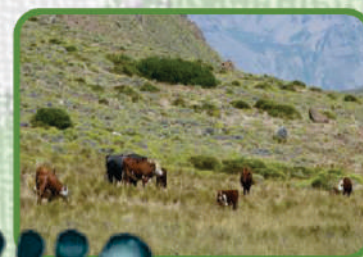
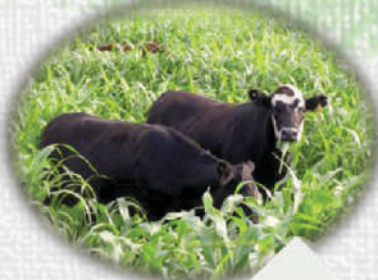


Indicadores Ambientales para la Producción Animal

Con énfasis en la producción animal bovina



Coordinación

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

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).

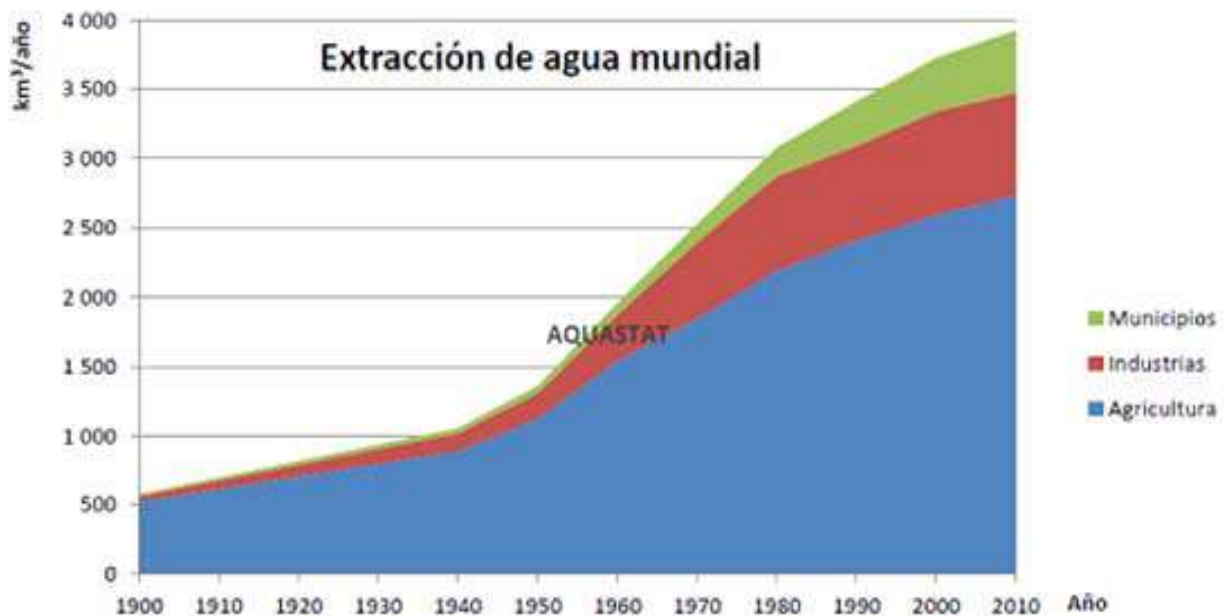


Figura 6.1: Extracción de agua mundial a lo largo del tiempo por los tres sectores principales: agricultura (incluye riego, agua para bebida y limpieza en ganadería y acuicultura), industria y municipios (Fuente, AQUASTAT¹, 2010).

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.

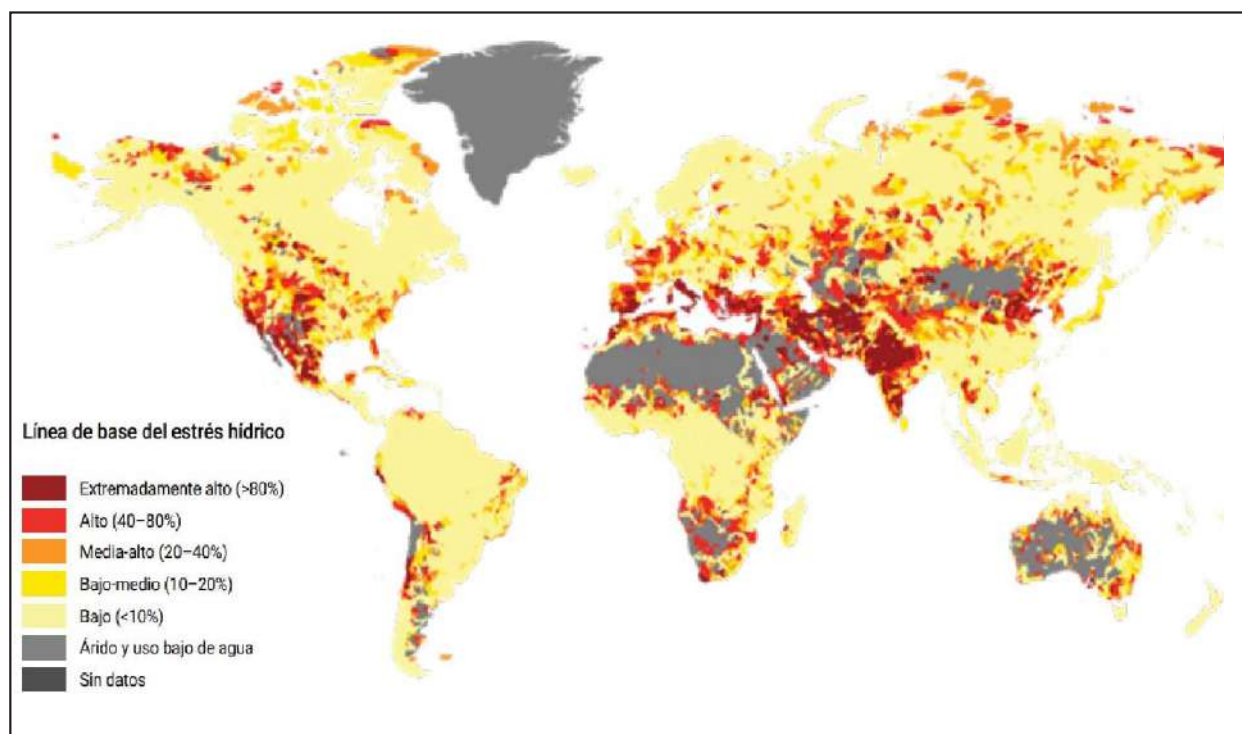


Figura 6.2: Mapa mundial de la línea base de estrés hídrico (%). Fuente: World Resources Institute [WRI], 2019 y UNESCO, ONU-Agua, 2020. Nota: La línea base del estrés hídrico mide la relación del total de retiros de agua con comparación al suministro de agua renovable disponible

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 Survey²)

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.

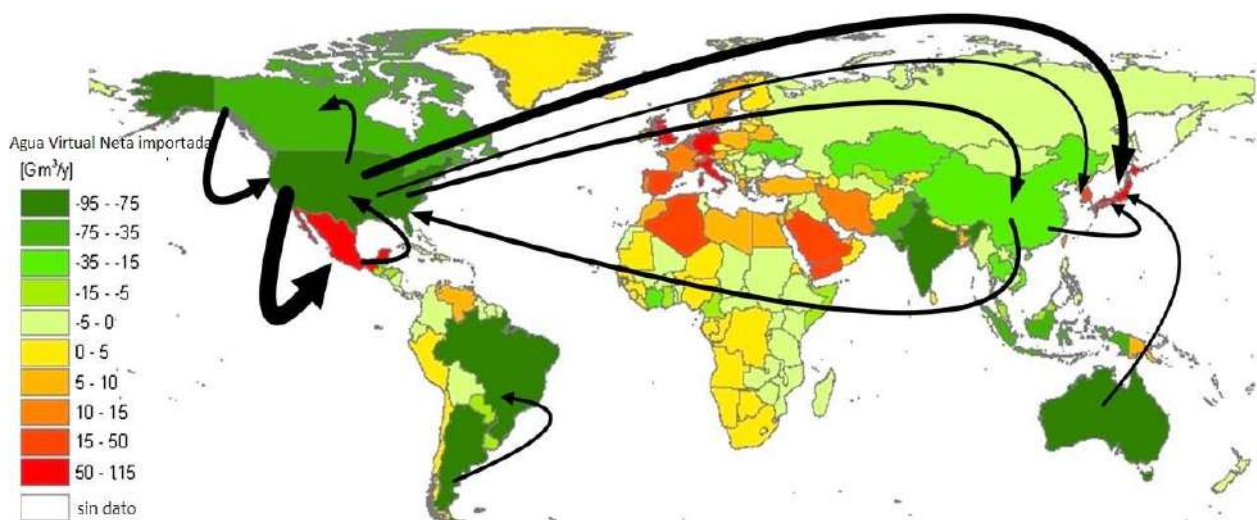


Figura 6.4: Balance de agua virtual por país y dirección de los flujos brutos de agua virtual relacionados con el comercio de productos agrícolas e industriales durante el período 1996–2005. Solo se muestran los flujos brutos mayores a 15 Gm³/año. Fuente: Hoekstra y Mekonnen, 2012

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).

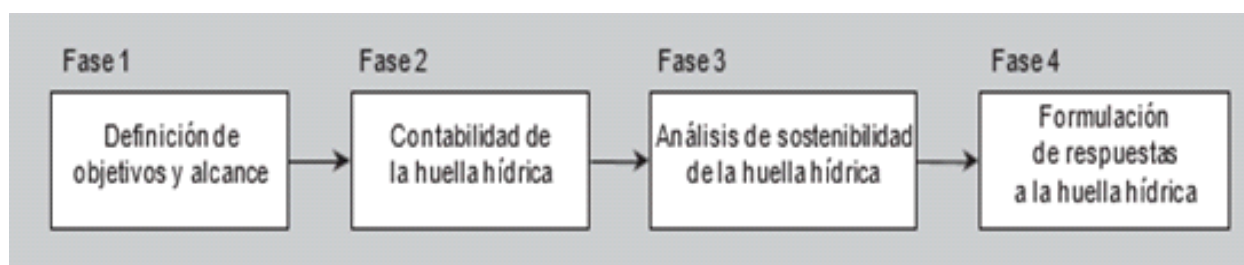


Figura 6.5: Fases de la evaluación de la HH (Fuente: Hoekstra, 2011).

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 (δ) dividido en la concentración máxima permitida ($c_{m\acute{a}x}$, 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 $c_{nat} = 0$.

$$HH_{proc,gris} = \frac{(\delta \times TA) / (C_{max} - C_{nat})}{R}$$

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, Quantis³ y Ecoinvent 3.0⁴, 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* (m³/mes) de agua menos la demanda por consumo humano *HWC* (m³/mes) y la demanda de los ecosistemas *EWR* (m³/mes) en relación con el *Área* (m²). 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 (m³/m²·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.

$$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6.4 \times WTA}} * (1/0.01 - 1)$$

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:

$$WP_{mass} = \frac{Mass\ output}{Q} \quad WP_{energy} = \frac{Energy\ output}{Q}$$

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

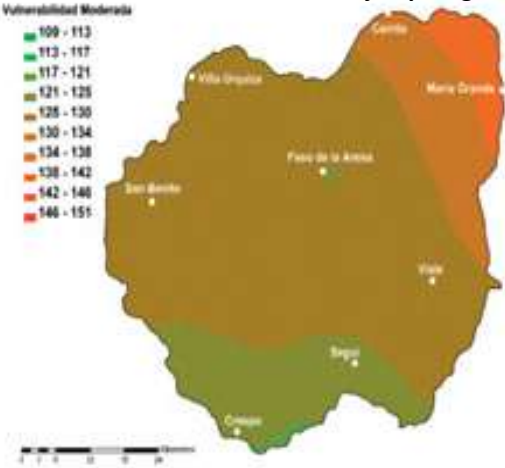
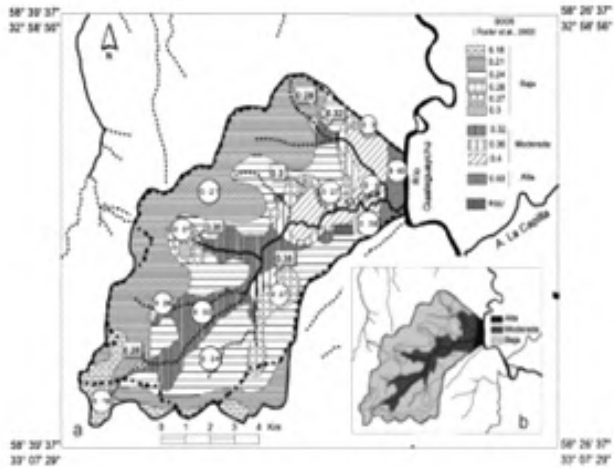
Existen diferentes metodologías para poder realizar el cálculo y mapeo de la vulnerabilidad (Auge, 2004). Fueron desarrollados por distintos grupos de investigación, y básicamente se diferencian por la complejidad de la información requerida y los parámetros que consideran. Desde un principio, los más 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 (<i>depth</i>): profundidad A R (<i>recharge</i>): recarga neta A A (<i>aquifer</i>): litología A S (<i>soil</i>): tipo de suelo S T (<i>topography</i>): topografía S I (<i>impact</i>): litología de zona no saturada A C (<i>hydraulic conductivity</i>): conductividad hidráulica A	G (<i>groundwater occurrence</i>): tipo de acuífero O (<i>aquifer class</i>): litología de la cobertura D (<i>depth</i>): 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 Sancí, 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 (AQUASTAT⁵, Banco Mundial, etc.) o de publicaciones científicas. Los datos se deberán relacionar con la unidad seleccionada para el análisis (m³ 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 (ET_o), que representa la pérdida de agua de una superficie cultivada estándar; la evapotranspiración del cultivo bajo condiciones estándar (ET_c) 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 ET_c (ET_{c 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 (*K_c*). 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 AQUACROP⁶, 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_o*) por el coeficiente del cultivo (*K_c*), donde $NAC = K_c \times ET_o$. Se asume que las necesidades de agua del cultivo se cumplen totalmente, cuando la evapotranspiración real del cultivo (*ET_c*) sea igual a las necesidades de agua del cultivo: $ET_c = NAC$ (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».

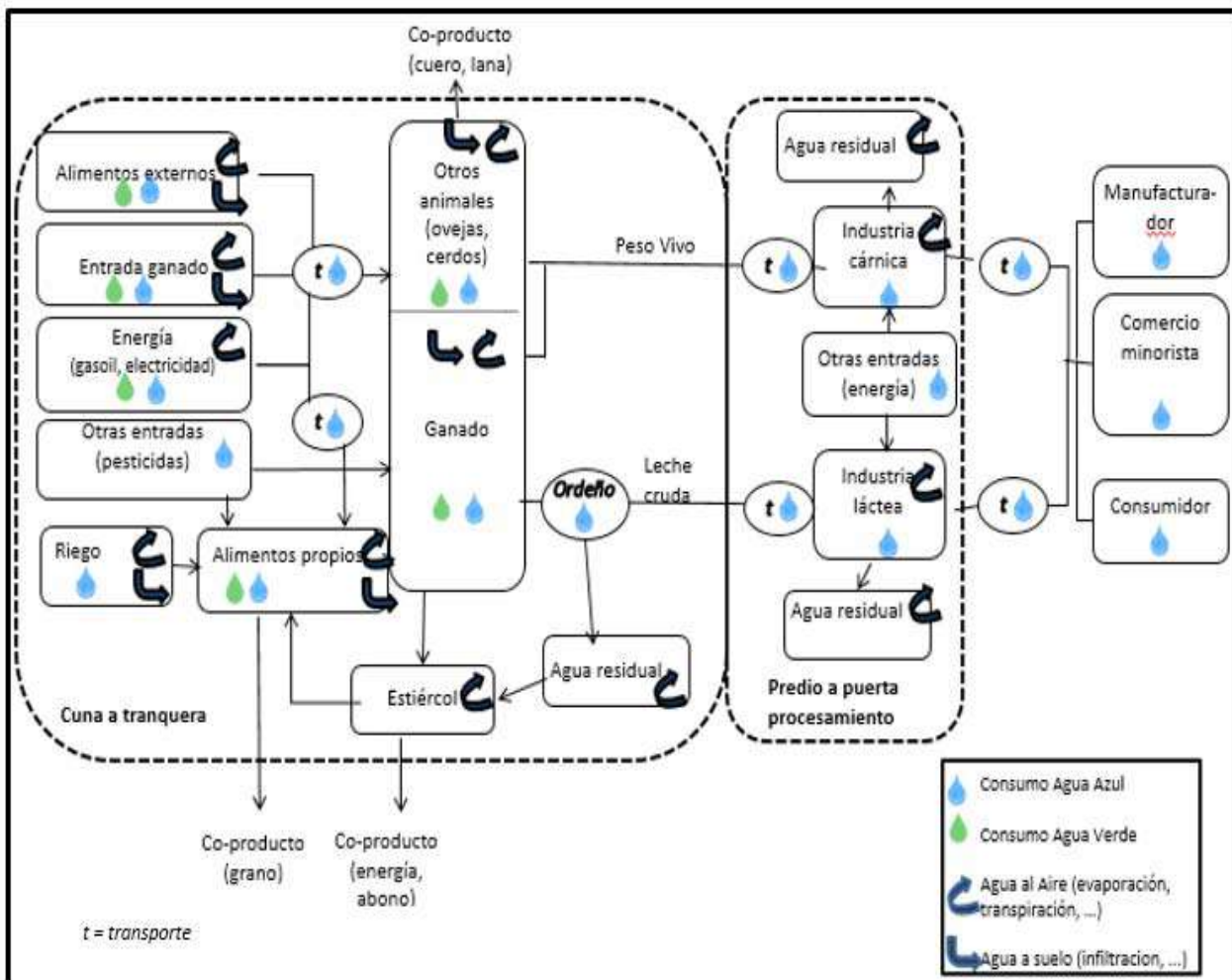


Figura 6.8: Límite del sistema y los principales flujos de agua de la producción lechera: «de la cuna al procesamiento» (Adaptado de FAO, 2019).

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. Proviene 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-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 $\leq 3/100$ 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	$15,99 + (1,58 \times \text{IMS (kg/día)}) + (0,90 \times \text{PL (L/día)}) + (0,05 \times \text{Na (g/día)}) + (1,2 \times \text{T}^{\circ} \text{ min. diaria (}^{\circ}\text{C)})$ 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 T ^o 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	$15,99 + (1,58 \times \text{IMS (kg/día)}) + (0,05 \times \text{Na (g/día)}) + (1,2 \times \text{T}^{\circ} \text{ min. diaria (}^{\circ}\text{C)})$ 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 T ^o 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	$(-18,67 + (0,3937 \times MT) + (2,432 \times IMS) - (3,870 \times PP) - (4,437 \times SD))$ <p>MT es la máxima temperatura expresada en °F</p> <p>IMS es la ingesta de MS expresada en kg/día</p> <p>PP precipitaciones expresadas en cm/día</p> <p>SD es el % de sal en la dieta</p> <p>Es una fórmula aproximada que se puede modificar por peso y estado fisiológico del animal</p>	Litros por animal y por día	Hicks et al., 1988
Consumo de agua en placa de refrescado	Establecimiento /instalación de ordeño	<p>2,5 a 3 L de agua x L de leche producida total a refrescar (L por vaca x N° de vacas en ordeño)</p> <p>En algunos casos se exceden estos valores por ausencia de dispositivo de corte de agua</p>	Litros de agua por día	Herrero, 2014 Taverna et al., 2004
Consumos de agua para limpieza de equipamiento de ordeño	Instalación de ordeño	<p>Máquina de ordeño= $[27,75 \times n^{\circ} \text{ unidades de ordeño} + 134,4]$</p> <p>Tanque de frío = $[0,0403 \times \text{capacidad tanque en litros}] + 11,153]$</p>	Litros de agua por día	Charlón et al., 2018
Consumos de agua en higiene de la ubre	Instalación de ordeño	<p>2 a 3,5 L de agua x ubre</p> <p>Puede ser mayor el consumo por pérdidas en el pico de final de la manguera para el lavado de pezones</p>	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 (HHAAb), 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 (EFAI= kg LC/kg MS) e intensidad alimenticia (IntAI=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 $1.510.339 \pm 829.137$ kg LC entre los tambos (CV = 55 %). La carga promedio fue de $0,9 \pm 0,36$ 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)		
	Dieta 1	Dieta 2	Dieta 3
Tipo de ración suministrada*			
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 m³/kg de carne): HHV + HHA
- **Huella Hídrica verde -HHV** (expresada en m³/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 m³/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 m³/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., Sancí, 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). Capítulo 1. Uso da água na produção de leite na Argentina. 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-, Brasília, 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://repositorioubas.sisbi.uba.ar/gsdli/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 Water Availability. *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 Huella 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](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 Journal of 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. *Water 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>