



Instituto Nacional de
Tecnología Agropecuaria

Publicación Miscelánea
ISSN 2314-3126
Año 2 – N° 1
Febrero 2014

INDICADORES UTILIZADOS PARA EVALUAR LA SUSTENTABILIDAD INTEGRAL DE LOS SISTEMAS DE PRODUCCIÓN DE LECHE CON ÉNFASIS EN EL IMPACTO AMBIENTAL

**Autores: María Paz Tieri¹, Eduardo Alberto Comerón¹, Mariela Alejandra Pece¹, María
Alejandra Herrero², Patricia Engler³, Verónica Charlón¹, Karina García¹.**

1. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Rafaela
2. Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, Argentina
3. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Paraná

Indice

1. Introducción	3
2. Indicadores para evaluar la sustentabilidad integral de los sistemas de producción de leche	7
2.1. Indicadores físicos y económicos	7
2.2. Indicadores de gestión ambiental	9
2.2.1. Los balances de nutrientes	9
2.2.2. Consumo y eficiencia en el uso de la energía fósil (balance energético)	14
2.2.3. Consumo y eficiencia en el uso del agua	18
2.2.4. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y la Huella de Carbono	21
3. Consideraciones finales	23
4. Bibliografía	24

Resumen

En este trabajo se presenta una revisión de los principales indicadores utilizados en diferentes países para evaluar la sustentabilidad integral de los sistemas lecheros, realizando hincapié en aquellos indicadores que pueden ser utilizados en la gestión ambiental de los predios en la Argentina. El conocimiento y la sensibilización actual sobre el impacto ambiental y en menor medida, de la producción animal en particular, han desencadenado la investigación sobre el desarrollo de indicadores para evaluar la sustentabilidad ambiental, como por ejemplo los balances de nutrientes, el consumo y la eficiencia en el uso de la energía y el agua, y las emisiones de los sistemas productivos. Estos indicadores deben ser analizados en conjunto con indicadores físicos y económicos utilizados en estos sistemas productivos. La utilización de los mismos ha permitido tener una aproximación del impacto que las prácticas agropecuarias tienen en un sistema productivo y agroecosistema determinado. Los indicadores a escala predial facilitan a los productores el diagnóstico para poder actuar en consecuencia e ir mejorando su condición frente a normativas de regulación que exigen los diferentes mercados y normativas incipientes en las diferentes regiones productivas del país. Encontrar el equilibrio entre la producción lechera y el grado de impacto que puede ser aceptable para la sociedad, es la clave para lograr la producción lechera sustentable, reduciendo al mínimo la contaminación del agua, aire y suelo, preservando y mejorando el medio natural y haciendo un uso racional de los recursos.

1.- Introducción

En los últimos treinta años, se ha avanzado considerablemente en el estudio del impacto ambiental y el desarrollo sustentable, existiendo una mayor preocupación por mejorar o mantener la calidad del ambiente. Un sistema de producción sustentable debe tener la aptitud de mantener su productividad y de sostener su utilidad a la sociedad indefinidamente, conservando los recursos naturales, preservando el medio ambiente y siendo económicamente competitivos y rentables. En el caso de los sistemas agrícolas, los rumiantes han tenido y seguirán teniendo un papel importante en la sustentabilidad de los mismos. Esto se debe a

que son particularmente importantes y necesarios en la conversión de los recursos pastoriles y residuos de cultivos u otros subproductos de alimentos para los humanos.

La lechería bovina argentina es una de las cadenas agroalimentarias que mayores transformaciones ha experimentado. En las últimas dos décadas, el sector primario lácteo ha tenido un importante crecimiento de la producción lechera como consecuencia de una mayor eficiencia productiva acompañada por un sostenido proceso de intensificación. Los procesos de intensificación en tambos con una fuerte base pastoril, se han producido por la adopción de cambios tecnológicos disponibles (Carbó, 2011). Paulatinamente, la mayor parte de los tambos comerciales pasaron de modelos más extensivos (baja carga animal = menos de 1 VT/ha VT/año, verdes y campos naturales, nula a baja suplementación, etc.) a modelos de mayor complejidad (media carga animal = entre 1,2 a 1,7 VT/haVT/año, pasturas y cultivos anuales, uso de silaje de planta entera, dietas mejor balanceadas con niveles de suplementación altos) (documento interno del programa nacional leche del INTA, 2010). Dicho proceso permitió también un incremento del beneficio económico obtenido, con un uso progresivo de los recursos disponibles y un aumento de los desechos. Por otro lado, existe una gran demanda de un recurso escaso, la tierra, donde los sistemas ganaderos se ven obligados a integrarse a modelos mixtos agrícola-ganaderos, cediendo superficie a la agricultura por su mayor retorno económico por peso invertido y su mayor simplicidad productiva. Sin embargo, existen evidencias de que los procesos orientados exclusivamente a maximizar la productividad y mejorar el resultado económico, generan repercusiones a nivel ambiental y de sustentabilidad del sistema en su conjunto (Beegle *et al.*, 2000; Carbo, 2011).

La ganadería en general, puede contribuir a generar impactos en el sistema de producción a través de diferentes vías (Herrero y Gil, 2008), las cuales son presentadas en la Tabla 1. La intensificación del sistema de producción agropecuario incrementa los flujos de energía y nutrientes, y lo expone a procesos de contaminación (Viglizzo y Roberto, 1997). A medida que la actividad pecuaria se intensifica, hasta llegar a sistemas donde los animales permanecen mayor cantidad de horas encerrados, los residuos animales pueden producir grandes impactos en el ambiente (Herrero et al., 2006a).

Tabla 1. Aspectos ambientales afectados por los sistemas de producción animal (Adaptado de Herrero y Gil, 2008)

Problema	Recurso afectado	Impacto	Grado de contribución	Escala de impacto
Nitratos (NO ₃ ⁻)	Agua (calidad)	Eutrofización y salud	Importante	Local (predio) Regional (cuenca)
	Economía	Pérdidas a productores y costos de remoción		Nacional/internacional (costas)
Nitritos (NO ₂ ⁻)	Agua (calidad)	Vida acuática y salud	Importante	Local (predio) Regional (cuenca)
Amoníaco (NH ₃)	Lluvia ácida Toxicidad directa	Acidificación de suelos Eutrofización	Importante	Local (predio) Regional (cuenca) Nacional/internacional
Oxido nitroso (N ₂ O)	GEI Interacción con ozono	Calentamiento global	Importante	Global
Oxido nítrico (NO)	Precursor del ozono troposférico	Calentamiento global	¿Menor?	Global
Fósforo (P)	Agua (calidad) Salud Economía	Eutrofización Toxinas (algas) Costos de remoción	Importante y en incremento	Local (predio) Regional (cuenca) Nacional/internacional
Metano (CH ₄)	GEI	Calentamiento Global	Importante	Global

GEI: Gases de efecto invernadero.

Los problemas ambientales en los sistemas de producción animal bovina intensificados están casi totalmente relacionados al manejo de las excretas y en consecuencia, al manejo de los nutrientes y la nutrición animal (Herrero et al., 2006a). En países desarrollados se ha demostrado que existe una fuerte relación causa-efecto entre la actividad ganadera y la contaminación difusa de los cursos de agua superficiales, en especial de su eutrofización por altas concentraciones de nitrógeno (N) y fósforo (P) (Alfaro y Salazar, 2005). Además, los sistemas de producción animal pueden constituir fuentes significativas de emisiones de gases de efecto invernadero. El consumo de energía fósil, tanto en forma directa como indirecta contribuye a las emisiones de dióxido de carbono (CO₂), el cual junto con el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O) generan el llamado efecto invernadero (Lewandowski y Faaij, 2005; Denoia et al., 2008). Por lo tanto, el uso de la energía fósil puede resultar en graves impactos ambientales.

En este contexto, cuantificar el impacto de la lechería bovina sobre la sustentabilidad de los sistemas agropecuarios es de gran importancia. Existen diversos indicadores para medir el

sustentabilidad mediante enfoques sistémicos que incluyan indicadores productivos, socio-económicos y ambientales, ha recibido atención recientemente, dado su potencial como herramienta para la toma de decisiones. La utilización de indicadores es un medio reconocido para analizar tendencias y minimizar riesgos en distintos ámbitos de investigación (Engler *et al.*, 2013).

Un indicador es una medida cuantitativa o cualitativa para la síntesis de informaciones sobre procesos complejos, eventos o tendencias de una realidad dada. Una manera de diagnosticar el estado de los sistemas agrícola-ganaderos es la construcción de indicadores de sustentabilidad. Estos indicadores permiten conocer de manera particularizada, las necesidades de manejo de cada sistema, con miras a mantener o mejorar la productividad, reducir riesgos e incertidumbre, aumentar los servicios ecológicos y socioeconómicos, proteger la base de recursos y prevenir la degradación de suelos, agua y biodiversidad, sin disminuir la viabilidad económica del sistema (Altieri, 1997). Sin embargo, el carácter complejo e interdependiente de los tres pilares del desarrollo sostenible: económico, ambiental y social ha planteado un desafío a quienes han tratado de elaborar y utilizar indicadores para medir tal desarrollo (Engler *et al.*, 2013). Además, es necesario contar con indicadores adecuados a las situaciones locales de los sistemas en cuestión, que permitan evaluar la sustentabilidad integral de los sistemas lecheros.

En la actualidad, existe una serie de metodologías nacionales para evaluar la productividad y el resultado económico de los sistemas productivos. En el caso del impacto ambiental, hay diferentes métodos desarrollados a nivel internacional (Van der Werf y Petit, 2002; Goodlass *et al.*, 2003 citados por Thomassen y Boer, 2005), existiendo además diferencias entre los métodos de evaluación ambiental. Por un lado se cuenta con el método que está orientado hacia el proceso, el cual es ampliamente utilizado en los sistemas de producción agropecuaria y su enfoque se centra en la contabilidad de las entradas (inputs) y salidas (outputs) del sistema, considerando al predio como una caja negra. La diferencia entre los aportes y las pérdidas de nutrientes (productos) se supone que se pierde hacia el ambiente (Ondersteijn *et al.*, 2002; Goodlass *et al.*, 2003 citados por Thomassen y Boer, 2005). Por otro lado, existe el método del “análisis del ciclo de vida” que evalúa las emisiones y los impactos de la cadena de producción, en relación con los tipos y cantidades de los productos producidos. Tal método

permite calcular el impacto ambiental de una explotación agropecuaria de forma integrada a lo largo del ciclo de vida de su producto.

2. Indicadores para evaluar la sustentabilidad integral de los sistemas de producción de leche.

Los indicadores son una componente esencial en la evaluación del proceso hacia un desarrollo sustentable. Son conceptualmente una señal que debe ser cuantificable (Gallopín, 1997). Pueden ser definidos como variables que sintetizan información útil que nos permiten ir observando y analizando las tendencias sobre cambios en este caso en el medio ambiente o el estado del mismo, con el objetivo de proveer una base empírica y numérica para el conocimiento de los problemas, y el cálculo de su impacto. Resultan una herramienta útil para la toma de decisiones y permiten estudiar la evolución e impacto de las diferentes tecnologías. Los indicadores deben ofrecer información importante y significativa para la evaluación del sistema y, al mismo tiempo, ser sensible a los cambios en el tiempo y espacio. Además, deben ser aceptados universalmente, deben ser sencillos de calcular y de bajo costo, requieren fundamento científico y deben permitir un monitoreo periódico. También, es muy importante que sean objetivos, centrados en aspectos claros y que reflejen realmente el atributo de sustentabilidad que se quiere evaluar (López- Ridaura *et al.*, 2005).

Existen diversos indicadores para medir el impacto que tienen los diferentes manejos que se realizan sobre el agroecosistema. Estos indicadores, en los sistemas lecheros, pueden ser: físicos/productivos, socioeconómicos y ambientales.

2.1.- Indicadores físicos y económicos

Del análisis global de la información proveniente de encuestas o gestión de tambos (CREA, universidades, INTA), se muestra que el indicador productivo más utilizado es la "productividad física" expresada en litros de leche/unidad de superficie es decir hectárea (ha) según la carga en Vaca Total (VT)/año existentes en el predio. Este indicador relaciona la producción de leche con la superficie afectada a las VT, es decir, indica eficiencia productiva en relación al recurso

más escaso en sistemas de producción pastoriles, que es la tierra. Estos valores se manejan principalmente para sistemas de base pastoril con suplementación de forraje conservado y concentrado y una escala inferior a 250 vacas. El valor de este indicador surge del producto de: la carga animal (VT/ha VT/año), la producción individual (litros de leche/vaca/día), y la eficiencia reproductiva (relación vaca en ordeño : vacas totales). Este indicador presenta dos ventajas:

- a) los datos que se requieren para su cálculo están disponibles en todos los tambos
- b) está positivamente correlacionado con los indicadores económicos (ejemplo, Ingreso Neto o Resultado Operativo según INTA o AACREA respectivamente).

Según la actualización del trabajo realizado por *Andreo et al.* (1997) sobre un conjunto importante de tambos, se demuestra que esa relación entre la productividad física y el resultado económico es asintótica, siendo el valor de equilibrio para obtener el máximo beneficio económico alrededor de los 11 a 12.000 litros/ha VT/año (Comerón, 2007). Además, para que esa eficiencia sea sustentable en el tiempo, la carga animal no debería superar los 1,7 VT/haVT/año (minimizando el riesgo de producción de forrajes debido a la variabilidad climática y aptitud de suelos), con una producción individual de 6.500-7.000 litros por lactancia a 300 días (requerimientos que pueden ser cubiertos por alimentos de fácil disponibilidad y con precios competitivos). Sin embargo, a nivel de unidades experimentales y en este caso referido al EEA INTA Rafaela, los valores de productividad alcanzada con animales raza Holando y Jersey fueron superiores a los 16.000 litros de leche/haVT/año (Comerón, 2007). También, *Baudracco et al.* (Baudracco *et al.*, 2011) con animales cruce Holando x Jersey informaron un valor promedio durante los dos años de evaluación de 17.200 litros y 1.400 kg GB+PB/ha VT/año, siendo en todos los casos acompañados por beneficios económicos favorables (Comerón, 2010). Sin embargo no se puede decir que estos valores se encuentran en el máximo, o en qué tramo de la función de producción se encuentran.

Con respecto a los aspectos económicos, la sustentabilidad de los sistemas productivos significa poder garantizar la retribución a todos los factores de la producción de manera tal que continúen en la actividad a través del tiempo, con una visión de largo plazo. Por factores de la

producción se cuenta la tierra, el capital, el trabajo y el gerenciamiento. En esta dimensión de la sustentabilidad se aplican los indicadores económicos relacionados con el ingreso neto anual y la rentabilidad de los sistemas de producción de leche. Ningún sistema es sustentable si no es económicamente viable.

El ingreso neto anual corresponde al monto residual, luego de descontar al ingreso bruto (volumen total producido al año valorado por su precio de mercado) los gastos directos, gastos de estructura y amortizaciones. Se considera que estos fondos remuneran a los factores de la producción involucrados (tierra, capital, trabajo y gestión empresarial) una vez cubiertos los gastos operativos, de estructura y la depreciación del capital. Teóricamente, el valor resultante de este indicador debería cubrir todos los costos (gastos + amortizaciones) y el crecimiento patrimonial de la empresa. Constituyen los ingresos que permitan el bienestar para todas las familias vinculadas al predio, con capacidad de ahorro y de reinversión en la empresa.

La rentabilidad (sin tierra) es la tasa de interés anual que se obtiene de los capitales inmovilizados en el ejercicio productivo, en este caso exceptuando el valor de la tierra. Es el ingreso neto o al capital expresado en porcentaje respecto al activo promedio (menos la tierra). Este indicador permite estimar la capacidad o el tiempo de recuperación de la infraestructura de la empresa. Al no considerar la tierra dentro del capital invertido, se aísla el efecto de eventuales fluctuaciones o distorsiones causadas por el valor de la tierra.

2.2.- Indicadores de gestión ambiental

En la Argentina se ha registrado, en los últimos años, una tendencia a la intensificación y concentración de los rodeos lecheros, con su posible impacto ambiental. Existen diversos indicadores utilizados en diferentes países para evaluar la gestión ambiental de los sistemas productivos, los cuales son socialmente aceptados (Gallopín, 1997). A continuación se definirán los principales indicadores utilizados para la evaluación del impacto ambiental de los sistemas lecheros.

2.2.1.- Los balances de nutrientes

Un reto para la producción animal es el manejo de nutrientes, tanto desde una perspectiva ambiental, como económica (Herrero y Gil, 2008). Esta es un área de reciente interés para la

investigación, como forma de disminuir la contaminación por nitrógeno, fósforo y otros nutrientes en los sistemas ganaderos de carne y leche. A medida que la actividad pecuaria se intensifica hasta llegar a producciones donde el ganado pastorea muy pocas horas por día, o directamente permanece estabulado, los residuos animales pueden producir grandes impactos en el ambiente (Herrero *et al.*, 2006a). Los animales en pastoreo eliminan al sistema entre el 60 y el 70 % del nitrógeno y fósforo ingeridos, mediante las excretas (heces y orina), permaneciendo una escasa proporción en los productos animales (Van Horn *et al.*, 1994, Misauri *et al.*, 1998; Diaz-Zorita *et al.*, 2001). A su vez, los efluentes generados pueden ser una efectiva fuente de nutrientes para las plantas y además una gran cantidad de los mismos pueden ser reciclados a través de la producción de forraje. Combinar la producción de forrajes con la utilización de los efluentes es una buena opción para evitar, por un lado, la contaminación del ambiente y por el otro, aumentar la oferta de forraje. La combinación óptima de éstos va a depender de las características del predio y de las condiciones locales específicas.

Una herramienta que se utiliza como indicador de manejo de nutrientes es el balance de nutrientes, el cual sirve para cuantificar (presupuestar) la entrada y salida de nutrientes de los sistemas productivos, favoreciendo su manejo apropiado, en aspectos asociados a su eficiencia de utilización y el impacto potencial sobre el medio ambiente. Además, estos balances, o “desbalances”, representan el excedente del nutriente que permanecerá dentro del sistema de producción y podrá indicar una “medida” de la cantidad de ese nutriente que puede ser reciclado al utilizarse como fertilizante (Koelsh y Lesoing, 1999). Por lo tanto, son de gran valor para evaluar la eficiencia en el uso de los nutrientes (ahorrar uso fertilizantes y concentrados y por ende reducir los costos), la sustentabilidad a largo plazo y el impacto ambiental de los sistemas productivos (Watson y Stockdale, 1999; 15).

En la Unión Europea (UE) es obligatorio su cálculo anual por los productores. Algunos países comenzaron a realizarlo en 1993, como es el caso de Holanda. En USA, también es realizado en diferentes estados como California, Maryland y Florida. Existen distintas metodologías, aplicadas a su vez para diferentes fines y por distintos países. Por ello, los resultados obtenidos por las diferentes metodologías no son comparables entre sí (Tierl *et al.*, 2011).

Los sistemas de producción animal generalmente tienen baja eficiencia del uso de nutrientes (consumidos versus retenidos por el animal en carne o leche), lo cual representa un riesgo de contaminación hacia el medio ambiente junto con las pérdidas económicas que esto representa (Jarvis, 1993; Oenema y Van den Pol-Van Dasselaar, 1999). La baja eficiencia de los sistemas animales se debe a la propia ineficiencia del animal, en este caso los rumiantes, en convertir los nutrientes ingeridos en productos (lana, cuero, carne o leche). El exceso es excretado en heces y orina, retornando directamente sobre la pradera durante el pastoreo. Uno de los aspectos que más fuertemente afecta un balance es la contribución del o de los nutrientes a través de los fertilizantes y los alimentos que se haga al sistema productivo (Carbó, 2011).

No existe una única manera de determinar o calcular los balances de nutrientes y el método a seleccionar deberá contemplar el propósito buscado con su aplicación o del tipo de nutriente con el cual se va a trabajar (Oenema y Heinen, 1999). En este sentido, existen mayores incertidumbres en los sistemas pastoriles, en los cuales, por ejemplo, el ingreso de nitrógeno vía fijación biológica de nitrógeno (FBN) está sujeto a diferentes formas de estimación lo que lleva a gran variabilidad de cálculo y resultados. No ocurre lo mismo en sistemas estabulados en los cuales los nutrientes que “ingresan” al sistema provienen casi exclusivamente del alimento externo, aspecto que facilita su cuantificación.

Los balances de nutrientes se calculan como la diferencia entre las entradas y salidas de un nutriente en un sistema determinado, pudiendo ser enfocado a distinto nivel de resolución y/o precisión que se requiera: región, macrocuenca, predio, potrero, parcela experimental, etc. Los más comunes son los balances “prediales”. Este tipo de balance brinda información del manejo del área y la eficiencia de conversión en producto de los nutrientes utilizados, y por su facilidad de cálculo es el más usado en la determinación de políticas y reglamentos ambientales en diferentes países, pudiendo ser con cierto grado de facilidad utilizado por el productor y/o por su asesor.

Balances de nutrientes a nivel predial

El balance de nutrientes a escala predial se estima como la diferencia entre la cantidad de nutrientes que entran y que salen de un sistema definido en el espacio y en el tiempo. Para todos los nutrientes, los ingresos al predio se estiman a partir de las cantidades de fertilizantes,

concentrados, forrajes, animales y deposición atmosférica (Figura 1). El ingreso de nitrógeno mediante fijación biológica por leguminosas (FBN) es una fuente importante, especialmente en sistemas pastoriles, que resulta necesario cuantificar. Sin embargo, conocer los valores reales de fijación para diferentes tipos de recursos forrajeros, es difícil y costoso (Herrero et al., 2006a). Por lo tanto, esta debe ser estimada. Para ello existe una metodología que consta del producto entre la concentración de N de la biomasa total del recurso forrajero fijador por un factor de fijación de 0,6 (Heichel *et al.*, 1984; Bacon *et al.*, 1990; Klausner, 1993; Dou *et al.*, 1998; Herrero et al., 2006b; Carbó, 2011).

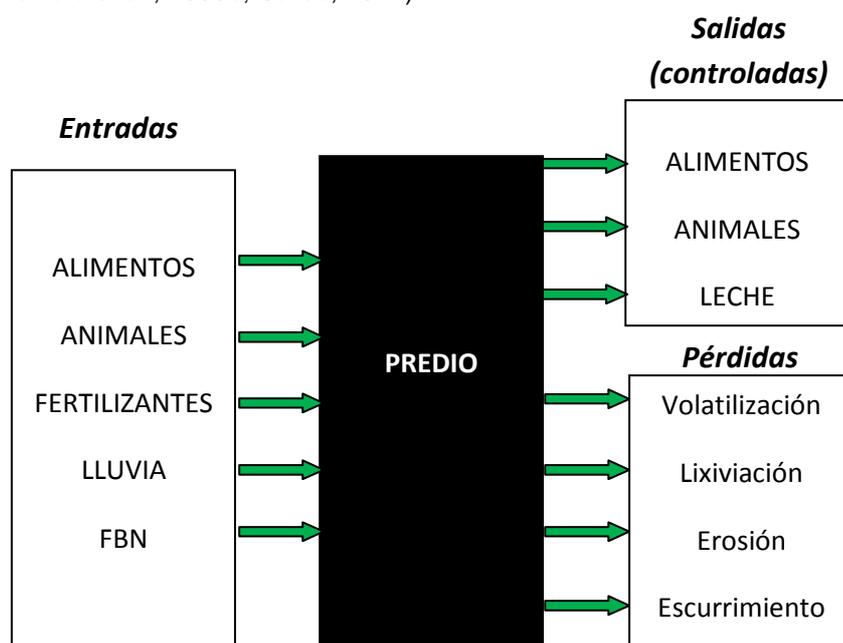


Figura 1: Entradas y salidas de nutrientes de un predio (Fuente: Tieri *et al.*, 2011)

Los nutrientes son removidos del sistema como animales y productos vendidos (carne, leche, lana, granos, forrajes, estiércol que se vende como abono, etc.). Además, el nitrógeno puede perderse además vía lixiviación, volatilización y desnitrificación mientras que el fósforo y otros minerales vía escurrimiento, considerándose también como salidas del sistema (Goh y Williams, 1999). Sin embargo, estas pérdidas no son generalmente utilizadas para el cálculo de los balances, ya que excepto que se tengan estimaciones y cálculos locales, no se tienen propuestas de cálculo para su estimación. Por otro lado, la diferencia entre el ingreso y las salidas determinará la eficiencia del predio y dicho valor puede usarse como un indicador del riesgo ambiental del predio.

$$\text{Balance} = \Sigma \text{ ingresos} - \Sigma \text{ salidas}$$

Unidades = flujo neto / unidad tiempo/unidad área

Balance = (alimentos + animales + fertilizantes + FBN + lluvia) – (animales + alimentos + leche/carne).

Si este valor es positivo, da cuenta de una acumulación o ganancia de nutrientes, y por el contrario, si es negativo implica una agricultura de "minería" con una sobre explotación de la fertilidad del predio.

En base a los resultados obtenidos en los balances prediales, se pueden calcular los siguientes Indicadores para evaluar la eficiencia de utilización de los nutrientes publicados por Herrero *et al.* (2006a).

- Indicador de Uso de Nutrientes (IUN %) = $(\text{exceso N-P} / \text{ingreso N-P}) * 100$
- Indicador de Consumo de Nutrientes (ICN) = $\text{ingreso N-P} / \text{egreso N-P}$
- Eficiencia Global del Balance (EGB %) = indica que proporción del nutriente total ingresado al predio sale del mismo en los productos leche y carne. $\text{EGB (\%)} = (\text{egreso N-P} / \text{ingreso N-P}) * 100$

Balance de nutrientes en sectores determinados

En los sistemas pastoriles el ganado consume nutrientes de los forrajes y suplementos. Una parte de los mismos es exportada desde el establecimiento con los productos y la otra es excretada en heces y orina. En los sistemas de producción de leche de base pastoril, dichos nutrientes reingresan al sistema a través de una distribución irregular de las excretas (heces + orina) (Herrero *et al.*, 2006b) o, si las excretas suceden en alguna instalación, estas pueden ser recolectadas y reutilizadas. En estos sistemas el tiempo diario de permanencia de los animales en el área de ordeño (instalaciones y corrales de alimentación) es variable; depende del manejo de los animales y del diseño de las instalaciones, convirtiendo a este sector en el área de mayor acumulación de nutrientes y restando reposición de fertilidad en los potreros (Herrero *et al.*, 2006b). Este tipo de balance nos permite cuantificar los excedentes de nutrientes transferidos anualmente al sector de ordeño (instalaciones) y/o de suplementación (corrales), en relación con los tiempos de permanencia diario de los rodeos según el manejo aplicado. Se puede de esta forma, estimar la cantidad de nutrientes que se encuentra en el estiércol y que, además de mostrar el impacto de la acumulación de excretas en un sector, indica cuanto de

éstos nutrientes podrían ser reutilizados como fertilizantes (Herrero, 2005). Además, y dado que estos balances se calculan sobre el rodeo de ordeño, se pueden evaluar las eficiencias nutricionales.

Balance del rodeo de ordeño= Ingreso (I) por alimentos VO (kg N-P/año) - Egresos (E) por leche VO (kg N-P/año).

Con el fin de generar un valor general, que permitiera estimar la cantidad de nutrientes que sería depositada en las instalaciones, se puede tomar como parámetro el criterio de la Dairying and the Environment Committee (2006) que toma en cuenta las horas de actividad de las vacas y divide el bosteo equitativamente entre éstas. Para calcular este valor se debe tomar como 100% al bosteo diario (16 horas de actividad) y se determina el porcentaje correspondiente a cada hora. Con dicho valor se estima el bosteo en los corrales de encierro del tambo y de alimentación, considerando el tiempo de permanencia de los animales en los mismos. Para calcular la permanencia real de la totalidad del rodeo de ordeño en los corrales de encierro del tambo, se debe tomar la permanencia de la totalidad de las vacas la mitad del tiempo, es decir que si un rodeo de 100 vacas se ordeña en 2 horas por ordeño (según tipo de instalación) cada vaca estará en promedio 1 hora por ordeño en el tambo (las primeras sólo permanecerán allí 10 minutos y mientras que las últimas lo harán durante las 2 horas que dura el ordeño).

La estimación de los efluentes producidos en dicha área permitirá entonces calcular la cantidad de nutrientes que son transferidos a este sector, a la instalación de ordeño, que tienen el potencial de ser reutilizados dentro del establecimiento. La cuantificación de lo que queda en estos sectores es importante, ya que determina el porcentaje de nutrientes que se transfiere desde el resto del campo a esos corrales.

2.2.2.- Consumo y eficiencia en el uso de la energía fósil (balance energético).

El uso eficiente de los recursos es uno de los activos más importantes de la producción "ecoeficiente" y sustentable. Este es un enfoque de gestión que se reconoció en la Cumbre de Río de 1992 como una manera de que las empresas contribuyan al desarrollo sustentable (Meul *et al.*, 2007). La producción ecoeficiente se suma al principio "producir más con menos" y con el mínimo impacto ambiental (WBCSD, 2000; Jollands *et al.*, 2004 citados por Meul *et al.*, 2007), siendo uno de los aspectos principales la eficiencia en el uso de la energía.

La energía debe considerarse un bien de uso personal y social, indispensable para el desarrollo económico y el bienestar individual y general. Dicho bien afronta desde fines del siglo XX una problemática muy específica. Las que parecieron inagotables fuentes de energía para la humanidad, hoy son reservas sospechadas de pronta escasez, que obligan a una gestión más responsable y comprometida y a idear propuestas alternativas. Recientemente la Organización de la Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) propone a la energía y el agua como los dos temas centrales para la humanidad en el próximo milenio, enfatizando que no es posible pensar en términos de desarrollo sustentable sin incluir el uso racional de la energía (Montico *et al.*, 2007).

Los servicios de la energía son ingredientes esenciales para el crecimiento y el desarrollo futuro. La actividad agropecuaria es un importante, pero no dominante, usuario de la energía en países en vía de desarrollo en comparación con países con alto grado de industrialización (Uhlir, 1999 citado por Denoia *et al.*, 2008). El incremento de la productividad de las actividades agropecuarias en regiones no desarrolladas, debe contemplar aumentos en el ingreso de energía mejorando también la generación de alimentos y optimizando el desarrollo económico rural (Montico *et al.*, 2007; Denoia *et al.*, 2008). Por otra parte, los sistemas agropecuarios son también productores de energía, transformando la aportada por el sol, en alimentos para los seres humanos y los animales. El consumo de energía fósil por parte de los sistemas agropecuarios, contribuye a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Lewandowski, 2005; Denoia *et al.*, 2008). Por lo tanto, su uso ineficiente puede resultar en graves impactos ambientales. La reducción de las emisiones de los GEI exige una disminución del uso de combustibles fósiles. En parte, esto se puede lograr mediante el uso de fuentes de "energía verde", como la eólica, la bioenergía y la solar, o bien por un incremento sustancial de la eficiencia de uso de la energía (Corre *et al.*, 2003 citados por Meul *et al.*, 2007). Para lograrlo se requiere del conocimiento sobre el uso de energía en los diferentes sistemas de producción.

El consumo y la eficiencia de uso de energía fósil (EF) expresan procesos de intensificación de los sistemas productivos y muestran su riesgo ecológico potencial. Por lo tanto, el objetivo de ambos indicadores es determinar el consumo de energía de un conjunto y calcular su eficiencia de uso para poder estudiar los cambios que ocurrirán durante el proceso de intensificación del establecimiento. Se considera energía directa a aquella

Para poder calcular el balance energético (ingreso – egreso) y la eficiencia en el uso de dicha energía, se deben utilizar coeficientes equivalentes de energía para productos vegetales y pecuarios destinados al consumo y emplear el método de análisis de procesos (Meul *et al.*, 2007), considerando todos los ingresos de energía (directa e indirecta) al sistema, caracterizados a través de flujos de materia física (Denoia *et al.*, 2008). En la tabla 2 se presenta un listado de los valores energéticos de los distintos insumos y productos.

Tabla 2.- Coeficientes energéticos de insumos y productos

Concepto	Unidad (U)	Mj/U	Referencias
<u>Semillas</u>			
Maíz	kg	32,99	
Alfalfa	kg	16,62	
Trébol rojo	kg	16,62	Heichel, 1980, citado por Santos <i>et al.</i> , 2000.
Trébol blanco	kg	16,62	
Cebadilla	kg	16,62	
Avena	kg	16,62	
<u>Herbicidas</u>			
Glifosato	litro	418,0	
Glifosato (FG)	Kg	418,0	
Flumetsulan	litro	418,0	Pimentel, 1980; Vilche <i>et al.</i> , 2006
Metsulfurón	litro	418,0	
2,4 D	litro	418,0	
Dicamba	litro	418,0	
<u>Insecticidas</u>			
Lamdacialotrina	litro	363,3	Pimentel, 1980; Vilche <i>et al.</i> , 2006
Cloronicotilínico	litro	363,3	
Clorpirifos	litro	363,3	
<u>Fertilizantes</u>			
UREA	kg	58,0	Viglizzo <i>et al.</i> , 2009
P ₂ O ₅	kg	15,8	Hülsbergen <i>et al.</i> , 2001
K ₂ O	kg	9,3	Hülsbergen <i>et al.</i> , 2001
<u>Otros Insumos</u>			
Lubricantes	litro	3,6	Delgaard <i>et al.</i> , 2001
Gas Oil	litro	43,3	Leach, G., 1976
Electricidad	kWh	14,4	Leach, G., 1976
Maquinarias	litro gas oil	12	Delgaard <i>et al.</i> , 2001
<u>Alimentos para ganado</u>			
Balanceado	kg	16,33	Viglizzo <i>et al.</i> , 2009
Maíz molido	kg	15,3	Hülsbergen <i>et al.</i> , 2001
Semilla de algodón	kg	13,36	CNA-UNR (Vilche <i>et al.</i> , 2006)
Expeller de soja	kg	25,53	Viglizzo <i>et al.</i> , 2009
Balanceado recría	kg	11,67	Viglizzo <i>et al.</i> , 2009
<u>Productos</u>			
Silo de maíz	kg	10,5	
Silo de sorgo	kg	9,0	
Pasturas	kg	12,86	Viglizzo <i>et al.</i> , 2009
Carne vacuna	kg	13,36	
Leche	kg	2,92	

La energía consumida en la labor del hombre y la aportada por el sol, no son incluidas. Sólo se considera la energía indirecta empleada en un paso previo al ingreso de los insumos al sistema. Por ejemplo, en el caso de los fertilizantes, se incluye la energía de producción de empaque y transporte, pero no la empleada para fabricar los equipos que intervinieron en su manufactura (Meul *et al.*, 2007). Según Refsgaard *et al.* (1998), al aplicar este criterio para la determinación de los límites del sistema, se incluye en el análisis aproximadamente el 90% de los ingresos de energía a lo largo proceso de producción de los ingresos de energía. Además, se considera la energía utilizada hasta el punto donde el producto sale del sistema de producción primaria de leche (el establecimiento).

Los parámetros energéticos empleados para evaluar el uso de la energía en los sistemas en base al balance energético y la eficiencia en el uso de la misma figuran en la Tabla 3 (Denoia *et al.*, 2008).

Tabla 3.- Parámetros e indicadores empleados en el análisis energético (Fuente: Denoia *et al.*, 2008).

Parámetros energéticos	Composición
Ingreso de energía directa (IE _d)	Gas oil + electricidad + gas
Ingreso de energía indirecta (IE _i)	Semillas + fertilizantes + pesticidas
Ingreso de energía (IE)	IE=IE _d + IE _i
Egreso de energía (EE)	Producción por hectárea
Indicadores	
Balance energético	BE = IE - EE
Eficiencia energética (E _f E) (%)	E _f E = EE/IE*100
Productividad energética (PE)	PE = Lts leche/100 MJ

Ingreso de energía

Se contabiliza el total de la energía ingresada, diferenciando energía directa e indirecta. La energía directa (IE_d) es aquella consumida en las labores vinculadas a las actividades productivas, incluyendo combustibles (gas oil, nafta, etc.), lubricantes y electricidad (Denoia *et al.*, 2008). La energía indirecta ingresada (IE_i) incluye a la energía involucrada en el proceso de producción de los fertilizantes, semillas, herbicidas, insecticidas, alimentos balanceados y las labores realizadas para la producción de los alimentos importados al sistema. Para obtener el

ingreso de energía, se multiplica la cantidad de cada insumo por su correspondiente contenido energético.

Egreso de energía

Para determinar la salida de energía (EE) se considera la producción anual por hectárea de cada sistema y se multiplica por el contenido energético del mismo.

Uso de la energía

Para evaluar el uso de la energía se emplea la eficiencia energética (EfE), indicador derivado de la relación entre los egresos e ingresos de energía al sistema, y la productividad energética, la cual representa la cantidad de litros de leche producidos cada 100 MJ.

2.2.3.- Consumo y eficiencia en el uso del agua.

La gestión de los recursos hídricos a nivel mundial se ha ubicado en los últimos años en el centro de la atención de los políticos, científicos y planificadores. En los tambos es indispensable considerar la importancia del agua ya que es una de las actividades ganaderas de mayor demanda. Su relevancia está relacionada a, la salud y nutrición animal, la higiene de las instalaciones del tambo y el consumo de agua de la población rural involucrada (Herrero, 2003). Las actividades humanas consumen y contaminan una gran cantidad de agua. A escala mundial, el mayor uso del agua se produce en la producción agrícola, pero también hay importantes volúmenes de agua consumida y contaminada en los sectores industrial y doméstico (WWAP, 2009). El consumo de agua y la contaminación puede estar asociada con actividades específicas, tales como el riego, lavado, limpieza, refrigeración y procesamiento.

Según Charlón y Taverna (1999), un primer paso para una producción sustentable es la reducción de aquello que produce un desperdicio innecesario. En este sentido realizando un uso racional del agua, el manejo posterior de los efluentes es más sencillo debido al menor volumen generado y a su vez se obtiene un producto de mayor valor biológico posibilitando su uso posterior (por ejemplo abono).

El agua dulce se está convirtiendo en un recurso global de suma importancia, impulsada por el crecimiento del comercio internacional de commodities de "producción intensiva en agua". Aparte de los mercados regionales, también hay mercados mundiales de bienes

intensivos en agua, tales como los cultivos y los productos ganaderos, fibras naturales y bioenergía. La idea de considerar el uso del agua a lo largo de las cadenas de suministro ha ganado interés después de la introducción del concepto de 'Huella Hídrica' (HH) por Hoekstra en 2002 (Hoekstra, 2010). Según dicho autor, la HH de cualquier bien o servicio es el volumen de agua utilizado directa e indirectamente para su producción, sumados los consumos de todas las etapas de la cadena productiva. La HH es un indicador de uso de agua que considera el volumen total necesario, directa e indirectamente, para alimentar las cadenas de producción y suministro de los bienes y servicios producidos, consumidos y/o exportados por los individuos, las empresas o los países. La misma está constituida por:

- **Huella Hídrica Verde:** volumen de agua de lluvia que no se convierte en escorrentía, por lo que se almacena en los estratos permeables superficiales y así satisface la demanda de la vegetación. Esta agua subterránea poco profunda es la que permite la existencia de la vegetación natural y vuelve a la atmósfera por procesos de evapotranspiración.
- **Huella Hídrica Azul:** volumen de agua dulce extraído de una fuente superficial o subterránea, consumido para la producción de bienes y servicios, cubriendo una demanda de agua no satisfecha a causa de un déficit en la disponibilidad de la misma procedente de la lluvia.
- **Huella Hídrica Gris:** volumen de agua necesaria para que el cuerpo receptor reciba el vertido contaminante asociado a la cadena de producción y/o suministro sin que la calidad del agua supere los límites permitidos por la legislación vigente. Aún no se ha llegado, a nivel nacional, a una metodología de cálculo de la misma.

Para la estimación de la HH es necesaria la visión de la cadena productiva, donde las evaluaciones de impacto ambiental de productos agroalimentarios y el criterio de ecoeficiencia contemplen todos los eslabones productivos que constituyen las distintas fases del ciclo de vida de los productos, desde la extracción y producción de materia prima hasta el consumo final. La metodología desarrollada con esta finalidad se denomina Evaluación del Ciclo de Vida (Life Cycle Assessment-LCA-), validada por la familia de las normas ISO 14040:2006. En la figura 2, se presentan las distintas componentes para estimar la HH para un caso genérico pero en el cual se considera el consumo de agua directa e indirecta. La estimación del agua

necesaria para la producción de cada bien es un tema complejo que deberá ser estudiado con mayor interés y profundidad en los próximos años.

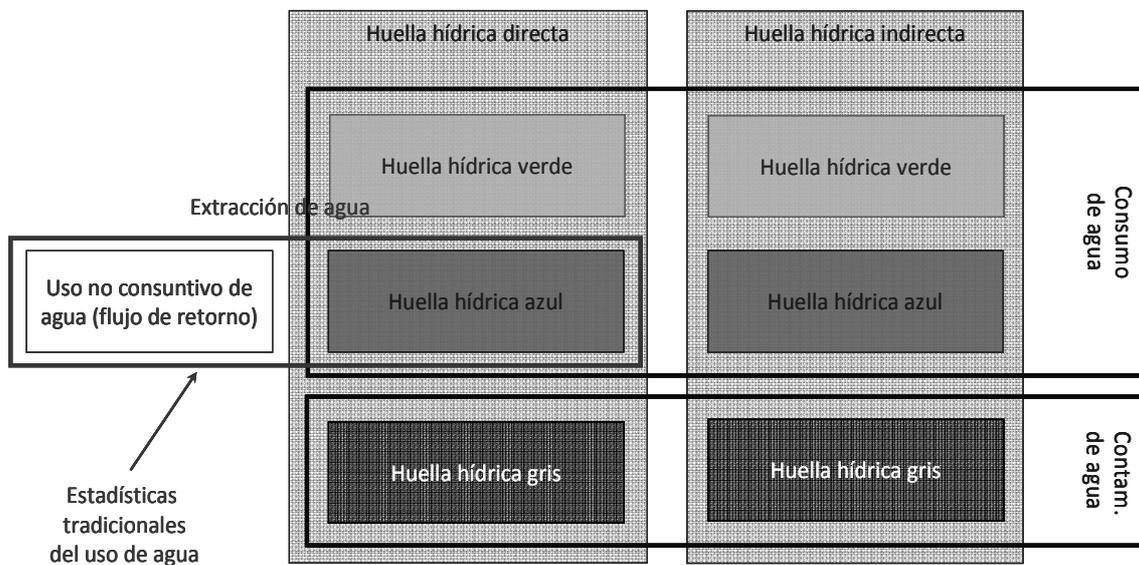


Figura 2: Componentes de la huella hídrica (Fuente: Hoekstra *et al.*, 2011).

En el caso de un sistema de producción de leche, se considera al término “agua directa” a aquella la utilizada en las tareas de higiene de la máquina de ordeño y del equipo de frío, en la placa de refrescado (PR) y como bebida animal. Para el “agua indirecta” se considera la cantidad necesaria para producir los alimentos externos (balanceado, grano de maíz, semilla de algodón y pellet de soja) y para producir alimentos en el sistema (pasturas y cultivos anuales en secano).

Los consumos diarios de litros de agua (litros/día) utilizados para la limpieza del equipamiento de ordeño, en el caso de nuestro país, se pueden obtener mediante fórmulas de referencia. Para la placa de refrescado se utiliza un valor de referencia de 2,5-3 litros agua/litro leche a refrescar, pero a veces el agua de la PR es reutilizada, y en tal caso no se debe contabilizar. Para el caso del consumo de agua de los animales, el mismo se puede estimar mediante fórmulas que consideran diferentes características de los animales (ej: peso vivo y producción de leche para vacas). También, dichos consumos de agua, pueden determinarse mediante el uso de caudalímetros, pudiendo obtener de esta forma el consumo de agua real por cada una de las actividades.

Finalmente, la cantidad de agua necesaria para la producción de alimentos (propios e importados), se puede estimar mediante el uso de diferentes programas, como por ejemplo el

CLIMWAT® 2.0 y CROPWAT® 8.0 de la FAO, adaptando los ciclos de los cultivos con datos propios del sistema así como regionales.

2.2.4.- Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) y la Huella de Carbono.

Los sistemas de producción animal, y en particular los de rumiantes, pueden constituir fuentes significativas de emisiones de gases de efecto invernadero. Los gases de efecto invernadero que tienen un mayor motivo de preocupación son el CO_2 , el N_2O y el CH_4 (Figura 3). Los flujos de CO_2 entre la atmósfera y los ecosistemas se controlan fundamentalmente por captación, mediante la fotosíntesis de las plantas, y por liberación, a través de la respiración, la descomposición y la combustión de materia orgánica. Emiten N_2O fundamentalmente los ecosistemas como subproducto de la nitrificación y la desnitrificación, mientras que se emite el CH_4 mediante metanogénesis en condiciones anaeróbicas en suelos y depósitos de estiércol, a través de la fermentación entérica y durante la combustión incompleta durante el quemado de materia orgánica. Otros gases que resultan de interés (de la combustión y de los suelos) son el N_2O (óxido nitroso) del grupo de los NO_x (óxidos de nitrógeno), el NH_3 (amoníaco), los NMVOC (compuestos orgánicos volátiles distintos del metano) y el CO (monóxido de carbono), porque son precursores de la formación de gases de efecto invernadero en la atmósfera.

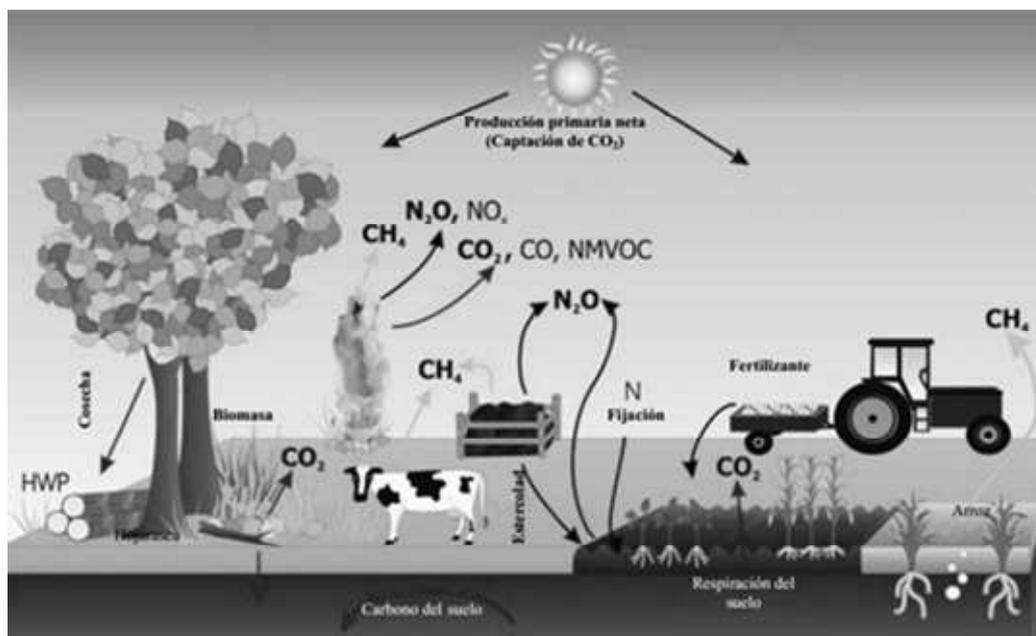


Figura 3.- Principales fuentes de emisión/absorciones de gases de efecto invernadero y procesos en ecosistemas gestionados (Fuente: IPCC, 2006).

La formación de gases de efecto invernadero a partir de gases precursores se considera una emisión indirecta. Las emisiones indirectas se asocian también con la lixiviación o el escurrimiento de compuestos de nitrógeno, en particular las pérdidas de NO_3^- de los suelos, algunos de los cuales pueden convertirse en N_2O por desnitrificación. La reducción de los gases de efecto invernadero es un requisito internacional en la actualidad.

Las decisiones de gestión tomadas respecto de la eliminación y el almacenamiento de estiércol afectan a las emisiones de CH_4 y de N_2O , los que se forman durante la descomposición del estiércol como subproductos de la metanogénesis y de la nitrificación/desnitrificación, respectivamente. Más aun, las pérdidas por volatilización de NH_3 y N_2O de los sistemas de gestión del estiércol y de los suelos conducen a emisiones indirectas de gases de efecto invernadero. En la Tabla 5 se presentan las principales fuentes de GEI provenientes del sector ganadero.

Tabla 5.- Principales fuentes de Gases Efecto Invernadero (GEI) provenientes del sector ganadero, inventario año 2000. (Adaptado de Herrero y Gil, 2008).

Categoría de fuente	GEI directo	Estimación año 2000 (tn CO_2 eq)	Proporción del total (%)	Total acumulativo (%)
CH_4 por fermentación entérica	CH_4	57525552	66,78	66,78
NO_2 directo del suelo por los animales en pastoreo	NO_2	18299300	21,24	88,02
NO_2 indirecto del suelo por los animales en pastoreo	NO_2	8943500	10,39	98,41
CH_4 por manejo del estiércol	CH_4	1203697	1,40	99,81
NO_2 por manejo del estiércol	NO_2	161200	0,19	100,00

Para evaluar el impacto del sistema lechero con respecto a la generación de GEIs, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático proporciona ecuaciones de cálculo de las emisiones que dependen de una serie de factores. Según las últimas directrices del mencionado panel en el capítulo destinado a las emisiones de la ganadería, el CH_4 procedente de la fermentación entérica de los rumiantes se calcula multiplicando el número de animales que emiten dicho gas por un factor de emisión anual (FE) para el ganado bovino y ovino (IPCC, 2006).

El IPCC recomienda dos métodos de cálculo para la estimación de emisiones, uno simple (Tier 1) y uno complejo (Tier 2). La diferencia entre ambos consiste en el procedimiento de

estimación del factor de emisión. En el Tier 1 se estiman las emisiones a partir de datos de población por especie de animal, categoría y región climática o temperatura, combinado con factores de emisión por defecto del IPCC. En el Tier 2 se tiene en cuenta el manejo del estiércol y requiere información detallada sobre características del animal, las características del residuo y de las prácticas de manejo del estiércol, las cuales generalmente se utilizan para desarrollar factores de emisión específicos a las condiciones del país.

La huella de carbono es la medida del impacto que provocan las actividades del hombre sobre el ambiente. Una huella de carbono es la totalidad de gases de efecto invernadero (GEI) emitidos por efecto directo o indirecto de un individuo, organización, evento o producto, la cual se mide en unidades de dióxido de carbono. Tal impacto ambiental es medido llevando a cabo un inventario de emisiones de GEI siguiendo normativas internacionales reconocidas.

3.- Consideraciones finales

En la Argentina, en los últimos años, se ha producido un importante crecimiento de la producción lechera como consecuencia de una intensificación de la actividad, en base a un incremento de escala, acompañado por una reducción en la cantidad de tambos. Dicho proceso se corresponde con un aumento de la eficiencia productiva, la cual es fundamental para poder asegurar la sustentabilidad de los sistemas productivos. El logro de la eficiencia requerida está vinculado a factores tecnológicos, directamente ligados con la capacidad empresarial. Además, la intensificación de la producción lechera genera y continuará generando una creciente e inédita presión sobre los recursos naturales que la sustentan, lo cual puede poner en riesgo al ambiente y a su integridad.

La utilización de indicadores ha permitido tener una aproximación del impacto que las prácticas agropecuarias tienen en un sistema productivo. Encontrar el equilibrio entre la producción lechera y el grado de impacto aceptable para la sociedad, es la clave para lograr una producción sustentable. La misma reducirá al mínimo la contaminación del agua, aire y suelo, preservará y mejorará el medio natural y hará un uso racional de los recursos. El mayor inconveniente, a nivel nacional, es que aún faltan estudios que permitan clasificar los resultados obtenidos al analizar los indicadores de impacto ambiental.

4- Bibliografía

- 1.- Alfaro, M. y Salazar, F. 2005. Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica* 65 (3): 330-340.
- 2.- Altieri M.A. 1997. Enfoque Agroecológico para el Desarrollo de Sistemas de Producción Sostenibles en los Andes. Ed. CIED. Lima-Perú. 92 p.
- 3.- Andreo, N.A.A., Schilder, E., Comeron, E.A., Gallardo, M., 1997. Efecto del nivel de productividad en el resultado económico de explotaciones lecheras. *Rev.Arg.de Prod.Anim. Resúmenes del 1er Congreso Binacional de Producción Animal (XXI Congreso Argentino de Producción Animal y 2do Congreso Uruguayo)*, pag.281-282.
- 4.- Bacon, S. C., Lanyon, L. E.; Schlauder, Jr, R. M. 1990. Plant nutrient flow in the managed pathways of an intensive dairy farm. *Agron. J.* 82: 755-761.
- 5.- Baudracco J., Lopez-Villalobos, N, Romero, L.A., Scandolo, D., Maciel, M., Comeron, E.A., Holmes, C.W., Barry, T.N., 2011. Effect of stocking rate on pasture production, milk production and reproduction of supplemented crossbred Holstein-Jersey dairy cows grazing lucerne pastures. ANIFEE12439 Journal title: *Animal Feed Science and Technology* 168 (131-143).
- 6.- Beegle, D.B., Carton, O.T., Bailey, J.S. (2000) Nutrient Management Planning: Justification, Theory, Practice. *Journal of Environmental Quality* 29:72-79.
- 7.- Carbó, L.I., 2011. "Balances de nutrientes como herramienta para estimar el potencial para el reciclado de los efluentes de tambo en recursos forrajeros". Tesis de la Especialidad en Manejo de Sistemas Pastoriles Facultad de Agronomía – UBA. <http://ri.agro.uba.ar/files/download/tesis/especializacion/2011carbolornaileana.pdf>.
- 8.- Dairying and the Environment Committee, 2006. Dairying and the environment (3ª Edición) disponible on-line <http://www.trc.govt.nz/environment/land.htm>
- 9.- Denoia, J., Bonel, B., Montico, S., Di Leo, N., 2008. Análisis de la gestión energética en sistemas de producción ganaderos. *Revista FAVE – Ciencias Agrarias UNR.* 7(1-2).43-56.
- 10.- Díaz-Zorita, M., M.V. Fernández-Canigia y G.A. Grosso. 2001. Applications of foliar fertilizers containing Glycinebetaine improve wheat yields. *J. Agron. Crop. Sci.* 186: 209-215.
- 11.- Dou, Z.; Lanyon, L. E.; Ferguson, J. D.; Kohn, R. A.; Boston R. C.; Chalupa, W. 1998. An integrated approach to managing nitrogen on dairy farms: evaluation of farm performance using the Dairy Nitrogen Planner. *Agron. J.* 90 (5): 573-581.

- 12.- Engler, P.; Charlón, V. y A. Cuatrín, 2013. Indicadores económicos y ambientales de la cuenca lechera Argentina. VI Congreso Iberoamericano de Desarrollo y Ambiente CISDA. Quito, Ecuador.
- 13.- Gallopín, G.C., 1997. "Indicators and Their Use: Information for Decision-making. Part One- Introduction"; pp.13-27 en: "Sustainability Indicators. A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development". SCOPE 58. Wiley, Chichester. <http://www.scopenvironment.org/downloadpubs/scope58/ch01-introd.html>
- 14.- Goh, K.M. y Williams, P.H., 1999. Comparative nutrient budgets of temperate grazed pastoral systems. In: E.M.A. Smaling, O. Oenema and L.O. Fresco (Editors), Nutrient Disequilibria in Agroecosystems: Concepts and Case Studies, CABI Publishing, Wallingford, United Kingdom 265-294.
- 15.- Goodlass, G., Halberg, N., Vershuur, G. 2002 Input output accounting systems in the European Community- an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. European Journal of Agronomy 20:17– 24.
- 16.- Heichel, G.H., Barnes, D.K. Vance, C.P. Henjum, K.I. 1984. N₂ fixation, and N and dry matter partitioning during a 4-year alfalfa stand. Crop Science 24:811–815.
- 17.- Herrero, M.A. y Gil, S.B. 2008. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. Ecología Austral 18:273-289
- 18.- Herrero, M.A., 2005. Balances de nutrientes en tambos: El valor de los residuos. Infortambo. completar
- 19.- Herrero, M.A., Gil, S.B., Flores, M.C., Carbó, L.I., 2006 (b). Estimación de la fijación simbiótica de nitrógeno mediante diferentes metodologías en tambos pastoriles. Revista Argentina de Producción Animal. Vol 26; Supl. 1. pp: 332-333.
- 20.- Herrero, M.A., Gil, S.B., Sardi, G.M., Flores, M.C., Carbó, L.I., Orlando, A.A., 2006(a). Transferencia de nutrientes del área de pastoreo a la de ordeño en tambos semiextensivos en Buenos Aires, Argentina. Revista InVet, 8(1):23-30.
- 21.- Hoekstra, A.Y., Chapagain, AK., Aldaya, MM., Mekonnen, MM, 2011. The water footprint.
- 22.- Hoekstra, A. Y. 2010. The water footprint of animal products. Pages 22–33 in The Meat Crisis: Developing More Sustainable Production and Consumption. J. D'Silva, and J. Webster, ed. Earthscan, London, UK.
- 23.- Jarvis, Sc. 1993. Nitrogen cycling and losses from dairy farms. Soil Use Manage. 9:99-105.

- 24.- Koelsch, R. y Lesoing, G. 1999. Nutrient balance on Nebraska livestock confinement systems. *J. Anim. Sci.* 77 Suppl. 2/ *J. Dairy Sci.*, 82, Suppl. 2:63-71.
- 25.- Lewandowski and Faaij (2005). "Steps towards the development of a certification system for sustainable bio-energy trade." *Biomass & Bioenergy* 30: 83-106.
- 26.- Lopez-Ridaura S. (2005), "Multiscale Methodological Framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management system", *Environment, Development and Sustainability* 7:51–69.
- 27.- Meul, M., Nevens, F., Reheul, D., Hofman, G., 2007. Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 199 135-144.
- 28.- Misauri, A., Herrero, M.A., Lacasha, T., Brown, P., Green, G., 1998. Comunicación pública. Matua Bromegrass; Potential for Nutrient Management. *Nutrient Management Conference* 1:25:39.
- 29.- Montico, S., Martín, B., Zerpa, G., Sosa, O., 2006. Balance de agua edáfica y productividad primaria en un pastizal natural.
- 30.- Oenema, O. y Heinen, M. 1999. Uncertainties in nutrient budgets due to biases and errors. En: *Nutrient disequilibria in agro-ecosystems, concepts and case studies*, Eds EMA Smaling O Oenema L Fresco, CAB International Wallingford pp 72-95.
- 31.- Refsgaard, K., Halberg, N., Kristensen, E.S., 1998. Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. *Agricultural Systems*, Vol. 57, 4:599-630.
- 32.- *Revista Científica de la UNLAR* 2(3): 7-14 Montico, S., Bonel, B., Di Leo, N., Denoia, J., 2007. Gestión de la energía en el sector rural: Cuenca del arroyo Ludueña, Santa Fe.
- 33.- Salazar, F.; Alfaro, M. and Dumont, J. 2008. Clean Production Agreement for dairy farmers in the South of Chile: a collaborative initiative of the government and farmers to improve environmental management. In: Koutev, V. (ed.). *Potential for simple technology solutions in organic manure management. Proceeding of the 13th Workshop of the FAO European Cooperative Research Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN)*. pág. 299-302.
- 34.- Santos, H.P. dos; Fontaneli, R.S.; Ignaczak, J.C.; Zoldan, S.M, 2000. Conversão e balanço energético e sistemas de produção de grãos com pastagens sob plantio direto". *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 35 (4): 743-752.
- 35.- Thomassen, M.A. y Boer, I.J.M, 2005. Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111: 185-199.

- 36.- Tieri, M. P., La Manna, A., Montossi, F., Banchemo, G., Mieres, J. y Fernández, E. (2011). El balance de nutrientes en 36 predios comerciales del GIPROCAR II (FUCREA/INIA): una primera aproximación al proceso de intensificación en sistemas agrícola-ganaderos y su potencial impacto en el ambiente. Jornada de Ganadería "El menú de la invernada". INIA Serie Actividades de Difusión, INIA, 658, pp. 16.
- 37.- Van den Pol-van Dasselaar, A.; Oenema, O., 1999. Methane production and carbon mineralisation of size and density fractions of peat soils. *Soil Biology & Biochemistry* vol. 31 issue 6 June p. 877-886.
- 38.- Van Horn, H. H., Wilkie, A. C., Powers, J., Nordstedt, R. A., 1994. Components of airy Manure Management Systems. *Journal of Dairy Science*. 77 (7): 2008 - 2030.
- 39.- Viglizzo, E.F y Roberto Z.E., 1997. El componente ambiental en la intensificación ganadera. *Rev. Arg. Prod. Anim.* 17(3): 271-292.
- 40.- Watson, CA y Stockdale, E.A., 1999. Whole farm nutrient management: What do budgets tell us? En: *Accounting for nutrients: A challenge for grassland farmers in the 21st Century*. Ed. A.J. Corral, BGS Occasional Symposium 33, British Grassland Society Reading pp 35-40.