# APROVECHAMIENTO DEL NITRÓGENO Y FÓSFORO IMPORTADOS EN ALIMENTOS, FERTILIZANTES Y SUPLEMENTOS MINERALES EN FINCAS PARA LA PRODUCCIÓN DE LECHE EN COSTA RICA

JOSÉ PABLO JIMÉNEZ CASTRO

PROYECTO DE GRADUACIÓN PRESENTADO PARA OPTAR POR EL GRADO DE LICENCIATURA EN INGENIERÍA AGRONÓMICA CON ÉNFASIS EN ZOOTECNIA

ESCUELA DE ZOOTECNIA
FACULTAD DE CIENCIAS AGROALIMENTARIAS
UNIVERSIDAD DE COSTA RICA

2012

Esta tesis fue aceptada por el Tribunal Evaluador de la Escuela de Zootecnia de la Universidad de Costa Rica, como requisito parcial para optar por grado de Licenciatura.

Ing. Jorge Alberto Elizondo Salazar, Ph.D. — Director de Tesis

Ing. Jorge Sánchez González, M.Sc. — Miembro del Tribunal

Ing. José Arce Cordero, Lic. — Miembro del Tribunal

Ing. Rodolfo WingChing-Jones, M.Sc. — Miembro del Tribunal

Ing. Carlos Arroyo Oquendo, M.Sc. — Director de Escuela

José Pablo Jiménez Castro — Sustentante

## AGRADECIMIENTO

En primer lugar a Dios, porque todo en esta vida se le debe a Él.

A mi familia y seres queridos, por todo su apoyo y cariño.

A la Cooperativa de Leche Dos Pinos R. L. y el excelente personal que allí labora, por todo el interés y ayuda brindada.

A los productores de leche, por su conciencia y compromiso ambiental.

Y a don Jorge Alberto Elizondo Salazar, por su dedicación a esta bella profesión y a sus estudiantes.

# ÍNDICE

Página

AGRADECIMIENTO ..... iii
ÍNDICE ..... iv
RESUMEN ..... vi
ÍNDICE DE CUADROS ..... vii
ÍNDICE DE FIGURAS ..... viii
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN ..... 1
1.1. Introducción general ..... 1
1.2. Objetivos ..... 3
1.2.1. General ..... 3
1.2.2. Específicos ..... 3
CAPÍTULO II. REVISIÓN DE LITERATURA ..... 4
2.1. Introducción ..... 4
2.2. Balance de nutrientes en explotaciones lecheras ..... 5
2.3. Utilización de nitrógeno en explotaciones dedicadas a la producción de leche ..... 5
2.3.1. Utilización de nitrógeno proveniente de fertilizantes ..... 6
2.3.2. Transformaciones de nitrógeno en el suelo ..... 6
2.3.3. Utilización de nitrógeno proveniente de la dieta ..... 9
2.3.4. El exceso de nitrógeno y la problemática ambiental ..... 10
2.4. Utilización de fósforo en explotaciones dedicadas a la producción de leche ..... 11
2.4.1. Utilización del fósforo en el suelo ..... 12
2.4.2. Utilización del fósforo proveniente de la dieta ..... 13
2.4.3. El exceso de fósforo y la problemática ambiental ..... 16
CAPÍTULO III. PROCEDIMIENTO Y METODOLOGÍA ..... 18
3.1. Materiales y métodos ..... 18
3.1.1. Selección de las fincas ..... 19
3.1.2. Estimación de la cantidad nutrientes importados ..... 19
3.1.3. Estimación de la cantidad de nutrientes exportados ..... 20
3.1.4. Cálculo de índices de aprovechamiento de nitrógeno y fósforo ..... 21
3.2. Resultados y discusión ..... 23

3.2.1. Caracterización de las fincas ..... 23
3.2.2. Determinación de la entrada de nitrógeno ..... 24
3.2.3. Determinación de la entrada de fósforo ..... 29
3.2.4. Análisis de los índices de aprovechamiento de nutrientes ..... 32
3.3. Conclusiones y recomendaciones ..... 43
LITERATURA CONSULTADA ..... 45

## RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el aprovechamiento de los nutrientes nitrógeno (N) y fósforo (P) importados a los sistemas de producción lecheros, a través de alimentos balanceados, subproductos agroindustriales, fertilizantes y suplementos minerales, para la producción de leche y ventas de animales. El aprovechamiento de nutrientes se evaluó en 11 fincas, ubicadas en diferentes regiones del país y se comprendieron datos de los años 2009 y 2010.

Para cada uno de los insumos utilizados, se calculó el ingreso de N y P de acuerdo a los porcentajes de materia seca, proteína cruda, $N_2$ y P. Posteriormente, se calculó la salida de los nutrientes a través de la producción de leche y la venta de animales.

La entrada de nutrientes fue expresada como (entrada N-P (g)/leche producida (kg)). El promedio de entrada de N durante los años 2009 y 2010 fue de de 16,87 $g.kg^{-1}$; mientras que el promedio de entrada de P durante el 2009 y 2010, fue de 3,75 $g.kg^{-1}$.

La proporción de entrada de N por alimentos y fertilizantes durante los años en estudio, fueron de 78,90 y 21,10%, respectivamente. Mientras que la proporción de entrada de P por alimentos, fertilizantes y suplementos minerales fue de 76,92; 10,20 y 12,88%, respectivamente; indicando que para ambos nutrientes, la alimentación es la principal vía de ingreso a las fincas.

La salida de N a través de la producción de leche y la venta de animales, representan en promedio el 35,44 y 2,36%, respectivamente, sobre el total de nutrientes ingresados; mientras que la salida de P a través de la producción de leche y las ventas de animales representan en promedio 22,78 y 2,42%, respectivamente.

## ÍNDICE DE CUADROS


**Cuadro** **Página**

1. Características productivas de 11 fincas lecheras evaluadas en Costa Rica, durante los años 2009 y 2010……. 23
2. Promedio anual de N ingresado a las fincas para la producción de leche ($g \cdot Kg^{-1}$) y la proporción aportada por alimentos y fertilizantes en 11 fincas lecheras, durante los años 2009 y 2010……..... 26
3. Promedio anual de P ingresado a las fincas para la producción de leche ($g \cdot Kg^{-1}$) y la proporción aportada por alimentos, fertilizantes y suplementos minerales en 11 fincas lecheras, durante los años 2009 y 2010…….. 31
4. Cantidad de animales vendidos en las fincas y los equivalentes de N y P exportados del sistema, en 11 fincas lecheras en Costa Rica, durante los años 2009 y 2010……. 33
5. Entrada y salida de N (kg) por año, en 11 fincas lecheras en Costa Rica, durante los años 2009 y 2010……. 34
6. Entrada y salida de P (kg) por año, en 11 fincas lecheras en Costa Rica, durante los años 2009 y 2010……. 35
7. Índices de aprovechamiento (%) de N de 11 fincas lecheras. 2009-2010……..... 37
8. Índices de aprovechamiento (%) de P de 11 fincas lecheras. 2009-2010……..... 39

## ÍNDICE DE FIGURAS

**Figura** **Página**

1. Entrada de nitrógeno a través de alimentos, fertilizantes y sales minerales, en fincas lecheras, durante los años 2009 y 2010……. 28
2. Entrada de P a través de alimentos, fertilizantes y sales minerales, en 11 fincas lecheras, durante los años 2009 y 2010…….. 32

# CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

## 1.1. Introducción general

Durante los últimos 30 años, la producción de leche en Costa Rica se incrementó de 308 millones de kilogramos durante el año 1980 a 953 millones de kilogramos de leche en el año 2010, lo que representa un aumento anual promedio de 7% (Cámara Nacional de Productores de Leche, 2010). El incremento en la producción, junto con las mejoras en tecnologías y mejores técnicas de manejo, ha requerido que la importación de materias primas a las fincas para satisfacer la demanda de producción, sea abastecida con el uso intensivo de alimentos balanceados y fertilizantes químicos. Los elementos incorporados a las fincas en mayor proporción son el nitrógeno (N) y el fósforo (P), debido a su importancia en todos los procesos biológicos en que participan. Su uso ha permitido que las plantas y los animales aprovechen al máximo su potencial genético, al proveerles una alta cantidad de elementos requeridos para su mantenimiento y producción. A su vez, el uso desmedido de estos elementos provoca excesos que se acumulan en las fincas y generan toxicidad en los ecosistemas (García et al., 2007).

En este sentido, el exceso de P en las lecherías puede resultar en el incremento de los niveles de este elemento en el suelo, más allá de los requerimientos agronómicos (Weaver y Reed, 1998; Gourley 2005; Mekken et al., 2006), lo cual puede también incrementar la concentración de P disuelto en la escorrentía superficial. Para el caso de N, cuando es aplicado en altas concentraciones a través de estiércol, orina o fertilizantes, las pérdidas pueden ocurrir principalmente a través de la volatilización y la lixiviación (Rotz et al., 2005).

Lo anterior provoca que dichos elementos se acumulen en el agua, lo que aumenta su disponibilidad y altera las poblaciones de microorganismos a través cambios en su diversidad (Walker, 2000). En un momento dado, se beneficiarán los microorganismos consumidores de oxígeno (aeróbicos), pero cuando éste escasee, se beneficiarán los microorganismos anaeróbicos (Knowlton y Herbein, 2000). Todo este cambio en la

biodiversidad de los microorganismos presentes en las aguas altera su calidad y las hace no aptas para el consumo humano (Walker, 2000). Además, puede ocurrir tanto en mantos acuíferos profundos y superficiales, lagos, lagunas y hasta ríos de bajo caudal en las fincas.

Por esta razón, el balance de nutrientes en una explotación lechera, es una herramienta agroambiental que permite identificar las entradas y salidas, permitiendo considerar sistemas de manejo que disminuyan las pérdidas de los elementos al medio ambiente, ya sea reduciendo las entradas o incrementando las salidas (Parris, 1999; Funaki y Parris, 2005).

Usualmente, las entradas de N y P en las lecherías a través de alimentos, fertilizantes y suplementos minerales, son mayores que las salidas en leche, animales vendidos y cultivos (Satter 2001; VandeHaar y St-Pierre 2006). Estos excedentes tienden a incrementarse conforme se intensifica la producción e incrementa la carga animal en las fincas (Halberg et al., 2005).

El presente trabajo tiene como objetivo cuantificar el aprovechamiento de los elementos N y P que es incorporado en las fincas a través del alimento balanceado, fertilizantes, suplementos minerales y animales, en algunas fincas de vocación lechera.

## 1.2. Objetivos

### 1.2.1. General

- Estimar el aprovechamiento de nitrógeno y fósforo importado a las fincas a través del alimento balanceado, minerales, fertilizantes y animales, para la producción de leche.

### 1.2.2. Específicos

- Cuantificar la importación de nitrógeno a través de alimento balanceado, subproductos agrícolas, fertilizantes y animales que ingresan a la finca.

- Cuantificar la importación de fósforo a través de alimento balanceado, subproductos agrícolas, fertilizantes, suplementos minerales y animales que ingresan a la finca.

- Cuantificar la exportación de nitrógeno y fósforo a través de la venta de leche y animales.

# CAPÍTULO II. REVISIÓN DE LITERATURA

## 2.1. Introducción

El manejo de nutrientes es un área de reciente interés, como forma de disminuir la contaminación por N y P en los sistemas ganaderos de leche y carne. Los balances de nutrientes (diferencia de ingresos provenientes por insumos respecto a egresos a través de productos) permiten comprender su dinámica, conocer su potencial para ser retenidos y ciclados dentro del propio sistema, y estimar la magnitud del costo ambiental (riesgo de contaminación y de transferencia de dichos nutrientes fuera del sistema) y económico (Atkinson y Watson, 1996; Dou et al., 1996; Van Horn et al., 1996; Spears et al., 2003ab).

A medida que la actividad pecuaria se intensifica hasta llegar a producciones donde el ganado pastorea muy pocas horas por día, o permanece estabulado, los residuos animales producen grandes impactos en el ambiente (EPA, 2000). Estos residuos, provenientes en su mayoría de heces y orina, aportan principalmente P y N, resultando ser, respectivamente, los principales contaminantes de aguas superficiales y subterráneas (Herrero et al., 2000). La infiltración de nitratos en aguas subterráneas puede causar su contaminación en niveles de riesgo para la salud humana y animal (Nosetti et al., 2002). Los nitritos en aguas superficiales y el P excedente, que migran por escorrentía, pueden ser causa de eutrofización de lagos y lagunas, que se refiere a un crecimiento excesivo de algas, disminución del oxígeno disuelto, variabilidad del pH y subsiguiente muerte de invertebrados, peces y otros animales acuáticos (Stoate et al., 2001).

Actualmente en Costa Rica, el Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones (MINAET), a través de la Dirección de Gestión de Calidad Ambiental (DIGECA), ha diseñado e implementado herramientas conceptuales, técnicas y jurídicas para la definición de estrategias y políticas públicas en materia de calidad ambiental, las cuales favorecen la prevención, mitigación y reversión de la degradación de los recursos hídricos (DIGECA, 2010). Para esto, se han elaborado leyes, decretos y reglamentos concernientes al tema de aguas, como lo son la Ley 276-Ley de Aguas y el Decreto 32327-

Reglamento para la Calidad del Agua Potable; el Decreto 33601-Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales; además de temas para la regulación de agroquímicos como la Ley 7664-Ley de Protección Fitosanitaria (DIGECA, 2010), por mencionar algunas.

## 2.2. Balance de nutrientes en explotaciones lecheras

Dada la contaminación de los recursos hídricos por los excedentes de N y P en las lecherías, los balances de nutrientes permiten conocer el potencial de riesgo ambiental, convirtiéndose en indicadores claves de sustentabilidad en los sistemas de producción de leche (Viglizzo et al., 2002; Spears et al., 2003ab). Estos balances, o desbalances como los denominan algunos autores (Koelsch y Lesoing, 1999) representarán, entonces, las ineficiencias del sistema productivo (Herrero et al., 2006).

Para conocer las diferentes relaciones entre los subsistemas que componen un sistema productivo, e identificar el que mayor peso tiene en el balance, se recurre a la realización de lo que se denomina balance total de la finca (Dou et al., 1998; Herrero et al., 2006). El mismo permitirá realizar las recomendaciones sobre cuáles serían las mejores estrategias globales de mejoramiento a partir de la comprensión del ciclado de nutrientes (Koelsch y Lesoing, 1999; Spears et al., 2003ab).

Estos balances recaban información para entender la dinámica del N y P dentro de cada finca o explotación lechera, considerados como una unidad, cuantificando todos los rubros a través de los cuales ingresan y egresan estos nutrientes (Herrero et al., 2006).

## 2.3. Utilización de nitrógeno en explotaciones dedicadas a la producción de leche

En explotaciones lecheras, la utilización directa o indirecta de N es requerida a través de muchas transformaciones diferentes, entre los que participan el suelo, los pastos o los cultivos, la alimentación de los animales (forrajes, subproductos y granos), la producción de leche y los excrementos. Básicamente es posible incorporarlo a las fincas dirigiendo su utilización hacia los forrajes en forma de nitratos ($NO_3^-$) y amonio ($NH_4^+$) y

hacia los alimentos balanceados, a través de la proteína cruda (PC). Para ambos casos existen metabolismos diferentes que se detallan a continuación.

### 2.3.1. Utilización de nitrógeno proveniente de fertilizantes

El N es uno de los elementos más importantes y esenciales para todo ser vivo, ya que forma parte de los aminoácidos que componen las proteínas requeridas por todos los organismos. También es uno de los elementos más abundantes de la tierra. Las formas más importantes en que se encuentra en la naturaleza son: nitrato ($NO_3^-$), nitrito ($NO_2^-$), óxido nítrico (NO), óxido nitroso ($N_2O$), amonio ($NH_4^+$), amoníaco ($NH_3^+$) y N elemental ($N_2$) (Follett, 2001). Este último comprende el 78% de los gases contenidos en la atmósfera terrestre, es inerte, no tiene efecto sobre la calidad del ambiente y no puede ser utilizado directamente por las plantas (Tisdale et al., 1993).

El N es el nutriente más ampliamente utilizado en la fertilización agrícola, ya que las formas más disponibles en el suelo son generalmente insuficientes para satisfacer los requerimientos de los cultivos (Follett, 2001; Keeney y Hatfield, 2001).

Es además el elemento encontrado en mayores cantidades en el estiércol (Keeney y Hatfield, 2001), el cual durante muchos años ha sido utilizado como una forma para mejorar la fertilidad del suelo y la producción de los cultivos. Esta práctica, junto con la fijación de N por parte de las leguminosas, eran los únicos medios de suplir N y otros nutrientes al suelo (Elizondo, 2006). En la actualidad, la industria química provee fertilizantes inorgánicos concentrados que son fácilmente distribuidos y pueden suplir los requerimientos de cualquier elemento de los cultivos (Avnimelech, 1986).

### 2.3.2. Transformaciones de nitrógeno en el suelo

Las plantas absorben N en forma de $NH_4^+$ y $NO_3^-$, donde el $NO_3^-$ es la forma más común de absorción (Coraspe-León et al., 2009). Éste generalmente se encuentra en mayores concentraciones y se puede movilizar hacia las raíces (Tisdale et al., 1993; Fenton

y Helyar, 2000). Además por ser tan soluble, se lixivia y/o es arrastrado fácilmente por el agua de escorrentía y eventualmente puede llegar a aguas subterráneas o a aguas superficiales (Taminga, 1992; Nelson y Cox, 2000; Fenton y Helyar, 2000).

Salazar et al., (2003) encontraron que las cantidades de $NH_4^+$ y $NO_3^-$ disponibles para las plantas dependen grandemente de la cantidad y frecuencia de N aplicado como fertilizante y de la cantidad de N mineralizado del N orgánico del suelo. Además, la absorción de $NH_4^+$ es favorecida por el pH elevado, mientras que la de $NO_3^-$ es favorecida por el pH bajo (Coraspe-León et al., 2009). Este efecto ocurre debido a la competencia de iones $H^+$ y $OH^-$ que son liberados al medio externo de la célula por intermedio de un mecanismo que está asociado a la actividad de las ATPasas de la membrana en el proceso de absorción activa de cationes y aniones (Marschner, 1995).

Los microorganismos juegan un papel importante en el ciclo del N (Pacheco et al., 2002). Los procesos microbiales que tienen que ver con el reciclaje de residuos frescos y humus son la mineralización, la inmovilización y la nitrificación (Pacheco et al., 2002).

La mineralización ocurre cuando los microorganismos del suelo transforman los compuestos orgánicos de N, hidrolizándolos a formas inorgánicas simples ($N\text{-}NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$) que son más fácilmente asimilables por las plantas y los propios microorganismos (Martín et al., 2006). Este proceso se acelera con un incremento en la temperatura y aumenta con una adecuada humedad y una buena disponibilidad de oxígeno (Jarvis et al., 1995).

La inmovilización es la conversión de N inorgánico ($NH_4^+$ y $NO_3^-$) a N orgánico (Tisdale et al., 1993). La tasa de mineralización depende de una serie de factores, uno de ellos es la relación N:C (nitrógeno:carbono). Cuanto más bajo sea el contenido de N en la materia orgánica en descomposición con relación al contenido de carbono, mayor será la inmovilización de N en el suelo por parte de los microorganismos (Tisdale et al., 1993).

La nitrificación se refiere al proceso de oxidación microbiológica del ion amonio ($NH_4^+$) a la forma de nitrato ($NO_3^-$) (Pacheco et al., 2002). Este proceso es la fuente acidificante más grande en los suelos agrícolas y se representa con la siguiente ecuación (Follett, 2001):

$$2\ NH_4^+ + 4\ O_2 \rightarrow 2\ NO_3^- + 4\ H^+ + 2\ H_2O$$

Algunas formas inorgánicas de N se pueden convertir a gases y perderse hacia la atmósfera. Los nitratos pueden ser reducidos a N gaseoso por microorganismos mediante el proceso llamado denitrificación (Pacheco et al., 2002). La denitrificación bacteriana consiste en la reducción bioquímica de los aniones de N oxidados, $NO_3$-N y $NO_2$-N, para la oxidación de la materia orgánica (Pacheco et al., 2002). Los pasos generales de este proceso son los siguientes:

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$$

Otro mecanismo de pérdida de N ocurre mediante la volatilización en forma de amoníaco ($NH_3$) que ocurre naturalmente en el suelo (Oenema et al., 2001) y afecta principalmente a los fertilizantes nitrogenados aplicados al voleo (Hargrove et al., 1988). Las pérdidas de N debido a estas emisiones pueden significar una eficiencia reducida del fertilizante nitrogenado, contribuyendo a disminuir aún más la eficiencia total del N aplicado (Casanova y Benavides, 2009). Debido al equilibrio existente, la volatilización es mayor en suelos con pH elevados y baja capacidad de intercambio catiónico (Oenema et al., 2001).

$$NH_4^+ \text{ (absorbido)} \leftrightarrow NH_4^+ \text{ (solución)} + H_2O \leftrightarrow$$
$$NH_3 \text{ (solución)} + H_2O + H^+ \leftrightarrow NH_3 \text{ (gas)}$$

### 2.3.3. Utilización de nitrógeno proveniente de la dieta

A la proteína de la dieta generalmente se le refiere como proteína cruda, la cual para las materias primas y alimentos se define como el contenido de N multiplicado por 6,25; basado en la presunción de que el contenido de N en los ingredientes es de 16 gramos por cada 100 gramos de proteína (NRC, 2001).

Los requerimientos de proteína varían dramáticamente entre edades y especies (NRC, 2001). Los animales requieren proteína para mantenimiento y producción (preñez, crecimiento y lactación). Además, los microorganismos presentes en el rumen requieren también N para su crecimiento (Elizondo, 2006).

Durante la fermentación de los alimentos en el rumen, el N suplido en exceso de lo requerido por los animales es excretado principalmente como urea en la orina. La urea en la orina es rápidamente convertida a amoníaco por actividad de la ureasa en el medio (Taminga, 1992), con las consecuencias ambientales negativas que serán descritas posteriormente.

Las altas concentraciones de urea en sangre, el producto final del metabolismo del N, son indicativos de ineficiencia en el uso de la PC de la dieta por las vacas de leche (Broderick y Clayton, 1997). Así por ejemplo, Olmos y Broderick (2006) reportaron que el N ureico en sangre incrementó de 10,7 a 24,0 mg/dL y el N ureico en leche incrementó de 7,7 a 15,6 mg/dL, cuando el contenido de PC en la dieta incrementó de 13,5 a 19,4%.

La secreción de N en leche (%PC en leche/6,38) (Moorby y Theobald, 1999), también se ve alterada al variar la concentración de PC en la dieta. Olmos y Broderick (2006), mostraron que la eficiencia aparente del N (N en leche / N consumido) disminuye significativamente de 36,5% a 25,4%, al incrementar la PC en la dieta de 13,5% a 19,4%. Anteriormente, Broderick (2003) había reportado que la eficiencia del N disminuye desde 30,3 a 27,0 y 19,4% cuando el contenido de PC en la dieta se incrementa de 15,1 a 16,7 y 18,4%, respectivamente.

También se observan cambios en el volumen estimado de orina al aumentar la suplementación de la PC. Sannes, et al., (2002), reportaron que la excreción urinaria aumentó de 22,2 a 25,6 L/d cuando la PC en dieta se incrementó de 17,2 a 19,1%, respectivamente. Estos datos indican que se requiere de un gran volumen de orina para excretar el exceso de N consumido por las vacas.

Castillo et al., (2001) sugieren que una reducción de 19,0 a 15,0% de PC en la dieta, reduciría la excreción de N urinario de 225 a 151 g/d sin alterar significativamente la producción de leche. Otros estudios muestran que un incremento en la ingesta de N usando dietas con más de 16,5% de PC, perderán el N principalmente a través de urea en la orina (Olmos y Broderick, 2006).

### 2.3.4. El exceso de nitrógeno y la problemática ambiental

La acumulación excesiva de N a través de los años, ha generado efectos tóxicos tanto en plantas, animales y ecosistemas, causando problemas en la calidad del agua y en la acidez de los suelos (Díaz, 2001a). El exceso de N en el agua aumenta el crecimiento de organismos acuáticos, al punto que disminuyen los niveles de oxígeno, hasta causar una condición conocida como hipoxia (menos de 2 mg/l de N disuelto) (Díaz, 2001b). En ecosistemas terrestres, el exceso de N atmosférico puede acelerar el crecimiento de especies exóticas o acelerar el crecimiento de árboles causando una ruptura o desbalance en el ecosistema (Nadelhoffer, 2001).

La acumulación de N puede ocurrir por excesos de nitratos en las aguas subterráneas. La entrada de los nitratos a las aguas subterráneas es un resultado de procesos naturales y del efecto directo o indirecto de las actividades humanas, en las que se incluyen: la escorrentía de terrenos cultivados, efluentes de lagunas y tanques sépticos, fertilización excesiva con N, deforestación y el cambio en la materia orgánica del suelo como resultado de la rotación de cultivos (Heaton, 1985).

El problema con los nitratos, es que son contaminantes móviles en el agua subterránea que no son adsorbidos por los materiales del acuífero y no precipitan como un mineral. Estos dos factores, permiten que grandes cantidades de nitrato disuelto permanezcan en el agua subterránea. Debido a su naturaleza soluble, los nitratos tienden a viajar grandes distancias en la superficie, específicamente en sedimentos altamente permeables o rocas fracturadas (Freeze y Cherry, 1979).

El único control del nitrato por debajo de la superficie es la reducción del nitrato o denitrificación. Cuando esta reducción no ocurre, los nitratos que persisten en los abastecimientos de agua son un riesgo; así, áreas con alto riesgo incluyen acuíferos bajo agricultura intensiva y la vecindad de campos con alta densidad de tanques sépticos (Pacheco y Cabrera, 2003).

Un problema concerniente con la salud humana es la metahemoglobinemia. Esta enfermedad está asociada con altos niveles de metahemoglobina en el torrente sanguíneo producto de la ingesta de nitrato. El nitrato se reduce a nitrito cuando llega al intestino delgado y a su vez oxida el hierro en la molécula de hemoglobina para formar metahemoglobina. Si más de un 10% de la hemoglobina se convierte a metahemoglobina, la capacidad de la sangre para transportar oxígeno disminuye y se desarrollan síntomas de anoxia. Niveles altos de metahemoglobina pueden causar daños cerebrales y hasta la muerte. En infantes menores de seis meses de edad, provoca el riesgo de sufrir la enfermedad de Cianosis Infantil o Síndrome del Bebé Azul (Keeney y Follett, 1991; Keeney y Hatfield, 2001; Brunato et al., 2003; Burkholder et al., 2004). En Costa Rica, el Reglamento para la Calidad del Agua Potable, señala que el valor máximo permitido de nitratos en el agua para consumo humano es de 50 mg/L de $NO_3$ (Presidencia de la Rep. de Costa Rica, 2005).

## 2.4. Utilización de fósforo en explotaciones dedicadas a la producción de leche

El P está presente en todos los seres vivos y juega un papel muy importante tanto en la estructura como en la función de las células. Es parte integral de los ácidos nucleícos,

nucleótidos, fosfolípidos y proteínas, y es un componente primordial de muchas coenzimas. Estos compuestos funcionan en la división y crecimiento celular, en el transporte y metabolismo de grasas y en la absorción y utilización de carbohidratos, ácidos grasos y proteínas (Harris et al., 1990).

Similar al N, el P es incorporado a los sistemas de producción a través de fertilizantes, alimentos importados, suplementos minerales y compra de animales; mientras que es exportado como productos animales y cultivos. Cuando el total de P importado en las fincas sobrepasa el exportado, se acumula en el suelo y puede escapar, contaminando los recursos hídricos (Knowlton y Kohn, 1999).

Los procesos mediante los cuales el P es metabolizado en las fincas lecheras son diversos, dependiendo de los requerimientos de este nutriente por los forrajes y por los animales, además de la concentración en el suelo. A continuación se detallan algunos de estos procesos.

### 2.4.1. Utilización del fósforo en el suelo

El P existe en el suelo de manera orgánica e inorgánica. Cada forma consiste de muchos compuestos fosforados, existiendo un equilibrio entre cada uno de ellos y variando desde una disolución disponible para las plantas hasta las formas no disponibles, que es la manera más común de encontrar el P en el suelo (Elizondo, 2005). Cuando un producto fosfatado es aplicado al suelo, éste tenderá a buscar un grado de estabilidad mayor en detrimento de la disponibilidad del elemento hacia la planta (Bertsch, 1998).

En solución, este elemento se puede encontrar como $PO_4^{3-}$, $HPO_4^{2-}$ o $H_2PO^{4-}$, dependiendo de la acidez (Daniel et al., 1994; Walker, 2000).

Los compuestos orgánicos fosfatados varían desde las formas más disponibles para las plantas que se encuentran en residuos de cosecha en descomposición y microorganismos del suelo, hasta compuestos estables que se han convertido en parte de la materia orgánica

del suelo. Los procesos biológicos en el suelo controlan la mineralización e inmovilización del P (Sharpley y Beegle, 2001). La mineralización es la conversión de las formas casi disponibles de P a la solución inorgánica. Pese a que esto se da en la mayoría de los suelos, ocurre de forma muy lenta para proveer suficiente P para el crecimiento de los cultivos. Inmovilización se refiere a la formación de una manera más estable de P (Sharpley y Beegle, 2001).

A pesar de que solamente menos del 5% del P orgánico del suelo se mineraliza anualmente, en algunos casos esto suple suficiente P para el crecimiento de las plantas (Daniel et al., 1994).

En la mayoría de los suelos entre el 50 y el 90% del P es inorgánico. Los compuestos inorgánicos fosforados varían desde los residuos solubles de fertilizantes a formas menos solubles como fosfatos de calcio u óxidos muy estables de Fe y Al (Daniel et al., 1994).

La fijación de P por el suelo, se refiere a la conversión de P inorgánico en disolución a otras formas menos disponibles hasta las formas más estables. Este proceso también une el P al material del suelo con uniones químicas y físicas. Hasta un 90% del P inorgánico puede fijarse de dos a cuatro semanas después de la aplicación (Sánchez, 1981). Por esta razón el P se ha considerado tradicionalmente como el nutriente limitante en muchos suelos agrícolas (Walker, 2000). El P inorgánico estable también puede pasarse a una forma menos estable, sin embargo esta conversión ocurre muy lentamente como para satisfacer los requerimientos de crecimiento del cultivo (Sánchez, 1981).

### 2.4.2. Utilización del fósforo proveniente de la dieta

Es importante comprender que el contenido total de un mineral en un ingrediente particular o en una ración completa tiene poco significado a menos que se determine su disponibilidad biológica. Ningún elemento se absorbe o se utiliza en su totalidad y alguna cantidad siempre se pierde en los procesos digestivos y metabólicos. Antes de que un

nutriente esencial pueda tener valor nutricional, debe estar en una forma tal que pueda ser digerido, absorbido y transportado a la parte del cuerpo donde se le pueda utilizar (Peeler, 1972).

La regulación del metabolismo del P es complejo, y abarca la regulación de la absorción desde el intestino, movilización desde el hueso y secreción en la saliva (Elizondo, 2007). El P es absorbido en el intestino delgado en forma de fosfatos y esta absorción ocurre principalmente en respuesta a la necesidad de P sérico, el cual aumenta la absorción de P en la dieta (Hibbs y Conrad, 1966; NRC, 1974; Preston et al., 1977; Hibbs y Conrad, 1983; Miller, 1983).

La movilización de P del hueso, es el resultado indirecto de la movilización del calcio, al formarse una sal compleja de Ca-P en el hueso. Por lo tanto, el incremento en la demanda del P, aumenta la absorción por parte del intestino, al mismo tiempo que la necesidad de Ca incrementa la movilización de P de los huesos, lo que resulta en un excedente de P en el torrente sanguíneo (Braithwait, 1983).

El P absorbido que no es usado para crecimiento, ni depositado en el hueso o secretado en la leche, es secretado en la saliva a través de un mecanismo que regula su metabolismo y luego es excretado en las heces (Knowlton y Kohn, 1999).

El P inorgánico en la saliva tiene dos funciones importantes. Primero, actúa como un buffer o amortiguador contra depresiones grandes de pH como resultado de la producción de ácidos orgánicos, y segundo, proporciona niveles adecuados de P para los microorganismos del rumen (Elizondo, 2007). El retículo-rumen tiene concentraciones relativamente altas de P (200 a 600 mg/L), del cual 50 a 75% es secretada de manera endógena en la saliva (Ternouth, 1990; Care, 1994). Debido a que la eficiencia de absorción del P salival es alta (70 a 80%) el rumiante es capaz de reciclar el P eficientemente vía saliva (Challa et al., 1989).

En rumiantes, típicamente de 95 a 98% de la excreción total de P se da en las heces (Horst, 1986; NRC, 2001; Bravo et al., 2003). El P fecal se puede clasificar en las siguientes tres fracciones: 1) P de origen dietético, no disponible para absorción; 2) P de origen endógeno, una fracción que puede considerarse como pérdidas inevitables; y 3) P de origen dietético y endógeno, excretado como resultado de la homeostasis del P o eliminación del P en exceso (Spiekers et al., 1993; Knowlton et al., 2001; NRC, 2001; Bravo et al., 2003). Diversas investigaciones han determinado que la excreción fecal de P está relacionada con su consumo (Dayrell e Ivan, 1989; Sanson et al., 1990; Van Horn et al., 1998; Spiekers et al., 1993; Wu et al., 2000; Weiss y Wyatt, 2004; Ekelund et al., 2005). Weiss y Wyatt (2004) por ejemplo, mostraron que la excreción fecal de P aumenta linealmente conforme el consumo de este mineral aumenta.

La secreción de P en la orina por los rumiantes generalmente ocurre en cantidades insignificantes, pero a menudo muestran una considerable variación. Manston y Vagg (1970) reportaron que la concentración de P en la orina en vacas lecheras fue menor de 10 mg/L, pero con un rango que oscila entre 1,0 y 212 mg/L, sin ninguna tendencia asociada con el nivel de P dietético. Ekelund et al., (2005) reportaron un promedio de 12,6 mg de P/L. Asumiendo un volumen diario de orina de 30 litros, la excreción de P será generalmente menor a 1,0 g/d.

Comúnmente los productores han utilizado el P para mejorar el desempeño reproductivo de los animales. Algunos signos de bajo desempeño reproductivo en vacas lecheras como consecuencia de dietas deficientes en P incluyen actividad ovárica disminuida, bajas tasas de concepción y bajas tasas de preñez (Ternouth, 1990). Sin embargo, el bajo desempeño reproductivo ha sido raramente atribuido a la deficiencia de P y la relación a menudo ha sido confundida con una deficiencia en el consumo de MS u otros nutrientes. Algunos estudios no han mostrado cambio alguno en el desempeño reproductivo de vacas lecheras cuando se varió el contenido de P en la dieta. Wu y Satter (2000b) resumieron 8 estudios que incluían 785 observaciones y no encontraron diferencias en el desempeño reproductivo de los animales entre tratamientos al incrementar los niveles de P de 0,32 a 0,40% y de 0,39 a 0,61%. Valk y Ebek (1999) alimentaron vacas con niveles

de 0,24; 0,28 ó 0,33% de P por 2 años y tampoco encontraron diferencias significativas en el desempeño reproductivo.

En cuanto a la producción de leche, algunos estudios recientes reportan rendimientos semejantes de leche cuando las vacas se alimentan con cantidades diferentes de P. Wu et al., (2000) no encontraron diferencias en la producción de leche durante la lactancia completa entre vacas que se alimentaron con dietas que contenían 0,40 y 0,49% de P. Igualmente, Ekelund et al., (2005) reportaron producciones similares de leche en vacas que fueron alimentadas con dietas que contenían 0,32 ó 0,43% de P. Steevens et al., (1971) alimentaron vacas con dietas de 0,37, 0,55 y 0,57% de P, obteniendo rendimientos de leche similares durante las primeras 24 semanas de lactancia. Brintrup et al., (1993) utilizaron dietas que contenían 0,33 y 0,39% de P durante 2 años, y ambos grupos de vacas produjeron aproximadamente 7500 kg de leche por año. Wu et al., (2001a) alimentaron 37 vacas con 0,31 ó 0,39% de P durante 2 ó 3 años y no observaron diferencias en los rendimientos de leche o en el potencial de producción. Wu y Satter (2000b) concluyeron que el reducir el nivel de P en la dieta de 0,48 a 0,38% no afectó la producción de leche en un experimento que se llevó a cabo por 2 años con 30 vacas. Finalmente, al alimentar vacas con dietas que contenían 0,33 ó 0,42% de P, Wu et al., (2003) no observaron diferencias en la producción láctea ni en la composición de la leche.

El contenido de P en la leche es relativamente constante. Brintrup et al., (1993) y Wu et al., (2001a) reportaron un contenido promedio de P en la leche de 0,90 g/kg, mientras que Ekelund et al., (2005) reportaron 0,94 g/kg. En términos generales, la concentración P en la leche parece estar en 0,09% (Harris et al., 1990; Knowlton y Herbain, 2000; NRC, 2001; Klopfenstein et al, 2002; Dou et al., 2002).

### 2.4.3. El exceso de fósforo y la problemática ambiental

El P se almacena en el suelo principalmente adherido a los minerales (hierro, aluminio y calcio) o en materia orgánica (bacterias del suelo, residuos de cosecha y materia orgánica en descomposición) (Bertsch, 1998). Este elemento se mueve con el agua de

escorrentía, y la erosión es el principal mecanismo de transporte del P hacia las aguas superficiales (Van Horn et al., 1998).

El agua en el suelo también contiene pequeñas cantidades de P disuelto, esencial para ser tomado por las plantas. Debido a que el balance entre los diferentes reservorios está fuertemente a favor de la forma orgánica y forma mineral del suelo, la lixiviación raramente se da (Van Horn et al., 1998).

Al igual que en suelos de baja fertilidad, el P es usualmente el nutriente limitante en los sistemas acuáticos, en donde la baja capacidad "buffer" impide almacenar este elemento (Walker, 2000). Si el P llega a una fuente de agua donde es limitante, el crecimiento de algas y otros microorganismos acuáticos se estimulará rápidamente, aumentando la demanda de oxígeno hasta que el P o el oxígeno sean limitantes. Si el oxígeno escasea o se acaba, todos los organismos aeróbicos del ecosistema se verán afectados. Cuando la tasa de mortalidad de estos organismos aumenta, la demanda de oxígeno en el sistema aumentará aún más. Mayores tasas de mortalidad resultarán en requerimientos mayores de oxígeno para descomposición, hasta que se vuelva limitante. Cuando esto sucede, el sistema pasa a ser un sistema anaeróbico (Walker, 2000; Ebeling et al., 2002).

Bajo condiciones anaeróbicas, ocurren aún más cambios y se producen malos olores. El agua se vuelve turbia y las especies deseables empiezan a desaparecer (Van Horn et al., 1994; Walker, 2000). El proceso anteriormente descrito se conoce como eutrifización. Algunos problemas comunes asociados con cuerpos de agua eutrifizados incluye un uso recreacional restringido o menos deseable, agua no palatable y un incremento en la dificultad y costo para el tratamiento de las aguas (Van Horn et al., 1998; Walker, 2000). Las aguas superficiales eutrifizadas pueden también experimentar el crecimiento masivo de cianobacterias, que pueden matar animales y exponer a los seres humanos a riegos de salud (Walker, 2000; Sharpley y Beegle, 2001). En la actualidad, el P se ha convertido en el principal elemento para el manejo de nutrientes en los sistemas ganaderos (Weiss y Wyatt, 2004).

# CAPÍTULO III. PROCEDIMIENTO Y METODOLOGÍA

## 3.1. Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo utilizando datos de compras de insumos, ventas de leche y salida de animales, en 11 fincas dedicadas a la producción de leche durante los años 2009 y 2010, las cuales se ubican en los cantones de Alfaro Ruiz, Naranjo, Poás y San Carlos en la provincia de Alajuela; Goicoechea y Vásquez de Coronado en la provincia de San José y Oreamuno en la provincia de Cartago. Se consideraron aquellos insumos que los productores están en capacidad de manipular para mejorar el aprovechamiento de los nutrientes que ingresan a través de éstos. Las fincas presentan diferentes sistemas de alimentación, producción, manejo y dimensiones, además de características edafológicas y ambientales propias de cada región.

Inicialmente se seleccionaron fincas que cumplieran con los requisitos contemplados en el apartado 3.1.1. La información requerida fue suministrada por la Cooperativa de Productores de Leche Dos Pinos, R. L. y por los mismos productores. Con base en esta información, se cuantificaron los insumos utilizados por las fincas para la producción de leche, considerándose los alimentos balanceados de distintas etapas productivas, subproductos agrícolas utilizados en la alimentación animal, fertilizantes, suplementos minerales, bloques multinutricionales, levaduras, reemplazadores lácteos y pacas de heno. Posteriormente, calcularon las cantidades de N y P que ingresan a las fincas a través de éstos insumos, con base en su contenido de nutrientes.

Para la estimación de la salida de nutrientes, se utilizaron los reportes de la cantidad de leche entregada a la Cooperativa de Productores de Leche Dos Pinos, R. L., junto con los porcentajes de proteína en leche reportados. Para la salida de nutrientes a través de ventas de animales, se consideraron los terneros y las vacas de descarte, de acuerdo a los registros de la Cooperativa de Productores de Leche Dos Pinos, R. L. y por los registros de venta y salida de animales de los productores.

Los índices de aprovechamiento de N y P fueron calculados con base a la metodología implementada por Bouldin y Klausner (2002), Koelsch y Lesoing (1999) y Spears et al (2003a,b).

### 3.1.1. Selección de las fincas

Se evaluaron un total de 11 fincas dedicadas a la producción de leche. Los requisitos contemplados para la selección de las fincas, fueron los siguientes:

- Se consideran solo aquellas fincas en que el sistema de producción se lleve a cabo en una sola localidad.
- Poseer información de compras de fertilizantes, incluyendo la cantidad y la fórmula química.
- Contar con información de compras de alimentos balanceados, pacas de heno u otros subproductos utilizados en la alimentación animal.
- Brindar información de compras de suplementos minerales.
- Poseer información de la cantidad de leche entregada a la planta industrializadora, incluyendo el porcentaje de proteína.
- Mantener registros de la entrada y salida de animales a las fincas.
- La alimentación del hato debe ser a base de alimento balanceado y forraje. Para los casos donde se suplementa la dieta con subproductos de otras industrias, es necesario tener registro de compras de dichos subproductos.
- Los requisitos anteriores deben contar con información del período 2009-2010.

### 3.1.2. Estimación de la cantidad nutrientes importados

El N proveniente de los fertilizantes se calculó de acuerdo a las compras realizadas anualmente y luego corregido por el porcentaje de N en la fórmula química; mientras que el proveniente del alimento balanceado se calculó según las compras registradas, corregidas por el porcentaje de materia seca (MS) y proteína cruda (PC); dividido entre 6,25 (NRC, 2001) para obtener la cantidad de N ingresado.

El P que ingresó a través de los fertilizantes también se calculó según las compras registradas anualmente, corregidas por el porcentaje de $P_2O_5$ y divididas entre 2,29 (Bertsch, 1998). El ingresado por el alimento balanceado se calculó con base en los registros de compras anuales, corregidos por el porcentaje de MS y el porcentaje de P; mientras el aporte de los suplementos minerales se obtuvo mediante el registro de compras anuales y corregidas por el porcentaje de P.

Al considerar el tamaño de las fincas, se encontró que no todas cuentan con información exacta y detallada del área, sino más bien medidas aproximadas, por lo que no fue posible relacionar el ingreso de nutrientes con respecto al área de las fincas. De ésta manera, para eliminar el efecto del tamaño, las entradas de nutrientes fueron expresadas como g (N-P).$Kg^{-1}$ de leche producida (Spears et al., 2003a,b; Herrero et al., 2006). Así mismo, se calculó la proporción de nutrientes que ingresan por alimentos (incluye alimentos balanceados, subproductos agrícolas, levaduras, reemplazadores lácteos y pacas de heno), fertilizantes y suplementos minerales, sobre el total ingresado. Estos resultados muestran la principal entrada de nutrientes a las fincas y la tendencia de producir a base de forraje o granos. Es importante recalcar que cuando se gestó la idea de la presente investigación, se pretendía seleccionar únicamente fincas que cumplieran con todos los requisitos propuestos; sin embargo dicho panorama no fue el obtenido y durante el 2009 solamente 5 fincas registraban información suficiente.

### 3.1.3. Estimación de la cantidad de nutrientes exportados

El N exportado a través de la leche, se calculó mediante la cantidad de leche entregada a la Cooperativa de Productores de Leche Dos Pinos, R. L., corregida por el valor de proteína (reportado dentro del recibo de pago), y dividido por el factor de 6,38 (Moorby y Theobald, 1999) para conocer el equivalente de N.

Para la estimación de la cantidad de N exportado a través de los animales que salen de la finca, se utilizó los valores de 2,6% y 2,4% de nitrógeno de acuerdo a su peso vivo para terneras y vacas, respectivamente (Pearson e Ison, 1997).

El P exportado de las fincas se estimó a través de la cantidad de leche producida anualmente, corregida por un factor constante de 0,09% ó 0,9 gramos de P por cada kilogramo de leche producida (NRC, 2001; Wu et al., 2001a; Knowlton y Herbein, 2002).

Para la estimación de la cantidad de P exportado por la salida de animales, se utilizaron los valores de 0,67% y 0,68% de fósforo con base al peso vivo (Pearson e Ison, 1987) para terneras y vacas, respectivamente.

### 3.1.4. Cálculo de índices de aprovechamiento de nitrógeno y fósforo

El cálculo de índices de aprovechamiento permite analizar la eficiencia individual de las fincas (Jarvis, 1993; Dou et al., 1998) y compararlos con otros sistemas de producción (Halberg et al., 1995; Haygarth et al., 1998), e incluso a través del tiempo. Sin embargo, extrapolar estos resultados a nivel nacional o regional es complicado, debido a que la cantidad de fincas participantes en el presente estudio, no es representativa de las 6408 fincas lecheras del país (Corporación Ganadera, 2000).

La información recopilada de compras de insumos y entregas de leche permiten realizar los cálculos de los aprovechamientos de nutrientes N-P por diferencia entre entradas y salidas cuantificables de cada mineral en cada finca (Herrero et al., 2006).

Para la evaluación de la eficiencia de aprovechamiento de los nutrientes se utilizaron 3 indicadores:

1- Indicador de Uso de Nutrientes (IUN, %) como cociente entre la cantidad que permanece en la finca y el total ingresado, lo cual muestra las ineficiencias del sistema (Bouldin y Klausner, 2002; Herrero et al., 2006).

2- Indicador de Consumo de Nutrientes (ICN), cociente entre la entrada y salida de nutrientes (entrada N-P/ salida N-P), que permite evaluar en cuántas veces las entradas de

nutrientes a la finca superan a la salida de los mismos a través de los insumos considerados (Koelsch y Lesoing, 1999; Herrero et al., 2006).

3- Eficiencia Global del Balance (EGB %), indica qué proporción del total de nutrientes que ingresan a la finca, salen del mismo a través de la leche (salida N-P /entrada N-P) x 100 (Spears et al., 2003ab; Herrero et al., 2006).

## 3.2. Resultados y discusión

### 3.2.1. Caracterización de las fincas

Las características productivas de las 11 fincas evaluadas durante el 2009 y 2010 se presentan en el Cuadro 1. El promedio de producción de leche anual por finca fue de 34.518 kg/ha, sin embargo la finca 7 posee el menor rendimiento con 6.106 kg/ha, mientras que la finca 4 muestra el mayor rendimiento con 58.085 kg/ha.

Cuadro 1. Características productivas de 11 fincas lecheras evaluadas en Costa Rica, durante los años 2009 y 2010.

| Finca | Producción leche anual | | Proteína en leche | | Leche/vaca/día | | Área |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 2009 | 2010 | 2009 | 2010 | 2009 | 2010 | ha |
| 1 | - | 223.937,7 | - | 3,16 | - | 11,1 | 27 |
| 2 | - | 137.772,5 | - | 3,17 | - | 16,5 | 7,5 |
| 3 | - | 137.406,1 | - | 3,12 | - | 21,2 | 10 |
| 4 | - | 493.722,7 | - | 3,15 | - | 22,9 | 8,5 |
| 5 | 178.829,6 | 225.777,7 | 3,44 | 3,39 | 17,90 | 19,9 | 23 |
| 6 | 546.138,5 | 401.510,3 | 3,11 | 3,12 | 25,28 | 26,6 | 37 |
| 7 | - | 152.657,3 | - | 3,15 | - | 12,0 | 25 |
| 8 | - | 188.704,7 | - | 3,17 | - | 10,0 | 16 |
| 9 | 208.347,8 | 219.974,2 | 3,09 | 3,11 | 16,08 | 17,0 | 1 |
| 10 | 887.207,5 | 907.893,8 | 3,12 | 3,16 | 26,29 | 25,9 | 116 |
| 11 | 175.833,9 | 220.322,1 | 3,17 | 3,08 | 20,35 | 21,5 | 10 |

### 3.2.2. Determinación de la entrada de nitrógeno

Los promedios de la cantidad anual de N incorporado a las fincas para producir un kilogramo de leche, además de la proporción de dichas entradas provenientes de alimentos y fertilizantes, se muestran en el Cuadro 2. No se registran compras de animales en las 11 fincas evaluadas, por lo que las entradas de nutrientes no contemplan dicho rubro. El promedio de entrada de N a las fincas durante el 2009 fue de 16,75 g $N.Kg^{-1}$ de leche producida, a pesar de que se observaron ingresos de hasta 26,15 g $N.Kg^{-1}$ (finca 7). La finca 11 muestra el caso contrario, indicando el menor ingreso de este nutriente (11,16 g $N{\cdot}Kg^{-1}$ de leche).

Posteriormente, el 2010 muestra un escenario similar. El promedio de ingreso de N fue de 17,00 g $N{\cdot}Kg^{-1}$ de leche producida. El mayor ingreso de N se observó en la finca 3, la cual requirió hasta 34,99 g de N para producir un kilogramo de leche; mientras que la finca 6 llegó a requerir 10,86 g de N por cada kilogramo de leche producida.

Laws et al. (2002) realizaron estudios similares en 86 fincas lecheras, cada una con un promedio de 107 vacas en producción, en donde se reportan ingresos de 24,63 g de $N.Kg^{-1}$ de leche producida; sin embargo 46 de éstas fincas importaban todos los insumos de alimentación. Así mismo, Spears et al. (2003a) reportaron un ingreso de 22,29 g de $N.Kg^{-1}$ en un ensayo realizado en 18 fincas lecheras, cada una con un hato promedio de 700 animales y en las cuales se importaban todos los insumos utilizados en la alimentación. Al respecto, en 2 experiencias similares, Herrero et al. (2006) y García et al. (2007) muestran valores relativamente cercanos (15,33 y 17,00 g de $N.Kg^{-1}$ de leche, respectivamente) con los obtenidos en éste estudio.

Los promedios anuales de proteína en leche de las fincas participantes fueron de 3,18 y 3,16%, durante los años 2009 y 2010, respectivamente. De acuerdo a estos datos, la cantidad de N exportado vía leche fue de 4,98 y 4,95 g de $N.Kg^{-1}$ de leche producida en ambos años; lo que indica que en el 2009, permanecieron dentro de la finca 11,77 g de N

por cada kilogramo de leche producida; mientras que en el 2010, este valor fue de 12,04 g de N por cada kilogramo de leche.

Por otra parte, los promedios de producción de leche por finca durante el 2009 y el 2010 fueron de 399.271 y 395.095 kg, respectivamente. Así, al relacionar el promedio de producción de leche por finca con la cantidad de N exportado a través de ésta y la cantidad de N que permaneció en las fincas, se obtiene que en promedio se exportaron 1,99 y 1,96 toneladas de N a través de la producción de leche en el 2009 y 2010, respectivamente; mientras que la cantidad de N que permaneció en las fincas, ascienden a 4,70 y 4,76 toneladas de N durante los años 2009 y 2010, respectivamente. Esta permanencia de N en las fincas representa un potencial de contaminación ambiental, ya que la acumulación de N en el suelo ocasiona la penetración de nitratos en las aguas subterráneas. Al llegar a los sistemas de abastecimiento público, producen nitrosaminas las cuales, son cancerígenas en los sistemas digestivos y respiratorios, y además de producir la metahemoglobinemia en los niños (Pacheco y Cabrera, 2003). Adicionalmente, los nitritos en aguas superficiales pueden migrar por escorrentía y causar eutrofización de lagos y lagunas, lo que promueve el crecimiento excesivo de algas, disminución del oxígeno disuelto, variabilidad del pH y subsiguiente muerte de invertebrados, peces y otros animales acuáticos (Stoate et al., 2001).

La mayoría de los productores concuerda en que los cambios en el ingreso de nutrientes que se observan de un año a otro en una misma finca, las atribuyen a decisiones administrativas que obedecen a la disponibilidad de insumos en el mercado; por lo que en un momento dado las compras de insumos se orientan hacia alimentos balanceados o fertilizantes, dependiendo de su disponibilidad.

Cuadro 2. Promedio anual de N ingresado a las fincas para la producción de leche ($g \cdot Kg^{-1}$) y la proporción aportada por alimentos y fertilizantes en 11 fincas lecheras, durante los años 2009 y 2010.

| Finca | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | Promedio |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | 2009 | | | | | | |
| Alimentos, % | - | - | - | - | 97,60 | 82,77 | 45,92 | - | 99,88 | 81,87 | 89,10 | 82,86 |
| Fertilizantes, % | - | - | - | - | 2,40 | 17,23 | 54,08 | - | 0,12 | 18,12 | 10,90 | 17,14 |
| Total, % | - | - | - | - | 100,00 | 100,00 | 100,00 | - | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |
| Total, $g \cdot Kg^{-1}$ leche | - | - | - | - | 12,51 | 12,23 | 26,15 | - | 24,46 | 13,99 | 11,16 | 16,75 |
| | | | | | | 2010 | | | | | | |
| Alimentos, % | 64,20 | 49,34 | 33,01 | 100,00 | 85,06 | 99,53 | 84,98 | 60,82 | 100,00 | 72,84 | 74,43 | 74,93 |
| Fertilizantes, % | 35,80 | 50,66 | 66,99 | 0,00 | 14,94 | 0,47 | 15,02 | 39,18 | 0,00 | 27,16 | 25,55 | 25,07 |
| Total, % | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |
| Total, $g \cdot Kg^{-1}$ leche | 13,18 | 23,12 | 34,99 | 12,19 | 13,53 | 10,86 | 14,76 | 14,88 | 19,49 | 16,36 | 13,63 | 17,00 |

Resulta difícil encontrar una explicación que aclare las diferencias encontradas en las cantidades de N importado a las fincas para producir un kg de leche. Sin embargo, cuando se analiza cuánto de este nutriente es aportado por alimentos y fertilizantes, es posible encontrar algunas respuestas.

Al considerar las fincas 4 y 6, se aprecia que durante el 2010 ingresaron la menor cantidad de N para la producción de leche (12,19 y 10,86 g de $N.Kg^{-1}$ de leche, respectivamente) y a su vez, en ambas fincas el 100% del ingreso se dio a través de alimentos (principalmente alimentos balanceados). Similarmente en la finca 9 se obtuvo que el 100% del N ingresado también provino de la alimentación, pero el insumo mayormente utilizado (71%) fueron subproductos agrícolas (cáscara de piña, cáscara de banano, cebada y citropulpa) y la cantidad de N importado a la finca resultó en 19,49 g de $N.Kg^{-1}$ de leche, mayor a los observados en las fincas 4 y 6. Lo anterior sugiere que la entrada de N con respecto a la producción de leche, se ve influenciada principalmente por la proporción de N que aportan los alimentos, y adicionalmente, si son alimentos balanceados o subproductos agroindustriales; esto debido a que los alimentos balanceados poseen mayor concentración de nutrientes y generan mayor impacto en la producción de leche, en comparación a los subproductos agroindustriales, que poseen altos contenidos de humedad y menor concentración de nutrientes.

En términos generales, durante el 2009, la proporción de entrada de N por alimentos y fertilizantes fue en promedio 82,86 y 17,04% respectivamente; mientras que durante el 2010, fue de 74,93 y 25,07%, respectivamente; siendo la alimentación, la principal vía de ingreso de N a las fincas (Figura 1).

Estudios realizados en 17 fincas lecheras en Argentina, determinaron que el 57,5% del N ingresaba a las fincas a través de la alimentación; 19,1% lo hacía por fertilizantes y el restante 23,3% ingresaba a través de la fijación por leguminosas (Herrero et al., 2006). Otros estudios realizados en 41 fincas de los Estados Unidos, determinaron que el 98% del N provenía a través de la alimentación, 1% lo hacía por el material de cama de los animales estabulados y 1% por la compra de animales de reemplazo (Spears et al., 2003a). Así

mismo, García et al. (2007) encontraron en 18 fincas lecheras en Galicia, España, que el aporte de N por alimentos y fertilizantes era de 72 y 28%, respectivamente. Contrario a esto, Domburg et al. (2000), reportaron en investigaciones similares realizadas en Escocia, que la entrada de N a través de alimentos y fertilizantes era de 21 y 62%, respectivamente, el restante 13% ingresaba a través de la fijación por leguminosas y N atmosférico. Resultados similares fueron obtenidos por Laws et al. (2002), quienes evaluaron 86 fincas en el Reino Unido y encontraron que esta proporción era de 33 y 67%, respectivamente. Según Langeveld y Overbosch (1996) las diferencias en la proporción de entradas de N, se deben principalmente a necesidades y características propias de cada explotación.

La proporción de N aportada por suplementos minerales resulta en 0,00% debido a la carencia de este nutriente en dicho insumo. Pese a esto, ciertos bloques multi-nutricionales utilizados en algunas fincas reportan muy bajos niveles de proteína cruda, por lo que no se consideró en el presente estudio.

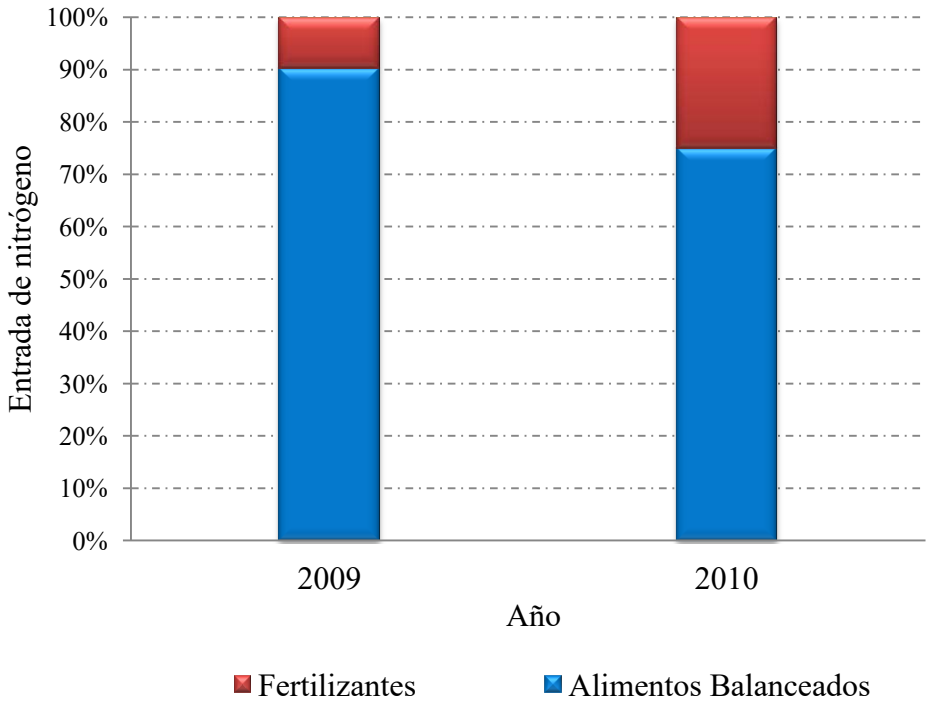


Figura 1. Entrada de N a través de alimentos, fertilizantes y suplementos minerales, en fincas lecheras, durante los años 2009 y 2010.

### 3.2.3. Determinación de la entrada de fósforo

El promedio de la cantidad de P incorporado anualmente a las fincas para producir un kilogramo de leche, junto con el porcentaje aportado por la alimentación, los fertilizantes y los suplementos minerales, se muestran en el Cuadro 3.

En el 2009, las entradas de P fueron en promedio de 3,36 gramos por cada kilogramo de leche producida, con valores máximos y mínimos de 4,14 y 2,93 g $P.Kg^{-1}$ de leche, respectivamente; mientras que durante el 2010, se cuantificaron en promedio 4,14 g $P.Kg^{-1}$ de leche producida, con valores máximos y mínimos de 5,51 y 3,04 g $P.Kg^{-1}$ de leche.

Al analizar el aporte que realizan los alimentos, fertilizantes y suplementos minerales sobre el total de P que ingresa a las fincas, es posible observar tendencias similares a las mostradas para el caso de N. De acuerdo al Cuadro 3, durante el 2010 las fincas 1, 2, 8 y 10 ingresaron la mayor cantidad de P para producir un kilogramo de leche (mayor a 4,50 g de $P.Kg^{-1}$ de leche), y a su vez, el aporte que realizan los rubros de la alimentación fue de alrededor del 50% sobre el total de P ingresado. Por otra parte, las fincas 4, 6 y 11 ingresaron la menor cantidad de P por unidad de leche producida (menor a 3,44 g de $P.Kg^{-1}$ de leche), en donde el 80% ingresó a través de los alimentos. De acuerdo con los resultados, la cantidad de P ingresado a las fincas para producir un kilogramo de leche, disminuye conforme aumenta la proporción aportada por la alimentación.

Otro aspecto importante a considerar, es que las fincas con mayor ingreso de P por unidad de leche, coinciden en que más del 20% proviene de suplementos minerales. Lo que indica que elevados niveles de suplementos minerales, podrían aumentar el ingreso de este nutriente con respecto a su salida en leche.

Estudios relacionados han encontrado que el promedio de P que ingresa a las fincas con respecto a la producción de leche es de 2,36 g $P.Kg^{-1}$ (Laws et al, 2002), en donde el 64,34% de este nutriente ingresa a través de la alimentación. Estos resultados coinciden con

los reportados por Spears et al. (2003b), quienes obtuvieron un ingreso de 2,63 g $P.Kg^{-1}$ leche, de los cuales el 85,39% del nutriente era aportado por la alimentación y el restante 14,61% provenía de los fertilizantes, en un estudio realizado con 41 fincas lecheras. Ambos estudios obtuvieron resultados menores a los reportados en el presente trabajo. Herrero et al. (2006) por su parte, encontraron que el ingreso de P en 17 fincas fue de 3,50 $g.Kg^{-1}$ leche, en donde el principal aporte provenía de los fertilizantes (54%), mientras que los alimentos aportaban el restante 46%. Contrariamente, García et al (2007) reportaron un promedio de ingreso de 8,00 g $P.Kg^{-1}$ leche, en el cual 60,20; 39,20 y 0,60% eran aportados por alimentos, fertilizantes y otros, respectivamente, en un total de 18 fincas. Los últimos atribuyen los niveles elevados a la intensificación de la producción lechera en la región.

Cuadro 3. Promedio anual de P ingresado a las fincas para la producción de leche ($g \cdot Kg^{-1}$) y la proporción aportada por alimentos, fertilizantes y suplementos minerales en 11 fincas lecheras, durante los años 2009 y 2010.

| Finca | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | Promedio |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | | | | | 2009 | |
| Alimentos, % | - | - | - | - | 85,60 | 90,89 | 91,16 | - | 75,69 | 81,76 | 78,92 | 84,01 |
| Fertilizantes, % | - | - | - | - | 3,57 | 9,11 | 5,90 | - | 0,09 | 3,69 | 5,67 | 4,67 |
| Suplementos minerales, % | - | - | - | - | 10,83 | 0,00 | 2,94 | - | 24,22 | 14,54 | 15,40 | 11,32 |
| Total, % | - | - | - | - | 100,00 | 100,00 | 100,00 | - | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |
| Total, $g \cdot Kg^{-1}$ leche | - | - | - | - | 3,37 | 3,12 | 3,43 | - | 4,14 | 2,93 | 3,18 | 3,36 |
| | | | | | | | | | | | 2010 | |
| Alimentos, % | 39,05 | 51,74 | 74,78 | 83,80 | 73,08 | 99,02 | 85,97 | 46,36 | 81,64 | 53,82 | 78,73 | 69,82 |
| Fertilizantes, % | 36,23 | 23,63 | 15,06 | 0,00 | 21,70 | 0,88 | 4,56 | 28,71 | 0,00 | 37,83 | 4,55 | 15,74 |
| Suplementos minerales, % | 24,71 | 24,64 | 10,15 | 16,20 | 5,23 | 0,10 | 9,48 | 24,92 | 18,36 | 8,35 | 16,72 | 14,44 |
| Total, % | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 |
| Total, $g \cdot Kg^{-1}$ leche | 5,51 | 5,31 | 4,35 | 3,44 | 3,67 | 3,04 | 3,72 | 4,82 | 3,94 | 4,53 | 3,26 | 4,14 |

La proporción de entradas de P a través de los diferentes insumos durante el 2009 y 2010, se observa en la Figura 2. En el 2009, el aporte de P por alimentos, fertilizantes y suplementos minerales fue de 82,57; 4,43 y 13,00%, respectivamente, mientras que durante el 2010, el aporte fue de 69,82; 15,74 y 14,44%, respectivamente.

De esta manera, al aumentar la proporción de P que ingresa a través de los fertilizantes, aumenta la cantidad de P ingresado a las fincas para producir un kilogramo de leche. Puede observarse que a pesar de los cambios en las proporciones que ingresan por alimentos y fertilizantes, el aporte por suplementos minerales se mantuvo relativamente constante, sin apreciarse grandes diferencias en los dos años de estudio.

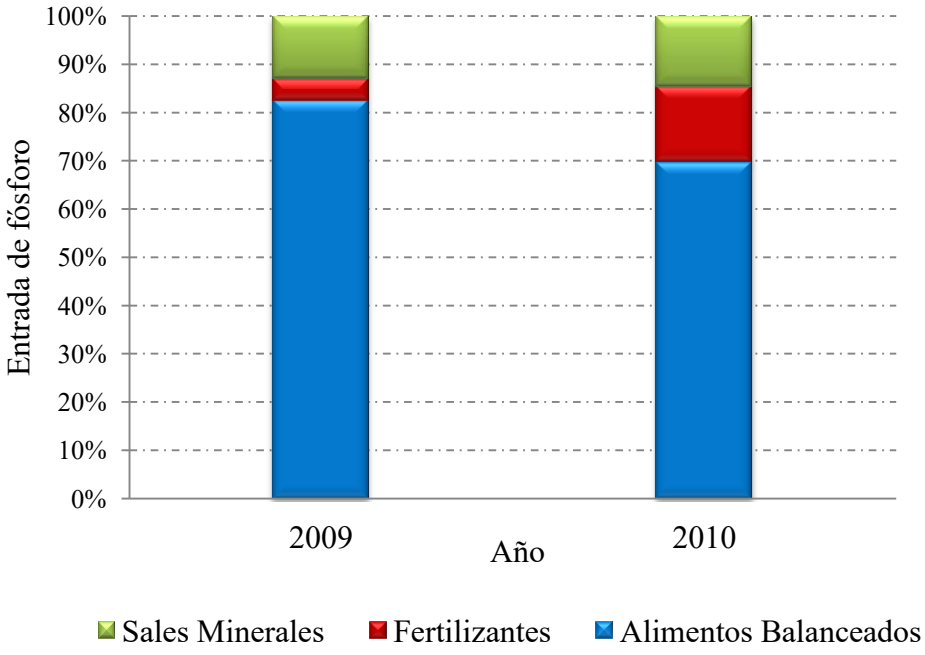


Figura 2. Entrada de P a través de alimentos, fertilizantes y suplementos minerales, en 11 fincas lecheras, durante los años 2009 y 2010.

### 3.2.4. Análisis de los índices de aprovechamiento de nutrientes

Las cantidades de animales vendidos por finca y los equivalentes de N y P que se exportaron del sistema a través de éstos, se observan en el Cuadro 4.

Se realizó un pesaje previo a terneros con menos de 2 días de nacidos y vacas de descarte en las fincas evaluadas, debido a que los productores no cuentan con registros de peso de los animales que salen de la finca. En el caso de los terneros, se asumió un peso promedio de 30 kg y de 350 kg para las vacas de descarte. Durante el 2009, la venta de animales representó el 5,83 y 8,25% del total de N y P exportados, respectivamente; mientras que en el 2010, representó el 6,34 y 8,90% del total de N y P exportado, respectivamente.

Cuadro 4. Cantidad de animales vendidos en las fincas y los equivalentes de N y P exportados del sistema, en 11 fincas lecheras en Costa Rica, durante los años 2009 y 2010.

| | 2009 | | 2010 | | 2009 | | 2010 | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Finca | Terneros | Vacas de descarte | Terneros | Vacas de descarte | N, kg | P, kg | N, kg | P, kg |
| 1 | - | - | 42 | 10 | - | - | 123,76 | 32,37 |
| 2 | - | - | 13 | 4 | - | - | 46,54 | 12,17 |
| 3 | - | - | 12 | 4 | - | - | 45,76 | 11,97 |
| 4 | - | - | 33 | 13 | - | - | 144,04 | 37,67 |
| 5 | 19 | 6 | 25 | 7 | 69,42 | 18,16 | 83,20 | 21,76 |
| 6 | 43 | 12 | 32 | 24 | 142,74 | 37,33 | 79,56 | 20,81 |
| 7 | - | - | 25 | 6 | - | - | 74,10 | 19,38 |
| 8 | - | - | 29 | 9 | - | - | 104,52 | 27,34 |
| 9 | 27 | 6 | 25 | 6 | 75,66 | 19,79 | 74,10 | 19,38 |
| 10 | 58 | 16 | 58 | 20 | 190,84 | 49,91 | 227,24 | 59,43 |
| 11 | 15 | 5 | 16 | 6 | 57,20 | 14,96 | 67,08 | 17,54 |
| Promedio | 32 | 9 | 28 | 10 | 107,17 | 28,03 | 97,26 | 25,44 |

El Cuadro 5, muestra las cantidades de N que ingresan al sistema, así como las cantidades que son exportadas a través de la leche y ventas de animales, en 11 fincas lecheras, durante los años 2009 y 2010.

Las fincas 5, 10 y 11 aumentaron los egresos de la misma manera como aumentaron los ingresos de N, al igual que la finca 6 disminuyó los egresos conforme disminuyeron los ingresos. Pese a esto, la finca 9 particularmente no presentó esta misma dinámica, debido a que durante el periodo en estudio, se logró disminuir el ingreso de N en prácticamente 18% y se aumentó la salida a través de la leche en 5%.

Cuadro 5. Entrada y salida de N (kg) por año, en 11 fincas lecheras en Costa Rica, durante los años 2009 y 2010.

| | 2009 | | 2010 | |
|---|---|---|---|---|
| Finca | Ingreso | Egreso | Ingreso | Egreso |
| 1 | - | - | 2.891,32 | 1.250,38 |
| 2 | - | - | 3.183,69 | 730,85 |
| 3 | - | - | 4.985,40 | 717,19 |
| 4 | - | - | 6.018,76 | 2.582,72 |
| 5 | 2.025,32 | 1.032,02 | 2.984,87 | 1.281,01 |
| 6 | 6.696,47 | 2.905,95 | 3.988,18 | 1.924,05 |
| 7 | - | - | 2.250,09 | 827,88 |
| 8 | - | - | 2.791,19 | 1.041,65 |
| 9 | 5.067,90 | 1.101,79 | 4.306,39 | 1.155,33 |
| 10 | 12.007,53 | 4.626,14 | 14.617,59 | 4.834,37 |
| 11 | 1.953,44 | 928,35 | 2.963,05 | 1.130,63 |
| Promedio | 5.550,13 | 2.118,85 | 4.634,59 | 1.588,73 |

Esta finca ingresa el 100% de N a través de la alimentación, y al analizar las compras de insumos se encontró que básicamente, se disminuyeron las compras de subproductos agroindustriales, mientras que se aumentaron las compras de alimentos balanceados, lo que impactó significativamente sobre la producción de leche y la salida de N.

Las cantidades de P que son importadas a las fincas y su salida a través de la producción de leche y venta de animales, durante los años 2009 y 2010, se muestran en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Entrada y salida de P (kg) por año, en 11 fincas lecheras en Costa Rica, durante los años 2009 y 2010.

| | 2009 | | 2010 | |
|---|---|---|---|---|
| Finca | Ingreso | Egreso | Ingreso | Egreso |
| 1 | - | - | 1.223,89 | 238,27 |
| 2 | - | - | 723,55 | 136,17 |
| 3 | - | - | 585,80 | 135,63 |
| 4 | - | - | 1.692,62 | 482,02 |
| 5 | 545,49 | 179,10 | 797,65 | 224,96 |
| 6 | 1.704,29 | 555,59 | 1.119,35 | 363,00 |
| 7 | - | - | 569,18 | 156,77 |
| 8 | - | - | 896,67 | 197,17 |
| 9 | 849,86 | 211,32 | 860,28 | 220,04 |
| 10 | 2.552,98 | 871,85 | 4.179,36 | 907,02 |
| 11 | 554,39 | 173,21 | 710,66 | 215,83 |
| Prom | 1.241,40 | 398,21 | 1.214,45 | 297,90 |

Para el caso de P, tanto las entradas como las salidas son menores a las observadas en N, representando alrededor de un 20%. Las fincas 5, 10 y 11 presentaron un aumento en el ingreso de 46, 64 y 28%, respectivamente. La finca 9 aumentó el ingreso en alrededor de 1%; mientras que la finca 6 mostró una disminución del 34% entre los años 2009 y 2010.

Los valores más altos de egresos de P a través de la leche se observaron en las fincas 5 y 11 de 26 y 25%, respectivamente. Las fincas 9 y 10 aumentaron los egresos ligeramente, en 4% cada una; y nuevamente la finca 6 mostró una disminución en los egresos del 35%. La disminución de los ingresos y los egresos observados en la finca 6, se debió a que se compraron menos insumos para la alimentación, al mismo tiempo que disminuyó la producción de leche en 26%.

Los resultados de los índices de aprovechamiento de N y P de las 11 fincas evaluadas durante los años 2009 y 2010, se observan en los Cuadros 7 y 8, respectivamente. Estos índices muestran concretamente la eficiencia o ineficiencia de la utilización de los nutrientes, que previamente era posible visualizar a través de los cálculos de ingreso de nutrientes mencionados anteriormente.

El primer indicador analizado fue la Eficiencia Global del Balance (EGB), el cual indica la proporción de nutrientes que salen de la finca en leche, con respecto a las entradas (Spears et al., 2003ab; Herrero et al, 2006). Por lo que valores altos en este indicador, demuestran mejores aprovechamientos de los nutrientes.

El promedio anual de la EGB de N durante el año 2009 fue de 38,11%, con valores máximos y mínimos de 47,53 y 20,25%, respectivamente; mientras que durante el año 2010, el índice fue de 32,77%, con valores máximos y mínimos de 46,25 y 13,47%, respectivamente. Las altas eficiencias (superiores al promedio) durante el 2009 se observan en las fincas 5, 6 y 11; la finca 10 obtuvo un valor cercano al promedio y la finca 9 presentó una eficiencia menor al promedio. Durante el 2010, las altas eficiencias se observaron en las fincas 1, 4, 5, 6, 7, 8 y 11; en tanto las fincas 2, 3, 9 y 10 presentaron las eficiencias más bajas por debajo del promedio.

Cuadro 7. Índices de aprovechamiento (%) de N de 11 fincas lecheras. 2009-2010.

| | 2009 | | | 2010 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Finca | EGB, % | IUN, % | ICN | EGB, % | IUN, % | ICN |
| 1 | - | - | - | 38,97 | 61,03 | 2,57 |
| 2 | - | - | - | 21,49 | 78,51 | 4,65 |
| 3 | - | - | - | 13,47 | 86,53 | 7,43 |
| 4 | - | - | - | 40,52 | 59,48 | 2,47 |
| 5 | 47,53 | 52,47 | 2,10 | 40,13 | 59,87 | 2,49 |
| 6 | 41,26 | 58,74 | 2,42 | 46,25 | 53,75 | 2,16 |
| 7 | - | - | - | 33,50 | 66,50 | 2,99 |
| 8 | - | - | - | 33,57 | 66,43 | 2,98 |
| 9 | 20,25 | 79,75 | 4,94 | 25,11 | 74,89 | 3,98 |
| 10 | 36,94 | 63,06 | 2,71 | 31,52 | 68,48 | 3,17 |
| 11 | 44,60 | 55,40 | 2,24 | 35,89 | 64,11 | 2,79 |
| Promedio | 38,11 | 61,89 | 2,88 | 32,77 | 67,23 | 3,42 |

La variabilidad de las eficiencias que muestran las fincas evaluadas, coinciden en la mayoría de los casos con la proporción de N que ingresan a través de alimentos o fertilizantes. De ésta manera, las fincas que ingresan más del 80% del N a través de los alimentos, muestran eficiencias superiores al promedio de las fincas evaluadas, a excepción de las fincas 8 y 9. En la finca 8, el 60% del ingreso de N proviene de la alimentación, sin embargo la EGB es superior al promedio, debido a que la finca posee un adecuado plan de fertilización de las pasturas, basada en los requerimientos del forraje y la disponibilidad de nutrientes en el suelo, lo que permite prescindir en parte de los nutrientes provenientes de los alimentos. Mientras que la finca 9 a pesar de ingresar el 100% del N por los alimentos, la mayoría de estos insumos son subproductos de otras agroindustrias y pacas de heno, las cuales poseen bajas concentraciones de nutrientes y baja digestibilidad (Sánchez y Soto, 1998), en comparación a los alimentos balanceados.

Considerando datos de diversos autores (Kuipers et al., 1999; Domburg et al., 2000; Laws et al., 2002; Spears et al., 2003a; Herrero et al., 2006 y García et al., 2007), se obtiene un promedio de la EGB de 23,73%, menor a lo encontrado en el presente estudio. Es posible que condiciones particulares de Costa Rica, como radiación solar, precipitación, estacionalidad climatológica y fertilidad de los suelos, favorezcan la producción de forraje; en comparación con países de otras regiones con climas más adversos, como inviernos más fríos y prolongados, y que dependen de insumos externos o que no tienen la posibilidad de producir forraje todo el año.

El valor promedio de la EGB para P en el año 2009, fue de 28,64% con valores máximos y mínimos de 32,20 y 22,54%, respectivamente; mientras que durante el 2010, éste índice fue de 22,91%, con valores máximos y mínimos de 30,57 y 16,82%, respectivamente. De acuerdo a estos valores, las mayores eficiencias durante el 2009 se presentaron en las fincas 5, 6 y 10, y las menores ocurrieron en las fincas 9 y 11. Así mismo, los datos del 2010 muestran que las mayores eficiencias en el uso de P se encontraron en las fincas 4, 5, 6, 7, 9 y 11; y las menores eficiencias resultaron en las fincas 1, 2, 3, 8 y 10.

Las diferencias en el aprovechamiento del P, parecen ser consistentes con las encontradas en el caso de N. El porcentaje de aporte de P a través de los alimentos, parece tener relación con los resultados en las eficiencias. De acuerdo éstos, las fincas más eficientes, ingresan más del 75% del total de P a través de la alimentación. A pesar de esto, los resultados obtenidos en éste estudio son menores (menos eficientes) al promedio de los resultados obtenidos por diversos autores, el cuál fue de 31,93% (Kuipers et al., 1999; Domburg et al., 2000; Laws et al., 2002; Spears et al., 2003b; Herrero et al., 2006 y García et al., 2007).

El siguiente índice analizado fue el Indicador de Uso de Nutrientes (IUN), el cual muestra las ineficiencias en el uso de los nutrientes, al representar la cantidad que permanece en las fincas (Bouldin y Klausner, 2002; Herrero et al., 2006).

Cuadro 8. Índices de aprovechamiento (%) de P de 11 fincas lecheras. 2009-2010.

| | 2009 | | | 2010 | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Finca | EGB, % | IUN, % | ICN | EGB, % | IUN, % | ICN |
| 1 | - | - | - | 16,82 | 83,18 | 5,94 |
| 2 | - | - | - | 17,14 | 82,86 | 5,84 |
| 3 | - | - | - | 21,11 | 78,89 | 4,74 |
| 4 | - | - | - | 26,25 | 73,75 | 3,81 |
| 5 | 29,50 | 70,50 | 3,39 | 25,47 | 74,53 | 3,93 |
| 6 | 30,41 | 69,59 | 3,29 | 30,57 | 69,43 | 3,27 |
| 7 | - | - | - | 24,14 | 75,86 | 4,14 |
| 8 | - | - | - | 18,94 | 81,06 | 5,28 |
| 9 | 22,54 | 77,46 | 4,44 | 23,32 | 76,68 | 4,29 |
| 10 | 32,20 | 67,80 | 3,11 | 20,28 | 79,72 | 4,93 |
| 11 | 28,54 | 71,46 | 3,50 | 27,90 | 72,10 | 3,58 |
| Promedio | 28,64 | 71,36 | 3,54 | 22,91 | 77,09 | 4,52 |

Así, valores altos de este indicador se refieren al porcentaje de nutrientes que permanecen en las fincas y que constituyen una posible amenaza para el ambiente.

El IUN de N correspondiente al año 2009 mostró un promedio anual de 61,89%, con valores máximos y mínimos de 79,75 y 52,47%, respectivamente; mientras que en el 2010, el índice fue de 67,23%, con valores máximos y mínimos de 86,53 y 53,75%, respectivamente.

El IUN de P del 2009 mostró un promedio anual de 71,36%, con valores máximos y mínimos de 77,46 y 67,80%, respectivamente; mientras, en el 2010, el promedio fue 77,09%, con valores máximos y mínimos de 83,18 y 69,43%, respectivamente.

Otras investigaciones (Kuipers et al., 1999; Domburg et al., 2000; Laws et al., 2002; Spears et al., 2003ab; Herrero et al., 2006 y García et al., 2007) reportan valores de IUN de 76,36% para el caso de N y de 69,60% para el P.

Es posible observar que las fincas evaluadas en el presente estudio son más eficientes en el uso del N; pero sin embargo, son menos eficientes en la utilización del P. Posiblemente, esto es debido al bajo contenido de P en los suelos de Costa Rica (Cabalceta y Cordero, 1994), que obliga a los productores a importar más P a las fincas.

Por último, el Indicador de Consumo de Nutrientes (ICN), permite evaluar en cuántas veces las entradas de nutrientes a la finca supera a la salida de los mismos (Koelsch y Lesoing, 1999; Herrero et al., 2006). Por lo tanto, valores altos de este indicador reflejan mayores ineficiencias, debido a que se requiere más insumos por unidad producida.

El ICN de N para el 2009 muestra un promedio anual de 2,88 con valores máximos y mínimos de 4,94 y 2,10, respectivamente; mientras el 2010 muestra un promedio anual de 3,42 con valores máximos y mínimos de 7,43 y 2,16; respectivamente. Para el caso de P, el ICN del 2009 presenta un promedio anual de 3,54 con valores máximos y mínimos de 4,44 y 3,11, respectivamente; mientras que en el 2010 se obtuvo un promedio anual de 4,52 con valores máximos y mínimos de 5,94 y 3,27; respectivamente. En este sentido, utilizando los datos reportados por Kuipers et al. (1999), Domburg et al. (2000), Laws et al. (2002), Spears et al. (2003ab), Herrero et al. (2006) y García et al. (2007), se obtuvo que en promedio el ICN de N era de 4,36 y el de P era de 3,66; los cuales difieren a los obtenidos en este trabajo, ya que en las fincas evaluadas el ICN de P es superior al ICN de N. Según Herrero et al. (2006), la eficiencia en sistemas de pastoreo resulta difícil controlar, debido a que dependen de las eficiencias de los subsistemas, como por ejemplo, utilización por las plantas de los nutrientes aplicados como fertilizantes, eficiencia de la fijación de N, eficiencia del manejo del pastoreo, consumo de forraje, suplementación adecuada y niveles de producción logrados. Tanto los resultados de ICN de N y el ICN de P muestran que las ineficiencias se presentan para todo el sistema de producción, independientemente del nutriente considerado. Al comparar los ICN de ambos nutrientes, se evidenció que el

manejo del P resulta más ineficiente que el N. Esta situación podría llegar a explicarse dada la complejidad del aprovechamiento del P por parte de las especies forrajeras y por los animales, según el tipo de pastoreo (Díaz, 2001a), y finalmente, por el propio metabolismo de los nutrientes ingresados (Tamminga, 1996; Herrero et al., 2006)

La producción animal y particularmente las lecherías, están inevitablemente asociadas con la producción de residuos y en consecuencia, con algún grado de contaminación ambiental. Por lo que las estrategias para reducir la excreción de N en las lecherías deben comenzar mejorando la eficiencia en la utilización de N a través de los animales (Elizondo, 2006). De acuerdo con los resultados obtenidos en el presente estudio, si se considera que de 75 a 85% del N ingresa a través de la alimentación y solamente de 20 a 40% es incorporado a la leche, la primera estrategia para reducir la excreción de N, es eliminar la proteína de la dieta en exceso con respecto a los requerimientos (Wu et al., 2001b). Mulligan et al. (2004) observaron relaciones lineales positivas significativas entre el consumo de N y el N excretado en orina, heces y leche. Igualmente Wu y Satter (2000a) demostraron que al reducir el contenido proteico de la ración, se redujo la excreción total y urinaria de N. Así mismo, Rotz (2004) encontró que conforme se produce más leche por animal, los requerimientos de proteína para mantenimiento se diluyen, es decir, la leche se puede producir con menor cantidad de N consumido y excretado. Diversos autores (Tamminga, 1996; Van Horn et al., 1996; y Herrero et al., 2006) plantean que la estrategia de mayor importancia para disminuir la excreción de N relacionada con el manejo nutricional, se logra mediante una mayor digestibilidad y valor biológico de los alimentos e incorporando una mayor proporción de proteínas no degradables a nivel ruminal.

Otros estudios han investigado una serie de aditivos y estrategias alimenticias para reducir la volatilización de amoníaco (McCrory y Hobbs, 2001). De acuerdo a su modo de acción, dichos aditivos se pueden clasificar en: digestivos, acidificantes, adsorbentes, inhibidores de ureasa y saponinas. En un ensayo, Lefcourt y Meisinger (2001) determinaron que la adición de 6,25% de zeolita (un tipo de material parental) o 2,5% de alum (Sulfato de aluminio; actúa como agente acidificante y agente ligante de P) al estiércol de ganado bovino, redujo la emisión de amoníaco en 50 y 60%, respectivamente. El tratamiento con

alum disminuyó la emisión de amoniaco al reducir el pH del estiércol a 5 o menos, mientras que la zeolita, siendo un medio de intercambio catiónico, adsorbió el amonio y redujo la concentración de este en disolución. En otro ensayo, Varel et al. (1999) concluyeron que el uso de inhibidores de ureasa controla las emisiones de amoníaco del estiércol bovino y que por lo tanto el uso de estos compuestos ayuda a prevenir el deterioro ambiental causado por este gas. Por su parte, Burkholder et al. (2004) encontraron que alterando la fuente de almidones de la dieta para mejorar la digestibilidad de los nutrientes se podría reducir la excreción de N en el estiércol y por lo tanto la emisión de amoníaco.

En el caso de los sistemas de pastoreo, es deseable que la mayor cantidad de orina y heces quede distribuida en los potreros, en donde la cantidad y distribución de estos residuos dependerán del manejo que se realice, pudiendo llegar a valores del 70 al 80% del total de heces producidas; mientras que la cantidad restante es la que se depositará en la instalación de ordeño, desde la cual pueden ser recolectadas para utilizarse como abono (White, et al., 2001).

Al considerar que la entrada de P a las fincas evaluadas proviene de 70 a 85% por alimentos externos, la estrategia más efectiva para reducir la excreción de P en las heces y orina, es alimentar con menos cantidad de P en la dieta. Diversos estudios han determinado que la excreción fecal de P está relacionada con su consumo (Dayrell y Ivan, 1989; Sanson et al., 1990; Morse et al., 1992; Van Horn et al., 1998; Wu et al., 2000; Cerosaletti et al., 2004; Weiss y Wyatt, 2004; Ekelund et al., 2005), por lo que es un aspecto importante a ser tomado en cuenta y requiere formular dietas con alta precisión. La reutilización, tanto de la excreta (sólida) como de los efluentes (líquidos), es un paso importante para disminuir el consumo de fertilizantes químicos, y por consecuencia, mejorar los balances y las eficiencias de aprovechamiento, tanto de N como de P (Herrero, et al., 2006). En el caso del P resulta fundamental considerar esta práctica como una forma de disminuir el consumo de fertilizantes externos, rubro importante dentro de los insumos de las fincas evaluadas. Sin embargo, es necesario realizar estudios de los contenidos de nutrientes en las excretas, con el fin de satisfacer los requerimientos de las pasturas y/o cultivos sin la generación de excedentes.

### 3.3. Conclusiones y recomendaciones

1. La entrada de N y P en las 11 fincas en estudio, se da en mayor proporción a través de la alimentación, con respecto a los fertilizantes y los suplementos minerales.

2. Las fincas ingresan en promedio entre 16,75 y 17,00 gramos de N por cada kilogramo de leche producida; mientras que ingresan en promedio entre 3,36 y 4,14 gramos de P por cada kilogramo de leche producida.

3. Las fincas que ingresan la mayor proporción de N y P a través de la alimentación, tienden a ser más eficientes en el aprovechamiento de los nutrientes para la producción de leche, en comparación con las fincas que ingresan la mayor proporción de nutrientes a través de fertilizantes.

4. El Indicador Global del Balance (EGB) de nutrientes muestra que el N es aprovechado mayormente que el P para la producción de leche.

5. El Indicador de Consumo de Nutrientes (ICN) muestra que en promedio ingresa entre 2,88 y 3,42 veces más N por alimentación y fertilizantes, que la cantidad de N que sale a través de la leche. Así mismo, revela que en promedio ingresa entre 3,54 y 4,52 veces más P por alimentación, fertilizantes y suplementos minerales, en comparación de la cantidad de P que sale a través de la leche.

6. Las estrategias para reducir la excreción de N y P deben ir orientadas a mejorar las dietas ofrecidas, debido a que la mayor proporción de estos nutrientes ingresan por medio de la alimentación

7. Las fincas lecheras deben mantener un balance entre los nutrientes que ingresan al sistema (a través de alimento, fertilizantes y suplementos minerales) con los nutrientes que salen a través de la leche, debido a que los nutrientes que permanecen

en las fincas suelen acumularse y posteriormente representan una amenaza para la calidad del agua y el medio ambiente.

8. Los excrementos son buena fuente de nutrientes para las pasturas y otros cultivos, pero requieren de un manejo adecuado y análisis previos del contenido de nutrientes para aplicar las cantidades correctas, sin generar riesgos potenciales al medio ambiente.

9. Es necesario realizar más investigaciones sobre el efecto de la fuente de los nutrientes sobre su aprovechamiento para la producción de leche, así como estudios que contemplen el aporte de nutrientes por diversas vías.

## LITERATURA CONSULTADA


ATKINSON, D.; WATSON, C.A. 1996. The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. Journal of Animal Science. 63: 353 - 361.

AVNIMELECH, Y. 1986. Organic residues in modern agriculture. *In*: Chen, Y.; Avnimelech, Y. eds. The role of organic matter in modern agriculture. Martinus Nijhoff Publishers. The Netherlands. Pp. 1-10.

BERTSCH, F. 1998. La fertilidad de los suelos y su manejo. Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo. San José, Costa Rica. 157 p.

BOULDIN, D.; KLAUSNER, S. 2002. Managing nutrients in manure: General principles and applications to dairy manure in New York. In HATFIELD, J. L.; STEWART, B. A. (ed)-Animal waste utilization: Effective use of manure as a soil resource. Lewis publishers, USA. Pp 65-88.

BRAITHWAITE, G.D. 1983. Calcium and phosphorus requirements of the ewe during pregnancy and lactation. Phosphorus. Br. J. Nutr. 50: 723-736.

BRAVO, D.; SAUVANT, D.; BOGAERT, C.; MESCHY, F. 2003. Quantitative aspects of phosphorus excretion in ruminants. Reprod. Nutr. Dev. 43: 285-300.

BRINTRUP, R.; MOOREN, T.; MEYER, U.; SPIEKERS, H.; PFEFFER, E. 1993. Effects of two levels of phosphorus intake on performance and faecal phosphorus excretion of dairy cows. J. Anim. Physiol. a. Anim. Nutr. 69: 29-36.

BRODERICK, G. A. 2003. Effects of varying dietary protein and energy levels on the production of lactating dairy cows. Journal of Dairy Science. 86: 1370–1381.

BRODERICK, G. A.; CLAYTON, M. K. 1997. A statistical evaluation of animal and nutritional factors influencing concentrations of milk urea nitrogen. Journal of Dairy Science. 80: 2964–2971.

BRUNATO, F.; GARZIERA, M.; BRIGUGLIO, E. 2003. A severe methahemoglobinemia induced by nitrates: a case report. European Journal of Emergency Medicine. 10: 326-330.

BURKHOLDER, K.; GUYTON, A.; McKINNEY, J.; KNOWLTON, K. 2004. The effect of steam flaked or dry ground corn and supplemental phytic acid on nitrogen partitioning in lactating dairy cows and ammonia emission from manure. Journal of Dairy Science. 87: 2546-2553.

CABALCETA, G.; CORDERO, A. 1994. Niveles críticos de fósforo en Ultisoles, Inceptisoles, Vertisoles y Andisoles de Costa Rica. Rev. Agronomía Costarricense. 18: 147-161.

CÁMARA NACIONAL DE PRODUCTORES DE LECHE (PROLECHE), 2010. Información del sector 2010. San José, Costa Rica. En línea: http://www.proleche.com/2011.aspx. Consultado el 23 de marzo de 2012.

CARE, A. D. 1994. The absorption of phosphorus from the digestive tract of ruminant animals. Br. Vet. J. 150: 197-205.

CASANOVA, M.; BENAVIDES, C. 2009. Cartografía de las pérdidas potenciales de N-Urea por volatilización en suelos de Chile central. R. C. Suelo Nutr. Veg. 9: 14-25.

CASTILLO, A. R.; KEBREAB, E.; BEEVER, D. E.; FRANCE, J. 2001. A review of efficiency of nitrogen utilization in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. Journal of Animal Feed Science. 9: 1-32.

CEROSALETTI, P.; FOX, D.; CHASE, L. 2004. Phosphorus reduction through precision feeding of dairy cattle. Journal of Dairy Science. 87: 2314-2323.

CHALLA, J. W.; BRAITHWAITE, G. D.; DHANOA, M. S. 1989. Phosphorus homeostasis in growing calves. Journal of Agriculture Science. (Camb.). 112: 217-226.

CORASPE-LEÓN, H.; MURAOKA, T.; FRANZINI, V.; CONTRERAS, F.; OCHEUZE, P. 2009. Absorción de formas de nitrógeno amoniacal y nítrica por plantas de papa en la producción de tubérculo-semilla. Agronomía Tropical. 59: 45-58.

CORPORACIÓN GANADERA (CORFOGA). Censo Ganadero 2000. En línea: http://www.corfoga.org/censo.php. Consultado el 13 de mayo de 2012.

DANIEL, T.; SHARPLEY, A.; EDWARDS, D.; WEDEPOHL, R.; LEMUNYON, J. 1994. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. Journal of Soil and Water Conservation. 49: 30-38.

DAYRELL, M.; IVAN, M. 1989. True absorption of phosphorus in sheep fed corn silage and corn silage supplemented with dicalcium or rock phosphate. Can. Journal of Animal Science. 69: 181-186.

DÍAZ, M. 2001a. El ciclo de nutrientes en sistemas pastoriles. En Taller de Manejo de pastoreo. Soporte Informático. Asoc. Arg. De Prod. Anim., Balcarce, Argentina. 17 p.

DIAZ, R. 2001b. Overview of hypoxia around the world. Journal of Environmental Quality. 30: 275-281.

DIGECA (Dirección de Gestión de Calidad Ambiental). 2010. En línea: http://www.digeca.go.cr/mision.html. Consultado el 3 de junio de 2012.

DOMBURG, P.; EDWARDS, A.; SINCLAIR, A.; CHALMERS, N. 2000. Assessing nitrogen and phosphorus efficiency at farm and catchment scale using nutrient budgets. Journal of the Science of Food and Agriculture. 80: 1946-1952.

DOU, Z.; KNOWLTON, K. F.; KOHN, R. A.; WU, Z.; SATTER, L. D.; ZHANG, G.; TOTH, J. D.; FERGUSON, J. D. 2002. Phosphorus characteristics of dairy feces affected by diets. Journal of Environmental Quality. 31: 2058-2065.

DOU, Z.; KOHN, R. A.; FERGUSON, J. D.; BOSTON R. C.; NEWBOLD, J. D. 1996. Managing nitrogen on dairy farms: An integrated approach I. Model description. Journal of Dairy Science. 79: 2071-2080.

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: 573- 581.

EBELING, A.; BUNDY, L.; POWELL, J.; ANDRASKI, T. 2002. Dairy diet phosphorus effects on phosphorus losses in runoff from land-applied manure. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 284-291.

EKELUND, A.; SPORNDLY, R.; HOLTENIUS, K. 2005. Influence of low phosphorus intake during early lactation on apparent digestibility of phosphorus and bone metabolism in dairy cows. Livestock Science. 99: 227-236.

ELIZONDO S., J. 2005. El fósforo en los sistemas ganaderos de leche. Agronomía Mesoamericana. 16(2): 1021-7444.

ELIZONDO S., J. 2006. El nitrógeno en los sistemas ganaderos de leche. Revista Agronomía Mesoamericana. 17(1): 69-77.

ELIZONDO S., J. 2007. Problemas ambientales, homeostasis, particionamiento y requerimientos de fósforo en ganado de leche. REDVET. Revista electrónica de Veterinaria. 8(9): 1-14.

EPA, Office of Water. 2000. Animal feeding operations in national management measures to control nonpoint source pollution from agriculture en watershed protection. En línea: www.epa.gov/owow/nps/agmm/index.html. Consultado el 12 de setiembre, 2011.

FENTON, G.; HELYAR, K. 2000. Soil acidification. *In*: Charman, P.; Murphy, B. ed. Soils: Their properties and management. 2 ed. Oxford University Press. New York, U.S.A. Pp. 223-237.

FOLLETT, R. 2001. Nitrogen transformation and transport processes. *In*: Follett, R.; Hatfield, J. eds. Nitrogen in the environment: Sources, problems and management. Elsevier Science, The Netherlands. Pp. 17-44.

FREEZE, R.; CHERRY, J. 1979. Groundwater. Prentice Hall, Inc. Pp. 367-389.

FUNAKI, Y.; PARRIS, K., 2005. The OECD agricultural nutrient balance indicators: establishing a consistent OECD set of nitrogen and phosphorus coefficients. En: European Commission Workshop-Nitrogen and Phosphorus in Livestock manure.10 p.

GARCÍA, M. I., CASTRO, J., NOVOA, R., BÁEZ, D., LÓPEZ, J. 2007. Caracterización del balance y la eficiencia en la utilización del nitrógeno, fósforo y potasio en las explotaciones de vacuno de leche en Galicia. Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo, Xunta de Galicia. En: XLVI Reunión Científica de la SEEP. Pp 440-446.

GOURLEY, C. J. P. 2005. Improved nutrient management on commercial dairy farms in Australia. Australian Journal of Dairy Technology. 58: 148-54.

HALBERG, N.; VAN DER WERF H.; BASSET-MENS, C.; DALGAARD, R.; DE BOER, I. J. M. 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. Livestock Production Science. 96: 33-50.

HALBERG N, STEEN, E; SILLEBAK I. 1995. Nitrogen turnover on organic and conventional mixed farms. J Agric Environ Ethics. 8: 30-51.

HARGROVE, W.; BOCK, B.; URBAN, W. 1988. Comparison of nitrogen sources for surface application to winter wheat. Journal Fertilizer Issues. 5: 45-49.

HARRIS, B.; MORSE, D.; HEAD, H.; VAN HORN, H. 1990. Phosphorus nutrition and excretion by dairy animals. Circular 849. University of Florida, Cooperative Extension Service. Institute of Food and Agricultural Sciences. U.S.A. 14 p.

HAYGARTH, M.; CHAPMAN, P.; JARVIS, S.; SMITH, R. 1998. Phosphorus budgets for two contrasting UK grassland farming systems. Soil Use Management. 14: 160-167.

HEATON, T. 1985. Isotopic and chemical aspects of nitrate in the ground water of the Springbok Flats. Water, SA. 11: 199-208.

HERRERO, M. A.; GIL, S. B.; FLORES, M. C.; SARDI, G. M.; ORLANDO, A. A. 2006. Balances de nitrógeno y fósforo a escala predial, en sistemas lecheros pastoriles en Argentina. InVet. 8(1): 9-21.

HERRERO, M. A.; MALDONADO MAY, V.; SARDI, G.; FLORES, M.; ORLANDO A.; CARBÓ L. 2000. Distribución de la calidad de agua subterránea en sistemas de producción agropecuarios Bonaerenses , I1 – Condiciones de manejo y grado de contaminación. Rev. Arg. Prod. Ani. 20 ( 3-4): 237-252.

HIBBS, J.W.; CONRAD, H.R. 1966. Re-evaluation of nutrient allowances for high-producing cows. Calcium, phosphorus and Vitamin D. Journal of Dairy Science. 49: 243-246.

HIBBS, J.; CONRAD, H. 1983. The relation of calcium and phosphorus intake and digestion of calcium and phosphorus by lactating dairy cows. Ohio Agric. Expt. Stn. Res. Bull. #1150, Wooster, Ohio State University.

HORST, R. 1986. Regulation of calcium and phosphorus homeostasis in the dairy cow. Journal of Dairy Science. 69: 604-616.

JARVIS, S.; SCHOLEFIELD, D.; PAIN, B. 1995. Nitrogen cycling in grazing systems. *In*: Bacon, P. ed. Nitrogen fertilization in the environment. Marcel Dekker, Inc. N.Y. USA. Pp. 381-419.

JARVIS, S. 1993. Nitrogen cycling and losses from dairy farms. Soil Use Management. 9: 99-105.

KEENEY, D.; FOLLETT, R. 1991. Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability: Overview and introduction. *In*: Follett, R.; Keeney, D.; Cruse, R. eds. Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability. Soil Science Society of America, Inc. Wisconsin. USA. Pp. 1-17.

KEENEY, D.; HATFIELD, J. 2001. The nitrogen cycle, historical perspective and current, and potential future concerns. *In*: Follett, R.; Hatfield, J. eds. Nitrogen in the environment: Sources, problems and management. Elsevier Science, The Netherlands. Pp. 3-6.

KLOPFENSTEIN, T.; ANGEL, R.; CROMWELL, G.; ERICKSON, G.; FOX, D.; PARSONS, C.; SATTER, L.; SUTTON, A.; BAKER, D.; LEWIS, A.; MEYER, D. 2002. Animal diet modification to decrease the potential for nitrogen and phosphorus pollution. faculty papers and publications in animal science. 518 p.

KNOWLTON, K.; HERBEIN, J. 2002. Phosphorus partitioning during early lactation in dairy cows fed diets varying in phosphorus content. Journal of Dairy Science 85: 1227-1236.

KNOWLTON, K.; HERBEIN, J. 2000. Phosphorus partitioning during early lactation in dairy cows fed diets varying in phosphorus content. Journal of Dairy Science. 85: 1227- 1236.

KNOWLTON, K.; HERBEIN, J.; MEISTER-WEISBARTH, M.; WARK, W. 2001. Nitrogen and phosphorus partitioning in lactating Holstein cows fed different sources of dietary protein and phosphorus. Journal of Dairy Science. 84: 1210-1217.

KNOWLTON, K.; KOHN, R. 1999. Feeding management to reduce phosphorus losses from dairy farms. Proceedings of the Mid Atlantic Dairy Management Conference, Feb. 24-25. Camp Hill, PA.

KOELSCH, R.; LESOING, G. 1999. Nutrient balance on Nebraska livestock confinement systems. Journal of Dairy Science. 82, suppl. 2: 63-71.

KUIPERS, A.; MANDERSLOOT, F.; ZOM, R. 1999. An approach to nutrient management on dairy farms. Journal of Dairy Science. 77: 84-89.

LANGEVELD, J.; OVERBOSCH, G. 1996. Estimating nutrient surplus and nutrient use eficiency from farm characteristics. An application to private farms in two districts in Poland. Fertil Res. 45: 221-233.

LAWS, J.; SMITH, K.; COTTRILL, B.; DEWHURST, R. 2002. Nitrogen and phosphorus excretion by UK dairy cows. Institute of Grassland and Environmental Research. UK. Pp 35-38.

LEFTCOURT, A.; MEISINGER, J. 2001. Effect of adding alum or zeolite to dairy slurry on ammonia volatilization and chemical composition. Journal of Dairy Science. 84: 1814-1821.

MANSTON, R.; VAGG, M. 1970. Urinary phosphate excretion in the dairy cow. Journal of Agriculture Science. (Camb). 74:161-167.

MARSCHNER, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2. Ed. London: Academic Press. 889 p.

MARTÍN, J.; MIRALLES, R.; BELTRÁN, E.; PORCEL, M.; BERINGOLA, M.; CALVO, R.; DELGADO, M. 2006. Mineralización del nitrógeno contenido en un lodo de depuradora secado térmicamente. Rev. Int. Contam. Ambient. 22(3): 125-133.

MCCRORY, D.; HOBBS, P. 2001. Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: a review. Journal of Environmental Quality. 30: 345-355.

MEKKEN, J.; SWINK, S.; KETTERINGS, Q. 2006. Statewide and county-based phosphorus balances for New York State. En línea: http://nmsp.css.cornell.edu/publications/articles/extension.asp. Consultado el 12 de setiembre, 2011.

MILLER, W. 1983. Phosphorus nutrition, biochemistry, metabolism, and requirements in ruminants. Paper presented at the meeting of the National Feed Ingredients Association meeting, Chicago, IL, April 4-7.

MOORBY, J.; THEOBALD, V. 1999. The effect of duodenal ammonia infusions on milk production and nitrogen balance of the dairy cow. Journal of Dairy Science. 82: 2440-2442.

MORSE, D.; HEAD, H.; WILCOX, C.; VAN HORN, H.; HISSEN, C.; HARRIS, B. 1992. Effects of concentration of dietary phosphorus on amount and route of excretion. Journal of Dairy Science. 75: 3039-3049.

MULLIGAN, F.; DILLON, P.; CALLAN, J.; RATH, M.; O'MARA, F. 2004. Supplementary concentrate type affects nitrogen excretion of grazing dairy cows. Journal of Dairy Science. 87: 3451-3460.

NADELHOFFER, K. 2001. The impacts of nitrogen deposition on forest ecosystems. *In*: CHEN, Y.; AVNIMELECH, Y. (eds). The role of organic matter in modern agriculture. Martinus Nijhoff Publishers. The Netherlands. Pp. 311-331.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). 2001. Nutrient requirements of dairy cattle. 7th rev. ed. Natl. Acad. Sci., Washington, DC. 381 p.

NRC (NATIONAL RESEARCH COUNCIL). 1974. Feed phosphorus shortage. Levels and sources of phosphorus recommended for livestock and poultry. Washington D.C. National Academy of Sciences. 38 p.

NELSON, D.; COX, M. 2000. Lehninger principles of biochemistry. 3rd edition. Worth Publishers. New York, U.S.A. 1152 p.

NOSETTI, L.; HERRERO, M.; POL, M.; MALDONADO MAY, V.; GEMINI, V.; ROSSI, S.; KOROL, S.; FLORES, M. 2002. Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros, parte II. Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento. Rev. INVET Investigación Veterinaria – Fac. Ciencias Veterinarias. 4 (1): 45-54.

OENEMA, O.; BANNINK, A.; SOMMER, S.; VELTHOF, G. 2001. Gaseous nitrogen emissions from livestock farming systems. *In*: CHEN, Y.; AVNIMELECH, Y. eds. The role of organic matter in modern agriculture. Martinus Nijhoff Publishers. The Netherlands. Pp. 255-289.

OLMOS, J.; BRODERICK, G. 2006. Effect of dietary crude protein concentration on milk production and nitrogen utilization in lactating dairy cows. Journal of Dairy Sciencie. 89: 1704-1712.

PACHECO, J.; CABRERA, A. 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. Ingeniería 7-2: 47-54.

PACHECO, J.; PAT, R.; CABRERA, A. 2002. Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. Ingeniería 6-3: 73-81.

PARRIS, K., 1999. Environmental indicators for agriculture: overview in OECD countries. En: Environmental Indicators and Agricultural Policy. Ed: E. F. Brouwer & B. Crabtree. Cabi Publishing, Wallingford. Pp 25-44.

PEARSON, C.; ISON, R. 1997. Agronomy of grassland systems. 2nd Edition. Cambridge University Press. United Kingdom. 197 p.

PEELER, H. 1972. Biological availability of nutrients in feeds: availability of major mineral ions. Journal of Animal Science. 35: 695-712.

PRESIDENCIA DE LA REPÚBLICA DE COSTA RICA. 2005. Reglamento para la Calidad del Agua Potable. Periódico Oficial La Gaceta Nº 84 del 3 de mayo.

PRESTON, R. 1977. Phosphorus in beef cattle and sheep nutrition. NFIA Literature Review on Phosphorus in Ruminant Nutrition. PRESTON, R.; JACOBSON, N.; WIGGERS, K.; WIGGERS, M.; JACOBSON, G. Ed. National Feed Ingredients Association. West Des Moines. IA.

ROTZ, C.; TAUBE, F.; RUSSELLE, M.; OENEMA, J.; SANDERSON, M.; WACHENDORF, M. 2005. Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. Crop Science. 23: 2139-2159.

ROTZ, C. 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. Journal of Animal Science. 82: 119-137.

ROTZ, C.; SHARPLEY, A.; SATTER, L.; GBUREK, W.; SANDERSON, M. 2002. Production and feeding strategies for phosphorus management on dairy farms. Journal of Dairy Science. 85: 3142-3153.

SALAZAR, E.; BELTRÁN, A.; FORTIS, M.; LEOS, J.; CUETO, J.; VÁZQUEZ, C.; PEÑA, J. 2003. Mineralización de nitrógeno en el suelo y producción de maíz forrajero con tres sistemas de labranza. TERRA Latinoamericana. 21: 569-575.

SÁNCHEZ, J.; SOTO, H. 1998. Estimación de la calidad nutricional de los forrajes del cantón de San Carlos. II. Componentes de la pared celular. Nutrición Animal Tropical. 4: 3-23.

SANCHEZ, P. 1981. Suelos del trópico: características y manejo. San José, Costa Rica. IICA. 420 p.

SANNES, R.; MESSMAN, M.; VAGNONI, D. 2002. Form of rumen-degradable carbohydrate and nitrogen onmicrobial protein synthesis and protein efficiency of dairy cows. Journal of Dairy Science. 85: 900-908.

SANSON, D.; WALKER, G.; CLANTON, D.; ESKRIDGE, K. 1990. Relationship between phosphorus intake and blood or fecal phosphorus in gestating cows. Journal of Range Management. 43: 238-241.

SATTER, L. 2001. Nutrient management in dairy production systems. In: Proceedings Babcock Institute 3rd Technical Workshop. Pp 38-53.

SHARPLEY, A.; BEEGLE, D. 2001. Managing phosphorus for agriculture and the environment. Penn State University, College of Agricultural Sciences. Agricultural Research and Cooperative Extension. U.S.A. 16 p.

SPEARS, R.; KOHN, R.; YOUNG, A. 2003a. Whole-farm nitrogen balance on western dairy farms. Journal of Dairy Science. 86: 4178-4186.

SPEARS, R.; YOUNG, A.; KOHN, R. 2003b. Whole-farm phosphorus balance on western dairy farms. Journal of Dairy Science. 86: 688-695.

SPIEKERS, H.; BRINTRUP, R.; BALMELLI, M.; PFEFFER, E. 1993. Influence of dry matter intake on faecal phosphorus losses in dairy cows fed rations low in phosphorus. J. Anim. Physiol. a. Anim. Nutr. 69: 37-43.

STEEVENS, B.; BUSH, L.; SCOTT, J.; WILLIAMS, E. 1971. Effect of varying amounts of calcium and phosphorus in rations for dairy cows. Journal of Dairy Science. 54: 655- 661.

STOATE, C; BOATMAN, N.; BORRALHO, R.; RIO CARVALHO, C.; de SNOO, G.; EDEN, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. Journal of Environment Management. 63: 337-365.

TAMINGA, S. 1992. Nutrient management of dairy cows as a contribution to pollution control. Journal of Dairy Science. 75: 345-357.

TAMMINGA, S. 1996 A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. Journal of Dairy Science. 74: 3112-3124.

TERNOUTH, J. 1990. Phosphorus and beef production in northern Australia. Phosphorus in cattle-a review. Tropical Grasslands. 24: 159-169.

TISDALE, S.; NELSON, W.; BEATON, J.; HAVLIN, J. 1993. Soil fertility and fertilizers. 5 ed. Macmillan Publishing Company. New York, U.S.A. 634 p.

VALK, H.; EBEK, L. B. 1999. Influence of prolonged feeding of limited amounts of phosphorus on dry matter intake, milk production, reproduction and body weight of dairy cows. Journal of Dairy Science. 82: 2157-2163.

VAN HORN, H.; WILKIE, A.; POWERS, W.; NORDSTEDT, R. 1994. Components of dairy manure management systems. Journal of Dairy Science. 77: 2008-2030.

VAN HORN, H.; NEWTON, G.; KUNKLE, W. 1996. Ruminant nutrition from an environmental perspective: Factors affecting whole-farm nutrient balance. Journal of Animal Science. 74: 3082-3102.

VAN HORN, H.; NEWTON, G.; NORDSTEDT, R.; FRENCH, E.; KIDDER, G.; GRAETZ, D.; CHAMBLISS, C. 1998. Dairy manure management: Strategies for recycling nutrients to recover fertilizer value and avoid environmental pollution. Circular 1016. University of Florida, Cooperative Extension Service. Institute of Food and Agricultural Sciences. U.S.A. 29 p.

VAN HORN, H.; WILKIE, W.; POWERS, W. 1994. Components of dairy manure management systems. Journal of Dairy Science. 87: 2158-2166.

VANDEHAAR, M.; ST-PIERRE, N. 2006. Major advances in nutrition: relevance to the sustainability of the dairy industry. Journal Dairy Science. 89: 1280-1291.

VAREL, V.; NIENABER, J.; FREETLY, H. 1999. Conservation of nitrogen in cattle feedlot waste with urease inhibitors. Journal of Animal Science. 77: 1162-1168.

VIGLIZZO, E.; PORDOMINGO, A.; CASTRO, M.; LÉRTORA, F. 2002. La sustentabilidad ambiental del agro pampeano. Programa Nacional de Gestión Ambiental Agropecuaria Edic. INTA. 84 p.

WALKER, F. 2000. Best management practices for phosphorus in the environment. Publication No. 1645. Agricultural Extension Service. The University of Tennessee. 14 p.

WEAVER, D.; REED, A. 1998. Patterns of nutrient status and fertiliser practice on soils of the south coast of Western Australia. Agriculture, Ecosystems and Environment. 67: 37-53.

WEISS, W.; WYATT, D. 2004. Macromineral digestion by lactating dairy cows: estimating phosphorus excretion via manure. Journal of Dairy Science. 87: 2158-2166.

WHITE, S.; SHEFFIELD, R.; WASHBURN, S.; KING, L.; GREEN, J. 2001. Spatial and time distribution on dairy cattle excreta in an intensive pasture system. Journal of Environmental Quality. 30: 2180-2187.

WU, Z.; SATTER, L. 2000a. Milk production during the complete lactation of dairy cows fed diets containing different amounts of protein. Journal of Dairy Science. 83: 1042-1051.

WU, Z.; SATTER, L. 2000b. Milk production and reproductive performance of dairy cows fed two concentrations of phosphorus for two years. Journal of Dairy Science. 83: 1052-1063.

WU, Z.; SATTER, L.; SOJO, R. 2000. Milk production, reproductive performance, and fecal excretion of phosphorus by dairy cows fed three amounts of phosphorus. Journal of Dairy Science. 83: 1028-1041.

WU, Z.; SATTER, L.; BLOHOWIAK, A.; STAUFFACHER, R.; WILSON, J. 2001a. Milk production, estimated phosphorus excretion and bone characteristics of dairy cows fed different amounts of phosphorus for two or three years. Journal of Dairy Science. 84: 1738-1748.

WU, Z.; TOZER, P.; GROFF, E. 2001b. Dietary manipulation to reduce nitrogen excretion by lactating dairy cows. In: Proceedings Paper from Penn State´s 2001 Dairy Cattle Nutrition Workshop-November 6-7.

WU, Z.; TALLAM, S.; ISHLER, V.; ARCHIBALD, D. 2003. Utilization of phosphorus in lactating cows fed varying amounts of phosphorus and forage. Journal of Dairy Science. 86: 3300- 3308.