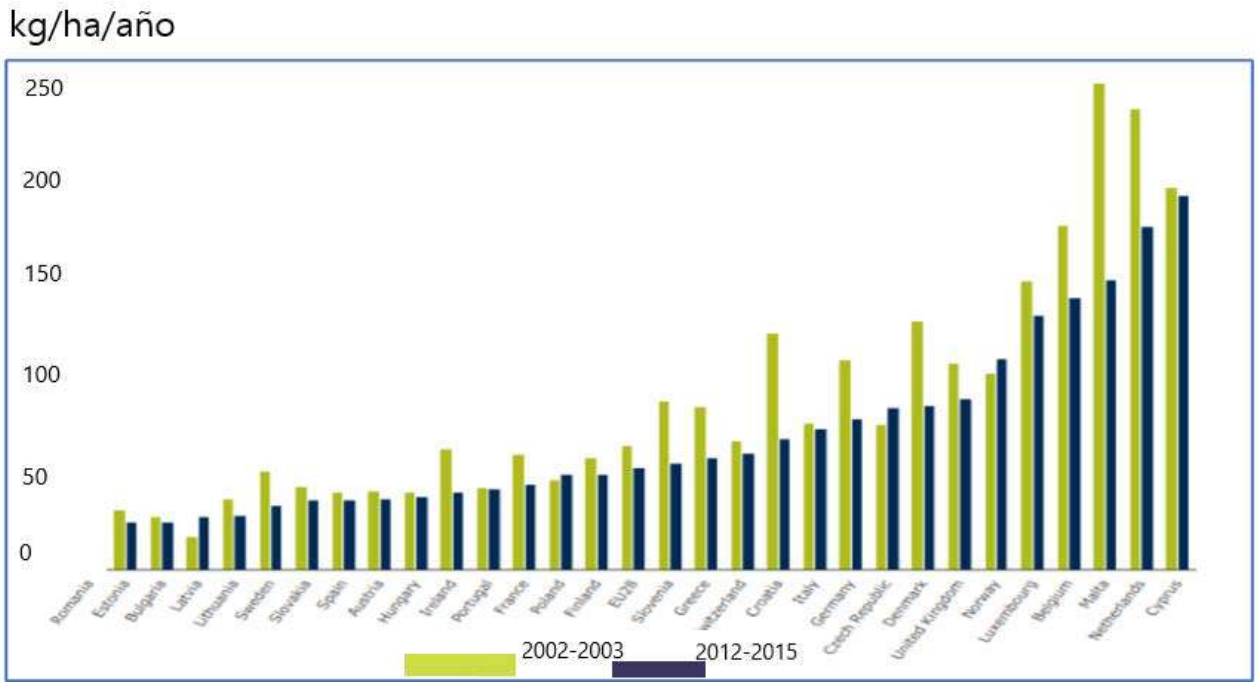


Figura 3.3: Evolución del Balance de Nitrógeno expresado como kg de N por hectárea y año en los países de la UE (Fuente AEMA)

[6] **https://www.eea.europa.eu/ims**

El proyecto IRENA surge con el objetivo de sumar las políticas ambientales a la política agraria, dentro del marco de una política europea integrada. Al inicio se desarrollaron 35 indicadores agroambientales que luego fueron ampliados a 42, identificando algunos subindicadores agrupados según el modelo DPSIR de la OECD. Se pueden mencionar dentro de los indicadores algunos de los criterios:

- IA de **Respuesta** donde aparecen aquellos que responden a políticas públicas, tecnologías, señales y precepciones sobre los mercados que determinarán patrones de consumo y por consecuencia modificaciones al uso de la tierra.
- IA de **Fuerzas Motrices** se vinculan al uso de la tierra, a los insumos, al manejo del establecimiento y a los cambios en los procesos de los sistemas de producción.
- IA para responder a **Presiones** y **Riesgos** son preferentemente vinculados a la contaminación, a la disminución de ciertos recursos y a la evaluación de beneficios.
- Los IA que se refieren al **Impacto** y al **Estado** se vinculan a los efectos en la biodiversidad y en los hábitats, en los recursos naturales y en los paisajes.

Si bien se desarrolló un modelo general, cada país debía profundizar en algunos indicadores que fueran de preocupación para las problemáticas locales. Por ejemplo, en España se desarrollaron algunos vinculados al uso de la tierra y al crecimiento de la agricultura orgánica. En todos los casos se realizan informes que se integran en el marco de una política europea comunitaria.

Finalmente, están los indicadores utilizados en el marco de la EPA y los propuestos por la FAO (2013, 2014 a, b). Los indicadores se van organizando en grandes temas o dominios con subcategorías, y luego, se especifican los indicadores para cada una. Algunos ejemplos se pueden ver en el cuadro 3.3.

Un aspecto muy importante, ya comentado en el capítulo anterior, es el de las distintas fuentes de obtención de los datos primarios (censos, encuestas, mapas, imágenes satelitales etc.). Para el caso de la FAO se mencionan los métodos y productos obtenidos para diferentes grupos de indicadores en procesos agrícolas. Se realizan cuestionarios a los países, con la ventaja de ser fácil su recolección, pero con la desventaja que pueden tener errores. Los errores comienzan en la fuente de información de los datos de cada país, ya que con esta información se conforman las bases de datos conocidas como FAOSTAT. Algo similar ocurre con las encuestas que resultan más complejas que los cuestionarios. Con la fuente de sensores remotos puede ocurrir que no todas las imágenes tengan igual resolución o calidad para generar los mapas. En el caso de los modelos, puede que estos sean alimentados con información de fuentes dudosas. Sin embargo, y a pesar de las desventajas, es fundamental el esfuerzo que se realiza y la disponibilidad de la información desde su página web. Con los datos se conforman bases de datos. Algunos ejemplos se muestran en el cuadro 3.4.

Cuadro 3.3: Ejemplos de algunos indicadores utilizados en las bases de datos de la FAO

Dominios	Sub categorías	Indicadores
Aire y Clima	Emisiones de amoníaco	Emisión de NH_3 desde la actividad agropecuaria cómo % del total de emisiones
Energía	Uso de la energía en agricultura y forestación	% de Uso en agricultura y forestación sobre el total de uso de la energía
	Uso de Bio energías	Producción y uso de bioenergías como % de producción y uso de energías renovables.
Fertilizantes - consumo	Consumo de nitrógeno	Uso de nitrógeno en tierras arables o cultivos perennes expresado como toneladas/1000 ha
	Consumo de Fósforo	Uso de Fósforo en tierras arables o cultivos perennes expresado como toneladas de P_2O_5/1000 ha
Ganadería	Densidad de ganado	Cantidad total de cabezas de Ganado por hectárea de superficie agropecuaria (número total/ha)
	Cerdos	Cantidad de Cerdos expresado como % del total del ganado
	Ovejas y cabras	Cantidad de ovejas y cabras expresado como % del total del ganado
Pesticidas	Uso de Pesticidas	Uso de pesticidas en tierras arables o cultivos perennes expresado como toneladas/1000 ha
Suelo	Erosión de suelos	Promedio de erosión de suelos expresada grados de erosión según escala GLASOD
	Degradación de suelos – escala (UNEP, 1991)	Promedio de degradación de suelos expresada como degradación de la tierra en escala GLASOD
	Carbono en suelos superficiales	Promedio de contenido de carbono como % de peso de capa arable
Agua	Uso del agua en la agricultura	Extracción de agua para uso agrícola cómo % de la extracción total de agua

Cuadro 3.4: Fuentes de información permanente para los indicadores utilizados en la FAO.

Áreas temáticas	Base de datos	Ejemplos de datos obtenidos
Clima	CLIMPAG/ FAOCLIM-Net	Precipitación, Evapotranspiración, Temperatura, Presión de vapor, Velocidad del viento
Agua	AQUASTAT	Precipitación media, Recursos Hídricos Totales Renovables, Extracciones Agrícolas
Tierra y agua	Tierra y agua Digital Media Series	Mapa global de las zonas de regadío, base de datos de suelos, mapa digital de suelos del mundo y propiedades de los suelos derivadas
Agricultura	Agro-MAPS	Producción, superficie cosechada, rendimiento de diferentes cultivos (1981-2001). Grandes lagunas de datos.
Ambiente, tierra, productividad y población	FGGD (Inseguridad alimentaria, Pobreza y ambiente Global Global GIS Database)	Zonas del mundo con duración del período vegetativo (LGP), Coeficiente de variación (CV) de la duración del período vegetativo (LGP), 1901-1996
Ambiente y población	GEONETWORK Catalogo	Cambio mundial de la productividad primaria neta (1981-2003); Mapa mundial de las zonas de regadío
Ganadería	GLW (Tablas de Ganado en el mundo)	Densidad de ganado, Sistemas de producción ganadera
Estadísticas agrícolas	FAOSTAT	Estadísticas sobre: producción, comercio, precios, tierras, silvicultura, población, fertilizantes, pesticidas.
Forestales	FRA (Evaluación de los recursos forestales)	Zonas forestales, características, política, tendencias, gestión. FIRMS (Sistema de seguimiento de los recursos pesqueros)
Pesca	FI Stat. Estadísticas de existencia, pesca, comercio y fletes	Situación y tendencias de los recursos pesqueros, características de los recursos y de la pesca, medida de gestión

V.a Aplicación de la metodología MRV

Con la denominación **MRV** (Sistema de Monitoreo, reporte y verificación) se conocen a los indicadores de impacto agrupados bajo un sistema de gestión que involucra el seguimiento o monitoreo (M), el reporte o informe (R) y la verificación (V). Lleva implícito un sentido de ser más transparente en informar al público, es decir aparece como un aspecto central la difusión de los resultados. Se busca, de esta forma, identificar los puntos fuertes y débiles del rendimiento de la agricultura y la necesidad de mejora, como a través de políticas gubernamentales, incentivos de la agroindustria y servicios de extensión. Además, supervisa los avances y la eficacia de las acciones públicas.

La propuesta consiste en organizar un sistema de publicación regular cada 2 a 5 años, del estado y rindes agropecuarios de sistemas/campos reales de diferentes regiones, donde se remarcan los avances para cada caso. Todo este sistema de gestión se hace bajo protocolos aprobados y aceptados, donde se eligen los mejores indicadores bajo un criterio de selección establecido que es respaldado por una base científica, detallando los datos necesarios para sus cálculos. Se especifica la forma de recolectar la información, cómo procesarla y cómo se presentan los informes, donde todo debe ser factible en términos de disponibilidad de datos actuales o previstos, fáciles de interpretar y de comunicar. Se detalla cómo se debe realizar el control de calidad y verificación de los mismos. Todo se enmarca en que tengan costos adecuados a la información que brindan, que sean pertinentes para tomar decisiones políticas y que, si eventualmente deben cambiarse, se pueda realizar con cierta facilidad.

Uno de los marcos conceptuales que se ajustan a esta propuesta es el marco DPSIR. Algunos posibles datos requeridos serían: Datos de actividad (superficie de tierra, número de animales, producción de leche), que se puedan conseguir mediante censos, encuestas, imágenes por satélite, entrevistas con una periodicidad entre 1 y 4 años. También se pueden obtener datos que tengan un respaldo científico, expresados como coeficientes (coeficientes de excreción, coeficientes de conversión de alimentos, coeficientes/factores de emisión), modificados cada 5 a 10 años. Existen otros datos que resultan, a su vez, de recolección en las explotaciones agropecuarias (flujos de C, N y P) donde se pueden establecer períodos más largos. Para este caso se puede poner de ejemplo 14 indicadores ambientales que se están utilizando para el monitoreo de ciertos subsistemas, como ser el almacenamiento del estiércol en relación con la posibilidad de contaminar el agua subterránea y la atmósfera. Se tienen en cuenta los siguientes indicadores: cobertura del suelo, calidad del suelo, prácticas de cultivo, erosión de suelos, nitratos en agua de infiltración, riesgo de lixiviación de P, consumo de fertilizantes nitrogenados, riego, manejo de cultivos, balance de N, tipos de almacenamiento de estiércol, manejo de la ganadería, emisiones de GEIs y emisiones de NH_3 (Oenema, 2017).

Otro de los aspectos a tener en cuenta es la forma en que se realizan los informes, ya que es requisito su transparencia; su comparación con otras fuentes de información y con otras regiones; que sirvan para evaluar progreso a lo largo del tiempo en función o no de la eficacia de las políticas agroambientales; y finalmente, que puedan publicarse a escala internacional. Este nuevo sistema de gestión está implementándose en varias regiones del planeta (ONU, 2014).

VI. USO DE MATRICES

Dentro de las metodologías que se pueden utilizar para elegir un indicador se encuentran las matrices de interacción (causa-efecto) (Leopold et al., 1971). Este tipo de matrices se utilizan, también, para evaluar el impacto ambiental de un proyecto. La matriz recoge, por un lado, diferentes acciones y por otro, su potencial impacto, describiendo dichas interacciones en términos de magnitud e importancia. Uno de los aspectos destacables de esta metodología es que no hay

un número fijo de **acciones** y de **factores ambientales,** sino que puede extenderse el número de ambos, así como también contraerse. Por esta propiedad que tienen de poder expandirse o contraerse en la cantidad de factores considerados, son valoradas como herramientas muy elásticas.

A partir de estas matrices se pueden relevar aquellas acciones más importantes en base a sus efectos sobre el ambiente, y tratar de determinar los indicadores que mejor reflejan dichos efectos (Girardin et al., 2000). Además, permiten cuantificar situaciones subjetivas. Se podría considerar el caso de evaluar en los establecimientos lecheros los impactos ambientales de diferentes prácticas, pero sin tener la forma de cómo cuantificar dichos impactos. Si se cuenta con un panel de expertos (productores, técnicos, profesionales), se puede solicitar que evalúen y puntúen cada acción en su relación con el ambiente, por ejemplo, en un rango entre menos 3 y más 3; -3 sería el impacto más negativo y +3 el impacto más positivo de dicha acción sobre el ambiente (Cuadro 3.5). De esta manera, teniendo sus respuestas, se las puede promediar y obtener una primera cuantificación de esa acción en el medio, desde allí se puede valorar cómo se percibe ese impacto y qué acciones serían las más importantes para priorizar.

Cuadro 3.5: Ejemplo de uso de una matriz para establecer como una acción puede impactar positiva o negativamente

	EVALUACIÓN						
ACCIÓN	-3	-2	-1	0	1	2	3
Mayor carga animal							
Siembra directa							
Laguna de Efluentes							
Mayor producción láctea individual							

Una matriz de estructura ambiental puede ser usada, no solo para asignar la importancia de las acciones a los efectos ambientales, sino también para visualizar la situación actual y la escala de gestión. Pueden ser utilizadas, además, para categorizar dos criterios diferentes, como podrían ser, el geográfico y el predial. En este caso se estudia el **riesgo** de cada una de las acciones (que está siempre latente y cada uno lo percibe en forma diferente), y de si éste es mucho o poco al tomar una decisión. Si bien existen muchas definiciones de lo que es riesgo y este capítulo no plantea discutir todos los alcances, definiremos **riesgo** como la probabilidad de obtener un resultado desfavorable debido a la incertidumbre de no conocer la respuesta que traerá el futuro a una acción que realizamos hoy. La **cuantificación del riesgo** es la determinación de todos los valores posibles que una variable de riesgo puede alcanzar, así como la probabilidad de ocurrencia de cada uno de ellos.

El uso de una matriz basada en el **manejo del riesgo geográfico y predial** permite, por ejemplo, caracterizar diferentes establecimientos en estratos potenciales de riesgo de contaminación, y priorizar a aquellos establecimientos que en condiciones de recursos económicos limitantes logren que, por cada peso invertido, la devolución a la sociedad represente la mayor prevención de la polución (La Manna y Malcuori, 2007, Herrero et al., 2017). Este tipo de matriz compara el riesgo geográfico dado por la ubicación del problema a resolver (sala de ordeño de un establecimiento lechero, laguna de tratamiento de efluentes, etc.) con las características intrínsecas del manejo del predio e infraestructura, qué hace y qué tiene el productor, llamado en esta instancia riesgo predial.

En la parte correspondiente al riesgo geográfico, la matriz puede mostrar en forma gráfica, si el problema a resolver (manejo y acumulación de efluentes/purines de la instalación de ordeño), está sobre zona de recarga de acuíferos, cuál es el tipo de textura de los suelos, la distancia a cursos de agua, distancia a tomas de aguas para la población tanto aguas arriba como aguas abajo, distancia al acuífero freático y ubicación del sistema de tratamiento de efluentes/purines con respecto de alguna fuente de agua superficial. Según combinaciones de estas características en relación al problema, se clasifica en Riesgo geográfico Alto, Medio y Bajo. Para el riesgo predial se toma en cuenta el manejo, las instalaciones y logística, qué hace y qué tiene el productor (número de vacas en ordeñe, si tiene patio o plaza de comidas con tratamiento para los residuos, si existe posibilidad de escurrimiento superficial desde las instalaciones, horas de ordeñe, las instalaciones de ordeñe, caminería, uso de agua de limpieza, etc). Se puede clasificar este riesgo desde el punto de vista de este ejemplo que es el manejo de los efluentes/purines de la instalación de ordeño en Riesgo predial Alto, Medio y Bajo, según combinación de las características enunciadas. Finalmente, el riesgo de contaminación se calcula por la multiplicación de los factores valorados por el panel de expertos o a partir de trabajos que cuantifiquen su importancia relativa. Según la combinación de riesgos predial y geográfico, se pueden clasificar y priorizar los diferentes casos de acuerdo al riesgo de contaminación. En la Figura 3.4 se puede ver en forma gráfica, el esquema de conformación de los componentes de la Matriz, para luego lograr ubicar en la misma, cada establecimiento lechero analizado, como el caso descripto, según el manejo y acumulación de los efluentes o purines (La Manna y Malcuori, 2007).

La descripción realizada muestra una herramienta para priorizar acciones de acuerdo a los posibles resultados económicos o al retorno que éstas traerán a la gestión de predios rurales o a cuencas hidrográficas. Mediante el enfoque de cuantificación del riesgo se llega a comprender las acciones y factores ambientales relevantes para así determinar los indicadores prioritarios a ser evaluados. A continuación, se presentan casos de aplicación.

Esta propuesta fue aplicada al manejo de la cuenca del Rio Santa Lucía, cercano a la ciudad de Montevideo, dada la incidencia de la erosión de suelos por prácticas agrícolas inadecuadas y contaminación por volcado de efluentes de establecimientos lecheros, para poder encontrar aquellos puntos críticos a manejar de forma prioritaria.

		Riesgo área geográfica		
		Bajo	Medio	Alto
Riesgo Predial	Bajo	BB	BM	BA
	Medio	MB	MM	MA
	Alto	AB	AM	AA

Riesgo A=Alto, M=Medio, B=Bajo

Figura 3.4: Esquema de Matriz de riesgo geográfica – predial

En la Argentina, la misma propuesta de trabajo fue aplicada por Herrero et al. (2017) en 210 predios en cuencas lecheras de diferentes regiones (Buenos Aires, Córdoba, Entre Ríos y Santa Fe), siendo adaptada de La Manna y Malcuori (2007) a condiciones ambientales y productivas locales, con la participación de investigadores y profesionales en talleres de discusión. Los resultados ubicaron a los predios en diferentes niveles de riesgo geográfico (Bajo (10%), Medio (45%) y Alto (45%)), siendo en este último caso la textura arenosa de los suelos y la escasa profundidad al acuífero freático los factores de mayor incidencia. Cuando fueron aplicados los factores de manejo seleccionados como de riesgo predial, anteriormente mencionados, los establecimientos se ubicaron en Bajo (65%), Medio (19%) y Alto (16%). En este caso, los de riesgo Alto se caracterizaron por alto número de vacas en ordeño, uso excesivo de agua e instalaciones mal diseñadas. Al combinarse los resultados según el ejemplo de la figura 3-4 solo el 11% fueron ubicados en Alto-Alto, donde los mayores riesgos se identificaron por cuestiones geográficas y no de manejo.

VII. APLICACIÓN DE INDICADORES EN PROCESOS DE GESTIÓN RURAL PARA LA TOMA DE DECISIONES.

Desde el punto de vista ambiental, las actividades agropecuarias resultan sostenibles en la medida en que sus emisiones contaminantes y la utilización de los recursos naturales logran ser soportados a lo largo del tiempo. Como hemos profundizado en este capítulo, los impactos de estas actividades pueden analizarse y gestionarse a diferentes escalas espaciales, desde el establecimiento agropecuario hasta cuencas hidrográficas, escalas nacionales o supranacional.

Para cualquiera de los casos se requiere un enfoque sistémico adaptativo, integrado y multidisciplinar de la gestión para preservar la productividad, diversidad e integridad de un ecosistema, donde, para tener éxito, debe ser participativo, adaptativo y experimental, e involucrar a todas las partes interesadas pertinentes. Todos los métodos que referimos para el registro de datos que permitan la utilización de indicadores para la gestión son empleados, desde métodos simples como los registros de campo a la tecnología geoespacial, informática, los modelos de predicción y el meta-análisis. Especialmente en la gestión de cuencas son importantes todos éstos últimos.

Como todos los planes de gestión, requiere de pasos a seguir: a) definir correctamente el estado inicial y situación del predio o de la cuenca, b) identificar a todos los actores y sus intereses, c) determinar objetivos, indicadores a considerar y plan a desarrollar, d) aplicar el plan y e) revisar éxitos, fracasos y re-ajustar el plan durante su desarrollo.

A continuación, haremos algunas consideraciones para ejemplificar la gestión a escala de predios y de cuencas.

VII.a. Gestión de predios rurales

Los predios constituyen la unidad básica para la acción y para su consecuente gestión. A nivel de establecimiento se optimizan los procesos de producción, minimizando insumos y emisiones. Varios trabajos han demostrado que en indicadores como las Huella del agua y la del Carbono, entre el 80 y 90% de las emisiones se producen en esta escala predial. Los métodos de evaluación de un establecimiento se basan en la suma de lo que ocurre en cada lote o potrero, o bien en un enfoque de la explotación en su conjunto, como el enfoque del balance de nitrógeno a escala de predio (Payraudeau & van der Werf, 2005). Se han propuesto diferentes métodos para evaluar impactos ambientales en los predios agropecuarios (Girardin et al., 2000, Van der Werf et al, 2002).

Debido a la multiplicidad de indicadores destinados a evaluar la sostenibilidad de los predios y sistemas ganaderos, es necesario aplicar un proceso de selección transparente y documentado

para evitar decisiones arbitrarias y garantizar la credibilidad de la evaluación realizada. Para el caso de IA se requiere de la obtención de datos, muchos de ellos sobre las prácticas de los agricultores que, si bien resultan fáciles de obtener, tienen baja predicción de los impactos ambientales. Por el contrario, los indicadores para la evaluación de la dimensión económica y hasta social resultan más fáciles de evaluar (Lebacq et al., 2013). Según varios autores, tanto el desarrollo como la selección de los métodos de evaluación a ser utilizados resultarían esenciales para cualquier toma de decisiones para el manejo de un establecimiento. Es raro encontrar autores que reconozcan que los resultados obtenidos dependen no sólo de las características de los sistemas comparados, sino también del método de evaluación utilizado (Van der Werf et al., 2007).

El proceso de evaluación requiere de etapas de definición metodológica: a) definición del objetivo global del método (escalas espaciales, usuarios, dimensiones económicas y sociales a considerar); b) definición de los objetivos ambientales específicos (por ejemplo, reducción del uso de energía, reducción de las emisiones de nitrato o mantenimiento de la calidad del suelo); 3) definición del sistema a analizar, considerando los impactos directos del sistema o los impactos indirectos de la producción de insumos por parte del sistema; 4) construcción o identificación de indicadores para cada objetivo donde se requiere de un conjunto de indicadores que sirvan de criterios de evaluación y 5) cálculo de los resultados, donde los valores de los indicadores se calculan para cada uno de los sistemas de producción o escenarios que se pretenda considerar o comparar.

Un estudio realizado por Van de Werf et al (2007) presenta cinco métodos de evaluación de predios que se encuentran bien documentados (DIALECTE[7], Huella Ecológica, Gestión Ambiental para la Agricultura (Lewis and Bardon, 1998), FarmSmart (Tzilivakis and Lewis, 2004) y Evaluación del Ciclo de Vida) aplicándolos a un estudio de caso de tres escenarios de explotaciones porcinas. Estos métodos se diferencian en relación a su objetivo global (evaluación del impacto frente a la adhesión de buenas prácticas), el número y el tipo de cuestiones ambientales que tienen en cuenta, la forma en que definen el sistema que será analizado, el modo de expresión de los resultados (para el conjunto de la explotación, por unidad de superficie o por unidad de producto) y el tipo de indicadores utilizados (indicadores de presión, de estado o de impacto). Los tres escenarios de explotaciones porcinas que se compararon fueron: establecimientos que aplican las buenas prácticas agrícolas (BPA) convencionales, un escenario de etiqueta de calidad y un último de agricultura ecológica. Se utilizaron los métodos para clasificar los tres escenarios en función de sus impactos ambientales. La clasificación relativa de los tres escenarios mediante los indicadores utilizados varió considerablemente en función del tipo de sistema, de las características del método de evaluación utilizado y del modo de expresión de los resultados. Cuando se utilizó la expresión por unidad de superficie, el peso relativo tuvo una preferencia por sistemas de bajos insumos y productos, situación que puede reducir los impactos a nivel regional, pero puede crear la necesidad de un uso adicional de la tierra en otros lugares, dando lugar a impactos adicionales. Por otra parte, al utilizarse únicamente la relación impacto/producto unitario puede conducir a una preferencia por los sistemas más intensivos, de altos insumos y alta producción, que, cuando se concentran a escala regional, han demostrado causar importantes problemas de contaminación. La recomendación de los autores es utilizar métodos de evaluación que expresen sus resultados tanto por unidad de superficie como por unidad producto, ya que resultan complementarios.

Por último, cuando se comparan las explotaciones a partir de los indicadores, hay que estudiar detenidamente la influencia de variables de estructura del predio o de variables de manejo. También, considerar una posible red jerárquica de causa-efecto entre los mismos (Ondersteijn et al, 2003).

[7] DIALECTE: https://solagro.org/travaux-et-productions/outils/dialecte

VII.b. Gestión de cuencas hidrográficas

Una cuenca hidrográfica es un área de captación o de drenaje la cual puede gestionarse mediante el enfoque integrado para garantizar la preservación, conservación y sostenibilidad de todos los recursos terrestres, y para mejorar las condiciones de vida de la población. Es, simplemente, el área total de tierra por encima de un determinado punto de un arroyo o un río que drena más allá de ese punto (Brooks *et al*. 2013). Una cuenca es también una unidad de respuesta hidrológica, una unidad biofísica y un ecosistema holístico en términos de los materiales, la energía y la información que fluyen a través de ella. Por lo tanto, además de ser una unidad útil para los análisis físicos, también puede ser una unidad socioeconómica-política adecuada para la planificación y aplicación de la gestión. Las cuencas hidrográficas pueden tener un tamaño que va desde miles de kilómetros cuadrados hasta una pequeña zona drenada por un arroyo.

La cuenca incluye todos los recursos naturales, el agua, los suelos y la vegetación, así como las personas, los sistemas agrícolas, el ganado y sus interacciones. El ciclo hidrológico es el principal ciclo natural de una cuenca hidrográfica, que desencadena muchos procesos y ciclos naturales, incluyendo la contaminación.

En la actualidad, el enfoque de gestión de cuencas hidrográficas es cada vez más utilizado para abordar los problemas relacionados con los ecosistemas naturales, humanos y agrícolas (Wang *et al*., 2016), donde los procesos se desencadenan en ida-vuelta y/o causa-efecto. Los habitantes se ven afectados por las interacciones del agua y otros recursos naturales y, a la inversa. Los agroecosistemas, con el aumento de la población humana, generalmente en contexto de urbanización, demandan más agua y es entonces que exigen este tipo de gestión integrada (Abeysingha, 2019). A nivel mundial, el enfoque de gestión de cuencas hidrográficas se está utilizando para el control de la contaminación y las inundaciones, la mitigación de la sequía, la conservación de la biodiversidad y la gestión de los ecosistemas (Wang *et al*., 2016).

Si bien la gestión de las cuencas tiene historia desde el 2000 AC, y aún antes del desarrollo de la llamada media luna fértil (región entre el río Éufrates y Tigris), los primeros escritos para utilizar y conservar el agua de las montañas, los pozos, los ríos, y también el agua de lluvia para su uso en la bebida, la agricultura y la industria, se hallan en el Atharva Veda (texto religioso hinduista). Éstos se consideran los principios de gestión para las cuencas, con antigüedad datada en el 800 A.C. (Herrero, 2003). Un ejemplo de los resultados de una mala gestión corresponde al Mar de Aral, donde se desviaba agua en exceso para los cultivos de algodón desde 1950, haciendo que los impactos de la evaporación lo fueran reduciendo, progresivamente, hasta el 90% de su superficie y de su volumen, llevando a pueblos aislados, extinción de peces y aumento de enfermedades. Este desastre fue revelador sobre la importancia del enfoque integrado para la gestión (Wang et al. 2016).

En resumen, la gestión integrada de las cuencas hidrográficas es el proceso de creación e implementación de planes, programas y proyectos para mantener y mejorar las funciones de las cuencas hidrográficas. Estas deberían proporcionar los bienes, servicios y valores deseados por la comunidad que la integran (productores agropecuarios, sectores urbanos, sector industrial, infraestructura, entre otro) afectada por las condiciones dentro de los límites de una cuenca. Los procesos de integración son complejos, e incluyen componentes dentro (por ejemplo, río arriba, río medio, río abajo) y fuera de la cuenca, afectando tanto a factores naturales como a los creados por el hombre. La integración genera la necesidad de planificación de la gestión de múltiples recursos que buscan el equilibrio de las condiciones ecológicas, económicas y culturales/sociales saludables dentro de una cuenca.

VIII. REFLEXIONES FINALES

En este capítulo se señalaron los interrogantes a los que se deben responder en la construcción de los IA, y se recorrieron las restricciones para resolverlos, en relación con la falta de disponibilidad de datos primarios que obligan a recurrir a la estimación de los valores o a la utilización de indicadores indirectos. Es una necesidad la disponibilidad de datos primarios confiables y de calidad, para luego poder evaluar cómo fue utilizado el indicador, qué impacto ha producido y cómo se pueden mejorar los procesos de comunicación e interpretación. La información incorrecta lleva a una interpretación imperfecta. Es entonces que los desafíos se deben focalizar en minimizar los errores en los registros de datos, en el diseño de metodologías acordes al problema, e incluso, en el instrumental que permita realizar la toma de datos requeridos, la validación de los indicadores adecuados minimizando la subjetividad y desarrollando un proceso de construcción de calidad.

Los estudios que requieren indicadores a nivel nacional y continental, pueden llevarse a cabo para realizar una presupuestación nacional y global, pero se pueden presentar problemas cuando se pretende utilizar información a escala de predios, dado que se requiere información agregada en mapas, estadísticas agrícolas y bases de datos nacionales e internacionales. Cuando se extrapolan flujos, por ejemplo, de nutrientes, los procedimientos utilizados pueden llevar a la pérdida de información y/o a un sesgo en los resultados.

Es muy importante considerar cómo se relacionan y qué posibilidades de utilización tienen los IA a diferentes escalas. No es posible considerar iguales indicadores para analizar un mismo aspecto en un establecimiento agropecuario que en una región o en un país o en una cadena productiva. Cada situación es diferente, está situada en un contexto específico y por lo tanto será necesario realizar un diseño que se adecue a todas las particularidades que se presenten con modelaciones específicas.

Finalmente, otro aspecto importante es cómo gestionar de forma integrada los programas o proyectos considerando el uso de IA. La integración genera la necesidad de planificación de la gestión de múltiples recursos que busca el equilibrio de las condiciones ecológicas, económicas y culturales/sociales mediante un enfoque sistémico adaptativo, integrado y multidisciplinar de la gestión. Busca preservar la productividad, diversidad e integridad de un ecosistema, el cual, para tener éxito, debe ser participativo, adaptativo y experimental, e involucrar a todas las partes interesadas que resulten pertinentes.

En definitiva, la selección y construcción de los IA acorde a una escala definida, afectará a los planes de gestión ambiental. Estos indicadores que deberán definir correctamente el estado y situación de una región, y hasta de un predio, identificando a todos los actores y a los intereses y objetivos de los beneficiarios, para así aplicar el plan y, posteriormente, revisar éxitos y fracasos, y reajustarlo durante su desarrollo, si fuese necesario.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Abeysingha, N.S (2019) Watershed as a Unit for Managing Environmental Issues in Agro-Ecosystems in Sri Lanka. Sri LankanJournal Of Agriculture and Ecosystems1(2): 1-3

AEMA (Agencia Europea de Medio Ambiente), Sección indicadores ejemplos y gráficos Consultado enero 2022. https://www.eea.europa.eu/ims

Bockstaller, C. & Girardin, P. (2003) How to validate environmental indicators. Agricultural Systems, 76 (2):2389-653

Brooks, KN; Folliott, PF; Magner, JA (2013) Hydrology and the management of watersheds, 4th edn.Wily-Blackwell, Ames, p 552

Caulier-Grice J., Mulgan G., Murray R., (2010) The open book of social innovation. London, The Young Foundation, Nesta& The Lab

Cobo, JG.; Dercon, G.; Cadish, G. (2010) Nutrient balances in African land use systems across different spatial scales: A review of approaches, challenges and progress. Agric. Ecosystem & Environ. 136 (1-2), 1-15

Dale, V.H. and Beyeler, S.C. (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. Ecological Indicators, 1 (Issue 1), 3-10,

Dalgaard, T., Hutchings, N.J., Porter, J.R., 2003.Agroecology, scaling and interdisciplinarity. Agriculture, Ecosystems and Environment 100, 39–51

Donnelly, A.; Jones, M.; O'Mahony,T.; Byrne, G. (2007). Selecting environmental indicator for use in strategic environmental assessment. Environmental Impact Assessment Review, 27 (2): 161-175

ENRD (European Network for Rural Development) access 12/10/2021 https:// enrd.ec.europa.eu/home-page_en

Estuardo Cevallos, G.; Vernaza, G.; Intriago, H. (2016) Indicadores y dimensiones de la gestión ambiental su impacto en la competitividad territorial. Revista: DELOS Desarrollo Local Sostenible, 25 (febrero 2016). En linea: http://www.eumed.net/rev/delos/25/indicadores.html

FAO (2013) Sustainability assessment of food and agriculture: Indicators.[En linea] Disponible desde: http://www.fao.org/fileadmin/templates/nr/sustainability_pathways/docs/SAFA_Indicators_final_19122013.pdf

FAO (2014a) Sustainble assessment of food and agriculture: Guidelines. [En linea] Disponible desde: http://www.fao.org/3/a-i3957e.pdf

FAO (2014b) Sustainability assessment of food and agriculture systems: Tool. User manual. [En linea] Disponible desde: http://www.fao.org/3/a-i4113e.pdf

Girardin, P.; Bockstaller, C.; Van der Werf, H. (2000). Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO*ECO method, Environmental Impact Assessment Review, 20 (Issue 2), 227-239.

GLASOD, UNEP (1991) Global assessment of Human Induced soil degradation. Consultado diciembre 2021. https://www.isric.org/projects/global-assessment-human-induced-soil-degradation-glasod

Herrero, M.A., Vankeirsbilck, M.I., Maekawa, M., Charlon, V., González Pereyra, A.V., Varillas, G., Tieri, M.P. y La Manna, A. (2017) Indicadores geográficos y prediales para evaluar el riesgo ambiental de tambos comerciales mediante una matriz. Rev. Arg. Prod. An. 37 (Supl. 1): pp.218

Herrero, MA. (2003). La Universidad y la producción de conocimientos para «problemas»: El caso del agua. Tesis de Maestría. Universidad de Buenos Aires, Centro de Estudios Avanzados.

Huffman, E., Eilers, R. G., Padbury, G., Wall, G., & MacDonald, K. B. (2000). Canadian agri-environmental indicators related to land quality: integrating census and biophysical data to estimate soil cover, wind erosion and soil salinity. Agriculture, ecosystems & environment, 81(2), 113-123.

ISO. 2006. ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. Geneva, International Organization for Standardization. 46 pp.

ISO. 2014. ISO 14046: Environmental management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines. Geneva, International Organization for Standardization. 72 pp.

Jägerbrand AK & Bouroussis CA. (2021). Ecological Impact of Artificial Light at Night: Effective Strategies and Measures to Deal with Protected Species and Habitats. *Sustainability*. 13(11):5991

La Manna, A., Malcuori, E. (2007). Uso de un modelo basado en el manejo del riesgo para

priorizar casos ambientales. Ejemplo de una matriz de riesgo aplicada al manejo y almacenamiento de efluentes de tambos. Revista INIA, 2007, no. 11, pp. 41-42. http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/6854/1/Revista-INIA-11-p.41-42.pdf

Lebacq, T., Baret, P.V. & Stilmant, D. (2013). Sustainability indicators for livestock farming. A review. Agron. Sustain. Dev. 33, 311–327. https://doi.org/10.1007/s13593-012-0121-x

Leopold, L. B., F. E. Clarke, B. B. Hanshaw, and J. E. Balsley. (1971). A procedure for evaluating environmental impact. U.S. Geological Survey Circular 645, Washington, D.C.

Lewis, K.A., Bardon, K.S. (1998). A computer-based informal environmental management system for agriculture. Environ. Modell. Software 13, 123–137.

Oenema, O. (2017). Environmental Performance Indicators (Conference Presentation). Universidad Nacional de Córdoba, Argentina

Oenema, O., Heinen, M. (1999). Uncertainties in nutrient budgets due to biases and errors. In: Smaling, E.M.A., Oenema, O., Fresco, L.O. (Eds.), Nutrient Disequilibria in Agroecosystems: Concepts and Case Studies. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, UK, pp. 75–97

Ondersteijn, C.J.M.; Beldman, A.C.G.; Daatselaar, C.H.G.; Giesen, G.W.J.; Huirne, R.B.M. (2003) Farm structure or farm management: effective ways to reduce nutrient surpluses on dairy farms and their financial impacts. Livestock Production Science 84 (2003)2

Organización de las Naciones Unidas ONU, (2014). Handbook on Measurement, Reporting and Verification for developing country Parties.United Nations Framework Convention on Climate Change.Report.

Payraudeau, S., van der Werf, H. M.G. (2005) Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. Agriculture, Ecosystems & Environment, 107 (1): 1-19

Priorr, HP. (2003). Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators Agriculture, Ecosystems and Environment 98 ,17–33

Quiroga Martínez, R. (2009). Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe. CEPAL - Serie Manuales No 61. Consultado diciembre 2021 https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/5502/1/S0900307_es.pdf

Tzilivakis, J., Lewis, K.A. (2004). The development and use of farm-level indicators in England. Sustain. Dev. 12, 107–120

van der Werf, H.M.G., Petit, J. (2002). Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. Agric. Ecosyst. Environ. 93, 131–145.

van der Werf, H.M.G., Tzilivakis, J., Lewis, K., Basset-Mens, C. (2007) Environmental impacts of farm scenarios according to five assessment methods. Agriculture, Ecosystems and Environment 118 (2007) 327–338

Veldkamp, A., Kok, K., De Koning, G.H.I., Schoorl, J.M., Sonneveld, M.P.W., Verburg, P.H., 2001. Multi-scale system approaches in agronomic research at the landscape level. Soil and Tillage Research 58, 129–140.

Wang G.; Mang, S.; Cai, H.; Liu, S.; Zhang, Z.; Wang, L.; Innes, JL. (2016). Integrated watershed management: evolution, development and emerging trends. J. For. Res. 27, 967–994 (2016).

CAPÍTULO 4

INDICADORES PARA USO DE NUTRIENTES

Susana B. Gil
M. Alejandra Herrero

I. INTRODUCCIÓN

Los efectos ambientales que se producen como consecuencia de los diferentes factores de producción se manifiestan como cambios en distintos componentes de los sistemas agropecuarios, así como en sus funciones ecológicas, por ejemplo, el ciclado de nutrientes (Steinfeld, et al., 2006). En este capítulo, si bien el abordaje de los indicadores es aplicable a los nutrientes en general, la explicación y ejemplos estarán direccionados hacia el nitrógeno (N) y el fósforo (P).

A través de indicadores correctos, varios de estos efectos a nivel de nutrientes en el ambiente, pueden analizarse y monitorearse. Por ejemplo, la metodología denominada de contabilización de ingresos y egresos (IOA) de insumos a nivel de predio en países de Europa; evaluación del balance de N predial y de indicadores de eficiencia asociados; el estudio de los flujos de nutrientes dentro del sistema productivo y entre regiones y países, y sus correspondientes balances; el manejo de nutrientes a escala de potrero, predio y región, evaluados a través de los balances y relacionados con el suelo y la emisión de gases de efecto invernadero (Gibbons et al., 2014). El enfoque de Ciclo de Vida aplicado a cuantificar los flujos de nutrientes en toda la cadena de producción es una metodología semejante a la del último ejemplo (Food and Agricultural Organization of the United Nations [FAO], 2018). En Argentina, los primeros trabajos de evaluación de los balances de N y de P y de los riesgos de contaminación de agua, a nivel de región, fueron realizados por Viglizzo, et al. (2002).

El desarrollo de indicadores de sustentabilidad y de comportamiento ambiental favorece la comprensión de la dinámica de nutrientes en el medio y de las transferencias entre sectores. Se pueden afectar distintas áreas del establecimiento y del ambiente al mismo tiempo, pero en formas distintas. Así, la transferencia puede degradar el suelo en un área determinada (superficies de cosecha de grano/forraje) y contaminar por acumulación suelo y/o agua en aquellos sectores donde son alimentados los animales (áreas de mayor concentración) (Herrero et al., 2006; Koelsh y Lesoing, 1999; Laws et al., 2000). La identificación de los flujos de nutrientes y minerales resulta fundamental para identificar los puntos críticos y para aplicar estrategias de manejo de la alimentación y de los fertilizantes (Castillo et al., 2013; Domburg et al., 2000; Knowlton et al., 2004) y de los residuos orgánicos, estiércol principalmente (Bolton et al., 2004; Burón Alfano et al., 2009).

Los bovinos, como integrantes de los sistemas productivos, restituyen al suelo entre un 75% y 95% de los nutrientes de la ingesta a través de sus deyecciones, remanente de forraje sin comer, o por pérdidas durante la ingesta (Tamminga, 1996; Van Horn et al., 1996; White et al., 2001). El N es retenido en menor medida por el animal comparado con el P. Por ejemplo, del 100% del N que consume una vaca lechera, solo se destina a producción de leche alrededor del 19%, un 3% se destina a crecimiento de tejidos y funciones de mantenimiento del animal, y el remanente se elimina al ambiente (Van Horn et al., 1996).

II. CICLADO DE NUTRIENTES

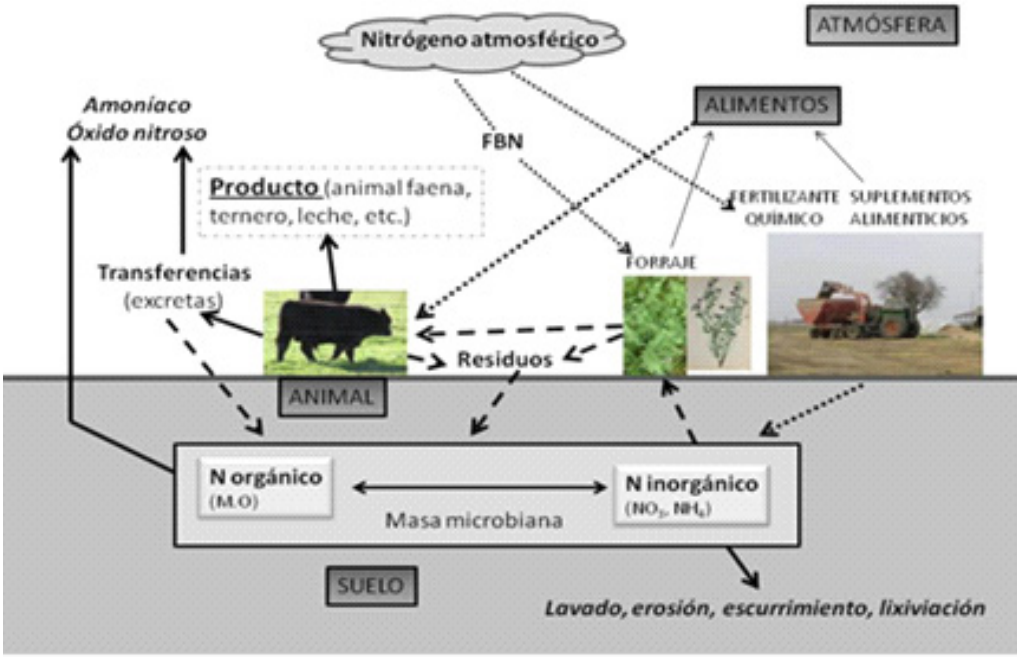
El componente animal en los sistemas ganaderos, aunque tiene una pequeña proporción de los nutrientes del sistema, interacciona con otros componentes e interviene en la redistribución

de los nutrientes en la superficie, es decir, participa en el **ciclo de los nutrientes**. El ciclo o ciclado de nutrientes hace referencia al movimiento de los mismos en un ecosistema, dentro y entre los componentes biológicos y no biológicos del mismo. Ocurre entre muchos compartimentos y resulta complejo, especialmente cuando interviene la ganadería, ya que incorpora un sistema metabólico adicional al ciclo suelo-planta-suelo (Pfeffer y Hristov, 2005; Scholefield et al., 2007). Los ciclos se clasifican en Cerrados y Abiertos. En los Ciclos Cerrados casi no ocurren intercambios del ecosistema con reservorios externos al mismo (alto ciclado interno, baja productividad). En ganadería, aunque no llegan a ser ciclos cerrados porque hay salida de producto, los mínimos intercambios ocurren en la actividad de cría ovina y bovina en campos naturales. En los Ciclos Abiertos resultan relevantes los intercambios con compartimentos externos al ecosistema (transferencias de nutrientes desde y hacia el ecosistema productivo). Los sistemas son más productivos, los nutrientes no se reponen en forma homogénea y parte de los mismos se traslada a sectores no productivos (corrales, callejones, etc.) (White et al., 2001). En ganadería estarían representados por los sistemas semiintensivos y mixtos, en los cuales aparece la suplementación y fertilización como principales fuentes proveedoras de nutrientes. El principal exponente de un ciclo abierto es el sistema intensivo (feedlot, cerdos en confinamiento, galpón de pollos, etc.).

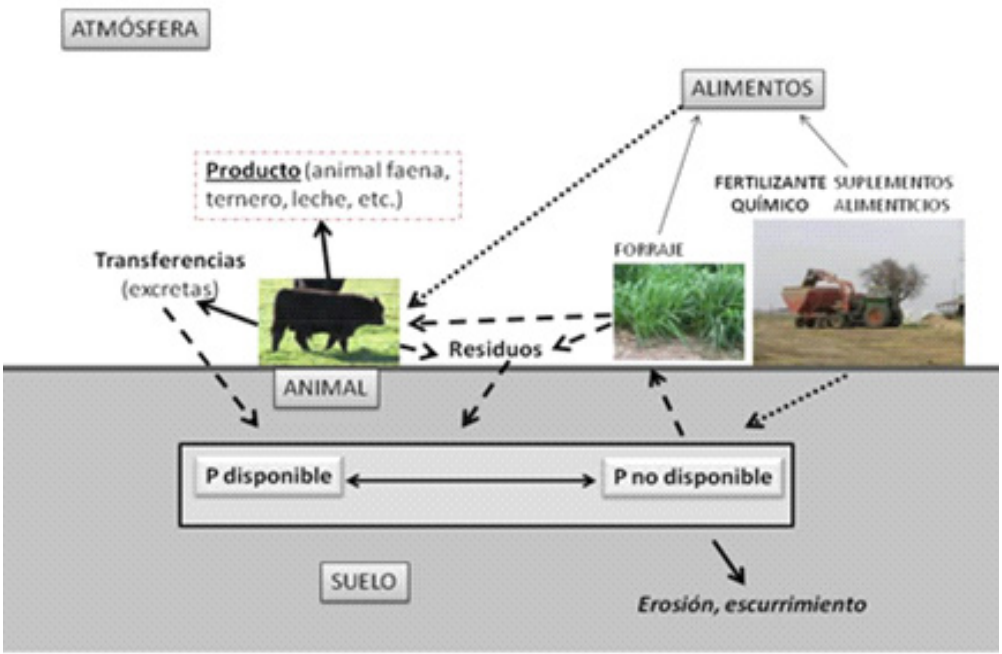
Los nutrientes más estudiados a nivel agropecuario, por su influencia a nivel ambiental y productivo, han sido **el nitrógeno y el fósforo**. En el ciclo del **nitrógeno** (figura 4.1a) intervienen los compartimentos suelo, planta, animal y atmósfera. Los mayores ingresos de N al sistema ocurren por fijación biológica por leguminosas (FBN) de pasturas implantadas por el hombre, y en menor medida por la FBN de leguminosas en recursos vegetales naturales, por fijación no simbiótica directamente al suelo y por deposición atmosférica. Dependiendo del grado de intensificación, el N ingresa del exterior del predio a través de fertilizantes nitrogenados y por suplementos alimenticios para el ganado. La actividad enzimática de la masa microbiana descompone la materia orgánica (plantas, organismos muertos, orina, materia fecal animal) proveyendo así, de N disponible y asimilable a las plantas y microorganismos, retornando en parte nuevamente al pool de N orgánico del suelo. El N sale del sistema a través de los animales y/o sus productos (leche, lana, etc.), y se pierde por volatilización como amoníaco, por lixiviación como nitrato, y en menor medida por desnitrificación originando óxido nitroso (gas de efecto invernadero). También se pierde por erosión en sistemas ubicados en áreas con pendientes importantes, suelos compactados o degradados y desnudos, que favorecen estos procesos aún sin pendientes pronunciadas (Hatch et al., 2002; Mc Neill y Unkovich, 2007; Pfeffer y Hristov, 2005; Schröder et al., 2005).

En el ciclo del **fósforo** (figura 4.1b) intervienen los compartimentos suelo, planta y animal. No existe fijación desde la atmósfera y la deposición puede llegar a ser despreciable. Las fuentes de P para los sistemas pastoriles son los fertilizantes fosforados (minerales y orgánicos). Puede ingresar, además, con los suplementos alimenticios y mediante la compra de animales. Dentro de las deyecciones del ganado, las heces tienen mayor concentración de P que la orina, retornando así al suelo, aunque en forma poco homogénea (Haygarth et al., 1998). En el suelo el P se puede encontrar en formas inorgánicas solubles en una mínima proporción del P total, siendo la manera asimilable para el crecimiento vegetal. El resto se encuentra bajo formas insolubles con diferente grado de disponibilidad. Por un lado, están los fosfatos adsorbidos a los coloides del suelo, que tienen relativa labilidad para ser cedidos a la solución del suelo. Por otro lado, está el P como componente de la materia orgánica que deberá ser mineralizado por procesos bacterianos y por los hongos del suelo. Por último, está el P inorgánico insoluble como compuestos cálcicos o geles de hierro y de aluminio, cuya disponibilidad es lenta y estará relacionada a otros componentes como tipo de suelo y sus características, como el pH

y condiciones de manejo del mismo. Estos componentes son importantes para determinar el ritmo en el cual el P utilizado por las plantas será repuesto a la solución del suelo (Nash et al., 2014, FAO, 2018). La salida de P se da con los productos animales, igual que el N, aunque las cantidades involucradas son menores. Las pérdidas se originan, principalmente, por escurrimiento, erosión y menos por lixiviación. En los rumiantes, debido a la insalivación del bolo ruminal, no solo aumenta el contenido de P en las heces, sino también su solubilidad. De esta forma, se incrementa la disponibilidad del mismo para ser absorbido por las plantas, así como también la posibilidad de riesgo ambiental (Knowlton et al., 2004; Tamminga, 1996



Ciclo del nitrógeno (a)



Ciclo del Fósforo (b)

Figura 4.1: Ciclo del nitrógeno (a) y del fósforo (b) en sistemas ganaderos base pastoril (Fuente: Gil & Carbó, 2014).

IIa. Transferencias internas y externas de nutrientes

Las **transferencias de nutrientes** suceden a dos grandes niveles: interno y externo.

- **Transferencias internas**: pueden ser: a) dentro de un mismo potrero; b) dentro de un mismo establecimiento /predio (entre distintos sectores o potreros).
- **Transferencias externas**: principalmente entre establecimientos / predios. Resultan ser los ingresos y egresos en el indicador Balance de Nutrientes.

La producción ganadera de carne, base pastoril, es la menos extractiva a nivel de transferencias externas de egresos e ingresos. Sin embargo, ocurren transferencias internas si se hicieran henificados, por ejemplo, con alfalfa, y esta reserva se utiliza para ser administrada a los animales en otro potrero o corral. De esta forma, la extracción de N y P podría resultar importante en ciertos sectores (Gil et al., 2021).

Las transferencias internas, en y entre potreros o sectores de concentración de animales, se encuentran influenciadas, tanto en producción de carne como lechera, por distintos factores. Algunos ejemplos son:

- Sistema de pastoreo (carga animal, tiempo de ocupación de parcelas)
- Patrones de bosteo / orina (áreas de descanso, ubicación de aguadas)
- Condiciones del terreno como la pendiente (escurrimiento y erosión superficial)
- Suplementación en pastoreo (ubicación de áreas de distribución)
- Encierre a corral «permanente o estratégico» (densidad animal, integración en el sistema mixto) o en el caso del tambo, en particular, en instalaciones de ordeño (alta densidad animal por periodos cortos, pero repetidos en el tiempo).

El sistema extensivo con pastoreos continuos produce traslados de fertilidad a través de una distribución de deyecciones desuniformes, ya que los animales no pastorean en forma homogénea los potreros, produciéndose transferencias internas. De esta forma, la misma carga animal media, pero manejada en forma de un pastoreo rotativo más intensificado, mejora la uniformidad de la distribución de la materia fecal y orina, disminuyendo las áreas donde se concentran los nutrientes excretados (callejones, aguadas, etc.) (Laws et al., 2000).

Las transferencias de nutrientes también pueden ocurrir de un ejercicio o período productivo a otro, a lo largo del tiempo, ya que son procesos con cierta continuidad. Pueden provenir, tanto de insumos comprados como producidos en el propio establecimiento. Además, no siempre los bienes producidos (bovinos, granos, heno, etc.) salen del sistema en el ejercicio considerado. Esto determina que pueda haber productos almacenados o en stock, que si bien fueron generados no fueron vendidos en el mismo período, y por lo tanto, estos movimientos de nutrientes entre componentes del sistema no aparecen en los indicadores derivados estrictamente de los balances de nutrientes a escala de predio (Steinshamn et al., 2004). Así, el aumento de stock de cabezas de ganado (si el establecimiento no se encuentra estabilizado) resulta en un almacenamiento de N y P en el compartimiento o **componente animal** del sistema. Solamente cuando un rodeo de producción de carne está estabilizado (no crece ni disminuye), la venta o egreso de animales (kilogramos) es igual a la producción de carne (kilogramos). En los casos en que parte del grano cosechado queda en el predio para ser usado como semilla en el ejercicio siguiente o para alimentación futura del ganado, queda almacenado en el compartimiento o componente «agrícola» o en el compartimento «alimento» del sistema, respectivamente.

En relación a la distribución y transferencia de nutrientes dentro del propio sistema, se han desarrollado indicadores que refieren a la producción de carne (Gil, 2017), dado que en los casos

en que hay incremento de stock de ganado, almacenamiento de granos, etc., los indicadores que refieren a los nutrientes egresados con los productos no dan idea clara del movimiento de dichos nutrientes en el sistema productivo. Para esto es necesario analizar un predio a través de más de dos ejercicios consecutivos en el tiempo.

III. BALANCE DE NUTRIENTES

El balance de nutrientes ha sido el indicador más estudiado en los diferentes tipos de sistemas agropecuarios, a nivel internacional. Los balances expresan el ingreso de nutrientes y la administración de los nutrientes excedentes, resultando en un indicador de su manejo ambiental. Permiten conocer el potencial de los nutrientes para ser retenidos y ciclados dentro del propio sistema, valorar la magnitud del costo económico de dichos nutrientes en la producción y estimar el costo ambiental (riesgo de contaminación y de transferencia de dichos nutrientes fuera del sistema). El desbalance (o excedentes de nutrientes resultantes) puede derivar en dos caminos: 1) pérdida directa al ambiente o 2) agregado de nutrientes a las reservas del suelo desde donde puede posibilitar el riesgo de futuras pérdidas ambientales.

Los balances de N y P (como nutrientes centrales para la producción) proveen una idea de la situación del establecimiento y permiten comparar los predios según diferentes manejos, estrategias nutricionales y escalas de producción (Castillo et al., 2013; Domburg et al., 2000; Gil et al., 2009; Gourley y Weaver, 2012; Herrero et al., 2006; Koelsh y Lesoing, 1999; Nevens et al., 2006; Spears et al., 2003a, 2003b; Scholefield et al., 2007). La forma más simple de calcularlos es a través de la diferencia entre las entradas y las salidas de un determinado nutriente que ocurren en dicho sistema, en un período de tiempo. Varían de acuerdo al sistema de producción (intensivo, semiintensivo o extensivo), recursos alimenticios (pasturas, pastizales naturales, concentrados, etc.) y prácticas de manejo empleadas (principalmente fertilización y abonado) (Bassanino et al., 2007; Oenema et al., 2003; Schröder et al., 2003; Watson y Atkinson, 1999). De acuerdo a estos modelos se pueden calcular balances de otros minerales (calcio, magnesio, sodio etc.) que intervienen en los procesos productivos, incluso de algunos microelementos. El propósito es realizar ajustes en la nutrición, considerando, también, aportes minerales desde el agua de bebida para disminuir los excedentes al sistema (Castillo et al., 2013).

IIIa. Los modelos conceptuales

Existen distintos modelos conceptuales para el cálculo del balance de nutrientes, contemplando el tipo de información incluida, grado de detalle y confiabilidad de la misma. El modelo conceptual normalmente depende del propósito para el cual se calcula dicho balance: a) aumentar el conocimiento sobre el ciclo de un nutriente y las fuentes de ingreso y egreso del mismo; b) indicador de desempeño de un sistema agropecuario y para fomentar el conocimiento sobre estudios de stocks, monitoreo y de administración de nutrientes; c) herramienta regulatoria ambiental. En muchos estudios, el objetivo resulta de una mezcla de a y b, brindando información sobre el ciclado de nutrientes, contribuyendo al entendimiento de las relaciones ingreso-egreso de los nutrientes y a la evaluación y monitoreo de la efectividad de planes de manejo nutricional y de medidas agroambientales (Cherry et al., 2012). El valor que se le dé al resultado del balance como indicador de desempeño depende, también, de que existan valores base o de referencia contra los cuales contrastar. Los valores de referencia para contrastar, en el caso del N (elemento móvil en el suelo) dependerán del tipo de agroecosistema, clima, tipo de suelo. Para los nutrientes inmóviles o poco móviles, como el P, principalmente de su concentración en el suelo. Debido a estas complejidades y variabilidades, existen muy pocos valores establecidos como límites máximos. Por ejemplo, para el año 2003, en los Países Bajos, para tierras de pastoreo se había establecido como máximo, tentativamente, un balance anual de N de 140 kg N/ha/año para suelo arenoso y de 180 kg N/ha/

año para arcillosos, y para el P, 9 kg P/ha/año, independientemente del uso de la tierra (agricultura o ganadería) y del tipo de suelo (Sims et al., 2005).

Los modelos conceptuales aumentan en complejidad a medida que se incorporan los distintos flujos internos de nutrientes. Existen tres aproximaciones al cálculo de los balances que son las más frecuentemente utilizadas (Watson y Atkinson, 1999; Oenema et al., 2003), las cuales, de la más simple a la más compleja son: 1) Balance predial o del Establecimiento (BP), 2) Balance Biológico o de suelo superficial (BB) y 3) Balance Sistémico Completo (BS).

1) Balance Predial o del Establecimiento (BP): Es el de cálculo más simple. Está basado en información asiduamente registrada por el productor agropecuario en cuanto a las cantidades ingresadas y vendidas del establecimiento. Asume que las condiciones de N y P son estacionarias dentro del predio, por lo cual, cualquier valor positivo del balance considera que dicho nutriente es un excedente y se pierde al sistema. Se puede sumar un grado de complejidad luego, si este déficit o exceso (ingreso – egreso) es ajustado por posibles cambios en las reservas del nutriente en el establecimiento, y si se considera o no la estimación de la fijación de N por leguminosas. El mayor beneficio consiste en que permite analizar distintos tipos de agroecosistemas, con la misma base. La mayor limitación, es que en la forma más simple no muestra en qué compartimiento queda acumulado el nutriente ni por cuáles vías puede perderse.

***2) Balance Biológico o de suelo superficial (BB)*:** Esta forma de cálculo adiciona, además de las entradas y salidas registradas por el establecimiento, la totalidad de los nutrientes que entran al suelo a través de todos los procesos referidos desde la superficie del mismo y que egresan a través de los forrajes/cultivos que los utilizan para su crecimiento. Para el N incluye la fijación biológica (simbiótica y no simbiótica) y la deposición atmosférica. El ingreso de N vía fertilizante o estiércol es ajustado por las pérdidas por volatilización como amoníaco. También asume que las condiciones de N y P son estacionarias dentro del predio. Se puede sumar un grado de complejidad luego, si este déficit o exceso (ingreso – egreso) es ajustado por posibles cambios en las reservas del nutriente en el suelo. Esta aproximación se está utilizando como indicador de desempeño ambiental para la agricultura en algunos países de la UE, como los Países Bajos, aunque resulta controversial.

***3) Balance Sistémico Completo (BS)*:** Esta forma incorpora, además de lo que se utiliza en el balance biológico o de suelo, los flujos internos del nutriente dentro del suelo, principalmente referidos al N (mineralización e inmovilización). Incluye las pérdidas y ganancias dentro del suelo y desde el suelo. El déficit o exceso es una medida de la pérdida neta (egreso > ingreso) o excedente neto (egreso < ingreso) del sistema, o simplemente de la falta de registro del nutriente («unaccounted for»). Se puede usar para estados no estacionarios, por ejemplo, luego de un cambio en el uso de la tierra. Resulta así ser el más flexible, pero a su vez el más complejo. Permite predecir cambios en el flujo del nutriente dentro del sistema agroganadero, lo cual permite un análisis de la dependencia del sistema de las fuentes internas del nutriente, concepto importante en relación con la sustentabilidad. Esta aproximación se usa con mayor frecuencia en trabajos de investigación para identificar el destino de los excedentes de los nutrientes.

Para sistemas agropecuarios de base pastoril, con niveles de precipitación anual diversos y uso de leguminosas como forrajeras, una opción es considerar el modelo conceptual primero (BP), con el agregado de algunos puntos del modelo segundo (BB).

El Balance siempre resulta ser la diferencia entre ingresos y egresos del mineral considerado en el sistema, el cual resulta ser como **una caja negra** que estaría representada por aquellos procesos que ocurren dentro de la caja, no contemplando los movimientos de nutrientes que suceden dentro de la misma.

Se calcula como:

- **Balance de N**: ingreso total anual de N al sistema – egreso total anual de N del sistema.

  Ingresos: por precipitaciones, fijación biológica de N, animales, fertilizantes y alimentos.

  Egresos: por animales vendidos y trasladados fuera del establecimiento, forrajes conservados y granos en el caso de establecimientos mixtos. Existen salidas del sistema que son difíciles de cuantificar y que no son consideradas para el cálculo en situaciones productivas, como escurrimiento, lixiviación y emisiones al aire.
- **Balance de P**: ingreso total anual de P al sistema – egreso total anual de P del sistema.

  Ingresos: por animales, fertilizantes y alimentos.

  Egresos: por animales vendidos y trasladados fuera del establecimiento, forrajes conservados y granos en el caso de establecimientos mixtos.

Tanto para los ingresos como para los egresos, los elementos constituyentes dependerán del tipo de sistema en cuestión. La interpretación es distinta según el valor del balance sea mayor que cero (positivo) o menor que cero (negativo). Así, un **Balance positivo** indica que queda excedente del nutriente en el sistema, en algún compartimento o en varios, mientras que un **Balance negativo** indica que el sistema cedió nutriente propio al producto egresado, siendo un indicador temprano de alerta de degradación del nutriente en el sistema productivo o predio.

A partir de distintos elementos de las ecuaciones de cálculo del balance y/o de otros componentes de los sistemas agropecuarios se han construido algunos indicadores relacionados con el manejo de los nutrientes a distintas escalas.

IIIb. Diferentes escalas de referencia

Los balance e indicadores relacionados se pueden estimar en distintas escalas espaciales y temporales, dado que pueden definirse distintos límites físicos para el sistema considerado (animal, corral o sector específico, predio y región), y a su vez, límites diferentes para el período considerado (año, día) (Cobo et al., 2010). El uso de una unidad de tiempo inferior al año es útil para sistemas donde el período productivo es inferior al mismo. Además, permite llevar los indicadores a una unidad de tiempo comparable para todos. Por ejemplo, puede ser el caso para indicadores calculados para un corral de encierre (feedlot), donde la duración del engorde es de solo unos meses.

Los balances de nutrientes se pueden expresar por distintas unidades con el fin de relacionarlos con objetivos de estudio particulares, más acotados y, además, para poder usarlos en la comparación de distintos sistemas de producción agropecuaria.

IV. MEDIDAS DE EFICIENCIA E INDICADORES DE USO DE NUTRIENTES

En la Tabla 4.1, hacia el final del capítulo, figuran la denominación, fórmulas de cálculo y unidades de expresión de los Indicadores de Sustentabilidad Agroambiental relacionados con el manejo y uso de nutrientes para producción bovina, de aquellos que se señalarán a continuación.

IVa. Indicadores a diferentes escalas y su forma de expresión

Unidad de Superficie

Balance por hectárea. La forma más frecuente de expresión del Balance de nutrientes es por «unidad de superficie» (hectárea), reflejando un *enfoque sistémico/ambiental*. Puede ser hectárea predial, de corral, de una región. Siempre es un valor promedio. Relaciona el exceso o déficit de nutrientes en el sistema considerado con el ambiente.

Unidad de Producto

Balance en referencia al producto. Otra forma de expresión es por «unidad de producto» (carne, leche) (kilogramos de peso vivo-PV-, kilogramos o litros de leche, etc.), otorgándole mayor importancia al *enfoque Productivo/ambiental*. Conectan la eficiencia de producción con el manejo de los nutrientes a nivel sistémico/ambiental. Se puede trabajar con dos tipos de indicadores, el Balance por producto y la Eco-eficiencia productiva.

El ***Balance por producto*** pone énfasis en el ambiente al señalar el exceso/déficit de nutriente (expresado por el balance) por kilogramo de peso vivo o kilogramo de leche, que no fue utilizado y que queda, por lo tanto, en el sistema/ambiente. En producción de carne puede expresarse por *kilogramo de peso vivo producido* o por *kilogramo de peso vivo egresado*. Referido a los kilogramos de peso producidos, pone énfasis en el manejo de los nutrientes relacionados, estrictamente, con la producción de carne sin importar el destino de dichos kilogramos de peso. Referido a los kilogramos de peso que egresaron del sistema productivo a través de los animales, no toma en consideración si hubo producción o no en ese año o ejercicio productivo, ni el destino de los mismos (Gil, 2017). En producción lechera no existiría esta consideración, dado que no quedan en stock litros de leche de un ciclo productivo para el siguiente.

Balance por nutriente en producto egresado. En estos indicadores, el producto puede expresarse en su contenido de nutriente analizado, N o P, lo cual permite evaluar un predio que tenga más de una actividad productiva, por ejemplo, ganadería y agricultura, o ganadero con salidas del sistema de reservas forrajeras. De esta forma es posible sumar los distintos productos egresados. Ambos indicadores, expresados según su contenido de nutriente específico, permiten, además, calcular transferencias internas entre compartimentos del mismo sistema, de un período productivo al siguiente. Para esto es necesario analizar un predio a través de más de dos ejercicios consecutivos en el tiempo.

Eco-eficiencia productiva. A la inversa, este indicador pone énfasis en la producción de carne. Se define como la cantidad de kilogramos de peso producidos (medida de productividad) en relación a los kilogramos de nutriente excedente, el balance (medida de daño potencial al ambiente). Indica, por cada kilogramo de nutriente no utilizado (balance) cuántos kilogramos de peso vivo pudieron producirse.

Para producción lechera sería la cantidad de litros de leche producidos en relación a los kilogramos de nutriente excedente, es decir el balance (Nevens et al., 2006).

Unidad Animal

Balance por cabeza bovina y Balance por kilo de peso vivo. Resultan estimadores de excreción de nutrientes al ambiente (nutrientes ingresados al predio) al referir el valor del balance al total de cabezas o al total de kilogramos de peso de dicho predio. Es un buen indicador en los sistemas ganaderos intensivos (feedlots, encierres a corral caseros) debido a que relacionan el manejo de los nutrientes, a nivel de alimentación, con la sustentabilidad ambiental. Permite investigar qué nivel de excreción implican las distintas estrategias nutricionales.

IVb. Medidas de eficiencia

Las medidas de **eficiencia** de uso de N-P a nivel del sistema, también pueden abordarse desde un punto de vista ambiental -donde cobran más relevancia los niveles de ineficiencia de uso de los nutrientes-, o productivo -donde resulta más importante mostrar los niveles de eficiencia de uso-, estando ambos aspectos estrechamente relacionados.

Con énfasis ambiental: relacionan el uso de los nutrientes con el riesgo de contaminación. Resultan útiles cuando quedan excedentes de nutrientes en el sistema.

Ineficiencia de uso de nutrientes. Muestra qué proporción del total de nutriente ingresado quedó como excedente en el sistema (balance) sin haber sido utilizado para originar productos que egresarán del mismo (Bouldin y Klausner, 2002).

Consumo de nutrientes. Muestra cuántas unidades de nutriente ingresó al predio o sistema por cada unidad que salió con el producto vendido o trasladado (Koelsch y Lesoing, 1999; Schröder, et al., 2003).

Con énfasis productivo: relacionan el uso de los nutrientes con la eficiencia de producción ganadera o agro-ganadera, ya que los bienes producidos están expresados por su contenido en N o P. De esta forma, todos los productos pueden ser sumados.

Eficiencia de uso de nutriente externo en el sistema. Indica qué proporción del nutriente ingresado salió del sistema en producto (animales, granos, etc.), sin tomar en cuenta la cantidad de nutriente que pudiera haber quedado almacenado o en stock en algún producto.

***Eficiencia de uso de nutriente externo por la producción*.** Indica qué proporción del nutriente ingresado se trasladó al producto. Este indicador toma en cuenta la cantidad de nutriente que pudiera haber quedado almacenado en los distintos productos agropecuarios (animales, grano, etc.) dentro el sistema, al considerar sus cambios de stock. Adaptación específica basado en Steinshamn et al. (2004).

IVc. Indicadores relacionados con las transferencias de nutrientes

Estos indicadores refieren a transferencias internas entre sectores dentro del predio o establecimiento. En los planteos mixtos, las transferencias se producen entre los potreros que producen forraje (silaje o heno) o granos para la alimentación de los vacunos que engordan en sus corrales y los corrales donde se confina el ganado que consume dicho alimento. Las distintas categorías vacunas se unifican a partir de sus requerimientos energéticos, por ejemplo, a través del **Equivalente Vaca**[1]**,** con el fin de construir el indicador Grado de integración. Los indicadores relacionados con estas transferencias entre sectores son el Índice **Incremento por Transferencia** y el **Grado de Integración** (Gil y Carbó, 2014; Gil, 2017).

Incremento por transferencia. Estima la transferencia de nutrientes desde los potreros a los corrales de encierre. Resulta en un Índice agregado a partir de dos indicadores (Balance de nutrientes a nivel predial y a nivel corral). Señala cuántas veces el excedente del nutriente se concentró en el sector de los corrales con respecto al excedente en la hectárea promedio del predio.

Grado de integración. Muestra el grado de integración entre el área agrícola y la ganadera. Considera la superficie agrícola y forrajera que produce alimento que es consumido por los bovinos que están encerrados en los corrales. Se asocia al reciclado de los nutrientes dentro del mismo sistema y actividad productiva (engorde), si se lo considera para el manejo del estiércol.

Transferencias a compartimentos específicos del sistema. Se relaciona con el movimiento de los nutrientes ingresados y almacenados en los compartimentos del sistema. Cuando solo hay incremento del número de cabezas de animales (stock ganadero) y/o de su peso, la transferencia

[1] Un Equivalente vaca representa 3 situaciones para poder comparar a diferentes animales con requerimientos distintos. 1) Representa el promedio anual de los requerimientos diarios de una vaca de 400 kg de peso que gesta y cría un ternero hasta el destete a los 6 meses de edad con 160 kg de peso, incluido el forraje consumido por el ternero; 2) Equivale también a los requerimientos de un novillo de 410 kg de peso que aumenta 500 gr por día o 3) Equivale también, en representación a términos de energía, a 18,5 Mcal de energía metabolizable/día, por lo cual una ración representará cuanta cantidad de un alimento determinado se requerirá para abastecer las necesidades de un EV (Cocimano, Lange & Menvielle,1975).

registrada es solo a este compartimento. Si se almacenara también alimento (granos, etc.), las transferencias de los nutrientes ingresados se distribuirían entre los distintos compartimentos o componentes que aumentan su stock (componente **animal**, componente **alimento**).

IVd. Utilización de indicadores. Algunas relaciones

La distribución de los nutrientes que ingresan al sistema estudiado, las transferencias entre componentes de un año a otro, la producción y el almacenamiento en stock o su egreso/ venta a través de los productos, no quedan evidenciados por medio de un solo indicador de sustentabilidad ambiental a escala predial y anual. La evaluación del manejo y uso de nutrientes en los establecimientos ganaderos y agro-ganaderos, desde el punto de vista ambiental, necesita del conocimiento de los distintos componentes del sistema y de la dinámica de los rodeos. En los casos de stock incrementado, el valor del Balance de nutrientes enmascara parte del N y P que quedó almacenado como producto (animales, granos, forrajes conservados) en el sistema, nutrientes que no resultan una «pérdida al ambiente» con potencial de contaminación. Para ganadería vacuna de carne se ha identificado un conjunto de cinco Indicadores que reflejan el manejo del N a nivel ambiental y productivo, los que permitieron diferenciar los sistemas Intensivos de los sistemas de base Pastoril. Los mismos fueron: Balance de N por hectárea, Balance de N por producto producido, Balance de N por kilo de peso vivo por día, Ineficiencia de uso de nutrientes (IeUN) y Eficiencia de uso del nutriente externo por la producción (Gil, 2017).

En este capítulo, en cuanto a la aplicación de indicadores más frecuentes, se hará foco en los balances de nutrientes a escala de predio y sus indicadores derivados, y por lo tanto, en algunas las relaciones entre los mismos.

El abordaje del manejo de los nutrientes debiera contemplar la situación ambiental y la productiva del sistema, con el fin de armonizarlas en beneficio de ambas. Norton et al., (2015) han trabajado con los Balances de N por hectárea y con la Eficiencia de uso de N (N externo al sistema productivo). En dicho trabajo se recomienda usar el indicador de Eficiencia para mostrar el punto de partida actual o punto de referencia, a partir del cual se pueden evaluar futuras mejoras, considerándolo, así también, como un indicador de progreso o monitoreo. Como una sola estimación del mismo se encuentra muy influenciada por el sistema de producción, es difícil definir si un solo valor estimado es bueno o malo «per se». Pero, al monitorearlo, si se repite con el tiempo, su trayectoria puede resultar útil para saber si se está progresando en el sistema en cuestión, dentro del contexto ambiental y comercial de la región. Ni un valor alto ni uno bajo sería un objetivo por sí solo, pero aumentar los valores bajos (los que generalmente indican un uso ineficiente del N agregado) o reducir los valores muy altos (los cuales suelen indicar la extracción de N del suelo) requerirá de prácticas apropiadas a nivel de predio. El indicador de eficiencia, además de estar relacionado con la producción, debe ponerse en contexto con otros indicadores que se asocien a la «salud» del suelo para evaluar la sustentabilidad de los sistemas agro-ganaderos. El más utilizado es el Balance de nutrientes. Cuando los excedentes de N son positivos (alto valor del Balance de N) y la contaminación ambiental asociada es una preocupación, la situación en la que tanto el productor como el ambiente resultan beneficiados ocurre cuando la Eficiencia de uso de N externo aumenta, el Balance de N (excedente de N) disminuye y el rendimiento del producto (carne, leche, granos) (N que egresa) aumenta. Ahora, si el problema es el escaso aporte de N al sistema (a través de fertilizantes, suplementos alimenticios, etc.), puede ser que la extracción de N del suelo sea alta en comparación porque el N en los productos exportados supera al N ingresado. El valor de la Eficiencia de uso de N es superior al 100% y el Balance de N arroja valores cercanos a cero, incluso negativos. En este contexto, el sistema está cediendo nutriente para producir y exportar dichos productos. Para estos casos, las situaciones beneficiosas para productor y ambiente serían aquellas en las que el rendimiento del producto (carne,

leche, granos) (N que egresa) aumenta, la Eficiencia de uso de N externo disminuye (decrece la extracción de N del suelo) y el Balance de N (excedente de N) se mantiene bajo.

Una revisión sobre indicadores de manejo de N prediales en lechería de países de distintos continentes (De Klein et al., 2017) arrojó valores de Eficiencia de uso de N entre 10 y 65 % (generalmente dentro del rango de 20 a 40 %), con una mayor proporción de predios con valores de Eficiencia cercanos a 40 % cuando los ingresos anuales de N reportados fueron inferiores a 300 kg N /ha. A su vez, el rango para Balance de N predial estuvo entre 40 y 700 kg N/ha/año, donde más de la mitad de los establecimientos tuvieron valores superiores a 200 kg N/ha/año, y solo el 7 % menores a 100 kg N/ha/año. En el mismo trabajo, De Klein et al. (2017) investigaron estos indicadores en predios lecheros en distintas cuencas de Nueva Zelanda. Los resultados mostraron, para todas las cuencas, valores para Eficiencia de uso N de 19-36% y para Balance de N entre 146–259 kg N /ha/año. La Eficiencia de uso se encontró más afectada por las diferencias entre cuencas debido a las condiciones de suelo y del clima que por las prácticas de manejo. En cambio, el Balance de N difirió, tanto entre cuencas como entre predios dentro de la misma cuenca. En Argentina, sobre 57 predios lecheros de tres cuencas (en Buenos Aires y Santa Fe) se obtuvieron Balances de N entre -26,7 y 329,9 kg N/ha/año y Balances de P desde -4,9 hasta 131,9 kg P/ha/año (Charlon et al., 2019). Esta amplitud de valores se asoció con las diferencias de manejo en cuanto al uso de suplementos alimenticios, principalmente, y también al de fertilizantes y recursos forrajeros entre los distintos tambos, con asociación positiva entre balances y los ingresos totales del nutriente. Estos valores resultaron menores a los reportados por otros autores, incluidos en el trabajo de De Klein, et al. (2017). En cuanto a la eficiencia de uso, en el trabajo de Charlón et al. (2019) fue calculado a través de su inversa (indicador de Ineficiencia de uso de nutriente), y también presentó gran variabilidad, tanto para N como para P. Los resultados de todos estos trabajos muestran que los indicadores pueden ser herramientas útiles para evaluar los sistemas de producción lechera, respecto al uso de N y P y al riesgo relacionado con las pérdidas hacia el ambiente. Sin embargo, también expresaron la alta variabilidad, tanto en la eficiencia como en los valores de exceso o déficit (balance), lo que señala que establecer para los sistemas lecheros valores objetivos a alcanzar para estos indicadores, no sería adecuado o realista, debido a la cantidad de factores involucrados en el sistema. Este último comentario es aplicable a cualquier otro tipo de sistema de producción ganadera.

V. REFLEXIONES FINALES Y PERSPECTIVAS

Hasta el momento, el indicador de mayor uso es el balance de nutrientes a escala predial y expresado por superficie. Sin embargo, la variedad de indicadores mencionados en este capítulo muestra que existen distintas interpretaciones que son de utilidad para comprender mejor los caminos de los nutrientes en la producción bovina. La evaluación del manejo y uso de nutrientes en los sistemas ganaderos y agro-ganaderos, desde el punto de vista ambiental, necesita del conocimiento de los distintos componentes del sistema y de la dinámica de los rodeos. El estudio y caracterización de los mismos, en este contexto, han estado priorizados hacia los planteos de producción lechera. Los sistemas de producción de carne presentan una diferencia sustancial relacionada con el producto objetivo, ya que los bovinos cumplen la función de producir el producto que saldrá del sistema (kilogramos de peso vivo o carne) y a su vez, resultan ser el producto vendible (bovinos con un peso determinado), por lo cual, el mismo producto es fuente de ingreso y de egreso de nutrientes.

Los distintos productos que se obtienen de los sistemas de producción bovina, animales con un peso determinado (producción de carne) y leche (producción lechera), junto a sus mecanismos de venta diferentes (la leche sale del establecimiento, usualmente, en forma diaria), influyen en la interpretación de indicadores referidos a la producción y al ambiente.

La gestión de los residuos ganaderos, y en consecuencia, de sus nutrientes, resulta central en cualquier tipo de sistema productivo. Las distintas implicancias ambientales de las excretas dependen, no solo de la concentración animal (encierres a corral, pistas de alimentación para vacas lecheras, etc.), sino también de la procedencia de los alimentos: provienen del mismo predio (transferencias internas de nutrientes) o del exterior (incremento de la carga total). Tanto la práctica de abonado de potreros con estiércol (reciclaje de los nutrientes en el predio), como aquellas que implican cambiar la ubicación de comederos, de corrales de encierro/alimentación, evitarían un sector único de acumulación.

La correcta elección de indicadores permitirá abordar el manejo de nutrientes desde una perspectiva ambiental y productiva, con el fin de considerar ambos aspectos en el desempeño del sistema.

Tabla 4.1: Denominación, fórmulas de cálculo y unidades de expresión de los indicadores de Sustentabilidad Agroambiental relacionados con el Manejo y Uso de Nutrientes.

INDICADOR	FóRMULA	UNIDADES	CITAS
Balance por hectárea	NP ingresado (kg) - NP egresado (kg) / superficie (ha)	kg NP/ha	Oenema et al, 2003; Bassanino et al., 2007.
Balance por producto Producido	Balance NP (kg) x 1000 / PV producido (kg)	g NP/kg PV-Pr	Laws, et al, 2000; Spears et al., 2003a-b ; Gil, 2017
Balance por producto Egresado	Balance NP (kg) x 1000 / PV egresado (kg)	g NP/kg PV-Eg	Laws, et al, 2000; Spears et al., 2003a-b; Schröder, et al., 2003
Eco-eficiencia productiva	PV producido (kg) / Balance NP (kg)	kg PV /kg NP balance	Nevens et al., 2006.
Balance por cabeza	[Balance NP (kg) x 1000 / dotación total bovinos (cab)] / período considerado (días)	g NP/cabeza/día	Spears et al., 2003a-b
Balance por kilo de peso vivo	[Balance NP (kg) x 1000 / dotación total bovinos (kg)] / período considerado (días)	g NP/kg PV/día	Spears et al., 2003a-b;
Indicador de Ineficiencia de Uso de Nutrientes	[Balance NP (kg) / NP ingresado (kg)] x 100	%	Boulding &Klausner, 2002
Consumo de Nutrientes	NP ingresado (kg) / NP egresado (kg)	kg NP/kg NP	Koelsch&Lesoing, 1999; Schröder, et al., 2003.
Eficiencia de Uso de Nutriente externo en el Sistema	[NP egresado (kg) / NP ingresado (kg)] x 100	%	Spears et al., 2003a-b; Schröder, et al., 2003
Eficiencia de Uso de Nutriente externo por la Producción	[NP producto (kg) / NP ingresado (kg)] x 100	%	Steinshamn et al., 2004, Gil, 2017
Incremento por Transferencia	Balance NP corrales (kg) / Balance NP predial (kg)	kg NP/kg NP	Gil, 2017
Grado de Integración	Superficie agrícola- forrajera (ha) / dotación ganadera (EV)	ha/EV	van Horn et al., 1996; Koelsch&Lesoing, 1999

PV: Peso vivo; Eg: egresado; Pr: producido.

I. CASOS DE ESTUDIO. EJEMPLOS

Producción primaria de leche.

Para producción lechera se abordará, como caso de estudio, el diagnóstico de situación en cuanto al manejo de nutrientes predial, de un Establecimiento ubicado en la denominada Cuenca de Abasto Sur, localidad Castelli (Pampa deprimida), Buenos Aires, Argentina. En forma sintética, pero suficiente, se presenta la información recolectada y analizada, para poder calcular los Balances de N y P y medidas de eficiencia de uso: los Indicadores de uso de N y P externo por todo el sistema (EUNexS) y los indicadores de Ineficiencia de uso de N y P (IeUN). Todos los indicadores calculados en base anual.

Entre los **datos climáticos** figura la precipitación anual, de 1020 mm/año.

Dentro de la información sobre **Uso de la Tierra y manejo**, superficie total de 245 ha y superficie asignada a la producción de leche de 225 ha (incluye 5 ha ocupadas por las instalaciones de ordeño y pistas de alimentación).

Los recursos forrajeros consisten en pasturas consociadas y verdeos anuales.

Para calcular el **ingreso de N por fijación biológica** se consideraron las pasturas implantadas. Se sembraron 50 ha de pasturas consociadas, con trébol rojo y trébol blanco como leguminosas preponderantes, y cebadilla criolla y raigrás perenne, como gramíneas. Se estimó una producción 8000 kg MS/ha con 50 % de leguminosas. Además, cuenta con 85 ha de pasturas implantadas de 2° y 3° año con la misma mezcla, con una producción de 10000 kg MS/ha, con 40 % de leguminosas.

Para calcular los **ingresos de N y P por uso de fertilizantes** durante todo el año, se consideraron los diferentes recursos forrajeros, superficie, tipo de fertilizante y dosis aplicada:

- Fosfato di-amónico= 110 ha con dosis de 125 kg/ha
- Urea= 110 ha con dosis de 100 kg/ha
- Fosfato di-amónico= 30 ha con dosis de 50 kg/ha
- Fosfato di-amónico= 135 ha con dosis de 100 kg/ha

Para calcular los **ingresos de N y P a partir de alimentos** ingresados al tambo durante todo el año, se obtuvo la información considerando las distintas categorías que se incluyen para la producción de leche (vacas, vaquillonas, recría):

- Balanceados tambo (16 % PB)= 330.000 kg/año
- Hez de Malta= 30.100 kg/año
- Balanceado recría 1 (18 % PB)= 33.200 kg/año

Para calcular los **egresos de nutrientes por leche** se obtuvo la información sobre el **rodeo lechero y su productividad**.

El rodeo de ordeño se compone de un total de 241 vacas Holando Argentino de aproximadamente 550 kg de peso vivo, en ordeño (VO) y 60 vacas secas (sin producir leche). Este rodeo se divide en dos según nivel de producción y etapa de la lactancia.

- RODEO 1: 185 VO (promedio durante los diferentes meses del año) con producción promedio de 27 L de leche /VO/día (3,5 % PB; 3,5 % GB)
- RODEO 2: 56 VO (promedio durante los diferentes meses del año) con producción promedio de 15 L de leche /VO/día (3,7 % PB; 3,5 % GB)

En promedio, las 241 vacas producen 24,38 litros de leche/VO/día, con 3,5 % GB y 3,6 % PB.

La información sobre los **movimientos de animales** (datos del rodeo) resulta, también, importante para el cálculo de ingresos y egresos de N y P.

Egresos: del establecimiento salieron 110 terneros (entre machos y hembras) recriados, con 70 kg de peso vivo medio. Las hembras finalizan la recría y reciben servicio en otro campo, y vuelven preñadas, solamente, las de reposición. Además, se vendieron 55 vacas de descarte (promedio 550 kg de peso), que fueron repuestas con las vaquillonas.

Ingresos: 60 vaquillonas de reemplazo, con 400 kg de peso promedio.

Con toda esta información recolectada y procesada se calcularon los balances prediales de N y P y dos medidas de eficiencia: los indicadores de uso de N y P externo por todo el sistema (EUNexS), y los indicadores de ineficiencia de uso de N y P (IeUN). Los mismos se presentan en la tabla 4.2, a continuación.

Tabla 4.2: Indicadores de manejo de nutrientes para nitrógeno y fósforo para el caso de estudio de producción primaria de leche en Castelli, provincia de Buenos Aires.

Indicador	Nitrógeno	Fósforo
Balance predial	126 kg N/ha/año	22,1 kg P/ha/año
IeUN (%)	72,6	71,9
EUNexS (%)	27,4	28,1

IeUN: Ineficiencia de uso de nutrientes; **EUNexS:** Indicador de uso de nutriente externo por el sistema.

En un sintético análisis, resulta más adecuado el manejo del N que el del P. El valor del balance de N está cercano a la media calculada entre los valores de muchos tambos base pastoril de la región pampeana argentina, con una eficiencia de uso del N externo acorde a lo esperado. En el caso del P, los valores de las medidas de eficiencia deberían apuntar a incrementar su eficiencia de uso por encima del 30 %, y por ende, disminuir la emisión de P al medio, evidenciándose por una reducción del indicador IeUN. El valor del balance de P resulta un poco elevado. Habría que evaluar el ingreso por alimento (hez de malta tiene alto % de P) y el aprovechamiento de los recursos forrajeros fertilizados con Fosfato di-amónico en función de la producción de leche diaria. En casos como este con balances de P positivos, considerar el contenido de P en suelo para determinar la cantidad de P a incorporar a través de fertilizantes (nutrición de precisión).

Producción de carne bovina

CASO 1

A modo de ejemplo, veremos la aplicación de algunos indicadores para la caracterización de sistemas de producción de bovinos para carne en pastoreo (escala de predio), y a su vez, a modo de estudio comparativo a nivel de región húmeda pampeana en Argentina y en Uruguay. Se realizaron distintos trabajos en los que se evaluaron los balances prediales de N y de P, algunas medidas de eficiencia de utilización, y la asociación con el tamaño del predio y la carga ganadera, como parámetros de estructura de los establecimientos. Más detalles se pueden encontrar en las publicaciones en congresos de Gil et al. (2019a y 2019b).

En un período de 10 años se estudiaron 144 establecimientos (unidades de estudio), 48 en Argentina y 96 en Uruguay. La información se recolectó a través de encuestas en entrevistas durante una visita a los predios y/o por acceso a los registros del mismo. Esta forma de relevamiento maximiza la obtención de la información, y a su vez, provee la mayor veracidad posible al poder contrastarla con el productor/propietario «in situ».

Así, para Argentina, 31 unidades fueron sistemas extensivos con ganadería de cría, con valores de producción de carne de 56 a 305 kg/ha/año, de las cuales 15 tuvieron manejo extensivo, 8 intensificado a base de verdeos anuales y reservas forrajeras, y ocho fueron establecimientos intensificados con pastoreo rotativo. Las 17 unidades restantes resultaron sistemas de invernada

semiintensiva, con producciones de carne entre 536 y 1163 kg/ha/año, con manejo rotativo sobre pasturas permanentes y verdeos anuales, con suplementación con distinto tipo de concentrados y silajes. En Uruguay, la mayoría de los sistemas fueron mixtos y semiintensivos como los descriptos anteriormente, pero con menor nivel de producción de carne debido a una mayor participación de la agricultura en los mejores suelos de los establecimientos. Todos los indicadores se calcularon en base anual. Para el cálculo de los balances de nutrientes, los egresos estuvieron conformados por la venta de los bovinos (carne producida), pero también por salidas de heno y de granos, ya que varios fueron sistemas de producción mixtos. Para los ingresos de N se consideró la fijación biológica por leguminosas (FBN).

De toda la información obtenida y analizada se pudo apreciar, en primer lugar, que en Argentina la superficie fue menor y la carga ganadera mayor, comparado con Uruguay (557 ± 748 vs. 1.216 ± 675 ha; 2,21 ± 1,92 vs. 1,58 ± 0,55 cabezas/ ha), relacionado con los diferentes tipos de sistemas de producción de carne.

Los indicadores considerados para este caso mostraron diferencias entre los dos países, tal como se observa en la tabla 4.3.

Tabla 4.3: Balances prediales de N y P y medidas de eficiencias de uso de N y P en 144 sistemas de producción de carne bovina en Argentina y Uruguay (mediana y (min; max)).

Parámetros	Argentina	Uruguay
Bal-N (kg N/ha/año)	22,8 (-1,4; 340,8)	41,7 (7,2; 138,7)
Bal-P (kg P/ha/año)	0,7 (-9,5; 38,7)	5,6 (-2,8; 47,5)
CNu-I/E -N (kg N/kg N)	3,6 (0,8; 8,5)	7,2 (2,5; 18,6)
CNu-I/E -P (kg P/kg P)	1,3 (0; 5,4)	4,2 (0; 23,6)
IeUN -N (%)	73 (18; 88)	86 (60; 94)
IeUN -P (%)	47 (2; 81)	77 (11; 96)

Bal: Balance; **CNu-I/E**: Consumo de nutrientes; **IeUN**: Ineficiencia de uso de nutrientes

La mediana del balance de N (Bal -N) de Uruguay fue el doble que el Bal -N de Argentina, y el balance de P (Bal -P) superó al de Argentina en 5 veces. Estos resultados están relacionados, posiblemente, con la cantidad de sistemas extensivos con actividad de cría en Argentina que conlleva menor uso de fertilizantes fosfatados y piensos ingresados al establecimiento comparado con Uruguay. Además, los balances de nutrientes de ambos países estuvieron dentro del rango de los balances evaluados en la región pampeana de Argentina por Viglizzo y colaboradores en distintos trabajos, pero resultaron inferiores a los obtenidos en Europa cuyos predios ingresan alta cantidad de estiércol como abono.

En Uruguay y en Argentina hubo establecimientos en los que no ingresó P, reflejo de la baja intensificación, y otros con alto ingreso de nutrientes atribuibles al uso de fertilizantes. Sin embargo, los egresos de N y P en Argentina cuadruplicaron los de Uruguay en virtud de su mayor productividad, lo cual se evidenció en los valores más altos, en Uruguay, del indicador Consumo de nutrientes (CNu-I/E).

Los predios de Argentina resultaron con valores inferiores del indicador de Ineficiencia de uso de nutrientes (IeUN) para N y P. Los valores de IeUN -N más bajos se obtuvieron en establecimientos muy extensivos, sin ingreso de N al sistema a través de fertilizantes y de alimentos, con solo baja entrada por FBN.

Las mayores ineficiencias, tanto para Uruguay como para Argentina, se evidenciaron en los

establecimientos con menor producción de carne donde, a su vez, los mayores insumos proveedores de nutrientes fueron los fertilizantes. Esta situación se interpreta por el mayor número de pasos metabólicos que necesitan los nutrientes para llegar al producto final, el bovino que se vende. Primero tiene que ser usado el N/P por las plantas para expresar su crecimiento, luego ser consumido por los animales y transformarse en aumento de peso vivo (carne).

Por análisis de Componentes Principales (Gil et al., 2019a y 2019b) se observó que cuanto mayor fue el tamaño del predio menor fue la carga ganadera. También fue menor el egreso de nutrientes por productos, así como menor su entrada por uso de fertilizantes, de suplementos alimenticios comprados y por fijación biológica del N atmosférico (menor uso de pasturas implantadas). Todo resultó concordante con el menor nivel de intensificación evaluado por el uso de insumos.

En síntesis, si bien se observaron similitudes en sus sistemas de pastoreo, también quedaron expuestas diferencias en el manejo de N-P entre países. Uruguay presentó menor eficiencia de uso para ambos nutrientes y un mayor consumo, absoluto y relativo, de los mismos. Uno de los factores causales principales podría ser la menor carga animal y consecuente menor producción de carne con posterior venta anual.

CASO 2

Transferencia de nutrientes en los distintos componentes de los sistemas ganaderos (Gil et al., 2016).

En la evaluación del manejo de nutrientes en los sistemas ganaderos, la distribución de los mismos, las transferencias entre componentes de un año a otro, la producción y el almacenamiento en stock o su egreso a través de los productos, no quedan evidenciados a través de indicadores de sustentabilidad ambiental a escala predial y anual. El trabajo que se presenta estuvo enfocado en la evaluación de las transferencias y almacenamiento de N y P en el componente animal a través de Indicadores que diferencien la cantidad de N y P que puede quedar almacenada en el stock bovino, en sistemas de producción de bovinos de carne. Trabajar con indicadores ambientales que consideren solo los vacunos que salen del predio (producto egresado) no asegura que esté considerada la productividad del año en cuestión (puede egresar una cantidad de bovinos -kilogramos de peso- inferior a la cantidad de kilogramos totales producidos). Se muestra, a modo de ejemplo en un sistema extensivo de cría en la Depresión de Laprida (provincia de Buenos Aires), la síntesis final de la evaluación del manejo de N, para un año en el que tuvo una producción de carne de 143,9 kg/ha/año y egreso de bovinos, expresado en kilogramos de peso vivo, de 123,6 kg/ha/año.

En cuanto a la metodología, para distinguir en el Balance predial de nutrientes la cantidad de N-P que puede quedar almacenada en el stock de animales, se utilizan cuatro indicadores: 1) Balance predial anual de N-P en kg/ha/año; 2) Balance por nutriente en producto egresado (Bal-Nu-Eg): Bal N-P (kg) /» kg N-P productos egresados; 3) Balance por nutriente en producto producido (Bal-Nu-Pr): Bal N-P (kg) /» kg N-P productos producidos; y 4) Diferencia (Bal-Nu-Eg) - (Bal-Nu-Pr)(Dif-Bal-Nu): kg N-P/kg N-P. Si Dif-Bal-Nu> 0 a nivel predial, existió transferencia de N-P desde algún compartimento del sistema hacia el componente animal (stock bovino incrementado).

En los sistemas ganaderos, si la misma cantidad de kilogramos producidos (bovinos) en ese año saliesen del sistema, los valores de Bal-Nu-Eg y Bal-Nu-Pr serían iguales. Significa que no hubo almacenamiento de N-P en el componente «animal» (no hubo incremento directo por ingreso de N-P y/o por transferencias desde el componente «alimento»). Si los kilogramos de peso producidos superaran a los kilos que salen del sistema, el stock de animales estaría en aumento. En este caso, el valor del indicador Bal-Nu-Eg sería mayor que el de Bal-Nu-Pr, por lo cual el valor de la diferencia

(Bal-Nu-Eg) - (Bal-Nu-Pr) serán los kilogramos de N-P almacenados en el componente «animal» debido a las transferencias. Por el contrario, si los kilogramos de peso producidos fuesen menores a los kilogramos que salen del sistema, el stock de animales estaría en disminución, por lo que el valor de la diferencia (Bal-Nu-Eg) - (Bal-Nu-Pr) sería negativo, indicando que se pierden kilogramos de N-P almacenados previamente en el componente animal. No se pueden considerar «producción de carne» y «ventas o egresos de carne» como sinónimos para los cálculos de los indicadores de manejo y uso de nutrientes. Para el sistema ejemplificado, el Ingreso de N en el año (kg N/ha) fue por lluvias= 5; Fijación biológica de N= 10,9; semillas= 0,01; fertilizantes= 2,02 y animales= 0,53, totalizando 18,53 kg N/ha. El egreso por bovinos fue de 3,34 kg N/ha. En la tabla siguiente (tabla 4.4) figuran los indicadores calculados.

Tabla 4.4: Indicadores de manejo y uso de nitrógeno.

Indicadores	
Balance Predial (kg N/ha/año)	15,14
Bal-Nu-Eg (kg N/kg N)	4,54
Bal-Nu-Pr (kg N/kg N)	3,90
Dif-Bal-Nu (kg N/kg N)	0,64

De cada 4,54 kg N excedente por kilo de N egresado estarían acumulados en el componente animal 0,64 kg N (13,8 %), valor del indicador Dif-Bal-Nu, y no eliminados en el sistema. Para la evaluación a nivel predial alcanzaría con los indicadores referidos a nutriente egresado (Balance predial anual y Bal-Nu-Eg), pero para evaluar transferencias y ubicaciones en los compartimentos del sistema, es necesario evaluarlos en conjunto con los indicadores referidos a la producción (Bal-Nu-Pr), dado que el stock de animales puede incrementarse o decrecer en los distintos años. Si se incrementa el stock, esos kilogramos de peso producidos (N-P) no se vendieron (no figuraron en los egresos), aumentando el valor del Balance de nutrientes. El balance enmascara parte del N y P que quedó almacenado como producto (animales) en el sistema, por lo que no debiera ser considerado una «pérdida de nutrientes al ambiente», es decir no sería exceso de N y P que se acumule en suelo, con potencial de contaminación de aguas superficiales y subterráneas.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bassanino, M., Grignani, C., Sacco, D., Allisiardi, E. (2007). Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 122,* 282 - 294.

Bolton, A., Studdert, G.A., Echeverría, H.E. (2004). Utilización de estiércol de animales en confinamiento como fuente de recurso para la agricultura. *Revista Argentina de Producción Animal, 24*(1-2), 53 - 74.

Bouldin, D. R., Klausner, S. D. (2002). Managing nutrients in manure: General principles and applications to dairy manure in New York. En Hatfield, J. L.; Stewart, B. A. (Eds.), *Animal waste utilization: Effective use of manure as a soil resource* (pp. 65-88). USA: Lewis publishers, CRC Press Company.

Burón Alfano, V., Questa, G., Herrero, M. A., Orlando, A. A., Flores, M., Charlón, V. (2009). Potencial de reutilización de los residuos provenientes de tambos comerciales para la fertilización de recursos forrajeros. *Investigaciones Veterinarias, 11*(2), 85 - 92.

Castillo, A.R., St-Pierre, N.R., Silva del Rio, N., Weiss, W. (2013). Mineral concentrations in diets, water, and milk and their value in estimating on-farm excretion of manure minerals in lactating

dairy cows. *Journal of Dairy Science, 96,* 3388 – 3398.

Charlón, V., Herrero, M.A. & Cuatrín, A. (mayo, 2019). Nutrient balances in milkproduction systems in Argentina En: J. C. Pascale Palhares, M. Bortoli, R. L. Radis Steinmetz, T. M.BiavattiCelant& V. Fracasso (Eds.), *Anais do VI Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais* (pp. 505 – 508). Florianópolis, Concórdia, SC, Sbera - Embrapa, Brasil.

Cherry, K., Mooney, S. J., Ramsden, S., Shepherd, M. A. (2012). Using field and farm nitrogen budgets to assess the effectiveness of actions mitigating N loss to water. *Agriculture Ecosystems and Environment, 147,* 82 – 88.

Cobo, J.G., Dercon, G., Cadisch, G. (2010). Nutrient balances in African land use systems across different spatial scales: A review of approaches, challenges and progress. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 136,* 1 - 15.

Cocimano, M., Lange, A. y Menvielle, E. (1975). Estudio sobre equivalencias ganaderas. *Revista Argentina de Producción Animal, 4,* 161-190.

De Klein, C. A., Monaghan, R. M., Alfaro, M., Gourley, C. J., Oenema, O. y Powell, J. M. (2017). Nitrogen performance indicators for dairy production systems. *Soil Research, 55,* 479 – 88.

Domburg, P., Edwards, A. C., Sinclair, A. H. y Chalmers, N. A. (2000). Assessing nitrogen and phosphorus efficiency at farm and catchment scale using nutrient budgets. *Journal of the Science of the Food and Agriculture, 80,* 1946 – 1952.

Food and Agricultural Organization of the United Nations [FAO]. (2018). *Nutrient flows and associated environmental impacts in livestock supply chains: Guidelines for assessment (Version 1).* Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. Rome, FAO. 196 pp.

Gibbons, J. M., Williamson, J. C., Prysor Williams, A., Withers, P. J. A., Hockley, N., Harris, I. M., Hughes, J. W., Taylor, R. L., Jones, D. L., Healey, J. R. (2014). Sustainable nutrient management at field, farm and regional level: Soil testing, nutrient budgets and the trade-off between lime application and greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 188,* 48 – 56.

Gil S. (2017). Indicadores de manejo de nutrientes relacionados con la sustentabilidad agroambiental en sistemas de producción de carne (tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Cdad. Autónoma de Buenos Aires, Argentina). http://repositoriouba.sisbi.uba.ar/gsdl/cgi-bin/library.cgi?a=d&c=avaposgra&cl=CL1&d=HWA_2287

Gil, S. B., Herrero, M. A., Flores, M. C., Pachoud, M. L., Hellmers, M. M. (2009). Intensificación agropecuaria evaluada por indicadores de sustentabilidad ambiental. *Archivos de Zootecnia, 58*(223), 413 – 23.

Gil, S.B. y Carbó, L.I. (2014). Capítulo 3: Manejo de Nutrientes. En: M. A. Herrero, S. B. Gil, M. Rebuelto, G. M. I. Sardi (Eds.) *La producción animal y el ambiente. Conceptos, interacciones y gestión* (pp. 67 – 95). Cdad. Autónoma de Buenos Aires, Argentina. BM Press.

Gil, S. B., Saucede, M. C. y Herrero, M. A. (2016). Transferencia de nutrientes en los distintos componentes de los sistemas ganaderos. Comunicación. *Revista Argentina de Producción Animal, 36*(1), 71.

Gil, S. B., Tieri, M. P., La Manna, A. F., Faverín, C., Herrero, M. A. (mayo, 2019a). Nutrient balances in beef production systems in Argentina and Uruguay. En: J. C. Pascale Palhares, M. Bortoli, R. L. Radis Steinmetz, T. M.Biavatti Celant& V. Fracasso (Eds.), *Anais do VI Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais* (pp. 501 – 504). Florianópolis, Concórdia, SC, Sbera - Embrapa, Brasil.

Gil, S. B., Tieri, M. P., La Manna, A. F., Faverín, C. y Herrero, M. A. (2019b). «Indicadores de uso de nutrientes en sistemas ganaderos en Argentina y Uruguay». *Revista Argentina de Producción Animal, 39*(1), 210.

Gil, S. B., Carbo, L.S. Herrero, M. A. (2021). Gestión de residuos e indicadores de manejo de

nutrientes en sistemas ganaderos intensificados. Revisión Bibliográfica. *Revista Investigaciones Veterinarias 23*(2), 1-4. http://www.fvet.uba.ar/archivos/publicaciones/invet/vol23-2-2021/art-14-vol23-2-2021.pdf

Gourley C. J. P. y Weaver D. M. (2012). Nutrient surpluses in Australian grazing systems: management practices, policy approaches, and difficult choices to improve water quality. *Crop and Pasture Science 63, 805 - 818.*

Hatch, D., Goulding, K. y Murphy, D. (2002). 1 Nitrogen. En: P.M. Haygarth, y S.C. Jarvis (Eds.), *Agriculture, Hydrology and Water Quality* (pp. 7 – 28). New York, NY: CABI Publishing.

Haygarth, P. M., Chapman, P. J., Jarvis, S. C. y Smith, R. Y. (1998). Phosphorus budgets for two contrasting grassland farming systems in the UK. *Soil Use and Management, 14,* 160 - 167.

Herrero, M. A., Gil, S. B., Flores, M. C., Sardi, G. M., Orlando, A. A. (2006). Balances de nitrógeno y fósforo a escala predial, en sistemas lecheros pastoriles en Argentina. *Revista Investigaciones Veterinarias 8*(1), 9 – 21.

Knowlton, K. F., Radcliffe, J. S., Novak, C. L. y Emmerson, D. A. (2004). Animal management to reduce phosphorus losses to the environment. *Journal of Animal Science 82(E. Suppl.),* E173 – E195.

Koelsch, R. y Lesoing, G. (1999). Nutrient balance on Nebraska livestock confinement systems. *Journal of Animal Science 77*(2)/ *Journal of Dairy Science, 82*(2), 63 - 71.

Laws, J. A., Pain, B. F., Jarvis, S. C., Scholefield, D. (2000). Comparison of grassland management systems for beef cattle using self-contained farmlets: effects of contrasting nitrogen inputs and management strategies on nitrogen budgets, and herbage and animal production. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 80,* 243 – 254.

Mc Neill, A. y Unkovich, M. (2007). The Nitrogen cycle in terrestrial ecosystems. En: P. Marschner& Z. Rengel (Eds.), *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems* (pp. 37 – 64). Berlin Heidelberg, Springer-Verlag.

Nash, D. M., Haygarth, P. M., Turner, B. L., Condron, L. M., McDowell, R. W., Richardson, A. E., Watkins, M., Heaven, M. W. (2014). Using organic phosphorus to sustain pasture productivity: A perspective. *Geoderma, 221–222*, 11 – 19. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.12.004.

Nevens, F., Verbruggen, I., Reheul, D., Hofman, G. (2006). Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: evolution and future goals. *Agricultural Systems, 88,* 142 - 155.

Norton, R., Davidson, E., Roberts, E. (2015). *Position paper nitrogen use efficiency and nutrient performance indicators.* Global Partnership on Nutrient Management. http://www.nutrientchallenge.org/sites/default/files/documents/files/NUE%20and%20nutrient%20performance%20indicators_GPNM2015_FINAL.pdf.

Oenema, O., Kros, H., de Vries, W. (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy, 20,* 3 - 16.

Pfeffer, E. y Hristov, A.N. (2005). Interactions between Cattle and the Environment: a General Introduction. En E. Pfeffer & A.N. Hristov (Eds). *Nitrogen and Phosphorus Nutrition of Cattle* (pp.1 – 12). New York, NY: CABI Publishing.

Scholefield, D., Jewkes, E., Bol, R. (2007). Nutrient Cycling Budgets in Managed Pastures, En: P. Marschner& Z. Rengel (Eds.), *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems* (pp. 215 - 255). Berlin Heidelberg, Springer-Verlag.

Schröder, J. J., Aarts, H. F. M., ten Berge, H. F. M., van Keulen, H., Neeteson, J. J. (2003). An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy, 20,* 33 - 44.

Schröder, J. J., Bannink, A. y Kohn, R. (2005). Improving the efficiency of nutrient use on cattle

operations. En: E. Pfeffer, & A.N. Hristov (Eds). *Nitrogen and Phosphorus Nutrition of Cattle* (pp 255 – 279). New York, NY: CABI Publishing.

Sims, J. T., Bergström, L., Bowman, B. T. y Oenema, O. (2005). Nutrient management for intensive animal agriculture: policies and practices for sustainability. *Soil Use and Management, 21,* 141 – 151.

Spears, R. A., Kohn, R. A., Young, A. J. (2003a). Whole-farm Nitrogen Balance on Western Dairy Farms. *Journal of Dairy Science, 86*(12), 4178 - 4186.

Spears, R. A., Young, A. J., Kohn, R. A. (2003b). Whole-farm Phosphorus Balance on Western Dairy Farms. *Journal of Dairy Science, 86(2),* 688 - 695.

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan C. (2006). *Livestock's Long shadow. Environmental issues and options*. FAO, Rome.

Steinshamn, H., Thuen, E., Azzaroli Bleken, M., Brenøe, U.T., Ekerholt, G. Yri, C. (2004). Utilization of nitrogen (N) and phosphorus (P) in an organic dairy farming system in Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 104,* 509 – 522.

Tamminga, S. (1996). A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *Journal of Animal Science, 74,* 3112 - 3124.

Van Horn, H. H., Newton, G. L. y Kungle, W. E. (1996). Ruminant nutrition from an environmental perspective: factors affecting whole-farm nutrient balance. *Journal of Animal Science, 74,* 3082 - 3102.

Viglizzo, E., Pordomingo, A., Castro, M., Lértora, F. (2002). *La sustentabilidad ambiental del agro Pampeano*. Buenos Aires, Argentina, Instituto nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

Watson, C. A. y Atkinson, D. (1999). Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems, 53,* 259 - 267.

White, S. L. Sheffield, R. E. Washburn, S. P. King, L. D. Green, J. T. (2001). Spatial and time distribution on dairy cattle excreta in an intensive pasture system. *Journal of Environmental Quality, 30,* 2180 - 2187.

CAPÍTULO 5

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN GANADERÍA

Claudia Faverin
María Paz Tieri

I. INTRODUCCIÓN

Actualmente existe consenso científico que el mundo está atravesando un rápido proceso de calentamiento global, atribuible, principalmente, a los gases de efecto invernadero (GEI) provenientes de la actividad humana. El último informe del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés)[1] muestra que el calentamiento atribuible a estas actividades entre 1850/1900 a la actualidad es de un 1,1°C, y las predicciones indican que es probable que la temperatura global alcance o supere los 1,5 °C en los próximos 20 años (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2021).

El cambio climático afecta al sector agropecuario de distintas formas y tiene connotaciones muchas veces negativas (ej. eventos meteorológicos extremos, plagas, impacto en rendimiento de pasturas y cultivos). Esto impone el desafío de contar con sistemas de producción resilientes, capaces de adaptarse a los cambios en el clima, y que al mismo tiempo sean productivos y rentables. En paralelo con las estrategias de adaptación, las actividades agropecuarias también impactan sobre el cambio climático, al ser una fuente de GEI. El conocimiento y la sensibilización social actual sobre el impacto ambiental han desencadenado la investigación sobre el desarrollo de indicadores para evaluar la sustentabilidad ambiental, como por ejemplo los balances de nutrientes, el consumo y la eficiencia en el uso de la energía y el agua, y las emisiones de los sistemas productivos (Tieri et al., 2014). En base a este último punto, se plantea la necesidad de evaluar a través del uso de indicadores distintas propuestas tecnológicas que propendan a mitigar los GEI, a través de la disminución en las emisiones y/o en el aumento de la captura y secuestro de carbono.

La ganadería tiene un rol protagónico en la producción de alimentos para consumo humano, pero mundialmente, las emisiones de GEI totales asociadas a las cadenas de suministro ganaderas son estimadas en 7,1 gigatoneladas de CO_2 equivalente (CO_2eq.) por año para 2005, que representan el 14,5 % del total de emisiones globales producidas por el hombre (Gerber et al., 2013). Particularmente, los bovinos para carne y para leche contribuyen con el 65 % de las emisiones del sector, con intensidades de emisión (cantidad de GEI emitido por unidad de producto producido) expresadas en base a proteína producida, de aproximadamente 300 kg CO_2eq. por kilogramo de proteína para la carne bovina y menores a 100 kg CO_2eq. por kilogramo de proteína para la leche bovina, respectivamente (Gerber et al., 2013). Sin embargo, cabe aclarar que los sistemas ganaderos, además de ser una fuente significativa de los GEI emitidos a la atmósfera, también representan una fuente de captura de GEI, a través de la absorción de carbono por parte de suelo, y por otros sumideros, como es el caso de la biomasa en árboles. Es por ello, que a lo largo de este capítulo, se hará referencia a las emisiones de GEI y la captura de los mismos. La cantidad de GEI emitidos depende de cada sistema de producción (Robinson et al., 2011), los cuales son diferentes en áreas o regiones y pueden variar, aun regionalmente, desde sistemas extensivos con utilización de bajos insumos a sistemas intensivos (Herrero et al., 2016) y pueden ser cuantificados mediante distintos tipos de indicadores a diferentes escalas.

[1] IPCC es el acrónimo en inglés del Grupo o Panel Intergubernamental para el Cambio Climático. Para mayores detalles: https://www.ipcc.ch/

A nivel global se espera que la población se incremente en 2 billones de personas en los próximos 30 años (de 7,7 a 9,7 billones a 2050) (United Nations [UN], 2019), y se predice que se incrementará el consumo de carne y leche para satisfacer esta demanda, al menos a las tasas de años precedentes (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2006; Herrero et al., 2016). Por lo tanto, se plantea el desafío de la producción de alimentos de origen animal de manera sustentable que satisfaga la demanda de la población mientras se respetan los límites planetarios (Simões et al., 2021). En consecuencia, se remarca a nivel internacional la importancia de contar con estrategias regionales específicas para garantizar una producción ganadera sustentable y el consumo humano, en tanto se considera el impacto de acciones de una región sobre otras (Henchion et al., 2021; Simões et al., 2021).

II. CONTRIBUCIÓN SECTORIAL DE LOS GASES DE EFECTO INVERNADERO A NIVEL MUNDIAL

Existen en la bibliografía diferentes abordajes para el cálculo de las estimaciones sobre GEI. Los enfoques pueden ser a nivel de cadena de producción a través de la metodología de análisis de ciclo de vida, por ejemplo, desde la cuna a la tumba o a la tranquera, o contar con una mirada sectorial. Este último tipo de enfoque es el usualmente utilizado en los inventarios mundiales, nacionales o regionales, y siguen las directrices del IPCC (Faverin et al., 2019b). La metodología propuesta por IPCC es empleada por los gobiernos de los países para calcular lo que se conoce como **Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero**, que comprende las emisiones y absorciones de GEI nacionales que deben ser presentados a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC)[2]. Estas acciones están incluidas en el marco de procesos como el Protocolo de Kyoto[3] y el Acuerdo de París[4].

Las estimaciones propuestas para calcular un inventario se basan en reglas y directrices acordadas internacionalmente, y se alienta a los países a mejorar la precisión de las mismas mediante la adecuación de información o métodos de cálculo que se ajusten mejor a las circunstancias nacionales específicas. La metodología propuesta por el IPCC ha sufrido distintas actualizaciones a la luz de los conocimientos científicos existentes. La última actualización se realizó en 2019 con el objeto de mejorar el proceso de transparencia y presentación de informes. Los inventarios brindan la información oficial del país, que usualmente es utilizada para la elaboración de informes, predicciones y desarrollo de políticas. Estos documentos y los cálculos informados son revisados por un equipo de expertos internacionales para garantizar que las estimaciones de las emisiones cumplan con los criterios de Exhaustividad, Coherencia, Comparabilidad, y Exactitud y Transparencia. Para la elaboración de los inventarios es necesario contar con dos tipos de información: datos de actividad y factores de emisión para estimar los indicadores adecuados. Los primeros se vinculan con la magnitud de las actividades humanas que dan lugar a las emisiones o absorciones que se producen durante un período de tiempo determinado en una zona dada (Tubielo et al., 2015). Un ejemplo de esto son el tipo y la cantidad de ganado, la extensión del área de la agricultura gestionada, las pasturas, los bosques y los cambios asociados, o la cantidad de fertilizante orgánico o sintético aplicada (Tubielo et al., 2015). Estos autores definen los factores de emisión como coeficientes que cuantifican las emisiones o absorciones de un gas por los datos de la unidad

[2] CMNUCC: Convención Marco de Naciones Unidas para el Cambio Climático (UNFCCC por sus siglas en inglés). Para mayor información consultar en: UNhttps://unfccc.int/?msclkid=52afe5d4aad811ec8abfe9921554ae42FCCC

[3] https://unfccc.int/kyoto_protocol . El Protocolo de Kyoto pone en funcionamiento el CMNUCC

[4] El Acuerdo de París entró en vigor el 4 de noviembre de 2016 para reforzar la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático. Para más información consultar en: https://www.un.org/es/climatechange/paris-agreement?msclkid=d0a6c626aad811eca2f8fa849f2b916c

de actividad, y están basados en el promedio de mediciones en varios niveles de detalle con el objeto de desarrollar una tasa representativa de emisión para un nivel de actividad dado. Las emisiones totales se calculan multiplicando los datos de actividad por los factores de emisión. No obstante, existen diferentes niveles de complejidad para la descripción de actividades y para diferenciar las emisiones generadas a partir de las mismas.

En los inventarios se enumeran la cantidad de GEI emitidos a la atmósfera, al igual que los capturados, por fuente durante un periodo de tiempo determinado (estimaciones anuales). La información y su evolución son analizadas por sectores económicos (Figura 5.1) para los cuales se contabilizan emisiones de distintas fuentes. Los GEI incluidos en estos informes son aquellos de origen antropogénico y pueden provenir de distintas fuentes, e involucran el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4), el óxido nitroso (N_2O) y los gases fluorados (HFCs, PFC, SF6). El vapor de agua es un potente GEI de origen natural, por lo tanto, no está incluido en estos informes. El CO_2 proviene, principalmente, de la combustión de combustibles fósiles en diferentes sectores económicos, procesos industriales, de la agricultura, silvicultura y otros usos del suelo (sector conocido como AFOLU por sus siglas en inglés de *Agriculture, Forestry, and Other Land Use*). Sin embargo, en el sector AFOLU, la principal fuente de CO_2 emitido, corresponde al cambio en el uso del suelo, como resultado, principalmente, de la deforestación. El CH_4 es derivado de los sectores de residuos y del AFOLU, el N_2O de los sectores de procesos industriales y del AFOLU, y los gases fluorados del sector de procesos industriales.

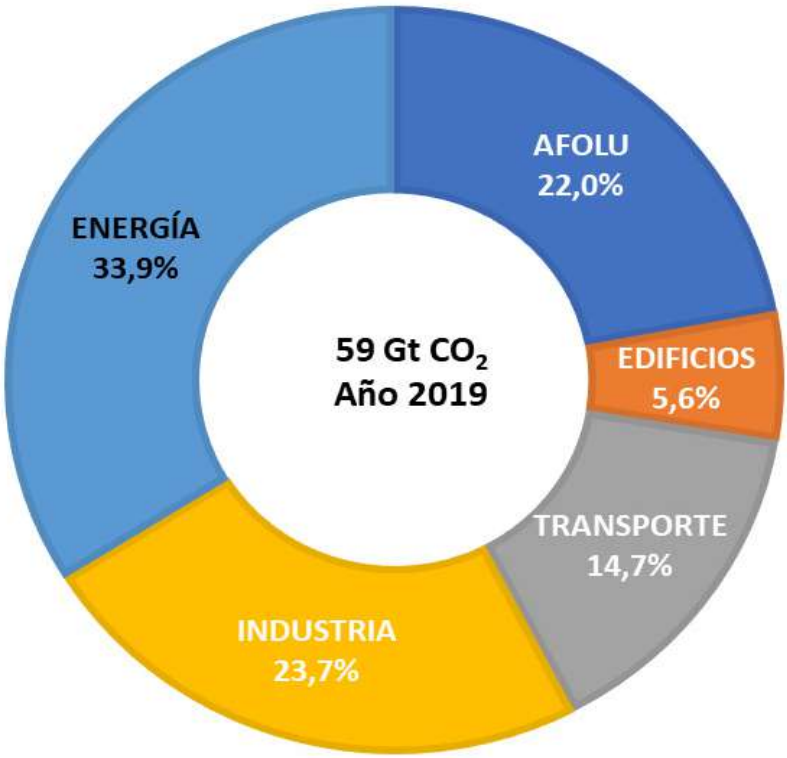


Figura 5.1: Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) antropogénicas globales netas ($GtCO_2$ eq./año) procedentes de los sectores económicos en 2019 (Adaptada de IPCC, 2022). Incluyen el CO_2 procedente de la quema de combustibles fósiles y los procesos industriales; CO_2 neto del uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura; metano (CH_4); óxido nitroso (N_2O); gases fluorados (HFC, PFC, SF6, NF3). Los potenciales de calentamiento global utilizados fueron los del Sexto Informe IPCC (IPCC, 2021)

Las emisiones desde la ganadería incluyen los GEI distintos del CO_2 que provienen de la fermentación entérica de los rumiantes y de la fermentación anaeróbica en los procesos de manejo

de estiércol/purines, así como de las heces y orina depositadas en pasturas (IPCC, 2006; IPCC, 2019). Herrero et al. (2016) estimaron que el sector ganadero global fue responsable de las emisiones de 5,6 a 7,5 Gt CO_2eq/año entre 1995 y 2005. Las fuentes más importantes de emisión que identificaron fueron el CH_4 proveniente de la fermentación entérica (1,6–2,7 Gt CO_2eq/año), emisiones de N_2O asociadas con la producción de alimentos (1,3–2,0 Gt CO_2eq/año) y el uso de la tierra para la alimentación animal y pasturas, incluyendo los cambios en su uso (~1,6 Gt CO_2eq/año) (Herrero et al., 2016).

Un tópico de actual debate e interés es la necesidad de conocer la posibilidad de tener compensaciones en lo que respecta a GEI, teniendo en cuenta los balances de ganancia y pérdidas de carbono en forma de CO2eq (Gerber et al., 2013; Bhattacharyya et al., 2021) (Figura 5.2). Las emisiones del sector agropecuario incluyen, únicamente, CH_4 y N_2O, y el CO_2 es incluido como cambios en el uso de la tierra en las guías a nivel sectorial; no obstante, existen muchas iniciativas y propuestas para tener valores de secuestro de carbono, básicamente en los sistemas de producción bovina pastoril. La eliminación o secuestro de CO_2 de la atmósfera se puede originar por tres procesos: la absorción por los océanos, la fotosíntesis y el secuestro en el suelo. Estos dos últimos son importantes en lo que se relaciona con los sistemas de producción ganadera pastoril. Los procesos mencionados funcionan a ritmos diferentes y, por lo general, están al límite de su capacidad para eliminar las emisiones biogénicas y naturales de CO_2. Por lo tanto, el CO_2 antropogénico tiende a superar la capacidad de la naturaleza para absorberlo, y su vida media puede llegar a ser de miles de años (Cuadro 5.1; Figura 5.2). En el caso de las emisiones de GEI por unidad de producto, su reducción puede acompañar a las reducciones absolutas de GEI, siempre que se aplique al mismo tiempo prácticas de manejo agropecuarias adecuadas para limitar la producción total (Paterson y Holden, 2019).

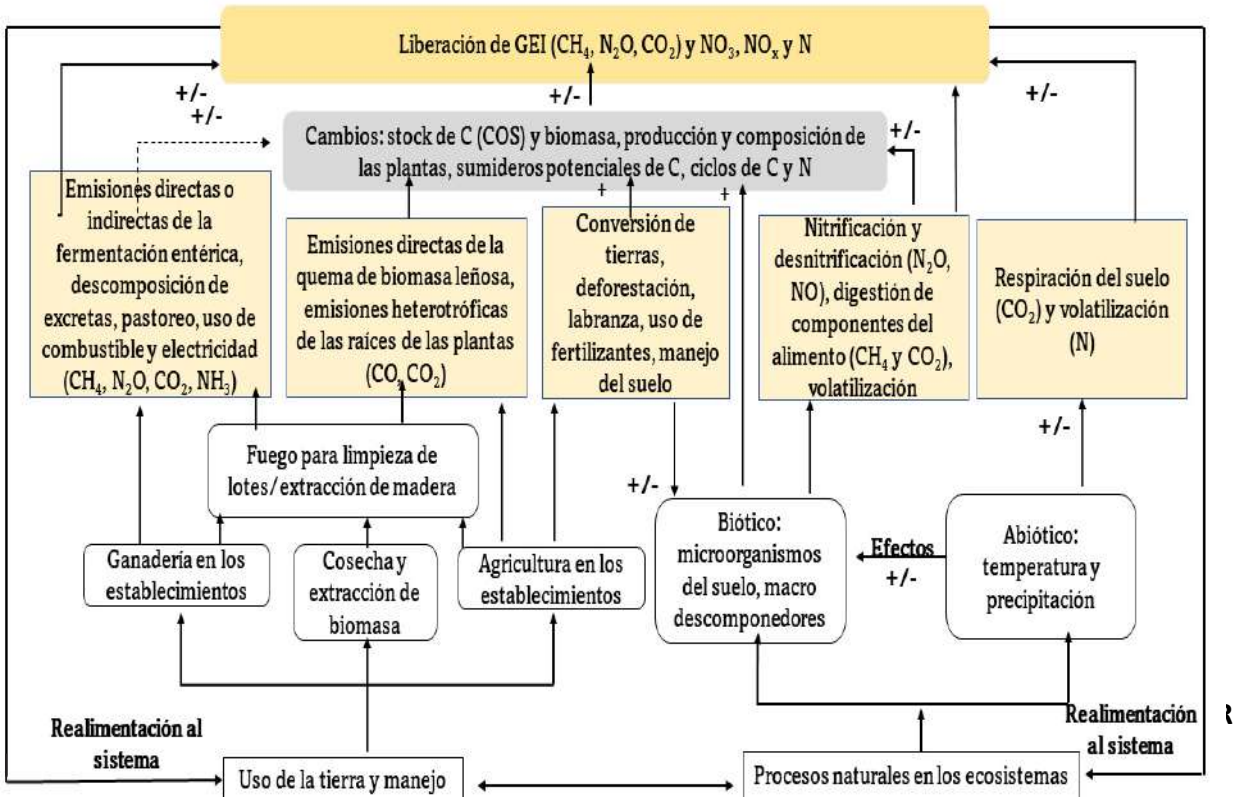


Figura 5.2: Causas y fuentes de las emisiones de gases de efecto invernadero y la dinámica del carbono de los ecosistemas (conceptualización de Mgalula et al. (2021) y adaptada para este capítulo). El (+) y (-) de los signos indican una contribución positiva y negativa de una actividad o proceso a las emisiones de GEI. Las flechas directas muestran las fuentes o procesos de emisión, y la flecha discontinua indica fuentes de emisión directa o indirecta. En los 5 cuadros centrales (coloreados) se mencionan los procesos.

III. POTENCIAL DE CALENTAMIENTO GLOBAL: DEFINICIÓN Y MÉTRICAS QUE PUEDEN IMPACTAR EN EL SECTOR GANADERO

Los GEI absorben energía que contribuye al calentamiento global y reducen la velocidad a la que la energía escapa al espacio; en tanto, los diferentes gases pueden tener distintos efectos en ese calentamiento[5]. El impacto de los GEI en el calentamiento global depende de su forzamiento radiativo, de su concentración atmosférica y su vida útil, es decir, el tiempo que permanecen en la atmósfera. El forzamiento radiativo es la medida de la influencia que un factor ejerce en el cambio del balance de la energía entrante y saliente en el sistema atmosférico terrestre y es un índice de la importancia del factor como mecanismo potencial del cambio climático. Sus valores pueden ser positivos y negativos que indican calentamiento y enfriamiento de la superficie, respectivamente (IPCC, 2007).

El Potencial de Calentamiento Global (PCG) es la métrica que se utiliza para las comparaciones de GEI y reportar a la CMNUCC[6]. En particular, es una medida de la capacidad de un GEI de influir en el forzamiento radiativo, expresada en términos de una sustancia de referencia (se utiliza en estos casos el CO_2 como gas de referencia) y de un horizonte temporal determinado. Un valor mayor de PCG implica una mayor capacidad de calentamiento de la tierra en un determinado período y horizonte temporal. Esta métrica se incluyó en el Primer Informe de Evaluación del IPCC y fue establecida formalmente por la política climática internacional en el marco de la CMNUCC y el Acuerdo de París, así como en los enfoques de ciclo de vida para la estimación de huella de carbono (Lynch et al., 2020). La importancia de las métricas radica en que permiten convertir los GEI a una unidad conocida como **dióxido de carbono equivalente** (CO_2 eq.) que es calculada multiplicando la cantidad emitida de un gas particular por su PCG. Esto permite, también, expresar las emisiones en una misma unidad, lo cual facilita las comparaciones.

Los PCG se presentan en diferentes horizontes temporales (20, 100 y 500 años) como balance de los efectos a corto, medio y largo plazo de las emisiones; no obstante, en la actualidad, el PCG que es ampliamente utilizado como métrica determinada, es el de 100 años (en el caso de reportes a la CMNUCC esta métrica fue negociada entre países), considerado coherente con la consecución de los objetivos internacionales de temperatura a largo plazo (IPCC, 2013). Los valores de PCG se han actualizado periódicamente y alcanzan su refinamiento en función de las investigaciones científicas en la materia[7].

En el Cuadro 5.1 se muestran los GEI directamente vinculados con la producción ganadera, su tiempo de vida en la atmósfera y PCG. El CO_2 es el gas que se utiliza como referencia (y de mayor abundancia) y tiene por definición un PCG de 1 independientemente del período de tiempo utilizado. Este gas tiene una permanencia en la atmósfera, que si bien es variable, puede alcanzar miles de años. El CH_4 es el segundo GEI más abundante, y de importancia clave para los rumiantes. Este gas tiene un mayor efecto de calentamiento que el CO_2 en base a la masa, y tiene una vida de permanencia de aproximadamente una década (mucho menor al CO_2). El N_2O tiene un PCG de 273 veces mayor que el CO_2 durante un horizonte de 100 años, con una permanencia en la atmósfera relativamente larga, pero su concentración en la atmósfera es baja (5 %). La segunda fuente de emisión para los bovinos de base pastoril es el N_2O a partir de la orina y heces de animales, pero también estas emisiones provienen de la aplicación de fertilizantes, ya sean orgánicos (estiércol) o inorgánicos (producidos comercialmente), y durante el tratamiento del estiércol/purines.

[5] https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials
[6] En el caso de Argentina se utilizó para estimar el compromiso de reducción al 2030 (NDCs)
[7] un mayor detalle se puede encontrar en: Climate Change 2021: The Physical Science Basis | Climate Change 2021: The Physical Science Basis (ipcc.ch)

Cuadro 5.1: Gases de efecto invernadero (GEI) y su fórmula, tiempo de vida y potencial de calentamiento global (PCG) en un horizonte temporal de 100 años vinculados a la producción ganadera correspondientes al Sexto Informe del IPCC (IPCC, 2021)

GEI	Fórmula química	Tiempo de vida (años)	PCG
Dióxido de carbono	CO_2	Múltiple *	1
Metano biogénico	CH_4	11,8	27
Metano fósil	CH_4	11,8	29,8
Óxido nitroso	N_2O	109	273

*No se puede dar una vida útil única para el CO_2 porque se mueve por todo el sistema terrestre a diferentes velocidades. Parte del CO_2 se absorberá muy rápidamente, mientras que parte permanecerá en la atmósfera durante miles de años. # masa molar de CH_4: 16,04 g/mol; masa molar del CO_2: 44,01 g/mol. La relación entre masas del CO_2 y CH_4 da 2,74. La reducción neta de una tonelada de CH_4 después de su combustión es 22,26 t.

Existen otras formas para la comparación de gases, una de ellas es el potencial de cambio de la temperatura global (PTG) que también es informado en las guías del IPCC (IPCC, 2013). La diferencia entre PCG y PTG es que mientras el primero representa una medida relativa de calor atrapado por un GEI (en un determinado tiempo y en comparación al CO_2), el segundo se refiere al cambio de la temperatura media global en superficie que induce un GEI determinado con respecto al CO_2 en un tiempo determinado. El cálculo de GTP es más complejo, ya que requiere modelar cuánto responde el sistema climático al aumento de las concentraciones de GEI (la sensibilidad climática) y qué tan rápido responde el sistema (basado en parte en cómo el océano absorbe el calor)[8].

La elección de la métrica utilizada para comparar las emisiones de diferentes GEI es crucial para evaluar la contribución agregada del sector ganadero al cambio climático. Por ejemplo, al usar el GTP a un horizonte de 100 años, el CH_4 fósil y no fósil son iguales a sólo 7,5 y 4,7 veces el CO_2 en comparación con 29,8 para el CH_4 de origen fósil y 27 para el de origen no fósil cuando se utiliza el PCG al mismo horizonte, pero el N_2O sólo cambia de 233 (GTP) a 273 (PCG) (IPCC, 2021). Desde que se adoptó el Acuerdo de París, se han debatido nuevos conceptos científicos, por ejemplo, una métrica contable propuesta recientemente, el PCG* (más conocido como GWP*, por sus siglas en inglés) (Allen et al., 2018). Algunos científicos especializados consideran que el PCG tiene deficiencias como métrica climática universal ya que no puede diferenciar, en forma suficiente, los impactos contrastantes de los contaminantes climáticos de vida larga (por ejemplo: CO_2 y N_2O) y corta (por ejemplo: CH_4) (Lynch et al., 2020). La métrica PCG* adopta un enfoque ligeramente diferente para determinar el efecto de los contaminantes de vida corta, lo cual permite que CH_4 sea considerado en una escala de tiempo decenal, más apropiada dada su vida atmosférica (Thompson y Rowntree, 2020). Los especialistas consideran que la utilización de esta métrica para el caso del CH_4 permitirá que su potencial de calentamiento alcance el cero, lo cual no es posible con el CO_2 porque su vida media de permanencia en la atmósfera es larga, a menos que se considere el secuestro de carbono (Allen et al., 2018). El N_2O, a diferencia del CH_4, es considerado un contaminante climático de larga

[8] https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials

vida en la atmósfera y, por ende, no parecería verse muy afectado por las estimaciones propuestas para el PCG*. No obstante, estos conceptos están en debate, y resulta una preocupación obtener un consenso en el contexto específico de la política climática mundial.

Otro aspecto a tener en cuenta es la diferencia entre los GEI (CO_2 y CH_4) atribuibles a la combustión de combustibles fósiles y al CH_4 biogénico de origen ganadero (Figura 5.2). En el primer caso, el CO_2 liberado se encuentra almacenado en el suelo desde hace millones de años y es liberado a la atmósfera donde puede permanecer por largo tiempo. Por otra parte, el CH_4 biogénico entra en el ciclo del carbono y se descompone mediante la oxidación en CO_2 que entra nuevamente en el ciclo para ser utilizado en otros procesos (Figura 5.3).

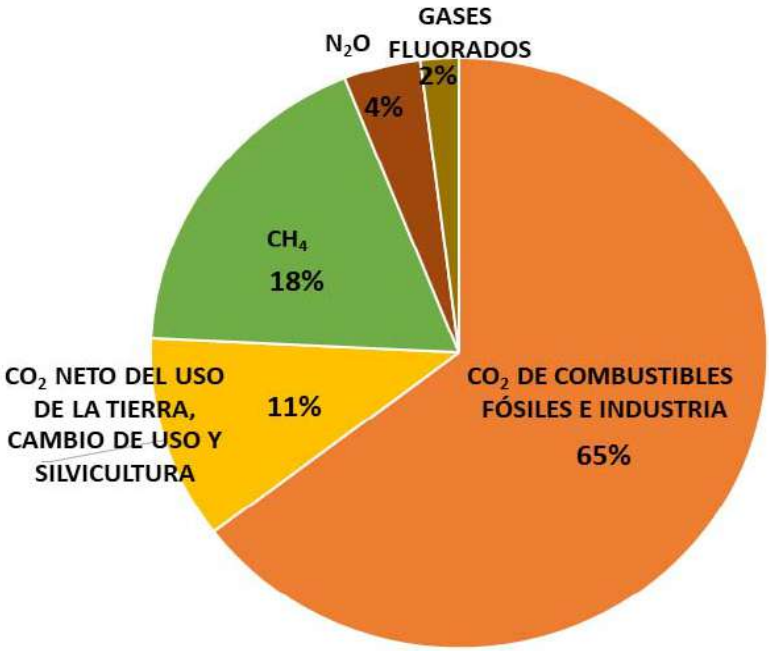


Figura 5.3: Emisiones antropogénicas netas globales para los principales grupos de gases de efecto invernadero globales por gas (2019) (IPCC, 2022). Los potenciales de calentamiento global utilizados fueron los del Sexto Informe IPCC (IPCC, 2021)

IV. MÉTODOS DE ACUERDO A DISTINTOS ENFOQUES PARA LA CONTABILIZACIÓN DE GASES DE EFECTO INVERNADERO

IV.a Inventarios Nacionales: Enfoque Sectorial

La conferencia de Partes (su acrónimo es COP) se trata de un evento anual de los países que forman parte de la CMNUCC. Desde 1992, las naciones han acordado tratar de reducir las emisiones. En particular, en los eventos participan usualmente, además de los representantes de los estados parte, organismos internacionales, organizaciones no gubernamentales, observadores, medios de comunicación y la sociedad, la cual participa de diferentes formas. En las COPs, por tratarse de la máxima reunión de los órganos de negociación del régimen internacional sobre cambio climático, se establecen obligaciones y responsabilidades de las partes. En estas reuniones se asumen compromisos nacionales, como la de presentar los inventarios de GEI y establecer programas nacionales que contengan medidas de mitigación y adaptación al cambio climático que son plasmadas en las Comunicaciones Nacionales (Morena Muzzio et al., 2019). La primera COP se celebró en Berlín en el año 1995 y la última (COP 26) en Glasgow, Escocia en el año 2021.

A partir de 2014, los países en desarrollo tienen la obligación de presentar cada dos años los Informes Bienales de Actualización (BUR por su sigla en inglés). En general, los informes contienen

información actualizada sobre las circunstancias nacionales del país y arreglos institucionales para la preparación de los BUR, los inventarios nacionales de GEI, las necesidades y apoyo recibido en materia de financiación, tecnología y fomento de la capacidad, y la información sobre las medidas de mitigación y su respectiva metodología de monitoreo, reporte y verificación (Morena Muzzio et al., 2019). En el caso de Argentina, se han presentado datos desde el año 1990 a través de la primera comunicación nacional, y el último informe presentado fue el cuarto BUR (informe bienal de actualización) a fines de 2021 en el cual se presentó el recálculo de la serie temporal 1990-2018. Se estimaron las emisiones y absorciones correspondientes al conjunto completo de GEI contemplados en las Directrices del IPCC de 2006, complementadas en algunos casos con el Perfeccionamiento de 2019 de las Directrices del IPCC de 2006, siempre que existieran los datos de actividad asociados, así como los gases precursores. Asimismo, se utilizaron los PCG del Segundo Informe de Evaluación del IPCC (IPCC, 1996b). Para garantizar el cumplimiento del requisito de la información necesaria y completa para la estimación de un inventario de GEI, los BUR deben reportar las emisiones netas y totales correspondientes a las actividades desarrolladas hasta 4 años antes de su presentación o años más recientes si hay información disponible, y que los BUR subsiguientes cubrirán un año calendario que no preceda a la fecha de presentación por más de cuatro años[9]. En la Figura 5.4 se representan esquemáticamente las presentaciones realizadas por Argentina[10].

Figura 5.4: Presentaciones de Argentina ante la Convención Marco de Naciones Unidas para el Cambio Climático (adaptado de Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MAyDS], 2021)

La información de los inventarios e informes bienales es importante que sea precisa, completa, transparente, consistente y comparable, y con este propósito el IPCC propuso su primeras Directrices en 1995 que fueron posteriormente actualizadas (revisadas en 1996) (IPCC, 1996a; IPCC, 2006; IPCC, 2019), además de guías de buenas prácticas (e.g. IPCC, 2000) y complementarias (e.g. IPCC, 2014). Las guías del IPCC brindan el contexto metodológico para aplicar distintos niveles de complejidad en la estimación, conocidos también como «Tier». El Nivel 1 (o Tier 1) propone un método sencillo para el cálculo, con datos de actividad y factores de emisión, particularmente estos últimos provistos por defecto por el IPCC. Los datos de actividad, cuando se aplican a nivel país, utilizan fuentes de datos nacionales. También existe una forma refinada del Nivel 1 que involucra la revisión del factor de emisión, lo cual hace referencia a categorías calculadas con

[9] Para mayor detalle: untitled (unfccc.int)
[10] Para mayor detalle: https://www.argentina.gob.ar/ambiente/cambio-climatico/informe-pais

factores de emisión por defecto, pero contrastados con datos locales (IPCC, 2019). Para el Nivel 2 (o Tier 2) se puede utilizar el mismo tipo de cálculo que para el Nivel 1, pero se aplican factores de emisión específicos de un país o región. La resolución temporal y espacial más alta y los datos de actividad más desagregados se utilizan normalmente en el Nivel 2 para corresponder con los coeficientes definidos por el país para regiones específicas y categorías especializadas de uso de la tierra o ganado (Cowie et al., 2012). En el Nivel 3 se utilizan métodos de orden superior, incluidos modelos y sistemas de medición de inventarios diseñados para abordar las circunstancias nacionales, repetidos a lo largo del tiempo e impulsados por datos de actividad de alta resolución, desglosados a nivel subnacional. Estos sistemas pueden incluir un muestreo de campo completo repetido a intervalos de tiempo regulares y / o sistemas basados en información geográfica de edad, datos de clase / producción, datos de suelos y uso de la tierra y gestión de datos de actividad, integrando varios tipos de seguimiento (Cowie et al., 2012).

Para el caso de Argentina, las emisiones netas totales del año 2018 fueron estimadas en 365.889,79 $GgCO_2eq$. Según el Cuarto BUR (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MAyDS], 2021), las emisiones y absorciones del país han tenido una tendencia creciente a lo largo de los años en todos los sectores con excepción de AFOLU, el cual presenta un comportamiento fluctuante y se considera una componente compleja relacionada con la dinámica del uso del suelo, asociada con las políticas del sector, las condiciones climáticas y aspectos externos. Las emisiones y absorciones de GEI del sector AFOLU se contabilizaron, principalmente, con los métodos de Nivel 1 y 2 utilizando en el último informe las directrices de IPCC (2006) (MAyDS, 2021). El sector AFOLU representa el 39 % de las emisiones netas totales del país para el año 2018, e incluye las emisiones y las absorciones de tierras forestales, tierras de cultivo, pastizales y otros usos de la tierra, las emisiones por la gestión del ganado y del estiércol, las emisiones de los suelos gestionados y las emisiones debidas a la aplicación de fertilizantes (MAyDS, 2021). En la Figura 5.5 se observa la distribución de las emisiones y de las absorciones según las categorías que componen el sector. Dentro del sector AFOLU las emisiones se distribuyen de la siguiente manera: por el ganado (representa el 40 % de las emisiones netas del sector), tierras (26 % de las emisiones del sector), fuentes agregadas y fuentes de emisión no CO_2 en la tierra (34 %) y productos de madera recolectada (2 % como absorción) (MAyDS, 2021). Dentro de la categoría Tierras, en este informe se incluyeron las absorciones asociadas a bosque cultivado, bosque nativo, tierras de cultivo y pastizales, y dentro de la categoría otros, se consideran las absorciones netas de los productos de madera recolectada en 2018.

La producción de bovinos para carne representó un 17 % de las emisiones netas totales. En particular, la ganadería para carne representó el 83 % de las emisiones provenientes del ganado, mientras que la ganadería para leche y las ganaderías no bovinas influyen con un 10 % y un 7 % de las emisiones de la categoría, respectivamente (MAyDS, 2021).

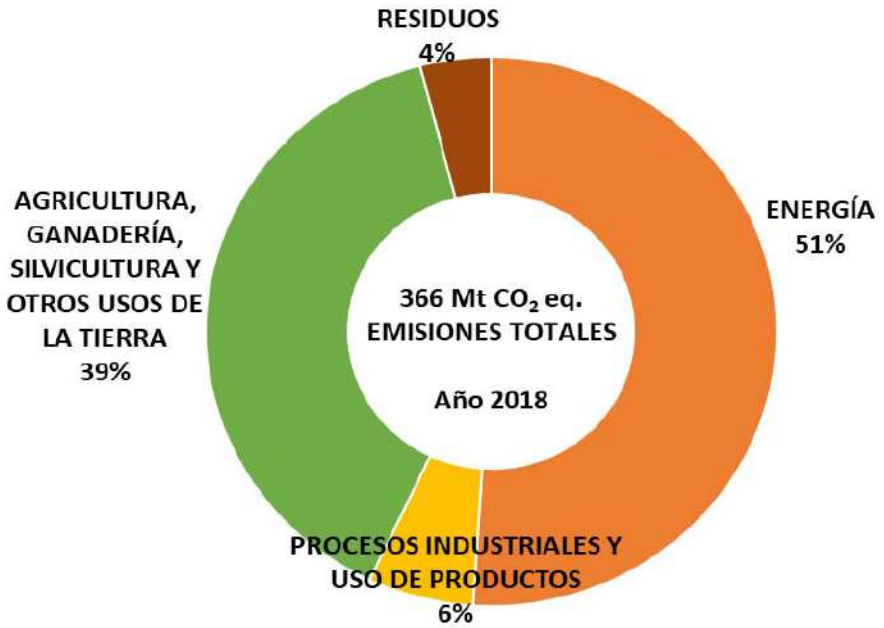


Figura 5.5: Participación de cada sector del inventario de gases de efecto invernadero argentino para el año 2018 (MAyDS, 2021).

IV.b Huella de Carbono: Enfoque a nivel de cadena

Los indicadores que expresan las emisiones por unidad de producto pueden ser halladas con la denominación **huella de carbono**, aunque se utiliza en algunos estudios la denominación **intensidad de emisión** (se debe prestar una especial atención a esta denominación porque en algunos estudios se refieren a intensidad de emisión de un gas determinado por unidad de producto). En particular, las estimaciones hasta la tranquera es un tópico de interés creciente en bovinos para carne y para leche, particularmente para quienes se dedican a la producción agropecuaria. Las emisiones a nivel de cadena de producción de alimentos pueden variar entre países, regiones y productos, y puede diferir entre los distintos países según la región y el sistema de producción (Crosson et al., 2011; Faverin et al., 2014). **No obstante, cuando se comparan valores de huella de carbono es importante tener en cuenta que pueden no ser estrictamente comparables, debido a que los límites establecidos para la estimación, los GEI involucrados y las fuentes incluidas pueden diferir entre estudios, además de los PCG utilizados para el cálculo** (Crosson et al., 2011; Faverin et al., 2014; Faverin et al., 2019b).

Teniendo en cuenta la mirada sectorial desarrollada en el punto anterior, es importante destacar que el sector AFOLU no incluye los GEI emitidos durante el proceso de producción de los insumos agropecuarios como los fertilizantes, las emisiones por el uso de fuentes energéticas para la producción y las emisiones asociadas a la cadena de transporte y distribución de los productos a nivel de cadena. En este caso, la cuantificación del impacto en el clima de los sistemas de producción bovina puede variar en función de donde se considera que comienza y donde finaliza la evaluación, así como también los diferentes enfoques que se utilizan y las implicancias para las políticas (Organisation for Economic Co-operation and Development [OECD], 2021). Algunas características de este enfoque son las siguientes:

- Las emisiones en el establecimiento incluyen el CH_4 de la fermentación entérica, CH_4 y N_2O del estiércol/purines, N_2O de los fertilizantes aplicados a los suelos, CO_2 de la aplicación de urea y cal, CO_2 del uso de energía (es decir, electricidad y combustible) y CO_2 emitido o secuestrado por el uso de la tierra y el cambio de uso de la tierra.

- Los enfoques de la cuna a la tranquera (y en algunos casos hasta el tenedor) incluyen emisiones previas al establecimiento, por ejemplo, de la producción de alimentos, fertilizantes y otros insumos utilizados en el proceso de producción hasta que los animales abandonan el establecimiento.
- Los estudios en general declaran las emisiones incluidas o excluidas en las evaluaciones. En el caso de estudios que van más allá de la tranquera, las aproximaciones incluyen las emisiones del transporte y procesamiento de animales. Uno de los problemas que se plantea en este tipo de enfoques es el de establecer los límites para considerar las fuentes de emisión. Por ejemplo, en el caso agropecuario, la inclusión de las emisiones provenientes de los insumos para la fabricación de tractores o de energía para la fabricación de neumáticos.

El enfoque del análisis del ciclo de vida (ACV) es ampliamente utilizado para modelar el desempeño ambiental de sistemas y productos agropecuarios (Crosson et al., 2011; Faverin et al., 2014; de Vries et al., 2015; Faverin et al, 2019b). Este enfoque no se centra exclusivamente en el cambio climático, aunque en general actualmente recibe más atención, sino que cubre una amplia gama de problemas ambientales que requieren considerar un grupo de indicadores. Se utilizan para evaluar, además del impacto del cambio climático, otros como el uso de agua dulce, la ocupación y transformación de la tierra, la eutrofización acuática, los efectos tóxicos en la salud humana, el agotamiento de los recursos no renovables y los efectos ecotóxicos de los metales y los productos químicos orgánicos sintéticos (Bjørn et al., 2018). Para el cálculo de la huella de carbono existen normas y marcos metodológicos, sin embargo, si bien las metodologías para su estimación se consideraban poco armonizadas (Ercin y Hoekstra, 2012; De Vries et al., 2015), recientemente la UE ha publicado recomendaciones para la determinación de la huella ambiental que involucran la medición y comunicación del comportamiento de productos y organizaciones a lo largo de su ciclo de vida[11]. Además, a nivel de establecimiento coexisten dos enfoques para la estimación de las emisiones, las simulaciones con modelos estáticos y/o dinámicos con diferentes grados de detalle en su representación y el ACV (Crosson et al., 2011; Faverin et al., 2014; Faverin et al., 2019b). En este último caso, hay distintas formas de cálculo, tales como Guías generales como las normas ISO que representan estándares de referencia para el cálculo de CO_2 (norma ISO 14044 (2006) sobre Gestión Ambiental – Análisis de Ciclo de Vida, norma ISO 14067 (2018) sobre GEI y huella de carbono de los productos) y guías específicas como la PAS 2050 (British Standard Institute [BSI], 2011), Bilan Carbone®[12] o el «GHG Protocol»[13] para la contabilidad, cálculo y monitoreo de los GEI.

El ACV consta de cuatro fases principales:

1) **Definición del objetivo y el alcance**: incluye la definición de objetivos, público objetivo y aplicación, mediante la definición del límite del sistema, la (s) unidad (es) funcional (es) (por ejemplo, en bovinos para carne podrían ser el kilogramo de peso vivo, el kilogramo de carne, kilogramo de proteína consumible, y en bovinos para leche kilogramo de leche corregida por grasa y proteína, etc.), tipo de marco de modelado (atribucional o consecuente) y el método para el manejo de los co-productos (por ejemplo, leche y carne en bovinos lecheros) si los hubiera (International Organization for Standardization [ISO], 2006; European Commission, 2011).

2) **Análisis del inventario:** Se recopilan datos del inventario de ciclo de vida, datos de entrada y de salida, y las ecuaciones que permitan cuantificar las emisiones y el uso de recursos.

[11] Publications Office (boe.es)
[12] https://www.associationbilancarbone.fr/se-former/
[13] www.ghgprotocol.org

3) **Evaluación del impacto**: Impacto del ciclo de vida, y los flujos de entrada y de salida del inventario se convierten en indicadores para estimar los impactos ambientales potenciales (European Commission, 2011).

4) **Interpretación de resultados**: Se resumen y discuten los resultados, y se extraen las conclusiones, recomendaciones y toma de decisiones de acuerdo con el objetivo y el alcance del estudio (ISO, 2006).

Aunque existen limitaciones con este enfoque, como la representación del modelado de las pérdidas de CO_2 del suelo o la tierra, la metodología ACV se considera el enfoque más sólido y completo para calcular los impactos ambientales y evaluar las estrategias de mitigación (Crosson et al., 2011). En la actualidad, los estudios suelen incluir estimaciones o sensibilizaciones en relación al secuestro de carbono, dado que es fundamental, a la hora de la evaluación sistemas de producción pastoriles o silvopastoriles, para analizar las compensaciones y su contribución a la mitigación de GEI (Mazzetto et al., 2020; Cusack et al., 2021; Gándara et al., 2021).

En general, la reducción de emisiones de GEI a nivel de cadena de producción bovina se ha enfocado en identificar estrategias que propendan a la reducción en la intensidad de emisión de GEI o huella de carbono. Los estudios publicados encuentran diferencias importantes en las intensidades de emisión entre continentes (Gerber et al., 2013) y entre establecimientos en un país determinado, estimaciones que dependen de los recursos utilizados y del manejo de los establecimientos. Numerosos estudios han sido desarrollados con el objeto de mitigar las emisiones de GEI a nivel de establecimiento, que es considerada la mayor fuente en la cadena de producción (entre 70 a 90 % según distintos estudios) (Flysjö et al., 2012; Hristov et al., 2013; Gerber et al., 2013; Rawnsley et al., 2016; Beauchemin et al., 2020).

V. UNIDADES DE REPORTE Y TIPOS DE INDICADORES

El uso habitual de las métricas para utilizar en la construcción de indicadores de emisión/absorción de GEI es proporcionar información sobre en qué medida los diferentes GEI contribuyen al cambio climático y el beneficio que supondría evitar su emisión o los impactos de las absorciones en la emisión neta. Sin duda, si bien es importante la evaluación descriptiva de la contribución de un sector y/o actividad como la brindada por los inventarios, también resultan centrales las evaluaciones a nivel de establecimiento ya que es el lugar donde se toman las decisiones que pueden determinar la mitigación de los GEI y contribuir a la identificación de alternativas más eficientes en donde trabajar en este sentido.

Las emisiones y absorciones de GEI a partir de los inventarios brindan información sobre la tendencia de emisiones antropogénicas por sectores (ej. Energético, Procesos Industriales, Residuos y AFOLU) a nivel nacional (eventualmente territorial). Como fue mencionado previamente, las emisiones pueden ser estimadas multiplicando el dato de actividad (referidos al grado o nivel de actividad humana que genera emisiones durante un período de tiempo determinado) por un factor de emisión específico que intenta representar la tasa de emisión. Los resultados pueden ser expresados en kilogramos, toneladas o gigatoneladas de CO_2 equivalente por año, por unidad de área o por unidad de producción (IPCC, 2006; Colomb et al., 2013; IPCC, 2019) (Cuadro 5.1).

Las unidades que utilizan estos inventarios son aquellas vinculadas a las emisiones por gas y netas (emisiones – absorciones). Sin embargo, existen otras métricas, como el cálculo de emisiones por unidad de superficie (por hectárea) y de las intensidades de emisión (emisiones por unidad de producto), las cuales pueden ser relevantes en contextos productivos, comerciales y/o políticos (Cuadro 5.1). Las emisiones por unidad de superficie, por ejemplo, pueden ser usadas para

determinar la contribución de los establecimientos a las emisiones netas nacionales, mientras que las intensidades de emisión pueden, también, ser útiles en comparaciones internacionales y de etiquetado de productos para respaldar las decisiones del consumidor, y determinar cambios en las emisiones absolutas/netas de un producto determinado (Reisinger y Ledgard, 2013).

El cálculo de diferentes indicadores (emisiones netas, por unidad de superficie o de producto, balance de carbono) y escalas (nacional, regional o mundial) puede ser logrado a través de distintas formas de estimación y grado de detalle (Tabla 5.1). En general, la información sobre metodologías de estimación de GEI es numerosa, con diferentes enfoques y niveles de complejidad en los algoritmos donde se utilizan desde métodos estadísticos empíricos hasta modelos dinámicos integrados que consideran las interacciones entre fuentes de emisión (Crosson et al., 2011).

VI. EVALUACIONES A NIVEL DE ESTABLECIMIENTO

Las evaluaciones de las emisiones y absorciones de GEI provenientes de los establecimientos ganaderos se pueden realizar mediante mediciones a campo, y suelen complementarse con actividades en laboratorio. Los ejemplos más frecuentes son: fermentación entérica por medio de técnicas como SF_6 o cámaras respiratorias, emisiones desde el suelo por la aplicación de fuentes nitrogenadas mediante cámaras estáticas, mediciones de flujos mediante las torres de eddy covariance, mediciones de carbono en suelos, entre otras. Son importantes para un acercamiento a valores propios de los sistemas de producción y que puedan contribuir a estimaciones más precisas (Rapson y Dacres, 2014; Hristov et al., 2018; Bhattacharyya et al., 2021). En general, las mediciones son costosas, laboriosas y requieren de tiempo, por lo cual, usualmente se emplea la modelación a nivel de establecimiento porque posibilita, mediante el uso de ecuaciones o modelos matemáticos, representar los procesos e interacciones complejas que ocurren en los sistemas de producción.

El abordaje holístico puede basarse no sólo en distintos indicadores de sostenibilidad, sino también es conveniente acompañarlo con evaluaciones de tipo económico, aunque la incorporación de esta última no resulta frecuente (Lengers et al., 2013; O'Brien et al., 2015; Faverin et al., 2019a; Jayasundara et al., 2019; Kamilaris et al., 2020). Eventualmente, las evaluaciones pueden incluir su impacto en el negocio (ahorro en dinero para el productor, evaluaciones de futuras inversiones, valor adicional de un producto) y en indicadores sociales (optimización de tiempos para actividades en el establecimiento, mejora por la capacitación de los empleados para alcanzar una mayor eficiencia de la producción). En el caso particular de las estimaciones de GEI en sistemas de producción bovina para carne y para leche por unidad de producto, existe una gran variación regional atribuible, no sólo al sistema de producción propiamente dicho y su ubicación en diferentes regiones agroclimáticas, sino también a las emisiones de parte de los componentes del sistema (Gerber et al., 2013). Los resultados se vinculan a las prácticas realizadas en los establecimientos, pero también a los intereses de los productores, y en el caso de sistemas pastoriles, los bovinos pueden contribuir a incrementar o reducir los stocks de carbono del suelo (Bhattacharyya et al., 2021).

En el caso de los bovinos para carne y para leche se han realizado numerosos estudios utilizando modelos a nivel de establecimiento (*whole-farm models*, en inglés), principalmente debido a que los mismos son el lugar en los que toman y aplican las opciones de mitigación (Del Prado et al., 2013). Asimismo, cuando se realiza la evaluación de un producto, como la carne y/o leche, las mayores emisiones son las que se producen hasta la tranquera (Eide, 2002; Beauchemin et al., 2010; Crosson et al., 2011; Rawnsley et al., 2016; Lorenz et al., 2019). No obstante, los valores calculados mediante modelación a nivel de establecimiento, como huella de carbono mediante el enfoque de ciclo de vida, presentan valores diferenciales para distintas regiones, sistemas de producción y escenarios de gestión (Crosson et al., 2011; Faverin et al., 2014; Lorenz et al., 2019).

En general, los estudios involucran las emisiones expresadas en CO_2eq., donde se consideran todas las emisiones directas (CH_4, N_2O y CO_2) e indirectas (como, por ejemplo, escurrimiento y lixiviación de nitrógeno, volatilización de amoniaco) y de la manufactura de insumos utilizados en establecimiento. En la Figura 5.6 se presenta, a modo de ejemplo, las emisiones que usualmente son consideradas en un sistema lechero. En general, algunos tipos de producción, como los sistemas lecheros, pueden generar más de un producto intermedio o final en la cadena de producción que se denominan genéricamente co-productos (por ejemplo, carne además de leche). En este tipo de estudios, muchas veces se asignan las emisiones producidas a cada uno aplicando distintas técnicas para las asignaciones, como la económica (en función del valor económico de los productos), por masas o contenido energético (en función de la cantidad producida de cada producto), o por contenido de proteína (Cederberg y Stadig, 2004, Vergé et al., 2013; Faverin et al., 2014; Batalla et al., 2015; Wilfart et al., 2021).

A modo de ejemplo, tomaremos el caso mundial del ganado vacuno para carne. La huella de carbono y/o intensidades de emisión por unidad de producto han sido investigadas a escala internacional (Beauchemin et al., 2010; Beauchemin et al., 2011; Foley et al., 2011; Mogensen et al., 2015; Alemu et al., 2017a y b; Vibart et al., 2021) y nacional (Tieri et al., 2017; Nieto et al., 2018; Bilotto et al., 2019; Faverin et al., 2019a; Feldkamp et al., 2019; Nieto et al., 2019; Arrieta et al., 2020). En el caso de sistemas de bovinos para carne, las emisiones pueden variar ampliamente entre 17 a 37 kg CO_2eq/kg res y de 16,3 a 38,8 kg CO_2eq/kg de peso vivo. Los rangos e intensidades de emisión hasta la tranquera (kg CO_2eq/kg res), en líneas generales, para los sistemas de cría pueden variar entre 22,4 y 37,5, para los de recría y/o engorde entre 6,3 y 32,2 y para los de ciclo completo entre 15,9 y 36,4 (Faverin et al., 2014). Las diferencias entre las emisiones de GEI se pueden atribuir al tipo del sistema de producción (Nguyen et al., 2010), su ubicación topográfica (White et al., 2010), prácticas de manejo (Alemu et al., 2017b), métodos de cálculo empleados, entre otros. Las mejoras en la eficiencia de producción se han señalado en distintos estudios como fundamentales para la reducción de la huella de carbono/intensidad de emisión (Beauchemin et al., 2011; Zhang et al., 2013; Faverin et al., 2019a).

Las variaciones en la huella de carbono de la leche pueden ser ejemplificadas a través de estudios realizados en Nueva Zelanda cuyo valor promedio varió desde 0,81 CO_2eq/kg de leche corregida por grasa y proteína (LCGP) en 2010/2011 (con sequía generalizada) a 0,75 a 0,78 kg de CO_2eq/kg de LCGP en 2013/14 a 2017/18, con una tendencia a una pequeña disminución en el tiempo (Ledgard et al., 2020). La variación regional se debió a diferencias por las mayores limitaciones climáticas y de suelo en la producción de forrajes, ya que la dieta fue principalmente pastoril (85 %). En una revisión sistemática reciente (Mazzetto et al., 2021) que involucró estudios publicados internacionalmente, seleccionaron 25 trabajos de 18 países que representan el 55 % de la producción de leche mundial e informaron que el promedio global de la huella de carbono fue de 1,47 kg CO_2eq/kg LCGP (con un rango entre 0,77 y 3,34) y con perfiles de GEI diferentes entre países. Nuevamente, este trabajo enfatiza que es especialmente importante contar con métricas consensuadas para tener estimaciones comparables. A modo de ejemplo, Nueva Zelanda, Irlanda y Australia fueron mencionados como países que utilizan factores de emisión específicos regionales/nacionales a diferencia de otros que utilizan metodología del IPCC para factores determinados. Se pone de relevancia la importancia de utilizar los distintos tipos de factores en un estudio realizado por Ledgard et al. (2020) en el cual se compararon los valores de huella de carbono de Nueva Zelanda utilizando la metodología IPCC con factores predeterminados y la calculada con factores específicos, donde la huella fue de 1,17 vs 0,74 kg CO_2eq/kg LCGP, respectivamente. Si bien la metodología específica del país se basa en investigación propia de sus factores, no siempre está disponible (Mazzetto et al., 2021); no obstante, las investigaciones que involucren la sistematización de datos e información de campo y los ensayos de campo y laboratorio para tener valores locales,

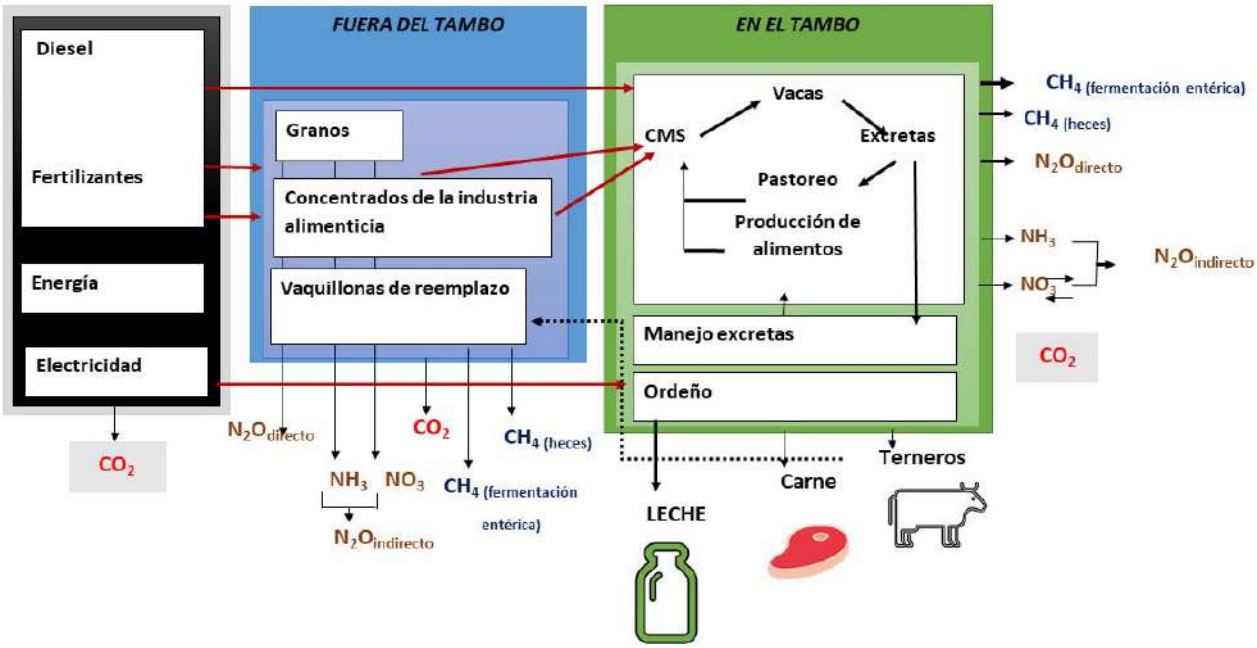


Figura 5.6: Diferentes fuentes de gases de efecto invernadero y captura de carbono hasta la tranquera de un establecimiento lechero y emisiones asociadas (Elaboración propia)

VII. REFLEXIONES FINALES Y PERSPECTIVAS

Las recomendaciones en la reducción de GEI para el sector ganadero imponen desafíos de distinta índole. Las emisiones de GEI en los sistemas productivos provienen de los establecimientos que difieren en escala con emisiones/absorciones no puntuales, y donde las mediciones de los componentes del sistema son fundamentales, aunque son usualmente costosas y con cierta complejidad al momento de la medición. Es por ello que la utilización de indicadores es empleada, usualmente, para la cuantificación de las emisiones o balances de GEI, con un mayor o menor grado de aproximación a condiciones reales. No obstante, estos indicadores pueden depender de las escalas espacial y temporal utilizadas, y muchas veces las metodologías de cálculo no son estrictamente comparables (ej. entre sistemas de producción), lo cual puede tornarse en una limitación. También resulta interesante analizar qué sucederá con las diferencias de emisiones asociadas a cuestiones agroclimáticas, y con aquellos sistemas que sean menos eficientes, pero no por una mala gestión sino por condiciones locales productivas (suelos, agua, etc.).

Sin lugar a duda el refinamiento de las estimaciones depende en gran medida de la precisión y la menor incertidumbre que se puedan alcanzar. Un mayor entendimiento de la importancia de las evaluaciones de GEI, y de qué tipo y cómo es colectada la información, puede contribuir a que el sector fortalezca las estimaciones locales. Muchas veces el tema de GEI es tomado como una penalización por las barreras comerciales de los productos, y a futuro podría ser probablemente un requisito comercial la estimación de algún indicador asociado a carbono para algunos mercados. Sin embargo, la inclusión de la evaluación de GEI y sus indicadores a nivel de un sistema de producción, donde se contemplen el secuestro de carbono o la compensación de las emisiones (Figura 5.6), puede contribuir a reducir los costos de producción. Esta última situación se logra mediante la introducción de mejoras en las estrategias y en la eficiencia de producción, la reducción de riesgos en el manejo, y, tal vez, en identificar oportunidades de mercado de los productos.

La identificación de la huella de carbono por unidad de producto puede ser un elemento de juicio para el consumidor para poder elegir entre productos que podrían tener un menor impacto ambiental. No obstante, tal como hemos tratado de desarrollar en este capítulo, será necesario

considerar cuestiones metodológicas que permitan comparar los sistemas de producción y la selección de la/s práctica/s adecuada/s para eficientizar el/los proceso/s. Sin duda, los estudios de huella de carbono deben incluir otros indicadores de tal forma de alcanzar una comprensión del impacto no sólo ambiental, sino también productivo y socio-económico.

En lo que respecta a emisiones y su impacto sobre el cambio climático, para lograr estabilizar el clima se requiere que las emisiones antropogénicas de GEI sean nulas. Sin embargo, como dicha situación no es factible, actualmente existe un interés marcado en lograr compensar las emisiones de GEI. Dicha compensación se refiere a lograr un balance entre las emisiones de GEI y el secuestro, en este caso, de carbono. De esta manera, se lograría conseguir una producción «cero neto» («net zero» en inglés). Para ello, se deben aplicar estrategias que permitan, por un lado, reducir las emisiones de GEI, y por el otro, eliminar el CO_2 atmosférico (Rayer et al., 2022). La elaboración de un inventario de GEI y/o una huella de carbono a nivel establecimiento, sientan las bases y son un requisito para poder definir cualquier acción climática que se desee tomar.

Gran parte del lenguaje utilizado en torno a la neutralidad del carbono y el cero neto no es preciso y se necesitan definiciones más rigurosas. En la actualidad, las emisiones se **neutralizan** mediante **compensaciones consideradas**, que pueden incluir sumideros de GEI, reducciones y regímenes de derechos de emisión. Se emplean métricas para determinar las cantidades de compensación. Según el IPCC, la neutralidad de carbono se consigue cuando las emisiones de carbono se equilibran con la misma cantidad de eliminaciones de carbono de la atmósfera. No obstante, una compensación de carbono sin una reducción de emisiones alineada con el Acuerdo de París no contribuye a limitar el calentamiento global a un máximo de 2° C. A diferencia de la mera neutralidad del carbono, según el IPCC, la definición **neto cero** incluye, también, la neutralidad de otros gases de efecto invernadero, como el CH_4 y el N_2O. Sin embargo, al igual que la neutralidad del carbono, los GEI no deben ser compensados sino realmente ser reducidos de la atmósfera. Debido a esta situación, y a la necesidad de tomar acciones climáticas que realmente vayan en línea con los objetivos planteados por el Acuerdo de París, se deben adoptar medidas sólidas para reducir significativamente las emisiones, y no sólo centrarse en compensarlas.

Finalmente, el potencial de mitigación y el enfoque holístico e integral de las emisiones de GEI conjuntamente con otros indicadores ambientales, económicos y sociales es clave, pero se necesitan más investigaciones para aumentar la asequibilidad y la adopción de prácticas de mitigación, y un consenso en los indicadores a usar, así como fomentar la comunicación de información vinculada a los distintos eslabones de la cadena.

Tabla 5.1: Algunos indicadores comúnmente utilizados para la evaluación de emisiones/balances de gases de efecto invernadero. No pretende ser una revisión exhaustiva, se presentan a manera de ejemplo de los múltiples indicadores usados. Las citas indican referencias donde se documentan este tipo de indicadores.

Emisiones de GEI anuales	Nacional, regional, local, sector socioeconómico, establecimiento	En general, este cálculo puede incluir la sumatoria de las emisiones de GEI (CH_4, N_2O, CO_2, y otros) pueden incluir (o no) las emisiones de cambios del uso del suelo.	CO_2eq/año (expresado en kg, Tn, Mg, Gg)	Our World in Data[14] Climate Watch [15] Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero y Monitoreo de Medidas de Mitigación (ambiente.gob.ar) Ministerio de ambiente [16]
Emisiones de GEI per cápita	Nacional, regional, local, sector socioeconómico	En general, este cálculo puede incluir la sumatoria de las emisiones de GEI (CH_4, N_2O, CO_2, y otros) pueden incluir (o no) las emisiones de cambios del uso del suelo por habitante.	CO_2eq./cápita (expresada en kg, Tn, Mg, Gg)	Our World in Data[14] Climate Watch [18] Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero y Monitoreo de Medidas de Mitigación (ambiente.gob.ar) Ministerio de ambiente [16]
Emisiones por gas	Nacional, regional, local, sección socioeconómico establecimiento, cadena.	Se presenta como porcentaje de la contribución de cada tipo de GEI a las emisiones de GEI.	porcentaje	Greenhouse gas emissions - Our World in Data; Data Explorer |[17]Climate Watch [17] Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero y Monitoreo de Medidas de Mitigación (ambiente.gob.ar) [16]

[14] https://ourworldindata.org/greenhouse-gas-emissions
[15] Data Explorer | Climate Watch (climatewatchdata.org)
[16] https://www.argentina.gob.ar/ambiente/cambio-climatico/efecto-invernadero-Plataforma de Inventarios de GEI.
[17] Greenhouse gas emissions - Our World in Data; Data Explorer | Climate Watch (climatewatchdata.org)

INDICADOR	NIVEL	FÓRMULA/DESCRIPCIÓN	UNIDADES	CITAS
Emisiones por producto bruto interno	Nacional, regional, sector socioeconómico	En general, este cálculo puede incluir la sumatoria de las emisiones de GEI (CH4, N2O, CH4, y otros) pueden incluir (o no) las emisiones de cambios del uso del suelo en función del producto bruto interno.	CO_2eq (expresada en kg, Tn, Mg, Gg)	World | Total including LUCF | Greenhouse Gas (GHG) Emissions | Climate Watch (climatewatchdata.org)[18] Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero y Monitoreo de Medidas de Mitigación (ambiente.gob.ar)[16]
Emisiones por alimento consumible para el ser humano	Nacional, regional, sector socioeconómico, cadena	Cantidad de emisiones totales por cada 100 g de alimento consumible o cada 100 kcal para el ser humano	Kg CO_2eq /100 g o 100 kcal	Drewnowski et al. (2015)
Emisiones de GEI por unidad de superficie	Más frecuente a nivel de establecimiento	Emisiones de GEI de un sistema de producción (suelen incluir CH_4, N_2O y CO_2) por unidad de superficie (hectárea total o ganadera)	Kg CO_2 eq /ha total Kg CO_2 eq /ha ganadera	Alemu et al. (2017a); Nieto et al. (2018); Faverin et al. (2019b)
Emisiones de GEI por unidad de producto, huella de carbono o intensidad de emisión	Nacional, regional, local, producto, establecimiento	Emisiones de GEI por unidad de producto, suelen incluir las emisiones directas de CH_4, N_2O y CO_2, y emisiones indirectas (las definiciones presentadas pueden tener ciertas diferencias en sus límites según estudios)	Kg CO_2eq/kg de PV o de res Kg CO_2eq /kg leche u otros productos (ej. Manteca, queso, leche en polvo)	Flysjö (2012); Alemu et al. (2017a); Beauchemin et al. (2010); Crosson et al. (2011); Waghorn (2011); Gerber et al. (2013); Herrero et al. (2016); Rawnsley et al. (2016); Alemu et al. (2017b); Tieri et al. (2017); Nieto et al. (2018); Faverin et al. (2019a); Arrieta et al. (2020); Mazzetto et al.(2021) Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero y Monitoreo de Medidas de Mitigación (ambiente.gob.ar)[16]

[18] World | Total including LUCF | Greenhouse Gas (GHG) Emissions | Climate Watch (climatewatchdata.org)

INDICADOR	NIVEL	FÓRMULA/DESCRIPCIÓN	UNIDADES	CITAS
Emisiones por unidad de alimento consumido	Establecimiento	Emisiones de GEI en relación a la cantidad de alimento consumido por animal. Referencia a la eficiencia del proceso productivo en relación a las emisiones y el uso de los alimentos.	Kg CO_2eq/kg MS	Grainger, C. y Beauchemin, K.A. (2011); Hristov et al. (2018) Indicadores de emisiones de Gases de Efecto Invernadero. Agricultura, Ganadería, Cambio en el Uso de la Tierra y Silvicultura[19]
Balance de GEI por unidad de superficie	Más frecuente a nivel de establecimiento	Diferencia entre las emisiones de GEI y el secuestro de carbono por unidad de superficie	kg CO_2eq/ha	Ortiz-Gonzalo et al. (2017); Gándara et al. (2021)
Balance de GEI por unidad de producto	Nacional, regional, local, producto, establecimiento	Diferencia entre las emisiones de GEI de un sistema de producción y el secuestro de carbono por unidad de producto	kg CO_2eq/kg PV o de res Kg CO_2eq/kg leche	Alemu et al. (2017b); Ortiz-Gonzalo et al. (2017); Stanley et al. (2018); Gándara et al. (2021) Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero y Monitoreo de Medidas de Mitigación (ambiente.gob.ar)[16] (t de hueso/l de leche cruda)

[19] Indicadores de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (argentina.gob.ar)

VIII. CASO DE ESTUDIO. EJEMPLOS

ESTABLECIMIENTO DE BOVINOS PARA LECHE

Establecimiento ganadero (ya descrito en el capítulo 4 –Nutrientes-) dedicado a la producción primaria de leche ubicado en la denominada Cuenca de Abasto Sur, localidad Castelli (Pampa Deprimida), Buenos Aires, Argentina. Tiene una superficie total de 225 ha destinada a la producción de leche, con diferentes usos del suelo para producir alimento para los animales (Tabla 5.2). La precipitación anual fue de 1020 mm/año.

Tabla 5.2: Uso de la Tierra y manejo para el año considerado

Uso de la Tierra	Pasturas	Cultivos anuales (Verano)	Cultivos anuales (Invierno)	Corrales	Bosque
Porcentaje de Uso	55 %	27 %	8 %	2 %	8 %

Para el año considerado se sembraron 50 ha de pasturas consociadas, con trébol rojo y trébol blanco como leguminosas preponderantes, y cebadilla criolla y raigrás perenne, como gramíneas. Producción 8000 kg /ha con 50 % de leguminosas. Además, existen 85 ha de pasturas implantadas de 2º y 3º año con la misma mezcla. Producción de 10000 kg /ha con 40 % de leguminosas.

Se utilizaron para fertilizar los diferentes recursos forrajeros, durante todo el año, los siguientes fertilizantes:

- Fosfato diamónico= 110 ha con dosis de 125 kg/ha
- Urea= 110 ha con dosis de 100 kg/ha
- Fosfato diamónico= 30 ha con dosis de 50 kg/ha
- Fosfato diamónico= 135 ha con dosis de 100 kg/ha

Producción de leche

El rodeo se compone de un total de 241 vacas en ordeño (VO) Holando Argentino de aproximadamente 550 kg de peso vivo y 60 vacas secas (VS) (sin producir leche). El rodeo en lactancia se divide en dos grupos según nivel de producción y etapa de la lactancia.

- RODEO 1: 185 VO (promedio de animales durante los diferentes meses del año) con una producción promedio de 27 L de leche /VO/día (3,5 % PB; 3,5 % GB)
- RODEO 2: 56 VO (promedio de animales durante los diferentes meses del año) con una producción promedio de 15 L de leche /VO/día (3,7 % PB; 3,5 % GB)

Las 241 vacas producen en promedio 24,38 litros de leche/VO/día, con 3,5 % GB y 3,6% PB. Se adquirieron para su alimentación en todo el año:

- Balanceados tambo (16 % PB)= 330000 kg/año
- Hez de Malta= 30100 kg/año
- Balanceado recría 1 (18 % PB)= 33200 kg/año

Datos del rodeo:

Se vendieron 110 terneros (entre machos y hembras) que fueron recriados, con 70 kg de peso

vivo medio. Las hembras finalizan la recría y reciben servicio en otro campo, y vuelven preñadas, solamente, las de reposición. Además, se vendieron 55 vacas de descarte con un peso promedio de 550 kg que son respuestas junto con 60 de reemplazo con 400 kg de peso promedio.

Datos complementarios necesarios para la evaluación

- Consumo energía: 60.000 kwh anuales
- Consumo gasoil: 6600 litros/año

Cultivos anuales (verano):

- Maíz para silaje 50 ha: rendimiento 10000 kg MS/ha.
- Maíz para grano 16,15 ha: rendimiento 8000 kg MS/ha

Dieta VO: Pastura + 3,8 kg MS balanceado/VO/día + 5 kg MS silo maíz/VO/dia + 0,7 kg MS maíz/VO/día + 0,3 kg MS hez de malta/VO/día

Dieta VS: Pastura + 2,75 kgMS silo maíz/VS/día + 3 kgMS maíz/VS/día

Manejo de efluentes:

Rabasto semanal para el mantenimiento de los corrales, y sistema de 2 lagunas de más de 2 metros de profundidad, para los efluentes del tambo. Una vez al año se vacían las lagunas y aplican dichos purines a algún lote a ser utilizado para maíz.

Resultados:

Con la información recolectada se calcularon las emisiones de GEI totales, por hectárea, y la intensidad de emisión por kilo de leche corregida por grasa y proteína (LCGP), con un PCG de 28 para CH_4, 265 para N_2O y 1 para CO_2 (IPCC, 2007). Se utilizó la metodología propuesta por el IPCC (2019) (Tier 2 para fermentación entérica y manejo de excretas; Tier 1 para aplicación de fertilizantes y excretas y residuos).

Emisiones totales establecimiento =1693 tCO_2 eq

Emisiones por hectárea VT = 7,53 t CO^2eq/ha tambo

Emisiones por hectárea Total = 6,91 t CO_2eq /ha tambo

El factor de ponderación (FP) = 0,88

Intensidad de emisión sin considerar FP = 0,83 kg CO_{2eq}/kg LCGP

Intensidad de emisión considerando FP = 0,73 kg CO_{2eq}/ kg LCGP

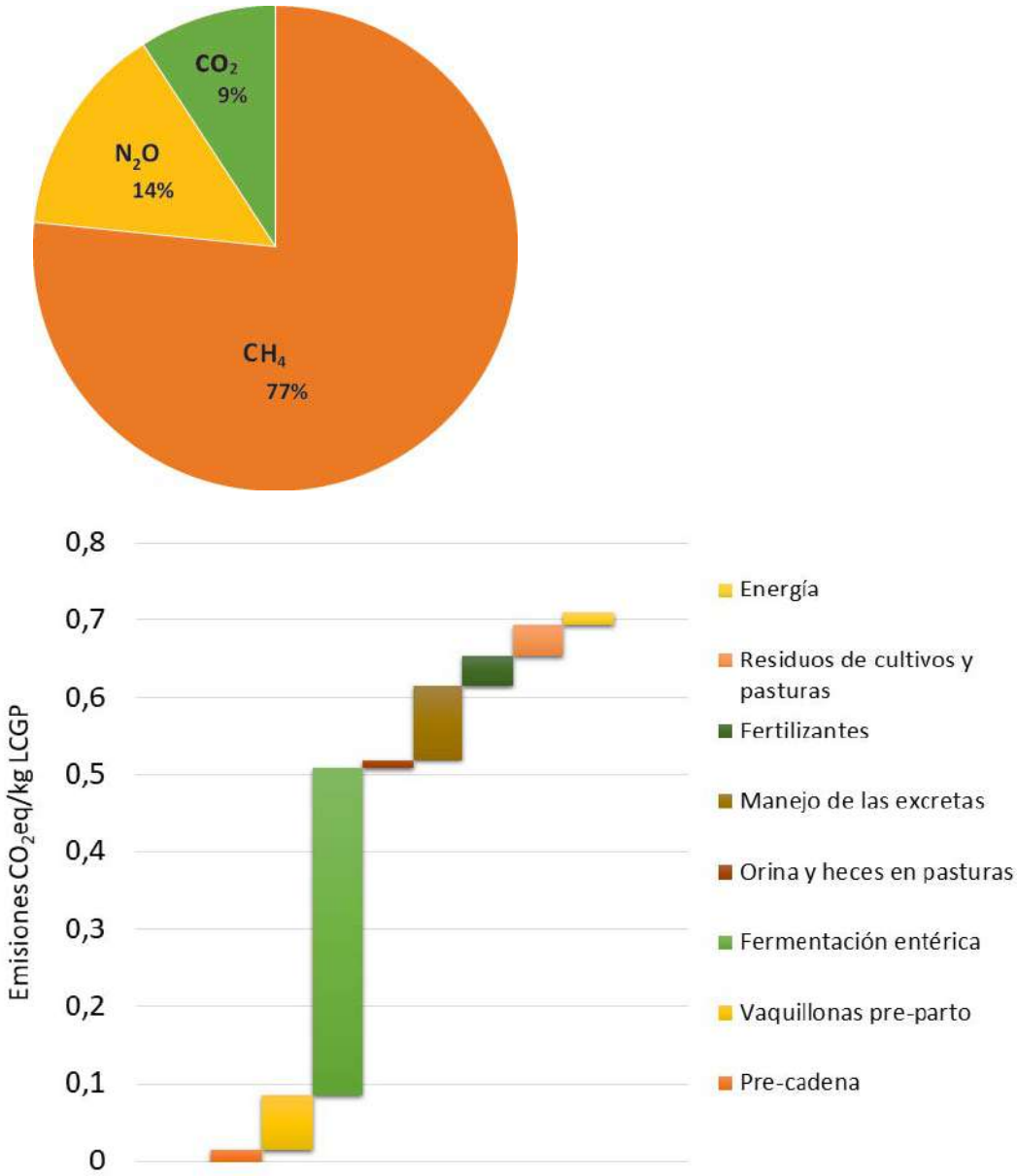


Figura 5.7: Proporción de cada GEI y fuentes de emisión de GEI por kg LCGP.

La contribución de los GEI en porcentaje de cada uno de los gases a la huella hasta la tranquera se muestra en la Figura de la derecha y las emisiones por fuente en el de la izquierda.

ESTABLECIMIENTO DE BOVINOS PARA CARNE

Este ejemplo proviene de la publicación de Faverin et al. (2019a). El objetivo del mismo fue evaluar la respuesta productiva, económica y de GEI en establecimientos típicos de cría bovina de la Pampa Deprimida, un área de la región Pampeana de Argentina. Para este trabajo se utilizó información regional y un modelo de simulación dinámico para evaluar dos tipos de sistemas contrastantes de los 4 identificados en un trabajo previo (Faverin y Machado, 2019; Faverin et al., 2019a). Estos dos sistemas se tomaron como línea de base: Productor tradicional de escala media (Tr) y Empresa local tecnificada de escala grande (Te)(Cuadro 5.3). Ambos escenarios fueron intensificados con la inclusión de festuca (*Festuca arundinacea*) bajo buenas prácticas de manejo (5 o 10 % de la superficie del establecimiento) y el adelanto de la edad al primer servicio de las vaquillonas (27 a 15 meses) para los planteos con 10 % de la superficie con festuca.

Temperatura promedio anual de la Región: Entre 14-16ºC y las precipitaciones disminuyen al suroeste (1000-700 mm anuales). En la tabla 5.3 se muestran las características generales de los sistemas evaluados (extraído de Faverin et al. (2019a)). Las emisiones de GEI se expresaron en unidades de CO_2eq teniendo en cuenta el PCG de cada gas (IPCC, 2006) asumiendo un horizonte temporal de 100 años. Los PCG fueron 25, 298 y 1 para el CH_4, N_2O y CO_2, respectivamente. Las fuentes de emisión consideradas fueron: CH_4 de la fermentación entérica y de heces y orina, emisiones directas e indirectas de N_2O de heces y orina, fertilizantes y residuos agrícolas, y CO_2 del uso de combustible y urea y de fuera del establecimiento. Las emisiones de CH_4 atribuibles a la fermentación entérica y a las heces depositadas en pastoreo mediante ecuaciones del IPCC (IPCC, 2006-Nivel 2), las emisiones por fuera del establecimiento fueron tomadas de bibliografía local y para el resto se utilizaron las ecuaciones de IPCC (IPCC, 2006-Nivel 1), excepto para el uso de combustible fósil que fueron estimadas a partir de datos del Inventario de Gases de Argentina (República Argentina, 2005). No se compraron alimentos externos, ni fue considerado el secuestro de carbono dado que se calculó la huella de carbono hasta la tranquera del establecimiento. También, en la tabla 5.4 se presenta la producción de materia seca, calidad y vida útil de los recursos forrajeros y tasas de fertilización y combustible utilizado para las labores (extraído de Faverin et al. (2019a)).

Tabla 5.3: Características principales de los escenarios simulados (extraído de Faverin et al., 2019a)

	Tradicional	**Nivel de tecnificación**			**Tecnificado**	**Nivel de tecnificación**		
	Tr[1]	**Tr5%[1]**	**Tr10%[1]**	**Tr10%15m[1]**	**Te[2]**	**Te5%[2]**	**Te10%[2]**	**Te10%15m[2]**
Superficie de los establecimientos (ha)	583	583	583	583	1220	1220	1220	1220
Vacas entoradas (nº)	238	238	238	238	582	582	582	582
Carga Animal (EV/ha)[3]	0,58	0,58	0,58	0,51	0,64	0,64	0,64	0,58
Reposición de Vaquillonas (%)	20	20	20	20	20	20	20	20
Edad al primer servicio (meses)	27	27	27	15	27	27	27	15
Duración del servicio	1/11- 31/1	1/11-31/1	1/11- 31/1	1/11-31/1	1/11-31/1	1/11-31/1	1/11- 31/1	1/11-31/1
Mes de destete	Abril	Abril	Abril	Abril	Marzo	Marzo	Marzo	Marzo
Uso de la tierra (%/superficie)								
Campo natural	98	93	88	88	76	71	66	66
Pastura de loma	2	2	2	2	10	10	10	10
Avena para pastoreo	--	--	--	--	9	9	9	9
Sorgo diferido	--	--	--	--	5	5	5	5
Festuca BPM		5	10	10	--	5	10	10

[1] Tr: Planteo Base; Tr5% y Tr10%: 5 y 10% de la superficie total con festuca BPM (Buenas Prácticas de Manejo), respectivamente; Tr10%15m: 10 % de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses; [2] Te: Planteo Base; Te5% y Te10%: 5 % y 10 % de la superficie total con festuca BPM, respectivamente;Te10%15m: 10 % de total superficie con festuca BPM y primer servicio de las vaquillonas a los 15 meses; 3. EV: requerimientos promedio de una vaca preñada y lactando de 400 kg de peso vivo (PV) mientras cría un ternero de 160 kg PV hasta su destete a los 6 meses de edad (1 EV/ha equivale aproximadamente a 0,88 cabezas/ha; [4]. Pasturas que debido a su topografía no presentan períodos de anegamiento prolongados.

Cuadro 5.4: Producción de materia seca, calidad y vida útil de los recursos forrajeros y tasas de fertilización y combustible utilizado para las labores (extraído de Faverin et al. (2019a)

Recursos forrajeros	Producción de forraje (kg MS/ha/año) [1]	Digestibilidad (% MS) [2]	Proteína bruta (% MS) [3]	Vida Útil (años)	PDA (kg/ha)[4]	Urea (kg/ha)[5]	Diesel (L/ha)[5]
Campo Natural	4315	56	9	--	--	--	--
Pastura de Loma	7478	59,3	14	5	60 (siembra)	--	36 (siembra)
Festuca BPM	9626	62	14	10	85 (siembra)+85(mantenimiento año por medio)	108,7 (todos los años)	36 (siembra)+12 (mantenimiento)
Avena	3794	66,7	16,3	1	35 (siembra)	--	18 (siembra)
Sorgo	8000	61	10	1	25 (siembra)	--	18 (siembra)

1. Promedios de Campo Natural, Pastura de Loma y Avena (Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección [LART-FAUBA], 2016), Festuca BPM (Buenas Prácticas de Manejo) (Berger et al., 2017), Sorgo (Recavarren, 2007); 2. Promedios de Guaita y Fernández (2011), Recavarren, 2016; Otondo, com.pers.; 3. Promedios de Guaita y Fernández (2011), Recavarren, 2016; Otondo, com.pers.; 4.PDA = fosfato diamónico; Marino y Recavarren, com.pers.; 5. Tosi, com.pers. y Martínez, Uribe y Recavarren, com.pers. Valores para tractor 160 HP (Reservas Ganaderas INTA Balcarce), 8 L/ha para la rastra de disco, 9 L para siembra y fertilización, 3 L para control de malezas, 3 L barbecho químico.

Las intensidades de emisión de GEI por unidad de producto variaron según el nivel de intensificación de forma similar para Tr y Te (entre 16,4 y 19,9 kg CO_2 eq/kg Peso Vivo). El efecto aditivo de la incorporación de festuca a un 10 % de la superficie con el adelanto de la edad al primer servicio de las vaquillonas permitió reducir la intensidad de emisión hasta un 17 %. Los resultados sugieren que es posible adoptar tecnologías disponibles para alcanzar los objetivos de reducción de intensidad de emisión.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allen, M. R., Shine, K. P., Fuglestvedt, J. S., Millar, R. J., Cain, M., Frame, D. J. y Macey, A. H. (2018). A solution to the misrepresentations of CO_2-equivalent emissions of short-lived climate pollutants under ambitious mitigation. *npj Climate and Atmospheric Science, 1*(1), 1-8. https://doi.org/10.1038/s41612-018-0026-8

Alemu, A. W., Amiro, B. D., Bittman, S., MacDonald, D., & Ominski, K. H. (2017a). Greenhouse gas emission of Canadian cow-calf operations: A whole-farm assessment of 295 farms. *Agricultural systems*, *151*, 73-83.

Alemu, A. W., Janzen, H., Little, S., Hao, X., Thompson, D. J., Baron, V., Iwaasa, A., Karen A. Beauchemin, K. A. y Kröbel, R. (2017b). Assessment of grazing management on farm greenhouse gas intensity of beef production systems in the Canadian Prairies using life cycle assessment. *Agricultural Systems*, *158*, 1-13. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.08.003

Amon, B., Cinar, G., Anderl, M., Dragoni, F., Pierer, M. K., y Hörtenhuber, S. (2021). Inventory reporting of livestock emissions: the impact of the IPCC 1996 and 2006 Guidelines. *Environmental Research Letters, 16,* 075001.

Arrieta, E. M., Cabrol, D. A., Cuchietti, A. y González, A. D. (2020). Biomass consumption and environmental footprints of beef cattle production in Argentina. *Agricultural Systems*, *185*, 102944.

Batalla, I., Knudsen, M. T., Mogensen, L., del Hierro, Ó., Pinto, M. y Hermansen, J. E. (2015). Carbon footprint of milk from sheep farming systems in Northern Spain including soil carbon sequestration in grasslands. *Journal of Cleaner Production, 104,* 121-129.

Beauchemin, K. A., Janzen, H. H., Little, S. M., McAllister, T. A. y McGinn, S. M. (2010). Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural systems*, *103*(6), 371-379.

Beauchemin, K. A., Janzen, H. H., Little, S. M., McAllister, T. A. y McGinn, S. M. (2011). Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada–Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Animal Feed Science and Technology, 166*, 663-677.

Beauchemin, K. A., Ungerfeld, E. M., Eckard, R. J. y Wang, M. (2020). Fifty years of research on rumen methanogenesis: Lessons learned and future challenges for mitigation. *Animal, 14*(S1), s2-s16. https://doi.org/10.1017/S1751731119003100

Berger, H., Bilotto, F., Bell, L., Machado, C.F. (2017). Feedbase intervention in a cow-calf system in the ûooding pampas of Argentina: 2. Estimation of the marginal value of additional feed. *Agricultural Systems 158*, 68-77.

Bhattacharyya, S. S., Figueiredo Granja Dorilêo Leite, F., Adeyemi, M. A., Sarker, A. J., Cambareri, G. S., Faverin, C., Tieri, M. P., Castillo-Zacarías, C., Melchor-Martínez, E. M., Hafiz, M. N. Iqbal, Parra-Saldívar, R. (2021). A paradigm shift to CO_2 sequestration to manage global warming – With the emphasis on developing countries. *Science of The Total Environment 790,* 148169.

Bilotto, F., Recavarren, P., Vibart, R. y Machado, C. F. (2019). Backgrounding strategy effects on farm productivity, profitability and greenhouse gas emissions of cow-calf systems in the Flooding Pampas of Argentina. *Agricultural Systems*, *176*, 102688.

Bjørn, A., Owsianiak, M., Molin, C. y Laurent, A. (2018). *Main Characteristics of LCA.* En: M. Hauschild, R. Rosenbaum, S. Olsen (Eds), Life Cycle Assessment. Springer, Cham.

British Standard Institute [BSI] (2011). *Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services*. Autor. https://webstore.ansi.org/Standards/BSI/PAS20502011?msclkid=d23bafed375b183b6d3ace1eb69c2d24&utm_source=bing&utm_medium=cpc&campaign=Foreign%20ROW&utm_term=PAS%202050&utm_content=BS%2021-40K .

Cederberg, C. y Stadig, M. (2004). System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *International Journal of Life Cycle Assessmen, 8,* 350-356.

Colomb, V., Touchemoulin, O., Bockel, L., Chotte, J. L., Martin, S., Tinlot, M. y Bernoux, M. (2013). Selection of appropriate calculators for landscape-scale greenhouse gas assessment for agriculture and forestry. *Environmental Research Letters, 8*(1), 015029.

Cowie, A., Eckard, R. y Eady, S. (2012). Greenhouse gas accounting for inventory, emissions trading and life cycle assessment in the land-based sector: a review. *Crop and Pasture Science, 63*(3), 284-296.

Crosson, P., Shalloo, L., O´Brien, D., Lanigan, G. J., Foley, P. A. y Boland, T.M. (2011). A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology, 166*, 29-45.

Cusack, D. F., Kazanski, C. E., Hedgpeth, A., Chow, K., Cordeiro, A. L., Karpman, J. y Ryals, R. (2021). Reducing climate impacts of beef production: A synthesis of life cycle assessments across management systems and global regions. *Global Change Biology, 27*(9), 1721-1736.

Drewnowski, A., Rehm, C. D., Martin, A., Verger, E. O., Voinnesson, M. e Imbert, P. (2015). Energy and nutrient density of foods in relation to their carbon footprint. *The American journal of Clinical Nutrition, 101*(1), 184-191.

Del Prado, A., Crosson, P., Olesen, J. E. y Rotz, C.A. (2013). Whole-farm models to quantify greenhouse gas emissions and their potential use for linking climate change mitigation and adaptation in temperature grassland ruminant-based farming systems. *Animal 7,* s2, 373-385.

de Vries, M., van Middelaar, C. E., y de Boer, I. J. M. (2015). Comparing environmental impacts of beef production systems: a review of life cycle assessments. *Livestock Science, 178*, 279-288.

Eide, M. H. (2002). Life cycle assessment (LCA) of industrial milk production. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 7,* 115-126.

Ercin, A. E. y Hoekstra, A. Y. (2012). *Carbon and Water Footprints: Concepts, Methodologies and Policy Responses.* United Nations World Water Assessment Programme, Side Publications Series Nº 4. Paris, UNESCO, 28 p.

European Commission. (2011). *Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context.* 1ª Ed. November 2011. EUR 24571 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Faverin, C., Gratton, R. y Machado, C. F. (2014). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas de producción de carne vacuna de base pastoril. Revisión bibliográfica. *Revista Argentina de Producción Animal, 34*(1), 33-54.

Faverin, C. y Machado, C. (2019). Tipologías y caracterización de sistemas de cría bovina de la Pampa Deprimida. *Chilean Journal of Agricultural and Animal Science (ex Agro-Ciencia) 35*(1), 3-13.

Faverin, C., Bilotto, F., Fernández Rosso, C. y Machado, C. (2019a). Modelación productiva, económica y de gases de efecto invernadero de sistemas típicos de cría bovina de la Pampa Deprimida. *Chilean Journal of Agricultural and Animal Science (ex Agro-Ciencia), 35*(1), 14-25.

Faverin, C., Tieri, M. P. y Herrero, M. A. (2019b). Metodologías de cálculo de emisiones de gases de efecto invernadero en ganadería bovina. Fascículo especial Asociación Argentina de Producción Animal. *Revista Argentina de Producción Animal, 39*(2), 87-104.

Feldkamp, C., Cañada, P. y Váquez Amábile, G. (2019). Aproximación a la huella de carbono de la

carne bovina en Argentina. *Revista Argentina de Producción Animal, 39*(2), 113-131.

Flysjö, A. (2012). *Greenhouse Gas emissions in milk and dairy product chains. Improving the carbon footprint of dairy products* (PhD thesis en Science and Technology, Aarhus University).

Foley, P. A., Crosson, P., Lovett, D. K., Boland, T. M., O'Mara, F. P. y Kenny, D. A. (2011). Whole-farm systems modelling of greenhouse gas emissions from pastoral suckler beef cow production systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 142*(3-4), 222-230.

Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO] (2006). World Agriculture: Towards 2030/2050. FAO, Rome.

Gándara L., Faverin C., Cambareri G. S., Tieri, M. P., Cosentino, V. R. N., Recavarren P. M., Beltran M. J., Yogi D. R, Perrens G. A., Colcombet, L. y Peri P. L. (2021*). ¿Podrán los sistemas silvopastoriles mejorar los balances de carbono en Argentina? Can silvopastoral systems improve carbon balances in Argentina?* XI Congreso Internacional de Sistemas Silvopastoriles. I Congreso de la Red Global de Sistemas Silvopastoriles, 3 a 5 de noviembre de 2021.

Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A. y 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), Rome.

Grainger, C. y Beauchemin, K.A. (2011). Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Animal Feed Science & Technology, 166*, 308-320.

Guaita, M. S., Fernández, H. H. (2011). *Tablas de Composición química de los alimentos para rumiantes*. Ed. INTA, Balcarce, Argentina. 60 p.

Henchion, M., Moloney, A. P., Hyland, J., Zimmermann, J. y McCarthy, S. (2021). Trends for meat, milk and egg consumption for the next decades and the role played by livestock systems in the global production of proteins. *Animal, 15,* 100287.

Herrero, M., Henderson, B., Havlík, P., Thornton, P. K., Conant, R. T., Smith, P., Wirsenius, S., Hristov, A. N., Gerber, P., Gill, M., Butterbach-Bahl, K., Valin, H., Garnett, T., Stehfest, E. (2016). Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nature Climate Change, 6,* 452-461. https://doi.org/10.1038/nclimate2925

Hristov, A. N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J. y Oosting, S. (2013). Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production: a review of technical options for non-CO_2 emissions. En P. J. Gerber, B. Henderson and H. P. S. Makkar (Eds.), *FAO Animal Production and Health* (Paper No. 177, pp. 1–226). FAO, Rome, Italy.

Hristov, A. N., Kebreab, E., Niu, M., Oh, J., Bannink, A., Bayat, A. R., Boland, T. M., Brito, A. F., Casper, D. P., Crompton, L. A., Dijkstra, J., Eugène, M., Garnsworthy, P. C., Haque, N., Hellwing, A. L. F., Huhtanen, P., Kreuzer, M., Kuhla, B. y Yu, Z. (2018). Symposium review: uncertainties in enteric methane inventories, measurement techniques, and prediction models. *Journal of Dairy Science, 101*(7), 6655-6674.

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (1996a). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* Publications - IPCC-TFI (iges.https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htmlor.jp).

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (1996b). *Climate Change 1995: The Science of Climate Change* (Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change). Cambridge University Press, Cambridge. ipcc_sar_wg_I_full_report.pdf

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2000). *Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories.* https://www.ipcc.ch/publication/good-practice-guidance-and-uncertainty-management-in-national-greenhouse-gas-inventories/.

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html.

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2007) Summary for Policymakers. En S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Enhen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor and H. L. Miller (Eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. En T.F. Stocker, D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (Eds.), *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Methodological Guidance on Lands with Wet and Drained Soils, and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (Eds), IPCC, Switzerland. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/index.html

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (Eds), Published: IPCC, Switzerland. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. En V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (Eds.), *Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. In Press. https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] (2022). Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. En P.R. Shukla, J. Skea, R. Slade, A. Al Khourdajie, R. van Diemen, D. McCollum, M. Pathak, S. Some, P. Vyas, R. Fradera, M. Belkacemi, A. Hasija, G. Lisboa, S. Luz, J. Malley (Eds.), *Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. doi: 10.1017/9781009157926

International Organization for Standardization [ISO] (2006). *14044: Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines.* International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

International Organization for Standardization [ISO] (2018). *14067: Greenhouse gases. Carbon footprint of products. Requirements and guidelines for quantification and communication*. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

Jayasundara, S., Worden, D., Weersink, A., Wright, T., VanderZaag, A., Gordon, R. y Wagner-Riddle, C. (2019). Improving farm profitability also reduces the carbon footprint of milk production in intensive dairy production systems. *Journal of cleaner production*, *229*, 1018-1028.

Kamilaris, C., Dewhurst, R. J., Sykes, A. J. y Alexander, P. (2020). Modelling alternative management scenarios of economic and environmental sustainability of beef finishing systems. *Journal of Cleaner Production*, *253*, 119888.

Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección [LART-FAUBA] (2016). Sistema de Seguimiento

Forrajero, Buenos Aires, Argentina. http://lart.agro.uba.ar/

Ledgard, S. F., Falconer, S. J., Abercrombie, R., Philip, G. y Hill, J. P. (2020). Temporal, spatial, and management variability in the carbon footprint of New Zealand milk. *Journal of Dairy Science, 103*(1), 1031-1046.

Lengers, B., Britz, W. y Holm Müller, K. (2013). Comparison of GHG Emission Indicators for Dairy Farms with Respect to Induced Abatement Costs, Accuracy, and Feasibility. *Applied Economic Perspectives and Policy, 35*(3), 451-475.

Lorenz, H., Reinsch, T., Hess, S. y Taube, F. (2019). Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. *Journal of Cleaner Production, 211*, 161-170.

Lynch, J., Cain, M., Pierrehumbert, R. y Allen, M. (2020). Demonstrating GWP*: a means of reporting warming-equivalent emissions that captures the contrasting impacts of short-and long-lived climate pollutants. *Environmental Research Letters*, *15*(4), 044023.

Mgalula, M. E., Wasonga, O. V., Hülsebusch, C., Richter, U. y Hensel, O. (2021). Greenhouse gas emissions and carbon sink potential in Eastern Africa rangeland ecosystems: A review. *Pastoralism*, *11*(1), 1-17.

Mazzetto, A. M., Bishop, G., Styles, D., Arndt, C., Brook, R. y Chadwick, D. (2020). Comparing the environmental efficiency of milk and beef production through life cycle assessment of interconnected cattle systems. *Journal of Cleaner Production, 277*, 124108.

Mazzetto, A., Falconer. S. y Ledgard, S. (2021). *Mapping the carbon footprint of milk for dairy cows*. Report for DairyNZ. RE450/2010/081. AgResearch, New Zealand. https://www.dairynz.co.nz/media/5794083/mapping-the-carbonfootprint-of-milk-for-dairy-cows-report-updated.pdf

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible [MAyDS] (2021). *Cuarto Informe Bienal de Actualización de Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (CMNUCC).* https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2022/01/4to_informe_bienal_de_la_republica_argentina.pdf

Mogensen, L., Kristensen, T., Nielsen, N. I., Spleth, P., Henriksson, M., Swensson, C., Hessle, M. y Vestergaard, M. (2015). Greenhouse gas emissions from beef production systems in Denmark and Sweden. *Livestock Science*, *174*, 126-143.

Moreira Muzio, M. (2019). Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero: Argentina. M. Moreira Muzio, F. Gaioli, S. Galbusera. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 40 p.

Nieto, M. I., Barrantes, O., Privitello, L. y Reiné, R. (2018). Greenhouse gas emissions from beef grazing systems in semi-arid rangelands of central Argentina. *Sustainability, 10*(11), 4228.

Nieto, M., Frasinelli, C. A., Frigerio, K., Reiné, R. y Barrantes, O. (2019). Estrategias de mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas ganaderos bovinos extensivos del sur de San Luis, Argentina. Estudio de casos. *Revista de investigaciones agropecuarias, 45*(3), 404-411.

Nguyen, T. L. T., Hermansen, J. E. y Mogensen, L. (2010). Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production, 18*(8), 756-766.

O'Brien, D., Hennessy, T., Moran, B. y Shalloo, L. (2015). Relating the carbon footprint of milk from Irish dairy farms to economic performance. *Journal of Dairy Science, 98*(10), 7394-7407.

Organisation for Economic Co-operation and Development [OECD] (2021). The contribution of the ruminant livestock sector to the triple challenge. En *Making Better Policies for Food Systems*, OECD iLybrary (oecd-ilibrary.org), Publishing, Paris. https://doi.org/10.1787/ddfba4de-en https://www.oecd-ilibrary.org/sites/5957da5a-en/index.html?itemId=/content/component/5957da5a-en

Ortiz-Gonzalo, D., Vaast, P., Oelofse, M., de Neergaard, A., Albrecht, A. y Rosenstock, T. S. (2017). Farm-scale greenhouse gas balances, hotspots and uncertainties in smallholder crop-livestock systems in Central Kenya. *Agriculture, Ecosystems & Environment, 248*, 58-70.

Paterson, K. C. y Holden, N. M. (2019). Assessment of policy conflict using systems thinking: A case study of carbon footprint reduction on Irish dairy farms. *Environmental Science & Policy. 101*, 38-45.

Rapson, T. D. y Dacres, H. (2014). Analytical techniques for measuring nitrous oxide. *TrAC Trends in Analytical Chemistry, 54*, 65-74. https://doi.org/10.1016/j.trac.2013.11.004

Rawnsley, R., Dynes, R. A., Christie, K. M., Harrison, M. T., Doran-Browne, N. A., Vibart, R. y Eckard, R. (2016). A review of whole farm-system analysis in evaluating greenhouse-gas mitigation strategies from livestock production systems. *Animal Production Science, 58*(6), 980-989.

Rayer, Q., Jenkins, S. y Walton, P. (2022). Defining Net-Zero and Climate Recommendations for Carbon Offsetting. En *Business and Policy Solutions to Climate Change* (pp. 13-35). Palgrave Macmillan, Cham.

Recavarren, P. (2007). Sorgos diferidos como reserva forrajera invernal en rodeos de cría de la Zona de la Depresión de Laprida, Balcarce, Argentina. http://www.agrositio.com/vertext/vertext.php?id=82451&se=36

Recavarren, P. (2016). La producción agropecuaria en Olavarría, Benito Juárez, Laprida y Gral. La Madrid: evolución y desafíos a futuro. 1ª ed. Balcarce, Buenos Aires, Ediciones INTA. https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_la_produccion_agropecuaria_en_olavarria_juarez_laprida_la_madrid_2016.pdf

Reisinger A. y Ledgard, S. (2013). Impact of greenhouse gas metrics on the quantification of agricultural emissions and farm-scale mitigation strategies: a New Zealand case study. *Environmental Research Letters 8,* 025019.

República Argentina (2005). *Inventario de gases de efecto invernadero de la República Argentina - Año 2000.* Tomo II. Fundación Bariloche, Buenos Aires, Argentina, 377 p.

Robinson, T., Thornton, P., Franceschini, G., Kruska, R., Chiozza, F., Notenbaert, A., Cecchi, G., Herrero, M., Epprecht, M. y Fritz, S. (2011). *Global livestock production systems*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and International Livestock Research Institute (ILRI), 152 p. https://www.fsnnetwork.org/sites/default/files/global_livestock_production_systems.pdf

Simões, J., Moran, D., Edwards, S., Bonnet, C., Lopez-Sebastian, A. y Chemineau, P. (2021). Sustainable livestock systems for high producing animals. *Animal: an International Journal of Animal Bioscience*, 100371-100371.

Stanley, P. L., Rowntree, J. E., Beede, D. K., DeLonge, M. S. y Hamm, M. W. (2018). Impacts of soil carbon sequestration on life cycle greenhouse gas emissions in Midwestern USA beef finishing systems. *Agricultural Systems, 162*, 249-258.

Thompson, L. R. y Rowntree, J. E. (2020). Invited Review: Methane sources, quantification, and mitigation in grazing beef systems. *Applied Animal Science, 36*(4), 556-573.

Tieri, M. P., Comerón, E. A., Capece, M. G., Herrero, M. A., Engler, P. L., Charlón, V. y Garcia, K. E. (2014). *Indicadores utilizados para evaluar la sustentabilidad integral de los sistemas de producción de leche con énfasis en el impacto ambiental.* Estación Experimental Agropecuaria Rafaela, INTA. Publicación Miscelánea ISSN 2314-3126 Año 2 – N° 1.

Tieri, M. P., Faverin, C., Charlón, V., Comerón, E. y Gonda, H.L. (2017). *Analysis of different productive strategies on greenhouse gases emissions in Argentinian dairy production systems*. Reunião Anual da Sociedade Brasilera de Zootecnia. Proceedings of the 54th Annual Meeting of the Brazilian Society of Animal Science Foz do Iguaçu – Brazil July 24 – 28, 2017, 273.

Tubiello, F. N., Cóndor-Golec, R. D., Salvatore, M., Piersante, A., Federici, S., Ferrara, A., Rossi, S.,

Flammini, A., Cardenas, P., Biancalani, R., Jacobs, H., Prasula, P. y Prosperi, P. (2015). Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura: un manual para abordar los requisitos de los datos para los países en desarrollo. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO, Roma, 180 p. https://www.fao.org/3/i4260s/i4260s.pdf?msclkid=c7469b0caadb11ec981ac59a67679550

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division [UN] (2019). *World Population Prospects 2019: Highlights* (ST/ESA/SER.A/423). https://population.un.org/wpp/publications/files/wpp2019_highlights.pdf

Vergé, X. P., Maxime, D., Dyer, J. A., Desjardins, R. L., Arcand, Y. y Vanderzaag, A. (2013). Carbon footprint of Canadian dairy products: Calculations and issues. *Journal of Dairy Science, 96*(9), 6091-6104.

Vibart, R., de Klein, C., Jonker, A., van der Weerden, T., Bannink, A., Bayat, A. R., Crompton, L., Durand, A., Eugène Klumpp, K., Kuha, B., Lanigan, G., Lund, P., Ramin, M. y Salazar, F. (2021). Challenges and opportunities to capture dietary effects in on-farm greenhouse gas emissions models of ruminant systems. *Science of the Total Environment, 769,* 144989.

Waghorn, G. C. (2011). *Can livestock production be increased without increasing greenhouse gas emissions*. En Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production (Vol. 71, pp. 149-178). Invercargill, New Zealand: New Zealand Society of Animal Production.

White, T. A., Snow, V. O. y King, W. M. (2010). Intensification of New Zealand beef farming systems. *Agricultural Systems, 103*(1), 21-35.

Wilfart, A., Gac, A., Salaün, Y., Aubin, J. y Espagnol, S. (2021). Allocation in the LCA of meat products: is agreement possible?. *Cleaner Environmental Systems, 2,* 100028.

Zhang, J. B., Cheng, L. L. y He, K. (2017). The difference of China's agricultural low-carbon economic efficiency in spatial and temporal and its influencing factors: A perspective of carbon input. Journal of Environmental Economics, 2(2), 36-51.

CAPÍTULO 6

INDICADORES PARA USO Y MANEJO DEL AGUA

Verónica Charlón
Bárbara Civit
M. Alejandra Herrero

I. INTRODUCCIÓN

El crecimiento de la población, las actividades económicas y los cambios en los patrones de consumo ejercen presión sobre el ambiente y los recursos naturales, especialmente, los recursos hídricos. El agua es un recurso cuya disponibilidad cambia en diversos lugares del mundo, dado que se ve afectada por variaciones temporales y espaciales de su cantidad (fluctuaciones de los flujos de agua en las regiones), pero también por modificaciones en su calidad (como consecuencia de eventos naturales o de actividades humanas) (Thoma, 2016). El uso global de agua se ha multiplicado por seis en los últimos cien años (Figura 6.1) y sigue creciendo a un ritmo constante de, aproximadamente, 1 % al año por el crecimiento demográfico, el desarrollo económico y el cambio de los patrones de consumo (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO], 2020).

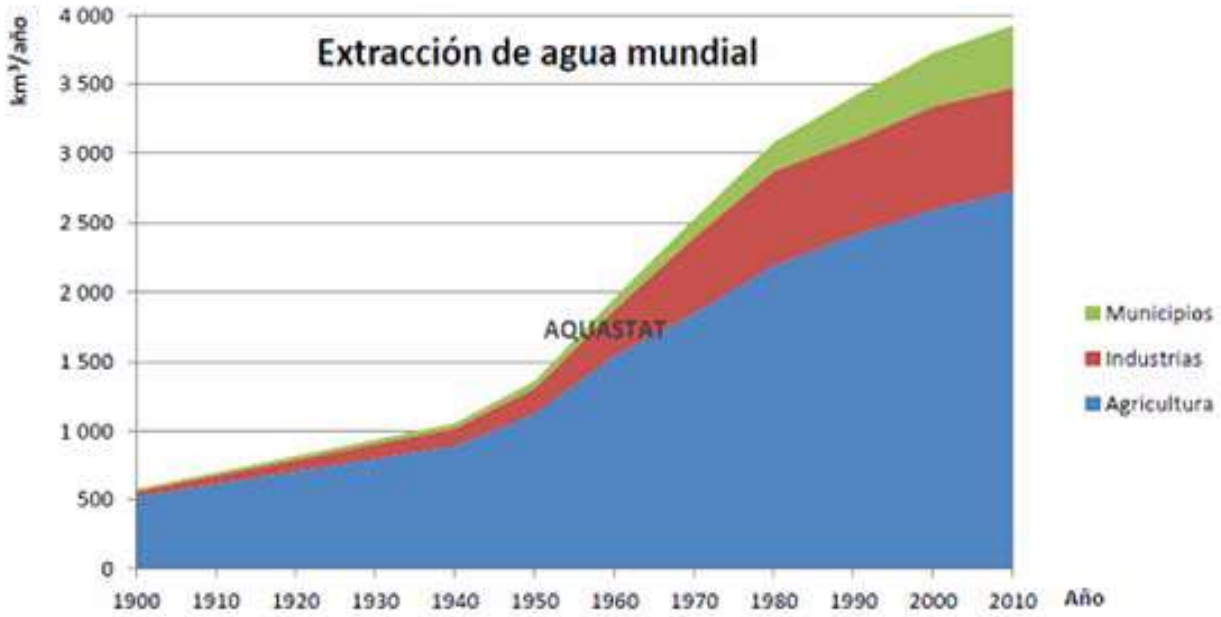


Figura 6.1: Extracción de agua mundial a lo largo del tiempo por los tres sectores principales: agricultura (incluye riego, agua para bebida y limpieza en ganadería y acuicultura), industria y municipios (Fuente, AQUASTAT[1], 2010).

El **estrés hídrico** afecta a muchos sitios del planeta, y se produce cuando el uso o demanda de agua resulta mayor en relación con la cantidad disponible, por cuestiones de cantidad o de calidad. En muchos casos, este estrés es frecuentemente un fenómeno estacional, dado por las variaciones en la oferta disponible de las fuentes de aguas superficiales renovables y subterráneas en un año, es decir, se producen variaciones intra e interanuales (UNESCO, 2021) y también por eventuales

[1] https://www.fao.org/aquastat/es/overview/methodology/water-use

cambios estacionales en la demanda. En la Figura 6.2 el estrés se representa como la relación entre el total de las extracciones de agua (incluyendo los usos domésticos, industrial, de riego y uso para ganado) y los suministros del agua renovable, disponible, subterránea y superficial.

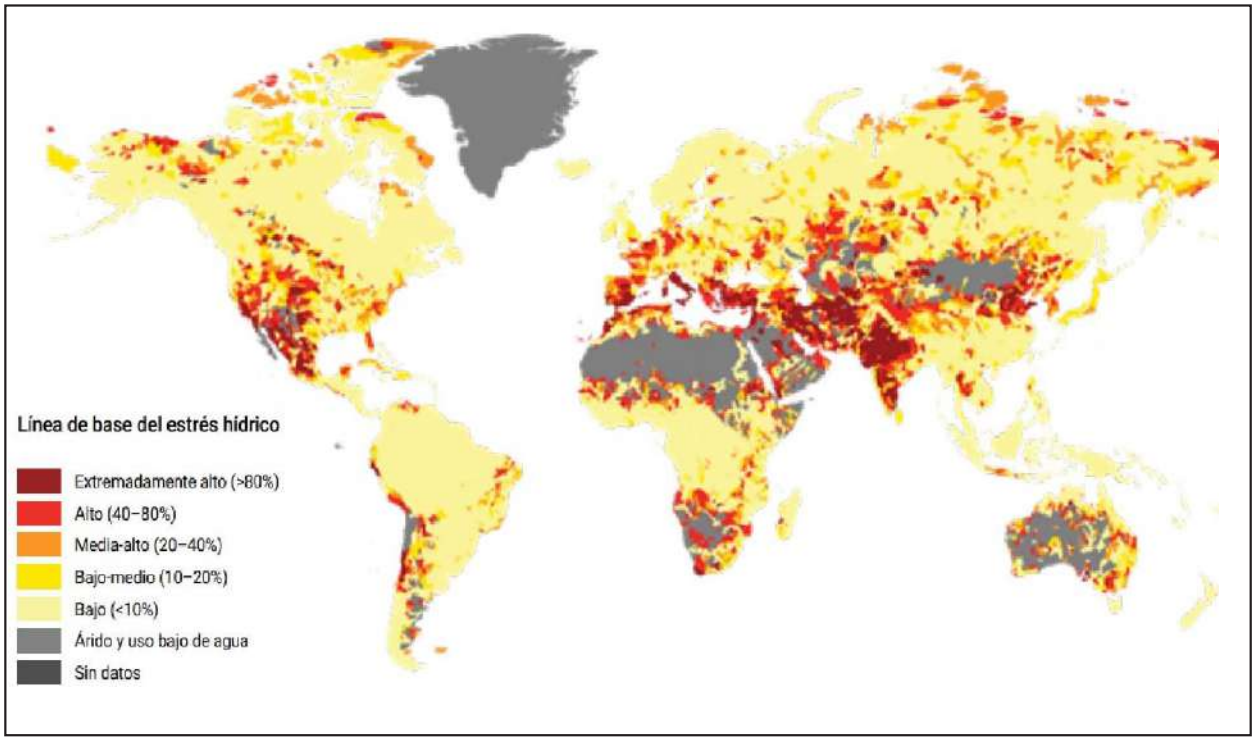


Figura 6.2: Mapa mundial de la línea base de estrés hídrico (%). Fuente: World Resources Institute [WRI], 2019 y UNESCO, ONU-Agua, 2020. Nota: La línea base del estrés hídrico mide la relación del total de retiros de agua con comparación al suministro de agua renovable disponible

Sumado a las situaciones de alta demanda de agua existen ciertos fenómenos, como el cambio climático, que aumentan la variabilidad estacional y ocasionan cambios en el ciclo hidrológico, dando lugar a un mayor estrés hídrico y sequías recurrentes. La escasez hídrica, en este caso considerada como la falta de recursos hídricos suficientes para abastecer a todas las demandas, afecta a todos los continentes y, muy probablemente, el cambio climático causará alteraciones en la disponibilidad estacional de agua a lo largo del año en diferentes lugares (IPCC-Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [IPCC], 2014).

La escasez en la disponibilidad de agua puede ser de dos tipos: escasez física o económica. La escasez física ocurre cuando la demanda de agua de la población excede los recursos hídricos disponibles de una región determinada. La escasez económica de agua, en cambio, ocurre cuando la cantidad de agua alcanzaría para satisfacer las necesidades de la población, pero no está disponible por la falta de una inversión en infraestructura hídrica. Esta última afecta a alrededor de 1,6 mil millones de personas (Molden et al., 2007). En consecuencia, hay una distribución desigual de los recursos hídricos en el mundo y todos los seres vivos compiten por ellos.

Según la UNESCO (2021), aproximadamente el 69 % de las extracciones de agua, a escala mundial, se destinan a la agricultura, generalmente para regadío, pero esta cifra también incluye el agua para el ganado y la acuicultura, y esta proporción puede ascender hasta el 95 % en algunos países en desarrollo.

El sector agropecuario responde al crecimiento de la población mundial incrementando la producción de alimentos por unidad de superficie. Los adelantos en la agricultura, el aumento en

el rendimiento de las cosechas y la intensificación de los sistemas de producción animal conllevan a un mayor riesgo potencial de degradación del agua por el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados y fosforados, por los agroquímicos y por los residuos de la producción animal. Por ello, la provisión de agua de buena calidad y en adecuada cantidad para los procesos productivos, resulta un aspecto crítico.

La Argentina posee alta demanda de agua por parte de la agricultura, especialmente para el riego en zonas áridas y semiáridas. La demanda global se distribuye en 70 % para riego, 14 % para consumo poblacional, 9 % para la ganadería y 7 % para la industria. El riego en las áreas desérticas llega al 90 % de la demanda total, donde el 70 % del área regada se realiza por escurrimiento superficial, el 21 % por aspersión y el 9 % por métodos de riego localizado. La contribución de las aguas subterráneas a nivel nacional, respecto a las extracciones totales de agua, representan en promedio un 30 % (Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo [OECD], 2020). De acuerdo a estos valores de uso del agua, la Argentina se comporta, como los países de bajos a medios ingresos a nivel mundial, que tienen como uso principal al uso agropecuario y no al uso industrial, como los países de ingreso altos.

En el caso de la ganadería, el agua es esencial para la producción de alimentos para el ganado, para el consumo directo de agua de bebida y para diferentes etapas del propio proceso productivo y la higiene de instalaciones. El consumo directo de agua por parte del ganado para bebida y el uso destinado a la limpieza de las instalaciones, representa entre el 2 y el 8 % del agua destinada a la ganadería en la mayoría de los países. Interesa, además de la cantidad, proporcionar a los animales acceso a fuentes de agua seguras en calidad, para garantizar una buena producción y salud. El agua utilizada en la producción de sus alimentos representa el mayor porcentaje a escala mundial, aumentado aún más, cuando se requiere de riego para producirlos (Mekonnen y Hoekstra, 2012).

En numerosos estudios (Chapagain y Hoekstra, 2003; Herrero et al., 2009; Steinfeld et al., 2006) que han estimado el **uso consuntivo del agua**, determinaron la importancia de los cambios del lugar de extracción respecto al lugar de uso, por parte del sector ganadero en su conjunto. Los mayores consumos están relacionados con la producción de alimentos para el ganado. Existe una gran heterogeneidad en la eficiencia de uso de los alimentos (producto obtenido –carne o leche- en relación con el alimento ingerido), según los diferentes sistemas de producción ganadera y los niveles de intensificación. Los cambios que se produzcan, tanto en los componentes de las dietas (forrajes frescos, conservados y concentrados) como en su eficiencia de utilización, afectan a la **productividad del agua**, entendida como la salida de producto en función del agua utilizada para producirlo. Estos cambios son afectados, además, por el tipo de recurso hídrico involucrado en el proceso productivo (agua de precipitaciones, de riego, etc.) (Food & Agricultural Organization of the United Nations [FAO], 2019; Weindl et al., 2017).

Por otro lado, la producción ganadera puede contribuir a la degradación de los ecosistemas y del agua (eutrofización, acidificación, etc.) a través del flujo de nutrientes hacia fuentes subterráneas y/o superficiales. La intensificación de los procesos productivos incrementa el riesgo de contaminación, especialmente en aquellas regiones donde no hay regulaciones y/o normativas. Sumado a ello, existen otras preocupaciones que se relacionan con el uso ineficiente del agua, la salinización, etc. (WWAP-Programa Mundial de las Naciones Unidas de Evaluación de los Recursos Hídricos [WWAP], 2018).

La calidad y disponibilidad del agua sumada al ciclo hidrológico global, dependen a su vez, de la gestión del agua local y regional. En este capítulo se brindan conceptos para conocer y profundizar en las características del uso del agua, y herramientas, como los indicadores, para cuantificar y evaluar el uso del agua en distintas escalas y su productividad en diferentes sistemas de producción, como una estrategia fundamental para la gestión del recurso.

II. EL CICLO NATURAL Y ECONÓMICO DEL AGUA

El agua se presenta en la naturaleza en todos sus estados (sólido, líquido y gaseoso) en un espacio llamado hidrósfera. El ciclo hidrológico (Figura 6.3) es el fenómeno de circulación global continua del agua, producido fundamentalmente, por la energía solar, e influenciado por las fuerzas de gravedad y la rotación de la Tierra (Paris et al., 2012). Si bien las dos terceras partes de la superficie del planeta están cubiertas por agua, solo una pequeña fracción está disponible, y de toda esta cantidad de agua, una mínima proporción es agua dulce, que representa el 3 %.

Considerando el ciclo hidrológico, el agua que se evaporó en una ubicación determinada, generalmente regresa a la superficie como lluvia en otro lugar. Aunque el volumen total de agua en el ciclo hidrológico global permanece constante, su distribución cambia continuamente en océanos, continentes, regiones y cuencas.

Figura 6.3: El ciclo global del agua (Fuente: U.S. Geological Survey[2])

La gestión y la seguridad hídrica forman parte de la agenda política nacional e internacional desde hace varias décadas, sin embargo, recién en los años 90 se han definido nuevos conceptos a fin de estudiar y contabilizar su uso. El debate sobre el **agua virtual (AV)** y el comercio de AV, como un instrumento para resolver problemas geopolíticos e incluso prevenir guerras por el agua, comienza justamente en los años 90 por el Dr. Tony Allan, quien acuña el término al estudiar países con déficits de agua (Allan, 1992). El concepto de AV, mirado desde una perspectiva económica, proporciona una base para la estimación de la demanda de agua para productos agropecuarios, derivando en la determinación de la **huella hídrica** de los países, a partir de la producción y comercio de alimentos. Para los países con escasez de agua, puede ser atractivo importar AV, a través de la importación de productos con uso intensivo de agua, aliviando así la

[2]https://www.usgs.gov/media/images/el-ciclo-del-agua-water-cycle

presión sobre los recursos hídricos locales. Con la metodología donde se evalúa el contenido de AV de varios tipos de productos pecuarios y agrícolas, se cuantifican los flujos de agua relacionados con el comercio internacional de ellos. Estas estimaciones, junto a estadísticas sobre comercio internacional, permiten determinar los flujos internacionales de AV (Chapagain y Hoekstra, 2003).

En la Figura 6.4 se muestra el balance de agua virtual por país y los mayores flujos brutos de agua virtual a nivel internacional. Los países que se muestran en verde tienen un saldo negativo, lo que significa que tienen una exportación neta de agua virtual. Los países que se muestran en amarillo a rojo no tienen importación de agua virtual. Los mayores exportadores netos de agua virtual se encuentran en América del Norte y del Sur (Estados Unidos, Canadá, Brasil y Argentina), el sur de Asia (India, Pakistán, Indonesia, Tailandia) y Australia. Los mayores importadores netos de agua virtual son el norte de África y Oriente Medio, México, Europa, Japón y Corea del Sur. La mayor parte de los flujos internacionales de agua virtual se relaciona con el comercio de cultivos oleaginosos (incluidos el algodón, la soja, la palma aceitera, el girasol, colza y otros) y productos derivados. Esta categoría representa el 43 % de la suma total de los flujos internacionales de agua virtual. Más de la mitad de esta cantidad se relaciona con el comercio de productos de algodón; alrededor de una quinta parte se relaciona con el comercio de soja. Los otros productos con una gran participación en los flujos globales de agua virtual son los cereales (17 %), los productos industriales (12,2 %), el café, el té y el cacao (7,9 %) y los productos de ganado vacuno (6,7 %).

Este concepto de AV se difundió una década después, al comprenderse que podía representar una medida más exacta del flujo de agua entre países, porque tomaba en consideración toda el agua que, a pesar de no estar presente realmente, podía añadirse virtualmente a los productos de importación y exportación, especialmente a los productos agrícolas, y hacerse visible en ellos a partir de estimaciones apropiadas.

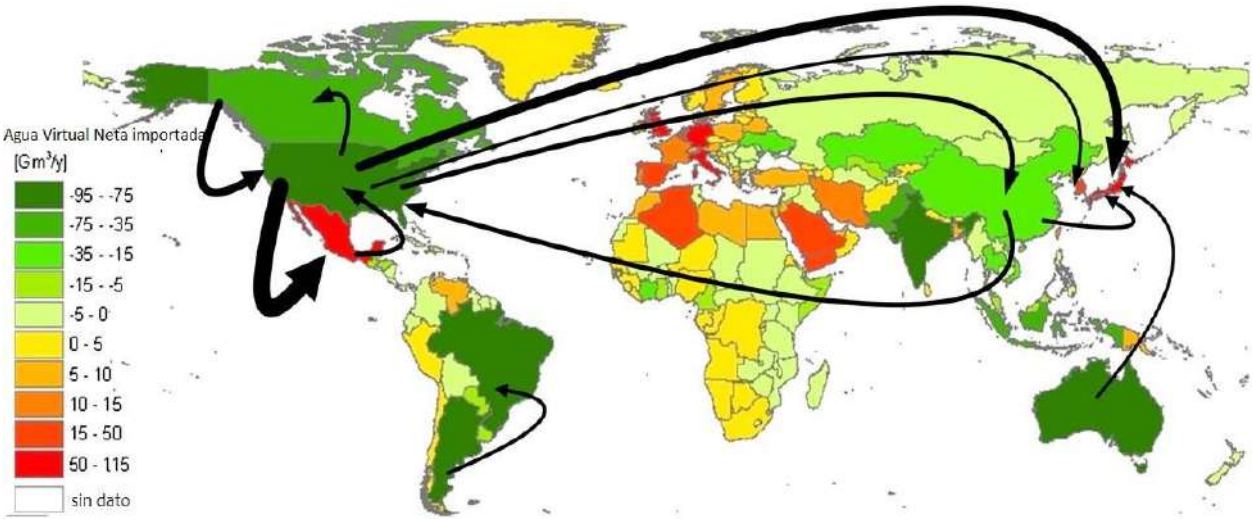


Figura 6.4: Balance de agua virtual por país y dirección de los flujos brutos de agua virtual relacionados con el comercio de productos agrícolas e industriales durante el período 1996–2005. Solo se muestran los flujos brutos mayores a 15 Gm3/año. Fuente: Hoekstra y Mekonnen, 2012

Para diferenciar el agua en el ambiente, dependiendo de su procedencia o fuente, se la clasifica por colores que fueron introducidos con el concepto de huella hídrica como indicador de uso y consumo de agua (Hoekstra y Hung, 2002). Si bien el desarrollo y cálculo de este indicador serán

abordados más adelante, se relacionan con el ciclo del agua. El **agua azul** representa el agua superficial y subterránea que se consume por evaporación, evapotranspiración o incorporación en un producto, mientras que el **agua verde** se refiere a la retención del agua en el suelo y a la humedad del suelo disponible para el crecimiento vegetal. Sumado a ello, las actividades humanas introducen modificaciones que alteran el equilibrio dinámico de su ciclo natural, y aparece el **agua gris** que es referida a la estimación teórica del volumen de agua dulce requerido para asimilar la carga contaminante de los vertidos en las masas de agua. Para esta estimación se consideran las concentraciones naturales de contaminantes en estas y los límites estándares permitidos (Hoekstra et al., 2011).

En la actualidad, los conceptos de agua verde y azul se utilizan ampliamente para describir y evaluar el uso del agua en la agricultura y en la ganadería (Mekonnen y Hoekstra, 2012). A escala mundial, la producción agropecuaria representa el 70 % del uso total de agua azul y el 86 % del uso de agua azul más agua verde. Por otra parte, la ganadería es un usuario de recursos naturales como la tierra y el agua, y actualmente utiliza alrededor del 35 % del total de las tierras de cultivo, y alrededor del 20 % del agua azul es empleada para la producción de alimento para ganado (Heinke et al., 2020). Numerosos estudios han analizado los consumos de agua de este sector, estableciéndose que la mayor parte de este consumo está relacionada con la producción de alimentos, mientras que solo alrededor del 2 % es agua para bebida y actividades auxiliares (Mekonnen y Hoekstra, 2012).

III. INDICADORES RELACIONADOS CON LA CANTIDAD Y DISPONIBILIDAD DE AGUA

Los problemas mundiales de escasez de agua están llevando a una preocupación creciente por el impacto de la ganadería sobre el recurso hídrico, principalmente, por parte de la comunidad científica. Esta situación ha instalado la necesidad de estudiar indicadores que dieran cuenta de la magnitud e intensidad con que la humanidad utiliza el agua dulce. El desarrollo de indicadores avanza, no solo en contabilizar la extracción de agua en los procesos productivos, sino también en evaluar su uso e impactos en los recursos hídricos. Por ello, se desarrollan metodologías para estimar y evaluar el uso del agua en la producción agropecuaria, y generar herramientas para realizar un uso eficiente de ella. En función del objetivo de estimar el uso del agua para lograr eficiencia, se han propuesto distintos enfoques en diferentes escalas.

Entre los principales indicadores de uso y consumo de agua que permiten obtener información acerca del desempeño ambiental de productos y servicios, se menciona en este capítulo la **Huella Hídrica (HH)** (Hoekstra et al., 2011). Este indicador brinda una medida del volumen de agua asociado a la producción de un determinado producto en un sitio y un momento específico, que puede aportar soluciones a la gestión del agua. El otro indicador es la **Huella de Agua (HA)** (International Organization for Standardization [ISO], 2014) que se define como una métrica que cuantifica los impactos potenciales relacionados con la escasez y disponibilidad del agua e incluye una especificidad geográfica y temporal. Esta última, puede calcularse para productos (bienes y servicios) o para organizaciones, y puede ser una evaluación única, formar parte de una evaluación integral de Huella de Agua o de un Análisis de Ciclo de Vida (ISO, 2006). Ambos enfoques cuentan con herramientas para estimar aspectos de degradación del agua, pero estos se analizarán en la sección siguiente (sección IV).

El uso indistinto de las dos metodologías puede originar dificultades en la interpretación y comprensión de los resultados obtenidos en ambos métodos (Charlón y Tieri, 2019). Por ello, hay una tendencia hacia la estandarización internacional de metodologías para la determinación de indicadores de sustentabilidad del sector agropecuario y agroalimentario, tales como los desarrollos

de huellas ambientales homologados por la familia de normas ISO 14000, bajo el marco metodológico del análisis de ciclo de vida (ACV).

En este sentido, la Alianza sobre Evaluación y Desempeño Ambiental de la ganadería (LEAP) de la FAO, que desarrolla metodologías y directrices sectoriales específicas para evaluar los sistemas de producción ganadera y las cadenas de suministro, ha avanzado generando un consenso para la **evaluación del uso y productividad del agua** (Boulay, 2018).

III.a. Enfoque de la Huella Hídrica (Water Footprint Network)

La metodología desarrollada por la Water Footprint Network (WFN) aborda la apropiación de recursos de agua dulce en cuatro pasos que incluyen el establecimiento de objetivos y alcance, la contabilidad de la HH, la evaluación de la sostenibilidad y la formulación de respuestas (Figura 6.5) (Hoekstra et al., 2011).

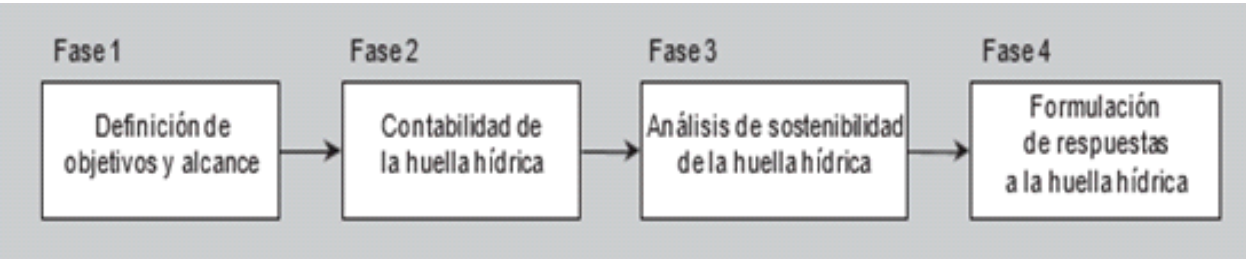


Figura 6.5: Fases de la evaluación de la HH (Fuente: Hoekstra, 2011).

La HH es un indicador que mide cuánta agua se utiliza para producir un bien o un producto a lo largo de toda la cadena, e incluye el uso directo e indirecto, así como el consumo y la contaminación. También se puede escalar a nivel de sistema productivo, regional o nacional. Las métricas suelen expresarse en metros cúbicos de agua por diferentes unidades, como tonelada de producción (kg de carne, leche o proteína) o sobre una medida económica ($), etc. Como herramienta para la gestión, la evaluación de la HH aporta información para realizar cambios que mejoren el uso del agua.

Definición de objetivos y alcance

Cada estudio de HH debe tener claramente identificado su objetivo y su alcance. Es fundamental realizar un diagrama de flujo para identificar todas las etapas a analizar dentro de la escala correspondiente (empresa, sistema, región, nación). Si se contempla un establecimiento ganadero, los límites pueden ser la tranquera del establecimiento, la entrada a planta procesadora o a un centro de distribución. También, se deberá especificar si se incluirá la HH azul, verde o gris, y el período (anual, mensual, diario, etc.) en que se realiza el estudio.

Contabilidad de la huella hídrica

La HH de un producto está determinada por la suma de la HH de las etapas necesarias del proceso para elaborar el producto (considera toda la cadena de producción y de suministro). En la Figura 6.6 se grafica la cadena de suministro de un producto ganadero (Hoekstra et al., 2011), donde se suman las HH directas e indirectas de cada eslabón. La HH de un producto se expresa, siempre, en términos de agua por unidad de producto (m^3/t o L/kg). También puede expresarse como volumen de agua por unidad de energía (kcal), o por pieza producida, o por unidad de dinero.

Figura 6.6: Cadena de suministro de un producto animal (Fuente: Hoekstra, 2011).

El indicador tiene tres dimensiones: Huella Hídrica Azul (HHA), Huella Hídrica Verde (HHV) y Huella Hídrica Gris (HHG), y se determina a una escala temporal y geográfica específica.

La HHV se refiere al volumen de agua de lluvia que queda temporalmente almacenada en la parte superficial del suelo o en la vegetación, y que es consumida (evaporada, evapotranspirada, etc.) en el proceso que se está analizando. No contempla el agua que se transforma en escorrentía o en infiltración. Esta HHV es importante para productos agrícolas y sus subproductos. En el caso de un cultivo para alimento de ganado, para producir fibras, aceites, otros, la HHV es el uso del agua por el cultivo en relación al rendimiento obtenido en ese proceso ($HH_{proc,verde}$, m^3/t). Este se calcula como el componente verde del uso de agua del cultivo (*UAC* verde, m^3/ha) dividido por el rendimiento del cultivo (*R*, t/ha).

$$HH_{proc,verde} = \frac{UAC_{verde}}{R}$$

En forma similar, se determina el componente azul ($HH_{proc,azul}$, m^3/t), teniendo en cuenta que la HHA se refiere al consumo de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, a lo largo de la cadena de suministro de un producto, y que no retorna al ambiente del cual se extrajo.

$$HH_{proc,azul} = \frac{UAC_{azul}}{R}$$

La HHG es el volumen de agua que se requiere para asimilar la carga de contaminantes de una descarga hasta niveles acordes a los estándares ambientales. El componente gris de la HH de un cultivo agrícola o forestal ($HH_{proc,gris}$, m^3/t) se calcula multiplicando la tasa de aplicación de sustancias químicas por hectárea (*TA*, kg/ha) por la fracción de lixiviación-escorrentía superficial (*á*) dividido en la concentración máxima permitida ($c_{máx}$, kg/m^3) menos la concentración natural para el contaminante en cuestión (c_{nat}, kg/m^3), y además dividido en el rendimiento del cultivo (*R*, t/ha). Para sustancias de origen antrópico que de forma natural no están presentes en el agua, c_{nat} = 0. Cuando no se conocen con precisión las concentraciones naturales, pero se estima que son bajas, para simplificar, se puede asumir que c_{nat} = 0.

$$HH_{proc,gris} = \frac{(\text{á} \times TA) / (Cmax - Cnat)}{R}$$

Evaluación de la sostenibilidad

La HH es un indicador de la apropiación de agua dulce (m^3/año) por parte de una actividad humana. Es posible analizar la sostenibilidad de la HH total en un área geográfica considerando la zona de captación o cuenca hidrográfica. En el ámbito de una unidad hidrológica, como es una cuenca, es posible comparar la HH verde o azul con la disponibilidad de agua verde o azul, o la HH gris con la capacidad disponible de asimilación de cargas de contaminantes. Esta instancia nos da información del valor de huella hallado respecto de una referencia definida; cuando la relación descrita es < 1, significa un uso sustentable del agua.

Formulación de respuestas a la huella hídrica

En esta etapa se formulan diferentes opciones para la adecuada gestión del recurso hídrico, como cambios en los patrones de consumo o la incorporación de nuevas técnicas de producción. También, con la reducción de las pérdidas de agua existentes, por ejemplo, mediante el mantenimiento de las instalaciones (reparar fugas en los bebederos, mangueras, acoples) o la reutilización de agua de refrigeración (en establecimientos lecheros, por ejemplo, en la placa de refrescado de la leche). La recolección de agua de lluvia puede ser una fuente de agua alternativa viable para complementar a la extracción de agua subterránea en zonas donde existe exceso de sales, mejorando la calidad de agua en las explotaciones ganaderas. Las superficies de techos aportarían agua dulce para el lavado y limpieza de instalaciones, como así también para su uso en calderas.

III.b. Enfoque de la Huella de Agua (ISO 14046:2014)

La HA presenta un amplio potencial como indicador de uso sostenible de agua para evaluar el consumo de agua que las distintas actividades humanas requieren. Es una métrica que resulta atractiva para ser empleada como indicador regional del uso y consumo de agua, evaluando sus impactos sobre la disponibilidad y la calidad del recurso hídrico, especialmente, en sistemas complejos. La unidad de análisis o de referencia (también unidad funcional) es coherente con el caso de estudio. Está dada por la cantidad de producto para la cual se recolectan datos y se calcula el impacto ambiental. Por ejemplo, en un sistema de producción primaria de carne bovina, podría ser «un kilogramo de peso de animal vendido». Si fuese la huella del agua para un frigorífico, podría ser «un kilogramo de carne refrigerada para envasar». En un sistema de producción lechera, sería «un litro o kilogramo de leche entregada». No lleva denominador. Cuando se quiere evaluar productos y organizaciones, se sugiere usar el enfoque estandarizado por la ISO 14046 (ISO, 2014) para abordar el impacto por consumo de agua y los indicadores de Boulay et al. (2018) y Pfister et al. (2009), tal como lo recomienda Martínez et al. (2016).

Como lo indica la norma ISO 14046:2014, una evaluación de la huella de agua incluye cuatro fases: objetivo y alcance, recopilación de datos y análisis de inventario de huella de agua, evaluación de impactos de la huella de agua, e interpretación. Si solo se está inventariando el agua, entonces se puede omitir la etapa de evaluación de impacto (Figura 6.7).

La definición del objetivo y el alcance de un estudio de huella de agua son críticos. En esta fase se debe determinar para qué se realiza el estudio, a quién está dirigido, qué tipo de estudio se hará, cuál será el sistema considerado y sus límites, la unidad funcional y el flujo de referencia (cantidad que permite cumplir con la unidad funcional), los requisitos de calidad de los datos y las categorías de impacto que se analizarán.

Figura 6.7: Fases de un estudio de huella de agua, adaptado de ISO 14046:2014 (Fuente: Martínez et al., 2016).

En el caso de un sistema ganadero, considerando que la recopilación de datos relacionados con el agua y descripción del sistema productivo (por ejemplo, producción de leche, de queso) se usará para evaluar los impactos ambientales del uso consuntivo del agua, se debe especificar la ubicación, tipo y cantidad de agua extraída de fuentes subterráneas y superficiales, y el tipo de uso del agua (bebida, limpieza, refrigeración, higiene, riego, almacenamiento, etc.). También se debe considerar el agua que se utiliza en la producción de insumos, como por ejemplo balanceados, subproductos, fitosanitarios, fertilizantes, semillas, combustibles y en su transporte, además del agua que sale del sistema en los productos (por ejemplo, leche, animales). Existen bases de datos de agua internacionales, por ejemplo, Quantis®[3] y Ecoinvent 3.0®[4], donde se puede encontrar amplia información sobre la cantidad y las fuentes de agua relacionadas con la producción de insumos. Hay herramientas disponibles para estimar las emisiones al ambiente y cómo afectan la calidad del agua, para facilitar estos cálculos (Federation Internationales du Lait – International Dairy Federation [FIL IDF], 2017).

La tercera fase de un estudio de huella de agua consta de la evaluación de sus impactos, tanto para una evaluación única (huella de escasez, por ejemplo) como para una evaluación integral para obtener el perfil de huella de agua (impactos por escasez y por degradación, que se tratará en la próxima sección). Para evaluar los impactos del uso degradativo del agua, se deben recopilar datos que describan la calidad del agua utilizada de los diferentes tipos de recursos hídricos, las emisiones al aire, agua y suelo con impacto en la calidad del agua, los sitios de uso del agua y cualquier cambio estacional que puedan influir en la calidad del agua. La selección del tipo de evaluación de impactos que se hará depende del objetivo del estudio y debe ser coherente con su alcance.

[3]https://ceowatermandate.org/resources/quantis-water-database-2018/
[4]https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/data-releases/ecoinvent-3-0/

Impacto de la escasez de agua

La evaluación del impacto de la escasez de agua tiene como fin determinar cómo contribuye una actividad (por ejemplo, la producción ganadera de carne o leche) a la escasez de agua y su impacto ambiental potencial. La huella de agua no se mide simplemente por el volumen consumido en la producción de un producto (leche, por ejemplo), sino que se considera el contexto local donde se produce la extracción y consumo de agua. Por esta razón, debe utilizarse un factor que caracterice el impacto potencial que esa extracción y posterior uso genera. El factor de caracterización recomendado por la UNEP/SETAC Life Cycle Initiative es el modelo AWARE (Available WAter REmaining (AWARE) de Boulay et al. (2018). Otro factor que puede emplearse es el índice de estrés hídrico (*Water Stress Index*, WSI) (Pfister et al., 2009) o el indicador de escasez de agua azul (*Blue Water Scarcity Index*, BWSI) desarrollado por Hoekstra et al. (2012) que se utiliza para identificar el consumo de agua cuando excede la disponibilidad para uso humano (FAO, 2019).

- **Método AWARE (Boulay et al., 2018)**

Representa el remanente de agua disponible por área en una cuenca hidrográfica después de satisfecha la demanda de los seres humanos y los ecosistemas (Boulay et al., 2018). Se basa en la suposición de que cuanto menor sea el agua disponible por área, más probable es que otro usuario sea privado de este recurso. Los factores de caracterización de AWARE fueron evolucionando conceptualmente hasta su concepción actual, que involucra el inverso de la diferencia entre la disponibilidad y la demanda de agua en una región y en un tiempo determinado.

$$AMD = \frac{A - HWC - EWR}{Area}$$

donde la demanda (*AMD*) surge de la disponibilidad *A* (m^3/mes) de agua menos la demanda por consumo humano *HWC* (m^3/mes) y la demanda de los ecosistemas *EWR* (m^3/mes) en relación con el *Área* (m^2). El rango del AWARE es de 0,01 a 100, donde AWARE = 1 corresponde a una región con la misma cantidad restante de agua por área en un cierto período de tiempo con respecto al promedio mundial 0,0136 (m^3/ m^2·mes), y valores menores a 1 para regiones con menos problemas de escasez que el promedio mundial. Valores de 100 corresponden a regiones con una demanda mayor a la disponibilidad (Boulay et al., 2011).

- **Indicador de estrés hídrico WSI (Pfister et al., 2009)**

El WSI se define como un indicador que evalúa la relación entre la extracción de agua dulce respecto a la cantidad de agua renovable de una región hidrológica (Pfister et al., 2009). Determina el aumento de los impactos provocados en una zona por medio de la variabilidad temporal de la disponibilidad de agua en un período específico (Ridoutt y Pfister, 2010). Se obtiene mediante la siguiente ecuación, que utiliza el indicador *WTA* (*Withdrawal To Availability*). Éste es la relación entre extracción y disponibilidad, que representa la escasez de agua, y se ajusta con un factor de variación.

$$WSI = \frac{1}{1 + e - 6.4xWTA * (1/0.01 - 1)}$$

El índice sigue una función que va de 0,01 a 1. Cuando WSI se encuentra por debajo de 0,09 indica una baja escasez (*WTA* < 0,2); un *WSI* que varía de 0,09 a 0,5 indica una escasez media, (0,2 < *WTA* < 0,4); un *WSI* de 0,5 a 0,9 indica una escasez alta (0,4 < *WTA* < 0,6) y un *WSI* de 0,91 a 1 indica una escasez severa (*WTA* > 0,6) (Pfister et al., 2009).

- **Indicador de escasez de agua azul BWSI (Hoekstra et al., 2012)**

La escasez de agua azul en una cuenca se define como la relación entre la huella hídrica azul total y la disponibilidad de agua azul en una cuenca fluvial durante un período de tiempo específico. El Índice de escasez de agua azul (BWSI) se utiliza para identificar el consumo de agua donde se excede la disponibilidad para uso humano y la fracción de agua utilizada en tales áreas. Este método suma los volúmenes de agua usados en áreas con BWSI > 1 (Hoekstra et al., 2012). Una escasez de agua azul del 100 % significa que el agua azul disponible se ha consumido por completo. La escasez de agua azul depende del tiempo; varía dentro del año y de un año a otro. En la siguiente expresión:

$$BWSI = \frac{HWC}{Availability - EWR}$$

BWSI es igual a la relación entre la demanda del consumo humano de agua (*HWC*) y la disponibilidad (*Availability*) menos el requerimiento ambiental de agua (*EWR*) (FAO, 2019).

III.c. Evaluación de la productividad del agua

La productividad del agua toma en cuenta la relación entre los beneficios netos del ganado y la cantidad de agua consumida para producir esos beneficios. Los beneficios pueden medirse como productos agrícolas físicos o como el valor económico de esos productos (FAO, 2019). El concepto de la productividad del agua se define, generalmente, como la relación entre la producción y la cantidad de agua consumida por ella. Proporciona una medida sólida de la capacidad de los sistemas agrícolas para convertir el agua en alimentos Más específicamente, la productividad del agua para el ganado (*WP*, por sus siglas en inglés) es la relación entre los beneficios netos relacionados con el ganado, incluidos productos y servicios, y el agua consumida y degradada en la producción de estos (Prochnow et al., 2012). Para estimar la productividad a este nivel, será necesario relacionar la entrada de agua con una salida de masa, o unidad nutricional o monetaria. A partir de las entradas y las salidas de agua relevadas en el predio de estudio, se puede determinar m^3 de agua por kilogramo de leche vendida, m^3 por kilogramo de peso vivo producido.

La WP se expresa en base másica (WP_{mass}) o en base nutricional, o en base monetaria (WP_{mon}) por volumen de agua consumida (*Q*) para el proceso o etapa evaluada, con las siguientes fórmulas:

$$WPmass = \frac{Mass\ output}{Q} \qquad WPenergy = \frac{Energy\ output}{Q}$$

donde WP_{mass} es la productividad del agua en base a la masa (kg MS/ m^3), WP_{energy} es la productividad del agua sobre una base de energía metabolizable (MJ/ m^3) y *Q* es el consumo de agua (m^3/año).

La productividad del agua se determinará para insumos y subprocesos individuales dentro del sistema (por ejemplo, producción de alimentos y para productos que salen del establecimiento) y, opcionalmente, para el sistema de producción ganadera en general. Este enfoque es el recomendado por FAO (2019).

IV. INDICADORES E ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA

Evaluar los cambios en la calidad y disponibilidad del agua para los recursos hídricos de una región requiere cuantificar la calidad de los flujos de entrada y salida de agua, para así determinar el cambio en su funcionalidad. La escasez se refiere a la presión sobre el recurso solamente desde una perspectiva cuantitativa. Por otro lado, la disponibilidad se refiere a la evaluación de esta debido a la degradación de la calidad del agua y/o agotamiento de la cantidad (Boulay et al., 2015a

y 2015b). Los impactos ambientales relacionados con el agua se abordan en la evaluación del ciclo de vida a través de un conjunto de categorías de impacto de la contaminación del agua, que incluyen la acidificación, la eutrofización y/o la ecotoxicidad acuática (ISO, 2014).

Actualmente se está avanzando en las investigaciones desde el análisis de ciclo de vida para mejorar los modelos de caracterización utilizados para calcular estos indicadores de impacto.

A nivel local y regional, mediante indicadores e índices, se pueden determinar cambios en la funcionalidad del agua.

IV.a. Indicadores de calidad

Los indicadores de calidad proporcionan información directa o indirecta del estado cualitativo de las aguas que se estén estudiando (OECD, 2003). Los indicadores para poder evaluar la calidad del agua son variados y dependen del uso que se haga del recurso, como por ejemplo para bebida humana, bebida animal, uso recreacional, la vida acuática, etc. En el caso de los criterios de calidad ambiental del agua para la salud humana, éstos representan niveles de las diferentes sustancias químicas o de condiciones específicas en los cuales se espera que no causen problemas para la salud de la población. Por ejemplo, se pueden expresar en miligramo de la sustancia por litro de agua. Se utiliza como base para su criterio el concepto de riesgo. Una metodología de evaluación de riesgos de manera integral, considerando los impactos ambientales (EIRA), podría responder a los nuevos retos de la gestión de los recursos hídricos (Teodosiu et al., 2015). Los criterios son desarrollados por entidades, donde si bien hay bases internacionales, cada país puede desarrollar los propios. El establecimiento de líneas de base claras también es importante para otras actividades, como la planificación, la protección y la restauración de cuencas hidrográficas, así como para innovaciones como los incentivos de mercado y el comercio (Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 1998; World Health Organization [WHO], 2006; U.S. Environmental Protection Agency [USEPA], 2008).

Las aguas para consumo humano o animal se clasifican según una serie de parámetros que determinan su aptitud. En el caso de uso humano, se fijan aquellas condiciones que hacen que un agua sea potable, según características físicas, químicas y bacteriológicas. Por ejemplo, en la Argentina, el Código Alimentario establece que **agua potable** es aquella considerada apta para la alimentación y uso doméstico. No deberá contener sustancias o cuerpos extraños, y sí deberá tener sabor agradable, ser incolora, inodora, límpida y transparente, y deberá cumplir con determinadas características que se establecen en este código (Código Alimentario Argentino, 2007).

IV.b. Índice de calidad del agua

Al contar con una importante cantidad de datos sobre la calidad del agua, aparece la necesidad de integrarlos a través de una herramienta que sea útil para la comprensión y comunicación de dicha información sobre el estado y evolución de un recurso hídrico. Con los índices se pretende obtener un número adimensional, como combinación o función de los datos analíticos de una muestra de agua, que refleje su calidad relacionada a su utilización posterior, y que permita su comparación en distintos sitios o momentos temporales. El índice de calidad del agua (ICA) surge en los años setenta en EE. UU. (National Sanitation Foundation), y en la actualidad es utilizado para supervisar la calidad de los ríos a través del tiempo y comparar aguas de abastecimiento en muchos países del mundo (Lumb et al., 2011).

A partir de un complejo estudio con expertos de todo el mundo, se trabajó para analizar 35 variables de contaminación clasificadas en tres categorías de acuerdo a si el parámetro debía ser: **no incluido, indeciso o incluido**. A cada parámetro se le asignó un valor de 1 a 5, de acuerdo con su mayor o menor importancia, siendo 1 la clasificación más significativa. Se seleccionaron,

finalmente, 9 variables: oxígeno disuelto (OD), coliformes fecales, pH, demanda biológica de oxígeno a cinco días (DBO_5), sólidos disueltos totales (SDT), nitratos, fosfatos, temperatura y turbidez. Luego se asignaron pesos relativos correspondientes a los factores de contaminación de aguas de acuerdo al uso del agua e importancia de los parámetros en relación al riesgo que implique el aumento o disminución de su concentración. Con esta última etapa se construyeron niveles de calidad de agua en un rango de 0 a 100. Por ejemplo, para el caso del color del agua se pueden tomar en cuenta las siguientes escalas: 91-100= Excelente valor 5; 71-90= Buena valor 4; 51-70= Regular valor 3; 26-50= Mala valor 2 y 0-25= Pésima valor 1.

IV.c Índices de vulnerabilidad de acuíferos

La **vulnerabilidad** de un acuífero a la contaminación es definida de diferentes formas según escuelas, y cada una con fundamentos distintos, principalmente basados en cuáles serían los componentes a tener en cuenta para su cualificación o cuantificación (Auge, 2004). El hidrogeólogo Margat (1968) introduce el término **vulnerabilidad de un acuífero** e inserta en la comunidad científica un gran tema de discusión. Foster e Hirata (1991) definen la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación como *«aquella que representa su sensibilidad para ser adversamente afectado por una carga contaminante impuesta»*. En esta definición aparecen las características del acuífero, pero también la carga contaminante, por lo cual sería factible utilizarlo para evaluar acuíferos que están sometidos a procesos de contaminación por diferentes actividades. En otro camino Vrba y Zaporozec (1994) la definen como «*una propiedad intrínseca del sistema de agua subterránea que depende de la sensibilidad del mismo a los impactos humanos y/o naturales»,* siendo en este caso más utilizado para describir una situación sin procesos de contaminación.

Como puede observarse, existen diferencias conceptuales, ya que en unos casos se consideran las propiedades intrínsecas del medio (vulnerabilidad intrínseca) y en otros, además del medio acuoso, aparece con mayor intención cuál sería el impacto de cada contaminante (vulnerabilidad específica). En este último caso, la Environmental Protection Agency [EPA] (1991) define la vulnerabilidad del agua subterránea respecto de un contaminante, y específicamente a los plaguicidas, como la facilidad con que un contaminante aplicado en la superficie puede alcanzar al acuífero en función de las prácticas agrícolas empleadas, las características del producto plaguicida y la susceptibilidad hidrogeológica.

El concepto asociado a la vulnerabilidad lo representa el de **riesgo a la contaminación** (Auge, 2004). Este riesgo está definido por el peligro de deterioro en la calidad de un acuífero, ya sea por la existencia real o potencial de un contaminante (Foster, 1987). Otros autores (Vrba y Zaporozec, 1994) lo asocian directamente a la definición de la vulnerabilidad específica, es decir, la vulnerabilidad que se define por el peligro de un contaminante, agrupando a contaminantes de comportamiento similar (nitratos, hidrocarburos, plaguicidas, etc.). Ejemplos típicos son los de riesgo de contaminación por nitratos y por plaguicidas (Herrero et al., 2000; Othax et al., 2014; Giacobone et al., 2018).

Metodologías e indicadores para medir la vulnerabilidad y el riesgo

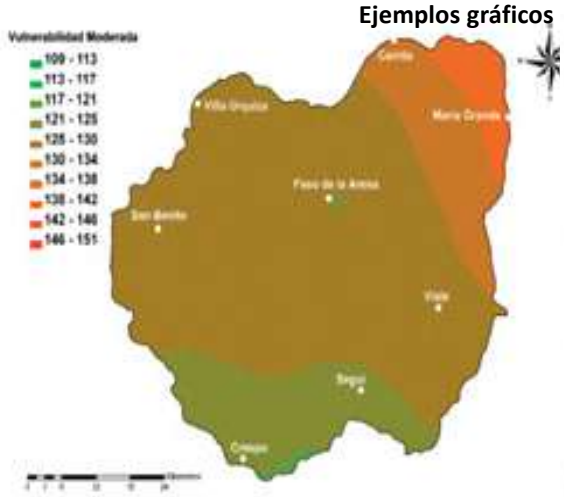
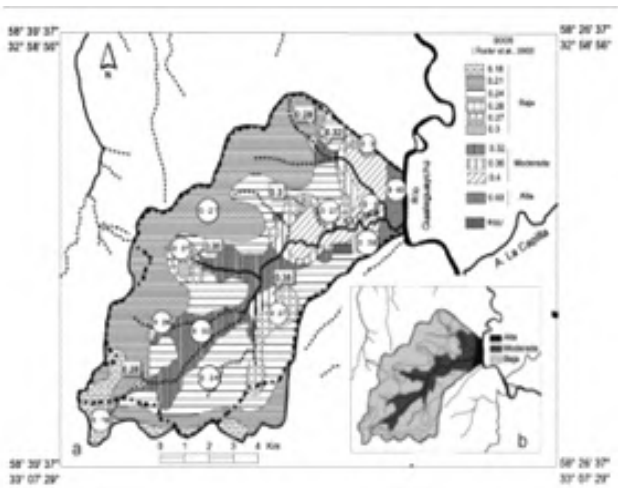
Existen diferentes metodologías para poder realizar el cálculo y mapeo de la vulnerabilidad (Auge, 2004). Fueron desarrollados por distintos grupos de investigación, y básicamente se diferencian por la complejidad de la información requerida y los parámetros que consideran. Desde un principio, los más utilizados y difundidos fueron el **DRASTIC** (Aller et al., 1987) para la EPA (EE. UU.) y el **GOD** (Foster, 1987), siendo el GOD más simple, debido a que los indicadores utilizados resultan más fáciles de obtener. Fueron surgiendo otros métodos derivados, como el **SINTACS** en Italia para mapeos de mayor detalle, el **EPIK** para acuíferos kársticos (de montaña) junto al **EPIKARST**

para zonas de intensa karstificación y elevada permeabilidad, cercana a la superficie.

En el Cuadro 6.1 se presentan las principales características de los dos métodos más utilizados y algunos ejemplos gráficos de sus salidas para la interpretación.

Cuadro 6.1: Comparación de los métodos DRASTIC y GOD para evaluar la vulnerabilidad de acuíferos.

	DRASTIC	**GOD**
Tipo de vulnerabilidad a evaluar	Intrínseca	Intrínseca
Utilidad	Para mapeo de zonas	Para mapeo de zonas
Resultados	Índice de 1 (mínimo) a 10 (máximo)	Índice de 0 (mínimo) a 3 (máximo)
Parámetros del acuífero (A) y suelo (S)	**D** (*depth*): profundidad A **R** (*recharge*): recarga neta A **A** (*aquifer*): litología A **S** (*soil*): tipo de suelo S **T** (*topography*): topografía S **I** (*impact*): litologia de zona no saturada A **C** (*hydraulic conductivity*): conductividadhidráulica A	**G** (*groundwater occurrence*): tipo de acuífero **O** (*aquifer class*): litología de la cobertura **D** (*depth*): profundidad A
Cálculo	A cada variable se le asigna una ponderación de acuerdo a su peso o incidencia en la vulnerabilidad de 1 a 5 (max). 1 (menor) para **T** 5 (mayor) para **D** e **I** Los índices se multiplican y se suman los 7 valores (23 a 230)	Los tres índices se multiplican entre sí y terminan en un resultado que va de 0 a 1

Interpretación	23 mínimo - 230 máximo	O sería el valor mínimo y 1 el máximo
	Proveen información cualitativa, y su mayor fortaleza es comparar situaciones en una zona/región o entre regiones diferentes. Se pueden incorporar temas agropecuarios como uso de pesticidas	
	Ejemplos gráficos	
		
	DRASTIC (Sasal et al., 2011)	GOD (Boujon y Sanci, 2014)

V. INDICADORES DE USO DE AGUA EN SISTEMAS AGROGANADEROS

En esta sección se brindan pautas para la determinación del uso de agua a nivel predial y las herramientas existentes para evaluación de la sustentabilidad del recurso hídrico. Para conocer el consumo de agua (producción de alimentos, bebida, servicios y procesamiento) se requiere, inicialmente, definir el alcance de la evaluación de uso de agua, ya que esto determinará los datos e información a recolectar.

El uso del agua se puede dividir en consumo directo e indirecto (Figura 6.7), y según el alcance de la evaluación a realizar, se puede considerar uno de ellos o ambos. Para un análisis integral del recurso es recomendable considerar ambos.

- El consumo **directo** en un establecimiento de producción animal se refiere al uso de agua dentro del establecimiento, o sea, de todas las actividades que se realizan en el predio.
- El consumo **indirecto** de agua se refiere al uso de agua en la cadena de suministros de insumos que ingresan al predio (agua de riego utilizada para la producción de los alimentos comprados, agua en la producción de electricidad, de fertilizantes, fitosanitarios, de raciones, etc.).

A fin de contabilizar el consumo de agua a nivel predial, es fundamental organizar un inventario de todos los procesos y tareas que necesitan agua dentro del sistema. Para ello es necesario definir el sistema y sus límites, para luego incluir todas las etapas que se requieran. Es necesario verificar que las entradas y salidas importantes estén incluidas dentro del sistema definido, es decir de acuerdo a los límites a considerar. En general, los límites se establecen desde la extracción de materias primas hasta la fase final de producción (de la cuna a la tranquera del predio), o hasta el procesador (de la cuna hasta la puerta del procesador), en este caso se incluiría el transporte del producto (carne, leche, etc.) hasta el procesador. También se puede realizar una evaluación del uso de agua del ciclo de vida completo (de la cuna a la tumba) donde, además, se incluye la producción, el procesamiento, la distribución, el consumo del producto y su disposición final.

Para todas las etapas se requiere contar con información certera y precisa, y como en el caso de

otros indicadores referidos en este libro, realizar un recorrido que incluya recopilación de datos, registro y armado de base de datos, y la validación de estos. El origen de los datos es otro aspecto a tener en cuenta. Los datos medidos o propios de sistema deben priorizarse, sin embargo, en caso de no estar disponibles, se pueden obtener de fuentes y/o bases de datos nacionales, internacionales (AQUASTAT[5], Banco Mundial, etc.) o de publicaciones científicas. Los datos se deberán relacionar con la unidad seleccionada para el análisis (m^3 de agua por kg de leche o kg de carne o kg de proteína, etc.).

V.a. Consumo de agua para el ganado

Los datos de consumo de agua son un componente necesario en el diseño y armado de un sistema de suministro de agua para la producción ganadera. El agua es el constituyente principal en el cuerpo del ganado, entre 50 y 81 % del peso vivo del animal. Estos valores dependen de su composición corporal y su edad, sirve como un solvente esencial y tiene un papel vital en la regulación de la temperatura corporal, en la lactancia, digestión, eliminación de productos de desecho de digestión y metabolismo, y todas las demás funciones vitales (Scheng y Huggins, 1979).

El ganado satisface sus necesidades de agua al beber, al ingerir el agua contenida en su alimento, y en cantidades menores a través del metabolismo (agua producida por la oxidación de carbohidratos, grasas y proteínas). Las principales vías de pérdida de agua son urinarias, fecales, transpiración y respiración. Por lo tanto, los animales obtienen la cantidad de agua que necesitan de tres fuentes principales: bebida, alimento y metabolismo (Doreau et al., 2012). Los requerimientos de agua varían considerablemente según la especie, raza, edad, tasa de crecimiento y etapa de gestación del animal, así como también del estado de producción, la actividad, el tipo de dieta, el consumo de alimento y la temperatura ambiental. Existen guías para calcular los requerimientos de agua según especies y las características del entorno. En la tabla 6.2 se detallan algunas ecuaciones para determinar el consumo de agua del ganado bovino para producción de leche y de carne.

El agua de bebida proviene de fuentes de agua subterránea o superficial. Cuando se refiere al consumo total de agua, hay que considerar la bebida y el agua ingerida a través de los alimentos. Esta puede ser importante cuando la dieta contiene alta proporción de pasturas u otros forrajes. Por otro lado, dietas con alto contenido de materia seca y concentrados, y con alta proteína, demandarán un mayor consumo de agua de bebida. En la Argentina y otros países del cono sur, se pueden indicar como valores de consumo promedio para vacunos para carne, 50-60 litros por animal y por día. Para vacunos para leche, los consumos promedio están entre 70 litros por animal y por día en invierno, y 120 litros por animal y por día en verano, dependiendo de varios factores ambientales, de la calidad del agua y del estado fisiológico del animal.

V.b. Consumo de agua en instalaciones y actividades auxiliares

Un consumo de importancia es el que corresponde a la limpieza e higiene de las instalaciones ganaderas. Si se consume agua en exceso para la limpieza, como consecuencia se incrementará el volumen de efluentes a ser manejados. Se debe cuantificar las necesidades de agua a extraer, a la vez que se determina la cantidad de agua que estaría disponible para ser extraída. Esto ayuda a determinar la ubicación de instalaciones, especialmente en zonas de acuíferos vulnerables al exceso de extracción de agua. También es importante el agua de lluvia que puede ser recolectada de los techos. En regiones con problemas de calidad de agua (salinidad) se la puede almacenar a través de piletas a las cuales llega por canaletas impermeables, pudiendo ser utilizada como una fuente de agua dulce.

[5]https://www.fao.org/aquastat/es/

En estudios realizados en instalaciones de ordeño de tambos de Buenos Aires, se determinó que, después del consumo para agua de bebida, la placa de refrescado es la que utiliza el mayor volumen (4,6 a 9,2 L agua/L leche producida). En todos los casos evaluados, estos volúmenes significan entre el 74,5 y el 91,3 % del consumo total de agua dentro de las operaciones realizadas durante el ordeño (Nosetti et al., 2000). Es factible la completa reutilización de esta fracción, dado que se extrae de una fuente de agua subterránea y su calidad no resulta afectada por el uso por no tomar contacto con la leche. En general, en los establecimientos lecheros de la Argentina, esta práctica está ampliamente difundida. Otro consumo que le sigue por orden de importancia, por su volumen, es el agua de limpieza de pisos de hormigón, pudiendo llegar a representar el 57 % del uso total de agua en el ordeño (Charlón et al., 2020). Esta fracción está determinada por aspectos constructivos de la instalación de ordeño y el manejo del operario, pudiendo aplicarse buenas prácticas (por ejemplo, bombas de agua de lavado de alta presión y bajo caudal), para hacer eficiente el consumo de agua. Otros usos de agua se dan con el lavado de la máquina de ordeñar y del tanque de enfriamiento de la leche, y con la preparación e higiene de pezones previos al ordeño.

Los consumos por actividad se pueden expresar en un indicador que los integre para facilitar su comprensión y utilización. Existen trabajos que muestran que el consumo de agua puede llegar a más de 20 litros por vaca en ordeño y por día, y que se pueden implementar estrategias para disminuirlo a partir de la reutilización del agua (Nosetti et al., 2000). Un ejemplo de la distribución del consumo de agua para un tambo de 100 vacas en ordeño, con una producción de 20 litros de leche por vaca y día, se observa en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1: Consumo de agua en instalaciones de ordeño de un tambo de 100 vacas en ordeño, expresados para una producción diaria de 20 litros de leche/vaca (Nosetti et al., 2000).

Uso del agua	L de agua / día	% respecto al total
Consumo total diario	13.500 –18.000	100
Placa de refrescado	9.500 - 13.500	69 – 73,5
Mangueras lava pezones	300 - 600	2 – 3,5
Sala de ordeño	700 – 1.000	5- 6
Corrales de ordeño	2.500 – 2.800	15 – 16
Máquina de ordeño	250 - 280	1,5 – 1,5
Tanque de frío	105 - 135	0,05 – 1

En el caso de los consumos de agua para limpieza de las instalaciones de ordeño y otras actividades auxiliares, como la preparación de pezones, que no puedan determinarse a campo, se recomienda evaluar la información provista por distintas bibliografías, ya que, en todos los casos, resultan aportes por medición a campo para diferentes tipos de instalaciones y manejo (Willers et al., 1999; Charlón et al. 2015; Moyano Salcedo et al., 2015; Palhares et al., 2017; Carra et al., 2022).

En los sistemas de producción de carne, el uso del agua está asociado al consumo animal como bebida y a la gestión de efluentes de los corrales de engorde, incluyendo las prácticas para evitar descargas y utilizar los nutrientes del estiércol de manera efectiva. Es importante, al diseñar y construir los corrales, considerar el desvío del agua limpia que cae en los corrales (agua de bebida y precipitaciones) para reducir, así, el volumen de escorrentía a manejar. Los pisos de los corrales

pueden ser de tierra o de material. En este último caso, se requerirá el uso de agua para su lavado eventual. Para el caso de corrales de tierra no se computa consumo de agua. En general, para estos sistemas de producción de bovinos para carne se utilizan fórmulas para la estimación del escurrimiento de los corrales ante situaciones de precipitaciones. En estos casos se deben considerar el largo y la pendiente del corral, y la cantidad de agua a conducir recogida de una lluvia definida de alta intensidad y cantidad, de una frecuencia de 20 años (Pordomingo, 2003). Esta agua de escurrimiento con material orgánico será enviada a sistemas de tratamiento de efluentes/purines.

V.c. Consumo de agua de la vegetación en crecimiento

El consumo de agua por parte de los cultivos se refiere a la precipitación que cae sobre la tierra, se mantiene en el suelo o en su superficie para ser absorbida por la vegetación en crecimiento (cultivos y recursos forrajeros) y que, por lo tanto, no se pierde por escurrimiento a zonas más bajas, o también, que se deriva por infiltración al agua subterránea. Luego, durante el crecimiento vegetal, es el agua que será transpirada o evaporada por el proceso de evapotranspiración (ET). Charles Thornthwaite, además de establecer diferentes categorías de climas en el mundo, desarrolló en los años 50 los conceptos de **evapotranspiración potencial** (ETP), que es la evapotranspiración que se produciría si la humedad del suelo y la cobertura vegetal estuvieran en condiciones óptimas. Por el contrario, la **evapotranspiración real** (ETR) es definida como la evapotranspiración que se produce, realmente, en las condiciones existentes en cada caso.

La ET de un predio puede medirse o estimarse mediante modelos basados en fórmulas empíricas. Para determinarla experimentalmente, se requieren aparatos específicos y mediciones de varios parámetros físicos, o también puede realizarse a través del balance del agua del suelo mediante el uso de lisímetros. Generalmente, se estima la ET, indirectamente, por medio de un modelo que utiliza, como entradas, datos sobre el clima, las propiedades del suelo y las características de los cultivos.

Los valores que se estiman o calculan son la evapotranspiración del cultivo de referencia (ETo), que representa la pérdida de agua de una superficie cultivada estándar; la evapotranspiración del cultivo bajo condiciones estándar (ETc) que se refiere a la demanda evaporativa de la atmósfera sobre cultivos que crecen en áreas grandes bajo condiciones óptimas de agua en el suelo, con características adecuadas tanto de manejo como ambientales, y que alcanzan la producción potencial bajo las condiciones climáticas dadas. Cuando las condiciones de campo difieran de las condiciones estándar, son necesarios factores de corrección para ajustar ETc (ETc aj) (Aller, 1998).

Hay varios modelos que a partir de la ETP estiman la ETR y el crecimiento de los cultivos (Hoekstra et al., 2011). Los efectos de estas características del predio que inciden en el cultivo se integran en el coeficiente de cultivo (*Kc*). Este varía a lo largo del período de crecimiento, y se pueden obtener de la literatura disponible (Allen et al., 1998). Uno de los *softwares* usados, es el CROPWAT desarrollado por la FAO, que se basa en el método descrito en Allen et al. (1998) junto con los procedimientos utilizados en la Serie «Respuesta del rendimiento al agua» (FAO, 2012). Otro modelo es el modelo AQUACROP[6], desarrollado, específicamente, para estimar el crecimiento de los cultivos y la ET en condiciones de déficit de agua (Hoekstra et al., 2011).

El CROPWAT permite determinar, de una forma simple, las necesidades de agua de los cultivos (*NAC*). Básicamente, *NAC* se calcula multiplicando la evapotranspiración de referencia del cultivo (ET_0) por el coeficiente del cultivo (*Kc*), donde $NAC = Kc \times ET_0$. Se asume que las necesidades de agua del cultivo se cumplen totalmente, cuando la evapotranspiración real del cultivo (*ETc*) sea igual a las necesidades de agua del cultivo: $ETc = NAC$ (Hoekstra et al., 2011).

[6] https://www.fao.org/land-water/databases-and-software/aquacrop/es/

La información que se necesita para este modelo es la siguiente: datos medidos de ET o datos climáticos que permitan el cálculo por fórmula, datos de precipitación y el cálculo de la precipitación efectiva, datos del cultivo (etapas del cultivo, duración, fecha de siembra, etc.) y datos de suelo (en caso de cultivo bajo riego). Contando con esta información o con estimaciones de base de datos como, por ejemplo, de FAO, es posible obtener una estimación de las necesidades de agua por los cultivos y recursos forrajeros.

V.d. Consumo de agua a escala predial

La contabilización de los consumos mencionados anteriormente, permite determinar el consumo de agua en todos y cada uno de los procesos que involucran la producción ganadera. Los indicadores propuestos pretenden caracterizar la eficiencia del uso del agua a escala predial.

La Figura 6.8 muestra los flujos de agua necesarios para la producción de la leche en un establecimiento con diferentes actividades, en la cual se incluye la producción de materias primas y etapas productivas, y también todas las fases que apoyan a la actividad, como la producción de insumos (p. ej., fitosanitarios, fertilizantes, energía y semillas), el transporte (de insumos, productos, etc.) y los co-productos (estiércol, carne). También se incluyen los purines y aguas residuales de limpieza identificados como ¨agua residual».

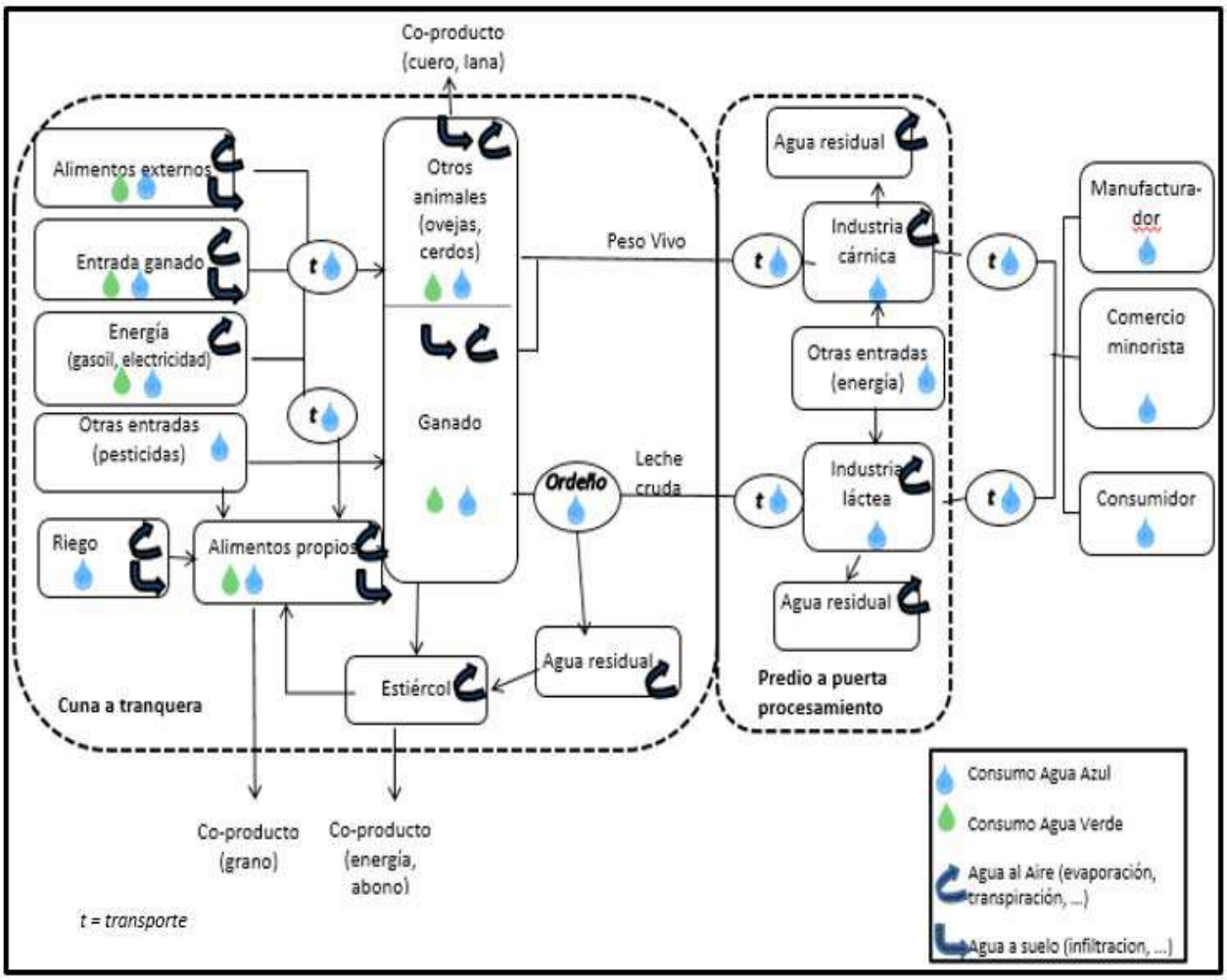


Figura 6.8: Límite del sistema y los principales flujos de agua de la producción lechera: «de la cuna al procesamiento» (Adaptado de FAO, 2019).

V.e. Calidad de agua para ganado y otros usos

Poseer una fuente de abastecimiento de agua de buena calidad es fundamental para todo tipo de ganado. La progresiva pérdida de la calidad del recurso hídrico compromete la sustentabilidad de cualquier actividad ganadera, haciendo indispensable gestionar adecuadamente el agua subterránea y superficial. La gestión de estos recursos contribuirá a mantener una producción sostenible a lo largo del tiempo mediante la consideración del uso de ciertos indicadores para medir su calidad, y así poder fijar objetivos medibles.

La contaminación del agua en el medio rural se produce principalmente como consecuencia del ingreso de nutrientes (fertilizantes y excretas), metales pesados, microorganismos patógenos y drogas de uso veterinario, siendo todos estos excedentes provenientes de actividades agropecuarias. También puede contaminarse por pozos sépticos de viviendas y por áreas industriales cercanas a los predios. Los contaminantes llegarán por vertido a los cuerpos de agua superficiales y a los cuerpos de agua subterráneos. También, la sobreexplotación del recurso hídrico subterráneo puede tener consecuencias en su calidad por su salinización, siendo este proceso considerado una forma de contaminación (Herrero, 2007).

No existen normas de calidad de agua para el uso de bebida para las diferentes especies animales, sin embargo, se toma de referencia la publicada por la National Academy of Science (1974), a partir de esta se elevaron diferentes estándares y recomendaciones. Es necesario señalar que, dada la cantidad de factores que afectan al consumo y a la tolerancia a diferentes contenidos salinos, no existe acuerdo sobre los niveles para calificar al agua para uso animal. La mayoría de los trabajos sobre el tema se basan en antecedentes de experimentos que probaron los efectos de determinadas concentraciones de un elemento en relación a una raza, edad, alimentación, etc., y que no pueden ser extrapolados a otras situaciones. El agua contiene, en solución y en suspensión, una gran variedad de sustancias y compuestos que son los que le otorgan sus características peculiares y determinan el tratamiento a realizar según el uso al que serán destinadas. Cuando se plantean los riesgos de bioacumulación en la cadena agroalimentaria, se establecen requerimientos y límites para su consumo. En este sentido, la leche es considerada como el producto que, por su fisiología, recibe de manera más fácil a los contaminantes y por esta situación es uno de los caminos de mayor importancia a esta exposición en la cadena para la alimentación humana (Stevens, 1991).

Indicadores de calidad química

En el aspecto químico se debe evaluar la concentración de las distintas sustancias que se consideran aceptables para el consumo, por ejemplo: sulfatos, cloruros, carbonatos, sodio, potasio, calcio, magnesio, etc. También se debe determinar la presencia de sustancias no comunes como son: arsénico, vanadio, fluoruros, selenio, nitritos, nitratos, amonio, etc. En la Argentina, se han desarrollado diferentes estudios que demostraron que los principales problemas para la calidad de agua subterránea son el contenido de nitratos, la presencia de arsénico en varias regiones del país y la elevada salinidad (Galindo et al., 2004; Herrero, 2016). Los nitratos resultan un indicador químico que representa el grado de contaminación del agua subterránea y superficial, siendo utilizado a escala global. Provienen de diversas fuentes antrópicas, donde las mismas prácticas agropecuarias resultan ser una fuente importante (Rekha et al., 2011). Las concentraciones naturales de iones nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) en aguas subterráneas son generalmente bajas (1 mg/L, equivalente a 4,4 mg/L de NO_3^-) (Gerber et al., 1999; Wick et al., 2012).

Por otra parte, el contenido de fósforo representa mejor el grado de contaminación química en cuerpos de agua superficiales. El fósforo, en forma de fosfatos, puede ser el mayor contaminante de aguas superficiales. Su llegada por escurrimiento produce eutrofización en el ecosistema acuático, provocando mortandad de peces. Sus fuentes principales son los fertilizantes y los residuos

animales. Este nutriente no resulta tan frecuente en la contaminación del agua subterránea, ya que los fosfatos se fijan a las partículas del suelo (Herrero y Thiel, 2002). Otros indicadores utilizados para conocer el grado de contaminación del agua superficial son la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos suspendidos totales (SST) y el contenido de ion amonio (NH_4^+) (Teodosiu et al., 2015).

Indicadores de calidad microbiológica

Para definir la calidad microbiológica, se consideran determinados indicadores basados en organismos que están ausentes en agua no contaminada y resultan frecuentes en aguas que sí lo están, estando su presencia, generalmente, vinculada a contaminación por materia fecal (Castro, 2010). Tienen un comportamiento similar a microorganismos patógenos, dado por similitudes en sus orígenes y en sus requerimientos de crecimiento. Estos organismos son fácilmente identificables, cumplen con requisitos determinados para su cultivo y con escalas o límites definidos han sido probados como indicadores de la calidad del agua. Para ser considerado un bio-indicador, debe estar debidamente correlacionado con la presencia y el crecimiento de los patógenos, sin embargo, esta situación no siempre se ha podido comprobar debido a diferencias biológicas. No hay un único microorganismo que sea indicador, sino varios relacionados a los diferentes organismos presentes (bacterias Gram negativas, bacterias Gram positivas, virus, parásitos y hongos) (Craney Moore, 1984).

En general, para bacterias, se consideran bacterias mesófilas, coliformes totales y fecales (termotolerantes), *Escherichia coli* y estreptococos fecales. Para parásitos se pueden utilizar *Giardia intestinalis* y *Cryptosporidium spp*. Si bien estos no son los únicos indicadores, son los más frecuentes (Ríos Tobón et al., 2017). Se debe tener en cuenta no solo el uso que tendrá un cuerpo de agua, sino las actividades antrópicas directas e indirectas sobre estos recursos de agua, para evaluar y garantizar la elección de un óptimo bio-indicador para la calidad. Por ejemplo, en la Argentina, para determinar la potabilidad del agua se consideran: recuento de bacterias coliformes totales Â3/100 mL, ausencia de *Escherichia coli* y de *Pseudomonas aeruginosa*, en 100 mL. Para reservorios de agua para consumo se agrega el recuento de bacterias mesófilas en agar-agar. En el caso que el recuento supere las 500 Unidades Formadoras de Colonias (UFC)/mL y se cumplan el resto de los parámetros indicados para agua potable, solo se deberá exigir la higienización del reservorio y un nuevo recuento (CAA, 2007).

Para el caso de cuerpos de agua superficiales de características lénticas y que serán para abastecimiento público, es importante considerar la presencia de cianobacterias. Varios géneros y especies de cianobacterias que forman floraciones, producen toxinas. Las toxinas de cianobacterias, conocidas como cianotoxinas, constituyen una gran fuente de productos tóxicos naturales que tienen acción aguda. Se establecen categorías de cantidad de células de cianobacterias que se interpretan mediante índices de calidad.

V. REFLEXIONES FINALES

Los sistemas de producción ganadera son fundamentales aportando a los sistemas alimentarios del mundo, y necesitan, para ello, de los recursos hídricos. Los desarrollos realizados abordan distintos aspectos del consumo de agua en las cadenas productivas. Por un lado, se analiza la importancia del uso del agua en la producción y el consumo (marco conceptual ISO), enfocándose en los impactos ambientales que derivan de tal uso, específicamente al identificar impactos por escasez de agua en regiones donde la actividad requiere un flujo mayor que el disponible; y el otro impacto, por degradación, al evaluar las diferencias que se producen en la calidad inicial y final del agua asociada al caso de estudio. Mientras que, por otra parte, se considera la cadena de suministro

para la gestión de los recursos hídricos y la asignación de agua dulce en diversas actividades, locaciones o comunidades (enfoque WFN).

Existe un consenso científico que sugiere tener en cuenta el incremento de la productividad agrícola del agua como una vía importante para mejorar los medios de vida rurales, aumentar la producción de alimentos y reducir el agotamiento del recurso. Esto incluye la producción ganadera en la agricultura de secano y regadío, y especialmente en el contexto de cada cuenca hidrográfica donde se lleve adelante la actividad. En consecuencia, los cambios en los sistemas de producción y la mejora de la productividad ganadera se consideran, cada vez más, como un motor necesario para impulsar la eficiencia del uso de los recursos hídricos por parte de la ganadería.

La importancia de contar con indicadores de uso y manejo del agua en el sector agrícola-ganadero radica, fundamentalmente, en que se pueden identificar los flujos de entrada y salida del sistema considerado, cuantificar los volúmenes de agua asociados a esos flujos en referencia a una unidad de análisis, reconocer los puntos de control y determinar aspectos de la calidad del agua como consecuencia de la actividad evaluada. La información así obtenida permitirá tomar decisiones para alcanzar una producción eficiente desde el punto de vista del uso y consumo de los recursos hídricos.

Respecto de la calidad del agua para los diferentes usos, un problema no resuelto es el referido a la contaminación por vertidos no controlados a cuerpos de agua superficiales desde los mismos sistemas de producción. Los requerimientos exigidos para los vertidos de efluentes ganaderos fuera del predio productivo, resultan difíciles de cumplir por las propias características de dichos efluentes, donde nuevas reglamentaciones van surgiendo orientadas al aprovechamiento y reutilización de éstos como abono, evitando su vertido directo. Por otra parte, en ciertas regiones los problemas de salinización de acuíferos se agravan por la sobre-extracción de agua subterránea en planteos productivos intensivos que no contemplaron esas extracciones, previamente, en la construcción de las instalaciones.

Si bien el uso de indicadores para evaluar el consumo de agua es cada vez mayor a escala de predio, resulta aún de lenta implementación. Los consumos en las instalaciones y en las actividades auxiliares no resultan fáciles de medir ni estimar. Esta situación se origina por el hecho de que, en cada instalación, cada operario implementa prácticas de manejo diferentes, y por el momento, los investigadores están trabajando en obtener información de campo para que pueda ser reflejada en índices.

Queda camino a recorrer para complementar el uso de indicadores de cantidad y de calidad en la gestión integral del recurso hídrico, desde una mirada sistémica considerando el agua como un recurso limitado en la agricultura global.

Tabla 6.2: Algunos indicadores y su fórmula de estimación, comúnmente utilizados para la evaluación de uso del agua a escala predial. No siendo una revisión exhaustiva, se presentan a manera de ejemplo, los múltiples indicadores usados. Las citas indican referencias donde se documentan este tipo de indicadores

INDICADOR	NIVEL	FÓRMULA/DESCRIPCIÓN	UNIDADES DE EXPRESIÓN	CITAS
Consumo de agua de bebida para ganado lechero en producción	Establecimiento y rodeo	15,99 + (1,58 x IMS (kg/día)) + (0,90 x PL (L/día)) + (0,05 x Na (g/día)) + (1,2 x Tº min. diaria (ºC)) IMS es la ingesta de materia seca (MS) en kg/día; PL es la producción de leche promedio mensual según control lechero oficial provista por cada tambo expresada en L/día; Na es el contenido total promedio de sodio de la ración para cada mes, expresado en g/día y Tº es la temperatura mínima diaria en °C	Litros por animal y por día	Murphy et al., 1983
Consumo de agua de bebida para ganado lechero en categoría seca	Establecimiento y rodeo	15,99 + (1,58 x IMS (kg/día)) + (0,05 x Na (g/día)) + (1,2 x Tº min. diaria (ºC)) IMS es la ingesta de MS en kg/día; ajustándose la ingesta según peso vivo y requerimientos de gestación. Na es el contenido total promedio de sodio de la ración para cada mes, expresado en g/día y Tº es la temperatura mínima diaria en °C	Litros por animal y por día	Murphy et al., 1983

INDICADOR	NIVEL	FÓRMULA/DESCRIPCIÓN	UNIDADES DE EXPRESIÓN	CITAS
Consumo de agua para ganado bovino para producción de carne	Establecimiento y rodeo	(-18,67 + (0,3937 x MT) + (2,432 x IMS) – (3,870 x PP) – (4,437 x SD)) MT es la máxima temperatura expresada en °F IMS es la ingesta de MS expresada en kg/día PP precipitaciones expresadas en cm/día SD es el % de sal en la dieta Es una fórmula aproximada que se puede modificar por peso y estado fisiológico del animal	Litros por animal y por día	Hicks et al., 1988
Consumo de agua en placa de refrescado	Establecimiento /instalación de ordeño	2,5 a 3 L de agua x L de leche producida total a refrescar (L por vaca x N° de vacas en ordeño) En algunos casos se exceden estos valores por ausencia de dispositivo de corte de agua	Litros de agua por día	Herrero, 2014 Taverna et al., 2004
Consumos de agua para limpieza de equipamiento de ordeño	Instalación de ordeño	Máquina de ordeño= [27,75 x n° unidades de ordeño + 134,4] Tanque de frío = [0,0403 x capacidad tanque en litros) + 11,153]	Litros de agua por día	Charlón et al., 2018
Consumos de agua en higiene de la ubre	Instalación de ordeño	2 a 3,5 L de agua x ubre Puede ser mayor el consumo por pérdidas en el pico de final de la manguera para el lavado de pezones	Litros de agua por vaca ordeño	Charlón et al., 2018 Taverna et al., 2004
Consumos de agua en limpieza pisos de hormigón (sala ordeño y corral espera)	Instalación de ordeño	3,5 a 7 L agua por m^2 de piso de hormigón por día	Litros de agua por día	Charlón et al., 2018 Taverna et al., 2004

VII. CASOS DE ESTUDIO. EJEMPLOS

- **Ganado lechero en sistemas semi-intensivos**

Al igual que en los sistemas de producción de carne, existen varios trabajos que han aplicado indicadores diferentes para cuantificar el uso del agua. Se comparten algunos realizados en la Argentina en diferentes cuencas lecheras.

CASO 1. Cuencas lecheras de la provincia de Buenos Aires

El objetivo de este estudio fue evaluar el uso del agua, mediante la aplicación de indicadores, identificando estrategias de manejo productivo que mejoren su gestión en sistemas lecheros semi-intensivos (Moyano Salcedo et al., 2015).

Se recolectó información en 38 tambos de zonas de Abasto Norte (AN), Abasto Sur (AS) y Cuenca Oeste (CO) en la provincia de Buenos Aires.

Se seleccionó como metodología HH de la WFN y se la utilizó para calcular un indicador final expresado en litros de agua/kg de leche corregida por % de grasa y proteína (L agua/kg LC) según conversión LC (kg/año) = producción de leche (kg/año / ((0,0383 x % grasa butirosa + 0,242 x % proteína + 0,7832) /3,1138).

- **HH total (HHT) = Agua Azul (HHA) + Agua Verde (HHV),** todos expresados en litros de agua/ kg de leche corregida.
- **HHA**= consumo de agua en la instalación de ordeño (HHAo) + uso del agua para bebida animal (HHAb), todos expresados en litros de agua/kg de leche corregida.
- **HHV** = alimentos producidos en el predio, forraje en pie y conservado (HHVi) + alimentos ingresados al predio (balanceados, granos y suplementos) (HHVe), según estimación, mediante los programas CLIMWAT® 2.0 y CROPWAT® 8.0 (FAO).

Para evaluar el uso del agua ante cambios en el manejo se utilizaron indicadores de eficiencia de manejo (EfAl= kg LC/kg MS) e intensidad alimenticia (IntAl=kg MS/kg LC).

Tabla 6.3: Caracterización productiva, Indicadores de uso y eficiencia de uso del agua en 38 tambos de Buenos Aires.

Variables e indicadores	Mediana (min-max)
Superficie (ha)	250 (56-1346)
Carga Animal (vaca total/ha)	1,3 (0,5–2,8)
Producción de leche (millones de kg LC/año)	1,6 (0,3 – 9,9)
EFAi (kg LC/kg MS)	0,9 (0.8-1,2)
IntAL (kg MS/kg LC)	1,0 (0,7-1,2)
Ración total de la VO* (kg MS/VO/día)	22,4 (28–14,3)
HHV (L agua/ kg LC)	**844 (323–1711)**
HHA (L agua/kg LC)	**13,7 (6,1-23,1)**
HHT (L agua total /kg LC)	**858,5 (1723 –336)**

VO: Vaca en ordeño

Conclusiones: La alimentación de base pastoril, con bajo ingreso de alimentos externos, caracterizó a los predios evaluados. La carga animal (VT/ha) resultó ser la variable de mayor impacto,

donde su incremento impactó en menor HHV ($p < 0,0001$), probablemente por mejorar el aprovechamiento del forraje. El manejo de la nutrición, una adecuada carga animal y una relación de vacas en ordeño/vacas totales cercana al 80 %, podrían ser factores importantes para disminuir la HH, mejorando, así, la gestión del agua en predios lecheros.

CASO 2. Establecimientos lecheros en Uruguay

En este caso se propuso cuantificar la **HHV** y **HHA** de 14 establecimientos lecheros del SO de Uruguay con diferente grado de intensificación. Los predios poseían registros de uso del suelo, de insumos comprados, uso de la energía eléctrica y de productos vendidos (La Manna et al., 2016). La **HHV** se calculó utilizando CLIMWAT 2.0® y CROPWAT 8.0® (FAO) para los cultivos y forrajes. Para la **HHA** se realizaron mediciones a campo para el agua de limpieza, y según Murphy (1983), se realizaron las estimaciones para el agua de bebida. Todos los indicadores fueron expresados en litros de agua por kg de leche corregida.

La superficie media asignada a la producción lechera para la totalidad de las vacas (vaca seca + vaca en ordeño= VT) de los 14 tambos analizados fue de 237 ha, con un mínimo de 66 ha y un máximo de 526 ha. La producción anual de leche presentó una alta variación entre establecimientos, con una media de 1.510.339 ± 829.137 kg LC entre los tambos (CV = 55 %). La carga promedio fue de 0,9 ± 0,36 VT/ha VT (máximo = 1,67; mínimo = 0,45). La HHV promedio fue de 937 L agua/kg LC, la HHA fue de 11 L agua/ kg LC y la HHT se obtuvo por la suma de ambos, con un valor de 948 L agua/ kg LC.

Conclusiones: como en los casos anteriores, el valor de la HHV fue el de mayor peso en los establecimientos estudiados de base, fundamentalmente, pastoril. En este caso, a los alimentos de producción interna les correspondió el mayor % de toda la HHV. Con respecto a HHA, su incidencia en el total de la huella fue baja. Las modificaciones que se podrían hacer en la HHV son pocas y solo relacionadas con mejorar la eficiencia de uso de forrajes, y en cuanto a la HHA, podría disminuirse el uso de agua en los corrales.

CASO 3. Productividad del agua en establecimientos lecheros de la Argentina

El uso del agua a lo largo de las cadenas de suministro despierta la atención de todos los actores involucrados en cada eslabón, desde el productor hasta los consumidores. En este caso, el objetivo fue estudiar e identificar diferencias en el uso de agua durante el proceso de obtención de leche en distintos sistemas de producción de leche de la Argentina (Charlon y Tieri, 2020).

Se analizó información obtenida a través de encuestas realizadas en 110 establecimientos lecheros de la región pampeana (Gastaldi et al., 2016). Los predios se agruparon según la ración ofrecida a las vacas en ordeño (VO), en tres tipos:

- **Dieta 1** (D1) que consistió en pastura con alimentos entregados por separado,
- **Dieta 2** (D2) suministraban pastura con ración parcialmente mezclada
- **Dieta 3** (D3) los que tenían una ración totalmente mezclada.

Se recopilaron los indicadores productivos y se estimaron los consumos de agua de bebida de las VO y en el proceso de ordeño (rutina y lavado equipamiento de ordeño e instalaciones). Se determinó la **productividad directa del agua**, siguiendo el enfoque de **Análisis de Ciclo de Vida** (ISO, 2014) y se expresó en litros de agua por kg leche corregida por grasa y proteína (L agua/kg LC). En el Tabla 6.4 se muestran los indicadores productivos y de uso de agua de los tambos analizados.

Tabla 6.4: Principales indicadores productivos e indicadores de uso de agua de los predios lecheros analizados, según dieta ofrecida (media, (mínimo; máximo)).

Parámetros	Predios Lecheros de la región pampeana (n=110)		
Tipo de ración suministrada*	**Dieta 1**	**Dieta 2**	**Dieta 3**
N° predios	32	66	12
Carga vaca adulta (cabeza/ha)	1,4 (0,7; 2,7)	1,4 (0,6; 3,3)	1,8 (1; 2,5)
Nº Vaca Ordeño (VO)	135 (25; 556)	134 (28; 250)	273 (111; 550)
Litros Leche corregida (kg LC/día)	2104 (220; 9132)	2461 (401; 13369)	5740 (1821; 15587)
Producción Leche (mil L/año)	899,6 (153; 3168)	966 (178; 4895)	2284 (794; 5504)
Consumo de materia seca (kg/día)	17,5 (14,4; 23)	19 (14; 22)	20 (16; 23)
Consumo agua (bebida VO y sector ordeño) Litros AGUA/día	12791 (2807;44936)	13833 (3806;62074)	27591 (10925;60342)
Litros AGUA (bebida) /VO	66 (30; 95)	70 (35; 89)	78 (67; 86)
Litros AGUA (ordeño) /VO	33 (5; 97)	36 (15; 77)	21 (15; 38)
Litros AGUA/ kg Leche	8,2 (4; 17)	6,6 (9; 29)	5,1 (4; 8)

* Dieta 1: pastura con alimentos entregados por separado; Dieta 2: pastura con ración parcialmente mezclada y Dieta 3: ración totalmente mezclada

La productividad del agua promedio en el estudio fue de **6,93 L agua/kg LC** (mínimo: 4; máximo: 17), lo que muestra una amplia variabilidad entre los sistemas evaluados.

Conclusiones. A partir de los resultados obtenidos se observa cómo la productividad en los tambos tiene un impacto positivo en la reducción del consumo de agua y por lo tanto impacta en el valor de **huella de agua de la leche**. Es posible detectar prácticas de manejo que impactan en la productividad del tambo y en consecuencia al **uso de agua;** a partir de ellas se pueden proponer mejoras para un uso eficiente y racional del recurso.

CASO 4: Ganado de carne en sistema de engorde a corral

Existen varios trabajos que mediante la aplicación de indicadores han cuantificado el uso del agua. Se presenta uno realizado en Brasil (Palhares et al., 2017), en instalaciones de engorde a corral, por ser un trabajo que ha incorporado diferentes indicadores a la gestión de predios. El objetivo de este estudio fue determinar la huella hídrica (HH) de los establecimientos de vacunos en engorde, en sistema a corral.

El período de información fue un ciclo de producción (de 80 a 110 días, con una media de 90 días) como última etapa previo a la faena de los animales, en 17 establecimientos localizados en

distintas zonas del estado de San Pablo.
Se utilizó la HH como Indicador principal. Se incluyó la HH volumétrica verde y azul.

- **Huella Hídrica total –HHT** (expresada en m^3/kg de carne): HHV + HHA
- **Huella Hídrica verde -HHV** (expresada en m^3/kg de carne): considera todos los cultivos que se realizan en el establecimiento y que son producidos para alimentar a los animales en los corrales para engorde, también el agua para alimentos concentrados y ensilados. Para lograr este indicador se requiere de información climática como, por ejemplo, la evapotranspiración durante el crecimiento de los cultivos.
- **Huella Hídrica Azul -HHA** (expresada en m^3/kg de carne)**:** se estimó el uso consuntivo del agua a través de la bebida de los animales. Se consideró el consumo de materia seca de alimento (kg/día), la ingesta de sal (kg/día), la precipitación (cm/día) y temperatura ambiente máxima, según Hicks et al. (1988). Otro aspecto fue el consumo de agua para mezclar los forrajes, donde se supuso que el agua consumida sería del 50 % del total de consumo de materia seca (CMS) (0,5 L/ kg CMS).
- **Uso de la tierra:** se lo utilizó como un indicador relacionado con la necesidad de producción de alimentos para los animales en crecimiento. En este caso se consideró la necesidad de producirlo para abastecer el consumo de 10,1 kg MS/cabeza/día.
- **Alimentos concentrados**: como la harina de soja, se utilizó la estimación del agua de evapotranspiración que se emplea para producir harina.

Se realizó una evaluación de sensibilidad para explorar las diferencias en el rendimiento agrícola. Se consideraron los datos del clima en cada región (temperatura y precipitaciones).

La HHT osciló de 1935 a 9673 m^3/kg de carne con un valor medio de 5814 L/ kg de carne, con gran variabilidad entre predios. El agua verde representó de media el 84,5 % y el agua azul el 15,4 % del valor de la HH. Los establecimientos con mayores cantidades de concentrado en la dieta tuvieron valores de HH elevados, y las diferencias en la composición del forraje conservado tuvieron un efecto significativo en la huella.

Conclusiones: Los aumentos en los rendimientos de los cultivos agrícolas impactaron en la reducción de HHV y, en consecuencia, en la HHT. La composición de la dieta y el rendimiento animal asociado fueron determinantes de la HHT. La relación forraje-concentrado y el tipo de forraje fueron los aspectos nutricionales que más influyeron significativamente en los valores de la huella, resultando a favor de su disminución el mayor uso de forrajes.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allan, T. (1992). Fortunately there are substitutes for water; otherwise our hydropolitical futures would be impossible. En: *Proceedings of the Conference on Priorities for Water Resources Allocation and Management* (pp. 13-26). Southampton. https://www.ircwash.org/sites/default/files/210-93PR-11967.pdf

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D. y Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper, 56, Food and Agriculture Organization, Roma.

Aller, L., T. Bennet, J. H. Lehr, Petty, R. J. (1987). *DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic setting.* EPA/600/2-85/018. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Auge, M. (2004). Vulnerabilidad de acuíferos. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología, 4*, 85-103.

Banco Mundial (2001). *World development indicators (WDI)*. Informe 22099. https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports/documentdetail/988701468781815855/world-development-indicators-2001

Boujon, P., Sanci, R. (2014). Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero libre en la cuenca del arroyo El Cura, Gualeguaychú, Entre Ríos. *Revista de la Asociación Geológica Argentina 71*(2), 275 – 291.

Boulay, A. M., Bulle, C., Bayart, J. B., Deschênes, L., Margni, M. (2011). Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. *Environmental Science & Technology, 45*(20), 8948-8957.

Boulay, A. M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuillière, M. J., Manzardo, A., Margni, M., Motoshita, M., Núñez, M., Pastor, A. V., Ridoutt, B., Oki, T., Worbe, S., Pfister, S. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment*. https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-017-1333-8

Boulay, A. M., Motoshita, M., Pfister, S., Bulle, C., Muñoz, I., Franceschini, H., Margni, M. (2015a). Analysis of water use impact assessment methods (part A): evaluation of modeling choices based on a quantitative comparison of scarcity and human health indicators. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(1), 139-160.

Boulay, A. M., Bayart, J. B., Bulle, C., Franceschini, H., Motoshita, M., Muñoz, I., Pfister, S. y Margni, M. (2015b). Analysis of water use impact assessment methods (part B): applicability for water footprinting and decision making with a laundry case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 20*(6), 865-879. https://doi.org/10.1007/s11367-015-0868-9

Carra, S. H., Palhares, J. P., Drastig, K., Schneider, V. E., Ebert, L., Giacomello, C.P. (2022). Water productivity of milk produced in three different dairy production systems in Southern Brazil. *Science of the Total Environment 844,* 157117.

Castro, J. P. S. (2010). Water Microbiology: Bacterial Pathogens and Water. *International Journal of Environmental Research and Public Health, 7*, 3657-3703.

Chapagain, A. K., y Hoekstra, A. Y. (Agosto 2003). *Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products* (Vol. 13). Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE.

Charlón, V., Tieri, M. P. (2019). Capitulo 1. Uso da agua na podução de leite na Argenina. En. J.C. Pascale Palhares (Ed), *Produção animal e recursos hídricos. Tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos* (pp. 13-32). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária -Embrapa-, Brasilia, DF. https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/202069/1/Producao-Animal-Recursos-Hidricos.pdf

Charlón, V., Tieri, M. P. (Septiembre 2020). *Productividad del agua en establecimientos lecheros de la Argentina bajo diferentes sistemas de alimentación*. IX Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y VIII Encuentro de la Red Argentina de Huella Hídrica. Actas ENARCIV2020.

Charlón, V.; Herrero, M. A., Tieri, M. P., Otero, A., Catala, M. (2020). Uso del agua en tambos convencionales y robotizados en Argentina. *Revista Argentina de Producción Animal, 40*(1), 406.

Charlón, V., Manazza, J. F., Tieri, M. P., Longo-Rodríguez, C. (Noviembre 2015). *Huella hídrica en tambos según diferentes sistemas de producción*. III Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y II Encuentro de la Red de Huella Hídrica. Red Argentina de Ciclo de Vida y Red de Huella Hídrica, Ciudad de Córdoba.

Charlón, V., Tieri, M. P., Cuatrin, A. L. (2017). *Uso del agua y gestión de los efluentes en la Argentina*. Información técnica de Producción Animal 2017. Publicación Miscelánea INTA – Estación Experimental Agropecuaria Rafaela (año V - Nº 2).

Código Alimentario Argentino [CAA] (2007). *Capítulo XII. Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada.*

Agua Potable. Artículo 982 (Res. Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007). http://www.anmat.gov.ar /codigoa/Capitulo_XII_Agua_2007-05.pdf

Crane, S. R. Moore, J. A. (1984). Bacterial pollution of groundwater: a review. *Water, Air and Soil Pollution*, *22*(1): 67-83.

Diario Oficial de las Comunidades Europeas. (Noviembre 1998). *Directiva 98/83/CE del Consejo de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.* 5.12.98. Autor. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1998:330:0032:0054:ES:PDF

Doreau, M., Corson, M. S., Wiedemann, S. G. (2012). Water use by livestock: A global perspective for a regional issue? *Animal Frontiers, 2*(2), 9-16.

Environmental Protection Agency [EPA] (1991). *A review of methods for assessing the sensitivity of aquifers to pesticide contamination*. Preliminary document: 1-21. Washington DC.

Federation Internationales du Lait – International Dairy Federation [FIL IDF] (2017). *The IDF Guide to Water Footprint Methodology for the Dairy Sector*. Bulletin of IDF N° 486/2017, 72 p.

Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO] (2012). *Crop yield response to water. Irrigation and drainage paper 66*. Food and Agriculture Organization, Roma. https://www.fao.org/3/i2800e/i2800e.pdf

Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO] (2019). *Water use in livestock production systems and supply chains – Guidelines for assessment (Version 1).* Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. Rome. https://doi.org/10.4060/ca5685en

Foster, S. (1987). Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution, risk and protection strategy. En: W. van Duijvenboden, H. G. van Waegeningh (Eds). *Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants.* TNO Comm. on Hydro. Research, The Hague, The Netherlands. Proceeding and Information 38, pp. 69–86.

Foster, S., Hirata, R. (1991). Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes (2ª ed) CEPIS, Lima, 81 p.

Galindo G., Herrero M. A., Korol, S., Fernández Cirelli, A. (2004). Water resources in the Salado river drainage basin, Buenos Aires, Argentina. Chemical and microbiological characteristics. *International Journal of Water Resources, 29*(1): 81-91.

Gastaldi, L., Engler, P., Litwin, G., Centeno, A., Maekawa, M., Cuatrin, A. (2016*). Lechería Pampeana.* Ed. INTA.

Gerberg, K., Church, I., Casey, G., London, M., Sue Roerig, D., Boyd, J., Hill, M. (1999). Nitrate levels in drinking water in rural New York State. *Environmental Research*, *80*, 34-40.

Giacobone, D., Blarasin, M., Matteoda, E., Lutri, V., Maldonado, L., Cabrera, A., Bécher Quinodoz, F. Giuliano Albo, María. (2018). Assessment of groundwater volumes and quality suitability for different uses. *International Journal of Engineering and Applied Sciences (IJEAS) 5*(4), 52-58.

Heinke, J., Lannerstad, M., Gerten, D., Havlík, P., Herrero, M., Notenbaert, A. M. O., Hoff, H. y Müller, C. (2020). Water use in global livestock production—Opportunities and constraints for increasing water productivity. *Water Resources Research, 56*(12), e2019WR026995. https://doi.org/ 10.1029/2019WR026995

Herrero, M. A. (2007). El agua en la producción animal. En *Bases para la Producción Animal* (pp. 93-135), BMPress, Buenos Aires, Argentina.

Herrero, M. A. (2014). *Uso y manejo del agua y efluentes en un área rural: Consecuencias sanitarias y ambientales de la intensificación de la producción primaria de leche* (tesis de doctorado, Facultad de Farmacia y Bioquímica, Universidad de Buenos Aires). http://repositoriouba.sisbi.uba.ar/gsdl/cgi-bin/library.cgi?a=d&c=posgraafa&cl=CL1&d=HWA_789

Herrero, M. A. (2016) La experiencia argentina en el manejo de los recursos hídricos para la

producción animal. En J. Pascale Palhares (Ed), *Produção Animal e Recursos Hídricos V.1* Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária –Embrapa-, Sao Carlos, Sao Pablo, Brasil, pp. 33 – 46.

Herrero, M. A., Sardi, G. M. I., Maldonado May, V., Flores, M. C., Orlando, A. A., Carbó, L. I. (2000). Distribución de la calidad del agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios bonaerenses: I) Calidad físico química y condiciones de utilización del agua. *Revista Argentina de Producción Animal, 20*(3-4): 229-237.

Herrero, M. A., y Thiel. I. M. (2002). Water contamination from rural production systems. En M. Donoso (Ed.), *Water for food and agriculture in the Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Chapter 3* (pp. 1-35). Oxford UK: Developed under the Auspices of the UNESCO Eolss Publishers. http://www.eolss.net

Herrero, M., Thornton, P. K., Gerber, P., Reid, R. S. (2009). Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 1(2), 111-120.

Hicks, R. B., Owens, F. N., Gill, D. R., Martin, J. J., Strasia, C. A. (1988). *Water intake by feedlot steers*. Oklahoma Animal Science Rpt. Mp-125, 208-212, Oklahoma State University, Oklahoma.

Hoekstra, A. Y. y Hung, P. Q. (Septiembre 2002). *Virtual water trade: a quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade.* Value of Water Research Report Series (11), UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands.

Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., Mekonnen, M. M. (2011). The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard. London, Routledge. https://doi.org/10.4324/9781849775526

Hoekstra, A. Y., y Mekonnen, M. M. (2012). The water footprint of humanity. *Proceedings of the national academy of sciences, 109*(9), 3232-3237.

Hoekstra A. Y., Mekonnen M. M., Chapagain A. K., Mathews R. E., Richter B. D. (2012). Global Monthly Water Scarcity: Blue Water Footprints versus Blue WaterAvailability. *PLoS ONE 7*(2): e32688. https://doi:10.1371/journal.pone.0032688

International Organization for Standardization [ISO] (2006). *ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*. Geneva, International Organization for Standardization. 46 p.

International Organization for Standardization [ISO] (2014). *ISO 14046: Environmental management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines.* Geneva, International Organization for Standardization. 72 p.

IPCC-Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [IPCC] (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Aportación del grupo de trabajo II al quinto informe de evaluación del Grupo Intergubernamental sobre Cambio Climático*. Cambridge, Reino Unido/Nueva York, Cambridge University Press. www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/

La Manna, A., Román. L., Malán, I., Ferraro, B. (2016). Estimación de la Huella del Agua (azul y verde) en predios lecheros del SO de Uruguay. *Revista Argentina de Producción Animal, 36*(1), 140.

Lumb, A., Sharma, T. C., Bibeault, J. F. (2011). A review of genesis and evolution of water quality index (WQI) and some future directions. *Water Quality, Exposure and Health*, 3(1), 11-24.

Margat J. (1968). *Vulnérabilité des nappes d'eausouterraines à la pollution. Bases de la cartographie*. BRGM # 68. SLG 198 YD. Orléans.

Martínez, A., Chargoy, J., Puerto, M., Suppen, N., Rojas, D., Alfaro, S. (2016). *Huella de Agua (ISO 14046) en América Latina, análisis y recomendaciones para una coherencia regional.* Centro

de Análisis de Ciclo de Vida y Diseño Sustentable CADIS, Embajada de Suiza en Colombia, Agencia Suiza para la Cooperación y el Desarrollo COSUDE, 90 p.

Mekonnen, M. M., y Hoekstra, A. Y. (2012). A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems, 15*(3), 401–415.

Mekonnen, M. M., Pahlow, M., Aldaya, M. M., Zarate, E., Hoekstra, A. Y. (2015). Sustainability, efficiency and equitability of water consumption and pollution in Latin America and the Caribbean. *Sustainability, 7*(2), 2086-2112.

Molden, D., Schipper, L., De Fraiture, C., Faurés, J. M., y Vallée, D. (2007). *Evaluación exhaustiva del manejo del Agua en Agricultura. 2007. Agua para la Alimentación, Agua para la Vida*. Londres: Earthscan y Colombo: Instituto Internacional del Manejo del Agua.

Moyano Salcedo, A; Tieri, M. P.; Herrero, M. A. (2015). *Huella hídrica en establecimientos lecheros de Buenos Aires, Argentina.* III Encuentro Argentino de Ciclo de Vida y II Encuentro de la Red de Huela Hídrica. Red Argentina de Ciclo de Vida y Red de Huella Hídrica. Ciudad de Córdoba.

Murphy, M. R., Davis, C. L., McCoy, G. C. (1983). Factors affecting water consumption by Holstein cows in early lactation. *Journal of Dairy Science* 66, 35-38. https://www.journalofdairyscience.org/article/S0022-0302(83)81750-0/pdf

National Academy of Science (1974). *Nutrients and Toxic Substances in water for livestock and poultry*. Washington DC, EE .UU., National Academy Press.

Nosetti, L.; Herrero, M. A.; Pol, M.; Maldonado M., V.; Iramain, M.; Flores, M. (2000). Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros. I. Demanda de agua y manejo de efluentes. *Revista Investigaciones Veterinarias, 4*(1), 37-43.

Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo [OECD] (2003). Environmental indicators, Development, measurements and use. Reference paper. https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf

Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo [OECD] (2020). Gobernanza del Agua en Argentina, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/53ee8b2e-es

Othax N., Peluso, F., González Castelain, J. (2014). Riesgo a la salud integrado por fluoruros, nitratos y arsénico en agua subterránea: caso del partido de Tres Arroyos, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental,* 30(1), 27-41.

Palhares, J. C. P.; Morelli, M.; Costa C. J. (2017). Impact of roughage-concentrate ratio on the water footprints of beef feedlots. *Agricultural Systems, 155*, 126-135.

Paris, M. C.; Zucarelli, G. V., Pagura, M. F. (2012). *Las miradas del agua*. Ediciones UNL, Secretaría de Extensión, Universidad Nacional del Litoral.

Pfister S., Koehler A., Hellweg S. (2009). Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental Science & Technology 43*(11), 4098–4104. http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es802423e

Pordomingo, A. J. (2003). Gestión Ambiental en el feedlot, Guía de buenas prácticas. Ed. INTA. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-gestin_ambiental_en_el_feedlot__guia_de_buenas_prctic.pdf

Prochnow, A., Drastig, K., Klauss, H.,Berg, W. (2012). Water use indicators at farm scale: methodology and case study. *Food and Energy Security*, *1*(1), 29-46.

Rekha, P. N., Kanwar, R. S., Nayak, A. K., Hoang, C. K., Pederson, C. H. (2011). Nitrate leaching to shallow groundwater systems from agricultural fields with different management practices. *Journal of Environmental Monitoring*, *13*(9), 2550-2558.

Ridoutt, B., G., Eady, S. J., Sellahewa, J., Simons, L., Bektash, R. (2009). Water Footprinting at the Product Brand Level: Case Study and Future Challenges. *Journal of Cleaner Production, 17*(13), 1228-1235. http://hdl.handle.net/102.100.100/110712?index=1

Ridoutt, B. G. y Pfister, S. (2010). A revised approach to water footprinting to make transparent the

impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Global Environmental Change, 20*(1), 113-120.

Ríos-Tobón, S., Agudelo-Cadavid, R. M., Gutiérrez-Builes, L. A. (2017). Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública; 35*(2): 236-247. https://doi.org/10.17533/udea.rfnsp.v35n2a08

Sasal, M. C.; Wilson, M. G.; Santi, M.; Oszust, J. D.; Schulz, G. A.; Pausich, G.; Bedendo, D. (2011). Aplicación del modelo DRASTIC en la cuenca del arroyo Las Conchas, Entre Ríos. *Revista de Investigaciones Agropecuarias, 37*(2), 150-158

Scheng, H. P., Huggins, R. A. (1979). A review of body composition studies with emphasis on total body water and fat. *American Journalof Clinical Nutrition,* 32(3), 630-47.

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T. D., Castel, V., Rosales, M., Rosales, M., de Haan, C. (2006). *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Food & Agriculture Organization.

Stevens, J. (1991). Disposition of toxic metals in the agricultural food chain. 1. Steady-state bovine milk bio-transfer factors. *Environmental Science and Technology*, *25,* 1289-1294.

Taverna, M., Charlón, V., Panigatti, C., Castillo, A., Serrano, P. y Giordano, P. (2004). Manual sobre el manejo de los residuos originados en las instalaciones de ordeño. Una contribución al logro de ambientes locales sanos. Ed. INTA, 75 p.

Teodosiu, C., Robu, B., Cojocariu, C., Barjoveanu, G. (2015). Environmental impact and risk quantification based on selected water quality indicators. *Natural Hazards 75*, 89–105.

Thoma, G. (Octubre 6, 2016). *LEAP Partnership: introduction, achievements, and action plan.* Presentation at Global Conference on Sustainable Beef, Banff, Springs, Canadá.

United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO] (2021). *The United Nations World Water Development Report 2021: Valuing Water*. UNESCO, París.

United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO] (2020). *The United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change*, UNESCO, París.

United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO] ONU-Agua (2020). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos. 2020: Agua y Cambio Climático*, UNESCO, París.

U.S. Environmental Protection Agency [USEPA] (2008). *Drinking Water Contaminants. National Primary Drinking Water Regulations, USA*. http://www.epa.gov/safewater/contaminants/index.html

Vrba, J. y Zaporozec, A. (Ed.) (1994). *Guidebook on mapping groundwater vulnerability.* IAH International Contributions to Hydrogeology. (vol. 16, 1-131). Verlag Heinz Heise. Hannover.

Weindl, I., Bodirsky, B. L., Rolinski, S., Biewald, A.,Lotze-Campen, H., Müller, C., Popp, A. (2017). Livestock production and the water challenge of future food supply: Implications of agricultural management and dietary choices. *Global environmental change*, *47*, 121-132.

Wick, K., Heumesser, Ch., Schmid, E. (2012). Groundwater Nitrate Contamination: Factors and Indicators. *Journal of Environmental Management*, *111*, 178-186.

Willers, H., Karamanlis, X., Schulte D. (1999). Potential of closed water systems on dairy farms. *Watter Science & Technology, 39*(5), 113-119.

World Health Organization [WHO] (2006). *Guidelines for Drinking-water Quality. First Addendum to Third Edition. Volume 1. Recommendations.* http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf

World Resources Institute [WRI] (2019). *WRI Aqueduct website*. www.wri.org/aqueduct

WWAP. Programa Mundial de las Naciones Unidas de Evaluación de los Recursos Hídricos. (2018). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2018: soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua.* https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261494

CAPÍTULO 7

INDICADORES DE RECURSOS FORRAJEROS: MAPAS, PRODUCTIVIDAD, HUELLA AMBIENTAL Y ESTADO DE CONSERVACIÓN. SU EVALUACIÓN MEDIANTE SENSORES REMOTOS

Mariano Oyarzabal,
Federico Gallego
José Paruelo

I. INTRODUCCIÓN

El uso de sensores remotos para monitorear, evaluar y planificar sistemas ganaderos de base pastoril ha cobrado una creciente importancia en los últimos años (Altesor et al., 2011, 2019a; Reinerman et al. 2020; Blanco y Oyarzabal, 2022). Las aplicaciones abarcan múltiples enfoques y caracterizan el estado y funcionamiento de los ecosistemas pastoriles. En este capítulo nos concentraremos en los recursos forrajeros, específicamente en indicadores de heterogeneidad (mapas de tipos de cobertura), de funcionamiento (monitoreo de la productividad forrajera), del impacto de la ganadería (huella ambiental) y del estado de conservación (influencia climática y humana).

II. INDICADORES DE HETEROGENEIDAD. MAPAS DE TIPOS DE COBERTURA

Los mapas de tipos de cobertura del suelo son un material de base clave para analizar los cambios del uso del suelo, cuantificar la superficie de los ecosistemas pastoriles y evaluar la oferta forrajera y de otros servicios ecosistémicos. Los mapas son, por lo tanto, modelos espaciales clave para generar políticas de ordenamiento territorial y gestionar mejor los recursos naturales. Disponer de una cartografía de tipos de recursos forrajeros posibilita, por ejemplo, planificar el uso ganadero, implementar seguros y diseñar políticas de conservación, entre otras.

En las últimas décadas, las imágenes satelitales han sido un valioso instrumento para hacer mapas. Los satélites de la serie Landsat han hecho y siguen haciendo importantes contribuciones. Las imágenes que proveen están disponibles desde 1972 al presente. Los últimos sensores tienen una resolución espacial de 30 metros y temporal de 16 días[1]. Otra de las misiones destacadas corresponde al sensor MODIS[2], a bordo de los satélites TERRA y AQUA. Este sensor brinda imágenes desde 2000 al presente, con una resolución espacial de 250 metros y temporal diaria. Más recientemente, desde 2015 al presente, está disponible también la misión Sentinel 2[3], con una resolución espacial de 10 metros y temporal de entre 2 y 5 días.

Las imágenes Landsat y MODIS han sido utilizadas en la región para cartografiar los recursos forrajeros. Para el caso de los Pastizales del Río de la Plata (Soriano et al. 1992; Oyarzabal et al. 2020), los mapas producidos pueden dividirse en dos grandes grupos: aquellos que cubrieron superficies parciales y los que abarcaron toda la región. Dentro del primer grupo, se contó con mapas a partir de Landsat para dos periodos de tiempo, 1985/1989 y 2002/2004 (Baldi et al., 2006; 2008). En ese período de 15-20 años, la superficie cubierta por pastizales en la región disminuyó 9 %, mientras que la superficie con cultivos agrícolas aumentó 18 %. En otro trabajo, también con Landsat, se cartografiaron los principales usos y coberturas del suelo en cuatro

[1] https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat
[2] https://modis.gsfc.nasa.gov/about/
[3] https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions

regiones de Uruguay predominantemente ganaderas: Cuesta Basáltica, Sierras y Lomadas del este, Centro-Sur y Cuenca Sedimentaria del Noreste (Panario, 1988; Panario et al., 2014). El área total cartografiada cubrió aproximadamente el 75 % del territorio uruguayo. El 63% de esa área estuvo cubierta por pastizales naturales, que se clasificaron en dos tipos: pastizales densos, que ocuparon el 50 % de la superficie, y pastizales ralos, en el restante 13 % (Baeza et al., 2019). Este mapeo representó un hito, ya que a partir de imágenes satelitales se discriminó con relativa buena precisión diferentes comunidades de pastizal definidas por su composición florística (Baeza et al., 2019; ver también Aragón y Oesterheld, 2008). Para el caso de la Patagonia, se mapearon los tipos fisonómicos de las estepas del oeste de Río Negro y Chubut (Paruelo et al., 2004). Esos mapas fueron la base de estimaciones de receptividad ganadera en el área (Paruelo, 2005).

Dentro del segundo grupo de mapas, los que abarcaron toda la región, se cuentan con dos del tipo de cobertura del suelo. Uno abarcó 8,3 millones de ha, el 47 % del territorio uruguayo, y fue elaborado a partir de imágenes MODIS. El tipo de cobertura dominante fue el recurso forrajero perenne, que en el 2000 ocupó el 66 % de la superficie relevada. En general, y en orden decreciente de importancia, los tipos de coberturas subordinados fueron el cultivo de verano, el doble cultivo verano-invierno, el cultivo de invierno, la forestación y el bosque nativo (Baeza y Paruelo, 2020). El otro mapa, aún inédito, cubrió toda la región de los pastizales del Río de la Plata, unos 76 millones de ha (Soriano et al. 1992; Oyarzabal et al. 2020).Se elaboró a partir de imágenes LANDSAT y mapeó los principales tipos de coberturas para el período 2000-2019. En esos 20 años, la región perdió 2,4 millones de hectáreas de pastizales (9 % del área de pastizales en 2001). La mayor parte de esta pérdida se concentró en Brasil y Uruguay, y estuvo asociada a nuevas áreas agrícolas o forestales, que aumentaron entre un 5 % y un 100 %, respectivamente (Proyecto MapBiomas Pampa Sudamericano[4]).

Cuadro 7.1: Ejemplo de aplicación predial

Reconocer la heterogeneidad permite identificar y analizar mejor los problemas agropecuarios, lo cual conducirá a tomar decisiones más acertadas y a poder evaluar más adecuadamente las consecuencias. Por ejemplo, en la ganadería reconocer la heterogeneidad de la vegetación es clave (Oesterheld et al., 2005). En el caso particular de la ganadería basada en pastizales, se destaca cuantificar el aporte de cada tipo de pastizal en la oferta de forraje dadas su productividad y calidad forrajeras diferentes. Además, cada tipo de pastizal puede responder diferente al consumo de los animales. Entonces, reconocer la heterogeneidad permitirá tomar decisiones más adecuadas, como ajustar el tiempo de rotación y la categoría de animales según el tipo de pastizal que se trate. En la región geomorfológica Cuesta Basáltica, ubicada en el Norte de Uruguay, existen dos tipos de pastizal, los ralos y los densos (Lezama et al., 2019; Baeza et al., 2019). Los pastizales ralos están caracterizados por especies meso-xerofíticas (*Selaginella sellowii, Rostraria cristata*) que crecen sobre suelo superficiales, con una productividad forrajera promedio de 3900 Kg MS/ha/año y calidad inferior a la de pastizales densos (Oyarzabal y Paruelo, 2019). Por su parte, los pastizales densos están caracterizados por especies mesofíticas (*Steinchisma hians, Piptochaetium stipoides)* que crecen sobre suelos medios y profundos, con una productividad forrajera promedio de 4700 Kg MS/ha/año (Oyarzabal y Paruelo, 2019).

En un establecimiento ganadero de esta región, se mapearon los pastizales ralos y densos (Figura 7.1). Mientras que los potreros con ubicación noreste están cubiertos mayormente por pastizales densos (potreros 1, 2, 7, 8, 11), los potreros del suroeste están dominados por pastizales ralos (potrero 18), o por ambos (potreros 13, 14, 16, 18, 24, entre otros), lo que debería implicar un manejo diferencial según el tipo de pastizal dominante. Más aún, una futura subdivisión de potreros debería considerar la heterogeneidad de la vegetación, algo que no se evidencia en el mapa actual.

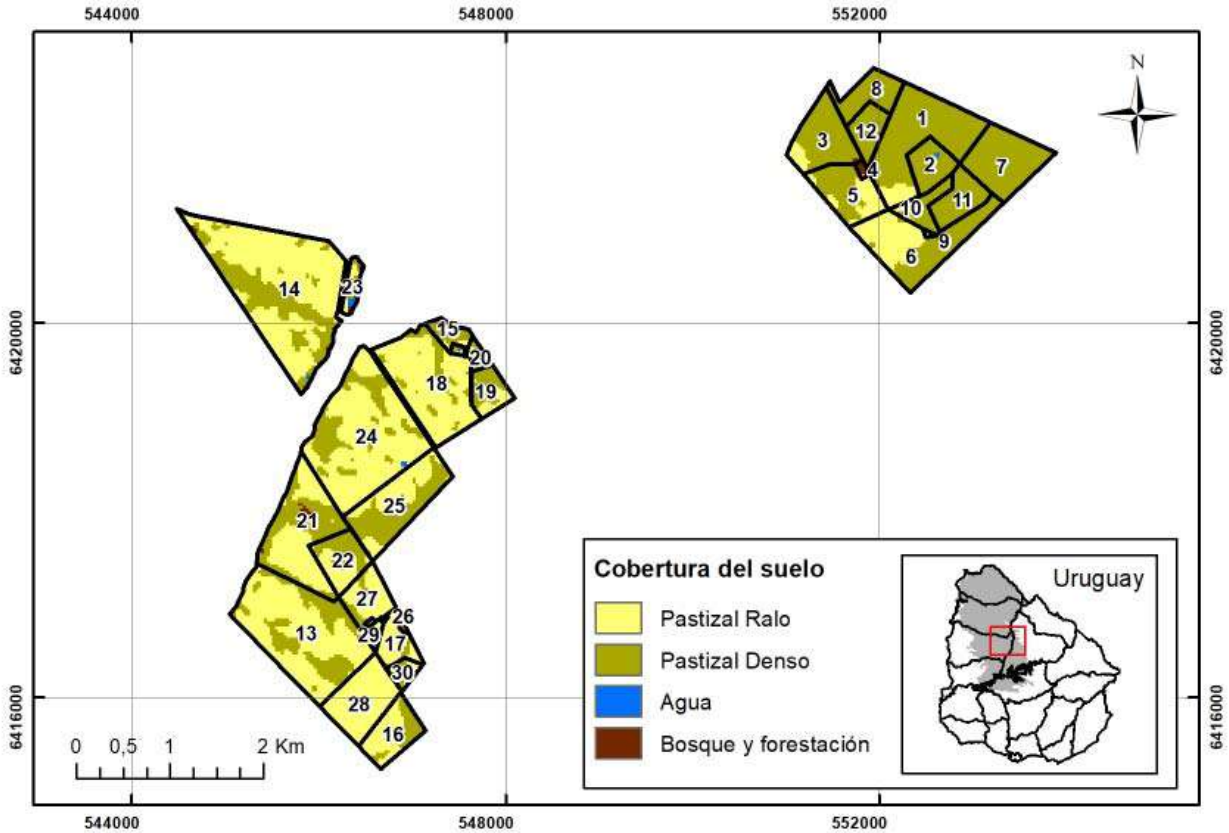


Figura 7.1: Mapa de coberturas del suelo para un establecimiento ganadero en la región geomorfológica Cuesta Basáltica (área gris; Uruguay). Las líneas negras corresponden a los límites entre potreros. La distinción entre pastizales ralos y densos resultó de análisis fitosociológicos (Lezama et al. 2019), que se cartografiaron a partir de técnicas de teledetección (Baeza et al., 2019).

III. INDICADORES DE FUNCIONAMIENTO. MONITOREO DE LA PRODUCTIVIDAD FORRAJERA

La productividad forrajera es la principal fuente de alimento del ganado en los ecosistemas pastoriles. Por lo tanto, conocer la magnitud y variabilidad de la productividad forrajera es clave. En el largo plazo, permite resolver quizás la pregunta más importante de la ganadería: ¿cuál es la carga animal que puede asignarse a un sitio? (Oesterheld et al., 1998; Golluscio, 2009). En el mediano plazo, conocer la productividad forrajera permite analizar la campaña ganadera en términos de la eficiencia de uso del forraje, una medida de la cantidad de leche, fibra o carne producida por kilo de forraje (ver por ejemplo Grigera et al., 2007). En el corto plazo, conocer la productividad forrajera

[4] https://pampa.mapbiomas.org/es

permite decidir la oportunidad de pastoreo y planificar el movimiento de animales entre potreros o parcelas de pastoreo (Golluscio et al. 1998; Vallentine, 2000; Vecchio et al., 2008, Irisarri et al., 2013b; Deregibus, 2019).

El principal determinante de la productividad forrajera es la productividad primaria neta aérea (PPNA), o tasa de crecimiento. La PPNA puede estimarse a través de sensores remotos de manera relativamente sencilla y confiable para muchos ecosistemas, mediante el modelo de Monteith (Monteith, 1972; Prince, 1991; Running et al., 2000; Piñeiro et al*.,* 2006; Grigera et al., 2007; Paruelo, 2008; Paruelo y Vallejos, 2013). El modelo establece que la PPNA es el resultado del triple producto entre la radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi), la fracción de esta que es absorbida por la vegetación (fRFAA) y el coeficiente de conversión de energía en biomasa aérea, comúnmente denominado eficiencia de uso de la radiación (EUR; Oyarzabal et al., 2011; Irisarri et al., 2013a; Oesterheld et al., 2014; Druille et al., 2019; Oyarzabal y Baldassini, 2019; Ecuación 7.1).

Ecuación 7.1: PPNA (g m^{-2} $año^{-1}$) = RFA (MJ m^{-2}) $año^{-2}$) x fRFAA x EUR (g MJ^{-1})

Es decir, la vegetación fija nueva biomasa en la medida que absorbe radiación solar fotosintéticamente activa y la convierte en foto asimilados. De los tres componentes de la Ecuación 7.1, el que más explica las variaciones de la PPNA es la fRFAA (Grigera y Oesterheld, 2020). Y la fRFAA es, precisamente, la variable que puede estimarse a partir del Índice de Vegetación Normalizado, o IVN, que proveen las imágenes Landsat, MODIS o Sentinel 2 (Potter, 1993; Caride et al., 2012; Pellegrini et al., 2020). La PPNA así estimada corresponde a toda la biomasa producida. Dependiendo de la composición botánica, fundamentalmente de la presencia de leñosas, toda o solo una porción de la PPNA es consumible por el ganado doméstico (Golluscio, 2009). Entonces, si a la PPNA se la multiplica por la proporción consumible por el ganado, se estima la productividad forrajera.

En áreas con vegetación leñosa, la estimación de la productividad forrajera mediante sensores remotos es un poco más compleja. Como una parte de la PPNA es leñosa y no consumible, se requiere separarla de la PPNA herbácea, mayormente consumible. Existen técnicas que permiten sortear esta dificultad. Primero, se deben descomponer los valores de IVN en la señal asociada a lo leñoso y a lo herbáceo. Se puede aplicar, por ejemplo, un método de descomposición de tendencias estacionales (Lu et al., 2003). Esta técnica ha sido utilizada con éxito en bosques secos rolados de la provincia de La Rioja (Blanco et al., 2016). Dicha metodología asume que la contribución de los componentes leñoso y herbáceo al IVN total es aditiva, y supone que en los espacios cubiertos por el componente leñoso no hay presencia de herbáceas y viceversa. Es decir, el método supone ausencia de componentes herbáceos bajo la copa de los árboles. Luego de descomponer el IVN total en IVN leñoso e IVN herbáceo, se puede estimar la PPNA de cada componente aplicando el modelo que se presentó más arriba (Ecuación 7.1).

La productividad forrajera estimada mediante sensores remotos es utilizada, con distinto grado de adopción y desarrollo, por productores y asesores de Argentina y Uruguay (Grigera et al., 2007; Paruelo et al., 2011). Productores ganaderos argentinos nucleados en AACREA disponen del seguimiento de la productividad forrajera de cada potrero de interés y reciben mensualmente información actualizada (Tablero de control forrajero[5]; Grigera et al., 2007). También, productores lecheros de las empresas Conaprole (Uruguay) y Mastellone (Argentina), y productores ganaderos asesorados por el Instituto Plan Agropecuario (Uruguay), cuentan con el seguimiento de la productividad forrajera a partir de una red de potreros en producción en cada región de interés. Con igual resolución de potrero y paso mensual, pero con mayor extensión espacial, el Ministerio

de Agricultura, Ganadería y Pesca de Argentina dispone de un sistema instalado en las principales regiones ganaderas del país que informa regularmente la productividad forrajera por departamento (Sistema de monitoreo de recursos forrajeros[6]). También en Argentina, una iniciativa interinstitucional impulsada por el INTA, AACREA y la Facultad de Agronomía de la UBA nuclea todas estas estimaciones detalladas más arriba, y las dispone en un sitio web de acceso abierto en forma de mapas, figuras y tablas (Observatorio forrajero nacional[7]). En Uruguay, funciona de modo preliminar una iniciativa análoga[8].

IV. INDICADORES DE IMPACTO DE LA GANADERÍA. LA HUELLA AMBIENTAL

Los sensores remotos permiten también monitorear el impacto de la ganadería en sistemas pastoriles o su huella ambiental. La huella tiene distintas dimensiones, una asociada a la biodiversidad, otra al balance de emisiones y secuestro de gases con efecto invernadero, y otra al agua. En última instancia, el concepto de huella se asocia al impacto de la ganadería sobre la oferta de servicios ecosistémicos. Mediante el uso de sensores remotos se han desarrollado algunas aproximaciones que permiten estimar aspectos relacionados a la dinámica del carbono y a la oferta de servicios ecosistémicos. Se mencionarán dos indicadores: la Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta y el Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos.

La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta es un concepto desarrollado para analizar el impacto humano en la biosfera (Vitousek et al., 1986). Representa la fracción de la productividad primaria neta que es usada directa o indirectamente por los humanos. La apropiación humana puede ser calculada con una extensión espacial muy diferente: planeta, región, predio o parcela experimental. La aproximación metodológica depende de la extensión espacial del estudio y define qué flujos deben considerarse: la productividad primaria neta de la vegetación potencial y de la vegetación actual (Figura 7.2). Dentro de esta última, se deben diferenciar la productividad remanente y la cosechada utilizada y no utilizada.

[5]https://tableroforrajero.crea.org.ar/dashboardcrea2/index.php/crea_session_manager
[6]https://www.magyp.gob.ar/monitoreoforrajero/
[7]http://produccionforrajes.org.ar/
[8]http://www.inia.uy/estaciones-experimentales/direcciones-regionales/inia-direcci%C3%B3n-nacional/Sistema-de-seguimiento-de-la-productividad-forrajera-del-campo-natural-version-preliminar

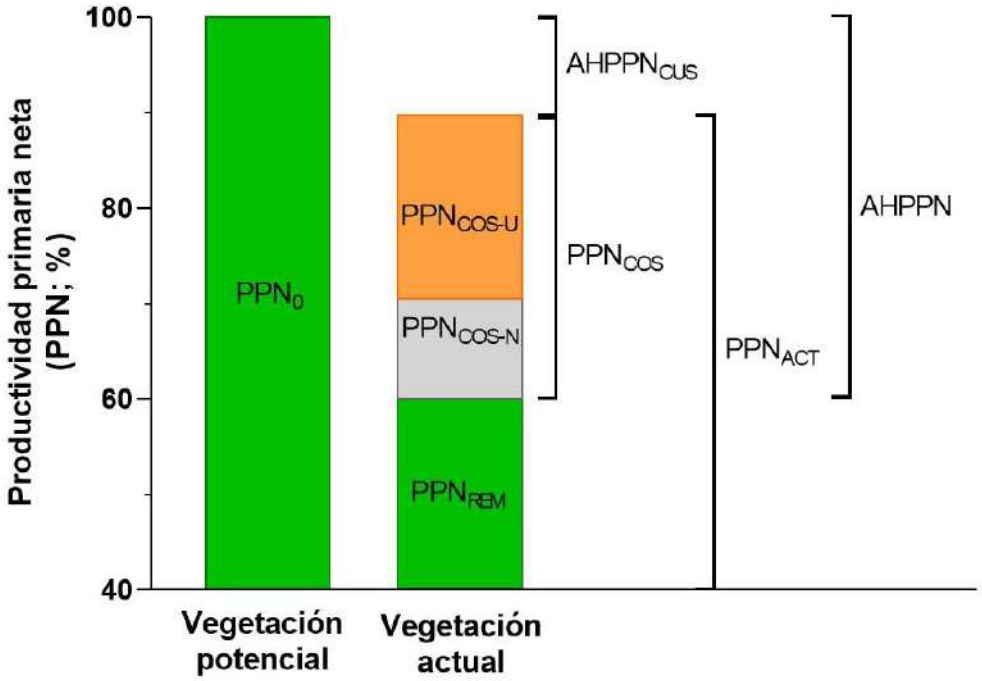


Figura 7.2: Componentes involucrados en el cálculo de la Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (AHPPN). PPN_0: Productividad primaria neta de la vegetación potencial. PPN_{REM}: Productividad primaria neta remanente en los ecosistemas luego de la cosecha de la vegetación actual. $PPNA_{COS-N}$: Productividad primaria neta cosechada no utilizada (residuos de cosecha, biomasa subterránea). PPN_{COS-U}: Productividad primaria neta cosechada utilizada (grano, fibra, etc.). PPN_{cos}: Productividad primaria neta cosechada. $AHPPN_{cus}$: Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta debida al cambio en el uso del suelo. PPN_{ACT}: Productividad primaria neta de la vegetación actual (adaptado de Paruelo et al., 2019).

La Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta se define, entonces, como la suma de la productividad primaria neta apropiada por cosecha (PPN_{COS}, Figura 7.2) y de la diferencia en la productividad primaria neta debida a cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$; Haberl et al., 2014; ver más abajo). La apropiación humana se calcula como la diferencia existente entre la productividad primaria neta que habría en ausencia de actividad antrópica (PPN de la vegetación potencial, PPN_0) y la productividad primaria neta de la vegetación actual remanente luego de la cosecha (PPN remanente en los ecosistemas; PPN_{REM}; ecuación 7.2). A su vez, la PPN_{REM} se calcula como la productividad primaria neta de la vegetación actual (PPN_{ACT}) menos la productividad primaria neta cosechada (PPN_{COS}) apropiada directamente por los humanos como productos agrícolas. En el caso de sistemas pastoriles, la productividad primaria neta cosechada se asocia a la biomasa cosechada por los herbívoros.

Ecuación 7.2: $AHPPN = PPN_0 - PPN_{REM} = PPN_0 - (PPN_{ACT} - PPN_{COS})$

La diferencia entre PPN_0 y PPN_{ACT} representa la apropiación humana debida a los cambios en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$), por lo que la apropiación humana puede formularse también mediante la Ecuación 7.3 (ver más detalles en Baeza y Paruelo, 2018):

Ecuación 7.3: $AHPPN = AHPPN_{CUS} + PPN_{COS}$

Una serie de estimaciones de apropiación humana hecha en los Pastizales del Río de la Plata fue resumida recientemente (Paruelo et al., 2019). En algunos casos, la estimación tuvo extensión espacial regional, con una resolución de Partido o Departamento (Guerschman, 2005) o de píxel

MODIS (Baeza y Paruelo, 2018). En otro caso, la extensión y la resolución espaciales fueron prediales (Trinco, 2015).

Los sensores remotos fueron claves para tener estimaciones de la PPN_0 en situaciones de referencia y de la PPNact de un área en particular, mediante el uso del modelo de Monteith descripto más arriba (Ecuación 7.1). La apropiación humana con cobertura regional tuvo una marcada variabilidad espacial y temporal (Figura 7.3; Baeza y Paruelo, 2018). La apropiación humana media fue del 42 % en 2001/2002, y aumentó un 4,5 % en los últimos 10 años debido a un intenso cambio en el uso del suelo. La mayor parte de la apropiación humana se explicó más por la cosecha (PPN_{COS}) que por los cambios en el uso de la tierra ($AHPPN_{CUS}$), principalmente en el último periodo debido al aumento del rendimiento de los cultivos y a la expansión del sistema de doble cultivo como práctica agronómica común. La apropiación humana en los sistemas ganaderos fue sensiblemente menor a la apropiación en sistemas agrícolas (Baeza y Paruelo, 2018).

El concepto de servicios ecosistémicos proporciona un marco conceptual para evaluar y cuantificar el impacto humano sobre la naturaleza y orientar estrategias de manejo. Sin embargo, el uso de este concepto en la toma de decisiones es todavía limitado (Kremen, 2005; Wong et al., 2015; Costanza et al., 2017). Probablemente, los retos metodológicos que implican la caracterización y cuantificación de la oferta de servicios ecosistémicos impiden un uso más amplio. El uso de indicadores espacialmente explícitos, para caracterizar el nivel de suministro de servicios ecosistémicos, es clave para hacer operativo el concepto de servicios ecosistémicos y permitir la evaluación de la sostenibilidad. La asociación entre los servicios ecosistémicos se puede derivar de la correlación empírica a lo largo de una región determinada (Spakeet al., 2017), o del tipo e intensidad de la asociación de los diferentes servicios ecosistémicos con los indicadores o estimadores. Por ejemplo, la biodiversidad de determinados taxones se ha utilizado para indicar la oferta de servicios ecosistémicos (de Groot et al., 2010). Asimismo, los patrones de uso y cobertura del suelo se han utilizado como base de varios sistemas que mapean los servicios ecosistémicos en función de su relación con los usos del suelo (por ejemplo, InVEST, ECOSER).

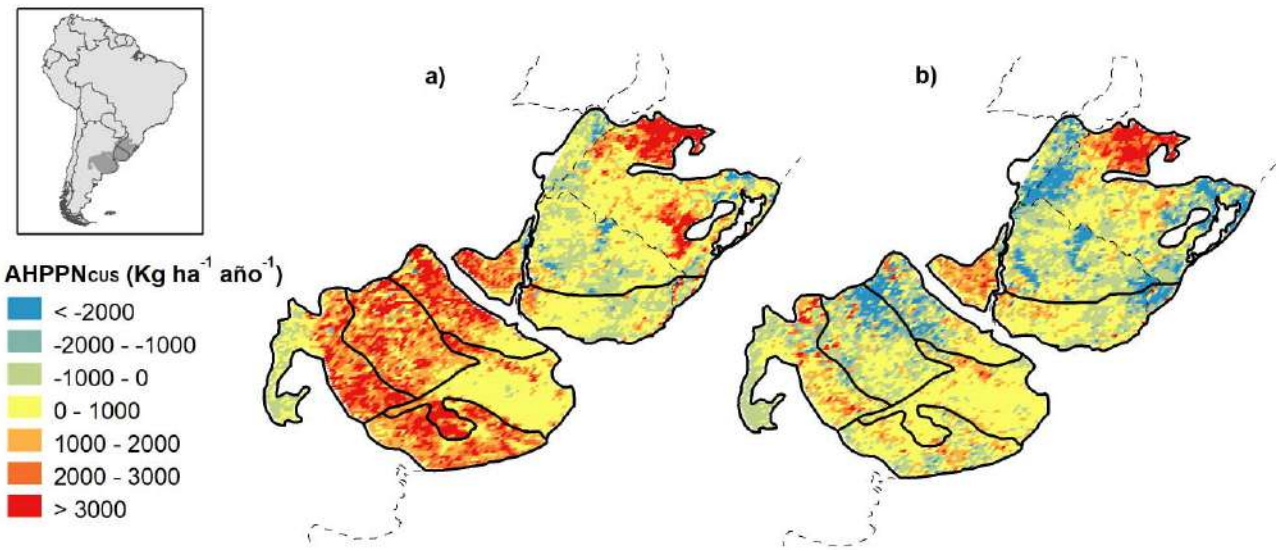


Figura 7.3: Apropiación humana de la productividad primaria neta debida al cambio en el uso del suelo ($AHPPN_{CUS}$) en la región de los pastizales del Río de la Plata: a) 2001-2002 y b) 2012-2013 (adaptado de Baeza y Paruelo, 2018).

El Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos es un indicador sinóptico que estima y mapea los servicios ecosistémicos de soporte y regulación relacionados con la dinámica del agua y carbono (Paruelo et al., 2016). El índice fusiona dos atributos de la dinámica anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVN; Ecuación 7.4): un estimador de la ganancia total de C (IVN_{Medio}), y un indicador de la estacionalidad (coeficiente de variación intra-anual; IVN_{CV}):

Ecuación 7.4: Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos = $IVN_{MEDIO} * (1 - IVN_{CV})$

De este modo, aquellos lugares en los que la productividad anual es mayor y estacionalmente más estable tendrían una mayor oferta de servicios ecosistémicos. El índice puede valer entre 0 y 1, porque los valores de cada atributo funcional (IVN_{MEDIO} y IVN_{CV}) están normalizados según sus valores más altos y bajos a escala regional (para más detalles ver Paruelo et al., 2016).

El fundamento del Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos se basa tanto en el marco conceptual del modelo de cascada de servicios ecosistémicos, como en el concepto de paquetes de servicios ecosistémicos. El modelo de cascada fue propuesto originalmente por Haines-Young y Potschin (2010), y proporciona un sólido marco conceptual para incorporar los servicios ecosistémicos a la toma de decisiones. Dicho modelo conecta explícitamente la estructura y funcionamiento de los ecosistemas con los servicios ecosistémicos intermedios y finales que determinan los beneficios sociales (Fisher et al., 2009). En este marco, los servicios ecosistémicos intermedios (estructura y función de los ecosistemas como tales) se disocian de los servicios ecosistémicos finales (procesos que determinan los beneficios humanos; Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher et al., 2009). El modelo de cascada es compatible con el concepto de paquetes de servicios ecosistémicos que implica conjuntos de servicios que aparecen juntos repetidamente (Raudsepp-Hearne et al., 2010). Estas asociaciones son el resultado de respuestas similares de diferentes servicios ecosistémicos al mismo factor de cambio o proceso ecológico (Bennett et al., 2009). Asimismo, los servicios ecosistémicos intermedios (por ejemplo, la productividad primaria neta o la evapotranspiración) determinan la provisión de un conjunto de servicios ecosistémicos finales altamente correlacionados (por ejemplo, el secuestro de carbono o la regulación del agua) que se ven afectados por los mismos factores de estrés o perturbación (por ejemplo, deforestación, sobrepastoreo, quema; Haines-Young y Potschin, 2010). El índice de oferta de servicios ecosistémicos representa un índice integrador del funcionamiento del ecosistema (en particular de la productividad primaria neta), que da lugar a la cascada. El índice es capaz de describir la variación de los diferentes servicios ecosistémicos reguladores y de soporte, los paquetes de servicios ecosistémicos, algunos intermedios y otros finales, que varían juntos en la misma dirección.

El Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos como estimador del suministro de servicios ecosistémicos se basó originalmente en la relación positiva del índice con cuatro servicios ecosistémicos estimados a partir de datos empíricos o modelos mecanicistas: la recarga de agua subterránea y la riqueza de aves en los bosques del Chaco Seco (Amdan et al., 2013; Machi et al. 2013; Mastrangelo y Gavin, 2014), y el carbono orgánico del suelo y la evapotranspiración en los Pastizales del Río de la Plata (Paruelo et al., 2016). El Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos fue capaz de explicar entre el 48 y el 66 % de la variabilidad de estos cuatro servicios ecosistémicos. La tendencia del Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos se cartografió para el periodo 2000-2014 con una resolución espacial de 1 km en ambas ecorregiones (Paruelo et al., 2016). Alrededor de un tercio de la superficie mostró tendencia significativa (32,4 %), de la cual, la mayoría fue negativa (30,2 %), lo que supuso una disminución generalizada de la oferta de servicios ecosistémicos (Figura 7.4). Una minoría de la superficie tuvo tendencia positiva (2,2 %), que estuvo principalmente asociada a cultivos forestales en el territorio uruguayo.

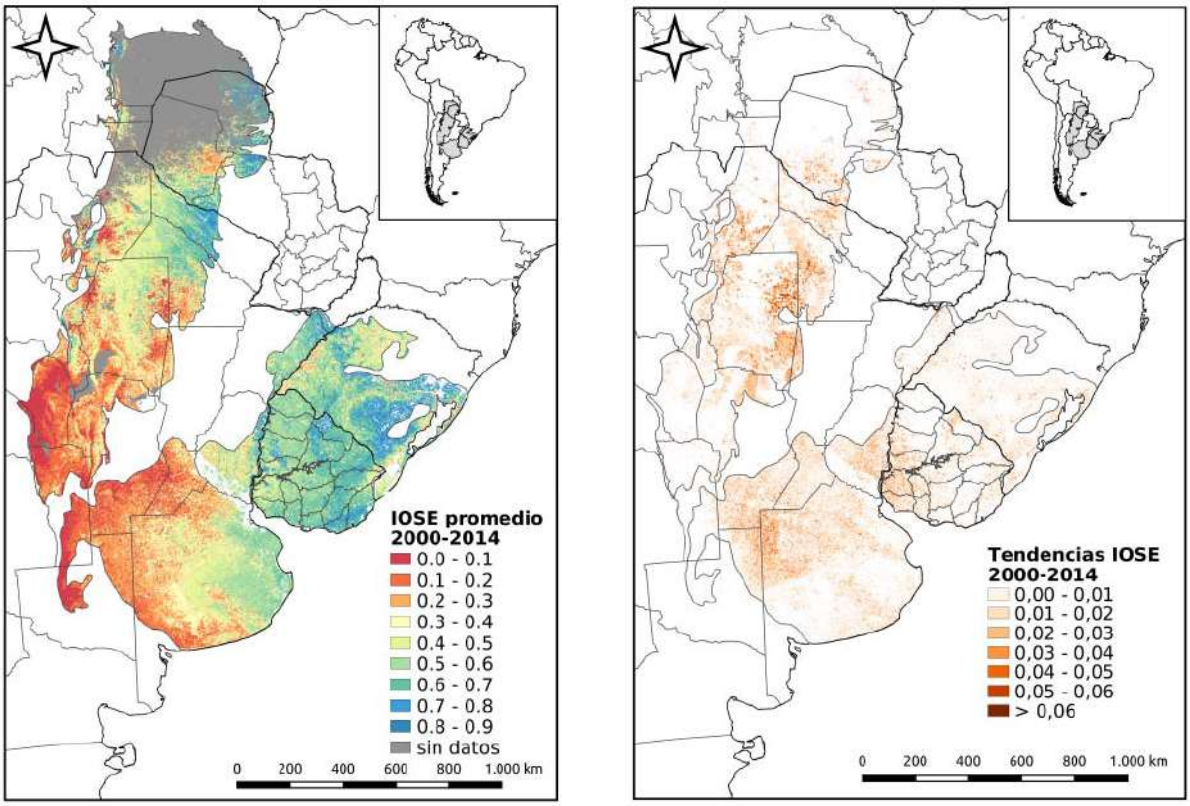


Figura 7.4: Valor promedio (izquierda) y valor absoluto de la tendencia (derecha) del Índice de Oferta de Servicios Ecosistémicos (IOSE) de las regiones del Chaco y de los pastizales del Río de la Plata durante el período 2000-2014. La tendencia muestra el valor de la pendiente de la función lineal entre el índice de oferta de servicios ecosistémicos y el tiempo (adaptado de Paruelo et al., 2016).

IV. INDICADORES DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN. INFLUENCIA CLIMÁTICA Y HUMANA

El estado de conservación de la vegetación es una medida de similitud. Cuantifica cuán similar o diferente es la vegetación de un área respecto de la vegetación prístina o espontánea bajo efecto antrópico mínimo o ausente. Esta situación de referencia se vincula con el concepto de vegetación potencial (Loidi et al., 2010). La situación de referencia debe ser acordada como tal (un área clausurada, una reserva). Por definición, la situación de referencia es arbitraria y, además de una base conceptual sólida, requiere una legitimación social (Altesor et al., 2009c). Tradicionalmente, el estado de conservación ha sido cuantificado desde una perspectiva estructural de la vegetación, como el área ocupada, el número de especies exóticas en el elenco, la cantidad de estratos del canopeo o la proporción de herbáceas y leñosas (Miles et al., 2006; Eldridge et al., 2011; Altesor et al., 2019b). Más recientemente, el estado de conservación se ha cuantificado también desde una perspectiva funcional, a través de la magnitud de la productividad primaria anual y su variabilidad intra e interanual, o de sus estimadores (Garbulsky y Paruelo, 2004; Volante et al., 2012; Dieguez y Paruelo, 2017; Gallego et al., 2019). En el presente trabajo se utiliza esta perspectiva funcional.

El estado de conservación de los recursos forrajeros se vincula, así, estrechamente con la producción animal. Como se explicó con anterioridad, la productividad forrajera es la principal fuente de alimento del ganado en los ecosistemas pastoriles. Entonces, un aumento del estado de conservación de los recursos forrajeros implicará mayor productividad. El estado de conservación de los recursos forrajeros se puede evaluar con al menos tres indicadores de cambio en el funcionamiento. La eficiencia de uso de la precipitación es una medida de productividad primaria

por unidad de precipitación. Se calcula como el cociente entre la PPNA y la precipitación. La respuesta marginal a la precipitación cuantifica el cambio en la productividad primaria de un área dada ante un cambio en la precipitación. Se estima como la pendiente de la función de respuesta lineal de la PPNA a la precipitación. Por último, la tendencia temporal de los residuos muestra el cambio en la productividad primaria una vez descontada la señal climática. Se estima como la tendencia de la variación de la PPNA no explicada por la precipitación. Los cambios a lo largo del tiempo en la eficiencia y la respuesta marginal se pueden deber a la influencia climática y/o humana. Por su parte, la tendencia temporal de los residuos cuantifica la influencia humana una vez descontada la climática. En este contexto, la influencia humana está asociada a la apropiación de la productividad primaria neta (ver más arriba).

El estado de conservación basado en estos indicadores fue evaluado en diferentes sistemas pastoriles: estepas patagónicas en un gradiente árido-subhúmedo y pastizales de los Llanos de La Rioja y de los Campos uruguayos. En la mayoría del área ocupada por estepas patagónicas, el estado de conservación estuvo afectado principalmente por la influencia climática. Después de descontarla, el estado de conservación disminuyó debido a la influencia humana (Irisarri et al., 2021). En los pastizales de los Llanos de La Rioja, el estado de conservación de los pastizales se incrementó en el 9 % del área, donde aumentaron la eficiencia de uso de la precipitación y la respuesta marginal a la precipitación debido a un reemplazo de la vegetación espontánea por especies gramíneas exóticas (Verón et al., 2018), mientras que el estado de conservación disminuyó en el 3 % del área, donde se redujeron la eficiencia y la respuesta marginal (Verón et al., 2018). En los pastizales de los Campos uruguayos, el estado de conservación cambió en el 27 % del área, donde mayormente disminuyó la eficiencia de uso de la precipitación y aumentó la respuesta marginal a la precipitación. Una vez descontada la influencia climática, la influencia humana afectó negativamente el estado de conservación de los pastizales en el 10 % del área y positivamente en el 1 % (Texeira et al., 2019).

V. REFLEXION FINAL

Disponemos de una serie de indicadores basados en sensores remotos para monitorear, evaluar y planificar sistemas ganaderos de base pastoril. En este capítulo se presentaron las bases conceptuales y metodológicas de cuatro indicadores de recursos forrajeros, y algunas de sus aplicaciones: Heterogeneidad, funcionamiento, impacto de la ganadería y estado de conservación. Si bien quedan por delante retos metodológicos a resolver por el Sistema de Ciencia y Técnica, falta sobre todo que indicadores de este tipo tengan un uso más amplio por parte de actores y decisores de las cadenas de producción animal. Tanto los productores individuales como las asociaciones de productores y los decisores políticos locales, regionales y nacionales podrían ejecutar planes y acciones sobre una base más objetiva a partir de indicadores como los aquí presentados.

V. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Altesor, A., Ayala, W., Paruelo, J. M. (2011). *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales.* Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo, 234 p.

Altesor, A., Gallego F., Ferrón, M., Pezzani, F., López-Marsico, L., Lezama, F., Baeza, S., Pereira, M., Costa, B., Paruelo, J.M. (2019a). Inductive Approach To Build State-and-Transition Models for Uruguayan Grasslands. *Rangeland Ecology and Management 72*(6), 1005-1016.

Altesor, A., Ferrón, M., Gallego, F., López-Mársico, L., Pezzani, F., Lezama, F., Baeza, S., Leoni, E., García, S., Pereira, M., Costa, B., Orihuela, D., Cáceres, D., Rossado, A., Paruelo, J. M. (2019b).

¿Pastizales degradados o conservados? Una descripción objetiva de la heterogeneidad generada por el manejo ganadero. En: A. Altesor, W. Ayala, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA* 69 (pp. 51-72). INIA, Montevideo.

Altesor, A., Gallego, F., Pezzani, F., Costa, B., Ferrón, M., Pereira, M. (2019c). Determinación de transiciones entre estados y/o fases en pastizales de Uruguay: una aproximación basada en la valoración participativa. En: A. Altesor, W. Ayala, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA* 69 (pp. 73-84). INIA, Montevideo.

Amdan, M. L., Aragón, R., Jobbágy, E. G., Volante, J. N., Paruelo, J. M. (2013). Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research 49* (10), 6601–6612.

Aragón, R. M., Oesterheld, M. (2008). Linking vegetation heterogeneity and functional attributes of temperate grasslands through remote sensing. *Applied Vegetation Science 11,* 117-130.

Baeza, S., Paruelo, J. M. (2018). Spatial and temporal variation of human appropriation of net primary production in the Rio de la Plata grasslands. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 145*, 238-249.

Baeza, S., Paruelo, J. M. (2020). Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: an analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sensing 12*(3), 381.

Baeza, S., Rama, G., Lezama, F. (2019). Cartografía de los pastizales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. Ampliación y actualización. En: A. Altesor, L. López-Mársico, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales II* (pp. 27-47). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo.

Baldi, G., Guerschman, J. P., Paruelo, J. M. (2006). Fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment 116*, 197-208.

Baldi, G., Paruelo, J. M. (2008). Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society 13*(2).

Bennett, E. M., Peterson, G. D., Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters 12*(12), 1394-1404.

Blanco, L., Oyarzabal, M. (2022). Monitoreo forrajero satelital en la ganadería pastoril de Argentina: avances y perspectivas. *IDIA 21 2*(1), 90-94.

Blanco, L., Paruelo, J. M., Oesterheld, M., Biurrun F. N. (2016). Spatial and temporal patterns of herbaceous primary production in semi-arid shrublands: a remote sensing approach. *Journal of Vegetation Science 27*(4), 716–727.

Boyd, J., Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological economics 63*(2-3), 616-626.

Caride, C., Piñeiro, G., Paruelo, J. M. (2012). How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment 154,* 23-33.

Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services 28,* 1-16.

de Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity 7*(3), 260-272.

Deregibus, V. A. (2019). *Modelos, prácticas y procedimientos pastoriles*. Orientación Gráfica Editora, 256 p.

Dieguez, H., Paruelo, J. M. (2017). Disentangling the signal of climatic fluctuations from land use: changes in ecosystem functioning in South American protected areas (1982-2012). *Remote*

Sensing in Ecology and Conservation 3(4), 177-189.

Druille, M., Oyarzabal, M., Oesterheld, M. (2019). Radiation use efficiency of forage resources: a metaanalysis*. Agronomy Journal 111,* 1-9.

Eldridge, D. J., Bowker, M. A., Maestre, F. T., Roger, E., Reynolds, J. F., Whitford , W. G. (2011). Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: Towards a global synthesis. *Ecology Letters 14*(7), 709-722.

Fisher, B., Turner, R. K., Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics 68*(3), 643-653.

Gallego, F. (2019). Un análisis funcional de la heterogeneidad de la vegetación derivada del manejo ganadero. En: A. Altesor, W. Ayala, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA* 69. INIA, Montevideo.

Garbulsky, M. F., Paruelo, J. M. (2004). Remote sensing of protected areas to derive baseline vegetation functioning characteristics. *Journal of Vegetation Science 15*(5), 711-720.

Golluscio, R. (2009). Receptividad ganadera: marco teórico y aplicaciones prácticas. *Ecología Austral 19*, 215-232.

Golluscio, R., Deregibus, V. A., Paruelo, J. M. (1998). Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral 8*, 265-284.

Grigera, G., Oesterheld, M. (2021). Variability of radiation use efficiency in mixed pastures under varying resource availability, defoliation and time scale. *Grassland Science, 67*(2), 156-166.

Grigera, G., Oesterheld, M., Pacín, F. (2007). Monitoring forage production for farmers' decision making *.Agricultural Systems 94*(3), 637-648.

Guerschman, J. P. (2005). *Análisis regional del impacto de los cambios del uso de la tierra sobre el funcionamiento de los ecosistemas de la región pampeana (Argentina).* (Tesis Doctoral). Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Haberl, H., Schulz, N. B., Plutzar, C., Heinz Erb, K., Krausmann, K., Loibl, W., Moser, D., Sauberer, N., Weisz, H., Zechmeisterb, H. G., Zulka, P. (2014). Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment 102*(2), 213-218.

Haines-Young, R., Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En: D. Raffaelli y C. Frid (Eds.), *Ecosystem Ecology: a new synthesis* (pp. 110-139). Cambridge University Press, Cambridge.

Irisarri, J. G. N., Gunde,l P. E., Clavijo, M. P., Durante, M., Sosa, P. (2013a). Estimación de la PPNA y la capacidad de carga por ambientes mediante información satelital en un establecimiento ganadero en la Pampa Deprimida. *Revista Argentina de Producción Animal 33*(1), 11-20.

Irisarri, J. G. N., Oesterheld, M., Oyarzabal, M., Paruelo, J. M., Durante, M. (2013b). Monitoring the ecosystem service of forage production. En: C. Di Bella, D. Alcaraz-Segura, J. Straschnoy (Eds.), *Earth Observation of Ecosystem Services* (pp 87-103). CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton.

Irisarri, J. G. N., Texeira, M., Oesterheld, M., Verón, S. R., Della Nave, F., Paruelo, J. M. (2021). Discriminating the biophysical signal from human-induced effects on long-term primary production dynamics. The case of Patagonia. *Global Change Biology*(18), 4381-4391.

Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters 8*(5), 468–479.

Lezama, F., Pereira, M., Altesor, A., Paruelo, J. M. (2019). ¿Cuán heterogéneos son los pastizales naturales en Uruguay? En: A. Altesor, L. López-Mársico, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales II* (pp. 15-26). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo.

Loidi, J., del Arco, M., Pérez de Paz, P. L., Asensi, A., Díez Garretas, B., Costa, M., Díaz González, T., Fernández-González, F., Izco, J., Penas, A., Rivas-Martínez, S., Sánchez-Mata,

D. (2010). Understanding properly the «potential natural vegetation» concept. *Journal of Biogeography 37*, 2209– 2211.

Lu, H., Raupach, M., McVicar, T., Barrett, D. (2003). Decomposition of vegetation cover into woody and herbaceous components using AVHRR NDVI time series. *Remote Sensing of Environment 86,* 1–18.

Macchi, L., Grau, H. R., Zelaya, P. V., Marinaro, S. (2013). Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: a tale of two gradients. *Agriculture, Ecosystems & Environment 174*, 11–20.

Mastrangelo, M. E., Gavin, M. C. (2014). Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiplescales in Dry Chaco forests. *Biological Conservation 179*, 63–71.

Miles, L., Newton, A. C., De Fries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography 33*(3), 491-505.

Monteith, J. L. (1972). Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology 9*, 747–766.

Observatorio Forrajero Nacional. Sistema Nacional de Diagnóstico, Planificación, Seguimiento Prospección Forrajera en Sistemas Ganaderos. http://produccionforrajes.org.ar/

Oesterheld, M., Di Bella, C. M., Kerdiles, H. (1998). Relation between NOAA-AVHRR satellite data and stocking rate of rangelands. *Ecological Applications 8*, 207-212.

Oesterheld, M., Aragón, M. R., Grigera, G., Oyarzabal, M., Semmartin, M. (2005). ¿Cómo deben percibir la heterogeneidad quienes manejan la vegetación de los agroecosistemas? El caso de la Pampa Deprimida. En: M. Oesterheld, M. Aguiar, C. M. Ghersa y J. M. Paruelo (compiladores). *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León* (pp. 131-144). Ed. Facultad de Agronomía-UBA. 430 p.

Oesterheld, M., Oyarzabal, M., Paruelo, J. M. (2014). Aplicación de la teledetección y los sistemas de información geográfica al estudio y seguimiento de los sistemas ganaderos. En: J. M. Paruelo, C. D. Di Bella, M. Milkovic (Eds.), *Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica. Sus aplicaciones en Agronomía y Ciencias Ambientales* (pp. 283-301), Hemisferio Sur, Buenos Aires.

Oyarzabal, M., Oesterheld, M., Grigera, G. (2011). *¿Cómo estimar la eficiencia en el uso de la radiación mediante sensores remotos y cosechas de biomasa?* En: A. Altesor, W. Ayala, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales* (pp. 121-133). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo.

Oyarzabal, M., Baldassini, P. (2019). Funciones de Producción de forraje. En: J. M. Paruelo y P. Laterra (Eds), *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial Rural* (pp 144-152). Ediciones INTA, Fundación CICCUS, 512 p.

Oyarzabal, M., Paruelo, J. M. (2019). Dinámica de la Productividad Primaria de las comunidades de pastizal del Uruguay. En: A. Altesor, M. López-Marsico, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales II* (pp 111-122). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo.

Oyarzabal, M., Andrade, B., Pillar, V. D., Paruelo, J. M. (2020). Temperate subhumid grasslands of Southern South America. En: M.I. Goldstein y D.A. Della Sala (Eds.), *Encyclopedia of the World's Biomes*, vol. 3. (pp. 577–593). Elsevier, https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12132-3

Panario, D. (1988). *Geomorfología del Uruguay. Propuesta de un marco estructural y un esquema de evolución del modelado del relieve uruguayo*. Publicación de la Facultad de Humanidades. Montevideo, Uruguay. 44 p.

Panario, D., Gutiérrez, O., Sánchez Bettucci , L., Peel, E., Oyhantçabal, P., Rabassa, J. (2014). Ancient landscapes of Uruguay. En: J. Rabassa, C. Ollier (Eds.), *Gondwana landscapes in southern*

South America, (pp. 161-199). Springer Earth System Sciences, DOI 10.1007/978-94-007-7702-6_8

Paruelo, J. M. (2005). ¿Cuánto se han desertificado las estepas patagónicas? Evidencias a partir de la memoria del sistema. En: M. Oesterheld, M. Aguiar, C. M. Ghersa y J. M. Paruelo (compiladores). *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León* (pp. 303-319). Ed. Facultad de Agronomía-UBA. 430 p.

Paruelo, J. M. (2008). La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas 17*(3), 4-22.

Paruelo, J. M., Golluscio, R. A., Guerschman, J. P., Cesa, A., Jouve, V. V., Garbulsky, M. F. (2004). Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeograpy 13*, 385-395.

Paruelo, J. M., Oyarzabal, M., Oesterheld, M. (2011). El Seguimiento de los recursos forrajeros mediante sensores remotos: bases y aplicaciones. En: A. Altesor, W. Ayala, J. M. Paruelo (Eds.), *Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales* (pp. 135-145). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria, Montevideo.

Paruelo, J. M., Vallejos, M. (2013). Ecosystem services related to carbon dynamics: its evaluation using remote sensing techniques. En: D. Alcaraz-Segura, C. M. Di Bella, J. V. Straschnoy (Eds.), *Earth observation of ecosystem services* (pp. 17-32), CRC Press Group, Boca Raton.

Paruelo, J. M., Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., Gallego, F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators 71,* 145-154.

Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Baeza, S., Trinco, F. D. (2019). ¿Cómo se reparten las ganancias de carbono? Apropiación Humana de la Productividad Primaria. En: J. M. Paruelo y P. Laterra (Eds), *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial Rural* (pp 356-369). Ediciones INTA, Fundación CICCUS, 512 p.

Pellegrini, P., Cossani, M., Di Bella, C. M., Piñeiro, G., Sadras, V. O., Oesterheld, M. (2020). Simple regression models to estimate light interception in wheat crops with Sentinel 2 and a hand-held sensor. *Crop Science 60*(3), 1607-1616.

Piñeiro, G., Oesterheld, M., Paruelo, J. M. (2006). Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems 9*(3), 357-373.

Potter, C. S., Randerson, J. T., Field, C. B., Matson, P. A., Vitousek, P. M., Mooney ,H. A., Klooster, S. A. (1993). Terrestrial ecosystem production: a process model based on global satellite and surface data. *Global Biogeochemical Cycles 7*(4), 811–41.

Prince, S. D. (1991). A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing 12*(6), 1313-1330.

Proyecto MapBiomas Pampa Sudamericano (s. f.). https://pampa.mapbiomas.org/es

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., Bennett, E. M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 107(11),* 5242-5247.

Reinermann, S., Asam, S., Kuenzer, C. (2020). Remote Sensing of Grassland Production and Management - A Review. *Remote Sensing 12*, 1949. https://doi:10.3390/rs12121949

Running, S. W., Thornton, P. E., Nemani, R., Glassyet, J. M. (2000). Global terrestrial gross and net primary productivity from the Earth Observing System. En: O. E. Sala, R. B. Jackson, H. A. R. W. Mooney Howarth (Eds.), *Methods in ecosystem science* (pp. 44-57). Springer-Verlag, Inc., Nueva York.

Soriano, A. (1992). Río de la Plata grasslands. Ecosystems of the world, 8A. En: R. Coupland (Ed.), *Natural grasslands: introduction and western hemisphere* (pp. 367-407). Elsevier, Amsterdam.

Spake, R., Lasseur, R., Crouzat, E., Bullock, J. M., Lavorel, S., Parks, K. E., Schaafsma, M., Bennett, E. M., Maes, J., Mulligan, M., Mouchet, M., Peterson, G. D., Schulp, C. J. E., Thuiller, W., Turner, M. G., Verburg, P. H., Eigenbrod, F. (2017). Unpacking ecosystem service bundles: Towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services. *Global Environmental Change 47*, 37-50.

Texeira, M., Irisarri, J. G. N., Dieguez ,H., Aguiar, S., Verón, S. R. (en prensa). Disentangling the long-term effects of climate and direct human impacts on vegetation functioning in the Rio de la Plata Grasslands. *Ecosystems*.

Texeira, M., Verón, S. R., Irisarri, J. G. N., Oyarzabal, M., Staiano, L., Baeza, S., Paruelo, J. M. (2019). Functional syndromes as indicators of ecosystem change in temperate grasslands. *Ecological Indicators 96*, 600-610.

Trinco, F. D. (2015). *Impacto de la expansión agrícola sobre la ganadería de cría de la provincia de Buenos Aires. Un estudio de caso en partido de Tapalqué* (Tesis de Licenciatura, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires).

Van der Werf H. M. G., Petit, J. (2002). Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment 93*,131-145.

Vecchio, M. C., Golluscio, R., Cordero, M. I. (2008). Cálculo de la receptividad ganadera a escala de potrero en pastizales de la Pampa Deprimida. *Ecología Austral 18*, 213-222.

Verón, S.R., Blanco, L. J., Texeira, M. A., Irisarri, J. G. N., Paruelo, J. M. (2018). Desertification and ecosystem services supply: The case of the Arid Chaco of South America. *Journal of Arid Environments 159*, 66-74.

Vitousek, P.M., Ehrlich, P. R., Ehrlich, A. H., Matson, P. A. (1986). Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience 36*(6), 368-373.

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.

Wong, C. P., Ouyang, Z. (2015). Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. *Ecology Letters 18*(1), 108-118.

CAPÍTULO 8

INDICADORES FÍSICOS, ECONÓMICOS y SOCIALES ASOCIADOS A LA CONSTRUCCIÓN E INTERPRETACIÓN DE INDICADORES AMBIENTALES EN SISTEMAS GANADEROS

Walter A. Mancuso
Santiago R. Fariña
Patricia L. Engler

I. INTRODUCCIÓN

Dentro de las actividades agropecuarias, la ganadería vacuna es objeto de múltiples observaciones, vinculadas especialmente con la salud humana, el uso de recursos naturales y el impacto ambiental. En esos sistemas de producción, tradicionalmente se realizan monitoreo y análisis de resultados físicos y económicos, a los cuales se han sumado, en los últimos años, la evaluación y/o monitoreo de efectos sobre el ambiente y lo social, tanto dentro de los predios como en su entorno. La **intensificación en la producción ganadera** implica una alteración del hábitat natural de pastoreo de los bovinos y, si esto además incluye manejos inadecuados de la carga animal y/o los tiempos de permanencia, pueden ocasionar sobrepastoreo del forraje, degradación de la vegetación, mayor erosión de los suelos y deterioro de su fertilidad y estructura, ocasionando contaminación a nivel predial e incluso de cuencas hídricas. Los indicadores ambientales habitualmente utilizados en los estudios clásicos que intentaban evaluar esos procesos, se enfocaban, especialmente, sobre efectos directos y evidentes que podían atentar contra la continuidad del sistema productivo, como son la erosión edáfica, la pérdida de fertilidad física y/o química del suelo, la desertificación, entre otros. Con el tiempo, se sumaron otros indicadores vinculados a demandas externas al sistema productivo propiamente dicho (externalidades negativas), tales como olores, emisión de nutrientes y gases, sustancias estas asociadas al proceso de producción y con potencial impacto sobre el calentamiento global y la contaminación del ambiente (Jaurena, 2019).

En el Cono Sur Latinoamericano, la ganadería se diversificó e intensificó en sus esquemas de producción, y la creciente suplementación de los animales trajo el consecuente cambio en el diseño de los sistemas, aumentando la necesidad de incorporar infraestructura y maquinaria específica para la suplementación de alimentos, así como también de adoptar tecnologías de procesos para su aplicación. Como resultado, actualmente son muy pocos los esquemas ganaderos de estas regiones templadas que practican sistemas puros de pastoreo (Rearte y Pordomingo, 2014). El hacinamiento, relacionado especialmente con esa intensificación en la producción ganadera, genera mayor concentración de residuos orgánicos (heces, orina y restos de alimentos), lo cual puede ser causa de mayor contaminación de suelo y agua, pudiendo, además, generar predisposición a padecer enfermedades en los animales, con el consiguiente aumento en el uso de zooterápicos (Johnson, 2002). Por ello, este proceso de intensificación es señalado como responsable de pérdida en servicios ecosistémicos y de mayor contaminación del medio ambiente, planteando potenciales conflictos entre objetivos productivos, económicos y ambientales (Cabrini et al., 2018). Sin embargo, algunos autores consideran aceptable asumir los costos ambientales que ocasiona dicha intensificación de las actividades agropecuarias y la modificación en los patrones de uso de la tierra, ya que la incorporación de nuevas tecnologías y el logro de cultivos más rentables permiten, a su vez, el progreso económico y social (Mouysset, et al., 2011). También, la aplicación de tecnologías y prácticas de manejo que aumentan la productividad del sistema disminuyen las emisiones de gases efecto invernadero (GEI) por unidad de producto (Herrero et al., 2016).

Estos cambios y tendencias requieren que se identifiquen y pongan en común aquellos indicadores físicos, económicos, ambientales y sociales que mejor se adecuen a los diferentes diseños y manejos ganaderos, ofreciendo alternativas que permitan analizarlos y compararlos de manera objetiva y consensuada. Dentro de este contexto, **los indicadores físicos permiten caracterizar y describir los modelos ganaderos y sus eficiencias productivas**, las cuales impactan, a su vez, sobre aspectos económicos y sociales del sistema, que pueden analizarse a través de sus indicadores específicos. Ese diseño y estrategia de manejo del sistema ganadero también afectará la dimensión ambiental, efecto que puede estimarse a nivel de predio, unidad de superficie y/o de producto final. Así, los datos e indicadores físicos que caracterizan a cada esquema de producción resultan insumos necesarios para el diseño y cálculo de indicadores ambientales, con los que se vinculan y complementan, brindando una visión más amplia y completa sobre el funcionamiento del sistema ganadero, dentro de un contexto de **análisis multidisciplinario**. Sumado a este razonamiento, el enfoque de **co-innovación** permite el involucramiento del productor, destinatario principal de las propuestas y responsable final en la decisión de adopción, así como en la construcción de las herramientas que permiten identificar y entender cada uno de los indicadores, para luego poder decidir y sugerir cambios adecuados a cada esquema productivo, capacidad gerencial y económica (Albicette et al., 2017; Ruggia et al., 2021).

II. REVISION DE INDICADORES UTILIZADOS EN SISTEMAS GANADEROS

II.a. Indicadores, eficiencia y sustentabilidad

El uso de indicadores físicos y económicos se vincula, normalmente, con aspectos de eficiencia y, en análisis más abarcativos, se los utiliza e integra con diferentes medidas de impacto sobre el ambiente que pueden generar las actividades productivas. Así, por ejemplo, existen comparaciones a nivel de eficiencias físico-económicas de sistemas intensificados con otros más pastoriles y se proponen algunos indicadores que se adaptarían a ese objetivo, ya sea desde lo económico-productivo (valor del activo comprometido en la empresa, uso del suelo, tamaño medio del establecimiento, valor de la producción ganadera, costos de producción, ingreso promedio por unidad de trabajo, entre otros), como desde aspectos sociales (tipo de mano de obra, ingresos agrícolas por sexo y edad, edad y nivel de formación de titulares y/o administradores, por ejemplo) (EU Farm Economics Overview, 2021).

Los indicadores para evaluar y monitorear la sostenibilidad deben ser lo suficientemente sensibles como para captar variaciones en los diversos aspectos del propio sistema de producción, especialmente al analizar la adopción de tecnologías que tiendan a la intensificación del sistema. Al mismo tiempo, deben poder detectar cambios en el entorno del establecimiento ganadero bajo estudio (Alonso-Vázquez et al., 2019). Por ejemplo, en el caso de los sistemas de producción de leche en Uruguay, una trayectoria de crecimiento en base a mayor carga y cosecha de forraje fue evaluada como un camino sostenible desde lo productivo y económico (Fariña y Chilibroste, 2019). Sin embargo, estos autores identificaron algunos condicionantes a futuro de esa estrategia de intensificación: en lo ambiental, plantearon posibles desbalances de nutrientes y su potencial efecto sobre calidad de agua y, desde lo social, mencionaron el riesgo de complejizar la gestión de los sistemas y como podrían influir estos cambios sobre las preferencias de consumidores por productos animales provenientes de entornos naturales, sin confinamiento.

En los sistemas ganaderos de Argentina, en general, el uso de registros es escaso o solo parcial, especialmente en cuanto a lo relacionado con resultados económicos. Esto supone un desafío al intentar evaluar su sostenibilidad a partir de resultados físicos y/o económicos integrales, llevando a que se suelan utilizar modelos y/o indicadores de resultados parciales, más factibles

de ser estimados. Como ejemplo, se puede mencionar el uso del porcentaje del gasto de alimentación de las vacas lecheras totales en relación al ingreso bruto (por ser el mayor componente del costo de un sistema lechero) y a la diferencia entre ingreso bruto y los principales costos directos (CD) (considerando alimentación, reposición y personal) (Giménez et al., 2018).

En el caso de sistemas ganaderos de carne, Sarachu et al., (2015) hacen hincapié en la importancia de considerar, también, las diferencias que existen en cuanto a las escalas de los establecimientos, afirmando que la misma explica una parte importante de su rentabilidad económica. En tal sentido, el peso de los costos fijos (gastos de estructura y amortizaciones) constituye un elemento que dificulta la capitalización de los pequeños productores ganaderos, aspecto que debería considerarse al momento de generar indicadores económicos que aporten a la evaluación de la sostenibilidad de los sistemas. En esos modelos de menor superficie, también es más frecuente la combinación de la actividad productiva propia con otras fuera del establecimiento, en tanto que los modelos de mayor escala suelen asociarse con baja diversificación de su producción y presentan mayores riesgos ante situaciones de mercado desfavorables para ese producto principal. Estos autores plantean que la suplementación que se realiza en sistemas más intensivos permite una mayor productividad por hectárea, pero trae como resultado niveles de rotación del capital más rápidos, y también, requerimientos organizacionales y de capacitación adicionales, especialmente en cuanto al manejo de la empresa. Sugieren, además, que resulta útil realizar un análisis plurianual de los resultados para establecer una tendencia en los mismos que ayude a definir las estrategias más adecuadas, considerando así la inmovilización de capital y la mayor rigidez en la estructura productiva en sistemas capital-intensivos. Concluyen que la complejidad de una actividad como la agropecuaria y su exposición a los cambiantes escenarios macroeconómicos y climáticos, implica ejercer un seguimiento muy preciso de los indicadores económicos y financieros dentro del sistema para el logro de su sostenibilidad.

II.b. Indicadores en análisis integrales

Para analizar de manera integral **sistemas complejos y dinámicos**, como son los agropecuarios, es necesario identificarlos y caracterizarlos en base a indicadores productivos, económicos y sociales que, además, puedan ser relacionados con indicadores ambientales. Todos ellos, fundados en datos cuantitativos provenientes de relevamientos confiables y complementados con la opinión de expertos (Gregoretti et al., 2020).

Algunos autores enfocan sus análisis a partir de **indicadores más integrales**, que resumen varios aspectos parciales del sistema. Balaine et al. (2020), por ejemplo, para describir sistemas lecheros pastoriles de Irlanda sugieren, como indicadores, al margen bruto y la producción de leche por vaca, que permitirían evaluar su sustentabilidad económica. En tanto, para la sustentabilidad ambiental, toman como indicador a la eficiencia de emisión de GEI de la producción de leche y, en cuanto a la sostenibilidad social de esos sistemas, se refieren al contenido de células somáticas en la leche producida, entendiendo que dicho indicador de salud de la ubre describe el estado de salud general del rodeo, su bienestar y el manejo por parte de los productores. Micha et al. (2017), por su parte, al considerar también aspectos económicos y sociales en sistemas lecheros de Irlanda, hallaron que las empresas productoras de leche más rentables eran las menos eficientes en términos de balance entre trabajo y calidad de vida.

Esta necesidad de considerar en forma integral y global los procesos productivos en ganadería, toma mayor relevancia a partir de la aparición del término sustentabilidad (WCED[1], 1987). Varias instituciones y centros de investigación (nacionales e internacionales) orientaron, entonces, sus agendas hacia la medición de dicha sustentabilidad, generándose numerosas publicaciones que involucran a los sistemas ganaderos de carne y/o leche (CIAT[2], 1998; MIDEPLAN[3], 1998; UNDSD[4], 2001; IISD[5], 2002 y Spangenberg et al.[6], 2002), citadas en Galván Miyoshi et al. (2008). En ellos, se

asume que los sistemas ganaderos con manejos sustentables deben reunir ciertos atributos y, los indicadores utilizados para evaluarlos y monitorearlos deberían ser los instrumentos a tener en cuenta para poder describirlos. Así, al decir que un **sistema es productivo** se hace referencia a un **atributo** que se puede construir con varios indicadores, algunos de los cuales reflejan de manera más integral dicha afirmación, como por ejemplo los **litros de leche por unidad de superficie**, en el caso de sistemas lecheros o, los **kilogramos de terneros destetados por unidad de superficie**, en sistemas de cría bovina. Al entenderlos de esta manera, se **adopta un enfoque de sistemas** en su análisis, integrando las interacciones complejas entre aspectos vinculados al manejo de la agricultura, el ambiente y lo socioeconómico, con lo cual puede decirse que identificar y diseñar el **indicador ideal** no es fácil y requiere un proceso sucesivo e iterativo (Piorr, 2003).

II.c. Interacción de indicadores ambientales, físicos, económicos y sociales

La mejora en el nivel de eficiencia con la cual se realizan los procesos productivos junto con la intensificación de algunas actividades ganaderas, puede incrementar la productividad del sistema, generar mejoras económicas y sociales, e incluso disminuir las emisiones de GEI por unidad de producto (Mouysset, et al., 2011; Herrero et al., 2016). Por ejemplo, una mejora en la oferta forrajera podría, no sólo tener efectos positivos en la ganancia de peso y adelantar la edad al primer servicio de las vaquillonas, sino también en el ambiente, por reducción de la intensidad de emisión de GEI por unidad de producto, carne o leche, generados al reducir la presencia de categorías improductivas en el rodeo. Así, la **Intensidad de Emisión** (IE) por unidad de producto es menor a medida que se incluyen mejoras en los sistemas de producción. Entre ellas, se consideran el incremento en la oferta forrajera y la reducción de la edad al primer servicio, con mayores beneficios económicos de esos planteos mejorados. El **efecto integrado** de dichas estrategias implicaría **mejoras incrementales** en los resultados productivos y económicos para los sistemas tradicionales (Faverin et al., 2019).

Según Lazzarini et al. (2019), en Argentina existe potencial para incrementar la producción de pasturas a través de mejorar el manejo de las mismas y, esta estrategia de intensificar racionalmente su uso contempla la posibilidad de un aumento en la producción forrajera que puede requerir a su vez el incremento en la cantidad de insumos utilizados en los cultivos (fertilizantes y fitosanitarios). A partir de ello, se podría incrementar la carga animal, lo cual, a su vez, permitiría mejorar la producción de leche y de sólidos útiles por unidad de superficie. Sin embargo, las rentabilidades de dichos planteos con mayor carga animal pueden no superar a los de menor carga, debido especialmente a la influencia del incremento del costo por insumos y del mayor capital hacienda inmovilizado en el sistema. Por otra parte, se plantea que ese aumento de producción de leche por hectárea, basado en el aumento de la carga animal, presenta menor riesgo productivo y económico respecto a si se buscara mayor productividad a partir de altas producciones individuales y menor carga animal. Esto se debería a que, altas producciones por vaca se relacionan, en general, con un mayor uso de insumos externos al establecimiento y la necesidad de un manejo mucho más ajustado de su alimentación, reproducción y salud (Ruiz et al., 2019; Lara, 2020).

---

[1] WCED: World Commission on Environment and Development. 1987. Report: Our Common Future. Oxford: University Press.
[2] CIAT: The International Center for Tropical Agriculture. 1998. https://ciat.cgiar.org
[3] MIDEPLAN: Plan Nacional de Desarrollo 1998-2002. www.mideplan.go.cr
[4] UNDSD: United Nations Division on Sustainable Development (UNDSD) 2001. Indicators of Sustainable Development. Rio de Janeiro https://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/isdms2001/isd-ms2001isd.htm
[5] IISD. International Institute for Sustainable Development. 2002. https://www.iisd.org
[6] Spangenberg, J. H., Pfahl, S y Deller, K. 2002. Towards Indicators for Institutional Sustainability: Lessons from an Analysis of Agenda 21. Ecological Indicators, 42:1-17

El camino hacia una mayor productividad debería iniciarse a través del uso más eficiente e intensivo de los insumos disponibles en el establecimiento, implementando tecnologías de procesos (por ej.: uso más eficiente de alimentos, menor mortandad en los sistemas de crianza, etc.), sin incluir, necesariamente, mayor inversión de capital. Por lo tanto, desde el punto de vista de los impactos en el ambiente, los sistemas más intensificados se muestran, en general, como más eficientes en cuanto a utilización del nitrógeno, aunque si logran una mayor producción de forrajes (mayor eficiencia por unidad de superficie) en base al incremento en el uso de fertilizantes, pueden generar mayor exceso de algunos nutrientes en el balance predial, lo cual representa una potencial fuente de contaminación. Como ejemplo, se pudo comprobar un aumento de balance de fósforo en sistemas semi-intensivos de carne bovina en provincia de Buenos Aires, Argentina (Gil et. al., 2014), y en sistemas lecheros de Uruguay se observó que la intensificación podía contribuir a bajar la IE, pero empeoraba los indicadores de ecotoxicidad por unidad de producto (Darré et al., 2021).

En cuanto a las emisiones de GEI, aquellos sistemas productivos de leche que aumentan el uso de alimento concentrado en la dieta de los animales como estrategia de intensificación, pueden obtener valores más bajos de emisión de CO_2 por litro de leche que los sistemas que intensifican a partir del aumento de la carga animal (Lara, 2020). No obstante, Balaine et al. (2020) señalan que los incrementos alcanzados en productividad de leche pueden no ser suficientes para diluir la emisión de GEI generados por el mantenimiento de los animales y que, además, dichas ganancias de productividad podrían haberse logrado mediante una mayor dependencia de insumos externos. Por otra parte, en lo relacionado con aspectos sociales del establecimiento, sugieren que, si se aplican **tecnologías intensivas de registro y manejo de información** que tiendan a mejorar la toma de decisiones, será necesario invertir más en capacitación para que los productores las utilicen y aprovechen en todo su potencial.

En sistemas de producción de leche de Entre Ríos, Argentina, Engler (2018) encontró que sería posible mejorar algunos de los atributos ambientales con relativamente bajos sacrificios en el margen económico global del sistema (MBG), aun cuando puedan presentarse conflictos entre las dimensiones económicas y ambientales. En el caso particular de emisión de GEI, los resultados mostraron que es posible reducir las emisiones en un 32% disminuyendo en un 10% el MBG y en un 45%, reduciendo el 20% del MBG (Engler, 2018). En sistemas de producción de carne, Gregoretti et al. (2020) también observaron resultados similares en cuanto a disminución de emisiones de GEI, al mejorar sus indicadores de eficiencia de producción, tanto en base a mayor carga animal y/o mayor nivel de suplementación, como a partir de incorporar mayor superficie implantada con pasturas y logrando mayor tasa de preñez y de destete. Al combinar ambas estrategias, la mayor eficiencia reproductiva y los mayores ritmos de ganancia de peso permitirían una mayor proporción de animales extraídos anualmente desde el rodeo total (tasa de extracción más alta) y darían, como consecuencia, una reducción en las emisiones de GEI de todo el sistema. En la misma línea de relacionar eficiencia física con resultados económicos e indicadores ambientales, Ruggia et al. (2021) encontraron que la mejora en la gestión del pastoreo por parte de productores ganaderos extensivos de Uruguay provocó mejoras en el resultado económico global de la empresa y en los servicios ecosistémicos del sistema. La integridad del ecosistema fue evaluado a través de un índice que incorpora cuatro componentes: estructura de la vegetación, especies vegetales, erosión de suelo y estado del curso de agua (Blumetto et al.., 2019). En dicho trabajo se analizó, además, el rol de indicadores de importancia social como son el retorno económico al trabajo, el ingreso familiar y el tiempo libre, los cuales, también mejoraban con la implementación de los cambios antes mencionados.

Con relación a los **indicadores sociales** para sistemas ganaderos, cada vez cobra mayor impulso el abordaje de la expresión **un bienestar**, donde ya no solo se tiene en cuenta el bienestar de los animales, sino especialmente, el del recurso humano que vive y/o trabaja en el establecimiento.

En tal sentido, Giménez et al. (2018) mencionan el **confort del hábitat**, o sea las condiciones de vida de los individuos, y el **confort laboral**, el cual considera las múltiples actividades que se desarrollan en un sistema ganadero e incluye aspectos como: complejidad de la tarea, remuneración, descansos, rotación de la mano de obra, entre otros. Además del confort, dichos autores utilizan como indicador la **calidad de vida del entorno**, el cual tiene en cuenta características objetivas, como las distancias para acceder a poblados, centros educacionales y de salud y la disponibilidad de servicios básicos como electricidad y telefonía (conectividad). Como parte de las pautas consensuadas en un proyecto interinstitucional liderado por AACREA, denominado «Factor Humano en Tambo»[7], se establecieron indicadores de **vivienda digna** (estructura, instalaciones básicas, equipamiento, espacio, limpieza e higiene, ubicación y seguridad jurídica) y se incluyeron recomendaciones para seis diferentes áreas: diseño de sistemas productivos; desarrollo organizacional; educación, familia y vivienda; infraestructura regional; entramado social e inserción en la comunidad y, por último, marco legal y contractual. Una parte de estas pautas mencionadas fue incorporada en el documento de «Buenas Prácticas Lecheras - Guía para la implementación en la producción de leche bovina» (Red BPA, 2021). Dichos indicadores son importantes de evaluar, especialmente al momento de querer lograr estabilidad laboral y de buscar tener personal conforme y comprometido. Finalmente, mencionan a la **continuidad de la empresa** como un importante atributo social, el cual tiene en cuenta, también, a los recursos humanos involucrados en el traspaso generacional, lo cual contribuye a su sustentabilidad.

II.d. Indicadores y escalas de evaluación

Las consecuencias ambientales de la actividad agropecuaria en general y de la producción animal en particular, son de naturaleza compleja y multidimensional, razón por la cual es difícil lograr conclusiones certeras a partir de análisis simplistas y extremadamente reduccionistas. Frecuentemente, los estudios realizados en escala de parcela pretenden extrapolarse sin mayores adecuaciones a un sistema productivo particular, cuando en realidad, repercuten en una escala de tiempo mayor y con respuestas multifactoriales que no permiten entender de manera integral los procesos ni tampoco diseñar estrategias de manejo en escala de producción comercial. Por ejemplo, Jáuregui y Ojeda (2018) identificaron una brecha del 100% entre los rindes de biomasa de alfalfa obtenidos en evaluaciones de parcelas respecto de lo lograble en sistema de producción completo en condiciones experimentales, incidiendo la utilización de la biomasa por parte de los animales en pastoreo como un factor importante en la reducción de rendimiento.

Son comunes las evaluaciones de alimentación de rodeos donde se comparan esquemas de dietas pastoriles versus otros con mayor suplementación, en ellos se analizan variables de consumo y calidad de alimentos y, como respuesta, se ofrecen datos de producción individual, construyendo indicadores que los relacionan, como por ejemplo la **eficiencia de conversión**. En algunos casos, dichos estudios consideran también el costo de los alimentos y la cantidad de producto (litros de leche o kg de carne) **libre de alimentación** que las alternativas evaluadas logran, pero en pocas ocasiones se consideran otras implicancias que poseen las alternativas evaluadas, como por ejemplo: requerimiento de mano de obra y tiempos de trabajo, tipo y cantidad de maquinarias, costo de distribución y entrega de los alimentos y/o de mantenimiento de los corrales y callejones, según corresponda (Centeno, 2015). En lo social, dichos trabajos generalmente no consideran cuales serían las **necesidades operativas** de la mano de obra, la practicidad y/o el uso del tiempo que el productor-empresario y/o el operario deberá enfrentar para ejecutar las tareas ante una dada propuesta de cambio tecnológico, aspectos que ellos sí

[7] AACREA. Factor Humano en Tambo. Asociación Argentina de consorcios Regionales de Experimentación Agrícola. http://factorhumanoentambo.com/

tienen muy en cuenta, generándose así una mayor incertidumbre sobre la posible adopción de las tecnologías (Sarachu et al., 2015; Micha et al., 2017).

Un problema adicional surge cuando se amplían los límites de sistemas diferentes que están bajo análisis. Así, al comparar entre encierre a corral y sistemas de suplementación en pastoreo para animales de la misma categoría, aparecen diferentes criterios sobre cómo considerar la carga de animales y/o la producción por unidad de superficie, que resultan contrastantes en ambos esquemas. En tales casos, las emisiones de metano para una misma cantidad de producción total estarán a favor del sistema más intensivo, pero esta situación puede cambiar al incorporar otros efectos tales como los derivados del manejo y disposición final de efluentes producidos y la superficie requerida para producir los concentrados empleados en la alimentación. Emergen entonces otros resultados, que pueden llegar a compensar los aparentes beneficios de los sistemas más intensivos. Una diferencia básica entre ambos sistemas es que el sistema a corral produce efluentes líquidos, los que incrementan sustancialmente la emisión de metano y óxido nitroso con respecto al sistema más extensivo, donde las heces se secan aeróbicamente produciendo poco metano. En tal situación, la IE debiera ser la métrica más conveniente de utilizar, pues relaciona las dos variables críticas (producción y emisión de metano) y permite realizar comparaciones entre sistemas muy distintos (por ej.: pastoriles vs sistemas confinados), donde se modifica la dieta, la ganancia de peso y la producción de metano (Faverin et al., 2014).

Este complejo escenario dificulta la elección de un sistema de medidas generalizado, ya que la elección de uno u otro indicador (unidad por cabeza o por hectárea) y la forma en la cual se lo considere, pueden conducir a conclusiones diferentes. Sumado a lo anterior, debe tenerse en cuenta el aspecto económico-político ya que, tratándose de un tema socialmente sensible y cruzado por muchos intereses económicos, la diversidad de indicadores no hace sino dificultar las discusiones y la toma de decisiones (Jaurena, 2019).

Finalmente, si bien en este capítulo se hace hincapié en los indicadores sociales a nivel predial o sistema productivo, algunos autores han destacado, también, que el diseño de sistemas de producción sostenibles debería conllevar una mirada **más allá de los límites del establecimiento**, considerando, además, factores tales como las comunidades locales, la integración con el paisaje, las regulaciones y los consumidores (Romera et al., 2020). En tal sentido, Sarachu et al. (2015) plantean el interrogante de cómo considerar los **satisfactores de necesidades** alimentarias de comunidades, establecer indicadores que incluyan los conceptos de **seguridad y soberanía alimentaria** y los **pagos por servicios ambientales**, todos ellos tendientes a mejorar la relación de los sistemas ganaderos con su entorno y a estimular el uso de buenas prácticas dentro del establecimiento, teniendo en cuenta las implicancias de su aplicación sobre el sistema, pero también a nivel local y regional.

III. INDICADORES FÍSICOS, ECONÓMICOS Y SOCIALES

III.a. Indicadores físicos

Los indicadores físicos son de uso habitual para la **caracterización y evaluación de escalas y eficiencias** de uso de recursos y/o capital dentro de los sistemas ganaderos, así como también se aplican para aspectos relacionados con la producción y el manejo de la alimentación, reproducción y salud del rodeo. Los indicadores propuestos en este capítulo pretenden servir de orientación y aportar para la selección de aquellos más adecuados en cada caso por parte de quienes deban caracterizar y realizar evaluaciones ambientales en distintos sistemas ganaderos (Tabla 8.1).

La forma seleccionada para ordenar y agrupar dichos indicadores es teniendo en cuenta el principal producto final del sistema ganadero a caracterizar o evaluar. De esta manera, se agrupan

en primer lugar **Indicadores Físicos** de uso general para **sistemas ganaderos bovinos de carne o leche**, que incluyen especialmente aquellos relacionados con el uso de la superficie; la producción, oferta y aprovechamiento de forrajes del sistema; la alimentación del rodeo y algunos vinculados a la salud, en general, del rodeo. Un segundo grupo, dentro de dichos indicadores físicos, lo conforman aquellos específicos para sistemas ganaderos de **carne bovina**, entre los cuales se citan los relacionados con aspectos reproductivos y de eficiencia en crecimiento del ternero durante la cría, e indicadores específicos para producción de carne en sistemas de recría y terminación.

Finalmente, para los sistemas de producción de **leche bovina** están los indicadores físicos que describen la escala de los establecimientos, ya sea como número de vacas, superficie y/o volumen de producción, y otros indicadores más específicos sobre aspectos reproductivos y de salud del rodeo. Es importante considerar, en relación con los indicadores que involucren la producción de leche, que se recomienda expresarlos como **Leche Corregida al 4% de grasa butirosa** -GB- **y 3,3% de proteína total** –PT- (LCGyP) (FIL-IDF[8], 2015), especialmente al trabajar con sistemas lecheros con diferentes grupos genéticos y/o muy distintas calidades composicionales de la leche (Tabla 8.1). Finalmente, varios indicadores de eficiencia integran aspectos de producción con el uso de la superficie y/o la alimentación.

III.b. Indicadores económicos

Para determinar el resultado económico a nivel global del sistema, tratado éste último como empresa agropecuaria, es usual utilizar el método residual, mediante los **Indicadores Económicos** que proponen por ejemplo Ghida Daza et al. (2009). Dicho esquema plantea un análisis que parte del cálculo del ingreso total por venta de productos (carne y/o leche), sobre el cual se restan, sucesivamente, los diferentes costos efectivos (directos y de estructura) y no efectivos (amortizaciones), definiéndose así los diferentes niveles de **resultados de la empresa** en su conjunto (Figura 8.1).

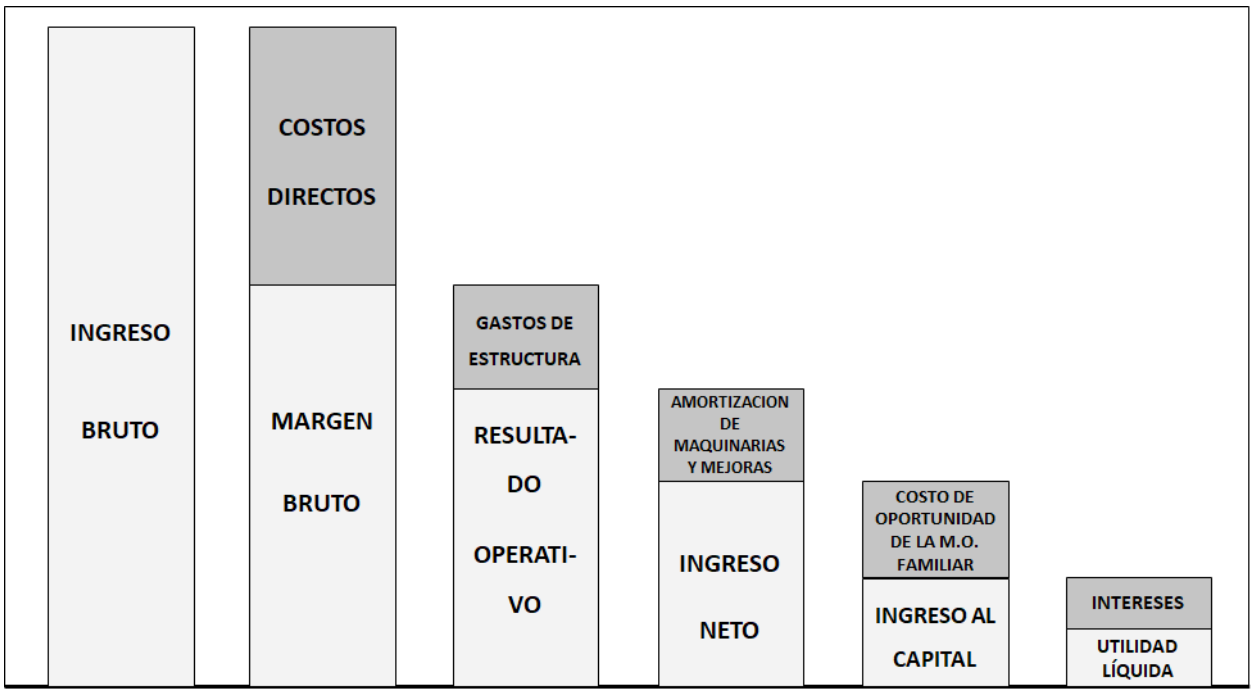


Figura 8.1: Indicadores económicos en empresas agropecuarias
(Adaptado de Ghida Daza, et al. 2009)

[8]FIL-IDF: Fédération Internationale du Lait-International Dairy Federation. https://fil-idf.org/

Dichos resultados pueden referirse y expresarse a nivel de la empresa en su conjunto, por unidad de superficie y/o por unidad de producto, especialmente si se quiere realizar comparaciones con otras empresas o alternativas de producción. De manera complementaria a dichos indicadores económicos, se utiliza el monto de **capital invertido con y sin tierra** y la **rentabilidad**, que relaciona al ingreso al capital con el capital invertido en el sistema. Dicha relación constituye la retribución que se obtiene por todo el capital promedio invertido en la producción y es comparable con otras opciones de negocio, pudiéndose calcular incluyendo o no el capital inmovilizado en tierra. Otro indicador que utiliza la rentabilidad como referencia y comparación es el **punto de equilibrio**, que representa el nivel de **productividad** en el que aquella se hace **0** (cero), expresado ya sea en cantidad de producto o por unidad de superficie (Ruiz et al., 2019).

Algunos indicadores de uso habitual en la caracterización y análisis de sustentabilidad de sistemas ganaderos de carne y leche se expresan teniendo en cuenta el **beneficio por unidad de producto** (diferencia entre el precio percibido por unidad de producto vendido y su costo de producción), las **relaciones de precios insumo-producto** y/o el precio de la **Unidad de Trabajo Agrícola** (UTA) en relación a unidades de producto, entre otras. En ciertos análisis entre actividades competitivas es adecuado considerar, además, las **relaciones de precio producto-producto** (por ej.: precio del kilogramo de novillo: precio de la leche; precio del litro de leche y/o del kg de carne: precio del kilogramo de soja) (Micha et al., 2017; Balaine et al., 2020; Engler et al., 2020; Díaz Quiguaillo, 2021; EU Farm Economics Overview, 2021). Finalmente, a nivel de sistemas y como indicador de sustentabilidad económica, suele proponerse también el cálculo de la **diversidad de productos vendidos**, a partir de la proporción de aporte de cada producto al ingreso total de la empresa (Giménez et al., 2018; Ruggia et al., 2021).

III.c. Indicadores sociales

La inclusión de indicadores sociales en el análisis de sistemas es menos frecuente y tradicional, si bien su rol en cuanto a caracterizar y evaluar la calidad del trabajo, el bienestar del recurso humano que vive y/o trabaja en el establecimiento y la continuidad de las empresas familiares, entre otros aspectos, toma cada vez mayor relevancia. Dentro de dichos indicadores sociales, en Tabla 8.1, se detallan algunos considerados más **relevantes para sistemas ganaderos**, como son la carga en la tarea, productividad de la mano de obra, rotación de la mano de obra, duración de la jornada laboral, períodos de descanso y calidad de vida (Sarachu et al., 2015; Giménez et al., 2018). Además de ellos, al analizar **empresas de tipo familiar**, pueden agregarse indicadores tales como la antigüedad en la actividad ganadera de la familia del actual decisor y la antigüedad en la actividad ganadera del actual decisor, aspectos que permiten entender ciertas decisiones y formas de realizar los procesos en esas empresas (Sarachu et al., 2015; Oyharçabal, 2020; Díaz Quiguaillo, 2021). También, se proponen otros relacionados con la continuidad intergeneracional, como la composición y edad de la familia propietaria/productora, la edad del/a propietario/a y/o decisor/a, el tipo de tenencia de la tierra, nivel de escolaridad del productor/decisor, la cantidad de integrantes de la familia que viven y/o trabajan en el establecimiento, la proporción de esa mano de obra familiar sobre el total de personas ocupadas y/o de los equivalente hombre (EH) de la empresa, la cantidad de familias que dependen de los ingresos del establecimiento, la existencia e importancia sobre el total de ingresos del trabajo extra-predial de la mano de obra familiar y la inclusión de la mujer en la toma de decisiones. Finalmente, se considera la **integración social de la empresa** al valorar el tipo de vinculación con otros productores y el medio rural en el cual está inserta (Baudracco et al., 2017; Micha et al., 2017; Giménez et al., 2018; Engler et al., 2020; EU Farm Economics Overview, 2021; Ruggia et al., 2021).

IV. REFLEXIONES Y PERSPECTIVAS DE LA INTENSIFICACIÓN Y SOSTENIBILIDAD EN SISTEMAS GANADEROS DEL CONO SUR

El desafío para las empresas ganaderas de carne y/o leche en el Cono Sur Latinoamericano es optimizar la utilización de materia y energía, en un esquema diversificado que impacte de manera positiva sobre el ecosistema, en las ganancias de la empresa ganadera y en la estabilidad económica y social del sistema productivo. Esta situación permitiría un crecimiento sustentable de la empresa ganadera, con productores y organizaciones del sistema agroalimentario articulando entre sí, con sinergias en servicios, insumos y tecnologías, y con aumentos en la capacidad de adaptación y resiliencia ante cambios del entorno social, económico y/o climático. Este planteo supone que los sistemas ganaderos deben contribuir a la seguridad y soberanía alimentaria local y regional, con estabilidad y eficiencia productiva, con bajo o nulo impacto en el ambiente y con márgenes de ganancias que posibiliten la inversión y el desarrollo del buen vivir de los relacionados directamente a estas empresas. En cuanto al entorno socio económico dentro del cual se desarrollan, las adaptaciones de dichas empresas también afectarán la resiliencia del esquema de comercialización en general y, particularmente, del mercado local y regional, esperándose que brinden seguridad, promuevan la autogestión y auto-organización de los involucrados indirectamente en toda la cadena productiva de carne y/o leche, tendiendo a mejorar, también, su calidad de trabajo y de vida.

El crecimiento de la producción bovina a partir de la intensificación en el uso de sus recursos generó y continuará generando una creciente e inédita presión sobre el ambiente, lo cual puede poner en riesgo la salud e integridad del mismo. Además, existe cada vez más incertidumbre entre los productores ganaderos respecto a la definición del sistema productivo que les permitirá mantenerse como tales de manera sostenible. La intensificación a partir del aumento de carga y de la suplementación, si bien aumenta la sensibilidad a los precios y la exposición al riesgo económico de las empresas ganaderas, al mismo tiempo incrementa su producción por hectárea y el resultado económico respecto a sistemas menos intensivos. De tal manera, puede afirmarse que los esquemas más intensificados generarían menor emisión por unidad de producto, sea éste carne y/o leche. Sin embargo, para que ello se cumpla, es necesario una alta inversión y un correcto manejo y aprovechamiento agronómico de sus excretas, teniendo en cuenta que, cuando mayor sea la dificultad de recolectar y reciclarlas, mayor será el riesgo de contaminación por excedentes de nutrientes, especialmente N y P. En tanto, al considerar esquemas con aprovechamiento directo del forraje en pie, esas excretas podrían restituir a los potreros la fertilidad extraída por el crecimiento de los forrajes. No obstante, esta restitución normalmente es irregular y muy dependiente del tipo de estrategia de manejo de los rodeos y la forma de aprovechamiento de las pasturas. A su vez, ese efecto de aumento en la producción de biomasa forrajera necesita estar acompañado de un incremento tal en la carga animal que permita aprovechar, a través de una mayor eficiencia de pastoreo, esas altas producciones de forraje logradas. Los excedentes de nutrientes aumentan de manera lineal cuando se los asocia al aumento de carga de los sistemas de producción, incrementando los riesgos potenciales de pérdidas al ambiente, principalmente por la baja eficiencia animal para convertir ese N y P, que entra como suplemento o fertilizante, en productos (leche y/o carne) exportable fuera del predio.

Al analizar aspectos económicos, aquellas alternativas de intensificación que impliquen incrementos de la carga animal a partir de mayor cantidad y calidad de producción forrajera y suministro de concentrados, si bien generan mayores ingresos, pueden no resultar necesariamente de mayor rentabilidad respecto a alternativas menos intensivas. Esto ocurre porque, como ya se mencionó, normalmente es mayor la dependencia de factores externos y se incrementa en gran medida la inversión en capital hacienda e infraestructura, lo cual debe ser considerado al realizar éstos análisis.

Los sistemas de producción ganaderos enfrentan, entonces, el desafío de crecer en escala y eficiencia, con mejor gestión de los recursos humanos y naturales, maximizando la producción y aprovechamiento del forraje y con aumentos del tamaño de sus rodeos, todo ello mediante el diseño de estrategias adecuadas para el manejo de la alimentación y enmarcado en un contexto de sustentabilidad ambiental, económica y social. A partir de lo expuesto, es razonable suponer que la producción ganadera en los países del Cono Sur aún no ha llegado al nivel de intensificación que poseen otras regiones más desarrolladas en el mundo, y esta situación acarrea una oportunidad y un riesgo. La oportunidad es la de incrementar la productividad y la rentabilidad de las empresas, mejorando la producción de forrajes a partir de un mayor uso de fertilizantes y de incrementos en la carga animal, acompañado de un manejo ajustado del pastoreo y de la suplementación necesaria. Por su parte, el riesgo está en que si esa intensificación no es armoniosa y no está monitoreada mediante indicadores que integren aspectos ambientales, físicos, económicos y sociales, adecuados a la realidad productiva considerada y enmarcados en un programa eficiente de control, tanto a nivel de establecimiento como de la región en la cual el mismo está inserto, existe la amenaza de repetir los problemas causados en otros países, con el uso excesivo de fertilizantes y de excesos de nutrientes en los balances en esos niveles de evaluación.

Como alternativa para avanzar en este camino de incremento en escalas, intensificación y mayores eficiencias físicas y económicas, el enfoque de co-innovación, involucrando caracterización, diagnóstico, rediseño e implementación en un proceso iterativo involucrando a los decisores (productores) y equipos multidisciplinarios de profesionales, ha demostrado ser efectivo en sistemas ganaderos, con impactos positivos en los tres ejes de la sustentabilidad. El diseño, la puesta a punto e implementación de indicadores ambientales, económicos y sociales, consensuados y factibles de monitorear de forma sencilla en dichos sistemas, permitiría acompañar de mejor manera estos procesos, al tiempo de hacerlos comparables entre ellos y a lo largo del tiempo.

Tabla 8.1: Nombre, Forma de cálculo, Unidades de expresión y Referencias para indicadores físicos, económicos y sociales.

INDICADOR	FORMULA	UNIDADES	CITAS
FÍSICOS PARA GANADERIA VACUNA EN GENERAL			
Superficie ganadera total	Sumatoria de la superficie ocupada por recursos forrajeros destinados a todas las categorías bovinas del establecimiento. No se considera la superficie destinada a cultivos agrícolas (ni siquiera cuando los granos secos se destinen a alimentar los rodeos), ni los cultivos forrajeros destinados a semillas. Cuando hay lotes compartidos en el tiempo entre ganadería y éstas otras actividades, se debe tener en cuenta el tiempo de ocupación por parte de cada una de ellas y prorratearlas en el año.	ha	Torroba, 198 5; AACREA, 1988; Cangiano y Brizuela, 2011; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020; Ruggia et al., 2021.
Superficie de cada recurso forrajero	Superficie (ha) ocupada por cada recurso forrajero (pasturas permanentes, verdeos de inviernos y de verano, pastizal natural con y sin monte) utilizado por el rodeo.	ha	Torroba, 1985; AACREA, 1988; Cangiano y Brizuela, 2011; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020; Ruggia et al., 2021.
Uso del suelo	(Superficie del recurso forrajero (ha) / superficie ganadera total (ha)) * 100.	%	Torroba, 1985; AACREA, 1988; Cangiano y Brizuela, 2011; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Ruggia et al., 2021.
Biomasa Forrajera producida por el sistema	Sumatoria del forraje producido por los diferentes recursos a lo largo del año / superficie ganadera total.	kg MS/ha año	AACREA, 1988; Cangiano y Brizuela, 2011; Ferri et al., 2015; Berger et al., 2017; Jáuregui y Ojeda, 2018; Artunduaga Ruiz, et al.. 2020; Ruggia et al., 2021.
Tasa de crecimiento de pasturas	Cambios en la biomasa de forraje por unidad de superficie entre mediciones instantáneas y sucesivas / Días transcurridos entre mediciones (promedio del establecimiento, agrupadas según tipo de pastura y/o por potrero; semanal, mensual o estacional).	kg MS/ha día	Cangiano y Brizuela, 2011; Ferri et al., 2015; Jáuregui y Ojeda, 2018; Artunduaga Ruiz, et al., 2020; Ruggia et al., 2021.
Oferta de forrajes conservados	Sumatoria de la biomasa de los diferentes forrajes conservados disponibles / Número de animales en el rodeo total (promedio del año).	kg MS/animal	AACREA, 1988; Cangiano y Brizuela, 2011; Berger et al., 2017.
Aporte de energía metabolizable del forraje	Total de energía metabolizable en el forraje / biomasa total producida por el sistema (promedio de la dieta total, por recurso, por estación y/o año).	Mcal/kg MS	AACREA, 1988; Cangiano y Brizuela, 2011; Berger et al., 2017.

INDICADOR	FORMULA	UNIDADES	CITAS
FÍSICOS PARA GANADERIA VACUNA EN GENERAL			
Aporte de proteína bruta (PB) d el forraje	(Total de PB -expresado como contenido sobre MS- ponderado para cada recurso forrajero / biomasa forrajera total -MS- producida por el sistema) * 100.	%	Cangiano y Brizuela, 2011; Berger et al., 2017.
Composición de la dieta	(Aporte -MS- de los diferentes recursos alimenticios ofrecidos (pasturas, forrajes conservados, forrajes concentrados; etc.) / Total de la dieta -MS-, promedio por estación y/o año) * 100.	%	AACREA, 1988; Cangiano y Brizuela, 2011; Baudracco et al., 2017; Berger et al., 2017; Giménez et al., 2018.
Rodeo total	Total de animales que componen el rodeo, promedio del período considerado (normalmente un año).	Cantidad de animales	Torroba, 1985; AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020; Ruggia et al., 2021.
Carga ganadera en número de animales	Cantidad promedio de animales / Superficie ganadera promedio (ha) que ocuparon en un período determinado.	Cantidad de animales/ha	Torroba, 1985; AACREA, 1988; Cangiano y Brizuela, 2011; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Ruiz et al., 2019; Ruggia et al., 2021.
Carga ganadera en peso vivo	Peso total de los animales (calculado como la sumatoria de la multiplicación entre el Cantidad de animales de cada categoría, por su peso promedio en el período considerado) / Superficie ganadera (ha) que los mismos ocuparon en el tiempo considerado.	kg PV/ha	Torroba, 1985; AACREA, 1988; Cangiano y Brizuela, 2011.
Carga ganadera en Equivalente Vaca (EV)	Total de EV presentes como promedio en el período considerado / Superficie ganadera que los mismos ocuparon en un período determinado.	EV/ha	Torroba, 1985; Cocimano et al., 1983; Cocimano 1984; AACREA, 1988; Cangiano y Brizuela, 2011; Baudracco et al., 2017; Lazzarini, 2020.
Presión de pastoreo	Peso total de los animales (Cantidad de animales presentes en el período considerado por su peso vivo promedio) / biomasa forrajera presente en igual superficie al inicio del pastoreo.	kg PV/kg MS	Cangiano y Brizuela, 2011; Ruggia et al., 2021.
Mortalidad de bovinos adultos	(Total de bovinos adultos muertos en el período considerado - normalmente 1 año- / Total de bovinos adultos del rodeo en el período considerado) * 100.	%	AACREA, 1988; Gregoretti et al., 2020; Ruggia et al., 2021.

INDICADOR	FORMULA	UNIDADES	CITAS
FÍSICOS PARA GANADERIA VACUNA EN GENERAL			
Reemplazo de vientres bovinos adultos	(Total de vientres de reemplazo ingresados al rodeo en el período considerado -normalmente 1 año- / Total de vientres adultos en el rodeo en el período considerado) * 100.	%	Torroba, 1985; AACREA, 1988; Sarachu et al., 2015; Gregoretti et al., 2020; Ruggia et al., 2021.
FÍSICOS AGREGADOS EN GANADERIA DE CARNE			
Vientres totales	Total de vientres adultos en el rodeo en el período considerado (incluye todas las hembras con uno o más partos).	Cantidad de animales	Torroba, 1985; Sarachu et al., 2015; Gregoretti et al., 2020; Ruggia et al., 2021.
Condición corporal del rodeo	Evaluación visual según escala.	Escalas: 1-5 en leche y 1-9 en carne	Edmonson et al., 1989; Eversole et al., 2009.
Porcentaje de preñez	(Total de vacas preñadas en un período determinado / Total de vacas en servicio en ese mismo período) * 100.	%	Carrillo, 1997
Patrón de servicios	Período durante el cual se realizan los servicios a las hembras del rodeo.	Continuo - Bloques - Estacionado	Berger et al., 2017; Gregoretti et al., 2020; Ruggia et al., 2021.
Período interparto	Periodo transcurrido entre dos partos consecutivos de la misma vaca.	Días	Berger et al., 2017; Gregoretti et al., 2020.
Mortalidad de crías	(Total de terneros muertos entre el parto y el destete durante un período considerado -normalmente 1 año- / Total de terneros logrados vivos luego del parto en el período considerado) * 100.	%	Torroba, 1985; Berger et al., 2017; Gregoretti et al., 2020.
Peso de terneros al destete	Peso promedio de los terneros destetados en un período considerado (normalmente 1 año).	kg/ternero	Torroba, 1985; Sarachu et al., 2015; Gregoretti et al., 2020; Ruggia et al., 2021.
Kilogramos de ternero destetados por vaca	(Total de terneros destetados durante un período considerado (normalmente 1 año) * peso promedio de esos terneros) / total de vacas adultas del rodeo.	kg de ternero /vaca año	Torroba, 1985; Sarachu et al., 2015; Gregoretti et al., 2020.
Tiempo al pie de la madre	Días promedio que permanecen los terneros al pie de la madre.	Días	Torroba, 1985; Gregoretti et al., 2020; Ruggia et al., 2021.
Ganancia Diaria de Peso Vivo de los terneros al pie de la madre	(Peso promedio de los terneros al destete en un período considerado (normalmente 1 año) – Peso promedio de esos terneros al nacer) / tiempo al pie de la madre.	kg/animal/día	Sarachu et al., 2015; Berger et al., 2017; Gregoretti et al., 2020.
Eficiencia de stock	(Total de carne producida (kg PV) / carga media anual (kg PV), ambos expresados por hectárea) * 100.	%	Torroba, 1985; Sarachu et al., 2015; Gregoretti et al., 2020.

INDICADOR	FORMULA	UNIDADES	CITAS
FISICOS AGREGADOS EN GANADERIA DE CARNE			
Ganancia de peso	Diferencia de PV promedio de los animales considerados en un período dado de tiempo / duración (días) de dicho período.	kg/animal/día	Torroba, 1985; Sarachu et al., 2015; Berger et al., 2017; Gregoretti et al., 2020; Ruggia et al., 2021.
Producción de carne por hectárea	(Total de kg de carne al final del período de análisis (kg PV) – Total de kg de carne al inicio de ese período de análisis (kg PV) + Salidas (kg PV) – Ingresos (kg PV)) / superficie dedicada a la ganadería en ese mismo período. Normalmente se considera un año.	kg/ha/año	Torroba, 1985; Sarachu et al., 2015; Berger et al., 2017; Gregoretti et al., 2020; Ruggia et al., 2021.
FÍSICOS AGREGADOS EN GANADERIA DE LECHE			
Vacas totales (VT)	Sumatoria del total de vacas adultas en ordeño (VO) y secas (VS).	Cantidad de animales	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Alonso-Vázquez et al., 2019; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Superficie dedicada a VT	Sumatoria de la superficie de pasturas y de forrajes conservados voluminosos destinadas a las VT (no incluye superficie dedicada a producir granos, aunque se usen para el consumo de esas vacas).	ha	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Alonso-Vázquez et al., 2019; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Carga	Cantidad de VT / Superficie dedicada a las VT.	VT/ha de VT	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Alonso-Vázquez et al., 2019; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Porcentaje de vacas en ordeño (VO)	(VO / VT) * 100. No incluye las vaquillonas a parir.	%	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Alonso-Vázquez et al., 2019; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Porcentaje de reposición propia	(Vaquillonas de 1er parto propias / VT) * 100.	%	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Alonso-Vázquez et al., 2019; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Producción láctea total, promedio diario o promedio por VT o VO	Producción total de leche del establecimiento en un año (litros). Puede expresarse como litros totales, como promedio diario (se divide por 365) y/o como promedio por VO (dividiendo el promedio diario por la cantidad promedio de VO).	Litros l/tambo/día l/VO/día	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Alonso-Vázquez et al., 2019; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Productividad láctea en litros de leche por superficie	Producción total de leche del establecimiento en un año (litros) / Superficie destinada a VT en el año.	l/ha VT/año	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Calidad composicional de la leche producida	Contenido de GB y/o PT cada 100 g de leche. Evaluación de laboratorio.	%	Johnson, 2002; Giménez et al., 2018; Ruiz et al., 2019; Balaine et al., 2020.

INDICADOR	FORMULA	UNIDADES	CITAS
FÍSICOS AGREGADOS EN GANADERIA DE LECHE			
Calidad higiénica de la leche producida	Contenido de bacterias mesófilas aerobias totales por ml de leche. Evaluación de laboratorio.	UFC/ml	Giménez et al., 2018; Ruiz et al., 2019;
Calidad sanitaria de la leche producida	Contenido de células somáticas por ml de leche. Evaluación de laboratorio.	CS/ml	Johnson, 2002; Giménez et al., 2018; Ruiz et al., 2019; Balaine et al., 2020.
Productividad láctea en kg de leche ajustada	Leche corregida (LCGyP)= [Producción (kg leche/año) * (0,1226 * %GB + 0,0776 * %PT + 0,2534)] / Superficie destinada a VT en el año.	kg leche/ha VT/año	FIL-IDF, 2015; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018.
Productividad láctea en kg de sólidos útiles (SU= GB + PT)	[(Producción (l/año) * % GB) + (Producción (l/año) * % PT)] / Superficie destinada a VT en el año.	kg Sólidos Útiles/ha VT año	Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018.
Concentrado por litro	Total de alimentos concentrados (granos, concentrados comerciales y/o subproductos agroindustriales) ofrecidos en promedio por vaca y día / producción media de leche diaria.	g/l	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Duración de la lactancia	Período de tiempo transcurrido entre la fecha de parto (inicio de lactancia) y la de secado (retiro definitivo del ordeño en ese ciclo productivo, que implica el fin de esa lactancia) para una vaca determinada.	Días	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Intervalo entre partos	Intervalo de tiempo entre fechas de dos partos consecutivos en una vaca determinada.	Días	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Servicios por concepción	Cantidad de servicios realizados para que una vaca quede preñada. Resulta de sumar todos los servicios que se hayan realizado a todas las vacas y vaquilonas liberadas a servicio durante un tiempo determinado, divididos la cantidad de vacas diagnosticadas preñadas para ese mismoperíodo.	Cantidad de servicios	AACREA, 1988; Giménez et al., 2018.
Mortandad de VT	(VT muertas en el período considerado-normalmente 1 año- / VT promedio en el período considerado) * 100.	%	AACREA, 1988; Baudracco et al., 2017; Giménez et al., 2018; Engler et al., 2020; Lazzarini, 2020.
Mortandad en terneros	(Terneros muertos desde el parto hasta el fin del período de crianza como lactante -guachera- / total de terneros nacidos) * 100.	%	AACREA, 1988; Giménez et al., 2018.

INDICADOR	FORMULA	UNIDADES	CITAS
FÍSICOS AGREGADOS EN GANADERIA DE LECHE			
Mortandad en recría para reposición	(Hembras muertas desde salida de guachera hasta el primer parto / total de hembras que salieron de la guachera) * 100.	%	AACREA, 1988; Giménez et al., 2018.
INDICADORES ECONÓMICOS			
Ingreso bruto	Ingreso total por venta de productos (carne y/o leche): total físico de producto vendido * precio unitario recibido (sin impuestos). Suele referirse también por unidad de superfici e ganadera.	$ totales y/o $/ha	Ghida Daza et al., 2009; Baudracco et al._2017; Giménez et al., 2018; Engler et al., 2020.
Costos directos	Total de gastos directamente afectados a la/s actividades productivas. Suele referirse también por unidad de superfic ie ganadera.	$ totales y/o $/ha	Ghida Daza et al., 2009; Baudracco et al._2017; Giménez et al., 2018; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020; Ruggia et al., 2021.
Margen bruto	Ingreso Bruto menos Costos Directos de Producción. Suele referirse también por unidad de superficie ganadera.	$ totales y/o $/ha	Johnson, 2002; Ghida Daza et al., 2009; Berger et al., 2017; Ruiz et al., 2019; Balaine et al., 2020; Engler et al., 2020; Ruggia et al., 2021.
Gastos de estructura o indirectos	Comprenden gastos del capital fundiario, del capital de explotación fijo y todas aquellas erogaciones que se consideran costos indirectos de los procesos productivos. El gasto de arrendamiento, generalmente se imputa como indirecto.	$ totales y/o $/ha	Ghida Daza et al., 2009
Resultado operativo	Margen Bruto menos Gastos de Estructura. Suele referirse también por unidad de superficie ganadera.	$ totales y/o $/ha	Ghida Daza et al., 2009; Baudracco et al., 2017; Engler et al., 2020.
Ingreso neto	Ingreso Bruto menos la sumatoria de losGastos Directos, los Gastos de Estructura y las Amortizaciones Totales de los bienes que componen el capital. Suele referirse también por unidad de superficie ganadera.	$ totales y/o $/ha	Ghida Daza et al., 2009; Sarachu et al., 2015; Baudracco et al., 2017; Engler et al., 2020.
Ingreso al capital	Ingreso Neto menos la remuneración estimada por el valor del trabajo físico del productor y su familia, cuando éste no es remunerado en efectivo . Suele referirse también por unidad de superficie ganadera.	$ totales y/o $/ha	Ghida Daza et al., 2009; Baudracco et al., 2017; Engler et al., 2020.
Intereses	Retribución (costo de oportunidad) relacionada con los siguientes factores productivos invertidos: tierra propia, mejoras fundiarias, capital de explotación fijo y circulante.	% y/o $	Ghida Daza et al., 2009; Engler et al., 2020.
Capital invertido con y sin tierra	Sumatoria de los capitales de la empresa ganadera: fundiario (tierra y mejoras), de explotación (fijo vivo e inanimado) y circulante. Puede incluirse o no el capital tierra y suele referirse también por unidad de superficie ganadera.	$ totales y/o $/ha	Ghida Daza et al., 2009; Baudracco et al., 2017; Engler et al., 2020.

INDICADOR	FORMULA	UNIDADES	CITAS
INDICADORES ECONÓMICOS			
Utilidad líquida	Ingreso al Capital menos el interés al capital invertido.	$ totales y/o $/ha	Ghida Daza et al., 2009.
Rentabilidad	(Ingreso al capital / capital invertido en el sistema) *100. Se puede calcular considerando el capital invertido con o sin tierra.	%	Ghida Daza et al., 2009; Baudracco et al., 2017; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020.
Punto de Equilibrio	Productividad en la cual la rentabilidad de la empresa es "0" (cero).	kg o l/ha año	Ruiz et al., 2019.
Costo de producción de la empresa ganadera	Gastos Directos + Gastos de Estructura + Amortizaciones totales + Retribución al empresario (costo de oportunidad) Recuperos (venta de carne en el caso de empresas lecheras). Suele referirse, también, por unidad de superficie ganadera y/o por "Unidad de Producto", para lo cual se divide aquel total por el total de producción (kg de carne o leche) en igual período.	$ Totales $/ha $/kg carne $/l leche	Ghida Daza et al., 2009; Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020.
Litros libres de alimentación	[(Producción promedio diaria por VO * Precio percibido por litro de leche) – (Costo promedio de la dieta de la VO: incluye todos los alimentos consumidos diariamente por estos animales)] / Precio percibido por litro de leche.	Litros/VO	Centeno, 2015; Giménez et al., 2018; Engler et al., 2020.
Diversidad de productos vendidos	Aporte proporcional de cada producto (carne, leche, machos para reproducción, hembras de reposición, etc.) al ingreso total de la empresa.	%	Sarachu et al., 2015; Baudracco et al., 2017; Ruiz et al., 2019.
Beneficio por unidad de producto	Precio percibido por unidad de producto vendido menos su costo de producción, expresado en $ por unidad de producción.	$/kg o $/l	Sarachu et al., 2015; Berger et al., 2017; Ruiz et al., 2019.
Cantidad de grano de maíz a comprar por unidad de producto (kg de carne o litro de leche)	precio del kg de carne o del litro de leche / precio del kg de grano de maíz.	kg/l o kg/kg	Berger et al., 2017; Engler et al., 2020.
Litros de leche necesarios para comprar una vaquillona	precio de la vaquillona / precio percibido por el litro de leche	l/vaquillona	Engler et al., 2020.

INDICADOR	FORMULA	UNIDADES	CITAS
INDICADORES ECONÓMICOS			
Precio de la unidad de trabajo agrícola (UTA) en relación al precio de la unidad de producto	Unidades de producto necesarias para pagar una UTA: costo de la UTA / precio del kg de carne o del litro de leche.	l/UTA o kg/UTA	Engler et al., 2020.
Relaciones de precio producto producto	Relación entre principales actividades competitivas. Por ejemplo: litros de leche equivalentes a un kilogramo de novillo (precio del kg de carne / precio del litro de leche).	l/kg o kg/kg	Sarachu et al., 2015; Berger et al., 2017; Ruiz et al., 2019.
Poder adquisitivo del producto considerado	Unidades de producto (leche o carne) necesarias para pagar un determinado insumo. Por ejemplo: costo de la UTA / precio del kg de carne o del litro de leche.	l o kg / unidad de insumo	Ruiz et al., 2019; Engler et al., 2020.
INDICADORES SOCIALES			
Antigüedad en la actividad ganadera de la familia del/la actual decisor/a o propietario/a	Período de tiempo transcurrido desde que la familia del/la actual decisor/a o propietario/a inició la actividad ganadera con la empresa.	Años	Sarachu et al., 2015; Micha et al., 2017.
Antigüedad en la actividad ganadera del/la actual decisor/a	Período de tiempo transcurrido desde que el/la actual decisor/a o propietario/a inició la actividad ganadera y/o pasó a ser quién dirige la empresa dentro de la familia.	Años	Sarachu et al., 2015; Micha et al., 2017.
Tipo de tenencia de la tierra	Vínculo jurídico del/los decisores de la empresa con la tierra involucrada en el proceso productivo.	Propia o Alquilada / arrendada	Sarachu et al., 2015; Giménez et al., 2018.
Edad del propietario/a y/o decisor/a	A contar desde la fecha de nacimiento del propietario/a y/o decisor/a.	Años	Sarachu et al., 2015; Micha et al., 2017.
Continuidad intergeneracional	Composición y edad de la familia propietaria / decisora.	Cantidad de integrantes y su edad	Sarachu et al., 2015; Micha et al., 2017; Giménez et al., 2018.
Escolaridad del/la y/o decisor/a	Nivel educativo formal completo del/la y/o decisor/a.	Último título obtenido	Sarachu et al., 2015; Micha et al., 2017; Giménez et al., 2018.
Ingresos extra-prediales	Trabajo extra-predial de la mano de obra familiar.	Si / No	Sarachu et al., 2015.
Mano de obra (MdeO) familiar en la empresa	(Cantidad de MdeO familiar / Total de personas ocupadas) *100. Expresados en personas y/o EH de la empresa.	%	Sarachu et al., 2015; Micha et al., 2017; Giménez et al., 2018; Ruggia et al., 2021.

INDICADOR	FORMULA	UNIDADES	CITAS
INDICADORES SOCIALES			
Mano de obra no familiar contratada	(Cantidad de MdeO externa / Total de personas ocupadas) *100. Expresados en personas y/o EH de la empresa.	%	Sarachu et al., 2015.
Mano de obra total en la empresa	Sumatoria de MdeO familiar y externa o contratada. Expresados en personas y/o EH de la empresa.	Cantidad de personas y/o EH	Sarachu et al., 2015; Giménez et al., 2018.
Carga en la tarea (empresas lecheras)	Cantidad de EH empleados / total de VO, VT y/o litros producidos.	EH/VO, EH/VT EH/l	Sarachu et al., 2015; Micha et al., 2017; Giménez et al., 2018.
Productividad de la Mano de Obra	Litros producidos como promedio diario / cantidad de EH empleados diariamente en promedio en la empresa.	l/EH	Giménez et al., 2018.
Rotación de la mano de obra	Duración promedio de la relación laboral de los empleados contratados con la empresa.	Años	Giménez et al., 2018.
Duración del trabajo diario	Duración promedio de la jornada laboral.	Horas	Micha et al., 2017; Ruggia et al., 2021.
Licencia anual	Régimen y duración de las licencias anuales en la empresa.	Períodos y días	Giménez et al., 2018.
Francos	Régimen y duración de los francos en la empresa.	Frecuencia y días	Micha et al., 2017; Giménez et al., 2018; Ruggia et al., 2021.
Vivienda de las familias involucradas en la empresa.	Cantidad de familias que viven en el mismo establecimiento, discriminadas en propietarias y asalariadas.	Cantidad	Giménez et al., 2018.
Integrantes de la familia y/o personal asalariado que vive en el establecimiento.	Cantidad de personas, discriminadas en familiares y no familiares, que viven en el mismo establecimiento.	Cantidad	Giménez et al., 2018.

INDICADOR	FORMULA	UNIDADES	CITAS
INDICADORES SOCIALES			
Vivienda digna	Se evalúa en base alas características constructivas (materiales y estado), tamaño (en relación al tamaño de la familia) y equipamiento (baño instalado, calefacción, ventilación/refrigeración del aire) en la vivienda del/la tambero/a.	Si/No	Giménez et al., 2018.
Habitabilidad de la vivienda	Se evalúa en base al tipo y calidad de los servicios disponibles en la vivienda del/la tambero/a: agua potable, electricidad, gas, telefonía, internet.	Si/No	Giménez et al., 2018.
Calidad de vida del entorno	Distancias y tipos de caminos para llegar a vecinos, a poblados, centros educacionales y de salud.	km Tipo: tierra, consolidado o asfalto	Giménez et al., 2018.
Integración social de la empresa	Se considerando elvínculo con otros productores, grupos de productores, organizaciones y/o instituciones del entorno rural cercano de la empresa.	Tipo y nivel de vínculo.	Giménez et al., 2018.

Abreviaturas utilizadas: CS: Contenido de células somáticas; EH: equivalente hombre/mujer; FDN: Fibra en Detergente Neutro GB (grasa butirosa en %); MdeO: Mano de obra; MS: materia seca; PB: proteína bruta; PT (proteína total en %); PV: peso vivo; UFC: Unidades Formadoras de Colonias; UTA: unidad de trabajo agrícola.

Nota: los indicadores que involucren la producción de leche, se recomienda expresarlos como leche corregida (LCGyP) al 4 % de grasa butirosa y 3,3 % de proteína bruta (FIL-IDF, 2015). Fórmula: LCGyP (kg/año) = Producción (kg/año) × [0,1226×GB+0,0776×PT+0,2534]

V. CASOS DE ESTUDIO

CASO 1: Sistemas de producción de ganadería de leche bovina

En el marco del proyecto INTA denominado **Sustentabilidad de los sistemas de producción de leche bovina**, se desarrolló entre los años 2014 y 2018 una actividad de **monitoreo y análisis de indicadores de sustentabilidad en tambos comerciales.** El objetivo fue generar información temporal y espacial que relacione indicadores de sustentabilidad con tecnologías en sistemas de producción primaria, en el marco de un proceso de intensificación en el uso de los factores de producción (Giménez et al., 2018).

Para ello, se desarrolló una herramienta metodológica que permitió el seguimiento de indicadores de sustentabilidad de los sistemas tamberos seleccionados, teniendo en cuenta para su abordaje **tres dimensiones** de análisis: **económico-productiva, socio-cultural y ecológico-ambiental**, adaptadas del método MESMIS (Masera et al., 1999); IDEA (Zahm et al., 2008) y AgroEcoIndex (Viglizzo et al., 2006). Para cada dimensión se identificaron y definieron los atributos de los sistemas sustentables y los indicadores de cada atributo a monitorear durante todo el transcurso del trabajo. Se evaluaron, de esta manera, 28 indicadores propuestos de sustentabilidad económico-productiva, socio-cultural y ecológico-ambiental, sobre once establecimientos lecheros representativos de la Cuenca Lechera Central Argentina (Cuadro 8.1).

De manera resumida, para la dimensión económica-productiva los resultados mostraron en general que, a mayor intensificación (por ejemplo, rotaciones menores a 4 años o más del 50 % de los cultivos destinados a silajes) se obtiene mayor eficiencia productiva (más de 9.288 kg leche/ha VT año vs menos de 7224 kg) y económica (menos del 40 % del gasto en alimentación sobre el ingreso bruto vs más del 60 %, por ejemplo), pero también se genera una mayor dependencia de alimentos externos (más del 40 % de la dieta vs menos del 30 %) y mayor nivel de endeudamiento (más de 5 liquidaciones de leche vs menos de 2 liquidaciones). Para la dimensión socio-cultural, los casos de mayor productividad presentaron mejores indicadores en atributos sociales (mayor conformidad, mayores servicios disponibles, entre otros), menor proporción de mano de obra familiar (menos del 20 % vs más del 50 %) y menos complejidad de la tarea (hasta 8 horas de trabajo, con hasta 2,5 horas dedicadas al ordeño; vs más de 10 y 3,5 horas, respectivamente). Finalmente, en la dimensión ecológico-ambiental, los casos de mayor productividad presentaron mejores indicadores ambientales (distancia de 100 m o más desde viviendas y pozos de agua a fuentes de contaminación; menos de 4,8 l de agua/l de leche producida vs más de 6,78 l; eficiencias en el uso del nitrógeno y el fósforo superiores al 30 % vs menos del 20 y 15 %; entre otros indicadores). Ocurre lo contrario con la emisión de GEI (están por encima de 0,97 kg de CO_2 equivalente/kg de leche vs menos de 0,73 kg en los menos eficientes), la eficiencia de energía fósil (más de 2,42 Mj/kg de leche vs menos de 0,97 Mj) y el manejo de efluentes (sin manejo adecuado), donde presentaron valores más comprometidos que los otros sistemas de menor eficiencia en producción.

Este trabajo permitió diseñar y validar una herramienta concreta, que permite obtener indicadores objetivos para el abordaje del estudio de la sustentabilidad de los sistemas productivos lecheros de la cuenca central argentina. Al mismo tiempo, permitió inferir algunas relaciones de conflicto y sinergias entre las dimensiones analizadas en relación a la tecnología aplicada en el proceso productivo por cada uno de los sistemas, sin dejar de tener presente que se trata de un estudio de caso.

Cuadro 8.1: Dimensión, Atributos de Sustentabilidad e Indicadores para la evaluación de sistemas de producción de leche de la región pampeana argentina (Giménez et al., 2018)

DIMENSIÓN	ATRIBUTOS	INDICADOR
ÉCONOMICO - PRODUCTIVA	Productividad	1. Productividad de leche por unidad de superficie
		2. Intensidad de la rotación
	Bajo Riesgo	3. Dependencia de suplementos externos
		4. Diversificación
		5. Nivel de endeudamiento
		6. Tenencia de la tierra
		7. Planificación de reservas
	Capacidad de crecimiento	8. Crecimiento del rodeo
		9. Capitalización del tambo
	Resultado económico y toma de decisiones	10. Margen libre de alimentación
		11. Gestión
SOCIO - CULTURAL	Confort del hábitat	12. Habitabilidad de la vivienda del tambero
		13. Calidad de vida del entorno
	Confort laboral	14. Complejidad de la tarea
		15. Remuneración y descansos
		16. Rotación de la mano de obra
	Continuidad en la actividad	17. Mano de obra familiar
		18. Sucesión
		19. Proyección laboral del tambero y su familia
		20. Formación
ECOLÓGICO - AMBIENTAL	Baja contaminación y baja emisión de GEI	21. Riesgo de contaminación aguas de subterráneas
		22. Manejo de efluentes
		23. Índice de impacto ambiental de agroquímicos
		24. Manejo de agroquímicos y residuos peligrosos
		25. Emisión de GEI
	Conservación de recursos naturales	26. Conservación del suelo
		27. Eficiencia en el uso del agua
		28. Eficiencia en el uso de la energía fósil
		29. Eficiencia en el uso de nutrientes

CASO 2: Sistema de producción de ganadería de carne

En Uruguay se desarrolló un trabajo que sirve de ejemplo para este capítulo, por utilizar un abordaje con indicadores ambientales, sociales y económicos en el análisis y generación de cambio en sistemas ganaderos familiares. El resumen que se presenta en esta sección se puede encontrar detallado en las publicaciones de Aguerre et al. (2018) y Ruggia et al. (2021). El estudio plantea resolver la escasa sostenibilidad de los sistemas familiares ganaderos de baja escala, evidenciada por la creciente desaparición de empresas y los bajos ingresos generados dentro de sistemas ganaderos sobre pastizales nativos con alta riqueza en servicios ecosistémicos. Se planteó la necesidad de desarrollar una estrategia que permitiera mejorar los ingresos económicos a las familias, manteniendo o mejorando los impactos ambientales y sociales del proceso productivo. Para resolver este problema, se adoptó como eje de trabajo el método de **co-innovación** (Albicette et al., 2017), metodología **multidimensional y sistémica** que permite un **proceso iterativo de prueba y aprendizaje entre técnicos y productores**, el cual fue desarrollado en tres etapas: **caracterización, diagnóstico y rediseño**.

El proyecto se llevó adelante en siete predios ganaderos familiares del Departamento Rocha (Sudeste de Uruguay), elegidos en base a productividad, representatividad, voluntad del decisor y presencia de socios locales. La productividad promedio de carne en los sistemas al inicio del monitoreo fue de 100 kg/ha, con un rango de 64 a 151 kg/ha, el porcentaje de preñez promedio del 76 %, con un rango de 63 a 89 %, y el peso promedio del ternero al destete, por vaca, de 107 ± 29 kg. La mayoría de los predios tenían una baja asignación de forraje, con un promedio de 3,3 ± 1,2 kg MS/kg peso corporal, explicada por una combinación de la alta carga animal y/o alta relación ovejas-vacas y la baja tasa de crecimiento del forraje. Un técnico de campo del equipo de investigación se vinculó directamente con los productores a través de visitas mensuales, acompañando y recabando información en cada una de las etapas de trabajo en los predios. El proyecto se ejecutó durante 3 años consecutivos y participaron técnicos e investigadores de diferentes disciplinas, que interactuaban con los productores, sus familias y los técnicos de campo. Se utilizó el marco MESMIS[9] (Masera et al., 1999) para evaluar la **sustentabilidad de los predios** en base a atributos básicos de: **productividad, estabilidad, confiabilidad, adaptabilidad, resiliencia y autodependencia**. Con este marco se identificaron 17 indicadores críticos, los que se ilustran en el Cuadro 8.2.

Cuadro 8.2: Atributos de Sustentabilidad, Criterios de Diagnóstico e Indicadores Críticos para la caracterización, diagnóstico y rediseño de los sistemas (Aguerre et al., 2018).

Atributo de la Sustentabilidad	Criterio de diagnóstico	Punto Crítico	Indicador
Productividad	Eficiencia de producción	Baja/mejorable productividad	Producción de carne equivalente (kg/ha/año)
	Eficiencia económica	Bajo/mejorable ingreso familiar	Ingreso familiar ganadero (u$s/ha/año)
	Productividad de la mano de obra	Baja/mejorable productividad del trabajo	Productividad de la mano de obra, aplicada en el precio (u$s/hora/año
Estabilidad	Calidad de vida	Alto nivel de satisfacción con el modo de vida	Calidad de vida estructural integrada Calidad de vida subjetiva
		Carga de trabajo crítica	Tiempo disponible luego del trabajo con animales y pasturas (horas/año)
	Estabilidad productiva	Bajo uso de tecnologías disponibles	Uso de tecnologías propuestas (%)
	Provisión de servicios ecosistémicos	Alta biodiversidad: ecosistemas y especies	Índice de integridad ecosistémica Riqueza de especies en CN Riqueza de especies de aves
		Campo Natural (CN) degradado	Altura del CN en otoño (cm) Estrato alto en CN (%)
		Suelos degradados	Carbono orgánico total en el suelo (%)
Confiabilidad / Adaptabilidad / Resiliencia	Fragilidad del sistema	Disponibilidad de mano de obra familiar	Proporción del tiempo de trabajo dedicado al manejo de animales y pasturas, provisto por la familia (%)
	Diversificación	Diversidad de fuentes de ingresos	N° de fuentes de ingresos
Autodependencia	Dependencia financiera	Bajo nivel de endeudamiento	Relación deuda/patrimonio
	Toma de decisiones	Habilidades para la gestión del predio mejorables	Valoración y uso de la planificación

A partir del diagnóstico individual y sobre la base de los indicadores de sustentabilidad descriptos, se realizó un proceso de negociación con los miembros de las familias que derivó en una propuesta de rediseño consensuada, la que luego fue implementada a campo. En general, las propuestas incluían prácticas dentro de las siguientes estrategias de **intensificación ecológica:** 1) ajuste de carga y/o de la relación vaca/oveja, 2) asignación de potreros en base a biomasa y requerimiento animal, 3) estacionamiento de los servicios en verano y 4) destete de terneros a los 6 meses.

Como resumen de resultados generales de la implementación alcanzada, el margen bruto se incrementó sustancialmente (+55 %) en 6 de los 7 predios, mientras que la carga de trabajo se redujo en un 22 % (por la concentración de tareas producto del rediseño) y se lograron leves mejoras en índices ecosistémicos integrales que consideran la estructura de la vegetación, las especies vegetales presentes, el estado del suelo y de las áreas ribereñas (Blumetto et al., 2019), los que habían partido de buenos niveles al inicio del estudio, dado que se trataba de pastizales naturales no degradados. A nivel de campo, se detectó que los indicadores biofísicos que mejor explicaban estas mejoras fueron los cambios en la altura del pasto (+30 %), la mejora en la disponibilidad forrajera por animal (+69 %), la mejora en la preñez (+22 %) y la mejora en el peso del destete (+32 %).

Este trabajo sirvió como evidencia del alto impacto económico y de los beneficios ambientales y sociales que puede tener un enfoque participativo, donde se incluya de forma sistémica estas diferentes dimensiones, traducidas a propuestas de prácticas concretas, llevadas adelante en situaciones caso-específicas y en un proceso plurianual de ciclos de aprendizaje.

VI.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola [AACREA]. (1988). *Normas para evaluar la producción física del tambo*. *Estudios y Métodos N°3*, Comisión de Lechería. 24 p.

Aguerre, V., Albicette, M. M., Albín, A., Bortagaray, I., Benvenuto, M., Blumetto, O., Cardozo, G., Castagna, A., Clara, P., del Pino, L., Dogliotti, S., García, F., Gilzans, J. C., Leoni, C., Montaldo, S., Quintans, G., Ruggia, A., Scarlato, M., Scarlato, S., … Guadalupe Tiscornia (marzo, 2018). Co-innovando para el desarrollo sostenible de sistemas ganaderos familiares de Rocha–Uruguay. *Serie Técnica Nº 243, Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria*, Uruguay.

Albicette, M. M., Leoni, C., Ruggia, A., Scarlato, S., Blumetto, O., Albín, A., Aguerre, V. (2017). Co-innovation in family-farming livestock systems in Rocha, Uruguay: A 3-year learning process. *Outlook on Agriculture 46*(2), 92–98.

Alonso-Vázquez, A. C., Torres-Cárdenas, V., Iriban-Díaz, C. A., Benítez-Odio, M. y Chongo-García, B. (2019). Modelo estadístico de evaluación del impacto -MEMI- de algunos indicadores sobre la producción de leche en una unidad ganadera del occidente de Cuba. *Livestock Research for Rural Development*. Article #123. http://www.lrrd.org/lrrd31/8/alons31123.html

Artunduaga Ruiz, C. M., González Huertas, M. A., Riaño, A. L. y Ruiz Vargas, D. (2020). Sistemas silvopastoriles. Una opción estratégica para el desarrollo sostenible del sector pecuario. *Revista Siembra CBA*. N° 2.

Balaine, L., Dillon, E., Läpplea, D. y Lynch, J. (2020). Can technology help achieve sustainable intensification? Evidence from milk recording on Irish dairy farms. *Land Use Policy, 92*,104437. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104437

Baudracco, J., Maiztegui, J., Jáuregui, J., Lazzarini, B., Rosset, A. y Gagliardi, R. (2017). Productividad, resultado económico y riesgo de sistemas lecheros en el centro-norte de Argentina. *Chilean Journal of Agricultural & Animal Science, ex Agro-Ciencia. 33*(2), 152-162.

Berger, H., Bilotto, F., Bell, L.W., Machado, C.F. (2017). Feedbase intervention in a cow-calf system

in the flooding pampas of Argentina: 2. Estimation of the marginal value of additional feed. *Agricultural Systems, 158* (Supplement C), 68–77.

Blumetto, O., Castagna, A., Cardozo, G., Garcia, F., Tiscornia, G., Ruggia, A., Scarlato, S., Albicette, M. M., Aguerre, V., Albin, A. (2019). Ecosystem integrity index, an innovative environmental evaluation tool for agricultural production systems. *Ecological Indicators 101*, 725–733. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.077

Cabrini, S., Cristeche, E., de Prada, J., Dupleich, J., Engler, P., Espósito, M., Manchado, J.C., Mathey, D., Natinzon, P., Schutz, P., Tello, D. y Vicente, G. (2018). Percepción sobre el Impacto Ambiental de la Producción Agropecuaria de la Región Pampeana Argentina. En: *Los conflictos ambientales en América Latina.* (1ª Ed.), Universidad Nacional de General Sarmiento.

Cangiano, C. A. y Brizuela, M. A. (2011). *Producción animal en pastoreo.* (2ª Ed). Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina. 512 p.

Carrillo, J. (1997). *Manejo de un rodeo de cría*. Centro Regional Buenos Aires Sur INTA-CERBAS, (2ª Ed), 507 p.

Centeno, A. R. (2015). *Determinación de eficiencia técnica en tambos de la Provincia de Córdoba. Efectos de la carga animal y el consumo de concentrado* (tesis de maestría, Universidad Nacional de Córdoba). https://biblioteca.mincyt.gob.ar/catalogo/109176

Cocimano, M. (1984). Equivalencias del Ganado lechero alimentado con pasturas. *Revista Argentina de Producción Animal, 3*(1), 60 p.

Cocimano, M., Lange, A., Menvielle, E. y López, M. (1983). *Equivalencias Ganaderas para Vacunos de Carne y Ovinos.* Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola. 32 p.

Darré, E., Llanos, E., Astigarraga, L., Cadenazzi, M. y Picasso, V. (2021). Do pasture-based mixed dairy systems with higher milk production have lower environmental impacts? A Uruguayan case study. *New Zealand Journal of Agricultural Research, 64*(3), 444-462.

Díaz Quiguaillo, B. (2021). *Leche fresca para la región de Arica y Parinacota sustentable y bajo un modelo de economía circular* (Actividad Integradora para Magister en Sistemas de Producción Animal, Pontificia Universidad Católica de Chile). https://repositorio.uc.cl/handle/11534/60981

Edmonson, A. J., Lean, I. J., Weaver, L. D., Farver, T. y Webster, G. (1989). A body condition scoring chart for Holstein dairy cows. *Journal of Dairy Science, 72*(1), 68-78.

Engler, P. (2018). *Modelización multicriterio económica ambiental como herramienta de valoración de bienes y servicios ambientales* (tesis Doctoral. Fac. Cs. Agropecuarias-Universidad Nacional de Entre Ríos). http://biblioteca-fing.uner.edu.ar/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=12574

Engler, P. L., Marino, M. R., Mancuso, W. A., Gastaldi, L. B., Martin, G. D., Moretto, M. L., Maekawa, M., Cuatrin, A., Cartier, E., Centeno, A. R., Almada, G. (2020). Lechería Argentina, Evolución de Indicadores Económicos. Noviembre 2016 - Marzo 2020. *Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Ed.). Serie Misceláneas. INTA Paraná. N° 21.* https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/bitstream/handle/20.500.12123/8218 INTA_CREntreRios_EEAParana_Engler_Plecheria_argentina_evolucion_indicadores_economicos_noviembre_2016_marzo_2020.pdf?sequence=1&isAllowed=y

EU Farm Economics Overview. (Junio 2021). *EU Farm Economics Overview. Based on FADN 2018 data. European Commission Directorate-General for Agriculture and Rural Development.* Brussels. 70 p. https://agriculture.ec.europa.eu/system/files/2021-11/eu-farm-econ-overview-2018_en_0.pdf

Eversole, D. E., Browne, M. F., Hall, J. B. y Dietz, R. E. (2009). *Body condition scoring beef cows*.

Virginia Cooperative Extension, publication 400-791, Virginia State University.

Fariña, S. R. y Chilibroste, P. (2019). Opportunities and challenges for the growth of milk production from pasture: The case of farm systems in Uruguay. *Agricultural Systems, 176*, 102631.

Faverin, C., Gratton, R. y Machado, C. F. (2014). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas de producción de carne vacuna de base pastoril. Revisión bibliográfica. *Revista Argentina de Producción Animal 34*(1), 33-54.

Faverin, C., Biloto, F., Fernández Rosso, C. y Machado, C. (2019). Modelación productiva, económica y de gases de efecto invernadero de sistemas típicos de cría bovina de la Pampa Deprimida. *Chilean Journal of Agricultural & Animal Science 35*(1), 14-25.

Fédération Internationale du Lait-International Dairy Federation (FIL-IDF). (2015). *A common carbon footprint approach for the dairy sector. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology*. Bulletin 479/2015. Brussels (BEL). 70 p. https://www.fil-idf.org/wp-content/uploads/2016/09/Bulletin479-2015_A-common-carbon-footprint-approach-for-the-dairy-sector.CAT.pdf

Ferri, C. M., Saenz, A. M. y Jouve, V. V. (2015). Términos de uso frecuente en producción y utilización de pasturas. Semiárida. *Revista Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa 25*(1), 41-61.

Galván Miyoshi, Y., Masera, O., López Ridaura, S. (2008). Las evaluaciones de sustentabilidad. En: M. Astier, O. Masera, Y., Galván Miyoshi (Eds.), *Evaluación de sustentabilidad. Un enfoque dinámico y multidimensional* (pp 41-57). SEAE / CIGA / ECOSUR / CIEco / UNAM / GIRA / Mundiprensa / Fundación Instituto de Agricultura Ecológica y Sustentable, España.

Ghida Daza, C., Alvarado, P., Castignani, H. A., Caviglia, J., D'Angelo, M., Engler, P., Giorgetti, M.; Iorio, C. y Sanchéz, C. (2009). Indicadores económicos para la gestión de empresas agropecuarias. Bases metodológicas. Estudios socioeconómicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales. *Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 11*, 39.

Gil, S. B., Sardi, G. M. I., Herrero, M. A., Saucede, M. C., Flores, M., Depetris, G. J., Pavan, E., Santini, F. J. (2014). Intensificación en invernada bovina y balance predial de fósforo. Comunicación. *Revista Argentina de Producción Animal 34* (1), 214.

Giménez, G; Litwin, G. y Álvarez, H. (2018). Indicadores de sustentabilidad en tambos comerciales de la cuenca lechera central argentina. Avances institucionales en el período 2014 – 2018. Ed. INTA, *Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Paraná. Serie Misceláneas, 20*, 1-51.

Gregoretti, G., Baudracco, J., Dimundo, C., Alesso, A., Lazzarini, B. y Machado, C. (2020). Caracterización productiva de sistemas de cría bovina tecnificados de la región centro norte de Argentina. *Chilean Journal of Agricultural & Animal Science, ex Agro-Ciencia. 36*(3): 233-243.

Herrero, M., Henderson, B., Havlík, P., Thornton, P.K., Conant, R.T., Smith, P., Wirsenius, S., Hristov, A. N., Gerber, P., Gill, M., Butterbach-Bahl, K., Valin, H., Garnett, T., Stehfets, E. (2016). Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nature Climate Change 6*(5), 452-461.

Jáuregui, J. M. y Ojeda, J. J. (11 – 14 de noviembre 2018). *Yield gap analysis of lucerne (Medicago sativa L.) in the Argentinian Pampas.* En: Second World Alfalfa Congress, Córdoba, Argentina (pp. 193).

Jaurena, G. (2019). Los cambios en los sistemas de medición en ganadería, la tensión entre productividad y ambiente. *Revista Argentina de Producción Animal 39*(2), 77-86.

Johnson, T. (marzo, 2002). *Economics of Grass Based Dairying. Livestock business guide*. Appropriate Technology Transfer for Rural Areas, Fayetteville, AR, USA. https://parasitology.cvm.ncsu.edu/vmp991/dairy/supplement/dairy_economics.pdf

Lara, R. C. (2020). *Evaluación productiva y económica de tambos de la cuenca Abasto Buenos Aires y simulación estocástica del efecto de estrategias de intensificación sobre la sustentabilidad económica y ambiental* (tesis Doctoral en Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral, Argentina). https://hdl.handle.net/11185/5734

Lazzarini, B. (2020). *Impacto productivo, económico y ambiental de un ordeño diario en sistemas lecheros pastoriles de Argentina* (tesis Doctoral en Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral, Argentina). https://hdl.handle.net/11185/5773

Lazzarini, B., Baudracco, J., Tuñon, G., Gastaldi, L., Lyons, N., Quattrochi, H. y López-Villalobos, N. (2019). Milk production from dairy cows in Argentina: Current state and perspectives for the future. *Applied Animal Science 35*(4), 426-432.

Masera, O., Astier, M. y López-Ridaura, S. (1999). *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales. El marco de evaluación MESMIS.* Mundi prensa (Ed.), UNAM, México.

Micha, E., Heanue, K., Hyland, J. J., Hennessy, T. y Dillon, E. J. (2017). Sustainability levels in Irish dairy farming: a farm typology according to sustainable performance indicators. *Studies in Agricultural Economics 119*(2), 62-69.

Mouysset, L., Doyen, L., Jiguet, F., Allaire, G., Leger, F. (2011). Bio economic modelling for a sustainable management of biodiversity in agricultural lands. *Ecological Economics. 70*(4), 617-626.

Oyharçabal, E. (2020). *Construcción participativa de indicadores para evaluar la sustentabilidad en dos chacras ganaderas con diferentes sistemas de pastoreo en el Valle Inferior del Río Chubut* (trabajo Integrador Final, Especialización en Agroecología, Universidad Nacional de La Matanza. Argentina). https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_sustentabilidad_pastoreo_virch_chubut.pdf

Piorr, H. P. (2003). Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment 98,* 17–33.

Rearte, D. H. y Pordomingo, A. J. (2014). The relevance of methane emissions from beef production and the challenges of the Argentinean beef production platform. *Meat science 98*(3), 355-360.

Red Buenas Prácticas Agropecuarias [Red BPA] (2021). *Buenas Prácticas Lecheras - Guía para la implementación en la producción de leche bovina*. https://redbpa.org.ar/wp-content/uploads/2021/04/EP-RedBPA-BuenasPracticasLecherasOK.pdf

Romera, A. J., Bos, A. P., Neal, M., Eastwood, C. R., Chapman, D., McWilliam, W., Royds, D., O'Connor, C., Brookes, R., Connolly, J. y Hall, P. (2020). Designing future dairy systems for New Zealand using reflexive interactive design. *Agricultural Systems 181*, 102-818.

Ruggia, A., Dogliotti, S., Aguerre, V., Albicette, M. M., Albin, A., Blumetto, O., Cardozo, G., Leoni, C., Quintans, G., Scarlato, S. y Tittonell, P. (2021). The application of ecologically intensive principles to the systemic redesign of livestock farms on native grasslands: A case of co-innovation in Rocha, Uruguay. *Agricultural Systems 191*, 103-148.

Ruiz, J. F., Cerón-Muñoz, M. F., Barahona-Rosales, R. y Bolivar-Vergara, D. M. (2019). Caracterización de los sistemas de producción bovina de leche según el nivel de intensificación y su relación con variables económicas y técnicas asociadas a la sustentabilidad. *Livestock research for rural development 31*(3), 40.

Sarachu, R., Schierenbeck, G. y Pedro E. Carricart, P. (2015). Estrategias productivas y económicas de los pequeños y medianos productores de la Cuenca del Salado. *Pampa. Revista Interuniversitaria de Estudios Territoriales. Santa Fe, Argentina. Universidad Nacional del Litoral. Año 11,* (12), 266–284. https://doi.org/10.14409/pampa.v0i11/12.5200

Torroba, J. P. (1985). Normas para evaluar la producción de Carne. Estudios y Métodos N°2. *Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola*, 22 p.

Viglizzo, E. F., Frank, F., Bernardos, J., Buschiazzo, D. E. y Cabo, S. (2006). A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment 117*, 109–134.

Zahm, F., Viaux, L., Vilain, L., Girardin, P. C. y Mouchet, P. (2008) Assessing Farm Sustainability with the IDEA Method – from the Concept of Agriculture Sustainability to Case Studies on Farms. *Sustainable Development, John Wiley & Sons, Ltd., 16*(4), 271-281. https://ideas.repec.org/a/wly/sustdv/v16y2008i4p271-281.html

CAPÍTULO 9

TALLER DE INDICADORES AMBIENTALES EN PRODUCCIÓN ANIMAL (TIAPA)

M. Cristina Saucede
M. Alejandra Herrero
Susana B. Gil
Claudia Faverín
Verónica Charlón

I. INTRODUCCIÓN

El espacio denominado Taller (TIAPA) surgió como iniciativa de un grupo de investigadores asociados a la AAPA en el año 2012. El propósito fue generar un espacio regional permanente de intercambio sobre el desarrollo de proyectos y avances metodológicos para la determinación y evaluación de Indicadores Ambientales (IA), basados en la clasificación de van der Werf y Petit (2002)[1], sobre **EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI), USO Y MANEJO DEL AGUA, MANEJO DE NUTRIENTES y BIODIVERSIDAD, y ESTADO DEL SISTEMA,** en la Producción Animal, con especial énfasis en bovinos para carne y leche. La finalidad de organizar ámbitos de encuentro, bajo la modalidad de Taller, fue articular grupos de trabajo en Argentina y Cono Sur para fortalecer la formación de recursos humanos; acordar metodologías; mejorar infraestructura y colaborar en la obtención de información en calidad y cantidad.

El equipo de coordinación de los talleres incluyó a investigadores de la Argentina en las diferentes áreas de trabajo: Ing. Agr. Dra. M. Alejandra Herrero y Med. Vet. Dra. Susana B. Gil (UBA), Ing. PA Mag. Verónica Charlón, Lic. Biol. Dra. Claudia Faverín e Ing. Agr. Dra. María Cristina Saucede (INTA). En algunos de los talleres se sumaron, oportunamente, otros profesionales a la coordinación según las temáticas a trabajar: de Argentina, Ing. Ag. Mag. Carla Pascale Medina (MAGyP), Ing. Agr. Mag. Catalina Boetto (UNC), Ing. Agr. Dra. Patricia Engler e Ing, Agr. Esp. Paulo Recavarren (INTA), Ing. Agr. Dr. Julio Galli (UNR), Dra. Moira Doyle (CONICET-UBA), Ing. Agr.Roberto Rubio (UNICEN) y de Chile, Dra. Marta Alfaro (INIA).

II. 1° TIAPA (2012): Huella de Carbono, Huella Hídrica y Nutrientes

El primer Taller de indicadores ambientales se realizó durante el 35° Congreso AAPA, en la ciudad de Córdoba y fue co-organizado por AAPA - MAGyP – IICA (Instituto Interamericano para la Cooperación de la Agricultura). Participaron más de 80 profesionales de 17 instituciones del Cono Sur, quienes partieron del consenso que existen grupos de trabajo que se encontraban realizando estudios sobre los IA de la producción animal, específicamente Huella de Carbono, Huella Hídrica e indicadores de Uso y Manejo de Nutrientes. Se identificaron las dificultades metodológicas y el dispar desarrollo de conocimientos que impedían la estimación de los mencionados indicadores, así como una desarticulación entre los equipos de trabajo.

Los **objetivos** se concentraron en conocer los aspectos más relevantes de los diferentes grupos de expertos en tres áreas de trabajo (Emisiones, Agua y Nutrientes) en producción animal, identificar tipos de indicadores y metodologías utilizadas, y acordar una agenda de trabajo.

El **taller** se desarrolló a partir de presentaciones que se focalizaron en los indicadores utilizados, los avances de los proyectos en desarrollo, las metodologías en uso, la identificación de limitantes y posibles líneas de trabajo conjunto. Posteriormente, se organizaron tres Grupos de trabajo,

[1]Van der Werf H.M.G., Petit, J. (2002). Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment 93*,131-145

sobre Huella de Carbono (HC), Huella Hídrica (HH) y Nutrientes, que identificaron las limitantes de las diferentes metodologías propuestas para el cálculo de los Indicadores aplicados a los sistemas nacionales de producción. Se señaló la falta de identificación de las variables para construir los indicadores y su posterior estimación, así como la necesidad de sistematizar la toma de datos.

La Ing. Agr. Carla Pascale Medina presentó el Proyecto **Agricultura Inteligente, huella de carbono y huella hídrica (AIHCHI),** que coordinaba junto al IICA. El proyecto tuvo por objetivo mejorar la competitividad de los productos agroexportables, buscando la posibilidad de implementar protocolos en las principales cadenas de producción que permitan calcular las emisiones de GEI, para dichos productos, previendo potenciales restricciones en los mercados de destino.

El Dr. Alejandro La Manna (INIA, Uruguay), presentó el tema **Evolución de la sustentabilidad ambiental en los sistemas de producción lechera del Uruguay**, en los componentes funcionales del sistema ecológico para la producción y los flujos de energía, nutrientes, agua y especies biológicas. Sintetizó la importancia de contar con IA adecuados, que deben ser claramente indicativos de los niveles de umbral, capaces de reflejar cambios en tiempo y espacio,y fácilmente medibles y sensibles a factores de estrés. Incorpora la utilización de matrices de riesgo para la gestión de cuencas hídricas en relación con procesos de contaminación en establecimientos lecheros. La construcción del indicador considera datos cuantitativos, por lo que se resalta la necesidad de contar con un volumen alto de mediciones. Manifestó que los sistemas lecheros de la región requieren sustentabilidad económica y mayor trabajo en entender flujos de nutrientes. En el caso del balance de carbono indicó que se requiere mejorar el uso de pasturas en la rotación, mejores condiciones de biomasa y calidad del suelo. El trabajo conjunto de investigadores e instituciones en el Cono Sur respondería a una necesidad geopolítica.

El tema de **Huella Hídrica y de Carbono en sistemas ganaderos de la Región del Remehue, Chile,** fue presentado por el Dr. Francisco Salazar (INIA, Chile), especialista en manejo de purines. Sintetizó los trabajos del equipo Gases de efecto invernadero de Ganadería y medio ambiente (INIA), constituido por un grupo de expertos en HC, con el aporte del Ag Research de Nueva Zelanda. La metodología de trabajo fue la PAS 2050-2008 (BSI)[2], considerando el ciclo de vida, que permitió ver las etapas vulnerables de mayor emisión, con la finalidad de poder implementar medidas de mitigación. En Chile se contaba a la fecha con manuales de HH para mejorar la eficiencia en el uso del agua, la toma de datos, la comunicación y el contacto personal para obtener información directa de los productores. El objetivo de la mejora de los sistemas de información tenía por finalidad ampliar las estrategias de mitigación (HH y HC). Se destacó el proyecto FONTAGRO entre Argentina, Uruguay y Chile, junto con otros 11 países. Finalmente, señaló que el INIA se encuentra certificado por la CEMARS[3], de CarboNzero para la reducción de GEI, y avanzaron en el cálculo de la Huella Institucional.

El Economista Francisco Manazza† (INTA) disertó sobre la **Huella del Agua: aspectos metodológicos y consideración de brecha tecnológica en la construcción del Indicador**. Resaltó que las cadenas agroalimentarias deben ser muy eficientes en el uso de los recursos, y las Huellas aportarían al monitoreo global de las mismas. Comparó metodologías incluyendo información a tener en cuenta como: volumen y tipo de agua consumida, heterogeneidades entre sistemas y regiones, los flujos de agua virtual entre los eslabones e industrias de la cadena, la valoración económica del recurso agua y la eficiencia en su uso. Se presentó un estudio comparativo de la HH

[2]Recomendaciones metodológicas para la emisión de GEIs del British Standard Institution (BSI) y Carbon Trust organization. https://www.bsigroup.com/

[3]CEMARS Esquema Certificado de Medición y Reducción de Emisiones (siglas en inglés)

de la cadena láctea de San Luis y La Pampa, que contribuyó a la convergencia metodológica entre HH y Análisis de Ciclo de Vida (ACV), y a la necesidad de otorgar importancia al valor agregado y a la eficiencia del uso del agua.

Finalmente**,** los **Procesos de intensificación y eficiencia en sistemas lecheros** fueron presentados por el Dr. Alejandro Castillo, investigador de la Cooperativa de Extensión de la Universidad de California (UCCE), que presentó un panorama general de la evolución de la lechería, a través de una articulación de trabajos realizados con distintas Universidades de Estados Unidos, en conjunto con investigadores de Argentina (INTA). Los principales temas fueron: manejo nutricional y eficiencia de utilización de nitrógeno, calidad de aire, estrés calórico, desarrollo de software de aplicación de estiércol, estudios de esporas termo-resistentes, y sobre taninos. Recomendó la elaboración y aplicación de leyes ambientales. Concluyó con el interrogante de quién pagaría la implementación de las normativas siendo que «El costo de mitigar el impacto ambiental de la intensificación debe ser analizado en función de la sustentabilidad del negocio lechero».

II.a Conclusiones del espacio Taller

Los grupos de trabajo organizados en esas temáticas, a partir de las exposiciones, realizaron un intercambio de resultados de sus proyectos de investigación sobre caracterización de los Indicadores. En **Huella de Carbono** se plantearon las limitantes en el uso del indicador, como trabas comerciales y dificultades metodológicas, marcando la necesidad, a corto plazo, de la sistematización de la información disponible. El foco estuvo en mejorar los factores de emisión locales, y por regiones y sistemas del país. Respecto a la **Huella Hídrica** se avanzó en reconocerla como un indicador ambiental, con la necesidad de revisar las metodologías utilizadas por la Unión Europea, en relación con los sistemas de producción de la región del Cono Sur. Como acciones futuras se promovió la participación en la Red de HH de Argentina y su articulación a nivel regional con las redes de Uruguay, Chile y Brasil. Para el caso de los **Nutrientes,** se consideró que son indicadores que se refieren a varias partes del sistema (suelo, alimentos, animales, entre otros, y sus eficiencias en los procesos). Se evaluó considerar diferentes nutrientes, no solo N y P, trabajar prioritariamente a escala de predio, mejorar mediciones y bases de datos. Los tres Grupos de trabajo coincidieron en que las mayores limitantes para las determinaciones de HC, HH y Nutrientes fueron la necesidad de unificar metodologías de medición y sistemas de cálculo que permitan las comparaciones entre resultados de los diferentes equipos de trabajo.

III. 2° TIAPA (2013): Uso actual, perspectivas, tendencias y pautas para la selección de indicadores

El II Taller de Indicadores Ambientales se realizó dentro del marco del 36° Congreso Argentino de Producción Animal en la ciudad de Corrientes, Argentina. En esta oportunidad se reunieron 80 participantes para trabajar en el impacto ambiental de las producciones ganaderas (carne y leche), identificar IA necesarios para promover el uso eficiente de los recursos incorporando medidas de adaptación y mitigación, en un contexto de manejo sustentable. Se trabajó en las prioridades establecidas en el 1° Taller (2012), en el uso actual, perspectivas, tendencias y pautas para la selección de indicadores según objetivos específicos, y se continuó con el aporte de expertos y trabajo en grupos.

El tema **Emisiones** fue presentado por la Dra. Claudia Faverín. Expuso el estado del conocimiento sobre los principales GEI emitidos por el sector agropecuario y una reseña sobre las metodologías de medición utilizadas a nivel nacional y mundial. Destacó la existencia de grupos de investigación trabajando en Argentina y la necesidad de fortalecer los intercambios para generar información actualizada y relevante a nivel local. El Dr. Gustavo Jaurena (UBA) y el Dr. Cristian Feldkamp (AACREA,

Argentina) complementaron el tema con los avances del trabajo de metanálisis realizado para MAGyP-IICA[4] sobre el factor Ym para mejorar los inventarios en la Argentina.

Los avances en los indicadores vinculados a la **Huella Hídrica** fueron presentados por las Ing. Verónica Charlón y Patricia Engler, refiriéndose a la obtención de valores locales para aportar a los indicadores de eficiencia en el uso del agua del sector. Presentaron los resultados de los proyectos nacionales y de cooperación con Uruguay sobre **Determinación de la eficiencia del uso del agua en la lechería de Argentina y Uruguay** (INTA-INIA 2013-2016). La Ing. Roxana Piastrellini (Grupo CLIOPE, UTN-MENDOZA) disertó sobre la utilización del **Análisis de Ciclo de Vida como herramienta de gestión,** en las diversas problemáticas planteadas.

Los avances en **Manejo de Nutrientes** fueron presentados por la Dra. Susana B. Gil, con un menú de indicadores de uso y manejo de nutrientes a escala de predio que se estaba proponiendo a nivel internacional para comprender el impacto del manejo en el ambiente. Profundizó en algunos indicadores fácilmente aplicables a las condiciones locales y que ayudan a explicar los procesos de intensificación en la producción primaria de carne bovina. Concluyó señalando que la evaluación de efectos de medidas de mitigación a través de la utilización de Indicadores y la relación entre ciertos indicadores de uso de nutrientes (Uso de N, balances y eficiencias de N y P) con la emisión de N_2O y CO_2 en referencia al Cambio Climático (CC), eran los temas de foco en las investigaciones de ese momento.

Los avances del Programa **AIHCHI** MAGYP-IICA fueron nuevamente presentados por la Ing. Agr. Carla Pascale, mencionando la creación del proyecto Emisiones de gases efecto invernadero en la cadena de valor de la carne bovina, que está llevando adelante el MAGyP junto a la UNTref.

III.a Conclusiones del espacio Taller

La propuesta para este espacio Tallerfue analizar la importancia del uso y medición de los IAa nivel de Emisiones (HC), de uso del agua (HH) y de nutrientes, mediante tres consignas: ¿Para qué IA?, ¿A qué escala de intervención se deben aplicar? y ¿Cómo priorizar el IA a aplicar y relevar? En la actividad del espacio taller, participaron parte de los asistentes a las conferencias, totalizando 30 profesionales, docentes, productores e investigadores en diferentes ramas vinculadas a la ganadería. Se constituyeron dos grupos asumiendo los roles de productores, asesores y funcionarios.

En primer lugar, se interpretó que los **productores** son los **usuarios** de las herramientas/ tecnologías que permiten su aplicación. Sin embargo, se reconoció que aún no resultaban **demandantes** de los IA (HH o HC), sino que los Indicadores del estado de sustentabilidad que se demandaban eran el balance de nutrientes, la pérdida de suelo, la compactación y/o contaminación. En la medida que los IA analizados puedan ser incorporados en una ecuación económica, éstos serán considerados en la toma de decisiones por parte del productor.

Los **profesionales,** en su rol de técnico o asesor, identificaron restricciones para dar respuestas técnicas a los productores, al no estar aún instalado el tema de los IA como demanda tecnológica. Para avanzar en la aceptación del uso de IA se debe elaborar o disponer de un conjunto de parámetros comprensibles y fáciles de medir, adaptados a cada tipo de sistema de producción, escala y región. En el mismo sentido se marcó la necesidad de contar con protocolos estandarizados por los organismos gubernamentales. Se reconoce al profesional como un actor clave para generar información y validarla en la aplicación de políticas de estado. Hubo un acuerdo general sobre el rol del Estado para clarificar el verdadero sentido de estudio y aplicación de los IA y así mejorar el

[4]www.elsevier.com/locate/livsci Jaurena,G., et al. (2015). Prediction of the Ym factor for livestock from on-farm accessible data. *Livestock Science 177,* 52-62

posicionamiento económico de los productos agropecuarios en el mercado, y en la mayor concientización de la sociedad sobre el medio ambiente.

Las escalas de intervención fueron analizadas de acuerdo a los roles representados. Para los productores, los indicadores deberían ser focalizados a nivel predial/establecimiento, reconociendo que la evaluación y gestión del uso del agua debe entenderse a escala regional. Para los profesionales y asesores, su visión fue la de participar como interlocutores entre los productores y el Estado. Los funcionarios a su vez deberán actuar a nivel Nacional, Provincial y/o Comunal según su ámbito de incumbencia.

En relación con el punto de partida y priorización de los Indicadores, hubo consenso en que aparecen demandas externas, por ejemplo, Mercados y Acuerdos comerciales internacionales que están marcando las prioridades, como es actualmente la HC. Los representantes de los productores y funcionarios del Estado reconocen que la utilización de los Indicadores de uso y gestión del agua ya estaban imponiendo, como prioritario, un control de purines y efluentes debido a procesos de contaminación del agua, a causa de la intensificación ganadera sin controles o protocolos.

IV. 3° TALLER (2014): Manejo de los nutrientes: avances y legislación en países del Cono Sur

El taller co-organizado con ASAS (American Society of Animal Science) y SOCHIPA (Sociedad Chilena de Producción Animal) coincidió con el 37º Congreso Argentino de Producción Animal, realizado en la ciudad de Buenos Aires. En esta oportunidad se orientó al manejo de los nutrientes y a los desarrollos existentes para su manejo y legislación en diferentes países. Se realizó bajo el modelo de dos Conferencias que fueron disparadoras del tema, para luego reunir en una mesa redonda a cuatro profesionales que presentaron las oportunidades y limitaciones ambientales y legales para una producción ganadera competitiva del Cono Sur.

El Dr. Ronaldo Vivart (Ag Research, Nueva Zelanda) presentó el **Programa «Rural Futures**» para el manejo de sistemas de producción de base pastoril en Nueva Zelanda, del predio a la región. Un modelo de simulación espacial de la agroganadería del país, integrado a las características regionales, con cuestiones económicas, ambientales y sociales, y con la participación de los actores a las diferentes escalas de predio, cuenca y región. Las simulaciones fueron realizadas con FARMAX® Pro, FARMAX® Dairy y el modelo de presupuesto de nutrientes OVERSEER®. Se demostró que el 93% de los productores lecheros realizaban buen manejo de nutrientes. Señaló la propuesta de un modelo de simulación multi-agente (MAS) para definir estrategias de adaptación para futuros inciertos y complejos. Los resultados presentados mostraron la importancia del abordaje multidimensional del sistema, dentro del cual, los nutrientes son una parte fundamental.

El Dr. Michel A. Wattiaux (University of Wisconsin, EE. UU.) expuso sobre **Diferentes caminos para evaluar la Nutrición de Vacas Lecheras** en relación con las pérdidas de Nitrógeno al ambiente, fundamental en la nutrición, y Emisiones de GEI. Se presentaron los avances en nutrición proteica y excreción, y su asociación con emisiones de amoníaco y metano, considerando que por cada kilogramo de leche producida se generarán 2,3 kg de excretas. Desarrolló propuestas para mejorar las eficiencias nutricionales con incrementos de la productividad y disminución de la excreción. Presentó diferentes resultados de trabajos sobre las relaciones entre la proteína cruda de los alimentos, la producción de leche, el nitrógeno ureico de la leche y el nitrógeno ureico de la orina, proponiendo el uso de un indicador (cociente entre cantidad de nitrógeno ureico en leche y la producción de leche, con valores deseables de alrededor de 3 y 4), como predictor para la reducción de las emisiones de amoníaco. Finalmente, introdujo los conceptos básicos en la emisión de metano por vacas lecheras, donde atribuye el 95 % al metano de origen ruminal y el 5 % al proveniente de las excretas.

Seguidamente se realizó la **Mesa Redonda** sobre **Oportunidades y Limitaciones ambientales y legales para una producción ganadera competitiva en el Cono Sur**. En esta oportunidad los disertantes de Argentina, Brasil, Chile y Uruguay presentaron el trabajo que se estaba realizando, en principio como una red informal (2009), propiciada en la AAPA y por APROCAL[5], y luego como red formal denominada MANURE SOUTH, con financiamiento del CONICyT de Chile. Las coordinadoras de Argentina, la Dra. M. Alejandra Herrero y la Ing. PA Mag. Verónica Charlón presentaron los trabajos conjuntos realizados hasta ese momento como las «Guías de buenas prácticas para el manejo de los purines a escala de predio» editadas en los 4 países, diferentes publicaciones referidas a la producción lechera en la región y la edición de un Glosario de términos de producción animal y ambiente[6]).

Los aportes para la Argentina los realizó el Ing. Agr. Dr. Santiago Fariña (AACREA, Argentina), indicando, al igual que los demás colegas de los países del Cono Sur, que la base legal original se encuentra en la Constitución Nacional. Luego, en la Ley General del Ambiente, la de Gestión Integral de Residuos Industriales y el Código Alimentario Argentino. Para los establecimientos lecheros hubo recomendaciones sobre la construcción de estercoleros, la disponibilidad de agua potable para lavar la máquina de ordeñar, la distancia mínima de las instalaciones para manejo de purines respecto a las instalaciones de ordeño y sobre disponer de un sistema de manejo de purines que se dimensione adecuadamente a la necesidad de cada establecimiento. Señaló que no existía, al momento, ninguna reglamentación nacional o provincial que incorporase el concepto de uso agronómico y que cada provincia tenía sus legislaciones diferentes respecto a límites de vertido y algunas zonas grises de superposición por diferentes organismos. Uno de los aspectos destacables fue la conformación de un grupo de expertos de diferentes instituciones para trabajar en el uso y manejo de efluentes / purines con el objetivo de aportar a su gestión, a partir del consenso de ciertos acuerdos mínimos. Se plantearon como oportunidades el trabajo en algunas provincias entre instituciones del gobierno, mesas de asociaciones de productores y profesionales para llegar a normativas que tengan la posibilidad de ser cumplidas. Los avances de este grupo lograron que a futuro (2017 y 2018) se lograran implementar nuevas reglamentaciones en las provincias de Córdoba y Buenos Aires.

En referencia a los aportes de Brasil, el Zootecnista Dr. Julio Cesar Pascale Palhares (EMBRAPA, Brasil) presentó los artículos de la Constitución Nacional y señaló que a partir de 1997 se comenzaron a aplicar reglamentaciones para disminuir riesgos ambientales asociados a la producción de animales. Al momento se contaba con leyes nacionales para la protección de recursos hídricos, leyes forestales de ordenamiento territorial y residuos sólidos. Sin embargo, los diferentes estados no habían avanzado en forma simultánea. Se realizaba un gran esfuerzo para difundir buenas prácticas en diferentes producciones y regiones por parte de productores, que aún consideraban que si no había incentivos no se podían aplicar exigencias. Planteó desafíos en la regulación del uso de fertilizantes y de residuos, en cuestiones económicas (impuestos al uso del agua a los servicios ambientales y créditos para aplicación de tecnologías ambientales), sociales (basadas principalmente en la capacitación) y científicas (cambio del paradigma de sistema puntual-productivista a sistémico-integral). Al igual que en caso anterior el trabajo de este Taller colaboró en los avances que se lograrían al 2021, respecto a normativas regulando tiempos de retención en tratamiento, consumo de agua en lecherías e implementación del reúso de purines y estiércol como fertilizante y compostaje.

El Ing. Agr. Dr. Francisco Salazar (INIA, Chile) presentó la situación de su país, donde al momento no existían leyes o normativas específicas para el manejo de purines, tampoco reglamentaciones regionales, sino leyes de protección a los recursos naturales en general, que surgen de la

[5]APROCAL (AsociaciónPro Calidad de Leche) https://www.aprocal.com.ar/
[6]https://www.aprocal.com.ar/boletines/glosario-de-terminos-de-manejo-del-estiercol-y-produccion-animal/

Constitución Nacional. Se presentaron ejemplos que hacen a la protección y calidad del agua por reglamentar diferentes vertidos. Destacó la implementación desde 1994 de la normativa que obliga a los predios ganaderos, según escalas de tamaño, a hacer un estudio de impacto ambiental y a las iniciativas público-privadas vigentes en producción lechera, los Acuerdos de Producción Limpia y entrega de Bonos Ambientales con porcentaje extra de ingresos a los productores lecheros. Estas actividades fueron acompañadas desde el 2001 a la fecha con Guías de Buenas Prácticas, donde se enfatiza la activa participación de Consorcio lechero[7]. Entre las oportunidades y las limitaciones para los próximos años aparecían temas como: crecimiento poblacional-crecimiento ganadero y ambiente, excedentes de nutrientes, gases de efecto invernadero, conflictos ambientales como el bienestar animal y los olores desagradables, investigación y transferencia al sector, redes internacionales, formación de recursos humanos y legislación específica para el manejo de purines en predios ganaderos.

Para el caso de Uruguay, el Ing. Agr. Dr. Alejandro La Manna (INIA, Uruguay) destacó el marco regulatorio vigente que, como en todos los países de la región, se arraiga en la Constitución Nacional, y la Ley general de ambiente. Luego, se elaboraron decretos para el manejo de residuos, manejo de envases y requisitos ambientales específicos para predios ganaderos de manejo intensivo de ganado de carne y leche de más de 500 animales. De acuerdo con las presentaciones del resto de los países, los límites para vertidos a cuerpos de agua son imposibles de cumplir para los efluentes ganaderos, aún con buen tratamiento. Respecto a las oportunidades y limitantes surgieron las siguientes prioridades: el aprendizaje interdisciplinario e interinstitucional, la realización de guías de buenas prácticas y el desarrollo de herramientas de aplicación para la generación de políticas públicas, como la Matriz de Riesgo geográfico-ambiental. Finalmente, señaló que se iniciaron mediciones de indicadores como HH y HC de sus productos para poder demostrar el esfuerzo de la política del país hacia una producción sustentable. Estaban desarrollando el plan de uso racional del suelo y la determinación de la máxima cantidad de P disponible en suelos (31 ppm) para no contaminar aguas superficiales. La tendencia sería avanzar en una política de mejoramiento de la impermeabilización de lagunas de estabilización, en separación de sólidos y en reúso de purines.

Como puede observarse, todos los países han partido de situaciones similares y realizaron, también, un recorrido parecido. Esta situación facilita la colaboración para mejorar los sistemas lecheros en su relación con el ambiente.

V. 4° TIAPA (2015): Uso y Manejo del Agua

EL IV TIAPA se realizó durante el 38º Congreso AAPA en la ciudad de Santa Rosa, La Pampa, con más de 100 participantes. Se presentaron los logros del grupo de trabajo en diferentes países de la región en el tema «Uso y Manejo del Agua», con el objetivo de profundizar en los resultados obtenidos en los proyectos de investigación sobre estos indicadores en diferentes regiones.

El taller se inició con una disertación a cargo del Ing. Agr. Dr. Federico Frank (INTA) sobre **Flujos de agua y energía en la producción agropecuaria argentina**. Presentó diferentes ventajas y oportunidades de la utilización del análisis del flujo de energía y agua para evaluar y comparar agroecosistemas. Ofreció una aproximación de la intensidad y frecuencia del uso de los recursos naturales, sus procesos de transformación y su conversión a productos de valor agropecuario, los que presentan baja eficiencia de utilización de los insumos (en este caso, agua y energía). La relación agua-energía ofrece un indicador útil para estimar la eficiencia con la cual el sector agropecuario/forestal utiliza ambos recursos. En la región pampeana, a través de los años, se demandó cada vez menos agua para producir la misma cantidad de energía biológica. Los resultados indicaron que las regiones más productivas (e intensivas) mostraron mayores eficiencias de uso de ambos recursos, no solamente de agua. Desde una perspectiva ambiental,

los menores consumos de energía fósil (menor emisión de GEI) y los menores consumos de agua, son aspectos claves para lograr estrategias agrícolas más sustentables.

La actividad propia del Taller se desarrolló como una **mesa redonda,** con la participación de cuatro disertantes, sobre las **Perspectivas de aplicación de metodologías para evaluar la eficiencia del uso del agua en sistemas ganaderos de la región**[8]en la que se discutieron las metodologías para la determinación de la HH y los resultados de su aplicación en Argentina y Uruguay.

La Ing. PA Mag. Verónica Charlón compartió los resultados sobre el tema **Aplicación de modelos para HH en sistemas lecheros argentinos** de los estudios realizados sobre la estimación de la HH de los sistemas predominantes de las cuencas lecheras de la Argentina, y de la evaluación de la eficiencia de uso del agua. La HH se cuantificó como la suma de la HH Azul -HHA- y la HH Verde -HHV, excluyéndose del estudio la HH Gris -HHG-. Se expresó en volumen consumido por unidad de producto (l agua/kg Leche Corregida por grasa y proteína (LC)). En los modelos productivos analizados, más del 99 % de la HH fue Verde, dado que los sistemas eran de base pastoril y la dieta estaba compuesta, principalmente, por forraje y silo, en la que se destacó la gran variabilidad entre las cuencas. Los valores obtenidos por HH fueron similares a los obtenidos en otros estudios de Argentina y de Nueva Zelanda, e inferiores al promedio mundial.

El Dr. Alejandro La Manna (INIA, Uruguay) presentó el tema **Aplicación de la huella hídrica a modelos de sistemas lecheros uruguayos**. Expuso una descripción de la evolución de la huella del agua de 1977 al 2007 de la lechería uruguaya, presentándose resultados de un estudio en 14 establecimientos lecheros del departamento de Colonia (Uruguay). Los valores determinados mostraron menor huella que para estudios internacionales, con la participación mayoritaria de HHV (88 %), luego HHA (10 %) y 2 % de HHG. El principal factor de incidencia en el agua gris fue el agua empleada en lavado de pisos de sala de espera y sala de ordeñe. Los sistemas de producción más eficientes en el uso del agua estuvieron caracterizados por una alta carga animal, dietas con un fuerte componente de concentrados y mayores valores de productividad.

La Dra. María Alejandra Herrero presentó los resultados **Estudios de casos en predios lecheros de Buenos Aires aplicando la metodología de la huella hídrica.** Se evaluó el uso del agua de 38 establecimientos lecheros de la provincia de Buenos Aires mediante la estimación de la HH y su relación con indicadores de estructura y manejo del sistema, identificando estrategias de manejo productivo que mejoren su gestión en sistemas lecheros. La HH Total (HHV+HHA) resultó similar a otros estudios realizados en diferentes cuencas lecheras de la Argentina, con diferente grado de intensificación y base pastoril, y semejantes a los más bajos reportados a nivel internacional. La HHV representó en promedio un 98 % de la HHT, sin diferencias entre cuencas lecheras. La carga animal resultó ser la variable de mayor repercusión, donde su incremento impacta en menor HHV, mejorando el aprovechamiento de los forrajes en pastoreo.

A modo de conclusiones de la discusión general, se destacaron los estudios en el manejo del agua en la producción de leche de la región, especialmente para Argentina y Uruguay. Las diferencias de manejo y estructura, sumado a las características propias de cada zona agroecológica, mostraron cómo es necesario determinar indicadores con valores propios de huellas para los sistemas productivos lecheros. La relación directa entre los sistemas hídricos y los procesos productivos permitió cuantificar la magnitud de la cantidad de agua utilizada y los riesgos potenciales a los que se enfrenta un sistema productivo. La mayoría de los estudios coincidió en que los recursos hídricos en el mundo permitían satisfacer la demanda de alimentos, sin embargo, su disponibilidad geográfica era desigual, incluso dentro de un mismo país. Las metodologías y herramientas para evaluar el uso y la presión sobre los recursos hídricos eran, y son, un tema de gran interés.

VI. 5° TIAPA (2016): Huella de Carbono, Huella Hídrica y Nutrientes. Análisis de opciones estratégicas para enfrentar el cambio climático[9]

El V TIAPA se desarrolló en el marco del 39° Congreso Argentino de la AAPA en la ciudad de Tandil, Buenos Aires. En esta oportunidad se focalizó en responder a propuestas de políticas públicas con referencia a producción animal, en un contexto de incertidumbre climática. El Taller se desarrolló como un foro regional para el análisis prospectivo. Se convocaron a tres especialistas en una mesa redonda que se denominó «*Producción Animal en incertidumbre climática, desde la atmósfera al potrero*». Los aportes se enfocaron en la descripción del sistema climático y su proyección en escenarios de incertidumbre, sobre la temática de GEI desde el punto de vista gubernamental, así como sobre los avances en estrategias de mitigación de GEI en sistemas de producción bovina y ovina de base pastoril.

La Dra. Moira Doyle disertó sobre **El Clima en Argentina, su variabilidad, cambio y posibles escenarios futuros**. Presentó los conceptos generales de CC, su variabilidad y elementos introductorios para comprender la segunda parte de la presentación, la cual se enfocó en los resultados de los estudios sobre los cambios observados en el clima a ese momento, y proyectados a futuro en Argentina. Enfatizó en la variación en el tiempo y espacio geográfico, en la frecuencia y persistencia de los efectos climáticos extremos, los impactos sobre el medio físico y aspectos socio-económicos, asociados a los conceptos de vulnerabilidad, adaptación y mitigación, así como su contribución a los cambios en el clima. Presentó los resultados de la Tercera Comunicación Nacional y los cambios observados y proyectados en el clima en Argentina, como cambios en la temperatura (T°) media en las distintas regiones para el período 1960 a 2010[10]. Hasta ese momento, los análisis mostraron que la T° mínima tuvo mayores aumentos que la T° máxima, variando por regiones. La precipitación anual aumentó en casi todo el país, aunque con variaciones interanuales en el periodo 1960-2010. En líneas generales, a través de la simulación de escenarios a futuro (2015-2039 con respecto a 1981-2005), se espera una aceleración del calentamiento actual (incrementos de T° entre 0,5 y 1°C), con una disminución del número de heladas, un incremento en las olas de calor y un aumento en las precipitaciones extremas en la mayoría de las regiones del país.

El Dr. Nazareno Castillo Marín (Dirección Nacional de Cambio Climático del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la República Argentina) realizó una presentación encuadrada en los temas generales del CC y sus impactos, se refirió a la **Situación actual y futura de Argentina respecto a cambios en el clima.** Relacionó estos conceptos con el de riesgo a nivel global, medido en términos de daños monetarios, daños a personas y pérdida de vidas humanas, y daños o pérdida de especies y ecosistemas. Se vinculó el calentamiento global, CC y GEI, y se analizaron las contribuciones sectoriales a nivel mundial y nacional. Las emisiones de Argentina para el 2012 fueron de 429 $MtCO_2e$, donde la ganadería aportaba 49,37 $MtCO_2e$ [11]. También mencionó la entrada en vigencia del Acuerdo de París (un día antes del inicio de la Conferencia de Partes o COP22, en noviembre del 2016) con la propuesta de mantener el incremento de la T° global por debajo de los 2°C y proseguir los esfuerzos para limitar el aumento a 1,5°C. Se mencionó el trabajo del Gabinete de Cambio Climático sobre priorización de medidas propuestas por municipios, sociedades civiles, provincias, sector privado, gremios y sector académico. Desde el punto de vista institucional, el Gabinete de Cambio Climático trabajó en colaboración con una Mesa ministerial, Mesa de puntos

[9] El Taller tuvo el auspicio de la Global Research Alliance (GRA) y la información de la actividad fue publicada en la Newsletter del organismo mencionado https://globalresearchalliance.org/

[10] https://www.argentina.gob.ar/ambiente/cambio-climatico/tercera-comunicacion

focales, Consejo Federal de Medio Ambiente (COFEMA) y la Mesa ampliada del Gabinete Climático que involucró a la sociedad civil, el sector privado y el sector académico.

El Dr. Paulo C. de F. Carvalho (UFRGS, Brasil) presentó el tema **¿Cómo el manejo del pastoreo puede mitigar las emisiones GEI en ecosistemas pastoriles?** El Dr. Carvalho es miembro de Alianza SIPA[12]. Presentó los avances del conocimiento de grupos de investigación sobre el efecto invernadero y cómo se desenvuelven los sistemas agropecuarios de bajo carbono (GEE_ABC), resultante de la tarea colaborativa de los Grupos de Investigación en Ecología del Pastoreo (GPEP), en Sistemas Integrados de Producción Agropecuaria (GPSIPA) y en Manejo del Suelo (GPMS). Particularmente mencionó las mediciones a campo en sistemas agrícolas (convencionales y arroz irrigado), pecuarios e integrados (metano entérico, óxido nitroso desde el suelo y balances de carbono). Presentó los trabajos que el grupo desarrollaba en bovinos para carne, leche y ovinos; aportó resultados de mediciones de metano entérico por la técnica del trazador SF6 en sistemas pastoriles y SIPA. Centralizó la presentación en la fase de pastoreo como renovadora del stock de carbono del suelo.

Posteriormente, las actividades se estructuraron como Taller de Expertos sobre el *Análisis de opciones estratégicas para enfrentar el cambio climático*, mediante la identificación de líneas prioritarias de investigación vinculadas al desarrollo de acciones de adaptación en producción animal.

Los participantes se organizaron en grupos de trabajo de acuerdo a sus afinidades o desempeño profesional, identificados como: Investigadores senior, Investigadores jóvenes, Aplicadores de tecnología y Decisores políticos. La propuesta de trabajo fue realizar, en un primer momento, una prospectiva al 2040 de un sistema de producción bovina considerando la información climática brindada, en el marco de su cadena de producción, en los aspectos de: el sistema en sí, la calidad del producto a obtener, las pasturas, la nutrición, la genética y el estado de salud y reproducción. Los principales resultados se pueden observar en el cuadro 9.1.

[11]https://www.argentina.gob.ar/ambiente/cambio-climatico/inventario-y-mitigacion

[12]SIPA (Sistemas Integrados de Producción Agropecuaria) https://integrarcampo.com.br/wp-content/uploads/2020/01/Informativo-Integrar-No-12-Alianza-SIPA-Caminos-para-la-intensificacio%CC%81n-sostenible-de-la-actividad-agropecuaria-Sur-brasilen%CC%83a.pdf

Cuadro 9.1: Prospectiva al año 2040 considerando los principales aspectos de los sistemas de producción de carne bovina, según grupos de interés

Grupos	Principales aspectos
Investigador senior	Zonificación climática. Tecnologías inteligentes. Modelos predictivos. Nutrición de precisión. Sistemas silvopastoriles. Problemas sociales. Vinculación producción-calidad alimenticia del producto y cambios de hábitos alimentarios. Especies forrajeras megatérmicas adaptadas a condiciones extremas. Biotipos animales adaptados al estrés calórico, razas sintéticas. Mayor presencia de enfermedades tropicales y subtropicales, con nuevos vectores.
Investigador junior	Sistemas integrados agrícola-ganadero-silvopastoril. Razas índicas y búsqueda de adaptación de razas de carne. Mayor calidad de carne. Mayor presencia de nutracéuticos. Dietas apropiadas para menores emisiones. Semen sexado. Enfermedades vinculadas al clima. Ectoparásitos.
Aplicador de tecnología	Optimización de los sistemas y procesos. Gestión por cuencas. Especies forrajeras adaptadas. Mayor uso de conservados y alimentos de calidad. Razas y cruzas adaptadas.
Decisor político	Sistemas de información para correlacionar sistema social y productivo. Disponibilidad de sistemas para evaluar emergencias. Indicadores de Bienestar animal.

Puede observarse que los enfoques varían. En el caso de los investigadores, tanto senior como junior, fueron los que aportaron más información dando un panorama de importancia en todos los aspectos en que se les solicitó trabajar.

Como segunda consigna de trabajo, se solicitó a los mismos grupos seleccionar qué información se necesitaría para generar líneas de políticas prioritarias Científico-Tecnológicas interdisciplinarias para la adaptación a los efectos del cambio climático. Las categorías para considerar serían: I+D disciplinarias (I+D) Modelación (Mod), Tecnologías (Tec) y Metodologías (Met)**.**

Cuadro 9.2: Información de Ciencia y Técnica (CyT) necesaria para mejorar la adaptación al cambio climático en Investigación y Desarrollo disciplinarias (I+D); Modelación (Mod); Tecnologías (Tec) y Metodologías (Met), según grupos de interés, con prospectiva al año 2040

Grupos	Categorías
Investigador senior	**I+D** Investigación local para generar conocimiento (sistemas y emisiones). Selección de IA. Datos continuos para Estadísticas. Respuesta a demandas de información. **Mod** ModelosPredictivos para tipificar y zonificar, incorporar información transversal. **Tec** Sistemas de información, censos e infraestructura. **Met** Cambios en uso del suelo, hábitos alimentarios, comunicación con sociedad. Coordinación interinstitucional, participación sector privado.
Investigador junior	**I+D** Mejora de índices productivos y de sistemas de pastoreo, con información interdisciplinaria, de series climáticas para proyecciones y de indicadores de agua y carbono. **Mod** Proveer a modelos de simulación de crecimiento y calidad de pasturas de indicadores productivos y ambientales. Modelos según clima. **Tec** Estudios de factibilidad y adopción de tecnologías. **Met** Incorporación de modelos y Zonificación de los sistemas productivos.
Aplicador de tecnología	**I+D** Respuestas marginales a insumos. Estudios a escala de cuencas hídricas, de adaptación de especies y mitigación de estrés térmico. **Mod** Mayor precisión de modelos climáticos de corto y mediano plazo **Tec** Nuevas tecnologías de uso del agua y suelo. **Met** Integración de la información de diferentes bases.
Decisor político	**I+D** Estudios sobre genética animal, drenaje, bienestar animal. **Met** Relación de la información del sistema productivo, y social y elaboración de políticas públicas con información y diagnósticos climáticos (tiempo-espacio).

Los niveles de desagregación en las respuestas vuelven a mostrar que, según el agrupamiento de los participantes se pueden diferenciar las prioridades que le asignan, tanto para la proyección de un contexto climático variable como en la identificación de requerimientos de nuevos conocimientos y metodologías demandadas para afrontar los nuevos desafíos.

VI.a Conclusiones del espacio Taller

De acuerdo a la integración de los grupos, los Investigadores senior señalaron la necesidad de profundizar los conocimientos actuales disciplinarios. El grupo de Investigadores junior propuso temas más integradores de los sistemas de producción, e hizo hincapié en desafíos relacionados a la aplicación de nuevas tecnologías. Los aplicadores de tecnología, por su ámbito de desempeño profesional, profundizaron en los aspectos de interacción entre conocimiento y rendimiento económico, donde prevalece el enfoque de cuencas. Los decisores políticos priorizaron la información sobre nuevos escenarios y requerimientos de información y construcción de modelos predictivos, con la finalidad de proponer políticas públicas para el sector. La importancia de estos resultados permitió dar una mirada inicial a los desafíos que se presentarán para la adaptación de los sistemas de producción ganadera a nuevos escenarios climáticos.

VII. 6° TIAPA (2017) ¿Cómo evaluar y monitorear sistemas agropecuarios?

El VI TIAPA se llevó a cabo como actividad complementaria del 40° Congreso Argentino de Producción Animal en la ciudad de Córdoba. Se trabajó con participantes de Argentina y Cono Sur. Como novedad se articuló con un curso de Postgrado, realizado a continuación del congreso, con la Universidad Nacional de Córdoba y la Red Manure South, sobre **Gestión técnica, ambiental y sanitaria del estiércol y efluentes en predios lecheros,** para el cual, la actividad del TIAPA fue parte del programa del curso. Se organizó en cuatro conferencias plenarias.

El Dr. dr.ir. Oene Oenema (Wageningen University and Research Centre, Países Bajos) expuso el tema **Impactos de la ganadería en el ambiente: Indicadores para su evaluación y monitoreo.** Subrayó la importancia de monitorear, reportar y verificar (MRV) la información obtenida en los sistemas de producción animal con respecto a los procesos involucrados en la relación producción-ambiente. Este proceso MRV necesita tener información a escala de predio, donde se requiere definir, claramente, los criterios de selección para los IA, priorizando su raíz científica, con facilidad en la medición e interpretación y a bajo costo. Esta metodología colabora en atender las problemáticas mediante respuestas rápidas. Los IA de mayor importancia señalados, a ese momento, serían Eficiencia de conversión de alimento y de uso de N y P, Balances de N y P prediales, Emisiones de amoníaco y de GEI.

El Dr. Pablo Tittonell (INTA) prosiguió con **Indicadores de biodiversidad para evaluar y monitorear sistemas de producción ganaderos.** En un recorrido histórico planteó, desde la importancia de la tasa de crecimiento de la biomasa a nivel mundial, hasta la tasa aportada por el ganado doméstico desde la Revolución Industrial que, para el año 2000, superó a la tributada por los humanos y la megafauna silvestre.

El abordaje de la biodiversidad lo realizó desde varios niveles: en el suelo, presentó una nueva forma de análisis en «Red» de los procesos biogeoquímicos, computando el número de interacciones entre microorganismos con roles de importancia en la asociación entre géneros de bacterias, principalmente en suelos de ecosistemas complejos como bosques, comparado con pastizales y cultivo de soja. Las consecuencias de los sistemas intensivos de producción los presentó desde su impacto negativo por uso de fitosanitarios, excesos de N y P y consumo de energía, además de información en la generación de residuos en la vida de un vacuno que va a faena (comparada con la que producen entre 75 y 200 habitantes). Destacó cómo propiciar la preservación de la riqueza en aves que se observa en aquellos sistemas Silvopastoriles. Propuso el debate sobre la necesidad de nuevos diseños de investigación orientada a re-balancear la producción de alimento y la conservación de la naturaleza.

El Dr. Miguel Taboada (INTA), expuso sobre los **Indicadores de calidad del suelo y el manejo sustentable en sistemas agropecuarios**, incluyendo a indicadores para el monitoreo de la sustentabilidad sobre aquellas variables edáficas más sensibles al uso del suelo. Aquellos seleccionados conformarían el conjunto mínimo de indicadores, cuya función principal debiera orientarse a generar alertas tempranas de procesos de degradación y servir para instrumentar políticas de planificación del uso de la tierra. Estos indicadores de calidad están referidos al carbono orgánico del suelo y a las propiedades físicas, a la salinidad, áreas anegadas, erosión hídrica, y desertificación y erosión eólica. Incorporó como nuevos indicadores: Biodiversidad, Contaminación de suelo y agua, y las Emisiones de GEI, que resultan poco sensibles al manejo del suelo. Introdujo a la cobertura de la tierra como indicador «paraguas» de la degradación del suelo que tiene buena aptitud para ambientes ganaderos.

Para la estimación de carbono orgánico utilizó el modelo de simulación Roth-C model. Resumió su charla en tres conceptos: a) No existe un único indicador apto para todos los suelos y sistemas

productivos, b) El carbono del suelo posee gran implicancia productiva y ambiental, c) La cobertura del suelo es un indicador tipo paraguas, muy apto para ambientes ganaderos.

Para finalizar, la Dra. Susana B. Gil compartió la propuesta de trabajar en **Indicadores para la caracterización de los sistemas de producción de carne bovina en provincia de Buenos Aires, según niveles de intensificación en el uso de nutrientes.** Aportó los resultados de la evaluación con Indicadores de Sustentabilidad Agroambiental, como el Balance de nutrientes, caracterizando 83 unidades con producción de carne (sistemas extensivos de cría, semi-intensivos de invernada e intensivos de engorde a corral). Se identificaron y construyeron indicadores e índices de manejo de nutrientes, los que permitieron diferenciar, según el nivel de intensificación en el uso del N y del P, los sistemas de engorde a corral de aquellos menos intensificados, de base pastoril. Presentó un conjunto de cinco Indicadores para reflejar el manejo del N a nivel ambiental y productivo, todos relacionados con el balance y expresados en diferentes unidades, además de relacionarlos con procesos de eficiencia tanto productiva como ambiental. Para el caso del P aparecieron situaciones diversas, mostrando en algunos sistemas valores negativos, los que representan el deterioro por pérdida del nutriente del sistema. También, se mostró cómo algunas prácticas, como la fertilización, cambian algunos de estos resultados. El conocimiento de estos indicadores en los sistemas de producción de carne permitirá cumplimentar requerimientos de tipo ambiental.

VII.a Conclusiones del espacio Taller

La actividad se realizó como discusión mediante utilización de herramientas de cuestionarios sincrónicos online (vía celulares), cuyos resultados fueron compartidos entre los participantes. Los 32 asistentes fueron, en su mayoría profesionales y estudiantes del campo agropecuario. Se indagó: 1) La importancia de implementar un sistema MRV para los sistemas agropecuarios en la Argentina, para lo cual los asistentes acordaron en un 100 %; 2) Prioridades temáticas a incluir en un sistema de MRV en sistemas agropecuarios, con respuestas variadas donde figuraron: Manejo de estiércol y efluentes (37,5 %), Tipo de sistema de producción (18,8 %), Eficiencia de uso de nutrientes (N y P) (18,8 %), Prácticas de conservación (12,5 %) y menos respuestas para emisión de GEI, calidad de suelos y presencia de contaminantes; 3) Limitantes para la implementación de un sistema de MRV para los sistemas agropecuarios, donde aparecieron entre las opciones más votadas la falta de políticas públicas (25 %), la dificultad de acceso a la información (9 %) y falta de conocimiento (9 %), y donde la falta de información y de financiamiento obtuvo menos del 6 %, mientras que un 46 % seleccionó todas las opciones.

VIII. 7° TIAPA (2018): Aplicación de indicadores para medir la Adopción Tecnológica

El VII TIAPA se llevó a cabo como actividad complementaria del 41° Congreso Argentino de Producción Animal en la ciudad de Mar del Plata, Buenos Aires. El lema general fue: **Nuevas tecnologías para minimizar el impacto ambiental del exceso de nutrientes ¿Cómo facilitar la adopción de tecnologías sostenibles?** Se lo organizó en articulación con países del hemisferio norte, con mayor trayectoria en el reúso de residuos ganaderos, y con la segunda edición del Curso Internacional de Postgrado desarrollado, en esta oportunidad, con la Universidad Nacional de Mar del Plata, (Facultad de Ciencias Agrarias), sobre **Impactos y tecnologías para la gestión de estiércol y purines de origen animal. ¿Cómo favorecer y monitorear su adopción por técnicos y productores?** La actividad del taller fue parte del programa del curso.

En un primer bloque se presentaron tres disertaciones referidas a la situación actual en tres países: EEUU, España y Portugal, abordando la problemática específica de manejo de nutrientes y purines en ganadería. En el segundo bloque se realizó la actividad de Taller con el tema **Aplicación de indicadores de Adopción Tecnológica**.

El Dr. Matías Vanotti, USDA-ARS- Coastal Plains Soil, Water and Plant Research Center, EEUU, expuso sobre **Nuevas tecnologías para utilizar los nutrientes en exceso de los residuos ganaderos y minimizar su impacto ambiental: Experiencias del USDA**. Presentó los resultados de cinco nuevas tecnologías para utilizar los nutrientes en exceso de los residuos ganaderos y minimizar su impacto ambiental, que se muestran en el cuadro 9.3. Con estas nuevas tecnologías abordan el incremento de las producciones intensivas de monogástricos y el riesgo de alteración de la calidad del agua.

Cuadro 9.3: Tecnologías para eliminar y reutilizar los excesos de N y P de los sistemas ganaderos. *Adaptadas de la presentación del Dr. Matías Vanotti (USA)*

Nutrientes	Tecnologías
Nitrógeno	*Bacterias Nitrificantes HPNS de alta performance* para eliminación de NH_3(High Performance Nitrifying Sludge) *Deamonificación con anammox* (oxidación anaeróbica del amonio), mediante el aislamiento de la bacteria *Brocadia caroliniensis* del estiércol. *Sistema de remoción de amoníaco gaseoso*. Utiliza membranas permeables que atrapan el 97 % del amonio cercano a la cama de pollo.
Fósforo	*Recuperación de fosfato del purín líquido*. Adición de pequeñas cantidades de cal que forma un fosfato cálcico de alto grado que se recupera. *Recuperación de fosfato del purín solidificado* El P precipita usando un floculante y luego se concentra.

A continuación, el Dr. Raúl Moral Herrero, Universidad Miguel Hernández de Elche, España y Coordinador de Red de compostaje de España, disertó sobre el **Compostaje como estrategia low-cost de manejo de la fracción orgánica residual ganadera. Desarrollo de proceso y producto hacia una minería de nutrientes**. Presentó los resultados del desarrollo de propuestas de compostaje como tecnología de manejo de la fracción orgánica, como un proceso de estabilización y valorización. Mostró como según el tipo de tratamiento ocurren reducciones de peso-volumen muy significativas, con obtención de productos de alto valor añadido, como energía y fertilizante. Definió parámetros de calidad en el producto final, llegando a un Compost Avanzado. Concluyó sobre la importancia de la reutilización de los residuos ganaderos; en la circularidad de la economía al otorgarle mayor valor; en la mejora de la sostenibilidad ambiental y en mitigación para el cambio climático.

Para finalizar, el Dr. David Fangueiro, Instituto Superior de Agronomía, Universidad de Lisboa, Portugal, presentó los **Tratamientos ácidos para purines: Uso potencial y limitaciones de las nuevas tecnologías. Barreras para la adopción**. Los tratamientos se basaron en la acidificación con ácido sulfúrico, principalmente en la producción intensiva de cerdos y aves, para mitigar las pérdidas de hasta el 50 % del N como amoníaco en la aplicación del purín a los cultivos. Resumió su disertación postulando que el tratamiento de purines con ácido es una tecnología relativamente nueva para mitigar la emisión de amoníaco, con un efecto beneficioso en su valor fertilizante. También puede

contribuir a la disminución de emisión de C y de otras formas del N, sin que se reporten efectos adversos en suelos abonados con este tipo de producto. La principal limitante es el uso de ácido sulfúrico. En su rol de coordinador de la red de procesos de adopción de tecnología del RAMIRAN[13], presentó el tema para el taller sobre las actuales barreras para la adopción de estas nuevas soluciones tecnológicas, englobadas en factores humanos, características de los establecimientos y de las prácticas de manejo. Los aspectos negativos resaltados fueron el inadecuado acceso a la información, aspectos relacionados a créditos y la incertidumbre en cuanto a precios de mercado de los productos y de las regulaciones para la conservación.

VIII.a Conclusiones del espacio Taller

Las actividades del Taller se focalizaron en **Aplicación de indicadores de Adopción Tecnológica**, que fueron introducidas por el Ing. Agr. Roberto Rubio, mediante una ponencia que se basó en el desarrollo de soluciones tecnológicas y cómo estas soluciones se acercan a las necesidades de los productores. El trabajo se desarrolló en tres grupos para identificar las limitantes a la adopción de determinadas tecnologías. Se contó con 60 asistentes, entre profesionales e investigadores. A partir de un listado de Tecnologías consideradas Críticas (TC) para el manejo de purines/efluentes, seleccionadas previamente según diferentes Procesos Tecnológicos (PT) en la producción ganadera, se presentaron las consignas del trabajo. Debían identificar similitudes y diferencias entre PT de producción de carne, cerdos y leche para luego analizar las TC de un listado (Cuadro 9.4) ysu utilización según escalas de producción -baja, media y alta- definida por número de cabezas del predio. Posteriormente, debían determinar obstáculos, facilitadores e impactos de la incorporación de algunas tecnologías críticas elegidas por los participantes.

Cuadro 9.4: Listado de tecnologías críticas (TC) sugeridas para ser adoptadas para el manejo de purines

Ámbito de las prácticas	Tecnologías Críticas
Respecto al manejo general del predio	• Planificación de recursos forrajeros • Evaluación y manejo de la nutrición • Fertilización Fosfatada • Fertilización Nitrogenada • Asesoramiento agronómico • Planeamiento integral empresarial
Respecto a manejo específico de los purines	• Separador de sólidos • Lagunas de tratamiento • Impermeabilización por geomembrana • Maquinaria para limpieza y manejo del estiércol • Instalaciones para el almacenamiento del estiércol • Maquinaria de uso agronómico • Registros input-output de nutrientes • Compostaje de sólidos • Mano de obra calificada

[13]RAMIRAN (Network on Recycling Agriculture, Municipal, Industrial Residues in Agriculture) http://ramiran.uvlf.sk/

Entre las principales conclusiones, se coincidió que los trayectos tecnológicos difieren entre las diferentes producciones en función de cada tipo de purín y niveles de confinamiento. No hubo coincidencia en la reconversión de los purines a productos de interés económico para los productores. Estuvieron de acuerdo con las tecnologías críticas sugeridas. Finalmente, cada grupo seleccionó una escala de producción, discutió y presentó los obstáculos, facilitadores e impactos de la aplicación de dos tecnologías críticas. Entre los diferentes temas aparecieron los costos, nuevas reglamentaciones, la falta de mano de obra calificada y falta de información, aspectos que se discutieron en todos los grupos. El trabajo desarrollado durante el taller se plasmó en una presentación y resumen en el 42° Congreso Argentino de Producción Animal, 2019[14].

IX. 8° TIAPA (2019): Indicadores ambientales críticos a monitorear en ambientes frágiles en la Región semiárida pampeana.

El VIII Taller de Indicadores Ambientales se desarrolló en el marco del 42° Congreso Argentino de Producción Animal, ciudad de Bahía Blanca, Buenos Aires. Estuvo enmarcado como espacio dentro de la nueva Sección Ambiente y Producción Animal, donde se realizaron dos conferencias propias de la sección, y una tercera como disparadora del trabajo en grupos.

Dentro del bloque propio de la sección, las conferencias fueron **Huella de carbono de la actividad de cría bovina en la Pampa Deprimida: Implicancias productivas y económicas** por parte de la Dra. Claudia Faverin. En la misma resumió los conceptos de mitigación y adaptación al CC, focalizando el impacto potencial de la HC y su implicancia comercial frente a barreras para-arancelarias, o como oportunidad de nuevos mercados. Como unidad de análisis seleccionó la Cuenca del Salado y Depresión de Laprida (Buenos Aires, Argentina), y sobre la base de estudios comparativos de parámetros de tipo ambientales, socioeconómicos y productivos, concluyó que las estrategias de mitigación evaluadas (manejo de pasturas y rodeo) permiten disminuir hasta en un 17 % las emisiones por unidad de producto en los establecimientos analizados en zonas típicas de la Pampa deprimida, así como es posible implementar estrategias de mitigación de GEI sin disminuir la rentabilidad de los mismos.

La siguiente conferencia se basó en **La era de la digitalización en la agricultura: Una oportunidad para una producción más sostenible de los alimentos** por parte del Dr. Francesc Xavier Prenafeta Boldú (IRTA, España). El conferencista sintetizó las características del denominado Agri- IoT (Internet of Things, en inglés), como tablero de manejo de la información a niveles de gran escala de estudio, que permiten la colecta, procesamiento y análisis de gran cantidad de datos, en tiempo real, que contemplan factores tanto climáticos, económicos, como regulatorios. La ventaja que se destacó fue la posibilidad de generar información rápida para la toma de decisiones en sectores muy dinámicos, como los agroalimentos.

Dentro del espacio del TIAPA se seleccionó el tema de ambientes frágiles para que se efectuase en sintonía a la región de realización del congreso. Para iniciar, el Dr. Roberto Distel (UNS- CONICET) presentó el panorama general sobre los IA críticos para ambientes frágiles, describiendo los efectos del sobrepastoreo de los pastizales y pasturas de los ambientes de la Región semiárida pampeana[15]. Los impactos sobre la vegetación natural, el suelo y el estado de los animales fueron los ejes que se trataron, describiendo en cada uno los indicadores de riesgo, como la pérdida de especies perennes frente a la frecuencia de aparición de las especies anuales; la aparición de especies

[14]Gil, S.B., Herrero, M.A., Rubio, R., Charlón, V., Faverín, C. (2019). ¿Cómo facilitar la adopción de tecnologías sostenibles para minimizar el impacto ambiental del exceso de nutrientes? *Revista Argentina de Producción Animal 39*(1), 209-227.

[15]Distel, R. (2013). Revisión Bibliográfica: Manejo del pastoreo en pastizales de zonas áridas y semiáridas. *Revista Argentina de Producción Animal 33*(1), 53-64.

indeseables o leñosas; el incremento de suelo desnudo, la pérdida de estabilidad de los agregados del suelo, con un deterioro de la base forrajera y el consecuente deterioro de la dieta animal.

El trabajo en grupos se organizó con la consigna de identificar un conjunto de indicadores para monitorear ambientes frágiles en zonas semiáridas. Los participantes se organizaron en ocho grupos de discusión, y trabajaron sobre las siguientes consignas: a) ¿Por qué se considera que puedan existir indicadores críticos para regiones con mayor vulnerabilidad o fragilidad?, b) ¿Puede identificar cinco problemas críticos para la Región semiárida? ¿Cuáles?, c) ¿Cuáles serían los indicadores asociados a ser monitoreados, para evitar el avance de los problemas que ha identificado? y d) ¿Cuál de los indicadores seleccionados podría ser de fácil adopción para evitar o remediar los problemas identificados?

IX.a Conclusiones del espacio Taller

Entre las principales conclusiones se fortaleció la necesidad de consolidar los indicadores para el diagnóstico, monitoreo y prevención, priorizando cuestiones críticas. Los indicadores se podrían utilizar para detectar la fragilidad de un sistema, determinar la resiliencia, los umbrales críticos, y permitirían generar un sistema de alertas. Los aspectos críticos se sistematizaron en cinco áreas, de las cuales se desglosaron cuatro problemas asociados (Cuadro 9.5).

Cuadro 9.5: Aspectos críticos de la ganadería en ambientes frágiles y problemas asociados sistematizados, a partir de la información identificada en actividad de taller.

Aspectos críticos	Problemas asociados			
Baja productividad ganadera	Excesiva carga animal	Baja receptividad	Sobrepastoreo	Baja productividad animal
Degradación del suelo	Manchones	Degradación química	Pérdida de captación de agua	Erosión hídrica y eólica
Degradación de recursos naturales	Arbustización	Variabilidad Climática	Pérdida de biodiversidad	Disminución de cobertura
Degradación de recursos forrajeros	Pérdida de especies de valor	Baja cobertura vegetal	Pérdida de biodiversidad	Avance del fachina
Baja adopción tecnológica (AT)	Pérdida de calidad de vida	Baja rentabilidad	Dispersión de población rural	Resistencia a la AT

Además, se pudieron relacionar estos problemas a un grupo de indicadores para su monitoreo (Cuadro 9.6).

https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/1469manejopastoreozonasaridas.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Cuadro 9.6: Indicadores de monitoreo relacionados a los problemas críticos detectados.

Aspectos críticos	Indicadores de monitoreo asociados	
Baja productividad ganadera	• Cobertura de forrajes • Densidad aparente en suelos • Composición botánica • Condición corporal • Índices reproductivos y Ganancia Diaria de Peso Vivo • Densidad de arbustos	• Matas en pedestal • Avance del fachinal • Materia orgánica y N del suelo • Oferta forrajera • Requerimientos por categoría Producción de carne
Degradación del suelo	• Descalce de plantas • Materia orgánica • Conductividad eléctrica • pH • Densidad Aparente (suelo)	• Presencia de cárcavas • Baja infiltración • Cobertura vegetal • Parches sin cobertura • Contenido de N
Degradación de recursos naturales	• Cobertura • Densidad de especies arbustivas indeseables • Erraticidad de las lluvias	• Composición botánica • Superficie desmontada • Especies nativas vs. Invasoras • Cobertura del suelo desnudo
Degradación de recursos forrajeros	• Cobertura • Suelo desnudo • Índice verde	• Método MARAS • Composición botánica • Leñosas
Baja adopción tecnológica	• Censo • Margen bruto • Tasa interna de retorno • Apotreramiento	• Mano de obra transitoria • Infraestructura • Niel de asesoramiento

Finalmente, se identificaron aquellos indicadores que podrían ser de más fácil adopción para remediar los distintos problemas asociados. Los seleccionados fueron:

- Cobertura de suelos
- Oferta forrajera/Receptividad
- Composición botánica.

El taller quedó plasmado en una presentación y resumen en el 43° Congreso Argentino de Producción Animal[16].

[16]Gil, S.B.; Saucede, M.C. Herrero, M.A.; Charlón, V., Faverin, C; Boetto, C.; Dístel, R. (2020) Aspectos críticos de los sistemas ganaderos en ambientes frágiles en la región semiárida. *Revista Argentina de Producción Animal 40*(1), 405-438.

IV. LOGROS OBTENIDOS Y REFLEXIONES FINALES

La realización de los talleres permitió generar diferentes espacios de trabajo que resultaron en los siguientes logros:

- Evaluación y sistematización de 20 años de trabajos en indicadores ambientales en producción animal en la Argentina
- Formalización del trabajo en REDES-CONICYT Chile de Apoyo a la Formación de Redes Internacionales entre Centros de Investigación. Proyecto 2016-2018: Manure South: research network on effluents and water management of dairy grazing systems in South American countries REDES 15008
- Formalización y ejecución del PROYECTO COOPERACIÓN BINACIONAL INTA-INIA. Proyecto 2013-2018: Determinación de la eficiencia de uso del agua en las lecherías de Argentina y Uruguay
- Conformación de la Red interinstitucional de intercambio entre investigadores en emisiones de GEI en sistemas de producción animal en la Argentina
- Participación en la Mesa Redonda Interinstitucional coordinada por MINAGRO- Editores RAPA, y que tuvo por objeto la presentación de la política nacional de cambio climático y ganadería, conocer el estado de las investigaciones y las áreas de vacancia en lo que respecta a emisión y mitigación de GEI en ganadería de carne en Argentina
- Dos cursos de postgrado con referentes nacionales e internacionales en temáticas afines a los TIAPA,
- Creación de la Sección de Ambiente y Producción Animal en los congresos de la AAPA
- Diversas presentaciones en congresos y publicaciones con la participación de investigadores de los diferentes talleres.

GLOSARIO DE TÉRMINOS

Acidificación: Proceso por el cual el pH del suelo o de la superficie del agua se vuelve más ácido (pH más bajo), por Ej. a través de la deposición de amoníaco, NOx o dióxido de azufre.

Adaptación: Proceso de ajuste al clima real o proyectado y sus efectos. En los sistemas humanos, la adaptación trata de moderar o evitar los daños o aprovechar las oportunidades beneficiosas.

Agua azul: Se refiere al volumen de agua dulce consumida de los recursos hídricos disponibles (aguas superficiales y subterráneas) para la producción de bienes y servicios.

Agua gris: se refiere al volumen de agua dulce necesario para diluir los contaminantes de un vertido asociado a la cadena de producción y/o suministro hasta alcanzar y/o mantener los límites permitidos por la legislación vigente.

Agua verde. Representa a la precipitación que cae en la tierra y que no escurre ni recarga el agua subterránea, sino que se almacena en el suelo o permanece temporalmente sobre el suelo o la vegetación. Eventualmente, esta parte de la precipitación se evapora o transpira a través de las plantas.

Agua virtual. Volumen de agua consumida o contaminada para la elaboración de un producto, medido a lo largo de la cadena de producción.

Análisis del Ciclo de Vida (Life Cycle Assessment (LCA): Metodología que se basa en la recopilación y evaluación de las entradas, las salidas y los posibles impactos medioambientales de un individuo, organización, proceso, producto o servicio a largo de su ciclo de vida.

Análisis de ciclo de vida atribucional: Corresponde a un tipo de modelado. En los tipos de estudio atribucionales consideran los flujos físicos relevantes ambientalmente hacia y desde el sistema.

Análisis de ciclo de vida consecuentes: Corresponde a un tipo de modelado. En este tipo de estudios se tienen en cuenta que los flujos ambientales en el sistema podrían modificarse en respuesta a cambios, por ejemplo, en la demanda.

Apropiación humana de la productividad primaria neta: Representa la porción de la productividad primaria neta de la cual los humanos se apropian mediante la cosecha (alimentos, madera y fibras) o la disminución de la productividad primaria neta actual con respecto a la potencial.

Balance de carbono: Balance de los intercambios de carbono entre depósitos de carbono o entre depósitos concretos (p. ej., atmósfera biosfera) del ciclo de carbono. El examen del balance de un depósito o reservorio proporciona información acerca de si actúa como fuente o como sumidero.

Balance de nutrientes: Se refiere a los intercambios entre entradas y salidas de nutrientes en un sistema determinado. Puede ser expresado como: un balance de importación/exportación que compara los nutrientes importados con respecto a los exportados desde la granja/predio o; un balance de oferta/demanda que compara la cantidad de nutrientes que entran en la producción del cultivo y la pradera o pastizal en forma de estiércol o fertilizantes y los nutrientes extraídos en productos, incluyendo aquellos productos que permanecen en el predio.

Balance de nutrientes predial: Balance de importación / exportación, en el cual al nutriente que ingresa al establecimiento agropecuario durante el ciclo productivo anual se le resta el nutriente que salió en los distintos productos (carne, leche, grano, etc.). Se puede referir a distintas unidades, y así conformar diferentes indicadores. Los más utilizados serían: Balance

por hectárea (unidad de superficie del predio, corral o región), Balance por cabeza animal o por kilo de peso vivo, Balance por producto.

Biodiversidad: es considerada como la diversidad de vida, la variedad de seres vivos que existen en el planeta y las relaciones que establecen entre sí y con el medio que los rodea. Es el resultado de la evolución en sus dos dimensiones: la biológica y la cultural. Comprende tanto la diversidad genética, de especies (animales, plantas, hongos y microorganismos), de poblaciones y de ecosistemas, como la de los múltiples procesos culturales que en diferentes épocas y contextos han caracterizado la relación del ser humano con su entorno natural.

Biomasa Forrajera: Peso seco total de la vegetación forrajera, en general aérea, por unidad de superficie, en un momento determinado. Se debería especificar si la biomasa es viva o muerta y la proporción de cada una, si se incluye o no ambas.

Calentamiento global: Aumento estimado de la temperatura media global en superficie promediada durante un período de 30 años, o durante el período de 30 años centrado en un año o decenio particular, expresado en relación con los niveles preindustriales, a menos que se especifique de otra manera. Para los períodos de 30 años que abarcan años pasados y futuros, se supone que continúa la actual tendencia de calentamiento multi-decenal.

Cambio climático es un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera global y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables. La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático diferencia entre el cambio climático atribuible a las actividades humanas que alteran la composición atmosférica y la variabilidad climática atribuible a causas naturales.

Carga animal: La cantidad de ganado (o unidades de ganado) por unidad de superficie de área. Algunos textos lo expresan como Densidad de ganado.

Carga animal instantánea: densidad de animales que se asigna a un área determinada, generalmente durante un período breve.

Ciclado o Ciclo de nutrientes: Hace referencia al movimiento de los nutrientes en un ecosistema, dentro y entre los componentes biológicos y no biológicos del mismo. Ocurre entre muchos compartimentos y resulta complejo, especialmente cuando interviene la ganadería, ya que incorpora un sistema metabólico adicional al ciclo suelo-planta-suelo. Pueden considerarse ciclos **abiertos** cuando hay relevantes intercambios de nutrientes con compartimentos externos al mismo. En cambio, cuando se consideran ciclos **cerrados**, estos intercambios no ocurren.

Cobertura del suelo: Es un término que se usa para describir el material físico sobre la superficie terrestre. Las coberturas del suelo incluyen material vegetal muerto o vivo, asfalto, árboles, suelo desnudo, agua, etc. Se puede estimar como un indicador para evaluar escurrimiento, y en consecuencia, pérdida de suelo por erosión.

Co-innovación: innovación colaborativa, integración de los diferentes actores involucrados en los procesos de innovación en los territorios, particularmente de los productores en el proceso de análisis, caracterización, diagnóstico y re-diseño de sus sistemas productivos.

Consumo de agua. Volumen de agua dulce utilizada que luego se evapora o se incorpora a un producto. También incluye el agua extraída de aguas superficiales o subterráneas en una cuenca que pasa a otra cuenca hidrográfica o al mar. Es importante distinguir entre «consumo de agua» y «extracción de agua». El consumo es **directo** cuando se refiere al consumo de agua dulce asociado al uso del agua por parte del consumidor o productor, o en las

operaciones de una planta industrial. En cambio, es **indirecto** cuando se refiere al consumo de agua asociado con la producción de los bienes y servicios consumidos por el consumidor o los insumos utilizados por el productor. En este último caso, se refiere al consumo de agua en la cadena de suministro de insumos.

Contabilidad ambiental: hace referencia a la inclusión, dentro de las cuentas de una compañía o de un país, de elementos que hacen referencia al impacto ambiental de sus acciones. De esta manera, se extiende el concepto de «beneficios» o «pérdidas» sacándolo de un ámbito puramente monetario. Busca medir los impactos financieros y no financieros que tiene sobre una empresa el cuidado que ésta tenga de sus procesos sean respetuosos con el medio ambiente. Además, identifica y mide el uso de recursos, su impacto y sus costos, incluyendo en este último caso la limpieza de lugares contaminados, multas de carácter medioambiental, impuestos, compra de tecnología verde, tratamiento de residuos y en última instancia la integración de externalidades ambientales. Estas externalidades son las que no están en los libros contables de la empresa y son costos soportados por el resto de la sociedad.

Cuenca hidrográfica: es una unidad biofísica y un ecosistema holístico en términos de los materiales, la energía y la información que fluyen a través de ella, y que se comportan como unidades de respuesta hidrológica. Incluye todos los recursos naturales, el agua, los suelos y la vegetación, así como las personas, el sistema agrícola, el ganado y sus interacciones, y puede ser gestionada mediante un enfoque integrado.

Desarrollo sostenible: Desarrollo que permite satisfacer las necesidades presentes sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades (véase sostenibilidad).

Desnitrificación: Es la transformación de nitratos a óxido nitroso y nitrógeno gas, principalmente por bacterias. Proceso anaeróbico que ocurre en suelos, en el almacenaje de estiércol y con algunos métodos de tratamiento de purines, después de la etapa de nitrificación (ver nitrificación).

Detección remota: La teledetección, o detección remota, es la adquisición de información a pequeña o gran escala de un objeto o fenómeno, ya sea usando instrumentos de grabación o instrumentos de escaneo en tiempo real inalámbricos o que no están en contacto directo con el objeto (véase sensores remotos).

Ecoeficiencia: Está basado en el concepto de crear más bienes y servicios utilizando menos recursos y generar menos basura y contaminación. La reducción en impactos ecológicos se traduce en un incremento en la productividad de los recursos, que además puede crear una ventaja competitiva.

Efecto invernadero: Es el efecto por el cual los gases de efecto invernadero (GEI) y las nubes y, en menor medida los aerosoles, absorben la radiación terrestre emitida por la superficie de la Tierra y por cualquier punto de la atmósfera. El incremento de la concentración de los GEI debido a emisiones antropogénicas contribuye a un aumento de la temperatura en la superficie y en la tropósfera inducido por un forzamiento radiativo instantáneo, en respuesta a ese incremento.

Eficiencia de uso de la radiación: Medida de la conversión de energía solar absorbida en biomasa.

Ejercicio (o período) productivo: Lapso de tiempo en el cual sucede un ciclo de producción. Suele tomarse un año. Para la actividad agropecuaria, suele ser desde el 1° de julio de un año hasta el 30 de junio del año siguiente, aunque también puede considerarse el año calendario.

Emisión de contaminantes: se refiere a la acción de emitir alguna sustancia que pueda adulterar o polucionar el ambiente (partículas, líquidos, rayos ultravioletas, sonidos etc.).

Emisiones de GEI: Emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de fuentes en el mismo lugar donde se produce una actividad (denominadas emisiones **directas**) o emisiones que son atribuibles a una actividad, pero que no ocurren en el mismo lugar donde se produce la misma (emisiones **indirectas**).

Emisiones biogénicas: Corresponden a las emisiones de carbono biogénico que se relacionan con el ciclo natural del carbono. Permite cuantificar cómo las plantas capturan el CO_2 en el proceso de fotosíntesis, cómo se pierde en la respiración y se almacena en la biomasa (tanto viva como muerta), y finalmente, es secuestrado biológicamente en depósitos biológicos a largo plazo en el suelo (ver secuestro de carbono).

Emisiones, Factor de emisión (referido a los inventarios de emisiones): Coeficiente que relaciona los datos de una actividad con la cantidad del compuesto químico que constituye la fuente de las últimas emisiones. Estos datos de actividad se refieren a la cantidad cuantitativa (magnitud) de actividad que genera emisiones o absorciones que se producen durante un periodo de tiempo determinado. Los factores de emisión, se basan a menudo, en una muestra de estos datos, calculados como promedio de toda la información que se considera, para determinar una tasa que sea representativa. Esta debe tener en cuenta un tipo y nivel de actividad según determinadas condiciones de funcionamiento.

Emisiones, Intensidad: La intensidad es referida a un ritmo de emisión de un determinado contaminante durante una actividad concreta, o un proceso de producción, y expresada como emisiones netas relativas a un producto (por ejemplo: por kg de carne, kg de leche corregida por grasa y proteína, kg de proteína). Los valores de intensidad de emisión son usualmente utilizados para las comparaciones entre establecimientos de diferentes tamaños/cargas, etc. También, este indicador suele ser utilizado como una unidad estándar para el cálculo de la huella de carbono de un producto.

Emisiones netas: Emisiones totales de GEI menos el carbono secuestrado (ver secuestro de carbono).

Encierre a corral «permanente o estratégico»: Encierre de animales en alguna de las etapas de recría o de terminación, según características del sistema, por un período variable (sin acceso a pastoreo) donde reciben ración completa acorde a sus requerimientos.

Enfoque sistémico: se refiere al tratamiento particular o con un punto de vista definido para analizar, estudiar o resolver un problema asociado a un sistema, entendido este último como un conjunto de elementos que interaccionan para alcanzar un objetivo determinado.

Equivalente Hombre/Mujer (EH): Un EH corresponde a la cantidad de trabajo aportado por un trabajador/a adulto/a (entre 18 y 60 años) a lo largo de un año, durante aproximadamente 2400 horas. Esto equivale al trabajo realizado durante 8 horas diarias en 300 días al año.

Equivalentes Vaca (EV): Es el promedio anual diario de los requerimientos energéticos de una vaca de 400 kg de peso, en mantenimiento, que gesta y cría un ternero que es destetado a los 6 meses de edad con 160 kg de peso, incluyendo el forraje consumido por el ternero. También, equivale a los requerimientos energéticos de un novillo de 410 kg de peso que aumenta 500 g diarios. Un EV representa, en términos de energía, 18,54 Mcal de Energía Metabolizable.

Estandarización: Es el proceso de ajustar o adaptar características en un producto, servicio o procedimiento, con el objetivo de que éstos se asemejen a un tipo, modelo o norma en común.

Estiércol: Generalmente corresponde a una mezcla de heces y orina, con o sin material de cama, dependiendo del tipo de sistema de alojamiento de los animales. Puede ser producido por ganado estabulado o alojado en corrales, en forma temporal o permanente.

Eutrofización: Proceso de enriquecimiento de nutrientes en el agua o suelo, que resulta en la disminución de la concentración de oxígeno en ecosistemas acuáticos, con pérdidas de biodiversidad.

Escasez de agua: Valor en que la demanda de agua no puede ser satisfecha cuando se la compara con la reposición/ disponibilidad de agua en un área determinada. La escasez de agua es un concepto relativo y puede darse bajo cualquier nivel de oferta o demanda de recursos hídricos. Puede ocurrir a partir de una construcción o cultura social, y también por variación en la oferta eventual, por ejemplo, por el cambio climático**.**

Evapotranspiración: Se define como la pérdida de humedad de una superficie por evaporación directa (suelo), junto con la pérdida de agua por transpiración de la vegetación. Se expresa en milímetros por unidad de tiempo.

Factor de caracterización: surge de un modelo de caracterización, que se aplica para convertir el resultado del análisis del inventario del ciclo de vida asignado a la unidad común del indicador de categoría. Por ejemplo, para huella de agua sería el WSI (Water Stress Index o índice de estrés del agua), para cambio climático global, sería el GWP (Global Warning Potential o potencial de calentamiento global).

Fijación biológica de nitrógeno: Proceso mediante el cual los microorganismos (en simbiosis o de vida libre) reducen el N atmosférico (N_2) en amoniaco (NH_3). Posteriormente este compuesto se transforma en otros compuestos nitrogenados que son útiles para el crecimiento vegetal, como son el amonio y el nitrato.

Fitosanitarios: Los productos fitosanitarios, también llamados agroquímicos, son sustancias que protegen la sanidad de las plantas, y con ello nuestros alimentos. Pueden ser de origen biológico o de síntesis química. Permiten minimizar o impedir el daño que las plagas pueden causar a los cultivos, por lo tanto, afectar el rendimiento y la calidad de la producción de los alimentos. Según la plaga que controlen pueden ser acaricidas, fungicidas, insecticidas y herbicidas, según controlen ácaros, hongos, insectos o malezas, respectivamente.

Flujo de nutrientes: Describen el transporte de nutrientes a través del tiempo entre los diversos reservorios de un nutriente, o entre los subgrupos dentro de un mismo reservorio. Los flujos deben representarse en la misma unidad, por ejemplo, en kg de N por año.

Gases de Efecto Invernadero (GEI): Componente gaseoso de la atmósfera, natural o antropógeno, que absorbe y emite radiación en determinadas longitudes de onda del espectro de radiación terrestre emitida por la superficie de la Tierra, por la propia atmósfera y por las nubes. Esta propiedad ocasiona el efecto invernadero. El vapor de agua (H_2O), el ozono (O_3), el dióxido de carbono (CO_2), el óxido nitroso (N_2O) y el metano (CH_4) son los gases de efecto invernadero primarios de la atmósfera terrestre, siendo los tres últimos los gases más importantes provenientes de la producción agropecuaria, y que generalmente se expresan como dióxido de carbono equivalente. Además del CO_2, el N_2O y el CH_4, el Protocolo de Kyoto contempla como GEI a: hexafluoruro de azufre (SF_6), los hidrofluorocarbonos (HFC) y los perfluorocarbonos (PFC).

Dióxido de carbono: El CO_2, que es un gas de origen natural, también es un subproducto de la quema de combustibles fósiles (como el petróleo, el gas y el carbón), de la quema de biomasa, de los cambios de uso de la tierra y de procesos industriales (p. ej., la producción de cemento).

Es el principal gas de efecto invernadero (GEI), antropógeno que afecta al equilibrio radiativo de la Tierra. Es el gas utilizado como referencia para medir otros GEI, por lo que su potencial de calentamiento global (PCG) es igual a 1 (Véase Gas de efecto invernadero).

Dióxido de carbono equivalente (CO2eq): Medida utilizada para comparar diferentes gases de efecto invernadero según sus potenciales de calentamiento atmosférico (PCA). Los PCA se calculan como la relación entre el forzamiento radiativo de un kilogramo de gas de efecto invernadero emitido a la atmósfera y la de un kilogramo de CO_2 en un período de tiempo (normalmente 100 años).

Falta de registro del nutriente: generalmente conocido como «*Unaccounted for*» Significa que falta el registro de ciertas cantidades del nutriente del cual se habla, al referirse a un balance de nutrientes más complejo, que considera los flujos internos dentro del suelo. Este balance incluye las pérdidas y ganancias dentro del suelo y desde el suelo. El déficit es una medida de la pérdida neta (egreso > ingreso) y el exceso es una medida del excedente neto (egreso < ingreso) del sistema, o simplemente es una medida de la falta de registro del nutriente («unaccounted for»).

Gestión ambiental o gestión del medio ambiente: Conjunto de actividades que se realizan para lograr el manejo integral de un sistema, donde se incluye el concepto de desarrollo sostenible como estrategia de trabajo. Se propicia, de este modo, un equilibrio adecuado para el desarrollo económico y de la población, con uso racional y protección de los recursos y de la conservación del ambiente.

Grasa Butirosa (GB): término que hace referencia al contenido graso presente en la leche.

Guachera: espacio o lugar en el cual se realiza la crianza de los terneros, separados de sus madres en los establecimientos de producción primaria de leche. Se utiliza también para definir la etapa de crianza como lactante de los terneros, sin presencia de sus madres.

Henificación: Proceso de conservación de forraje a través de la deshidratación. El forraje se conserva en forma de rollos o de fardos para ser administrado como alimento a los animales en períodos posteriores. Interviene en el proceso de transferencia de nutrientes.

Huella ambiental: Medida del impacto de una actividad (ganadería, agricultura, minería, etc.) sobre la oferta de servicios ecosistémicos.

Huella ecológica: Es un concepto que analiza los patrones de consumo de recursos y la producción de desechos de una población determinada; ambos se expresan en áreas productivas necesarias para mantener tales servicios. La huella mide la superficie necesaria para producir los recursos consumidos por habitante, una actividad, país, ciudad o región, así como la necesaria para absorber los residuos que genera, independientemente de dónde estén localizadas estas áreas. Es un indicador vinculado a la sostenibilidad de las actividades humanas.

Imagen satelital: Modelo de la superficie terrestre realizado a partir de información capturada por un sensor a bordo de un satélite.

Indicador sinóptico: Medida que muestra o significa algo de modo resumido.

Indicadores de sostenibilidad ambiental: Instrumentos que evalúan la incidencia de los procesos productivos sobre el medio ambiente. Permiten cuantificar el grado de responsabilidad y sostenibilidad ambiental de un individuo, organización o comunidad. Sirven para observar de qué forma la actividad humana incide sobre el planeta.

Índice: Indicador agregado o ponderado que se basa en varios otros indicadores subyacentes, que

poseen cierta relación, para mejorar la comunicación de un tema. Es una expresión numérica, de carácter adimensional, obtenida de la fusión de varias variables mediante criterios de ponderación. Los procedimientos para su ponderación y agregación pueden ser bastante arbitrarios, por la dificultad de valorar, en forma directa, los fenómenos captados por los diferentes componentes. Se pueden comparar países y regiones, en diferentes escalas de tiempo.

Índice de oferta de servicios ecosistémicos: Indicador sinóptico o resumen que estima y mapea los servicios ecosistémicos de soporte y regulación relacionados con la dinámica del agua y del carbono. El índice fusiona dos atributos de la dinámica anual del índice de vegetación normalizado: un estimador de la ganancia total de C (IVNMedio), y un indicador de la estacionalidad (coeficiente de variación intra-anual; IVNCV).

Índices de vegetación: puede ser definido como un parámetro calculado a partir de los valores de la reflectancia a distintas longitudes de onda, y que es particularmente sensible a la cubierta vegetal. También, corresponde a un número generado por alguna combinación de bandas espectrales y que puede tener relación con la cantidad de la vegetación presente en un píxel dado. Estos índices son utilizados para mejorar la discriminación entre el suelo y la vegetación, reduciendo el efecto del relieve en la caracterización espectral de las diferentes cubiertas.

Índice de Vegetación Normalizado (IVN): Indicador usado para estimar la fracción de la radiación incidente que es absorbida por la vegetación. Es también conocido como **NDVI** por sus siglas en inglés. Se calcula como la diferencia entre la reflectancia en el rango del infrarrojo cercano y el rojo, dividida por la suma de ambos. IVN = (IR – R) / (IR + R).

Intensificación ecológica: concepto que define sistemas de producción de alto rendimiento, sustentables desde el punto de vista productivo, económico, social y ambiental. Tiende a incrementar la producción sin los costos ambientales y sociales del sistema tradicional, intentando restaurar los balances ecológicos a través de la biodiversidad y una menor dependencia de insumos externos.

Leche corregida en grasa y proteína: conversión a una expresión común para comparar la producción de leche de sistemas con distinta alimentación y/o razas, estandarizando la misma a un 4 % de grasa butirosa y un 3,3 % de proteína verdadera.

Marco ordenador o conceptual: Esquema que permite ordenar la toma de decisiones siguiendo un sistema de información eficaz que admite agrupar indicadores, en este caso indicadores ambientales. Esta propuesta se inicia siguiendo un marco de causalidad, donde un estrés ambiental produciría una respuesta del ecosistema con ciertas réplicas/acciones de la sociedad.

Mitigación: Intervención humana encaminada a reducir las fuentes o potenciar los sumideros de gases de efecto invernadero. En el contexto de la política climática, las **medidas** de mitigación son tecnologías, procesos o prácticas, por ejemplo, tecnologías de energía renovable, procesos de minimización de desechos y prácticas que promueven el uso del transporte público.

Modelos ambientales: Un modelo es el resultado del proceso de generar una representación esquemática, abstracta, más resumida o más simple que se hace de un objeto complejo para facilitar su comprensión. En este caso, se refiere a sistemas ambientales a fin de analizar los fenómenos o procesos que ocurren, y así contribuir a soluciones estratégicas donde no sólo sean evaluados indicadores ambientales, sino también económicos y sociales. Resultan herramientas valiosas para el estudio de las interacciones, y pueden tener distinto grado de complejidad y representación temporal/espacial.

Monitoreo ambiental: es un proceso que parte de la recolección de datos e información sobre variables ambientales. Dichas variables se estudian en el marco de seguimiento de forma continua y sistémica para identificar y evaluar las condiciones de los recursos naturales (por ejemplo: redes hidrogeológicas, monitoreos de calidad del aire, etc.).

Nitrificación: es la transformación de nitrógeno amoniacal a nitrito y luego nitrato. Proceso aeróbico que puede ocurrir en suelos y durante tratamiento de purines.

Ordenamiento territorial: Proceso interdisciplinario que analiza, desarrolla y gestiona la planificación y desarrollo sostenibles del territorio, tanto urbano como rural, según demandas y posibilidades ambientales, económicas y sociales.

Pastizal (o pastura) natural (o nativo): Área cuya vegetación está formada por pastos nativos y/o naturalizados, con predominio de gramíneas, herbáceas y/o arbustos/árboles; se lo maneja como un ecosistema natural.

Pastoreo continuo: Sistema de pastoreo en el cual la totalidad de los animales permanece en un área determinada por un largo período de tiempo, sin periodo de descanso para el forraje.

Pastoreo rotativo: Sistema de pastoreo para el ganado en donde áreas sucesivas o potreros son pastoreados intensamente por un período y luego se dejan descansar para permitir que el forraje vuelva a crecer**.**

Patrones de migración: acto de desplazamiento periódico (tiempo y recorrido) de ciertas especies animales de una región a otra en busca de mejores condiciones climatológicas o de las condiciones ambientales propicias para su vida y reproducción (ej. patrones migratorios de las golondrinas).

Píxel: La unidad espacial más pequeña de una imagen digital. Por ejemplo, el píxel de las imágenes Landsat tiene 30 m de lado mientras que uno de imágenes MODIS tiene 250 m. Una matriz de píxeles, cada uno con su valor, conforma una imagen.

Potencial de calentamiento global (PCG): Factor que describe el impacto de la fuerza de radiación (grado de daño a la atmósfera) de una unidad de un determinado GEI en relación a una unidad de CO_2. El PCG de los gases permite el cálculo de los impactos radiactivos de los diferentes GEI en términos de una unidad de medida uniforme: toneladas de dióxido de carbono equivalente (t CO2eq).

Productividad del agua. Relación entre el beneficio producido y la cantidad de agua verde y azul consumida para producir esos beneficios en un proceso de producción (ejemplos de unidades de producto: masa, energía, nutrición por m^3 de agua).

Productividad primaria neta: Es la diferencia entre la energía generada por la fotosíntesis total (producción primaria bruta, PPB) y la energía perdida por la respiración total de las plantas en un ecosistema. Se considera producción primaria a todas aquellas acciones que hacen uso o extraen recursos naturales para la obtención de materias primas. Se manifiesta como crecimiento y/o reproducción. Representa la materia y energía disponible para el siguiente nivel trófico.

Productividad primaria neta aérea: Representa la tasa de creación de nueva biomasa vegetal aérea por unidad de área y tiempo y, por lo tanto, es una medida directa de la generación de energía disponible para los herbívoros. Es también llamada tasa de crecimiento.

Producto bruto interno (PBI): es un indicador económico que refleja el valor monetario de todos los bienes y servicios finales producidos por un territorio en un determinado periodo de tiempo. Se utiliza para medir la riqueza que genera un país.

Proteína Bruta (PB): Nitrógeno contenido en el forraje multiplicado por 6,25, debido a que la concentración de N en la proteína de las plantas es de alrededor del 16 %.

Proteína Total (PT): término que hace referencia al contenido total de proteínas presentes en un producto determinado, por ejemplo, en la leche.

Purines: Heces y orina producidas por el ganado estabulado, usualmente mezcladas con restos de cama y algo de agua durante su manejo, generando estiércol líquido con un contenido de materia seca que varía entre 1-10%.

Radiación fotosintéticamente activa incidente (RFAi): Energía en el rango de longitudes de onda que es capaz de producir actividad fotosintética en las plantas y otros organismos fotosintéticos como microalgas y bacterias. Este rango es el comprendido aproximadamente entre los 400 y los 700 nanómetros y se corresponde, también aproximadamente, con el espectro visible.

Receptividad ganadera: Densidad máxima de animales que puede mantenerse en un área determinada sin deteriorar el recurso forrajero. También es denominada capacidad de carga.

Residuos: porción remanente que queda de algo o que resulta de su actividad, de su funcionamiento o de su destrucción.

Secuestro de carbono en el suelo: Proceso de aumentar el contenido de carbono de un depósito de carbono, en este caso en la materia orgánica del suelo, a partir de la remoción de CO2 de la atmósfera.

Sensor remoto: Es un sistema o instrumento que capta a distancia información de un objeto o área de terreno. El sensor remoto puede ser manual, por lo que captaría información de objetos o áreas relativamente pequeñas, o estar a bordo de un avión o satélite, con mucha mayor cobertura espacial.

Servicios ecosistémicos: Recursos (bienes y servicios) o procesos de los ecosistemas naturales que benefician a los seres humanos y a la sociedad en su conjunto. Incluye productos como agua potable limpia y procesos tales como la descomposición de desechos. Existen cuatro categorías amplias: 1) *Aprovisionamiento*: son productos consumibles (como la producción de agua y de alimentos), 2) *Regulación*: bienes producidos por la regulación de los ecosistemas (calidad del aire, fertilidad de suelos y control de las enfermedades), 3) *Soporte o sostenimiento*: bienes necesarios para que los demás servicios sigan existiendo (ciclos de nutrientes y polinización de cultivos) y 4) *Culturales*: que aportan a la vida social (beneficios espirituales y recreativos).

Sistemas complejos: son sistemas compuestos por varias partes interconectadas o entrelazadas cuyos vínculos crean información adicional, no visible antes por el observador, siendo más información que la que puede proveer cada parte del sistema en forma independiente. Como resultado de las interacciones entre elementos, surgen propiedades nuevas que no pueden explicarse a partir de las propiedades de los elementos aislados. Dichas propiedades se denominan propiedades emergentes. Para conocer su funcionamiento, donde causas y efectos se confunden, no basta con conocer el funcionamiento de las partes, sino cómo se relacionan entre sí.

Sistemas de información: es un conjunto de elementos orientados al tratamiento y administración de datos e información, generados para cubrir una necesidad u objetivo y organizados y preparados para su uso posterior. Se produce información elaborada que se distribuye en el marco de una determinada organización.

Sistema de pastoreo: Programa de manejo de pastoreo, constituido por períodos de utilización y descanso por parte del ganado, de dos o más potreros. Los métodos de pastoreo directo son herramientas específicas para balancear la relación entre la captura de energía solar por los vegetales, la cosecha de forraje por los animales y la conversión de nutrientes en carne, leche, y demás producciones animales.

Sistema de producción ganadera: es el conjunto de interacciones que ocurren entre los factores bióticos, climáticos, edáficos, manejados con una determinada tecnología y gestionados por el hombre para el logro de una empresa ganadera eficiente y sostenible.

Sostenibilidad/Sustentabilidad: habilidad de lograr una prosperidad económica sostenida en el tiempo, protegiendo al mismo tiempo los sistemas naturales del planeta y proveyendo una alta calidad de vida para las personas. Hace referencia a la capacidad del sistema para satisfacer las necesidades de las generaciones actuales, sin comprometer los recursos y oportunidades para el crecimiento y desarrollo de las generaciones futuras.

Sumidero: Reservorio (de origen natural o producto de la actividad humana, en suelos, océanos y plantas) en el que un gas de efecto invernadero, un aerosol o un precursor de un gas de efecto invernadero se almacenan.

Suplementación: Acción de suministrar un alimento o mezcla de alimentos, a animales cuya dieta es de base pastoril.

Taxón: Grupo de organismos emparentados.

Tierras gestionadas (Suelos gestionados): son aquellas en la que ha habido intervención humana y donde se han aplicado prácticas para la realización de actividades de producción, ecológicas o sociales.

Tipo de cobertura: Descripción del material biofísico sobre la superficie terrestre. Por ejemplo, vegetación herbácea, leñosa o suelo desnudo. Se diferencia del término «uso del suelo», el cual está definido por las asignaciones derivadas de la actividad humana como, por ejemplo, cultivo forrajero o forestal.

Tipo fisonómico: Refiere a la proporción en que cada forma de vida contribuye a una comunidad vegetal. Así, por ejemplo, se puede hablar de tipo fisonómico «bosque», cuando la proporción de leñosas supera a la de las demás formas de vida. También, la cobertura, la estratificación y las características del follaje (tipo, tamaño y forma de las hojas) de las formas de vida dominantes contribuyen a definir el tipo fisonómico.

Umbral de referencia: Límite inferior en el que un fenómeno, provocado por un estímulo, puede generar un cierto efecto. Es la cantidad más reducida de una señal que tiene que existir para que sea advertida por un sistema.

Unidad de Trabajo Agrícola (UTA): unidad de medida que se calcula sobre la base del costo o consumo de gasoil que insume labrar una hectárea con arado de rejas vertederas o de cincel.

Uso del suelo: es la modificación antrópica del ambiente natural generalmente como campos de cultivo, pasturas, asentamientos urbanos. Los cambios en el uso del suelo pueden propiciar el mayor impacto en ciertos fenómenos como mayores procesos de erosión, inundaciones, sequías y menor captura de gases de efecto invernadero.

Vacas en Ordeño (VO): Vacas adultas, de un parto o más, de un establecimiento lechero, que se encuentran en etapa de lactancia, produciendo leche que puede ser comercializada.

Vacas Secas (VS): Vacas adultas (un parto o más) de un establecimiento lechero o de cría de ganado, que no se encuentran en etapa de lactancia.

Vulnerabilidad ambiental: Susceptibilidad de los sistemas naturales, económicos y sociales al impacto de un peligro de origen natural o antropogénicos (inducido por el hombre) y relacionado al ambiente. La vulnerabilidad siempre estará determinada por el origen y tipo de evento, la geografía de la zona afectada, las características técnico – constructiva de las estructuras existentes, la salud del ecosistema, el grado de preparación para el enfrentamiento de la situación por la población, la comunidad y los gobiernos locales, así como por la capacidad de recuperación en el más breve tiempo posible.

Zona agroecológica: se refiere a la división de la superficie de tierra en unidades más pequeñas, que tienen características similares relacionadas con la aptitud de tierras, la producción potencial y el impacto ambiental. Corresponde a una unidad cartográfica de recursos de tierras, definida en términos de clima, fisiografía y suelos, y/o cubierta de tierra, y que tiene un rango específico de limitaciones y potencialidades para su uso.

Zooterápicos: medicamentos para animales.

Nuestros SOCIOS BENEFACTORES

Elizalde & Riffel
Consultores en producción ganadera

provimi
Cargill

INTA
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Nuestros SOCIOS PROTECTORES

CREA

RTC
TECNOLOGÍA EN NUTRICIÓN ANIMAL

IPCVA
Instituto de Promoción de la Carne Vacuna Argentina

FAUBA

SOCIEDAD RURAL ARGENTINA
SRA
1866

Agradecimientos

Cadia
Centro Argentino de Ingenieros Agrónomos

CPIA
El Consejo de los Profesionales del Agro, Alimentos y Agroindustria

AAPA

Desde hace unos años diversas actividades humanas, como los sistemas de producción ganadera, especialmente aquellos más intensificados de producción de carne y leche bovina preocupan por su capacidad para contaminar el medio ambiente. Las demandas sociales surgen y esperan cambios hacia una ganadería sostenible. Los indicadores ambientales (IA), aplicados a la producción agropecuaria, surgen para facilitar la comprensión de fenómenos complejos, tales como los procesos productivos, y así poder dar respuesta a los desafíos de una mejor gestión predial y regional. En el ámbito de la Asociación Argentina de Producción Animal (AAPA) la iniciativa de los Talleres de Indicadores ambientales (2012 – 2019) fue creciendo hasta llegar a compilar en este libro los diferentes aspectos que hacen al trabajo con IA en ganadería de carne y leche bovina. Aquí se logran desarrollar conocimientos actuales respecto a impactos en el ambiente, construcción de indicadores para evaluarlos y monitorearlos, marcos conceptuales diversos, herramientas para la utilización de índices, y a diferentes escalas territoriales. Además, todo complementado con estudios de caso para diferentes aspectos claves. Está destinado a un público amplio, dado que tiene como propósitos presentar los saberes base relacionados con la alteración del ambiente agropecuario, los nuevos conocimientos surgidos en el Cono Sur sobre estas temáticas y algunas medidas de manejo preventivas aplicables. Es, entonces, una obra útil para los profesionales del sector agropecuario, productores, docentes y alumnos universitarios y terciarios. La intención no es solo transmitir conocimientos y experiencias, sino también sensibilizar a los actores involucrados para que generen acciones responsables asociadas a minimizar el impacto ambiental, manteniendo la productividad y viabilidad económica de los sistemas ganaderos.

EAAPA
EDITORIAL ASOCIACIÓN ARGENTINA DE PRODUCCIÓN ANIMAL