

Importancia del sector agropecuario costarricense en la mitigación del calentamiento global

Johnny Montenegro
Sergio Abarca



2001

IMPORTANCIA DEL SECTOR AGROPECUARIO COSTARRICENSE EN LA MITIGACION DEL CALENTAMIENTO GLOBAL

Johnny Montenegro B.
Sergio Abarca M.



363.737

M777 Montenegro B., Johnny

Importancia del sector agropecuario costarricense en la
mitigación del calentamiento global / Johnny Montenegro B.
Sergio Abarca M. – San José, C.R. : Ministerio de Agricultura
y Ganadería : Instituto Meteorológico Nacional, 2001.
137 p. ; 28 cm.

ISBN 9977-9921-9-3

1. Ganadería – Costa Rica 2. Agricultura – Costa Rica
3. Calentamiento 4. Efecto invernadero 5. Contaminantes
6. Dióxido de carbono 7. Control de la contaminación
I. Abarca M., Sergio II. Ministerio de Agricultura y Ganadería
III. Instituto Meteorológico Nacional IV. Título

Las ideas y opiniones expresadas en este libro son propias de los autores y no necesariamente reflejan el criterio de la Institución.

AGRADECIMIENTOS

Este documento es el resultado del esfuerzo interinstitucional del Ministerio de Agricultura y Ganadería, y el Instituto Meteorológico Nacional del Ministerio de Ambiente y Energía. Ello fue posible gracias a la colaboración financiera del Fondo Mundial del Ambiente (FMAM) a través del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo dentro del proyecto Mejoramiento de la Capacidad Nacional para la Reducción de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en Costa Rica.

A los productores que nos dieron su apoyo en las investigaciones de campo realizadas en sus fincas, y a todas aquellas personas que de una u otra forma estuvieron involucradas en el desarrollo de las actividades de generación de esta información.

A todos aquellos compañeros del Ministerio de Agricultura y Ganadería que contribuyeron en estas investigaciones, en especial al Sr. Oscar Rodríguez.

A la master Laura Rodríguez A. por las sugerencias y observaciones realizadas para mejorar el presente documento.

PRESENTACION

Este documento es una compilación de varias investigaciones que se realizaron en diferentes actividades pecuarias y agrícolas, y que se relacionan de manera directa con la generación de gases con efecto invernadero, especialmente con metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) y óxido nitroso (N_2O). También se presenta información de fijación de carbono en los ecosistemas agropecuarios, comparando las emisiones que se generan en sistemas agrícolas con las determinadas en los ecosistemas naturales (bosques).

Estos resultados, basados en mediciones directas realizadas en el campo, ofrecen una visión diferente de la problemática ambiental ligada al sector agropecuario, mostrando la importancia de este sector en la mitigación del Calentamiento Global del Planeta.

Este documento es el primero en su género, en el cual se cuantifica por primera vez, mediante muestreos de campo, las emisiones de gases que influencia positivamente el Cambio Climático y que provienen de los ecosistemas agropecuarios de Costa Rica.

Los datos e información presentada no pretenden ser concluyentes, porque se requiere continuar las investigaciones con este enfoque para mejorar el conocimiento y el entendimiento de los factores que influyen la generación de los gases con efecto invernadero, y posteriormente, desarrollar estrategias que permitan disminuir la emisión e incrementar la captura de carbono para contribuir con la mitigación del Efecto Invernadero.

Se considera que la producción agropecuaria seguirá siendo un renglón importante dentro del quehacer nacional, por ello se requiere enfocar esta temática dentro del contexto productivo para desarrollar sistemas de producción acordes con el ambiente y de esta manera obtener cosechas menos contaminantes con este tipo de gases. En este sentido, la introducción de conceptos tales como la eficiencia de emisión permite valorar, comparar y diseñar más objetivamente los sistemas de producción, sin obviar la parte productiva y social inherente a cada agroecosistema.

Esperamos que este documento genere discusión, comentarios e incluso polémica, en un sentido positivo, ya que esta es una forma para mejorar, y lograr posteriormente obtener más y mejor información sobre este tema para el beneficio del sector agropecuario nacional.

Los Autores

INDICE GENERAL

Metano

Importancia estratégica	1
Estimación de la emisión de metano (CH ₄) en el hato bovino de Costa Rica, 1990 y 1996 ...	3
Alternativa para reducir la emisión de metano (CH ₄) en ganado bovino	17
Reducción de la emisión de metano en ganado bovino mediante el manejo de las pasturas ...	33
Emisión de metano (CH ₄) en arroz anegado	43
Determinación de la emisión de dióxido de carbono, óxido nitroso, y fijación de carbono en sistemas de producción agropecuaria	53
Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en café bajo sombra regulada	67
Fijación de carbono y emisión de gases con efecto invernadero en café sin sombra. ...	73
Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en el cultivo de banano	79
Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en caña de azúcar ...	83
Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en estrella africana ...	89
Fijación de carbono y emisión de gases con efecto invernadero en pasto kikuyo	95
Fijación de carbono y emisión de gases con efecto invernadero en suelos bajo pasto ratana ...	101
Emisión de óxido nitroso y dióxido de carbono y fijación de carbono en suelos con pasto Jaragua	107
Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en suelos cultivados con cebolla	113
Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en el cultivo de papa	119
Los sistemas silvopastoriles y el calentamiento global: un balance de emisiones	127

Importancia estratégica

Es posible lograr el desarrollo económico a la vez que se protege la base de los recursos naturales y el ambiente?. Mucho se ha dicho y escrito en este sentido, y en algunas ocasiones los hechos parecen demostrar el antagonismo entre producción-desarrollo y conservación.

Actualmente la economía de los países tropicales está cambiando rápidamente, el sostenido aumento de la población, la fuerte industrialización, el incremento del turismo, del transporte basado en combustible fósil, así como otros aspectos relacionados con la globalización de las economías están transformando esta región.

En este contexto, la relación entre economía y ambiente para los países tropicales en vías de desarrollo se puede resumir en el binomio causa-efecto, que determina la relación entre liberalización comercial y protección ambiental.

La polémica que ésta relación ha generado es fuerte, y dependiendo de los grupos de interés, la misma tiene un ámbito que va desde los que piensan que un aumento del comercio provoca y agrava los problemas ambientales, hasta los que opinan que el aumento del comercio permite que se generen los recursos necesarios para financiar las soluciones ambientales. No obstante, dependiendo del sector económico que se considere (agricultura, industria, turismo, servicios, minería, forestales, etc.), debido a la falta de información ambiental existente para la toma de decisiones y por estar la región tropical latinoamericana en un período de transición, es posible que se estén presentando ambos extremos entre los aspectos comerciales y ambientales.

Lo anterior estará generando deterioro ambiental en unos casos, y en otros, obstáculo al comercio, pérdida de competitividad de productos nacionales o freno a la inversión de oportunidades de mercado dentro y entre países.

Por otra parte, los costos de las medidas ambientales deben ser confrontadas continuamente con los beneficios, y con las formas que los gobiernos y la sociedad civil prioricen y quieren utilizar sus limitados recursos económicos. Sin embargo, cuanto mejor sincronizado con el mercado estén las políticas ambientales que intenten cambiar el comportamiento de las personas, existe mayor probabilidad de que se alcancen los objetivos sin alterar significativamente el crecimiento económico. Este aspecto es el más importante en el tema del Efecto Invernadero, y que de acuerdo con los expertos, es la más dañina de todas las consecuencias de la actividad humana y la más cara de prevenir.

El efecto invernadero plantea el mayor reto ambiental para los políticos, por ello en los países ricos la investigación en esta temática ha tenido buen apoyo, en contraste con los países en desarrollo, los cuales no han tenido los recursos económicos ni la capacidad regional para apoyar a los decisores políticos. A diferencia de otros problemas ambientales, la generación de gases producto de las actividades antropogénicas y que contribuyen con el Calentamiento Global del Planeta, se presenta en mayor o menor grado en todos los países del mundo, haciendo que el Efecto Invernadero sea un problema mundial. Asimismo, mientras que los efectos de otros tipos de contaminación se aprecian en el corto plazo, el Efecto Invernadero puede durar siglos, y sus consecuencias se darán paulatinamente y de manera sostenida.

Uno de los principales costos que probablemente tendrá el calentamiento global, es la pérdida de especies que no podrán adaptarse al cambio climático con suficiente rapidez. En este sentido las

investigaciones han demostrado que la desaparición del sapo Dorado en la región de Monteverde, Puntarenas, es consecuencia del calentamiento global.

Es un hecho que la temperatura media de la atmósfera de la superficie de la tierra muestra un aumento en el último siglo, alcanzando 14,25°C en 1998. También se han registrado incrementos de las tormentas tropicales en los últimos 40 años, y aunque algunos consideran que en estos datos se presenta un efecto confundido entre las técnicas de observación y los efectos del calentamiento global propiamente dichos, lo cierto es que en los últimos años los estragos por fenómenos climáticos en la faja tropical americana han sido desbastadores. Algunos de los más recordados son Fifi en Honduras en 1978, Juana en Nicaragua y Costa Rica en 1989, Gilbert en Costa Rica en 1993, Mich en Centroamérica en 1994, y Clerk en Belice en el 2000; además de los fenómenos del Niño y de la Niña, que han aumentado su frecuencia e intensidad en la región centroamericana.

Los efectos sociales de estos fenómenos están ligados a la inestabilidad de las sociedades y los ecosistemas; la primera por el incremento de la pobreza y la segunda por el frágil equilibrio y gran diversidad biológica. De esta forma, los fenómenos naturales, la pobreza y la fragilidad ecológica de Centroamérica conforman una trilogía inter-relacionada, ya que después de las catástrofes naturales, ingresan, se incrementan y reinciden plagas y enfermedades que afectan a personas, animales y plantas, diezmando la fuerza laboral, incrementando los costos de producción, reduciendo los rendimientos productivos y erosionando la biodiversidad natural del bosque.

Algunos ejemplos de esta problemática lo constituye el ingreso de la sigatoka negra (*Mycosphaerella musicola*) a plantaciones de banano después del huracán Fifi, el incremento de los roedores, especialmente de la rata común (*Ratus* spp.) luego del huracán Mich, y el aumento de enfermedades en humanos, tales como leptospira y honta virus, encefalitis y cisticercosis. También ocurre dispersión de plagas que afectan negativamente la flora, tal es el caso del amarillamiento letal del cocotero (*Phytoplasma*) y la cochinilla rosada (*Maconellicoccus hirsutus* Green). Esta última posee más de 250 especies de plantas tropicales como hospedantes.

Mientras continúen incrementándose las catástrofes naturales, la pobreza y la pérdida de la biodiversidad en Centroamérica, y hasta que no se dilucide la incertidumbre sobre el grado de participación del efecto invernadero en el deterioro ambiental global, se requiere diseñar medidas y acciones para prevenir a los pobladores y proteger la agricultura, la flora y la fauna de las consecuencias asociadas al cambio climático y que al mismo tiempo contribuyan a cuantificar el aporte del sector agropecuario al calentamiento global.

En relación con la globalización de las economías, es necesario que los países desarrollados hagan un verdadero análisis de la competitividad de sus socios comerciales y no solamente consideren quién es más competitivo, y por lo tanto, pueda vender o producir más barato. La competitividad debe ser analizada en un sentido más integral, debiéndose incluir por ejemplo, el bienestar de los trabajadores y sus familias, las garantías laborales y los aspectos ecológicos.

Dentro de los aspectos relacionados con el ambiente, la competitividad se mediría en función de quien produce con el menor costo ecológico. En este sentido aunque mucho se ha hablado sobre un acuerdo ambiental en la Organización Mundial del Comercio, es necesario que los países sean transparentes en cuanto a las medidas para proteger el ambiente, la efectividad de tales acuerdos y la voluntad de los gobiernos para hacerlos cumplir. De esta forma, en los países en desarrollo se protegería el ambiente de manera similar como los países desarrollados protegen la prosperidad intelectual.

Estimación de la emisión de metano (CH₄) en el hato bovino de Costa Rica, 1990 y 1996

Introducción

El metano (CH₄) es un gas con efecto invernadero que contribuye con el 18% del calentamiento global antropogénico, siendo solo superado por el CO₂. En la actividad ganadera, el metano es producido como parte del proceso digestivo de los rumiantes, los cuales aportan 20% de la emisión antropogénica de este gas. En Costa Rica, la actividad ganadera contribuye con más del 80% de la emisión de metano.

Los rumiantes, como el ganado bovino, tienen un único e invaluable proceso digestivo que les permite utilizar gran variedad de biomasa rica en fibra cruda y hacerla accesible para el consumo humano al transformarla en leche o carne.

La producción de metano, por fermentación entérica, está muy relacionada con el alimento y los productos de la fermentación y se ha determinado que los factores que influyen en su producción son:

1. Las características físicas y químicas del alimento.
2. El nivel de consumo y frecuencia de alimentación.
3. El uso de elementos aditivos para mejorar la eficiencia de utilización de los alimentos.
4. El manejo y la salud animal.

Sin embargo, el nivel de consumo y las características del alimento, como la digestibilidad, son los factores más importantes que determinan la cantidad de metano producido por el animal. Por ello se puede decir, que una pobre nutrición contribuye a incrementar los niveles de emisión de metano.

En términos generales, los rumiantes pueden perder del 2% al 12% de la energía del alimento por la producción de CH₄. Evitar esta pérdida significaría que la energía de la dieta puede ser utilizada para crecimiento o lactación. Como resultado, un incremento en la eficiencia beneficiaría económicamente al ganadero, ya que obtendría mejores parámetros de producción tales como porcentajes de parición y crecimiento más altos, mayor producción de leche y animales más sanos. Ello implica mayores ingresos y menores costos de producción por unidad de producto (leche o carne); además, el consumidor tendría dos beneficios paralelos: uno ambiental, la reducción en la emisión de un gas con efecto invernadero y, otro económico, la posible disminución en los precios de los productos de origen animal debido a la mayor productividad de los animales.

En condiciones tropicales, el 90% de la alimentación de los bovinos se basa en pasturas (Pezo *et al.* 1992) y entre 80% a 85% de la energía de los pastos está contenida en forma de carbohidratos estructurales en los constituyentes de la pared celular: celulosa, hemicelulosa, pectinas y lignina (Van Soest 1994). Por lo tanto, es de suma importancia valorar la emisión de CH₄ con base en el sustrato en que crecen las poblaciones microbianas.

Por otra parte, aunque los animales más productivos tienen tasas de emisión de metano mayores que animales poco productivos, los primeros son más eficientes en la utilización de la energía, porque la cantidad de metano emitido por unidad de producto obtenido es menor. Esto significa que con animales más eficientes desde el punto de vista de utilización de los alimentos, se requiere menor cantidad de animales para producir y satisfacer la demanda del mercado.

De lo anterior se derivan beneficios adicionales, uno ecológico: el cambio de uso del suelo (de pasturas degradadas a bosque) y, el mejoramiento de los sistemas de pastoreo en suelos aptos para la ganadería. Además, técnicas como la de asociar gramíneas con leguminosas y los sistemas silvopastoriles, pueden contribuir a la mitigación del efecto invernadero mediante la captura y retención del carbono en la biomasa y la materia orgánica del suelo.

Caracterización de los sistemas de producción bovina en Costa Rica.

En Costa Rica las explotaciones bovinas para la producción de leche y carne se pueden agrupar en tres grandes sistemas:

Lechería especializada Carne-cría Doble propósito

Lechería especializada

Este sistema se caracteriza por la utilización de razas de origen europeo, con alto potencial genético y especializadas en la producción de leche. Se ordeña sin ternero y con alto grado de tecnología. En este predominan las pasturas mejoradas y el empleo de fertilizantes nitrogenados; los sistemas de pastoreo son rotacionales, con períodos de ocupación de un día o menos por apartado.

Este sistema se ubica en zonas altas con climas fríos, especialmente en la Cordillera Volcánica Central y en la región Huetar Norte, la cual posee un clima tropical húmedo menos caliente que otras regiones con zonas de vida clasificadas como Tropical Basal (Holdriedge 1996).

La especialización obtenida mediante la importación de germoplasma lechero de países de clima templado y el alto subsidio y gasto de energía fósil para la producción de cereales, hace que este sistema, en las condiciones de Costa Rica, presente gran dependencia alimentaria de la importación de granos. En consecuencia, el país cuenta con animales altamente eficientes para la producción de leche y con alto potencial genético para la conversión de granos a leche.

Carne-cría

El sistema de producción de carne bovina representa aproximadamente el 60% del hato nacional y se basa en la utilización casi en forma exclusiva de gramíneas bajo pastoreo. En pocos casos se suministran suplementos. El sistema de producción de carne es el que produce animales para sacrificio en forma exclusiva, ocupa la mayor extensión de terreno entre todas las actividades agropecuarias del país y está ubicado principalmente en zonas bajas y calientes.

El nivel tecnológico de las explotaciones de carne es bajo, en relación con su potencial. Presenta índices productivos pobres en aspectos como porcentaje de reproducción, ganancia de peso, rendimiento en canal y carga animal. Ello reduce la eficiencia de la actividad y afecta negativamente la relación cantidad de metano emitido: cantidad de carne producida. A pesar de esta condición, constituye una de las actividades más difundidas y aceptadas por los agricultores.

Este sistema se divide en dos subsistemas principales: ganadería de cría y ganadería de engorde. Esta última, en algunos casos se subdivide en desarrollo y ceba. El subsistema cría está constituido por animales reproductores, sus reemplazos y los terneros en período de lactancia y "post-destete". Su función es la producción de terneros para engorde y suplir animales adultos, especialmente hembras de deshecho para sacrificio. Este grupo presenta el mayor número de animales dentro del

hato nacional, aunque en los últimos años se ha reducido fuertemente, producto del incremento de la demanda local, crisis de precios, desorganización de los sectores involucrados y poco mejoramiento tecnológico.

El subsistema engorde inicia cuando finaliza el período “post-destete” y termina con el animal vendido para el sacrificio. Aunque con variaciones entre regiones y tipos de productores, el objetivo de este subsistema es someter el animal a un régimen alimenticio para alcanzar el peso de sacrificio en el menor tiempo posible.

Por otra parte, el hecho de que la comercialización de animales de carne en Costa Rica sea expedita y sencilla, estimula la participación de gran cantidad de intermediarios, lo cual da paso a fraccionar aún más el subsistema engorde. En algunos casos, están los desarrolladores que se encargan del “levante de terneros”; estos compran animales destetados y los engordan hasta 300-350 kg de peso, para luego venderlos a terceros, que se encargan de la finalización del animal. En las regiones con verano definido, existen engordadores de vacas flacas de deshecho, los cuales aprovechan el crecimiento compensatorio y hacen ganar peso rápidamente a los animales, hasta alcanzar el peso que tenían antes del estrés alimenticio y de la lactancia recién pasada.

Doble propósito

En Costa Rica, el sistema de producción bovina de doble propósito representa aproximadamente el 30% del hato nacional. Su principal característica es el ordeño con ternero al pie, para lo cual se utilizan varias técnicas de amamantamiento, dependiendo de la cultura regional, tamaño, grado tecnológico y escala de la explotación. Otras características generales del sistema son: la venta del ternero al destete y la corta longitud de la lactancia (entre 4 y 6 meses), con producciones de leche vendible entre 6,0 10,0 kg vaca⁻¹ día⁻¹ (Efdé *et al.* 1996)

La alimentación se basa en el pastoreo, continuo o alterno, de gramíneas de baja calidad nutritiva y bajos rendimientos de biomasa. En la mayoría de las explotaciones, durante el período de lactancia, las vacas son suplementadas para mejorar la eficiencia de fermentación ruminal. Por lo general, estos alimentos son altos en energía soluble y nitrógeno no proteico, utilizándose usualmente melaza de caña, banano verde de deshecho, subproductos de la producción avícola y, forrajes de corte.

Estas explotaciones se encuentran ubicadas en zonas alejadas del área metropolitana, en regiones con climas subhúmedos y húmedos. Las explotaciones de la región subhúmeda, por tener un período de escasa precipitación, presentan una producción de leche estacional, la cual se incrementa con las lluvias y decrece significativamente en el período seco. Las ganancias de peso pre-destete en el sistema de doble propósito son inferiores a las observadas para animales del sistema de cría. Sin embargo, es el sistema de producción de terneros más sostenible, en términos económicos y técnicos y, el más aceptado socioculturalmente por los pequeños y medianos ganaderos de las regiones cálidas y bajas del país.

Aunque se puede considerar que los animales que componen este sistema tienen bajas producciones de leche y bajos pesos al destete, al unir los dos productos, leche y carne (cada componente representa en promedio el 50% de la producción total), este sistema mejora sustancialmente sus índices de eficiencia.

Los objetivos del presente trabajo fueron estimar la emisión de metano de los sistemas de producción bovina en Costa Rica para 1990 y 1996, así como también estimar la eficiencia de producción de estos sistemas, en relación con la emisión de metano.

Materiales y métodos

Con el propósito de identificar modelos matemáticos que se ajustaran a las condiciones de producción del trópico, se analizaron diferentes ecuaciones de predicción para estimar la emisión de metano por fermentación entérica en bovinos. Las ecuaciones seleccionadas fueron las propuestas por Bratzler y Forbes (1940), Blaxter y Clapperton (1965), Moe y Tyrrel (1979), Shibata *et al.* (1993) y los modelos validados por Wilkerson *et al.* (1995). Se seleccionó la ecuación de Moe y Tyrrel (1979) debido a que utiliza un fraccionamiento de las diferentes fuentes energéticas de que disponen los microorganismos del rumen, separando la fracción de carbohidratos no estructurales de los estructurales. Estos últimos son los responsables de las mayores emisiones de metano en el rumen.

Como segundo paso, se estimó el consumo de alimento de los animales. Para ello se utilizó el sistema de ecuaciones para el cálculo de requerimientos del National Research Council (1989). Para determinar la calidad de los principales forrajes de Costa Rica y de la dieta, se realizaron análisis de carbohidratos, proteína cruda, celulosa, hemicelulosa, cenizas y extracto etéreo, siguiendo la metodología de la AOAC (1970) y Van Soest *et al.* (1991).

La información de la población animal, por sistema de producción y categoría animal, fue tomada de las estimaciones realizadas por Montenegro y Abarca (1998).

Con los datos disponibles, se diseñó un modelo, el cual calculó para cada estado fisiológico y por sistema de producción, la emisión de metano en función del consumo de alimento, la calidad de la dieta, el peso vivo, la ganancia de peso, la producción de leche, el estado de crecimiento y la población animal de cada categoría animal en el país.

Para determinar la eficiencia de producción con respecto a la emisión de metano, en el sistema de doble propósito se consideró una proporción arbitraria de 50% a cada uno (leche y terneros). En el caso de los sistemas de carne y leche se consideró la eficiencia solo en su principal producto.

Resultados

Lechería especializada.

La población total de los bovinos de leche se ha mantenido relativamente constante en los últimos años. Sin embargo, el número de vacas en producción disminuyó 18% para 1996 (Cuadro 1). Esta reducción se explica por la mayor demanda de carne, la cual se ha incrementado significativamente en los últimos años. Debido a que el número de hembras en crecimiento es positivo, es posible que a mediano plazo ocurra una recuperación del número de vacas en producción.

A pesar de que la población de vacas adultas del hato especializado de leche disminuyó de 1990 a 1996, la producción de leche se incrementó en 5,8% (Cuadro 2). Ello es consecuencia del mejoramiento genético y del manejo de las fincas de este sistema, por lo que actualmente se obtiene mayor producción láctea por vaca.

Cuadro 1. Población bovina de leche de dos diferentes años, Costa Rica, 1998.

Animales	1990	1996	Diferencia*
Total	278 867	260 657	-18 210
Crecimiento	147 017	152 777	+5 760
Vacas adultas	131 850	107 880	-23 790

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a la población de 1990.
Fuente: Montenegro y Abarca 1998.

Cuadro 2. Comparación de parámetros productivos del sistema de producción de leche en dos diferentes años, Costa Rica, 1998.

Parámetros	Unidades	1990	1996	Diferencia*
Producción de leche	kg año ⁻¹ , mill.	377,1	399	+21,9
Longitud de lactancia	días	277,7	277,7	0
Producción de leche	kg lactancia ⁻¹	2 860	3 694	+834
Producción de leche	kg día ⁻¹	10,3	13,31	+3,01
Peso vivo	kg	330	343	+13
Ganancia de peso	g día ⁻¹	300	324	+24

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a 1990.
Fuente: Montenegro y Abarca 1998.

En Costa Rica, similarmente a lo ocurrido en países desarrollados, gracias al mejoramiento productivo de la actividad lechera, la emisión de metano por kilogramo de leche producido ha disminuido (Cuadro 3). Ello implica que los sistemas de producción de leche actualmente son más eficientes y menos contaminantes, debido a la disminución del hato adulto (18%), el incremento en la producción de leche (21,9 millones de kilogramos) y la reducción de la emisión de metano en 858 toneladas.

Cuadro 3. Producción de metano y eficiencia del sistema de producción de leche en Costa Rica, 1998.

Variables	Unidades	1990	1996	Diferencia*
CH ₄ , vaca día ⁻¹	g	225	249	+24
CH ₄ , vaca año ⁻¹	kg	78	85	+7
CH ₄ , vacas productoras	t	10 023	9 165	-858
Eficiencia	g CH ₄ kg ⁻¹ leche	22	19	-3
CH ₄ animales crecimiento	t	6 919	7 439	+520
Eficiencia	g CH ₄ kg ⁻¹ peso vivo	430	412	-18
CH ₄ total de hato	T	17 002	16 604	-398
Eficiencia	g CH ₄ kg ⁻¹ leche	45	41	-4

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a 1990.

Aunque la reducción total de la emisión de metano no fue proporcional a la disminución del número de animales, la eficiencia (g CH₄ kg⁻¹ leche) se mejoró en 13,6% en vacas en producción y en 8,9% cuando se consideró el hato total de leche.

Carne-cría

La población de todas las categorías animal del hato bovino para carne de Costa Rica presentan tasas de crecimiento negativas y en consecuencia la población total se redujo 25,7% en los últimos años (Cuadro 4).

Cuadro 4. Comparación de la población bovina de carne de 1990 y 1996, Costa Rica.

Animales	1990	1996	Diferencia*
Total	1 309 948	972 774	-337 174
Hembras en crecimiento	346 367	310 510	-35 857
Machos de 0 > 2 años	429 362	208 314	-221 048
Vacas adultas en mantenimiento	227 349	175 759	-51 590
Vacas con ternero	246 295	219 205	-27 090
Toros y bueyes	60 575	58 986	-1 589

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a la población de 1990.

Fuente: Montenegro y Abarca 1998.

Algunas de las posibles causas de la drástica reducción de la población animal fueron el incremento de la demanda interna de productos cárnicos, poco estímulo a la producción bovina, crisis de precios en los mercados nacionales e internacionales, bajos índices de algunos parámetros productivos de la actividad y problemas de organización del sector agroindustrial de la carne (Cuadro 5).

Cuadro 5. Comparación de algunos indicadores del sistema de producción carne-cría para 1990 y 1996, Costa Rica.

Parámetros	Unidades	1990	1996	Diferencia*
Hembras sacrificadas	animales	196 363	230 170	+33 807
Machos sacrificados	animales	198 955	179 264	-19 691
Carne en canal consumo interno	t año ⁻¹	56 931	44 423	-12 570
Carne en canal exportación	t año ⁻¹	26 787	26 787	--
Crecimiento	animales año ⁻¹	--	-59 155	--
Reproducción	porcentaje	52	55	+3
Mortalidad animales < 1 año	porcentaje	6,0	6,0	0
Ganancia de peso	g día ⁻¹	277,5	309	+31,5

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a 1990.

Fuente: Montenegro y Abarca 1998.

Otro factor que causó la disminución en la población animal fue la campaña ecologista en contra de la producción de carne bovina en pasturas tropicales. Esta se realizó sin ofrecer alternativas para un cambio racional a sistemas de producción más sostenibles que evitaran llevar a la pobreza a los campesinos y productores, que años antes habían sido incentivados por la sociedad, las fuentes financieras y el estado para cambiar el bosque por pasturas.

La emisión de metano en el hato reproductor de carne, se ha reducido significativamente (Cuadro 6) lo cual se debe en primera instancia, a la fuerte reducción en el número de animales que componen el subsistema cría (Cuadro 4) y que contribuye con 11,4% de la disminución de la emisión. En segunda instancia, la disminución de la emisión se debe a un leve incremento en el índice de reproducción (Cuadro 5) que mejoró la eficiencia en términos de g CH₄ por ternero nacido en 14%. Este mejoramiento en la tasa de reproducción, resultó en una reducción global de 2,7% en la emisión de metano. Por lo tanto, la reducción de la emisión total de metano, de 1996 con respecto a 1990, fue de 16%.

Cuadro 6. Comparación de la producción de metano por animales adultos del subsistema de cría, para 1990 y 1996, Costa Rica.

Variables	Unidades	1990	1996	Diferencia*
CH ₄ vaca ⁻¹ día ⁻¹	g	233	235	+2
CH ₄ vaca ⁻¹ año ⁻¹	kg	85,2	85,8	+0,6
Eficiencia	g de CH ₄ ternero ⁻¹	191	161	30
Total CH ₄ vacas	t	40 376	33 894	-6 482
CH ₄ toros y bueyes	t	6 766	6 589	-177
Total CH ₄ subsistema cría	t	47 142	40 483	-6 659

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a 1990.

Es importante señalar que con una mejora de aproximadamente 3% en la reproducción, la cantidad de CH₄ decreció 180 ton, para una reducción de 60 ton por cada punto porcentual de incremento en la reproducción.

Como consecuencia de la menor cantidad de vacas aptas para la reproducción, la población de animales en crecimiento también experimentó una fuerte reducción (Cuadro 4) y la cantidad de metano emitida disminuyó 10,3% para los reemplazos de las vacas (hembras en crecimiento) y 51,5% para los animales machos para engorde (Cuadro 7). La variación porcentual de la emisión de metano para ambas categorías animal en crecimiento, ganadería de cría y engorde entre 1990 y 1996, fue en promedio -5,6% anual.

Cuadro 7. Producción de metano por animales en crecimiento del subsistema de engorde y cría en 1990 y 1996, Costa Rica.

Variables	Unidades	1990	1996	Diferencia*
CH ₄ machos crecimiento	t	28 444	13 800	-14 644
Eficiencia	kg CH ₄ kg ⁻¹ peso vivo	0.59	0.59	0
CH ₄ hembras crecimiento	t	22 031	19 751	-2 280
Eficiencia	kg CH ₄ kg ⁻¹ peso vivo	0.71	0.71	0
CH ₄ animales crecimiento	t	50 475	33 551	-16 924

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a 1990.

En general, la reducción de la emisión de CH₄ por fermentación entérica en el hato productor de carne bovina fue de 24,2% para el período 1990-1996 (Cuadro 8).

Cuadro 8. Producción de metano y eficiencia del sistema de producción carne-cría en Costa Rica, en 1990 y 1996.

Variable	Unidades	1990	1996	Diferencia*
CH ₄ total de hato	t	97 617	74 034	-23 583

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a 1990.

Esta reducción se explica principalmente por el decrecimiento del inventario ganadero del país y no por incremento de la eficiencia de producción, ya que como se demostró con la presente investigación solo la eficiencia de las vacas adultas mejoró. La reducción de la emisión de metano continuará si la población del hato nacional también continúa disminuyendo.

En resumen, la calidad y disponibilidad del forraje consumido por los bovinos influye significativamente en la producción de metano. Además, los bajos índices productivos de los sistemas de carne y cría reducen la eficiencia de esta actividad y afectan negativamente la relación cantidad de metano emitido:cantidad de carne producida.

Doble propósito

La población de animales de doble propósito en Costa Rica se ha mantenido relativamente constante, constituyendo el 25% del hato total bovino (Cuadro 9).

Cuadro 9. Comparación de la población bovina de doble propósito de 1990 y 1996, Costa Rica.

Animales	1990	1996	Diferencia*
Total	469 209	437 238	-31 971
Hembras en crecimiento	178 587	157 662	-20 925
Machos en crecimiento	102 606	105 911	+3 305
Vacas	188 016	173 665	-14 351

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a la población de 1990.

Fuente: Montenegro y Abarca 1998.

La estable población animal que conforma el hato de doble propósito, en relación con el hato nacional, muestra la elasticidad del sistema, ante los cambios de precio y de estímulos que recibe el productor, sobre las perspectivas de los dos productos principales de la ganadería bovina. Ello indica que el sistema de doble propósito es una actividad más sostenible que la lechería especializada y la ganadería de cría.

El sistema de doble propósito no ha variado su nivel productivo (Cuadro 10), como en el caso de la lechería especializada y no se observa una crisis de esta actividad como la detectada en carne-cría. Ello sugiere que puede existir escasa oferta y generación de tecnología para este sistema, que a

Cuadro 10. Comparación de algunos indicadores del sistema de producción de doble propósito para 1990 y 1996, Costa Rica.

Parámetros	Unidades	1990	1996
Longitud de lactancia	días	210	210
Producción por lactancia	kg	1 470	1 470
Leche consumida por el ternero	kg día ⁻¹	3	3
Leche vendible	kg día ⁻¹	4	4
Leche total	kg día ⁻¹	7	7
Reproducción	%	62	65
Mortalidad animales < 1 año	%	6.0	6.0
Ganancia de peso	g día ⁻¹	301	301

Fuente: Montenegro y Abarca 1998.

diferencia de los otros dos, es autóctono de la región latinoamericana tropical y no a sufrido cambios fuertes como producto de la introducción de tecnologías de otras latitudes.

La producción de CH₄ en las vacas de doble propósito decreció 14,0% en 1996 con respecto a 1990 (Cuadro 11). Las posibles causas de esta reducción serían el decrecimiento del hato de vacas adultas (7,6%) y el mejoramiento de un 3,0% en el índice de reproducción. Este último parámetro es el que ha contribuido a mejorar la eficiencia expresada como cantidad de CH₄/cantidad de producto.

Cuadro 11. Comparación de la producción de metano de los animales adultos del sistema de doble propósito para 1990 y 1996, Costa Rica.

Variables	Unidades	1990	1996	Diferencia*
CH ₄ vaca ⁻¹ día ⁻¹	g	252	234	-18
CH ₄ vaca ⁻¹ año ⁻¹	kg	92	86	-6
CH ₄ año ⁻¹	t	17 287	14 878	-2 409
Eficiencia**				
Terneros	Kg CH ₄ ternero ⁻¹	82,1	69,4	-12,7
Leche	g CH ₄ kg ⁻¹ leche	50,0	31,0	-19,0

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a 1990.

** Considerando 50% de la emisión para cada producto.

Aunque los niveles de producción en este sistema son bajos, en relación con los sistemas especializados principalmente en lo referente a producción de leche, las vacas de doble propósito emiten cantidades de metano semejantes a las estimadas para vacas de cría, e inferiores a las de lechería. No obstante, si se considera que el 50% de la producción lo constituyen los terneros y el otro 50% la producción de leche, la relación CH₄ emitido:producto obtenido es significativamente menor que en los otros dos sistemas de producción bovina de Costa Rica.

La complejidad de la *no-emisión* ó economía de la emisión de CH₄, consecuencia de la producción bovina, se puede comprender mejor cuando se realizan cálculos aritméticos. De esta forma y para

las condiciones de Costa Rica, una vaca de lechería especializada de 400 kg de peso vivo en estado de mantenimiento¹ emite 180 g de CH₄ día⁻¹ y una vaca de cría de 405 kg de peso vivo en el mismo estado emite 210 g de CH₄ día⁻¹, ello equivale a 390 g de CH₄ día⁻¹. Si se adiciona la emisión causada por la producción de leche y para la crianza del ternero, en total ésta se eleva a 439 g de CH₄ día⁻¹. Para producir los mismos productos, una vaca de doble propósito emite 248 g de CH₄ día⁻¹. Por lo tanto, la no-emisión o reducción en la liberación de metano es aproximadamente de 44%.

Cálculos similares pueden realizarse cuando se analiza cuantos animales más se necesitarían para producir 448 056 kg de leche y 112 000 terneros, que aporta anualmente el sistema de doble propósito a la seguridad alimentaria de Costa Rica. Realizando las equivalencias respectivas, para suplir la leche y los terneros antes mencionados, la cantidad de vacas adicionales necesarias sería de 26 000 y 173 000 para los sistemas especializados de leche y carne-cría, respectivamente, para un total de 199 000 vacas adicionales en el hato nacional, mientras que con 173 000 vacas de doble propósito se obtiene la misma producción. Ello implica que se requiere 13% menos de animales con un sistema de doble propósito.

Con respecto a los animales en crecimiento, se observa que existen pequeñas variaciones (Cuadro 12). El leve aumento en la población de machos en crecimiento, incrementó la emisión de metano en 232 ton en 1996 con respecto a 1990. Sin embargo, el menor número de hembras jóvenes en 1996, significó una reducción de 877 ton de CH₄ con respecto a 1990. Lo anterior provocó una reducción neta de 645 ton de metano en 1996.

Cuadro 12. Producción de metano por animales en crecimiento del sistema de doble propósito, en 1990 y 1996, Costa Rica.

Variables	Unidades	1990	1996	Diferencia*
CH ₄ machos crecimiento	t año ⁻¹	7 199	7 431	+232
Eficiencia	kg CH ₄ kg ⁻¹ peso vivo	0.532	0.532	0
CH ₄ hembras crecimiento	t año ⁻¹	7 485	6 608	-877
Eficiencia	kg CH ₄ kg ⁻¹ peso vivo	0.476	0.476	0
CH ₄ animales crecimiento	t año ⁻¹	14 684	14 039	-645
CH₄ total de hato	t año⁻¹	31 971	28 917	-3 054

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a 1990.

En forma general, la emisión de metano en el hato de doble propósito entre 1990 y 1996, se redujo en 9,5%, resultado de la disminución del hato y de un leve incremento en la tasa de reproducción, lo cual muestra un comportamiento similar al del hato de carne-cría.

Emisión total de CH₄ por fermentación entérica del hato bovino

En el cuadro 13 se presentan la emisión total de CH₄ por fermentación entérica de la población bovina de Costa Rica, donde se observa una reducción de 18,4% entre 1990 y 1996. La disminución promedio anual para el período es de 4 506 ton, que corresponden a 112 650 t equiv. CO₂.

¹ Término utilizado en nutrición animal para indicar el estado fisiológico, donde el animal no produce leche ni gana peso y solamente consume lo necesario para llenar los requerimientos de sus funciones vitales.

Cuadro 13. Emisión de CH₄ por fermentación entérica del hato bovino de Costa Rica.

Sistema de producción	1990	1996	Diferencia*
		CH ₄ , t	
Leche	17 002	16 604	-398
Carne-cría	97 617	74 034	-23 583
Doble propósito	31 971	28 917	-3 054
Total	146 590	119 555	-27 035

* La diferencia se refiere al cambio con respecto a 1990.

Los tres sistemas de producción han experimentado una reducción en la emisión de CH₄. Sin embargo, el 87% de la reducción de la emisión corresponde al hato de carne-cría, el cual presentó un fuerte decrecimiento de los inventarios en los últimos años. El hato de doble propósito y el de leche contribuyeron con 11% y 2%, respectivamente, en la reducción de la emisión de CH₄. A pesar de la reducción en el inventario nacional, la demanda interna de carne y leche aún es satisfecha, lo cual implica que, posiblemente, la emisión per capita de CH₄ por consumo de leche y carne en Costa Rica también se redujo.

En términos generales, la reducción de CH₄ en la ganadería bovina ha contribuido con la *no-emisión* o economía, de 675 875 ton de CO₂ equivalente año⁻¹ en el período 1990-1996 y, ha evitado la emisión a la atmósfera de 3 564,3 Gcal de energía ociosa en un lapso de 5 años. Esta cantidad de CO₂ equivalente, es igual a reforestar 15 000 ha en plantación "químicamente pura" a un horizonte de cosecha de 15 años o la siembra de 3 000 ha en sistemas agroforestales, con 100 árboles por hectárea. Así mismo, la *no-emisión* referida a un aspecto conocido como lo es la producción de CO₂ por los vehículos automotores (6,5 t vehíc.⁻¹ año⁻¹) es similar a mantener fuera de circulación 22 000 vehículos livianos por cinco años. De igual forma, si se consideran los 4 404,4 Gg de gases emitidos a la atmósfera en 1990, por las actividades antropogénicas en Costa Rica, la reducción por *no-emisión* de CH₄ por parte de la actividad bovina, corresponde a un 0,61% del total.

Existen otros beneficios ambientales derivados de la reducción del hato nacional y del incremento de la eficiencia de los bovinos, los cuales aún no han sido cuantificados. Estos son la regeneración de 230 000 ha que se encuentran en diferentes estadios sucesionales y el incremento de la tasa de sobre cambio del carbono, producto de la utilización de pastos y leguminosas que producen más biomasa. Por lo tanto, si se analiza en forma integral la actividad ganadera bovina en los últimos años, es una de las actividades antropogénicas que más ha contribuido con la mejora ambiental.

Conclusiones

Es evidente que en el hato lechero se ha logrado mejorar la eficiencia de la utilización de la energía de la dieta, lo cual es consecuencia de un mejor manejo y del mejoramiento genético de los animales utilizados en estos sistemas de producción. Esto demuestra que existe potencial para efectuar investigación tendiente a mejorar la eficiencia en la producción de leche y con ello disminuir aún más las tasas de emisión de metano. En consecuencia, en 1996 Costa Rica produjo 21,9 millones de kilogramos de leche más que en 1990, con 858 toneladas menos de CH₄.

Costa Rica también redujo significativamente la emisión de metano por fermentación entérica en el hato productor de carne bovina. Es importante considerar que esta reducción se debe a un fuerte decrecimiento de los inventarios nacionales de bovinos, producto del incremento de la demanda

interna de carne, crisis de precios, bajos índices productivos, así como presiones ecologistas, falta de estímulo y apoyo sostenido a la producción.

De acuerdo con el análisis efectuado, Costa Rica a logrado satisfacer el incremento de la demanda de carne, aunque consecuentemente se redujo el hato en el período estudiado. A pesar de esto, se determinó un decrecimiento del 48% en la cantidad de metano emitida por kg de carne en canal producido. Desde este punto de vista, es conveniente mejorar los sistemas de producción de carne para garantizar, no solo el abastecimiento de este importante alimento con un mínimo de animales, sino también contar con animales más eficientes. De esta manera se podría contribuir a mantener o disminuir la emisión de CH₄ por habitante y por kg de carne producido.

La emisión de gases de efecto invernadero es un problema que trasciende la localidad o el país donde se emiten los gases. Por lo tanto, si la demanda interna de carne continúa aumentando, independientemente de su procedencia (nacional o importada), la producción de metano resultado del proceso fermentativo inherente para producirla también se incrementará. Asimismo, entre menos eficiente sea el país proveedor (bajos índices productivos), mayor será la emisión per capita de metano producto del consumo de carne.

Pese a las bajas producciones que se observan en el doble propósito, en comparación con los sistemas especializados de leche y carne, en términos de eficiencia (metano emitido:producto obtenido) es el sistema más eficiente de los tres analizados. Por otra parte, desde el punto de vista productivo y debido a los procesos de globalización que podrían afectar al sistema de leche especializado, por la fuerte dependencia alimenticia que tiene de la importación de granos y la crisis de reducción de la ganadería de carne, el doble propósito puede ser el sistema más sostenible económicamente.

El mejoramiento tecnológico de las explotaciones de doble propósito, podría ser el de mayor impacto en el incremento de la eficiencia (metano emitido:producto obtenido) entre los sistemas de producción bovina en Costa Rica.

Literatura consultada

- AOAC (Association of Official Analytical Chemist). 1970. Methods of analysis of the Association of Official Chemist. 2d. ed. Washington, USA. 1015 p.
- BRATZLER, J.; FORBES, E. 1940. The stimation of methane production by cattle. *Journal of Nutrition* 19:611
- BRAXTER, R.; CLAPPERTON, J. 1965. Prediction of the amount of methane produced by ruminants. *British Journal of Nutrition* 19:511-522
- EFDE, S.L.; NIEUWENHUIJSE, A.; ARAGON, C. 1996. Quantified Analysis of Cattle Production Systems in the Atlantic Zone of Costa Rica. Research for Production Sustainable Program. Wageningen Agriculture University-Ministry of Agriculture and Livestock. Mimeografiado
- HOLDRIDGE, L. 1996. Ecología basada en zonas de vida. San José, Costa Rica. IICA. 107 p.
- MOE, P.; TYRRELL, H. 1979. Methane production in dairy cows. *Journal of Dairy Science*. 62:1583-1586.
- MONTENEGRO J.; ABARCA, S. 1998. La ganadería en Costa Rica. Tendencias y Proyecciones: 1984-2005. Turrialba, Costa Rica. MAG. 70 p.

- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1989. Nutrient requeriments of dairy cattle. Subcommittee on dairy cattle nutrition, Committee on Animal Nutrition. 6th ed. Washington, USA. 157 p.
- PEZO, D; ROMERO, F; IBRAHIM, M. 1992. Producción, Manejo y Utilización de los Pastos Tropicales para la Producción de Leche y Carne en el Trópico Americano. FAO, Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. p. 47-98.
- SHIBATA, M.; TERADA, F.; KURIHARA, M.; NISHIDA, K.; IWASAKI, R. 1993. Estimation of Methane Production. Animal Science and Technology. 64(8):790-796 (Abs.)
- VAN SOEST, P. 1994. Nutritional Ecology of the Ruminant. 2nd ed. Comstock Cornell University Press, Ithaca, New York.
- VAN SOEST, P.; ROBERTSON, J.; LEWIS, B. 1991. Symposium: Carbohydrate Methodology, Metabolism, and Nutritional Implications in Dairy Cattle; methods for dietary fiber, Neutral detergent fiber, and Nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. Journal of Dairy Science. 74:3583-3597.
- WILKERSON, V.; CASPER, D.; MERTENS, D. 1995. Prediction of methane production of holstein cows by several equations. Journal of Dairy Science. 78:2402-2414.

Alternativa para reducir la emisión de metano (CH₄) en ganado bovino

Introducción

Los bovinos tienen como característica disponer de un sistema digestivo que tiene la capacidad de aprovechar y convertir material fibroso con altos contenidos de celulosa, que de otra forma sería difícil de utilizar, en alimento de alta calidad nutritiva: carne y leche. Sin embargo, este mismo sistema digestivo, por las características innatas, también produce metano (CH₄), un potente gas con efecto invernadero y que contribuye con el 18% del calentamiento global antropogénico, siendo solo superado por el CO₂.

Según los trabajos realizados por algunos científicos, la actividad ganadera produce alrededor del 20% de la emisión total mundial de metano; en Costa Rica los sistemas de producción ganadera contribuyen con más del 80% de la emisión total de metano.

El ganado bovino emite metano debido a que en el proceso digestivo, que ocurre bajo condiciones anaerobias, se da la participación de diferentes tipos de bacterias. Estas degradan la celulosa ingerida a glucosa, que fermentan después a ácido acético y reducen el dióxido de carbono, formándose en el proceso el metano. La emisión de metano representa energía alimenticia que se pierde en forma de este gas, en vez de ser aprovechado y transformado en leche o carne.

Cuando los bovinos son alimentados con forrajes de baja calidad nutritiva, se presentan deficiencias en nutrientes esenciales para los microorganismos ruminales, por lo cual la eficiencia en el crecimiento de éstos en el rumen es baja. Bajo estas circunstancias, la producción de metano podría representar entre el 15% y el 18% de la energía digestible, y con la corrección de estas deficiencias nutricionales estas pérdidas podrían reducirse a valores cercanos al 7%.

Afortunadamente, es factible reducir las emisiones de metano en la ganadería y además, en la mayoría de los casos, los productores pueden incrementar sus ingresos cuando reducen las emisiones haciendo mejoras en el manejo de su actividad. Adicionalmente, si menos animales se necesitan para producir la misma cantidad de producto, entonces la emisión de metano por unidad de producto obtenido es menor, y en consecuencia menos cantidad total de metano se emitiría en la producción de la carne o la leche que el país requiere.

Por consiguiente, se necesitaría menos terreno dedicado a la ganadería, y dependiendo del uso potencial de ese suelo, el área liberada podría dedicarse a la agricultura, a la plantación de especies arbóreas o bien destinarse como área de conservación.

Por otra parte, el manejo mejorado de la actividad bovina también puede reducir la concentración atmosférica del dióxido de carbono (CO₂), otro importante gas con efecto invernadero, mediante el mecanismo fotosintético típico de las gramíneas tropicales y que se conoce como C₄ (Ciclo de Kranz).

En este sentido, uno de los beneficios ambientales más importantes que acompaña al mejoramiento del manejo del pastoreo, es el incremento en la producción de materia orgánica, el cual se refleja en un incremento de la producción de forraje. Aún cuando una parte del forraje es consumido por el pastoreo de los animales, un residuo muy significativo se adiciona al contenido orgánico del suelo,

y este incrementa el carbono del suelo. Parte de este carbono puede permanecer en el suelo o en el sistema radical de la planta por largos períodos de tiempo. En este sentido, las pasturas actúan como sumideros de carbono, reduciendo la concentración de CO₂ atmosférico.

Existen evidencias que muestran que la tasa de emisión de metano, por fermentación entérica, está relacionada con el alimento consumido, y se ha determinado que entre los factores que influyen en su producción están las características físicas y químicas del alimento, las cuales afectan directamente el nivel de consumo y la frecuencia de alimentación. Otros factores importantes a considerar son el uso de elementos aditivos para mejorar la eficiencia de utilización de los alimentos y el manejo y la salud animal.

El nivel de consumo y características del alimento, como la digestibilidad, tienen gran importancia en la cantidad de metano producido por el animal. Por ello se puede decir que, la pobre nutrición contribuye a incrementar los niveles de emisión de metano.

Por estas razones, se hace necesario caracterizar y conocer el potencial de producción de metano de los principales forrajes que se utilizan en la actividad ganadera de Costa Rica, y con base en ello, sugerir las medidas correctivas pertinentes y así disminuir el grado de emisión de metano.

Los objetivos de este trabajo fueron estimar la emisión de metano que se produce por el consumo de los principales forrajes que se utilizan en los sistemas de producción bovina de Costa Rica, así como también estimar la emisión de metano que se genera en los bovinos por el consumo de forrajes con diferente edad de rebrote.

Materiales y métodos

Forrajes utilizados

Para la presente investigación se utilizaron diferentes especies de forrajes, los cuales fueron recolectados en localidades que se ubican en diferentes zonas de vida:

- Los pastos estrella africana (*Cynodon nlemfuensis*), braquiaria (*Brachiaria brizantha*) y ratana (*Ischaemum indicum*) fueron recolectados en Guápiles, Limón, Costa Rica, que se clasifica como Bosque Húmedo Tropical (Holdriedge 1996), y se encuentra a una altitud de 250 msnm. El manejo normal de los lugares seleccionados para el muestreo no incluye la aplicación de fertilizantes.
- Los pastos estrella africana (*Cynodon nlemfuensis*) y kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), ambos fertilizados, se recolectaron en Turrialba y Santa Cruz de Turrialba, Cartago, Costa Rica, localidades que se clasifican como Bosque Premontano muy Húmedo y Bosque Montano Bajo muy Húmedo (Holdriedge 1978), y se localizan a 630 y 1600 msnm, respectivamente.
- El pasto jaragua (*Hyparrhenia rufa*) y la leguminosa cratilia (*Cratylia argentea*), ambos sin fertilizar, se recolectaron en la finca de un productor, ubicada en Barranca, Puntarenas, a una altitud de 140 msnm. Esta localidad se clasifica como Bosque Subhúmedo Tropical (Holdriedge 1996).

Muestreo

Con excepción del jaragua, que se muestreo una sola vez en el verano y otra en el invierno (50 días de rebrote), y la cratilia, muestreada solo en el invierno (120 días de rebrote), las restantes especies forrajeras se muestrearon a diferente edad de rebrote (14, 21, 28, 35 y 42 días), iniciándose el conteo de los días de rebrote a partir del momento en que los animales en pastoreo eran sacados del aparato. Durante el tiempo del muestreo no se introdujeron animales a los apartos donde se realizaban los muestreos. Todos los forrajes fueron recolectados en julio y agosto de 1997.

Para el muestreo de los pastos en el campo, se utilizó la técnica del pastoreo simulado, la cual consiste en cosechar el pasto que teóricamente sería consumido por los animales en pastoreo. Se empleó una cuchilla para cortar el material vegetativo seleccionado, para luego depositarlo en una bolsa de papel previamente identificada. Posteriormente, la muestra del pasto era introducida a un horno con ventilación forzada, a 60°C, donde permaneció 48 horas, con el propósito de secar el material recolectado. Una vez seco, se pulverizó utilizando un molino eléctrico de cuchillas, obteniendo partículas de 1 mm en promedio.

Análisis de laboratorio

Los análisis de calidad nutritiva de los diferentes forrajes se realizaron en el laboratorio de Nutrición Animal del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), donde se determinaron los contenidos de: ceniza, grasa, fibra detergente neutro (FDN), fibra detergente ácido (FDA), hemicelulosa, celulosa, lignina, proteína cruda (PC) ligada a la FDN, PC, carbohidratos no estructurales, carbohidratos estructurales, y carbohidratos totales, según la metodología de Van Soest. Los análisis se realizaron por duplicado.

Tipo de animal utilizado

La presente investigación involucró dos actividades ganaderas contrastantes: la producción de carne y la producción de leche, por lo que en cada caso se caracterizó un animal especializado y promedio para cada sistema de explotación.

Ganado de carne

En el escenario de la simulación desarrollado, se contempló un animal con las siguientes características: raza Brahman, con 350 kg de peso vivo (PV). El consumo de pasto y la ganancia de peso varió con la especie de forraje ofrecido; las ganancias de peso estimadas se detallan en el Cuadro 1. A pesar de que la calidad de los forrajes varía con la edad, y ello influye en la ganancia de peso alcanzada, para efectos de la presente investigación, se consideró constante la ganancia de peso, independientemente de la edad de rebrote de los forrajes.

Cuadro 1. Especie de pasto utilizada y ganancia de peso estimada en ganado de carne, Costa Rica, 1998.

Especie utilizada	Ganancia de peso g d ⁻¹
<i>Cynodon nlemfuensis</i>	250
<i>Brachiaria brizantha</i>	309
<i>Ischaemum indicum</i>	457
<i>Hyparrhenia rufa</i>	250*
<i>Cratylia argentea</i>	**

* En el invierno **Únicamente para el verano en mezcla con jaragua.

La cratilia (leguminosa) solamente se utilizó en mezcla con el jaragua, dado que la calidad nutritiva del material disponible durante el verano es muy baja, por lo que la leguminosa se incluyó en la dieta como proporción del total consumido, en un rango que varió de 0% a 30%, con incrementos porcentuales de 5 unidades, lo cual hizo variar las ganancias de peso, las que se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Ganancia de peso estimada en jaragua con diferente proporción de *Cratylia argentea* en la dieta, Costa Rica, 1998.

Jaragua-Leguminosa %	Ganancia de peso g d ⁻¹
100 – 0	250*
100 – 0	0**
95 – 5	20
90 – 10	50
85 – 15	70
80 – 20	90
75 – 25	110
70 – 30	150

* Durante el invierno.

** Durante el verano.

Ganado de leche

Para este sistema de explotación únicamente se incluyeron dos especies forrajeras en monocultivo: el estrella africana (*Cynodon nlemfuensis*), y el kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) fertilizados con 264 y 348 kg de nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente.

Para efectos de la simulación, y para ambas pasturas evaluadas, se contempló un animal con las siguientes características: una vaca Holstein adulta de 425 kg de PV, con una producción de leche diaria de 15 kg y 3,1% de grasa, un período de lactación de 305 días y un porcentaje de reproducción de 83%.

Estimación de la emisión de metano

Para estimar la emisión de metano, para cada sistema de producción, en función del tipo de animal, el forraje consumido y el nivel de producción fijado, se desarrolló un modelo de simulación, el cual considera las características productivas y reproductivas del animal a evaluar (carne o leche) y la dieta ofrecida, para estimar el consumo de forraje y la emisión de metano en gramos por día (g d⁻¹) y kilogramos por año (kg año⁻¹).

En el caso del jaragua, se consideró que en el Trópico Seco el 50% del tiempo (6 meses) es invierno, y el restante lapso del año es verano, época en la cual se presenta sequía con el consiguiente déficit nutricional debido a la poca disponibilidad y baja calidad del alimento para los animales en pastoreo, lo cual influye negativamente en el incremento de peso anual.

Con la información generada se estimó la eficiencia de producción (cantidad de metano emitido:kilogramo de peso ganado o kilogramo de leche producido). También se calculó el tiempo que es requerido, en el caso particular de los animales del sistema de producción de carne, para

alcanzar el peso de sacrificio (450 kg PV). Los datos obtenidos fueron graficados y se determinaron las curvas de mejor ajuste con las respectivas ecuaciones.

Resultados

Ganado de carne

Calidad nutritiva de los forrajes

Los promedios de los resultados de las diferentes fracciones nutricionales que se realizaron a los forrajes en el Laboratorio de Nutrición Animal del CATIE se presentan en el Anexo, Cuadro 1A.

Los valores de las distintas fracciones nutritivas, varían en función de la edad de rebrote de los forrajes, razón por la cual se presentan variaciones importantes en el consumo y en consecuencia, en la cantidad de metano emitida.

La calidad del jaragua durante el verano es baja, comparado con las restantes pasturas y con la misma especie creciendo durante el invierno. Por su parte, la leguminosa (*Cratylia argentea*) presenta mejores características nutricionales que las gramíneas, especialmente en lo que se refiere al contenido de proteína cruda y los carbohidratos estructurales, condiciones muy deseables en un forraje para ser utilizado en la alimentación bovina.

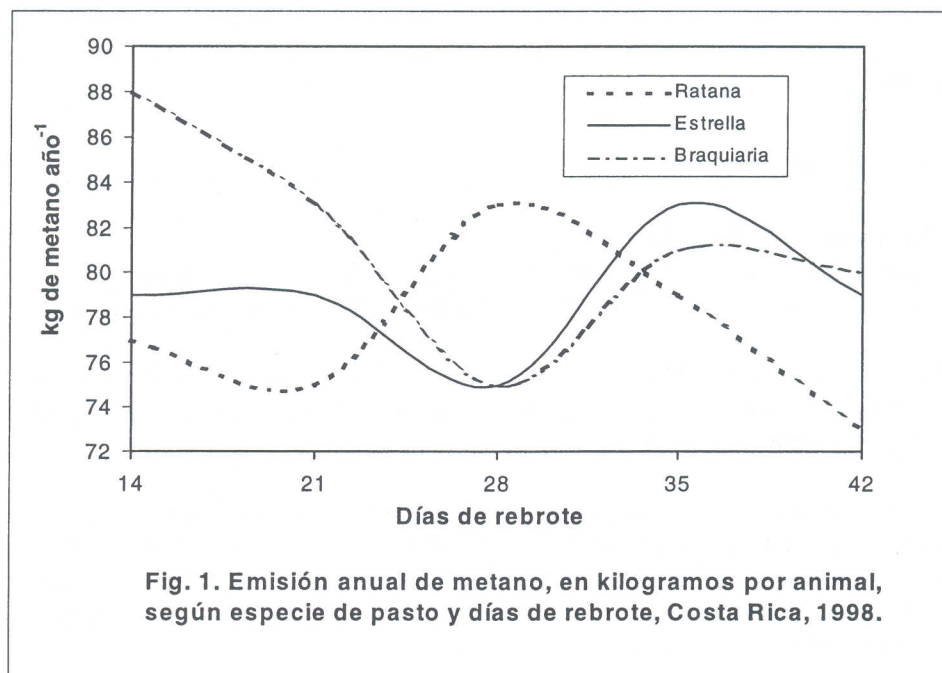
Emisión anual de metano

La emisión total anual de metano, en kilogramos, que se produce como consecuencia del consumo y del proceso digestivo del pasto, independientemente de la especie forrajera, varía en función de los días de rebrote que presenta la pradera, siendo diferente la magnitud de la emisión según la especie ofrecida (Fig. 1).

La menor cantidad total anual de metano emitido con el estrella africana y la braquiaria (75 kg para ambas especies) se presenta cuando estas especies tienen una edad de rebrote de 28 días. Antes y después de esta edad, la emisión de metano es mayor.

Esto se puede explicar por el hecho de que con edades mayores de 28 días, estas especies disminuyen la calidad nutritiva (especialmente los valores de proteína cruda y los carbohidratos solubles). En períodos cortos de rebrote, 14 y 21 días de rebrote, se presentan altos contenidos de lignina, celulosa, hemicelulosa y carbohidratos estructurales en el material ofrecido (Cuadro 1 A), ya que la pradera presenta alta proporción de tallos, y este material es de baja calidad desde el punto de vista nutritivo.

En el caso del pasto ratana, una especie forrajera con bajos requerimientos nutricionales y bajo potencial de crecimiento, presenta dos edades de rebrote con baja emisión de metano, aunque la menor emisión (73 kg año⁻¹) se logra con 42 días de rebrote. Ello se debe a que esta especie presenta a esa edad alta proporción de hojas. En resumen, la Fig. 1 muestra que es factible alcanzar, con diferentes especies forrajeras, bajas y similares emisiones de metano, si se adecuan los ciclos de pastoreo a este parámetro.



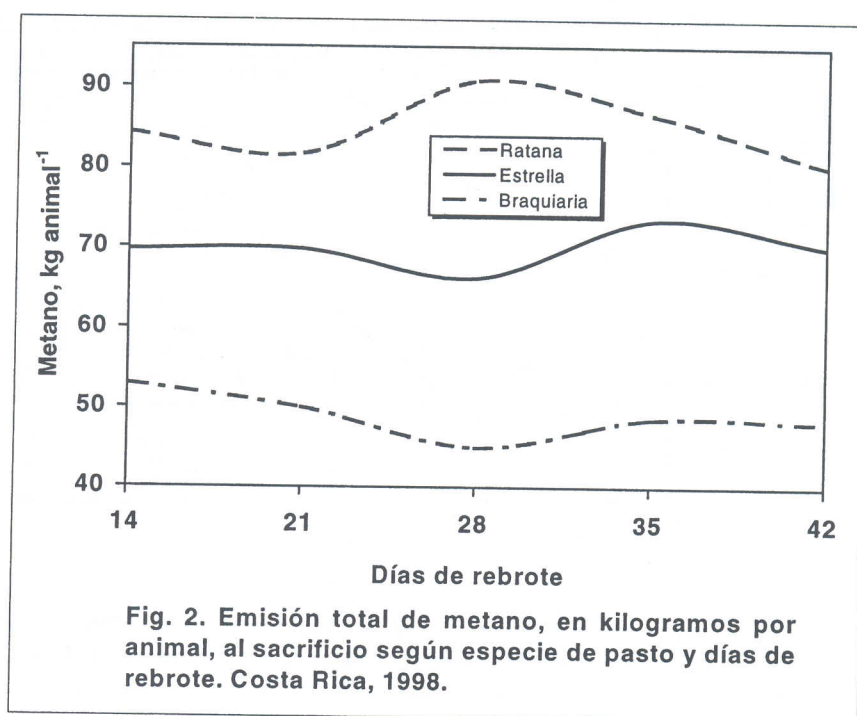
Emisión total de metano por animal al sacrificio

De acuerdo con las características del animal seleccionado, con el cual se realizó la simulación, así como el potencial de ganancia de peso por especie forrajera, la cantidad total de metano emitida cuando el animal alcanza el peso de sacrificio (450 kg PV), varía con la especie de pasto y la edad de rebrote de este (Fig. 2).

La clasificación o categorización que se obtuvo en el nivel de emisión de CH_4 se explica por la calidad de la pastura y el consumo del mismo, ya que al mejorar la calidad nutritiva de la dieta, el consumo de alimento se incrementa y en consecuencia también aumentan los niveles de emisión de metano. Sin embargo, bajo estas condiciones, los animales obtendrían mayores ganancias de peso, por lo cual la relación de metano emitido por kilogramo de peso ganado (eficiencia) será más deseable en estas circunstancias.

Las mayores emisiones de metano se presentarían a los 28, 35 y 14 días de rebrote en ratana, estrella africana y braquiaria, respectivamente. Estas diferencias se explican por la menor calidad nutritiva de los pastos a esas edades, lo cual se debe a la mayor proporción de tallo y material leñoso presente en la pradera.

En síntesis, se muestra claramente que es posible reducir las emisiones de metano si se selecciona apropiadamente la edad de rebrote de los forrajes. Al igual que lo observado en la Fig. 1, la menor emisión total al peso al sacrificio (450 kg PV) se obtiene con 28 días de rebrote en braquiaria y estrella africana, y a los 42 días con el pasto ratana.



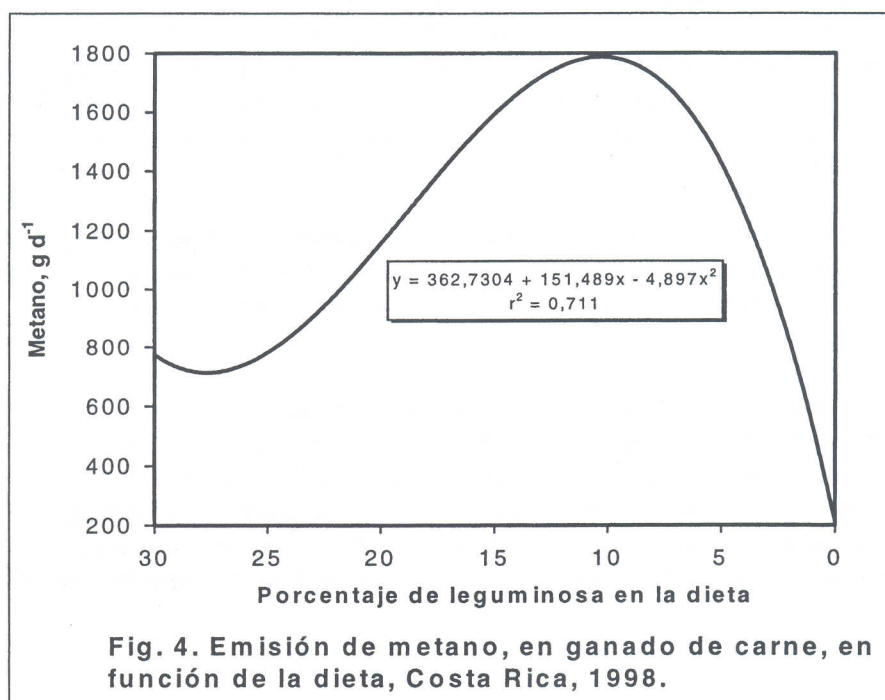
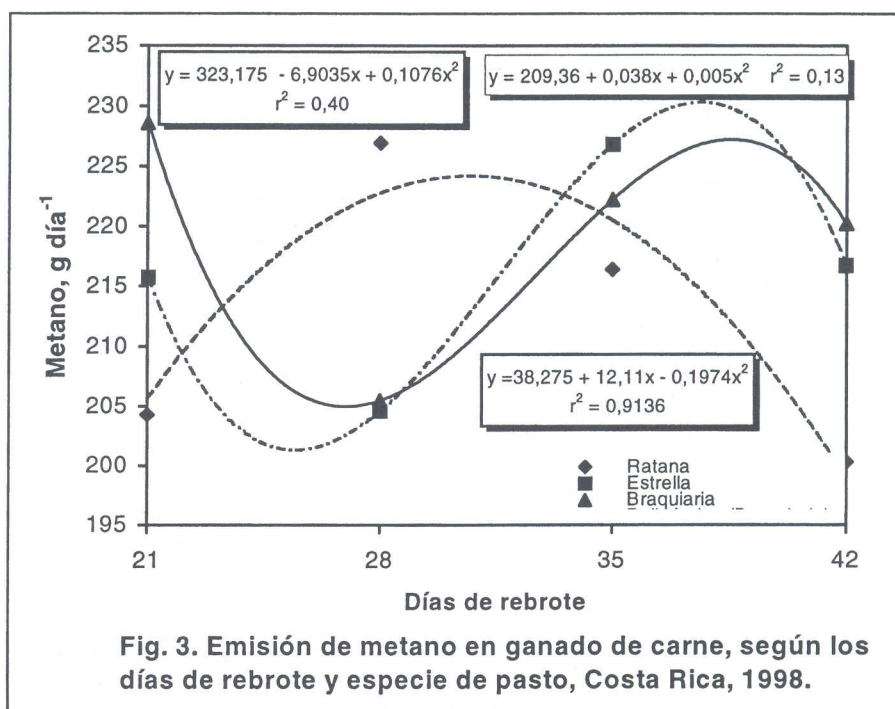
Emisión diaria de metano y curvas de mejor ajuste

El nivel de emisión diaria de metano varían con la especie y la edad de rebrote del pasto (Fig. 3). En la emisión diaria la tendencia muestra que el estrella africana y la braquiaria con 28 días de rebrote y el ratana con 42 días, presentan las menores tasas de emisión. Además, se estimó que las mayores emisiones se obtendrían a los 21 días de rebrote en estrella africana y braquiaria, y a los 28 días de rebrote en ratana.

Las tendencias de emisión estimadas se explican, para estas tres especies de pastos, por una función polinomial, siendo de tercer grado para el estrella africana y la braquiaria ($r^2=0,96$), mientras que para el ratana la función polinomial es de segundo grado, con un $r^2=0,91$. Las respectivas ecuaciones se presentan en la Fig. 3.

Emisión de metano en mezclas gramínea/leguminosa

En el Trópico Subhúmedo, la emisión de metano que se presenta al ofrecer durante la época lluviosa (6 meses) solo jaragua, y en la época seca una dieta de esta misma especie con diferente proporción de leguminosa, varía de manera inversa con la presencia de la leguminosa en la dieta, de tal forma que al incrementarse la cantidad de leguminosa consumida, la tasa de emisión de metano se reduce. La emisión de metano es baja cuando el animal solo consume jaragua (Fig. 4).



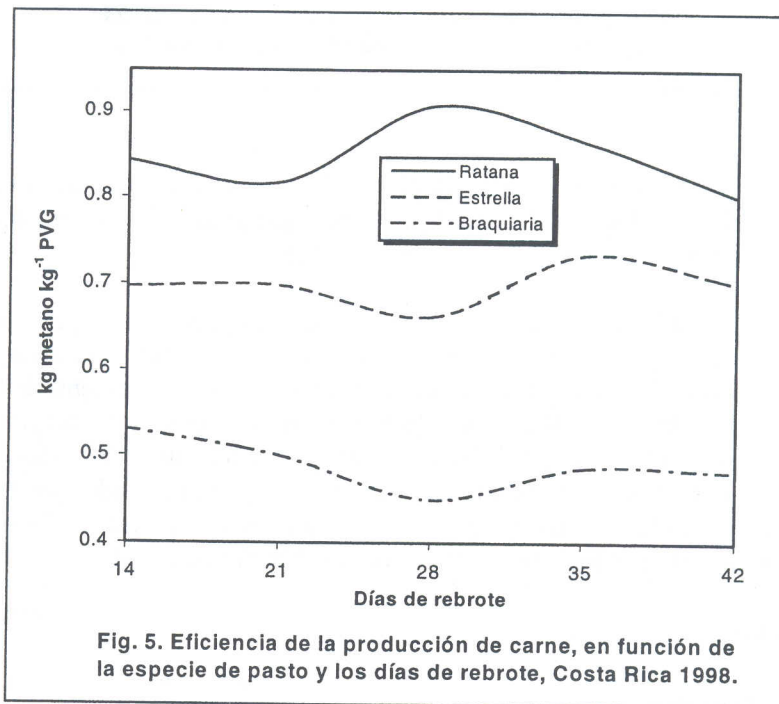
La baja cantidad de metano emitida cuando el animal sólo consume jaragua se explica por el bajo consumo que se presenta durante el verano, debido principalmente a la baja calidad del forraje ofrecido durante esta época del año. En consecuencia, el animal no presenta ganancia de peso durante el verano y ello afecta negativamente la ganancia de peso anual, incrementa la emisión total de metano y disminuye la eficiencia de este sistema de producción. La tendencia de la emisión se explica por una función polinomial de tercer grado, con un $r^2=0,95$; la ecuación se presenta en la Fig. 4.

Eficiencia de la producción de carne

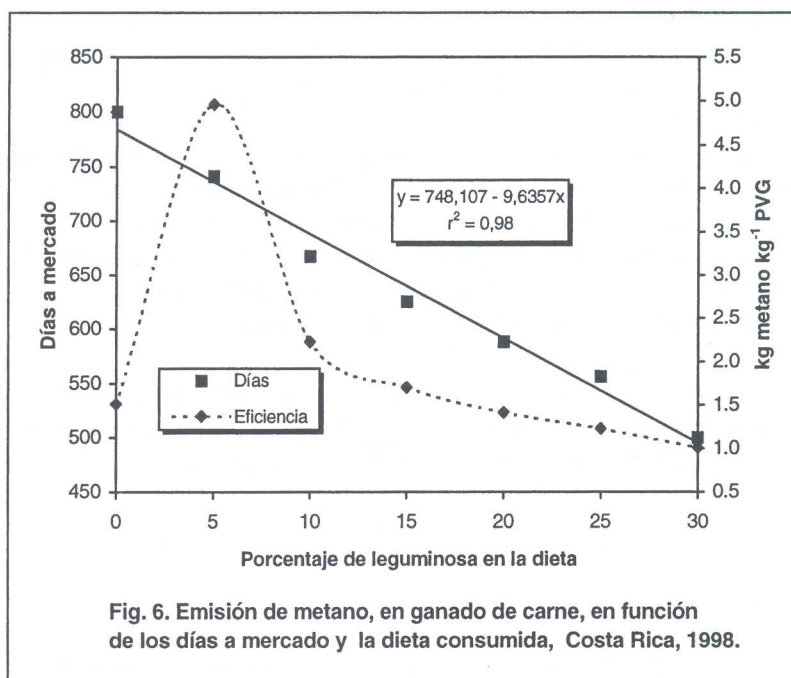
La eficiencia de la producción de carne (kg de metano emitido:kg de incremento en PV) es diferente para cada especie de pasto y para cada edad de rebrote (Fig. 5).

Entre las especies forrajeras, la mejor eficiencia se determinó con el pasto braquiaria, el ratana presentó la menor eficiencia y, en un nivel intermedio se ubicó el pasto estrella africana. Con respecto a la edad de rebrote, la braquiaria y el estrella presentaron las mejores eficiencias a los 28 días (0,45 y 0,66 kg de metano kg^{-1} de incremento en PV), y el ratana a los 42 días (0,80 kg de metano kg^{-1} de incremento en PV). La menor eficiencia se ubicó a los 14, 35 y 28 días de rebrote para la braquiaria, el estrella africana y el ratana, respectivamente.

En el caso del jaragua, la eficiencia es proporcional a la cantidad de leguminosa consumida durante el verano. Se estimó la mejor eficiencia cuando la leguminosa representa el 30% de la dieta del animal (Fig. 6). La menor eficiencia se presenta con 5% de leguminosa.



Desde el punto de vista netamente ambiental y de contaminación por la emisión de metano, la adición de leguminosa en proporciones menores a 15% no sería aconsejable, dado que la eficiencia de producción es menor, inclusive, que cuando el animal solo consume jaragua. Sin embargo, un factor que debe ser considerado y relacionado con el ambiente es el aspecto económico, y que en la figura 6 se representa como los días que se requieren para que el animal alcance el peso de mercado (450 kg PV).



Se puede notar que conforme se incrementa el consumo de la leguminosa, el número de días que debe permanecer el animal en la finca del productor disminuye de manera lineal ($r^2=0,98$), aún cuando la proporción de la leguminosa sea inferior a 15%.

Al considerar como 100% el tiempo que se requiere para alcanzar el peso de mercado con el consumo exclusivo de jaragua, cuando se incluye 15% de leguminosa en la dieta, se necesita solo el 78% del tiempo y, con 30% de leguminosa en la dieta se requiere solamente el 62% del tiempo en referencia. Ello, en términos de días, equivale a que los animales permanezcan aproximadamente 175 y 300 días menos en las fincas, respectivamente, para cada caso. Esto desde el punto de vista de producción, economía, y oferta de alimento es muy importante, dado que representa un mejor uso de la tierra, así como fincas más competitivas y rentables, con un mayor flujo de caja, y desde el punto de vista ambiental se obtiene un producto menos contaminante.

Ganado de leche

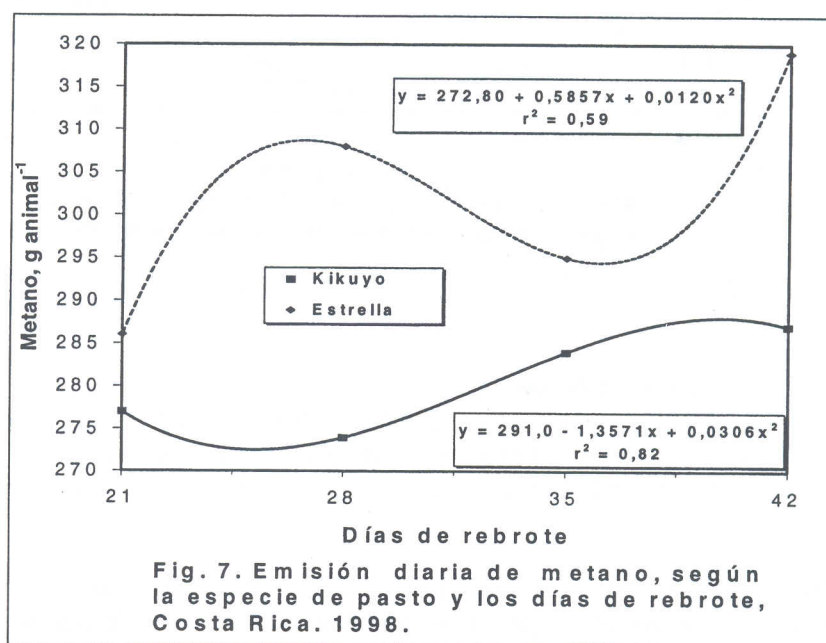
Calidad de los forrajes

La calidad nutritiva de los pastos utilizados en la simulación para el sistema de producción de leche, por edad de rebrote, se presenta en el Anexo, Cuadro 2A.

Al igual que los forrajes utilizados para la producción de carne, en estas especies de pastos los valores de cada fracción analizada varía con la edad de rebrote, aunque se nota una mejor relación entre los diferentes componentes a los 21 y 28 días de rebrote para el pasto estrella africana y el kikuyo, respectivamente. Esta mejor relación de características nutritivas tendrá, como se analizará seguidamente, gran importancia en los niveles de emisión de metano en la actividad lechera.

Emisión diaria de metano y curva de mejor ajuste

La estimación de la emisión diaria de metano varió entre especies de pastos y con la edad de rebrote de estos (Fig. 7). Los menores niveles de emisión de CH₄ (0,274 kg) fueron estimados para el kikuyo a los 28 días de rebrote, y los mayores niveles (0,287 kg) con 42 días de rebrote. La emisión, en función de la edad de rebrote, presentó una tendencia polinomial de tercer grado ($r^2=0,93$).



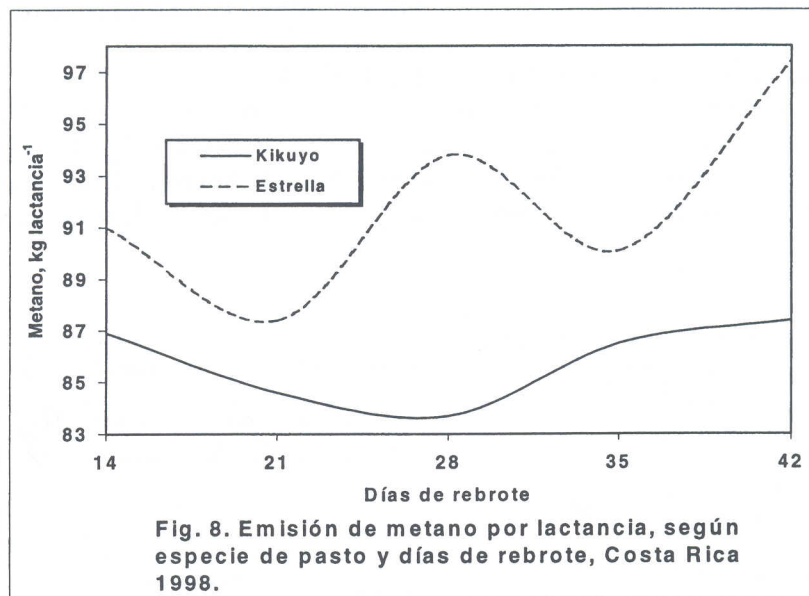
El pasto estrella africana fertilizado presentó mayores niveles de emisión de metano que el kikuyo; los menores valores (0,286 kg) se estimaron a los 21 días de rebrote, y los mayores (0,319 kg) a los 42 días de rebrote. La emisión de CH₄ en función de la edad presentó una tendencia polinomial de tercer grado ($r^2=0,59$).

De acuerdo con las estimaciones realizadas con las curvas de mejor ajuste, la menor emisión diaria de metano se presentaría cuando el pastoreo se realiza entre los 24-25 días de rebrote en kikuyo y a los 21 días en el estrella africana.

Emisión de metano por lactancia

La emisión total de metano durante el tiempo que la vaca produce leche (días en lactación) es mayor en el estrella africana que en el kikuyo, aunque en ambas pasturas, la cantidad total

emitida varía con la edad de rebrote del pasto, siendo más fluctuante en el pasto estrella africana (Fig. 8).



Emisión de metano por lactancia

La emisión total de metano durante el tiempo que la vaca produce leche (días en lactación) es mayor en el estrella africana que en el kikuyo, aunque en ambas pasturas evaluadas, la cantidad total emitida varía con la edad de rebrote del pasto, siendo más fluctuante en el pasto estrella africana (Fig. 8).

En el caso del kikuyo, la menor emisión total de metano (83,7 kg) se presenta cuando la pastura tiene 28 días de rebrote, mientras que en el pasto estrella africana, la menor emisión total por lactancia (87,4 kg) se estimó con una edad de rebrote de 21 días. Los mayores valores de emisión de CH₄ (87,4 y 97,4 kg de metano lactancia⁻¹, para kikuyo y estrella africana, respectivamente) se presentan para ambos forrajes con 42 días de rebrote.

En el kikuyo, los niveles de emisión de metano con 14 días de rebrote son similares a los estimados a los 35 días de rebrote. La razón de este comportamiento se explica porque cuando los ciclos de pastoreo son muy cortos la proporción de material leñoso, especialmente tallos, es muy alta, lo cual disminuye la calidad del forraje total en oferta. El forraje disponible a los 35 días, y posterior a esta edad de rebrote, pierde calidad nutritiva como consecuencia del aumento de la lignina en el material vegetativo, lo cual es una característica que presentan las gramíneas con el incremento de la edad de rebrote. Una situación similar se presenta en el pasto estrella africana.

De acuerdo con la calidad nutritiva de la pastura, y el nivel de emisión total de metano, debería de pastorearse el estrella africana y el kikuyo a los 21 y 28 días de rebrote, respectivamente, para que se emitan las menores cantidades de metano por lactancia.

Eficiencia de la producción de leche

La eficiencia de la producción de leche (CH_4 emitido:producto obtenido) es mejor en el pasto kikuyo, que en el estrella africana, porque el primero emite menor cantidad de metano por kilo de leche producido (Fig. 9).

La tendencia de la emisión estimada para la eficiencia de producción de leche, es similar a la obtenida con la emisión total de metano por lactancia (Fig. 8), por lo que los comentarios y el análisis realizado pueden ser extrapolados para esta variable.

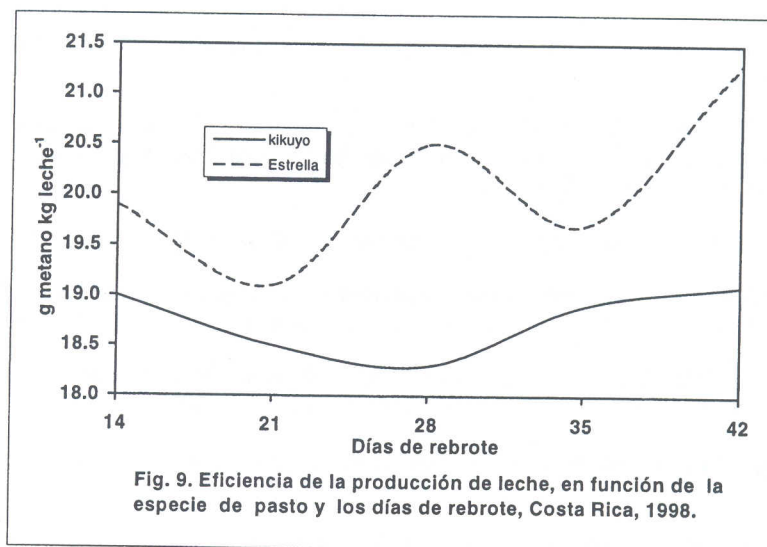


Fig. 9. Eficiencia de la producción de leche, en función de la especie de pasto y los días de rebrote, Costa Rica, 1998.

Conclusiones

De acuerdo con las condiciones en que se desarrolló el presente trabajo se puede concluir que la emisión de metano varía en función de la especie forrajera utilizada y la frecuencia del pastoreo (edad de rebrote), siendo posible disminuir las emisiones potenciales de metano en el ganado bovino mediante el ajuste de la frecuencia del pastoreo. Además, la calidad del forraje ofrecido a los bovinos tiene influencia directa sobre la emisión de metano, mejorándose la eficiencia de conversión (CH_4 emitido:producto obtenido) conforme se mejora la calidad de la dieta, y la introducción de leguminosas en la dieta, además de mejorar la calidad del alimento consumido, disminuye los niveles de emisión de metano y, en el caso del ganado de carne en el trópico subhúmedo, reduce los días necesarios para alcanzar el peso de mercado.

La eficiencia de la producción, de carne o leche, está directamente relacionada con la calidad de la pastura consumida y es factible reducir la emisión de metano producto de la actividad bovina sin que ello signifique perder productividad y competitividad en las fincas ganaderas.

Se necesita disponer de metodologías precisas para determinar con alto grado de seguridad la emisión de metano producto de la actividad bovina, requiriéndose estudios *in vivo* para determinar realmente y bajo condiciones de campo, las tasas de emisión de metano en diferentes categorías

animal (con diferentes estados fisiológicos y requerimientos nutricionales) y sistemas de producción (carne, leche, doble propósito). Es necesario generar tecnología para reducir las emisiones de metano en la actividad ganadera, la cual debe ser desarrollada, validada y aplicada en los distintos sistemas de producción bovina que existen en Costa Rica. Ello debe ser acompañado de un programa de apoyo decidido para implementar un programa tendiente a capacitar técnicos, extensionistas y productores, sobre la conveniencia de manejar aspectos ecológicos y ambientalistas relacionados con la producción pecuaria, además de dar a conocer las alternativas tecnológicas que deberían implementarse para obtener un producto menos contaminante.

Literatura consultada

- AOAC (Association of Official Analytical Chemist). 1970. Methods of analysis of the Association of Official Chemist. 2d. ed. Washington, USA. 1015 p.
- EFDE, S.L.; NIEUWENHUIJSE, A.; ARAGON, C. 1996. Quantified analysis of cattle production systems in the Atlantic Zone of Costa Rica. Research for Production Sustainable Program. Wageningen Agriculture University-Ministry of Agriculture and Livestock. Mimeografiado
- HOLDRIDGE, L. 1978. Ecología basada en zonas de vida. San José, Costa Rica. IICA.107p.
- JOHNSON, K.A.; JOHNSON, D.E. 1994. Methane emissions from cattle. *In* Impact of Methane Emission from Beef Cattle on the Environment. Minneapolis, MN, Washington State University. pp 2483-2492.
- KIRCHGEISSNER, M.; ROTH, F.X.; WINDISCH, W. 1993. Minimizing of environmental nitrogen and methane emission by animal nutrition. *Ciencia e Investigación Agraria*. 20 (2): 480-504.
- LENG, R.A. 1993. Quantitative ruminant nutrition. A green science. *Australian Journal of Agricultural Research*. 44 (3): 363-380.
- MONTENEGRO J.; ABARCA, S. 1998. La ganadería en Costa Rica. Tendencias y Proyecciones: 1984-2005. Turrialba, Costa Rica. MAG. 70 p.
- MOSS, A.; GIVENS, D.I. 1990. Effect of food type on methane produced by sheep. *Animal Production*. 50: 552.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1989. Nutrient requirements of dairy cattle. Subcommittee on dairy cattle nutrition, Committee on Animal Nutrition. 6th. ed. Washington, USA. 157 p.
- PEZO, D; ROMERO, F; IBRAHIM, M. 1992. Producción, manejo y utilización de los pastos tropicales para la producción de leche y carne en el trópico americano. FAO, Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. p. 47-98.
- VAN SOEST, P. 1994. Nutritional ecology of the ruminant. 2nd ed. Comstock Cornell University Press, Ithaca, New York.
- VAN SOEST, P.; ROBERTSON, J.; LEWIS, B. 1991. Symposium: Carbohydrate Methodology, Metabolism, and Nutritional Implications in Dairy Cattle; methods for dietary fiber, Neutral detergent fiber, and Nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science*. 74:3583-3597.

Anexo

Cuadro 1A. Calidad nutritiva de los forrajes utilizados con ganado de carne*.

Especie	Rebrote Días	Cenizas %	Grasa %	FDN, %	FDA, %	Hemic. %	Lign, %	Celul., %	PC-FDN, %	PC, %	CNS, %	CS, %
<i>C. nlenfuensis</i>	14	7,9	1,4	76,5	41,8	34,7	8,7	28,8	13,2	19,1	8,4	63,5
<i>C. nlenfuensis</i>	21	7,9	1,4	73,2	37,7	35,6	4,6	27,8	8,9	15,2	11,2	63,4
<i>C. nlenfuensis</i>	28	7,9	1,3	73,8	41,3	32,5	6,4	27,1	4,5	16,2	5,3	60,3
<i>C. nlenfuensis</i>	35	7,6	1,7	76,7	38,6	38,1	5,7	30,8	8,4	15,2	7,2	68,9
<i>C. nlenfuensis</i>	42	7,7	1,3	77,1	39,5	37,7	5,9	27,4	7,3	13,0	8,1	65,1
<i>B. brizantha</i>	14	8,1	1,0	75,1	42,6	32,5	7,9	32,1	7,8	7,8	15,7	64,6
<i>B. brizantha</i>	21	8,1	1,3	66,6	39,1	27,5	5,2	30,8	3,2	9,8	17,4	58,3
<i>B. brizantha</i>	28	9,7	1,2	64,1	40,8	23,2	5,3	27,0	3,4	14,7	13,8	50,3
<i>B. brizantha</i>	35	9,4	1,5	68,5	34,0	34,5	4,8	27,2	4,4	12,6	18,3	61,6
<i>B. brizantha</i>	42	9,2	1,6	67,4	36,7	30,7	5,0	26,3	4,9	10,5	16,2	57,0
<i>I. indicum</i>	14	9,3	1,0	70,2	41,3	28,9	7,5	31,9	10,4	14,3	15,5	60,9
<i>I. indicum</i>	21	9,6	1,8	71,3	39,0	32,4	5,0	28,3	7,3	14,2	10,4	60,7
<i>I. indicum</i>	28	9,4	1,3	75,8	42,7	33,2	6,4	36,6	4,3	10,6	7,2	70,2
<i>I. indicum</i>	35	8,3	1,3	70,2	37,2	33,0	5,5	31,5	7,3	13,0	14,6	64,4
<i>I. indicum</i>	42	9,6	2,8	68,1	37,4	30,8	5,6	27,1	5,9	10,6	14,7	57,9
<i>H. rufa</i>	Verano	10,12	1,16	81,8	54,2	28,0		33,7		3,9	4,61	
<i>H. rufa</i>	Inviern	12,8	1,9	67,3	39,8	27,4	3,7	27,0	8,4	10,8	15,6	54,4
<i>Cratylia sp</i>		13,4	2,5	55,6	36,0	19,6	9,8	21,6	9,2	19,9	17,9	41,3

* Forrajes sin fertilizar.

FDN= Fibra Neutro Detergente, FDA= Fibra Detergente Acido, Hemic.= Hemicelulosa, Lign.= Lignina, Celul.=Celulosa, PC-FDN= Proteína Cruda ligada a la FDN, PC= Proteína Cruda, CNS= Carbohidratos No Estructurales, CS= Carbohidratos Estructurales.

Cuadro 2A. Calidad nutritiva de los forrajes utilizados con ganado de leche*.

Especie	Rebrote, Días	Cenizas, %	Grasa, %	FDN, %	FDA, %	Hemic., %	Lign, %	Celul., %	PC-FDN, %	PC, %	CNS, %	CS, %
<i>C. nlenfuensis</i>	14	8,4	2,2	68,5	32,5	36,0	5,0	28,2	15,1	27,7	8,3	64,2
<i>C. nlenfuensis</i>	21	9,3	1,9	73,2	37,0	36,2	5,7	24,9	14,0	23,1	6,4	61,1
<i>C. nlenfuensis</i>	28	8,7	1,5	73,9	37,3	36,6	4,6	30,8	9,0	18,1	6,9	67,4
<i>C. nlenfuensis</i>	35	8,1	1,7	74,4	35,4	39,0	4,6	25,2	10,2	17,0	8,9	64,3
<i>C. nlenfuensis</i>	42	9,5	1,2	76,4	36,6	39,8	5,5	31,9	9,4	15,5	6,8	71,7
<i>P. clandestinum</i>	14	9,9	1,7	67,2	31,4	35,9	4,1	25,2	9,8	27,2	3,9	61,0
<i>P. clandestinum</i>	21	11,6	2,0	63,6	29,6	34,0	4,2	23,7	9,3	25,5	6,5	57,8
<i>P. clandestinum</i>	28	10,6	1,8	66,9	33,8	33,1	4,5	23,6	5,8	22,1	4,4	56,7
<i>P. clandestinum</i>	35	11,1	1,8	65,1	33,5	31,7	4,3	27,2	4,9	20,8	6,1	58,8
<i>P. clandestinum</i>	42	10,3	1,7	69,2	32,9	36,4	3,9	23,9	8,9	15,9	11,8	60,2

* Forrajes fertilizados.

FDN= Fibra Neutro Detergente, FDA= Fibra Detergente Acido, Hemic.= Hemicelulosa, Lign.= Lignina, Celul.= elulosa, PC-FDN= Proteína Cruda ligada a la FDN, PC= Proteína Cruda, CNS= Carbohidratos No Estructurales, CS=Carbohidratos Estructurales.

Reducción de la emisión de metano en ganado bovino mediante el manejo de pasturas

Introducción

El establecimiento de la ganadería en Costa Rica fue muy importante para el desarrollo social y económico del país, estimulando la colonización de diferentes áreas y fomentando el desarrollo rural en diversos sitios. Debido a esto la ganadería ha sido señalada como una actividad que atenta contra la estabilidad de las áreas boscosas. Recientemente, también se ha mencionado que esta actividad afecta negativamente al ambiente por la emisión de grandes cantidades de metano (CH_4), un potente gas que contribuye a incrementar de manera significativa el efecto invernadero, con las consecuencias climáticas que se derivan de esta condición.

Sin embargo, es importante recordar que debido al sistema digestivo que caracteriza a los bovinos es posible la utilización de gran cantidad de biomasa vegetal (diferentes especies de pastos, arbustos y árboles), que no puede ser directamente aprovechados por los humanos en su alimentación, pero que son transformados por esta especie animal en alimentos de gran calidad nutritiva (carne y leche) indispensables en la dieta humana. En este proceso de transformación, el cual se lleva a cabo mediante la fermentación entérica, se genera el metano.

La emisión de metano ocurre de manera natural en muchos ecosistemas, tal es el caso de los pantanos y la acción de las termitas. También se genera en diversos agroecosistemas como la producción de arroz anegado y debido a la fermentación entérica de los animales. Este gas se emite como resultado de la fermentación anaeróbica de la materia orgánica.

En los bovinos, la emisión de metano está inversamente relacionada con la calidad nutritiva de la dieta que consumen los animales, de tal forma que en la medida en que se mejora la calidad de ésta, disminuye la emisión de metano y se incrementa la respuesta animal en términos de mayor producción de leche o más ganancia de peso.

Varios investigadores han mostrado los beneficios ambientales y el incremento en los rendimientos al aplicar en estos sistemas de producción tecnologías orientadas a la protección del ambiente. Sin embargo, la mayoría de estas experiencias se han realizado en otras latitudes y bajo condiciones de manejo diferentes a las existentes en el trópico.

Por tanto, es necesario generar información para mejorar el conocimiento relacionado con la emisión de metano en la actividad ganadera bajo las condiciones de Costa Rica y diseñar alternativas de manejo para estos sistemas de producción, especialmente, relacionadas con los ciclos de pastoreo para disminuir la generación de este gas.

El objetivo de esta investigación fue determinar el efecto en la emisión de metano de la adopción de una alternativa tecnológica orientada a la protección ambiental, en los sistemas de producción de lechería especializado (sólo hembras adultas) y de producción de carne (sólo machos de 350 a 450 kg de peso).

Materiales y métodos

Esta investigación se inició con la proyección del hato nacional, de los sistemas de producción de leche y de carne, desde 1996 y hasta el 2015, para estimar la población bovina en Costa Rica. Para

ello se utilizó como base el modelo de simulación desarrollado por Montenegro y Abarca (1998a). Posteriormente, se determinaron las regresiones que mejor ajustaron las tendencias observadas.

Con la información de la población bovina por sistema de producción, se procedió a estimar la emisión de metano. Con este propósito se utilizó el modelo de simulación desarrollado por Montenegro y Abarca (1998b), diseñado para estimar la emisión de metano en ganado bovino bajo condiciones de pastoreo.

Sistema de producción de leche

Debido a que los sistemas de producción de leche se ubican en ecosistemas diferentes, se identificaron las gramíneas típicas que son utilizadas en cada una de ellas. Se consideraron únicamente dos regiones ecológicas, **Bosque Montano Bajo**, principalmente las faldas de los volcanes, piso altitudinal donde se utilizó información del pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), y **Bosque Premontano muy Húmedo**, zonas medias como la región de San Carlos, donde se utiliza el pasto estrella africana (*Cynodon nlemfuensis*). En ambos casos, las gramíneas son manejadas bajo pastoreo.

Para cada pastura se consideraron dos alternativas de manejo:

- **Pasto estrella africana.** El **manejo convencional** consistió en ciclos de pastoreo con 23 días de descanso y un día de ocupación. El **manejo alternativo** lo constituyó el pastoreo durante un día a cada aparto, y un período de descanso de 21 días.
- **Pasto kikuyo.** Para esta gramínea, el **manejo convencional** estuvo representado por ciclos de pastoreo con 25 días de descanso; en el **manejo alternativo** el intervalo entre pastoreos se incrementó a 35 días. En ambos manejos el período de ocupación fue de un día.

Para ambas pasturas y manejos se asumió suplementación con banano verde ($8 \text{ kg animal}^{-1} \text{ día}^{-1}$) y concentrado ($2,5 \text{ kg animal}^{-1} \text{ día}^{-1}$) y únicamente se incluyeron en los cálculos vacas adultas en producción. Se asumió un peso vivo de 450 kg por vaca y una producción de 12 kg de leche día^{-1} .

Para efectos de esta investigación, se consideró que la distribución de la población bovina de leche era de 70% en la zona alta y de 30% en la región media.

Sistema de producción de carne

Anteriormente, esta actividad se desarrollaba principalmente en el Pacífico Seco, con pastoreo en jaragua (*Hypharrenia rufa*). Sin embargo, durante los últimos años esta actividad, parcialmente, se ha desplazado hacia la zona Atlántica y al Pacífico Sur de Costa Rica, regiones donde se utiliza el pasto ratana (*Ischaemum indicum*). Por tanto, para el **hato de carne** se consideraron dos manejos y dos pasturas.

El **manejo convencional** para la zona del Pacífico Seco consistió de pastoreo en jaragua y en la zona Atlántica de pastoreo en ratana, en ambos casos con ciclos de 30 días de descanso. Se asumió para ambas regiones que no se suministra suplementación.

Manejo alternativo. En el Pacífico Seco, éste consistió en el suministro durante la época seca (cinco meses) de 20% - 25% de leguminosa (*Cratylia argentea*). En el caso de la zona Atlántica, se modificaron los ciclos de pastoreo en ratana, debido a que los días de descanso se incrementaron hasta 42 días.

En el Pacífico Seco se asumieron las siguientes condiciones: cinco meses de duración para la época seca y siete meses para la época lluviosa; la ganancia de peso promedio estimada fue de 145,8 g día⁻¹ en el sistema convencional y de 191,7 g día⁻¹ en el manejo alternativo.

Para la zona Atlántica, las condiciones asumidas fueron: precipitación pluvial distribuida a lo largo del año, en una forma bastante uniforme; la carga animal en el manejo convencional fue de 1,0 unidades ha⁻¹ con una ganancia de peso de 345 g día⁻¹. En el caso del manejo alternativo la carga animal se incrementó en 0,25 unidades ha⁻¹, siendo la ganancia de peso estimada de 296 g día⁻¹. No se incluyó suplemento alguno en forma adicional al banano verde, el cual se suministró en una cantidad de 8 kg animal⁻¹ día⁻¹.

Se asumió que el hato de carne se encuentra distribuido en igual proporción en cada zona ecológica considerada. Para esta investigación solo se incluyó la fase de finalización o de engorde, es decir, a los animales adultos con un peso entre 350 y 450 kg.

Adicionalmente, para estimar la posible reducción de la emisión de metano que se produciría anualmente en un hato estable, si se ofreciera un manejo con ese objetivo, se consideró un hato compuesto por 100 000 animales adultos para cada sistema de producción.

Para estimar la emisión de metano en cada sistema de producción y manejo propuesto, se consideró la alternativa señalada por Montenegro y Abarca (1998c) como la más eficiente para reducir la emisión de este gas en diferentes pasturas y ciclos de pastoreo.

Resultados

Ganado de leche

La población estimada para el hato bovino del sistema de producción de leche presentó una clara tendencia a disminuir en el tiempo, lográndose estabilizarse a partir del 2012 en un ámbito entre 105 000 y 110 000 cabezas (Fig. 1).

La emisión total de metano, producido por la fermentación entérica del hato de producción de leche en ambos manejos evaluados, se presenta en la figura 2.

La emisión de metano disminuye con el tiempo, independientemente de la implementación de la alternativa de manejo para reducir la emisión de este gas. Tal disminución es consecuencia de la reducción de la población bovina de leche mostrada en la figura 1. Es importante resaltar que independientemente de la población animal, existe un beneficio ambiental por la reducción de la emisión de metano. Esta reducción en la generación de metano se presenta como resultado de la modificación del manejo de las pasturas. En consecuencia, se deberían realizar los esfuerzos necesarios para implementar una modificación en los ciclos de pastoreo, lo cual permitiría lograr una producción de leche más amigable con el ambiente.

La reducción neta en la emisión de metano, lograda con la implementación del manejo alternativo, se presenta en la figura 3.

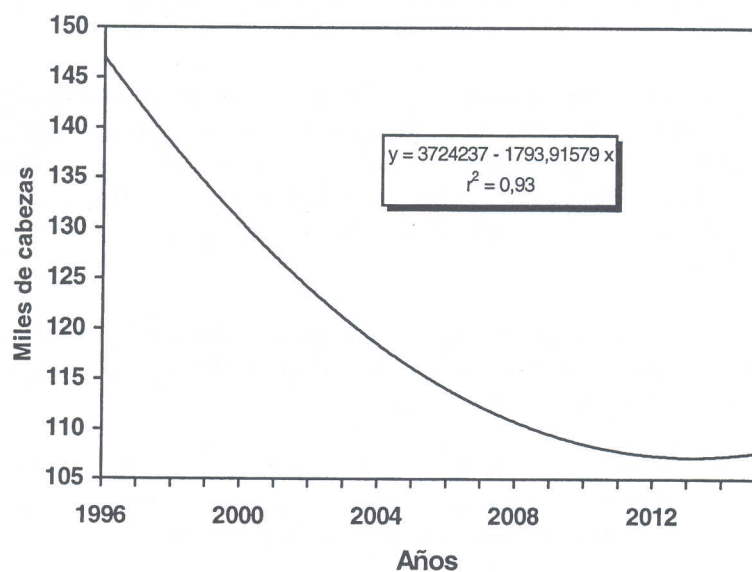


Fig. 1. Población proyectada de vacas adultas del hato de lechería especializada al 2015 en Costa Rica. 2000.

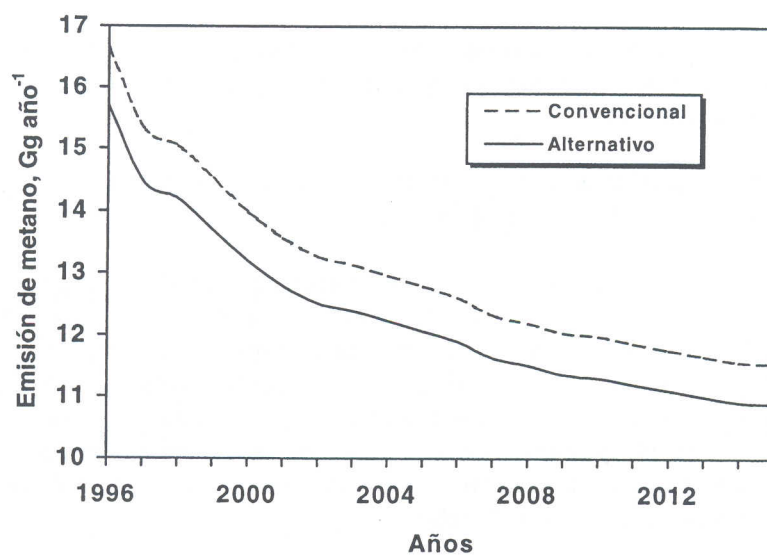


Fig. 2. Estimación de la emisión de metano hasta el 2015, por el hato de lechería especializada en Costa Rica según manejo ofrecido. 2000.

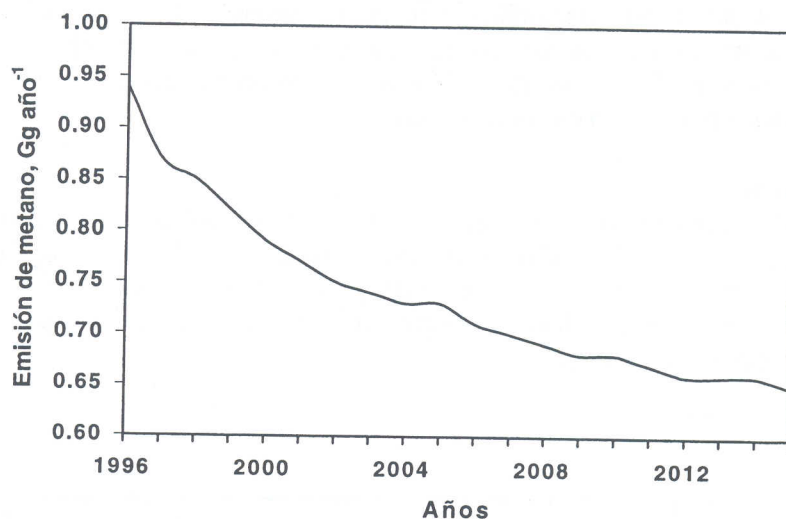


Fig. 3. Efecto de la implementación de un manejo alternativo sobre la emisión de metano en el sistema de producción de leche. Costa Rica.

La magnitud de la disminución de la emisión varió en el tiempo, pasando de una **reducción inicial de 0,79 Gg de metano en el 2000**, a **0,65 Gg** cuando el hato se estabiliza. Debe destacarse que esta reducción de la emisión no implica disminución de la producción de leche, por lo cual con la implementación de esta alternativa de manejo de las pasturas se estaría obteniendo un producto más amigable con el ambiente, ya que se estaría contaminando menos con metano.

Esto demuestra que producir e incrementar la productividad de los sistemas de producción de leche no necesariamente implica la generación de cantidades adicionales significativas de metano al ambiente, y por el contrario, en la medida que se implementen alternativas de manejo como la propuesta, es posible obtener productos menos contaminantes.

La disminución final de 650 toneladas de metano por año, luego de la estabilización del hato lechero, representan 14 300 toneladas de CO₂ equivalente. Para fines comparativos y asumiendo que la tasa de fijación de un bosque en crecimiento es de aproximadamente 4,4 t de C ha⁻¹ (Bekkering 1992), **anualmente se requeriría sembrar 44,3 ha de bosque y un lapso de 20 años para fijar el carbono que se dejaría de emitir por la implementación de la alternativa de manejo en el hato bovino de leche. Ello también es equivalente a la siembra de 886 ha de bosque anualmente.**

Este sistema de producción es una actividad muy importante social y económicamente para Costa Rica, porque de ella dependen muchas familias de pequeños productores. Pero además esta actividad también beneficia al ambiente al fijar y mantener cantidades importantes de carbono en su ciclo productivo, tal y como lo informaron Montenegro y Abarca (1998d). Además, de acuerdo con esta investigación existen alternativas de manejo mediante las cuales es posible contribuir a mitigar el efecto invernadero al disminuirse las emisiones de metano. Por otra parte, esta actividad contribuye de manera directa a la disponibilidad de un alimento indispensable en la dieta humana, por lo que también colabora con la seguridad alimentaria del país.

Al tener un producto menos contaminante se podría favorecer el comercio internacional de la producción ganadera, siendo posible certificar científicamente las bondades ambientales de estos productos y mediante un proceso de mercadotecnia, favorecer su acceso a mercados preferenciales, donde se diferencien por su baja emisión de metano.

Ganado de carne

Similarmente, al sistema de producción de leche, la población estimada para el hato del sistema de producción de carne presentó una clara tendencia a disminuir en el tiempo, lográndose estabilizar a partir del 2010 con una población aproximada a las 50000 cabezas (Fig. 4). La disminución estimada de la población de este hato es congruente con el comportamiento previamente reportado por Montenegro y Abarca (1998a).

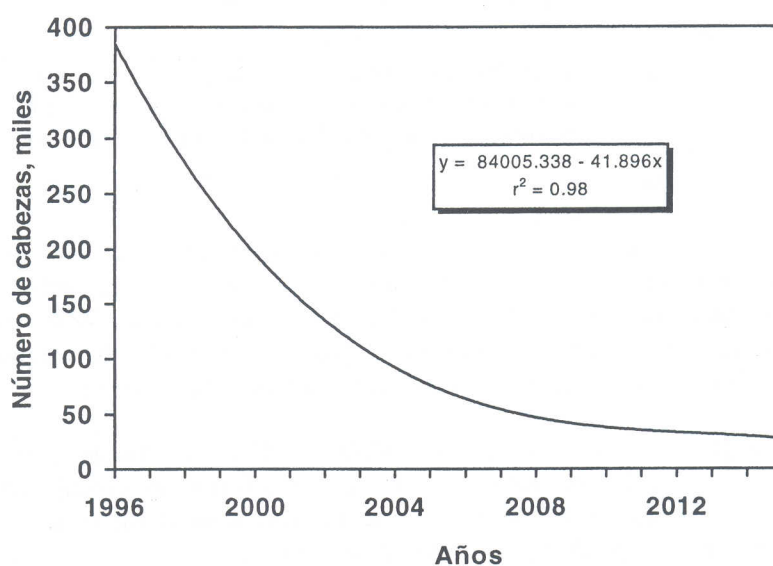


Fig. 4. Tendencia poblacional del hato bovino de carne hasta el año 2015 en Costa Rica. 2000.

Como consecuencia de la disminución de la población animal, la emisión total de metano en este sistema de producción también se reduce, pasando de emitir aproximadamente 20 Gg de metano en el 2000, a 2,6 Gg en el 2015 (Fig. 5).

En términos generales, la reducción en la emisión de este gas por la implementación de manejo alternativo de la pastura sería de aproximadamente 20%. En términos absolutos, la reducción presentaría una magnitud de 3,94 Gg de metano en el 2000 y de 0,52 Gg de metano para el 2015.

En el Cuadro 1 se presentan los valores para algunas variables indicadoras del mejoramiento producido por la implementación de una tecnología alternativa orientada a disminuir las emisiones de metano en el ganado de carne.

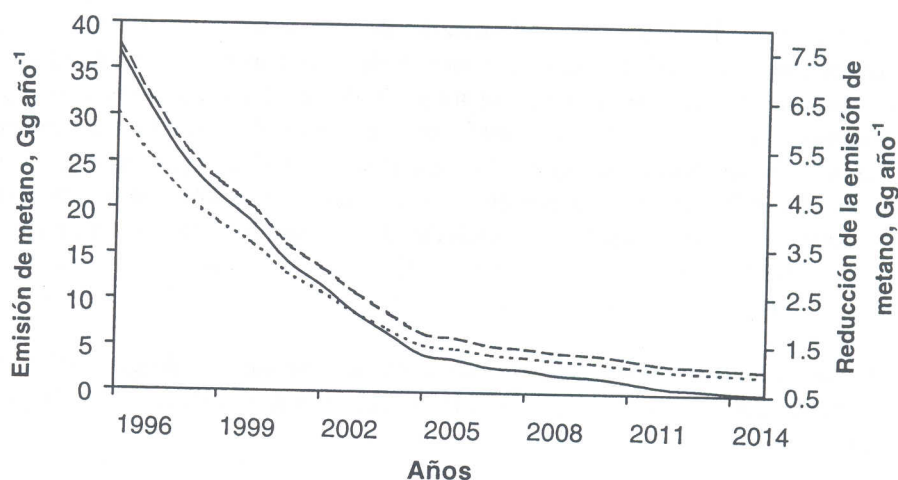


Fig. 5. Emisión de metano del hato bovino de carne según el manejo suministrado en Costa Rica. 2000.

Cuadro 1. Emisión de metano en bovinos para la producción de carne, en dos sistemas de manejo de pasturas. Costa Rica, 2000.

Variables	Manejo convencional	Manejo alternativo	Diferencia**	Mejora %
Ganancia de peso año ⁻¹ , kg	80	102	-22	27,5
Emisión anual, kg de CH ₄ 100 kg ⁻¹ PVG*	97,5	78,3	-19,2	19,7
Días a mercado	428	368	-60	14,0
Eficiencia, g CH ₄ kg ⁻¹ PVG	975	783	-190	19,7

* Peso Vivo Ganado

** Se refiere al cambio observado entre el manejo convencional y el manejo alternativo.

En este sistema de producción se presentarían beneficios ambientales, biológicos y económicos. Las medidas de manejo que se implementarían disminuirían la emisión de metano (**beneficio ambiental**), lo cual conduce al incremento en la ganancia de peso de los animales (**beneficio biológico**), y en consecuencia, estos requieren permanecer menos tiempo en la finca (**beneficio económico**) para lograr que alcancen el peso de mercado (450 kg), mejorándose la eficiencia de la emisión en casi 20%.

Hato Nacional

Los resultados obtenidos demuestran el beneficio ambiental, en términos de disminución de la emisión de metano, que se produciría de ser implementado el manejo alternativo propuesto para ambos sistemas de producción.

Los niveles absolutos de la reducción inicial de la emisión presentarían una magnitud de 12,9 t de metano día⁻¹ (4,73 Gg año⁻¹) en el 2000, y de aproximadamente 3,2 t de metano día⁻¹ (1,19 Gg año⁻¹) para el 2015.

Con la implementación de la alternativa de manejo de las pasturas, en el 2000 la reducción global de la emisión de metano sería de aproximadamente de 46% con respecto a la estimada para 1996, siendo el sistema de producción de leche responsable del 16,7% de tal reducción, y el sistema de ganado de carne del 83,3%. Para el 2015, la reducción de la emisión de metano, por la implementación de la medida tecnológica en los hatos evaluados, representaría solo el 25% de la determinada en el 2000. Ello es consecuencia de la reducción poblacional que experimentaría el hato bovino nacional. La reducción de la emisión de metano que se lograría en el hato de leche representaría el 56% de la reducción total, siendo el ganado de carne responsable de una reducción de 44%.

La diferencia porcentual que se presentaría en la emisión de metano en el 2015, con respecto a la reducción estimada para el 2000, se explica por la reducción significativa de la población de los machos de carne.

En términos de carbono equivalente, la reducción en la emisión de metano (no-emisión) en el hato evaluado, por la implementación de un manejo de pasturas orientado a la disminución de la emisión de este gas, correspondería a **28 377 y 7 139 toneladas de carbono equivalente**, para el 2000 y el 2015, respectivamente.

Para fines comparativos y para los años antes mencionados, la cantidad de **carbono equivalente** que se dejaría de emitir por la adopción de la medida propuesta, sería similar a la cantidad de carbono que fijarían **322,5 y 81,1 hectáreas de bosque** en un lapso de 20 años, o bien, al carbono que fijarían **6 449 y 1 622 ha de bosque** en crecimiento activo en un período de un año.

Esto demuestra que se puede compatibilizar la producción animal con la protección del ambiente, obteniendo rendimientos productivos altos sin que ello implique mayor contaminación del ambiente, en este caso con la emisión de gases con efecto invernadero.

Población estable

Los resultados obtenidos al evaluar una población estable de **100 000 animales**, en cada sistema de producción bovina (leche y carne), también demostraron la ventaja ambiental por la reducción de la emisión de este gas con efecto invernadero (Cuadro 2).

Cuadro 2. Emisión de metano en bovinos del sistema de producción de carne y de leche con una población estable. Costa Rica, 2000.

Sistema de Producción	Manejo convencional	Manejo alternativo	Diferencia**	Mejora %
Leche				
Emisión anual, t de CH ₄	10 902	9 928	-974,5	27,5
Carne				
Emisión anual, t de CH ₄ 100 kg ⁻¹ PVG*	9 752	7 834	-1 918	19,7

* Peso Vivo Ganado

** Se refiere al cambio observado entre el manejo convencional y el manejo alternativo.

El beneficio ambiental en el sistema de **producción de leche**, debido a la implementación de la medida tecnológica alternativa, es muy importante. En el caso del **manejo convencional** la **emisión de metano** es de aproximadamente **29,87 t día⁻¹**, mientras que con el **manejo alternativo** esta sería de aproximadamente **27,2 t día⁻¹**, para una **disminución anual de 0,97 Gg de metano en el ámbito nacional**. En el caso del sistema de **producción de carne**, la **reducción nacional** presentaría una magnitud de **1,92 Gg de metano por año**, porque la emisión de este gas se reduciría de **26,72 t día⁻¹** en el **manejo convencional** a **21,46 t día⁻¹** con el **manejo alternativo**.

En términos globales, la **disminución en la emisión de metano (no-emisión) en el hato bovino nacional** sería muy significativa, de una magnitud de **2,89 Gg de metano año⁻¹**, lo cual es equivalente a **17,35 Gg de carbono**, y para fines comparativos, se requerirían **197 hectáreas de bosque** y un lapso de **20 años para fijar el carbono**, que con la anterior medida de manejo es posible dejar de emitir en un solo año, o bien, plantar todos los años un área equivalente a **3 943 ha de bosque** para que se fije la cantidad de carbono equivalente que estaría dejando de emitir al ambiente la actividad bovina.

Conclusiones

De acuerdo con las condiciones consideradas en esta investigación, existe potencial para reducir las emisiones de metano en el hato bovino nacional como consecuencia de la implementación de un manejo tecnológico apropiado de las pasturas, en los sistemas de producción de leche y carne, y la disminución de la emisión de metano en la actividad bovina no implica reducción de la producción de leche o carne. Además, es posible incrementar los rendimientos productivos de las fincas lecheras y de engorde de ganado bovino sin que ello signifique más contaminación del ambiente con mayores emisiones de gases con efecto invernadero.

Por tanto, se recomienda realizar los esfuerzos necesarios para implementar como proyecto piloto, en algunas fincas ganaderas, la tecnología de manejo alternativo evaluada. Esto permitiría validar los beneficios ambientales reales que se derivan de su implementación en el campo, así como realizar investigaciones directamente con animales para determinar como varía la emisión de metano cuando los animales se encuentran en pastoreo así como a cambios en la dieta.

Se requiere desarrollar investigación *in vivo* para comprobar la respuesta animal cuando se implemente una tecnología orientada a disminuir las emisiones de metano en ganado bovino, así como también validar con la nueva información generada el modelo desarrollado para estimar las emisiones de metano en el ganado bovino.

Literatura consultada

- BEKKERING, D. 1992. Using tropical forest to fix atmospheric carbon: the potential in theory and practice. *Ambio* 21(6):414-419.
- MONTENEGRO, J.; ABARCA, S. 1998a. La ganadería en Costa Rica: Tendencias y Proyecciones, 1984 – 2005. MAG, Costa Rica. 63 p.
- MONTENEGRO, J.; ABARCA, S. 1998b. Estimación de la emisión de metano en la ganadería bovina de Costa Rica, 1990 y 1996. Informe de investigación.
- MONTENEGRO, J.; ABARCA, S. 1998c. Alternativas de reducción de la emisión de metano (CH₄) en la ganadería bovina de Costa Rica. Informe de investigación.
- MONTENEGRO, J.; ABARCA, S. 1998d. Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en estrella africana (*Cynodon nlemfuensis*) en Costa Rica. Informe de investigación.

Emisión de metano (CH₄) en arroz anegado

Introducción

La emisión de gases con efecto invernadero es uno de los aspectos que afectan negativamente el ambiente y está relacionado directamente con el incremento global de la temperatura en la Tierra.

El metano (CH₄) es un importante gas con efecto invernadero debido a la fuerte absorción de energía en la banda infrarroja, por lo cual atrapa parte de la radiación termal de la superficie de la tierra. Lindau y Bollich (1993), señalaron que cada kilogramo adicional de metano emitido a la atmósfera es de 20 a 60 veces más eficaz para absorber radiación infrarroja que cada kilogramo de dióxido de carbono (CO₂). Después de los pantanos, los campos de cultivo de arroz anegado son las principales fuentes de este gas y la mayor fuente de emisión antropogénica (Neue y Roger 1993 citados por Singh y Singh 1995).

Según el criterio de varios investigadores (Singh y Singh 1995, Prinn 1994), aproximadamente el 50% del total de la emisión anual de metano está directa o indirectamente ligada con la producción de alimentos para la población humana, por lo cual puede esperarse que a medida que la población mundial crece, la emisión de metano también se incremente. De acuerdo con esto, en los próximos años, la demanda del arroz aumentará significativamente, y en consecuencia, también se incrementarán las áreas de siembra.

Los resultados de diversas investigaciones realizadas en los últimos años han demostrado que la concentración de metano en la atmósfera se incrementa a un ritmo anual aproximado del 1% (Rudolph 1994). Sin embargo, se debe considerar que el metano se genera de diversas fuentes y es producido por una amplia variedad de procesos naturales y antropogénicos, tales como la fermentación entérica de los rumiantes, la emisión de terrenos pantanosos y cultivos de arroz anegado, la actividad de las termitas y las quemaduras.

En consecuencia, las plantaciones de arroz anegado antes de ser consideradas una importante fuente de emisión de metano, deben de ser evaluadas apropiadamente, de acuerdo con las condiciones de cada país y zona productora, con el propósito de determinar las tasas reales de emisión de este gas.

En Costa Rica, la producción de arroz es una actividad que se desarrolla principalmente en Guanacaste y en el sur de la provincia de Puntarenas. Durante el último decenio, el área anual cultivada ha fluctuado entre 48 500 y 63 400 ha. En 1998 se sembraron 59 333 ha de arroz (SEPSA 1998), de las cuales 22 347 ha fueron cultivadas en forma anegada.

En Costa Rica no existen estudios previos sobre emisión de metano, y por consiguiente no se tiene información relacionada con la cantidad de metano emitida a la atmósfera por este cultivo, para determinar la relevancia de esta actividad como emisor de gases con efecto invernadero.

Los objetivos de esta investigación fueron: determinar la emisión de metano en un sistema de producción de arroz (*Oriza sativa*) anegado en Costa Rica; evaluar la importancia de esta actividad como fuente de emisión de CH₄; proponer una metodología que permita continuar con estas investigaciones.

Materiales y métodos

Esta investigación se realizó en una finca comercial productora de arroz anegado, ubicada en Liberia, Guanacaste; en un suelo vertisol.

Para el establecimiento del cultivo se utilizaron 92 kg de semilla ha^{-1} (regado al voleo) de la variedad Costa Rica 1113. El manejo del cultivo incluyó la aplicación, al voleo, de la fórmula 10-30-10 (90-130 kg ha^{-1}) entre los 15 y 22 días después de la siembra. Durante el ciclo de cultivo se aplicaron 130-200 kg de N ha^{-1} , utilizando urea (46% nitrógeno). El control de las malezas, insectos y enfermedades se realizó con plaguicidas sintéticos de acuerdo con el manejo establecido en la finca y según la incidencia de las mismas.

En la finca donde se efectuó la investigación, anualmente se siembran en promedio 3 800 ha, con una producción promedio de arroz oro (13,5% humedad y 1,5% de impurezas) de 4 784 kg ha^{-1} . Toda el área cultivada se maneja bajo anegamiento.

El agua en los bancales es mantenida por irrigación y también se aprovecha el agua de las lluvias. Durante todo el ciclo de cultivo, la plantación de arroz se mantiene con un espejo de agua de aproximadamente 5 cm de grosor. Las características de fertilidad del suelo se presentan en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Fertilidad natural promedio del suelo cultivado con arroz anegado, Liberia, Guanacaste, Costa Rica, 1998.

pH	Al	Ca	Mg	K	P	Zn	Mn	Cu	Fe	MO
	meq 100 ml^{-1} suelo				ug ml^{-1} suelo					%
6,3	0,16	22,05	7,63	0,21	10,33	3,13	108,8	4,67	74,33	9,03

Determinación de la emisión de metano

Para determinar la emisión de este gas se utilizó la técnica de la cámara cerrada (Yagi y Minami 1990). Las cámaras empleadas (cilindros con tapas de PVC sellados herméticamente), tenían un diámetro interno de 30,84 cm y una altura de 20, 40, 70 y 110 cm. Estas se colocaron al azar en los bancales; utilizándose tres cámaras por bancal. En todos los casos se incluyeron plantas de arroz dentro de las cámaras. El tamaño de la cámara varió según la altura de las plantas en el sitio del muestreo. Cada cámara estaba provista de un sello de hule (septum) para facilitar la recolección de las muestras de gas.

En cada cámara se recolectó una muestra de gas, al momento de colocarla en el sitio de muestreo, y 30 minutos después se recolectaron tres muestras. Para ello se emplearon jeringas plásticas de 10 ml, de las cuales se trasvasó 5 ml de la muestra gaseosa a un vial. La emisión de metano se calculó con base en el incremento de la concentración temporal dentro de la cámara durante el período de muestreo.

Los muestreos fueron semanales durante todo el ciclo de cultivo. Todos los muestreos fueron realizados entre las 9:00 am y la 1:00 pm.

Procedimiento de laboratorio

Las muestras de gas se analizaron en las siguientes 24 h después de su recolección, utilizando un cromatógrafo de gas Perkim Elmer 8 500, equipado con un detector FID y una columna de 2 m de largo empacada con Porapak Q. Se utilizaron cuatro patrones de concentración conocida (Praxair México D.F.) con una precisión analítica de 0,2 mg, con los cuales se preparó la curva estándar de calibración.

Resultados

Emisión de metano según la edad del cultivo.

La emisión de metano varió con el desarrollo de la planta (Fig. 1), determinándose fluctuaciones importantes según la edad de la planta.

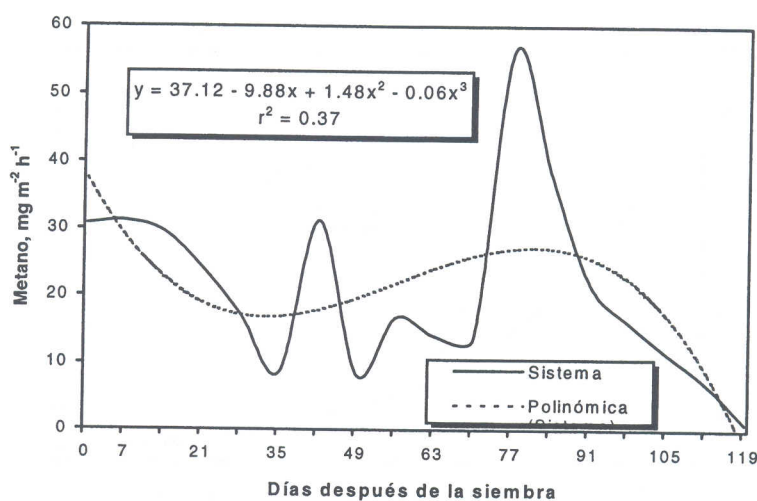


Fig. 1. Emisión de metano del sistema de producción de arroz anegado, según la edad del cultivo. Guanacaste, Costa Rica. 1998.

El primer incremento en los niveles de emisión del metano se presentó durante la sexta semana de crecimiento, lo cual correspondió a la etapa de macollamiento. El mayor nivel de emisión detectado se determinó en la onceava semana del cultivo, ello coincidió con la etapa de floración. Un leve incremento en la emisión de metano, se detectó en la octava semana. Estos aumentos en los niveles de emisión en arroz anegado coinciden con lo reportado por otros investigadores (Lindau y Bollich 1993), quienes señalan tres épocas de emisión; el primero entre la segunda y tercera semana después del trasplante, el segundo durante la floración y el tercero en la fase de llenado de grano. En esta evaluación, las altas emisiones determinadas durante las primeras semanas del cultivo correspondieron a la etapa de trasplante como ha sido reportado por otros investigadores.

Es importante señalar que la emisión inicial, a pesar de ser alta, no puede ser atribuida al cultivo, debido, principalmente, al reducido tamaño de las plantas durante esta etapa. Durante las primeras 2-3 semanas del ciclo de cultivo, el tamaño de las plantas no superó los 30 cm de altura, y durante esta primera fase, el cultivo no es anegado para facilitar el desarrollo inicial de las plantas.

La determinación que se realizó durante la preparación del terreno (semana 0) mostró el segundo mayor nivel de emisión ($30,74 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), lo cual es el producto de la gran cantidad de materia orgánica que se incorpora en esta fase de preparación del terreno, ocurriendo consecuentemente, la descomposición en condiciones anaeróbicas, lo cual estimuló la emisión de metano.

Emisión de metano del suelo

Las mediciones efectuadas incluyeron todos los componentes del sistema (plantas de arroz, suelo, y malezas); sin embargo, en la medición inicial durante la etapa de preparación del terreno se determinaron emisiones de metano muy altas. Esto se debe a que durante las primeras semanas de crecimiento, la emisión de este gas se produce básicamente por la continua descomposición de la materia orgánica presente en el suelo. De acuerdo con este criterio, se estimó la tendencia de la emisión de CH_4 del suelo durante el ciclo de cultivo (Fig. 2).

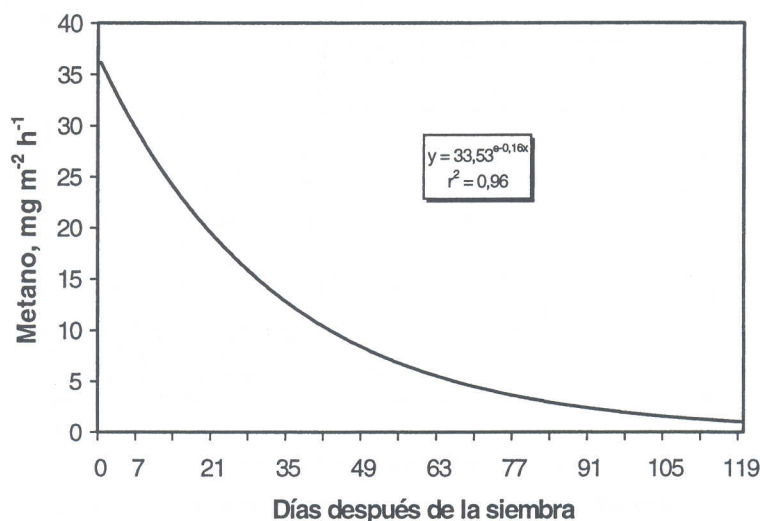


Fig. 2. Emisión de metano en un suelo cultivado de arroz anegado, Guanacaste, Costa Rica. 1998

El nivel de emisión inicial del suelo es alto, producto de la descomposición de la materia orgánica incorporada durante la fase de preparación del terreno. Esto se comprobó con los análisis de suelo, los cuales mostraron valores promedio de materia orgánica de 9%, lo que corresponde a un contenido de carbono del 4,32%, un valor relativamente elevado para un suelo agrícola. De acuerdo con Yagi y Minami (1990) el contenido de carbono en el suelo es uno de los principales factores que afectan positivamente la emisión de metano en cultivos de arroz anegado. Otro factor que favorecería la emisión de metano en esta finca, es el valor relativamente alto de pH determinado, ya que según Singh y Singh (1995) a mayor pH mayor emisión de metano.

Los niveles de emisión de metano se redujeron en el tiempo y presentaron una tendencia logarítmica ($r^2=0,98$), siendo muy homogéneas y bajas al final del ciclo de cultivo, probablemente,

como consecuencia, entre otras razones, por la eliminación del exceso de humedad del suelo en los bancales, lo cual se efectúa normalmente para facilitar entrada de maquinaria para la cosecha.

De la emisión total determinada, el 55% correspondió al suelo y el 45% restante a las plantas de arroz. Estos resultados son similares a los reportados por Byrnes *et al.* (1995) quienes evaluaron la emisión de metano para cada uno de los componentes anteriores.

Emisión neta de metano en plantas de arroz según la edad del cultivo

De acuerdo con la tendencia de emisión de metano del suelo, se calcularon los valores de metano de la actividad fisiológica de las plantas de arroz. Los valores de emisión inicial son muy bajos, presentándose incrementos importantes durante las etapas de macollamiento y floración (Fig. 3). Otros investigadores como Singh y Singh (1995) y Neue *et al.* (1992) han reportado incrementos en las mismas etapas fisiológicas del cultivo.

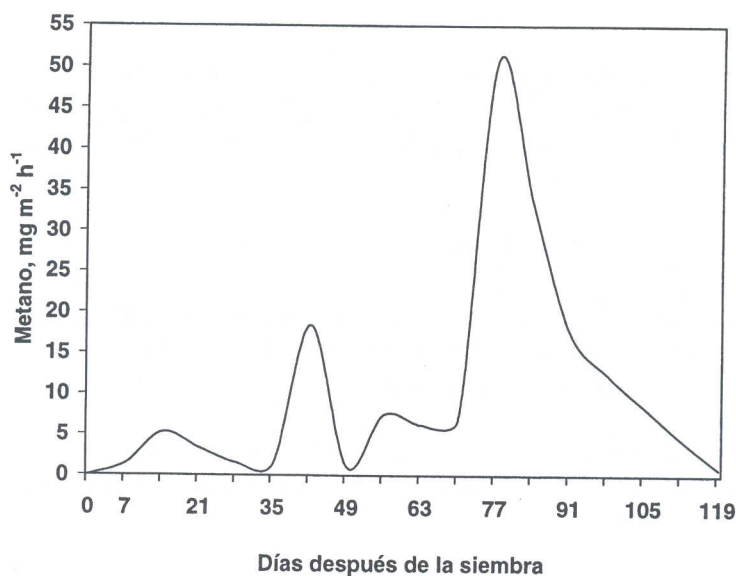


Fig. 3. Emisión neta de metano de una plantación de arroz anegado. Guanacaste, Costa Rica, 1998.

Eficiencia de la emisión de metano

La eficiencia de emisión es igual a la cantidad de metano emitido por unidad de producto producido, en este cultivo la relación es **gramos de metano kg⁻¹ de arroz producido**.

Para el cálculo de la eficiencia se presentan tres escenarios: **Escenario 1**, se basa en las emisiones del sistema de producción completo (17 semanas); **Escenario 2**, incluye solo la emisión del cultivo (solo las plantas de arroz) durante todo el ciclo de cultivo (17 semanas), y **Escenario 3**, se eliminan tres semanas al inicio y otras tres al final del ciclo (incluye solo 11 semanas) como ha sido reportada la emisión de metano por otros investigadores (Nugroho *et al.* 1996).

Escenario 1

Considerando la emisión total del sistema de producción de arroz anegado, se determinó una emisión promedio de **59 g de metano m^{-2}** durante el ciclo de cultivo. De acuerdo con el rendimiento promedio obtenido en la finca (4 784 kg oro ha^{-1}) la eficiencia de este escenario fue de **123,3 g de metano kg^{-1} de arroz oro**.

Esta cifra representa la eficiencia de la emisión real del sistema de producción de arroz anegado, porque considera la cantidad total de metano emitido durante el ciclo de cultivo completo, incluyendo la primera fase de emisión que se debe casi totalmente al suelo, así como también la emisión final durante la última etapa del cultivo.

Escenario 2

Bajo las condiciones de este escenario (solo emisión de las plantas de arroz), la emisión neta de metano fue de **10,4 g de metano m^{-2}** durante el ciclo de cultivo, y la eficiencia de la emisión **21,7 g de metano kg^{-1} de arroz oro**.

Escenario 3

De acuerdo con las consideraciones para este escenario (emisión del sistema sin considerar las tres primeras y las tres últimas semanas del ciclo de cultivo), la emisión promedio de metano fue **14,2 g de metano m^{-2}** durante el ciclo de cultivo, por lo que la eficiencia de emisión fue **29,7 g de metano kg^{-1} de arroz oro**.

El nivel de eficiencia real o escenario 1 obtenido en este estudio (**123,3 g de metano kg^{-1} de arroz oro**) es superior a los informados por Nugroho *et al.* (1996), los cuales presentaron un ámbito de 67,8 – 105,3 g de metano kg^{-1} de arroz con la aplicación de materia orgánica. La diferencia se explica porque ese estudio cuantifica la emisión a partir de dos semanas después de efectuado el trasplante y no considera la emisión de dos semanas al final del ciclo de cultivo.

Por lo tanto, la eficiencia real de la emisión de metano en arroz anegado en Costa Rica es muy buena porque el valor es bajo, aún cuando incluye la emisión total del sistema de producción durante todo el ciclo de cultivo.

Se determinó que la principal fuente de emisión de metano es el suelo, y ello está íntimamente relacionado con la incorporación o el contenido de materia orgánica en este. Otros investigadores (Yagi y Minami 1990, Nugroho *et al.* 1996, Oyediran *et al.* 1996), habían informado que la inclusión de material orgánico incrementa la emisión de metano en el cultivo del arroz.

Una práctica que podría disminuir significativamente los niveles de emisión de metano es cortar, a ras de suelo, los residuos del cultivo y malezas antes de realizar la preparación del terreno y sacar este material de las parcelas de cultivo (bancales). Este material podría utilizarse para preparar abono orgánico, el cual posteriormente se incorporaría al cultivo. Ello posiblemente incrementa los rendimientos de arroz, dado los beneficios nutricionales que recibirían las plantas como consecuencia de la presencia de los ácidos húmicos que se encuentran en este tipo de abono. El incremento en los rendimientos de otros cultivos al incorporar abonos orgánicos ha sido señalado por investigadores como Mojica *et al.* (1988), Chen y Aviad (1990), y Porras (1993). Por lo tanto, la implementación de esta práctica no solo produciría un beneficio ecológico, por la menor contaminación ambiental producto de la disminución en la emisión de metano, sino que también incrementaría los rendimientos del cultivo. Es necesario evaluar esta tecnología en función de los rendimientos del cultivo y de la factibilidad económica de su implementación.

Comparación de niveles de emisión

Los niveles promedio de emisión de metano determinados, en $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, (Esc. 1=20,6, Esc. 2=3,6, y Esc. 3=5,0) se encuentran dentro del ámbito de las emisiones que han sido informadas por investigadores para diferentes países (Cuadro 2).

Cuadro 2. Niveles de emisión de metano en arroz anegado informados para diferentes países.

Emisión, $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$	País	Autor
0,2 – 16,3	Japón	Yagi y Minami (1990)
2,6 – 56,2	China	Wassmann <i>et al.</i> (1993)
0,5 – 99,0	USA	Cicerone <i>et al.</i> (1992), Lindau (1994)
17,9 – 31,7	Sumatra	Nugroho (1994)
20,3*	Indonesia	Nugroho <i>et al.</i> (1996)
28,2**	Indonesia	Nugroho <i>et al.</i> (1996)
5,3 – 106,7	Japón	Oyediran <i>et al.</i> (1996)
20,6	Costa Rica	Montenegro y Abarca, Esc. 1, (1998)

* Con aplicación de fertilizante químico

** Con aplicación de material orgánico

En el caso de las emisiones determinadas en el Escenario 1, estas son similares a las reportadas por Nugroho *et al.* (1996) cuando incorporó materia orgánica, situación similar a la que se presenta en las condiciones de manejo del cultivo en la finca donde se realizó esta investigación, pues en el proceso de preparación del terreno se incorpora gran cantidad de material orgánico (malezas, residuos de las plantas de arroz de la cosecha anterior, y plántulas de arroz producto de la germinación posterior a la cosecha). Sin embargo, en esta ocasión no se determinó la cantidad de materia orgánica incorporada.

Emisión total de metano por el cultivo de arroz anegado en Costa Rica

Para el cálculo de la emisión total de metano en Costa Rica, se utilizaron los datos de las áreas sembradas de arroz anegado en 1990 y 1998. Durante este lapso, el área de siembra de arroz anegado ha representado entre 19,3% (1990) y 37,7% (1998) del área total sembrada.

Se asumió que las áreas anegadas no presentan variaciones importantes en los niveles de emisión de metano producto de las condiciones del suelo, manejo y variedad sembrada, aspectos que deben validarse en futuras investigaciones.

Para estimar un valor más real en este cálculo, se utilizaron los valores de emisión de metano determinados para todo el ciclo de cultivo (Esc. 1) y de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\text{CH}_4 \text{ tot} = \text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} * 10\,000 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} * \text{área sembrada de arroz.}$$

La emisión total de metano varió en función del área sembrada, siendo mayor la cantidad emitida en 1998 que en 1990 (Cuadro 3).

Cuadro 3. Emisión total de metano en 1990 y 1998, proveniente del cultivo de arroz anegado, Costa Rica. 1998.

Régimen-Año	Area cosechada, ha.	CH ₄ , emisión. Gg.	Equiv. de CO ₂ , Gg.
Inundado-1990	12 238,5	7,22	180,52
Inundado-1998	22 347,0	13,2	329,62

Según los cálculos de la emisión de metano para la actividad agropecuaria (Montenegro y Abarca 1998), la emisión de este gas como producto de la producción de arroz anegado representó en 1990 el 4,9 % del total de CH₄ emitido en nuestro país.

Factor de emisión

El factor de emisión para las plantaciones de arroz anegado de Costa Rica, considerando todo el ciclo de cultivo (Esc. 1), fue de **4,94 kg de metano ha⁻¹ día⁻¹**.

Este factor de emisión es inferior al estimado utilizando la metodología de índices recomendados por el IPCC para el cálculo de la emisión de metano en arroz anegado en estas latitudes, lo cual demuestra la gran importancia de realizar estos cálculos en cada país, especialmente en el trópico y considerando las condiciones propias del manejo y el ambiente, aspecto que fue recomendado recientemente por el panel de expertos del IPCC.

Conclusiones

Los niveles de emisión de metano detectados en la actividad arrocería de Costa Rica son normales para esta actividad, y están dentro del ámbito señalado por diferentes investigadores para otros países; pero existe potencial para reducir la generación de este gas. Además, al determinarse valores de emisión de metano inferiores a los estimados mediante la utilización de índices, se demuestra la importancia de realizar los estudios de cuantificación de la emisión de este tipo de gases basado en mediciones de campo y para cada país.

La metodología implementada permitió determinar los niveles de emisión de metano en el cultivo de arroz anegado de manera segura, y constituye una metodología que puede ser utilizada en otros países de la región para establecer sus propios valores de emisión en este cultivo.

Por tanto, se deben continuar las investigaciones que permitan determinar la importancia de diferentes factores como variedad, temperatura del suelo, manejo del cultivo y tipo de suelo, en los niveles de emisión de metano en el cultivo de arroz anegado bajo las condiciones del trópico. Asimismo, es necesario realizar experimentos para determinar la factibilidad bio-económica de la adopción de la práctica de eliminar los residuos del cultivo antes de la preparación del terreno con el propósito de disminuir los niveles de emisión de metano, así como continuar con los estudios tendientes a evaluar y validar el factor de emisión determinado en esta investigación.

Literatura citada

- BYRNES, B.; AUSTIN, E.; TAYS, B. 1995. Methane emission from flooded rice soils and plants under controlled conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. 27:331-339.
- CICERONE, R.; DELWICHE, C.; TYLER, S.; ZIMMERMAN, P. 1992. Methane emission from California rice paddies with varied treatments. *Global Biogeochem. Cycles*. 6: 233-248.
- CHAPMAN, S.; KANDA, K.; TSURUTA, H.; MINAMI, K. 1996. Influence of temperature and oxygen availability on the flux of methane and carbon dioxide from wetlands: A comparison of peat and paddy soils. *Soil Sci. Plant Nut.* 42(2): 269-277.
- CHEN, Y.; AVIAD, T. 1990. Effects of humics substances on plant growth. *In: MacCarthy et al (eds.) Humics Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Reading*. Wisconsin, USA. pp 161-186.
- LINDOU, C.; BOLLICH, P. 1993. Methane emission from Louisiana first and ratoon crop rice. *Soil Science* 156 (1): 42-48.
- LINDOU, C. 1994. Methane emissions from Louisiana rice fields amended with nitrogen fertilizers. *Soil Biol. Biogeochem.* 26: 353-359.
- MINAMI, K.; MOSIER, A.; SASS, R. (eds.). 1992. CH₄ and N₂O, Global emission and controls from rice fields and other agricultural and industrial sources. *Proceedings of an International Workshop: Methane and nitrous oxide emission from natural and anthropogenic sources and their reduction research plan*. Tsukuba, Japan. March 25-26, 1992. 234 p.
- MOJICA, F.; GONZALES, N.; LEON, S.; BLANCO, F. 1988. Efecto de la aplicación de la materia orgánica en el frijol. *In: VIII Congreso Agronómico Nacional*, julio 3-7. pp. 201.
- MONTENEGRO, J.; ABARCA, S. 1998. Estimation of CH₄ emission in the bovine livestock from Costa Rica, 1990 and 1996. *In Methane Emission Workshop*, Washington State University, Pullman, WA. February, 1998. pp 19-29.
- NEUE, H.; LANTIN, R.; WASSMANN, R.; ADUNA, J.; ALDERTO, M.; ANDALES, M. 1992. Methane emission from rice soils in Philippines. *In Proceedings of an International Workshop: Methane and nitrous oxide emission from natural and anthropogenic sources and their reduction research plan*. Tsukuba, Japan. March 25-26, 1992. pp 55-64
- NUGROHO, S.; LUMBANRAJA, J.; SUPRAPTO, H.; ARDJASA, W.; HARAGUCHI, H.; KIMURA, M. 1996. Three year measurement of methane emission from an Indonesian paddy field. *Plant and Soil* 181: 287-293.
- OYEDIRAN, G.; ADACHI, K.; SENBOKU, T. 1996. Effect of application of rice straw and cellulose on methane emission and biological nitrogen fixation in a subtropical paddy field. I Methane emission, soil-ARA, and rice plant growth. *Soil Sci. Plant Nut.*, 42 (4): 701-711.
- PORRAS, A. 1993. Respuesta del frijol común (*Phaseolus vulgaris*) a la aplicación del compost de la basura y de desechos agroindustriales en condiciones de invernadero, Heredia, Costa Rica. Tesis Ing. Agron. Universidad Nacional, Facul. de Ciencias de la Tierra y el Mar, Esc. de Ciencias Agrarias. 93 p.
- PRINN, G. R. 1994. The interactive atmosphere: Global atmospheric-biospheric chemistry. *Ambio* 23:50-61.
- RUDOLPH, J. 1990. Anomalous methane. *Nature* 368:19-20.
- SATPATHY, S.; RATH, A.; RAMAKRISHNAN, B.; RAO, V.; ADHYA, T.; SETHUNATHAN, N. 1997. Diurnal variation in methane efflux at different growth stages of tropical rice. *Plant and Soil* 195: 267-274.
- SEPSA (SECRETARIA EJECUTIVA DE PLANIFICACION SECTORIAL). 1998. Boletín estadístico No 9. Area de información y estadística agropecuaria. 28 p.
- SINGH, J.; SINGH, S. 1995. Methanogenic bacteria, methanogenesis and methane emission from rice paddies. *Tropical Ecology* 36(2): 145-165.

WASSMANN, R.; WANG, M.; SHANGGUAN, X.; XIE, X.; SHEN, R.; WANG, Y.; PAPEN, H.; RENNENBERG, H.; SEILER, W. 1993. First record of field experiment on fertilizer effects on methane emission from rice paddy fields in Hunan-Province (PR-China). *Geophys. Res. Lett.* 20:2071-2074.

YAGI, K.; MINAMI, K. 1990. Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields. *Soil Sci. Plant Nut.*, 36 (4): 599-610.

Determinación de la emisión de dióxido de carbono, óxido nitroso, y fijación de carbono en sistemas de producción agropecuaria

Introducción

El sector agropecuario de Costa Rica ha sido muy importante para lograr el desarrollo económico y social de nuestro país. Uno de los cultivos que contribuyó significativamente en este proceso fue el café (*Coffea arabica*). Desde el establecimiento de las primeras plantaciones comerciales en el siglo pasado, ha generado gran cantidad de empleo, y representa uno de los productos de exportación más importante para el país.

De igual forma, el cultivo de la caña de azúcar (*Saccharum officinarum*), contribuye con la generación de empleo, así como a mejorar la balanza de pagos. Recientemente, el cultivo de hortalizas también ha venido a contribuir con el desarrollo socio-económico del país, especialmente, porque a ella se dedican gran cantidad de pequeños productores, además gran cantidad de familias (comercializadores y transportistas), dependen de este sistema de producción que contribuye significativamente a la seguridad alimentaria.

A pesar de la inestabilidad de los precios de los productos agrícolas en los mercados internacionales, los ingresos de las diversas actividades agrícolas se ha incrementado en el tiempo. En el caso del cultivo de café, los ingresos generados por la exportación pasaron de US\$245 624700 en 1990, a US\$385 671800 en 1996, ello representa un incremento promedio de aproximadamente 8,1% anual. En el cultivo del banano, los ingresos se duplicaron, pasando de US\$314 992100 en 1990 a US\$631 853300 en 1997. La caña de azúcar también genera mayores ingresos, pasando de US\$25 072300 en 1990 a US\$44 433900 en 1997 (SEPSA 1998).

La ganadería también es una actividad que ha tenido gran importancia, ya que posibilitó el desarrollo socio-económico de muchas regiones en Costa Rica. Esta actividad es una fuente de empleo significativa en las zonas rurales, y en algunos casos, constituye la única posibilidad de trabajo para muchos costarricenses.

En el sector pecuario, los ingresos generados por la exportación de productos lácteos se ha incrementado significativamente en los últimos años, pasando de US\$4 445300 en 1990, a US\$17 018800 en 1996, lo cual representa un crecimiento aproximado de 300%. En el caso de los productos cárnicos (de origen bovino), los ingresos generados por la exportación disminuyeron en los últimos seis años, de US\$49 361200 en 1990, a US\$42 654000 en 1996, lo cual representa una reducción aproximada de 11% (SEPSA 1998), debida a la reducción del hato nacional (Montenegro y Abarca 1998).

En el territorio nacional se desarrollan tres sistemas de producción pecuaria claramente definidos: leche, carne y doble propósito. La ganadería de leche se ubica principalmente en las zonas altas del país, en las faldas de los volcanes Barva, Poás, Irazú y Turrialba, así como en la región de Alfaro Ruiz, que presentan las condiciones climáticas apropiadas (temperatura ambiente promedio inferior a 18°C), y predominio del pasto kikuyo, el cual es utilizado en las fincas lecheras por las características nutritivas que posee. Sin embargo, una cantidad considerable de fincas dedicadas a la producción de leche también se localizan en regiones con condiciones climáticas menos aptas, las cuales producen cantidades muy significativas de este alimento. En las fincas ubicadas en zonas

bajas predomina el pasto estrella africana (*Cynodon nlemfuensis*), utilizado por la gran tolerancia al pisoteo, el alto rendimiento de biomasa, además de las características nutritivas deseables que posee esta especie forrajera cuando es manejada apropiadamente.

La ganadería de carne se desarrolla principalmente en la zona norte (Guanacaste), y en la zona sur (San Isidro del General), donde este sistema de producción se basa principalmente en el pastoreo de jaragua (*Hypharrena rufa*), una especie persistente y adaptada a las condiciones de bosque semihúmedo, predominante en la zona norte. Sin embargo, en los últimos años, la ganadería se ha expandido también a la zona Atlántica (Pococí, Siquirres y Sixaola) provincia de Limón, regiones que tienen condiciones climáticas apropiadas para este sistema de producción, especialmente por la continua precipitación durante todo el año.

El sistema de producción de doble propósito se ubica principalmente en la zona Atlántica, en las regiones de Pococí, Siquirres y Sixaola, las cuales tienen condiciones climáticas apropiadas. En estas condiciones predomina el pasto ratana (*Ischaemum indicum*), utilizado en las fincas ganaderas por su gran persistencia y agresividad.

El incremento en las exportaciones del sector agropecuario es resultado de la mayor productividad de los cultivos, lograda mediante mejoramiento genético, prácticas de cultivo más adecuadas, y un mejor manejo de los problemas fitosanitarios. En el caso del sector pecuario, el incremento en las exportaciones de productos lácteos ha sido posible por la mayor productividad de este sistema y refleja la mayor calidad genética de los animales y consecuentemente, mejor utilización por parte de estos, de los nutrimentos contenidos en los alimentos. En consecuencia, actualmente las vacas son más eficientes para la producción de leche que hace algunos pocos años. Además, desde el punto de vista ambiental, Montenegro y Abarca (1998) determinaron mayor producción de leche y menor emisión de metano en el hato lechero nacional en 1996, con respecto a 1990.

En los sistemas de producción bovina, los pastos constituyen la base de la alimentación y gran parte del éxito de las empresas ganaderas depende del manejo y crecimiento de las pasturas. Por esta razón, y con el propósito de incrementar la disponibilidad de forraje para los animales, se aplican fertilizantes para estimular su crecimiento, y así alimentar mayor número de animales por unidad de área, o sea intensificar el sistema de producción.

Sin embargo, debido a las condiciones climáticas y a las características químicas propias del nitrógeno, uno de los elementos aplicados en los programas de fertilización, tanto en los sistemas agrícolas como ganaderos, existe la posibilidad de que se produzcan gases como el óxido nitroso (N_2O), que escapa a la atmósfera y tiene efecto perjudicial sobre la capa de ozono, además de contribuir con el Calentamiento Global del Planeta.

El óxido nitroso es un gas de la atmósfera que tiene larga vida, que provoca el llamado efecto invernadero, siendo además la principal fuente de NO (óxido nítrico) de la estratosfera, el cual tiene gran importancia en la química del ozono (Cicerone 1989). Cada molécula de óxido nitroso tiene un potencial de calentamiento que es equivalente a 250 moléculas de CO_2 (Mosier 1992).

La concentración atmosférica de N_2O es aproximadamente 310 ppbv y se incrementa a un ritmo anual de 0,6-0,9 ppbv año⁻¹, con una vida media de 166~16 años (Prinn *et al.* 1990 citado por Mosier 1992). En términos generales, este gas es el responsable del 2% al 4% del Calentamiento Global del Planeta, y se considera que su importancia se incrementará en los próximos años hasta

llegar al 10%. En general las principales fuentes de este gas son: natural (48%), océanos (17%), fertilizantes (17%), industria (9%), quemas (5%), y desechos de animales (4%).

Las actividades antropogénicas y las naturales aportan cantidades similares de N_2O , aproximadamente $7 \text{ Tg } N_2O \text{ año}^{-1}$ cada una (Khalil y Rasmussen 1992). La agricultura aporta hasta el 22% de las emisiones; la mayor parte del N_2O emitido se debe a la fertilización nitrogenada con productos minerales u orgánicos; la utilización de fertilizantes nitrogenados aportan 14,3% del N_2O global por año (Bouwman 1992).

La adición de fertilizante nitrogenado al suelo, por lo general, incrementa la emisión de óxidos nitrosos (Eichner 1990). Esta mayor emisión, luego de la fertilización, se presenta por un corto tiempo, declinando poco tiempo después de la aplicación del fertilizante, alcanzando un nivel base independiente de la cantidad aplicada.

Sobre las emisiones de N_2O en la agricultura tropical se ha especulado bastante y aunque potencialmente podrían producirse grandes emisiones, esto no siempre ocurre. En las pasturas, las emisiones de N_2O declinan con el tiempo (Keller *et al.* 1993) y posiblemente después de 10 años de establecidas emiten cantidades significativamente menores que el bosque original. Esta dinámica de la disminución está relacionada con la rápida descomposición de la materia orgánica del suelo.

Diferentes investigadores (Christensen 1983, Weier *et al.* 1991, Veldkamp *et al.* 1994) han logrado determinar la existencia de la relación directa entre el nivel de humedad del suelo y la emisión de N_2O , así como también entre la temperatura del suelo y los niveles de $N-NO_3$ con la emisión de este gas. También Gardini *et al.* (1991) encontraron relación entre el contenido de humedad y la disponibilidad de carbono del suelo con la emisión de N_2O . Un factor que está relacionado con estas variables es la compactación del suelo, porque se reduce su porosidad y la disponibilidad de oxígeno (Pezo *et al.* 1992), lo cual favorece los procesos de denitrificación y la formación del N_2O (Christensen 1983).

El efecto invernadero es un problema generado, principalmente, en los países desarrollados del hemisferio norte. El 50% del incremento de la retención de energía en la atmósfera se debe a la acumulación de dióxido de carbono (CO_2) como resultado de la utilización de combustibles fósiles. Sin embargo, aproximadamente el 30% de los gases con efecto invernadero se producen por el cambio en el uso del suelo (Brown *et al.* 1994). El Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) señala que la emisión de carbono a causa de la deforestación es de 1,6 billones de toneladas (t) de carbono (C) año^{-1} , mientras que la combustión de la energía fósil aporta 5,4 billones de t de C año^{-1} .

En este sentido, la tala del bosque tiene importancia en el ambiente cercano a la localidad deforestada, y también importancia global, por el aporte de CO_2 y N_2O a la atmósfera. Se estima que la deforestación de los trópicos aporta de 42 a 160 millones de t de C año^{-1} a la atmósfera, de las cuales de 10 a 30 millones de t se atribuyen al decrecimiento de la materia orgánica en los suelos deforestados (Detwiller y Hall 1988). En América Latina de 1850 a 1985, solamente por cambio en el uso de la tierra, se aportaron 3 000 millones de t de C, con un flujo de C biótico a la atmósfera de 67 millones de t año^{-1} , lo cual constituye el mayor flujo biótico del mundo. Pero en este flujo, los suelos con pasturas juegan un rol muy importante por la gran extensión que cubren (Houghton *et al.* 1985, 1991). Detwiller (1986) señala que la pérdida de CO_2 es menor en pastos que en cultivos.

Recientemente, se ha conocido el papel de las pasturas en el ciclo del carbono. Según Minami *et al.* (1993), las pasturas contienen aproximadamente el 20% del aporte global del carbono orgánico del suelo, por tanto las áreas de pastos están contribuyendo al secuestro de carbono atmosférico y reduciendo la tasa de incremento de CO₂ en la atmósfera. Asimismo, Fischer *et al.* (1994) indican que del llamado carbono perdido, un déficit de 0,4-4,3 Gt resultante después de hacer el balance total de CO₂, puede estar en la biosfera terrestre, y una buena parte podría estar almacenado en las pasturas. Estos investigadores indican que por la introducción de pasturas mejoradas, las sabanas de América del Sur estarían secuestrando de 100 a 507 t de carbono año⁻¹ del llamado carbono perdido.

Por esta razón, las gramíneas con altos rendimientos de biomasa y bien adaptadas, tienen un rol importante en la retención y reducción de la emisión de carbono a la atmósfera (Veldkamp 1993), tanto por la productividad de biomasa aérea como de las raíces, la longevidad de estas últimas y la deposición de materia orgánica al suelo cuando son establecidas en suelos de vocación agropecuaria, y en sistemas de producción adecuados.

Debido a que no existe información sobre la emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono relacionada con actividades agropecuarias para Costa Rica, ni para otros países del área, la presente investigación se desarrolló en los cultivos de café (*Coffea arabica*) con y sin sombra, banano (*Musa spp.*), caña de azúcar (*Saccharum officinarum*), papa (*Solanum tuberosum*), cebolla (*Allium cepa*) y en los pastos estrella africana (*Cynodon nlenfuensis*), kikuyo (*Penissetum clandestinum*), ratana (*Ischaemum indicum*) y jaragua (*Hypharrenia rufa*) con los objetivos de:

- Determinar el patrón de emisión de óxido nitroso y de dióxido de carbono, en forma de gas, que es emitido por el suelo dedicado a diferentes actividades agropecuarias en Costa Rica.
- Estimar la emisión global de óxido nitroso y de dióxido de carbono de los suelos dedicados a diferentes actividades agropecuarias en Costa Rica
- Determinar la relación de la emisión de estos gases con variables de suelo.
- Determinar la cantidad de carbono fijado en el suelo dedicado a diferentes actividades agropecuarias en Costa Rica.
- Estimar la cantidad total de carbono que existe fijado en los suelos dedicados a las actividades agropecuarias en Costa Rica.
- Determinar la emisión de estos gases y el carbono almacenado en el suelo en bosques naturales ubicados en las zonas ecológicas en que se ubican las diferentes actividades agropecuarias.
- Implementar una metodología de muestreo en el campo y de análisis de laboratorio, para determinar y cuantificar la emisión de estos importantes gases con efecto invernadero.

Materiales y métodos

Cultivos perennes

Café

Sitio de muestreo. Esta investigación se realizó en fincas comerciales ubicadas en dos zonas productoras de café; una plantación con sombra y otra a pleno sol. El manejo convencional con sombra regulada se ubicó en Santa Rosa de Turrialba, Cartago, ubicada en la zona ecológica Bosque Premontano muy húmedo (Holdridge 1996). Con precipitación, temperatura y humedad relativa promedio anual de 2600 mm, 20°C y 85%, respectivamente. La plantación sin sombra se localizó en La Carpintera, Barreal de Heredia, clasificada como Bosque Montano Bajo (Holdridge 1996), presentó precipitación, temperatura y humedad relativa anual promedio de 1800 mm, 20°C y 80%, respectivamente.

El suelo de la finca con manejo convencional se clasificó como inceptisol, y el de la finca con manejo de plantación sin sombra como andosol, ambas de textura franco-arenosa. Las características químicas se presentan en el Cuadro 1.

Manejo del cultivo con sombra. El manejo convencional del cultivo incluyó el control manual de las malezas una vez al año y químico una vez al año, y la aplicación de fungicidas dos veces por año. Se fertilizó con nutrán (33,5% nitrógeno, 117 kg de nitrógeno ha⁻¹) y con la fórmula completa (FC) 18-5-15 (83 kg de nitrógeno ha⁻¹), para un total de 200 kg de nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹.

La variedad de café fue el caturra, sembrada a 2 m entre surcos y 1 m entre plantas, para una densidad de siembra de 5000 plantas ha⁻¹. Se utiliza el poró (*Erythrina poeppigiana*) especie arbórea típica para sombra en este sistema de producción.

La finca donde se realizó esta evaluación posee 15 ha sembradas de café, con una producción promedio de 25 fanegas ha⁻¹ y presenta, a criterio de técnicos del Instituto del Café de Costa Rica (ICAFE), características típicas de la explotación promedio, tanto en el manejo de la plantación, como en los rendimientos obtenidos para el sistema de café bajo sombra regulada.

Manejo del cultivo a plena exposición solar. El manejo de las malezas se realizó mediante el método manual, una vez por año, y químico, dos veces por año. Se aplicaron fungicidas, tres veces por año, para el control de las enfermedades. Se fertilizó con nutrán (88 kg de nitrógeno ha⁻¹) y con la fórmula completa 18-5-15 (FC, 154 kg de nitrógeno ha⁻¹), para un total de 242 kg de nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹.

La variedad de café es caturra, sembrada a 1,8 m entre surcos y 0,8 m entre plantas, para una densidad de siembra de 6 944 plantas ha⁻¹. El área sembrada en esta finca es de 23 ha, con una producción promedio de 57 fanegas ha⁻¹.

En ambas fincas el fertilizante se aplicó al voleo en la base de la planta, y en cada sistema de producción se utilizaron dos terrenos diferentes, uno para evaluar el efecto del fertilizante nitrogenado y en otro el de la fórmula completa.

Banano

Sitio de muestreo. Esta investigación se realizó en una finca ubicada en La Rita de Guápiles, Limón. Esta región se clasifica como Bosque muy Húmedo Tropical (Holdridge 1996), con precipitación, temperatura y humedad relativa promedio anual de 4500 mm, 26°C y 90%, respectivamente.

El tipo de suelo donde se efectuó el muestreo es un inceptisol, con una textura franco-arenosa. Las características químicas del mismo se presentan en el Cuadro 1.

Manejo del cultivo. El manejo convencional del cultivo en esta finca incluye la aplicación de 300 kg de nitrógeno $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, distribuido en aproximadamente 10 meses, y aplicado al voleo directamente al frente del hijo. El control fitosanitario se realiza mediante la aplicación de plaguicidas y según la incidencia de las mismas. La densidad de siembra es de 1860 plantas ha^{-1} (2,15x2,5 m).

Caña de azúcar

Sitio de muestreo. Los muestreos se realizaron una plantación comercial, ubicada en Tayutic de Turrialba, Cartago. Esta región se clasifica como Bosque Premontano Bajo (Holdridge 1996), con precipitación, temperatura y humedad relativa promedio anual de 2800 mm, 22°C y 85%, respectivamente.

El suelo se clasificó como inceptisol y las características químicas se presentan en el Cuadro 1.

Manejo del cultivo. El área sembrada de caña de azúcar, en la finca donde se efectuó la investigación es de 109 ha con una producción promedio de 70 toneladas ha^{-1} .

El manejo convencional del cultivo en esta finca, incluye la remanga (eliminación de las hojas secas de los lomillos) 15 días después de la cosecha, debido a que no se quema el material vegetal remanente de la cosecha. Posteriormente, se aplica carbonato de calcio y cal dolomítica (1,2 t ha^{-1} y 0,3 t ha^{-1} , respectivamente). Un mes después se fertiliza con nitrógeno, aplicándose nutrán* (33,5% nitrógeno, 106 kg ha^{-1}) y 45 días después se fertiliza con una fórmula completa 9-14-25* (40 kg de nitrógeno ha^{-1}). El fertilizante se aplicó al voleo sobre el surco de siembra. El control de las malezas se realiza mediante corte manual, y el cultivo se aporca utilizando tracción animal (bueyes) o tractor de llantas dependiendo de la topografía de terreno. No se aplican plaguicidas para el control de insectos y enfermedades.

En la investigación se utilizaron dos secciones diferentes de la finca; en una sección (con pendiente aproximada de 30%) se evaluó el efecto del fertilizante nitrogenado; en otra sección de la finca (con topografía semihondulada y con una pendiente aproximada del 10%), se evaluó el efecto de la fórmula completa.

* La mención de un fertilizante en particular no implica recomendación alguna.

Pasturas

Estrella africana

Sitio de muestreo. En el caso de esta gramínea, se utilizó una pastura localizada en una finca de producción de leche ubicada en Turrialba, Cartago. Esta región se clasifica como Bosque Premontano muy Húmedo (Holdridge 1996), presenta precipitación, temperatura y humedad relativa promedio anual de 2800 mm, 22°C y 85%, respectivamente.

El suelo se clasificó como inceptisol, de textura franco-arenoso. Las características químicas se presentan en el Cuadro 1.

Manejo de la pastura. El área de 3,5 ha es pastoreada con vacas Jersey, con una carga animal de 6,2 UA ha⁻¹, y una producción promedio de 12 kg de leche vaca⁻¹ día⁻¹. Los ciclos de pastoreo son de 26 días de descanso y un día de ocupación, con un nivel de fertilización de 250 kg de nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹ aplicado al voleo después de cada pastoreo. El control de las malezas se realiza mediante corte manual después de cada ciclo de pastoreo cuando es necesario.

Kikuyo

Sitio de muestreo. En una finca comercial de producción de leche, a 2200 msnm en Las Virtudes de Santa Cruz de Turrialba, Cartago, se localizó el pasto kikuyo. Según las condiciones climáticas de la región, ésta se clasifica como Bosque Montano Bajo muy Húmedo (Holdridge 1996). La precipitación, temperatura y la humedad relativa promedio anual es de 2200 mm y 18°C, respectivamente; promedio es 80% durante todo el año.

El suelo se clasificó como andosol, de textura franca. Las características químicas se presentan en el Cuadro 1.

Manejo de la pastura. El área bajo pastoreo es de 11 ha, con una carga animal de 3,9 UA ha⁻¹, con ciclos de pastoreo de 25 días de descanso y un día de ocupación. El nivel de fertilización es de 485 kg de nitrógeno ha⁻¹ año⁻¹, aplicándose una mezcla de 50% de la fórmula completa 10-30-10 y 50% de urea (42% de nitrógeno) luego de cada ciclo de pastoreo; se utiliza la raza Jersey. El control de las malezas es manual, luego de cada ciclo de pastoreo cuando es necesario.

Ratana

Sitio de muestreo. Esta investigación se realizó en una finca comercial de ganado de doble propósito, ubicada a 420 msnm, en Roxana de Guápiles, Limón, clasificada como Bosque Húmedo Tropical (Holdridge 1996). Esta región presenta precipitación, temperatura y humedad relativa promedio anual de 4500 mm, 26°C y 95%, respectivamente.

El tipo de suelo se clasificó como inceptisol de textura franco-arenosa. Las características químicas del mismo se anotan en el Cuadro 1.

Manejo de la pastura. La finca donde se realizó la evaluación, tiene una extensión de 46 ha dedicada al pastoreo de animales tipo cebuino y una carga animal de 2,2 UA ha⁻¹. Los ciclos de pastoreo son de 42 días de descanso y siete días de ocupación, sin aplicación de fertilizantes. El control de las malezas se realiza mediante corte manual cuando es necesario.

Jaragua

Sitio de muestreo. Las pasturas de jaragua fueron muestreadas en una finca de ganado de carne ubicada en Balsa de Atenas, Alajuela. Esta región se clasifica como Bosque Sub-Húmedo Tropical (Holdridge 1996), con precipitación, temperatura y humedad relativa promedio anual de 1600 mm, 25°C y 70%, respectivamente, con un período de sequía de seis meses. El suelo se clasificó como inceptisol y las características químicas se presentan en el Cuadro 1.

Manejo de la pastura. La finca es pastoreada con animales Brahman, con ciclos de 30 días de descanso y 30 días de ocupación, en un sistema alterno durante la transición de la época lluviosa y a la seca (cuando fue realizado el muestreo), y sin aplicación de fertilizantes. El control de las malezas se realiza mediante corte manual cuando es necesario.

Cultivos anuales

Cebolla

Sitio de muestreo. La investigación se realizó en dos fincas comerciales de cebolla, ubicadas en Tierra Blanca, Cartago, clasificándose como Bosque Montano Bajo (Holdridge 1996). Esta región presenta precipitación, temperatura y humedad relativa promedio anual de 1800 mm, 18°C y 80%, respectivamente.

El tipo de suelo donde se efectuó el muestreo, tiene textura franco-arcillosa, es de origen volcánico y se clasificó como andosol. Las características químicas del mismo se presentan en el Cuadro 1.

Manejo del cultivo. El manejo convencional del cultivo incluye la fertilización con 10-30-10 a la siembra en dosis bajas (90 kg ha⁻¹) y 22 días después con la fórmula 18-6-12 (300 kg ha⁻¹). En total se aplican 63 kg de nitrógeno ha⁻¹ por ciclo de cultivo. También se utilizan diferentes plaguicidas para el control de plagas.

En ambas fertilizaciones, el abono fue distribuido a chorro; a la siembra se colocó en el fondo del surco y, en la segunda fertilización, el abono se distribuyó en banda a la par de las plantas de cebolla e inmediatamente después se procedía a efectuar la aporca, quedando el fertilizante aplicado tapado.

El área sembrada de cebolla en las fincas donde se efectuaron los muestreos fue de 3,5 ha, y la producción promedio fue 22,7 toneladas ha⁻¹.

Papa

Sitio de muestreo. Las plantaciones de papa se ubicaron en cuatro fincas comerciales, en Pacayas y Cervantes, Cartago. En dos de ellas se realizaron las evaluaciones en el momento de la siembra, y en las otras dos, durante la aporca. Estas localidades se clasifican como Bosque Premontano Bajo (Holdridge 1996), con precipitación, temperatura y humedad relativa promedio anual de 1800 mm, 19°C y 80%, respectivamente.

El suelo, en estas fincas, es de textura franco-arenosa, y se clasificó como andosol. Las características químicas del mismo se presentan en el Cuadro 1.

Manejo del cultivo. El manejo tradicional del cultivo incluye la aplicación de fertilizante 10-30-10 a la siembra en dosis altas (800 kg ha⁻¹), un mes después de la siembra se realiza la aporca y se aplicó 18-5-15 (664 kg ha⁻¹). En total se aplican 200 kg de nitrógeno ha⁻¹ por ciclo de cultivo (80 kg a la siembra y 120 kg durante la aporca). Además se aplican plaguicidas para el control fitosanitario.

La aporca se realiza utilizando tracción animal (bueyes) o el uso de tractor de llantas, según la topografía del terreno.

La primera fertilización se distribuyó a "chorro" sobre el surco de siembra, la segunda se aplicó en banda, al lado de las plantas de papa, e inmediatamente después se realizó la aporca, cubriendo el fertilizante.

El área sembrada de papa en las fincas donde se efectuaron los muestreos fue de 2 - 6 ha. La producción promedio bajo estas condiciones fue de 22,5 toneladas ha⁻¹.

Para calcular el área cultivada de café, y para cada sistema de producción, se utilizó información de producción y áreas reportadas por SEPSA (1998), Galloway y Beer (1997), así como información proporcionada por técnicos con experiencia en este cultivo del Instituto del café (ICAFE) de Costa Rica. En el caso de las restantes actividades agrícolas (caña de azúcar, banano, cebolla y papa) se utilizó la información reportada por SEPSA (1998). Para las pasturas se utilizó información proveniente del mapa de hábitats de Costa Rica (Savitsky *et al.* 1992).

Cuadro 1. Fertilidad de los suelos donde se realizaron las evaluaciones de emisión de gases con efecto invernadero. Costa Rica, 1999.

Actividad	pH	meq 100 ⁻¹ ml suelo				ug ml ⁻¹ suelo					% MO
		Al	Ca	Mg	K	P	Zn	Mn	Cu	Fe	
Café con sombra	4,5	1,0	5,3	1,6	0,64	3,6	13,1	16,5	28,5	208	3,65
Café sin sombra	5,2	0,25	9	2,6	1,02	15	3,7	7	15	101	6,2
Banano	5,3	0,2	6,7	1,5	0,32	8	1,1	9	4	77	6,97
Caña de azúcar	4,15	2,15	2,95	0,65	0,1	3	1,6	13,5	15	344	6,3
Estrella africana	4,8	1,2	2,0	0,8	0,13	2,0	4,3	8	19	145	5,81
Kikuyo	5,2	0,25	6,7	2,3	0,38	6	6,3	7	9	244	15,6
Ratana	5,5	0,2	3,9	1,3	0,11	4	0,6	11	3	106	10,5
Jaragua	5,3	0,75	10,0	5,9	0,17	2	0,7	14	7	54	6,71
Cebolla	5,2	0,35	5,3	1,1	0,15	22	2,2	5	8	60	11,08
Papa	4,8	0,38	4,6	1,3	0,60	28	2,1	8,5	6,5	71	11,53

Determinaciones realizadas

Emisión de óxido nitroso (N_2O) y dióxido de carbono (CO_2)

La determinación de la emisión del óxido nitroso y del dióxido de carbono se realizó utilizando la técnica de la cámara cerrada (Veldkamp 1993). Las cámaras empleadas (cilindros con tapas de PVC sellados herméticamente), tenían un diámetro interno de 30,84 cm, una altura de 20 cm y un abanico interno para homogenizar la mezcla de gases. La cámara se introdujo en el suelo 1,5 cm aproximadamente, con el propósito de evitar fugas e interferencias externas.

En el sistema de producción de café, la ubicación de las cámaras en las plantaciones se realizó de manera sistemática; se hizo un muestreo en todo el sistema. Cada día de muestreo se colocaron tres cámaras, una en la hilera entre las plantas de café, otra en la entrecalle y la última, cerca de la base y al frente de la planta de café donde se aplicó el fertilizante. En la plantación de banano, las cámaras se colocaron de la siguiente manera: una frente al hijo (donde se aplica el fertilizante), otra entre las plantas y la restante en la entrecalle. En el cultivo de caña de azúcar, las cámaras se distribuyeron una sobre el surco, otra en el lomillo de siembra, y la restante en la parte intermedia de ambas.

En el caso de las hortalizas, para la cebolla las cámaras se ubicaron en forma aleatoria sobre las hileras, y dentro de cada cámara se incluyeron plantas. En la papa las cámaras se ubicaron en el surco de siembra, pero no incluyeron plantas.

En las pasturas se procedió de la siguiente forma, para el estrella africana, kikuyo y jaragua, las cámaras se colocaron aleatoriamente en los apartos, y en todos los casos se cortó a nivel de suelo la grámnea. En el caso del ratana, debido a su hábito de crecimiento y baja producción de biomasa, solo se colocaron las cámaras en forma aleatoria.

Todas las cámaras estaban provistas de un sello hermético (septum) para facilitar la recolección de las muestras gaseosas. Se recolectó una muestra del gas acumulado dentro de la cámara al momento de colocarla en el sitio de muestreo y 20 minutos después se recolectaron muestras por triplicado. Para esto se utilizaron viales de 22 ml. La emisión de ambos gases se calculó con base en el incremento de la concentración temporal dentro de la cámara, durante el período de muestreo. Todas las muestras fueron recolectadas entre las 9:00 am y la 1:00 pm.

Se realizó un muestreo durante un período de ocho días: 0, 1, 2, 3, 5, 10, 15 y 20 días después de la fertilización (DDF). Este esquema de muestreo se basa en el hecho de que durante los primeros días después de la aplicación del fertilizante se presentan las mayores emisiones, las cuales se normalizan posteriormente (Christensen 1983, Eichner 1990). Solamente, en el caso del jaragua, y debido al sistema de pastoreo alterno utilizado, se muestrearon pasturas en pastoreo y en descanso.

Las muestras de gas se analizaron en un cromatógrafo de gas Hewlett Packard 5890, equipado con un detector de captura de electrones y una columna de 30 m de largo. Se utilizaron patrones de concentración conocida (Scott Specialty Gases, USA) con una precisión analítica de 5%, con los cuales se preparó la curva estándar de calibración. Los valores determinados y reportados en el texto, así como las estimaciones realizadas, se expresan como nitrógeno (N) y como carbono (C).

Temperatura del suelo

A la par de cada cámara se colocó un termómetro para determinar la temperatura del suelo a cinco centímetros de profundidad. Esta medición se realizó durante los días en que se efectuó la evaluación del N_2O y del CO_2 .

Humedad del suelo

Se recolectó una muestra de suelo, al lado de cada cámara, de los primeros 20 cm de profundidad, para determinar su contenido de humedad. Una muestra compuesta fue colocada en una bolsa de polietileno previamente identificada, cerrada herméticamente y transportada en una hielera. Este procedimiento se realizó durante los días que se efectuó la determinación de la emisión del N_2O y del CO_2 . Para determinar la humedad del suelo se siguió la metodología de Forsythe (1980) que consistió en pesar 100 g de suelo y secarlo a $105^\circ C$ por 24 horas, obteniéndose la humedad por diferencia de peso.

Contenido de $N-NH_4$ y $N-NO_3$ del suelo

Se recolectaron muestras de suelo, de los primeros 20 cm de profundidad, para determinar la concentración de $N-NH_4$ y de $N-NO_3$. Una muestra compuesta fue colocada en una bolsa de polietileno previamente identificada, cerrada herméticamente y depositada en una hielera a baja temperatura para su transporte. Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Suelos del Centro de Investigaciones Agronómicas de la Universidad de Costa Rica. Este muestreo se efectuó simultáneamente con los de N_2O y de CO_2 .

Densidad del suelo

Se realizó un muestreo de la densidad del suelo (0-10 cm de profundidad) de acuerdo con la metodología propuesta por Forsythe (1980). Para ello se utilizaron cilindros de acero inoxidable de 50x50 mm, y las muestras fueron recolectadas al azar dentro de las plantaciones de café. Las muestras fueron llevadas al laboratorio donde se secaron a $105^\circ C$ por 24 horas y luego, antes de ser pesadas, se eliminaron las piedras.

Fertilidad del suelo

Se realizó un muestreo del suelo (0-20 cm) para determinar la fertilidad del mismo. Las muestras fueron recolectadas al azar dentro de las plantaciones y llevadas al Laboratorio de Suelos del Ministerio de Agricultura y Ganadería para el análisis de pH, elementos mayores y menores, materia orgánica y textura.

Contenido de carbono en el suelo

La cantidad de carbono presente en el suelo se calculó con base en la información obtenida en los muestreos de densidad y fertilidad.

Para comparar los valores determinados en las variables evaluadas en las diferentes actividades agropecuarias incluidas en este estudio, se utilizaron ecosistemas de bosque natural, uno para cada zona ecológica donde se localizaba cada plantación muestreada. En los ecosistemas naturales se realizaron las mismas determinaciones que en los actividades agropecuarias.

Para estimar la **emisión total** de ambos gases y la cantidad total de carbono almacenado en el suelo, se asumió que estos no eran influidos de manera significativa por el tipo de suelo, la variedad (en el caso de cultivos) o la especie de pasto, y el manejo proporcionado. No obstante, estos aspectos deben considerarse en una investigación futura para determinar la verdadera influencia de estos parámetros en los niveles de emisión y la fijación de carbono.

Análisis estadístico

Se utilizó el paquete estadístico SAS para realizar análisis de varianza y determinar el modelo de regresión que mejor explicaba el comportamiento de los patrones de emisión de los gases y las variables evaluadas. También se realizaron análisis de correlación lineal.

RESULTADOS

Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en café bajo sombra regulada

Emisión de óxido nítrico y dióxido de carbono del suelo

La emisión de N_2O que se produjo como resultado de la fertilización con la fórmula completa fue menor que la emitida cuando el fertilizante aplicado fue la fuente de nitrógeno (Fig. 1). En ambos casos se produjo una disminución a los dos días después de la fertilización y un incremento en la emisión al tercer día después de la fertilización. Posteriormente, los niveles disminuyeron para mantenerse relativamente bajos y constantes, lo cual demuestra la influencia directa de la fertilización en el patrón de emisión de este gas. Davidson *et al.* (1996) y Velthof *et al.* (1994) también determinaron incrementos en los niveles de emisión de óxido nítrico luego de la aplicación de fertilizante.

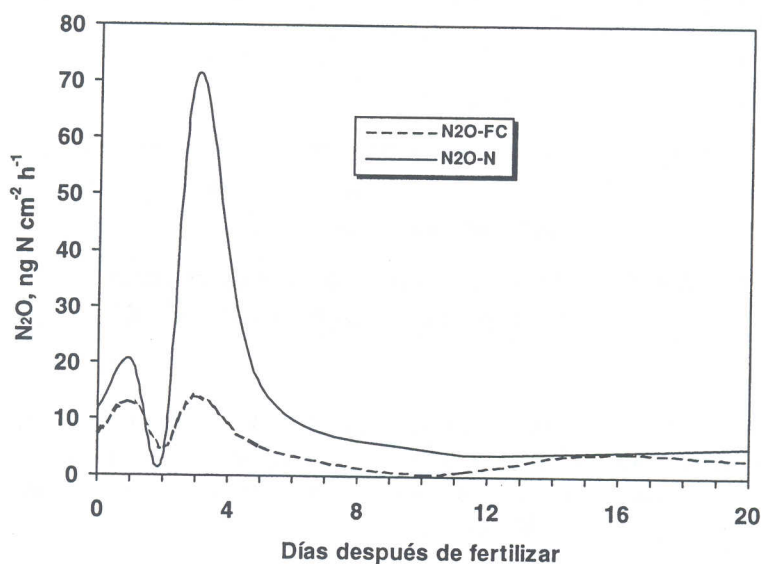


Fig. 1. Emisión de N_2O en un suelo cultivado con café (*Coffea arabica*) con sombra de poró en Cartago, Costa Rica. 1998.

Este comportamiento del óxido nítrico, aunque pareció estar influenciado por la temperatura del suelo, observándose una aparente similitud entre ambas tendencias, no presentó correlación estadística significativa. La humedad del suelo presentó correlación negativa con la emisión de N_2O ($r^2=-0,22$), aunque sin significancia estadística. Ello probablemente se debe a que los niveles de humedad no fueron suficientemente contrastantes. Gardini *et al.* (1991), Weier *et al.* (1991) y Veldkamp *et al.* (1994), señalaron que las emisiones de N_2O son mayores cuando la humedad fue alta.

Con respecto a la relación con los compuestos nitrogenados amonio y nitrato, únicamente se determinó correlación positiva y significativa ($r^2=0,92$ y $P=0,0035$) con la concentración de amonio cuando se aplicó la fórmula completa. Estos resultados coinciden con los de Davidson *et al.* (1996), quienes también determinaron altas concentraciones de amonio cuando la emisión de N_2O era alta.

En el caso del CO_2 , el patrón de emisión fue similar al determinado para el N_2O , presentándose mayor emisión con la fertilización nitrogenada que con la fórmula completa (Fig. 2), aunque la fluctuación fue mayor con la fórmula completa.

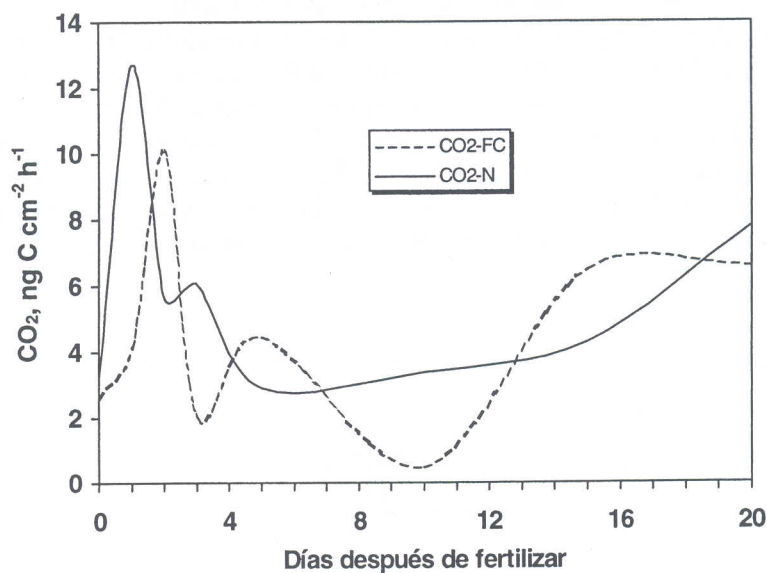


Fig. 2. Emisión de CO_2 en un suelo cultivado con café con sombra de poró en Cartago, Costa Rica. 1998.

Después de la aplicación de la fórmula completa, el CO_2 presentó varias fluctuaciones, detectándose a los dos ($10,1 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), cinco ($4,5 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y 15 ($6,5 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) días después de la fertilización incrementos importantes en los niveles de emisión. La tendencia de emisión fue cuadrática ($r^2=0,24$) sin significancia estadística.

Con la fertilización nitrogenada se determinaron dos fluctuaciones; no obstante, éstas fueron de mayor magnitud que las provocadas por la aplicación de la fórmula completa un ($12,7 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y 20 ($7,8 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) días después de la fertilización. Este comportamiento estuvo influenciado por la fertilización, debido a que hay mayor cantidad de nitrógeno disponible para los microorganismos del suelo. La temperatura y la humedad del suelo también influenciaron positivamente el crecimiento poblacional de la microflora del suelo, y en consecuencia se incrementaron los niveles de emisión del CO_2 . En este sentido, los aumentos iniciales de la emisión de CO_2 coincidieron con el incremento en la temperatura y el contenido de humedad del suelo durante los primeros días de muestreo, aunque no se determinó correlación estadística con estas variables.

El patrón de emisión del CO_2 , luego de la fertilización nitrogenada, presentó una tendencia cúbica ($r^2=0,81$) aunque sin significancia estadística ($P=0,1318$).

El **ecosistema de bosque natural** presentó una emisión promedio de $5,39 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y $2,87 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, las cuales fueron similares al promedio determinado en el **ecosistema café bajo sombra**

(5,65 ng N cm⁻² h⁻¹ y 2,56 ng C cm⁻² h⁻¹). Las emisiones determinadas en esta investigación en el bosque natural fueron similares a las obtenidas por Keller *et al.* (1993) quienes reportaron niveles con un rango de 5 a 10 ng N cm⁻² h⁻¹. En investigaciones previas (Keller *et al.* 1986) habían determinado mayores emisiones de CO₂ en bosques tropicales ubicados en América del Sur.

De acuerdo con los niveles de emisión detectados en las plantaciones de café bajo sombra, las emisiones de óxido nitroso fueron 4,8% superiores al ecosistema de bosque natural, mientras que las de dióxido de carbono fueron 11% inferiores a las del mencionado ecosistema. En el caso del N₂O, este porcentaje representa el **costo ambiental** por la producción de café bajo sombra, mientras que para el CO₂, la emisión del bosque natural fue mayor que las del café.

Los mayores niveles de emisión de óxido nitroso determinados en el cultivo de café pueden ser explicados por la mayor compactación del suelo determinada en esta actividad agrícola (0,97 mg ml⁻¹ de suelo) con respecto a la que se detectó en el ecosistema de bosque natural (0,53 mg ml⁻¹ de suelo). Este factor es uno de los condicionantes que estimulan la denitrificación, porque la insuficiente aireación favorece la formación y las emisiones del óxido nitroso (Christensen 1983).

Contenido de carbono del suelo

En el ecosistema café bajo sombra, el contenido de carbono del suelo (en el perfil de suelo evaluado de 10 cm de profundidad), fue de 17 t ha⁻¹, siendo ligeramente superior al determinado en el ecosistema de bosque natural (15,7 t ha⁻¹). La similitud del contenido de carbono del suelo se explica por la alta densidad de plantación utilizada en el cultivo del café, obteniendo posiblemente una magnitud similar, en términos poblacionales, que el bosque natural. Ambos valores de carbono en el suelo son inferiores a los informados por otros investigadores (Ibrahim 1994, Abarca 1996) en la zona Atlántica de Costa Rica, aunque en términos generales, la tendencia es la misma, porque bajo las condiciones del trópico húmedo, el bosque natural presentó cantidades de carbono similares a las de los suelos bajo pastura.

Por otra parte y de acuerdo con la información reportada por Fournier (1988), el ecosistema café con sombra presenta un nivel de fijación foliar de CO₂ atmosférico 26,5% superior que el bosque pluvial. Esto explica los mayores niveles de carbono en el suelo, debido a que el reciclaje de carbono en el cultivo de café es mayor que en el bosque natural.

De acuerdo con las condiciones presentes en este estudio, y asumiendo que no se presentan variaciones importantes en el contenido de carbono del suelo, debido a factores como la variedad de café sembrada, la densidad de plantación y tipo de suelo, entre otros, en el ámbito nacional en las **plantaciones de café manejadas con sombra regulada**, se estimó que en 1990, 1996 y 1997 se encontraban fijados 1 603,1; 1 413,7 y 1 413,7 Gg de carbono. Esto corresponde al carbono que podrían fijar 18 217, 16 065 y 16 065 ha de bosque en un período de 20 años, si se asume una tasa de crecimiento de 4,4 t de C ha⁻¹ año⁻¹ (Bekkering 1992).

Factor de emisión

El **factor de emisión** corresponde a la cantidad de N₂O y de CO₂ que emite una determinada área por unidad de tiempo. Con base en este factor y conociendo el área total sembrada de café y manejada con sombra regulada en Costa Rica, se puede estimar la emisión total de estos gases. Además, si a este factor se le resta la emisión del ecosistema de bosque natural se obtiene la **emisión neta**, la cual incluye únicamente la emisión producto de esta actividad, sin considerar la emisión normal que se presentaría de no estar el cultivo de café bajo sombra como actividad prioritaria.

En Costa Rica, el factor de **emisión total** fue **4,95 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y **2,25 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**, siendo el **factor de emisión neta** de **0,23 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y de **-0,26 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. En este último caso, la cifra es negativa porque indica la cantidad de carbono que la plantación de café con sombra emitió menos por unidad de área que el bosque (es lo que se denomina no-emisión). En consecuencia, esta actividad agrícola es menos contaminante, porque emite menos CO₂ que el ecosistema de bosque natural ubicado en la misma zona ecológica.

Además, cuando se comparan estos datos con las emisiones que se producen en forma natural en el ecosistema de bosque primario (**4,72 kg de N ha⁻¹ año⁻¹**, y **2,51 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**) se determinó que **los bosques son mayores emisores** de CO₂ que el cultivo de café con sombra. Esto coincide con los resultados de diversas investigaciones (Matson y Vitousek 1986, Keller *et al.* 1993, Veldkamp *et al.* 1994, Sanhueza *et al.* 1994), las cuales han mostrado que las actividades agropecuarias son menos contaminantes con este tipo de gases que los ecosistemas de bosques naturales, lo cual posiblemente es consecuencia del mayor reciclaje de nitrógeno que ocurre en estos ecosistemas naturales. Los valores de emisión del bosque se explican por las altas concentraciones de amonio y nitratos en el suelo, los que al ser precursores del óxido nitroso estimulan las emisiones del mencionado gas. Varios investigadores (Weier *et al.* 1991, Davidson *et al.* 1996) han identificado relaciones que muestran esta tendencia.

Eficiencia de emisión

La **eficiencia de emisión** se refiere a la cantidad de óxido nitroso y de dióxido de carbono emitido por unidad de producto obtenido en la actividad cafetalera manejada con sombra regulada. La eficiencia neta de emisión es la eficiencia a la cual se descontó la emisión del ecosistema natural (5,39 ng N cm⁻² h⁻¹ y 2,87 ng C cm⁻² h⁻¹), que sería la **emisión que se presentaría de no estar el cultivo del café con sombra como actividad prioritaria**. En este cultivo, la relación sería mg de N₂O o de CO₂ quintal⁻¹ de café oro producido en el sistema con sombra.

En promedio la **emisión total** fue de **0,495 g de N m⁻¹ año⁻¹**, por lo que de acuerdo con la producción reportada por SEPSA (1988), en 1990, 1996 y 1997 las **eficiencias de emisión total** fueron de **215, 190 y 260 mg de N quintal⁻¹ de café oro**, respectivamente. Sin embargo, si se considera la **emisión neta** estos valores corresponderían a **10, 9 y 12 mg de N quintal⁻¹ de café oro**.

El mejoramiento de la eficiencia en 1996 con respecto a 1990 se debe al incremento en la producción cafetalera de ese año, lo que en consecuencia disminuyó el valor de la relación de gas emitido-producto obtenido. En 1997 la eficiencia disminuyó como resultado de una serie de aspectos que afectaron negativamente la producción nacional, entre las que se pueden mencionar las condiciones climáticas adversas al cultivo, pero principalmente los bajos precios internacionales de este grano, lo cual hizo que los productores recibieran menos dinero, y consecuentemente invirtieran menos recursos en el mantenimiento adecuado de las plantaciones, provocando la disminución del rendimiento promedio nacional. Otro factor que afectó negativamente los rendimientos fue el ciclo productivo típico de este cultivo, el cual por ser bianual, hace que después de un año de altos rendimientos la cosecha del año siguiente sea menor.

En el caso del CO₂ la **emisión total** fue de **2,25 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. La **eficiencia total** fue de **98, 86 y 118 mg de C quintal⁻¹ de café oro** para 1990, 1996 y 1997, respectivamente. La **emisión neta** para esos mismos años fue de **-11, -10 y -14 mg de C quintal⁻¹ de café oro**. Las cifras negativas indican la cantidad de dióxido de carbono que se está dejando de emitir por unidad de

producto obtenido, dado que las emisiones del cultivo del café son inferiores a las que se determinaron en el bosque natural. La discusión sobre la eficiencia del N_2O es válida para explicar las variaciones en la eficiencia de emisión del dióxido de carbono.

La **emisión total** de óxido nitroso y de dióxido de carbono emitidos por quintal de café oro fue muy baja, lo cual **confirma** que en Costa Rica se tienen rendimientos productivos muy altos por unidad de superficie. La **emisión neta** presentó valores negativos para el CO_2 , lo cual es favorable al desarrollo de esta actividad agrícola, pues indica que se está dejando de emitir este gas con respecto al ecosistema de bosque natural. A pesar de esta condición favorable, es posible mejorar esta relación, y con ello reforzar el aspecto ambiental en los sistemas cafetaleros con sombra. Por ello se deben realizar esfuerzos para incrementar la productividad, algo factible de lograr, y que incrementaría considerablemente la eficiencia de emisión total, logrando que la producción se convierta en una actividad más amigable al ambiente.

Emisión neta total en Costa Rica

La **emisión neta total** de N_2O y de CO_2 de las plantaciones de café manejadas con sombra regulada en Costa Rica, se presenta en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Emisión neta total de N_2O y de CO_2 , en Gg de N y C, en tres diferentes años en las plantaciones de café con sombra en Costa Rica. 1999.

Variable	1990	1996	1997
Area sembrada, ha	94 300	83 160	83 160
N, Gg.	0,0217	0,019	0,019
C, Gg.	-0,0245	-0,0216	-0,0216

La emisión que se produjo por la presencia y manejo de este sistema de producción fue sumamente bajo en los tres años analizados, lo cual indica que el ecosistema de café bajo sombra regulada es muy amigable con el ambiente, ello lo hace muy deseable desde el punto de vista ambiental.

Balance de emisiones

El **total de carbono fijado*** en la producción nacional, fue de **15,70; 16,15 y 11,88 Gg de carbono para 1990, 1996 y 1997**, respectivamente. A esta cantidad se adicionó la cifra correspondiente al carbono que se encuentra fijado en la lámina de suelo evaluada, de 10 cm de profundidad, y que corresponde a **17 toneladas de C ha⁻¹**. En consecuencia, y bajo la presunción de que estos valores no cambian de manera significativa por factores como el clima, suelo y manejo de la plantación, se estimó que para los años antes mencionados, la actividad cafetalera bajo sombra **mantuvo en un ciclo y fijó 1 618,8; 1 429,9 y 1 425,6 Gg de C** respectivamente, para todo el país.

Adicionalmente, en 1990, 1996 y 1997, de la **biomasa aérea y radical de las plantas de café** se obtienen **905,3; 798,3 y 798,3 Gg de C**, respectivamente, y de los **árboles de poró para sombra** presentes en el sistema de producción **2 282,1, 2 012,5 y 2 012,5 Gg de C** (Fournier 1995).

* en base seca

Finalmente, sumando el carbono que se encuentran en el sistema de café con sombra regulada, se obtiene un **total de C fijado de: 4 806,2; 4 240,7 y 4 236,4 Gg** para 1990, 1996 y 1997, respectivamente.

Los resultados demuestran que esta actividad agrícola es muy eficiente y que mantiene gran cantidad de carbono en su ciclo productivo, por lo que al realizar investigación tendiente a mejorar la productividad de esta planta, se está incentivando al mismo tiempo la fijación de carbono. A pesar de que el ciclo de este carbono es relativamente corto, lo importante es que este se encuentra dentro de un ciclo productivo de un cultivo perenne, lo cual asegura la continua fijación. Esto disminuye el carbono ocioso de la atmósfera que causa el Calentamiento Global del Planeta.

Por otra parte y para efectos comparativos, si se considera que la tasa de crecimiento del bosque es de 4,4 toneladas de C ha⁻¹ año⁻¹ (Bekkering 1992), entonces **en la actividad cafetalera con sombra en 1990 se encontraba almacenado el carbono equivalente a lo que 54 616 ha de bosque** puede fijar en un horizonte de 20 años. **Para 1996 y 1997**, el carbono en este sistema de producción era equivalente al que habría podido fijar **48 165 ha de bosque** en un lapso de 20 años. Lo anterior demuestra la bondad ambiental del sistema de producción de café bajo sombra en cuanto a la cantidad de carbono que puede capturar de la atmósfera y mantener dentro del ciclo y sistema de producción.

Estos resultados demuestran que el ecosistema de café bajo sombra es un cultivo ecológicamente deseable y que contribuye con la protección del ambiente, y posiblemente, **no contribuye al efecto invernadero** que se produce por los gases que se derivan de las actividades antropogénicas, lo cual será posible de asegurar cuando se disponga de la información completa para realizar un balance de emisiones en el tiempo. Si se comprueba que actúa como una actividad que fija carbono atmosférico, debería ser incluido dentro de los planes de pago por servicios ambientales, similares a los ofrecidos al sector forestal.

Conclusiones

Se determinó que existe una clara tendencia que muestra la influencia directa del fertilizante nitrogenado sobre la emisión de óxido nitroso, presentándose las principales fluctuaciones en la emisión de este gas en los primeros días después de la aplicación del fertilizante. La concentración de amonio está relacionada directamente con la emisión de óxido nitroso.

El ecosistema de bosque natural emite cantidades importantes de óxido nitroso y de dióxido de carbono a la atmósfera, siendo la cantidad de carbono almacenado en el suelo similar en el ecosistema de bosque natural y en el ecosistema de café con sombra regulada.

El cultivo de café con sombra regulada mantiene dentro de su ciclo productivo gran cantidad de carbono fijado, y por lo tanto, es muy importante para la regulación del efecto invernadero ya que contribuye a amortiguar el Calentamiento Global.

Por lo tanto, se recomienda determinar el efecto de diferentes variables del suelo sobre el patrón de emisión de ambos gases evaluados, impulsar el mejoramiento de la productividad del cultivo como una forma de incrementar aún más la eficiencia de la emisión e incluir los ecosistemas de café bajo sombra dentro de las actividades que reciben pago por servicios ambientales.

Fijación de carbono y emisión de gases con efecto invernadero en café sin sombra

Emisión de óxido nitroso y de dióxido de carbono del suelo

Las emisiones de N_2O y de CO_2 fueron muy variables en el tiempo, aunque la magnitud fue menor cuando el fertilizante aplicado fue la fórmula completa.

La emisión de N_2O luego de la aplicación del **fertilizante nitrogenado** presentó una tendencia cúbica ($r^2=0,47$) aunque sin significancia estadística. Se determinó un incremento dos días después de la fertilización ($7,9 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), y otro a los 15 días después de esta ($9,1 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), punto a partir del cual disminuyó la emisión (Fig. 3).

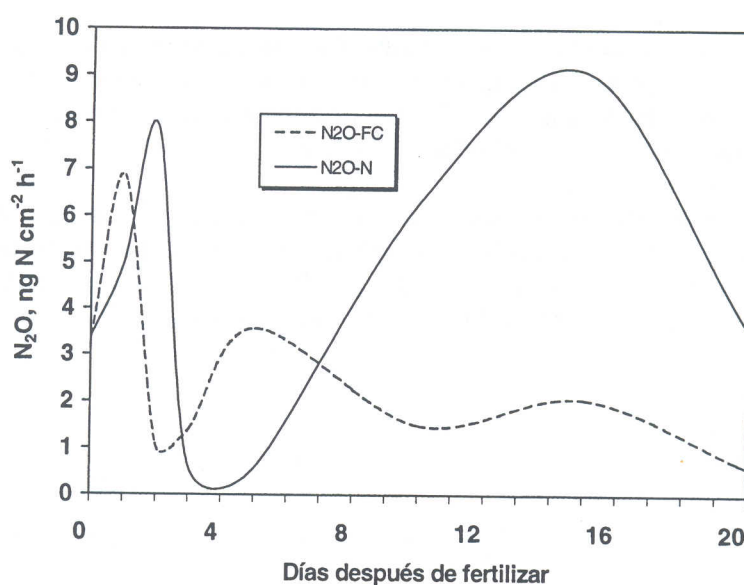


Fig. 3. Emisión de N_2O de un suelo cultivado con café sin sombra. Heredia, Costa Rica. 1999

La emisión del óxido nitroso correlacionó en forma negativa con la concentración del amonio ($r^2=-0,71$, $P=0,0496$) y con la del nitrato ($r^2=-0,66$, $P=0,0763$), mientras que las restantes variables determinadas en esta investigación, no mostraron relación alguna con los niveles de emisión detectados. Ello hace suponer que la emisión se explica básicamente por el fertilizante aplicado y por la concentración de amonio y de nitrato. Davidson *et al.* (1996) y Velthof *et al.* (1996) también obtuvieron incrementos en los niveles de emisión de óxido nitroso como respuesta a la aplicación de fertilizante, mientras que relaciones similares a las determinadas en esta investigación, entre los compuestos nitrogenados y la emisión de N_2O , han sido señaladas por Matson y Vitousek (1987).

La emisión de CO_2 presentó una tendencia cuadrática, donde los mayores valores de emisión se determinaron dos días después de la fertilización ($12,6 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), detectándose un segundo aumento ($6,9 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) 15 días después de ésta (Fig. 4). Posteriormente, la emisión disminuyó

El patrón de comportamiento de la emisión del CO_2 correlacionó positivamente con el nivel de humedad del suelo ($r^2=0,67$, $P=0,0996$).

Al igual que para el N_2O , los incrementos en la emisión del CO_2 estuvieron directamente influenciados por la fertilización nitrogenada, ya que la adición de este elemento afectó la relación carbono:nitrógeno, y ello estimuló el metabolismo e incrementó la población de los microorganismos del suelo y en consecuencia se liberó mayor cantidad de carbono del suelo en forma de gas.

La emisión de N_2O posterior a la aplicación de la fórmula completa presentó una tendencia cuadrática, con variaciones en el tiempo, determinándose las mayores emisiones durante los primeros días después de aplicado el fertilizante, con una tendencia a disminuir en el tiempo (Fig. 3). El patrón de emisión del CO_2 presentó un comportamiento similar al óxido nitroso, siendo estimulado el nivel de las emisiones, en ambos casos, por el fertilizante aplicado (Fig. 4).

El N_2O no presentó correlación estadística significativa con las variables de suelo evaluadas, por lo que se puede deducir que éstas no influyeron en el patrón de emisión de este compuesto gaseoso nitrogenado. La emisión del dióxido de carbono únicamente correlacionó de manera inversa con la concentración de amonio en el suelo ($r^2=-0,66$, $P=0,0735$).

De acuerdo con las variaciones determinadas en la emisión del dióxido de carbono, estas fueron influenciadas directamente por la fertilización aplicada y la concentración de amonio en el suelo, por lo que es de suponer que el nitrógeno disponible en el sistema estimuló positivamente el crecimiento bacteriano, y en consecuencia se incrementó la emisión de CO_2 .

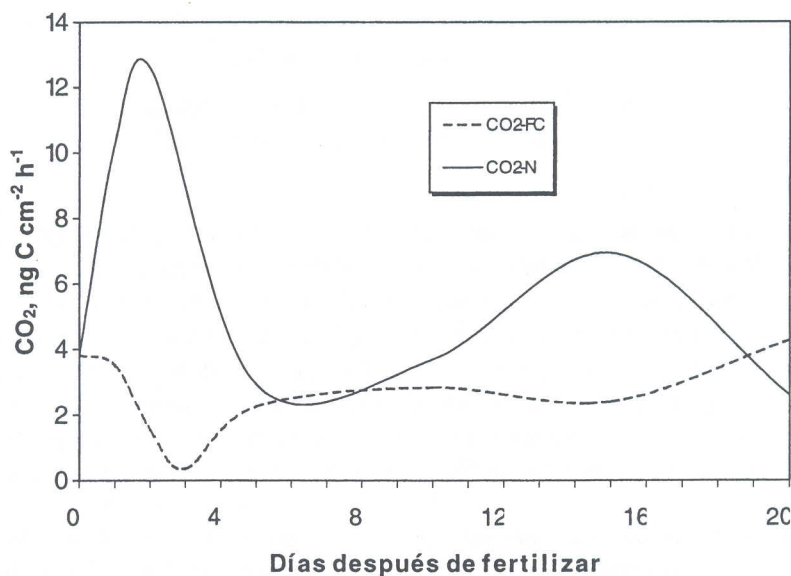


Fig.4 Emisión de CO_2 de un suelo cultivado con café sin sombra Heredia, Costa Rica 1999.

Las emisiones de óxido nitroso y de dióxido de carbono variaron dependiendo del tipo de fertilizante aplicado, lo cual está influenciado por la composición química del mismo. En el caso del fertilizante conocido comercialmente como nutrán, constituido por nitrato de amonio, las emisiones fueron mayores que cuando se fertilizó con la fórmula completa, dado que estos compuestos nitrogenados son precursores del óxido nitroso. Además, también influyó la cantidad de nitrógeno que se aplicó en cada ocasión.

La emisión total anual estimada de estos gases con efecto invernadero en el **ecosistema de café sin sombra**, fueron de **1,77 ng de N cm⁻² h⁻¹** y **3,05 ng de C cm⁻² h⁻¹**. En el caso del ecosistema de bosque natural, las emisiones determinadas presentaron una magnitud de **3,94 ng de N cm⁻² h⁻¹** y **3,64 ng de C cm⁻² h⁻¹**. La **emisión neta** del ecosistema de **café sin sombra** fue negativa para ambos gases evaluados (**-2,17 ng de N cm⁻² h⁻¹** y **-0,59 ng de C cm⁻² h⁻¹**), lo cual indica que la emisión natural del bosque fue superior a la que presentó la plantación del café.

La compactación del suelo fue superior en el cultivo del café (**1,08 mg ml⁻¹ de suelo**) que en el ecosistema de bosque natural (**0,54 mg ml⁻¹ de suelo**), y siendo este un factor que estimula la emisión de óxido nitroso, se esperaría que los niveles de emisión fueran superiores en el agroecosistema, sin embargo, ello no fue así. Ello se debe a la existencia de una gran biomasa radical superficial, típica de las plantas de café, que poseen gran eficiencia de absorción de los compuestos nitrogenados. Esto apoya la opinión de Veldkamp *et al.* (1994) quienes habían manifestado que aunque en el trópico existen las condiciones para que se presenten grandes emisiones de óxido nitroso, éstas no siempre ocurren.

Carbono del suelo

El contenido de carbono del suelo, en una lámina de 10 cm de profundidad, en el ecosistema **café sin sombra** fue de **32,1 t ha⁻¹**, el cual fue inferior al determinado en el ecosistema de **bosque natural** (**47,9 t ha⁻¹**). El mayor contenido de carbono en el suelo del bosque se explica por la composición florística que presenta este ecosistema, ya que en él predominan varios estratos herbáceos y arbóreos, los cuales aportan cantidades importantes de materia orgánica al suelo, mientras que en el ecosistema **café sin sombra** solo existe un estrato y la deposición de materia orgánica se limita a la caída de las hojas y algunas bandolas de las plantas de café.

De acuerdo con las condiciones en las que se efectuaron las presentes determinaciones y asumiendo que no se presentan variaciones importantes en el contenido de carbono del suelo, debidas a factores tales como la variedad de café sembrada, la densidad de plantación y tipo de suelo entre otros factores a considerar, en un perfil de suelo equivalente al evaluado en las **plantaciones de café manejadas sin sombra**, se encontraban fijadas un total de **664,5; 797,4 y 797,4 Gg de Carbono**, respectivamente para 1990, 1996 y 1997. Esto para fines comparativos y para los mismos años, es similar al carbono que **7 551, 9 061 y 9 061 ha de bosque** estarían fijando en un período de 20 años, si se asume que este tiene una tasa de crecimiento de **4,4 t de C ha⁻¹ año⁻¹** (Bekkering 1992).

Eficiencia de emisión

En promedio la **emisión total** fue **0,154 g de N m⁻² año⁻¹**, con lo cual y según la producción reportada por SEPSA (1988), la **eficiencia de emisión total** fue de **33,7; 31,6 y 45,7 mg de N quintal⁻¹ de café oro** en 1990, 1996 y 1997, respectivamente. Sin embargo, si solo se considera la **emisión neta** (**-1,91 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**), estos valores corresponderían a **-41,8; -39,2 y -56,7 mg de N quintal⁻¹ de café oro**. Las cifras negativas indican la cantidad de óxido nitroso que se dejó de emitir (no-emisión) por unidad de producto obtenido, dado que las emisiones del cultivo del café sin

sombra fueron inferiores a la del bosque, y estarían señalando parte del beneficio ambiental que está proporcionando este agroecosistema.

En el caso del CO_2 , la **emisión total** fue de $0,267 \text{ g de C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, siendo la **eficiencia total** de **58,5; 54,8 y 79,2 mg de C quintal⁻¹ de café oro** para 1990, 1996 y 1997, respectivamente. Si se considera únicamente la **emisión neta** ($-0,52 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), los valores de eficiencia serían **-11,4; -10,7 y -15,4 mg de C quintal⁻¹ de café oro**, respectivamente para cada año. Al igual que con el óxido nitroso, las cifras negativas indican la cantidad de este gas que se dejó de emitir por quintal de café oro producido.

Las variaciones determinadas en la eficiencia de emisión se explican por los niveles de producción alcanzados en esos años, lo cual cambia los rendimientos promedio en el ámbito nacional y en consecuencia hace variar los niveles de emisión por quintal de café oro.

En 1996 la eficiencia mejoró con respecto a 1990, debido a la mayor producción de café. En 1997 y para ambos gases, la eficiencia disminuyó como resultado de una serie de aspectos que afectaron negativamente la producción nacional. Entre estas se pueden mencionar las condiciones climáticas adversas al cultivo, que hicieron disminuir los rendimientos, y los bajos precios internacionales, que redujeron los ingresos de los productores. Como consecuencia se invirtió menos recursos económicos en el mantenimiento de las plantaciones. También afectó los rendimientos, el ciclo productivo bianual típico de este cultivo.

Los resultados, aparte de confirmar que la eficiencia productiva de este cultivo es alta en Costa Rica, indican claramente el beneficio ambiental que se deriva del manejo de este sistema de producción. Para ambos gases evaluados, los niveles de emisión son inferiores a los detectados en el ecosistema natural. Además, debido al potencial que existe para incrementar los rendimientos, es necesario realizar los esfuerzos necesarios para lograrlo, y con ello mejorar la eficiencia de emisión, de tal forma que cada vez se obtenga una producción más amigable con el ambiente y menos contaminante con este tipo de gases.

Factor de emisión

El **factor de emisión total**, para las plantaciones de café sin sombra en Costa Rica fue de **1,54 kg de N ha⁻¹ año⁻¹**, y de **2,67 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. En el caso del ecosistema de bosque, la **emisión total** que este produce permitió obtener un factor de **3,45 kg de N ha⁻¹ año⁻¹**, y de **3,19 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**; en ambos casos, las emisiones fueron superiores en el bosque.

El **factor de emisión neta** para el café manejado a plena exposición solar (sin sombra) fue de **-1,91 kg de N ha⁻¹ año⁻¹**; y de **-0,52 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. Estos valores negativos indican la menor cantidad de estos gases, que fueron emitidos por los cafetales manejados sin sombra, con respecto a la emisión determinada en el ecosistema de bosque (esto se denomina no-emisión).

Emisión neta total en Costa Rica

La emisión neta total de N_2O y de CO_2 , para el ecosistema café sin sombra en Costa Rica, se presenta en el Cuadro 2.

La emisión neta total, de óxido nitroso y de dióxido de carbono, fue negativa en los tres años evaluados, por lo que se puede decir que este sistema de producción agrícola **no contribuye con el Calentamiento Global** producto de la emisión de gases con efecto invernadero, inclusive debe destacarse que emitió menor cantidad de ambos gases que el ecosistema de bosque. En este sentido,

esta condición es consecuencia del manejo de las plantaciones, lo cual ha permitido obtener mayores niveles de producción, existiendo todavía potencial para mejorar la eficiencia desde el punto de vista ambiental.

Cuadro 2. Emisión neta total de N_2O y de CO_2 , en Gg de N y C, de las plantaciones de café sin sombra para tres años. Costa Rica, 1999.

Variable	1990	1996	1997
Area sembrada, ha	20 700	24 840	24 840
N, Gg.	-0,0395	-0,047	-0,047
C, Gg.	-0,0107	-0,0129	-0,0129

Balance de emisiones

Con el propósito de ofrecer un mejor panorama del efecto que este agroecosistema está causando en el ambiente, desde el punto de vista del Calentamiento Global, a continuación se presenta un balance del carbono que es posible encontrar en el sistema de café sin sombra en Costa Rica.

1. En este sistema de producción, el **carbono fijado*** en la cosecha de café correspondió a **25,27, 28,30 y 19,12 Gg**, respectivamente para 1990, 1996 y 1997.
2. El carbono que se encuentra fijado en la lámina de suelo evaluada (**32,1 t de C ha⁻¹**), es responsable de que el cultivo de café sin sombra **mantuviera en su ciclo 664,5; 797,4 y 797,4 Gg de Carbono**, en 1990, 1996 y 1997, respectivamente.
3. Adicionalmente, y de acuerdo con Fournier (1995), en la **biomasa aérea y de raíces de las plantas de café**, para los años mencionados anteriormente, era posible encontrar **275,98; 331,18 y 331,18 Gg de C**.
4. De acuerdo con lo anterior, el **total de carbono fijado y mantenido en el ciclo productivo y en el cultivo de café, manejado a plena exposición solar en Costa Rica**, fue de **965,8, 1 156,9 y 1 147,7 Gg de C** para 1990, 1996 y 1997, respectivamente.

Si se considera que la tasa de crecimiento del bosque corresponde a 4,4 t de C ha⁻¹ año⁻¹ (Bekkering, 1992), y utilizando las cifras anteriores, entonces **la actividad cafetalera sin sombra en 1990 tenía el carbono equivalente al que podrían fijar 10 975 ha de bosque en un horizonte de 20 años. Para 1996 y 1997, el carbono en este sistema de producción era equivalente al que habría fijado 13 146 y 13 042 ha de bosque en un lapso de 20 años.**

Lo anterior demuestra las bondades ambientales del sistema de producción de café sin sombra en cuanto a la cantidad de carbono que puede ser capturado de la atmósfera y retenido en el sistema de producción. Por ello se puede decir con propiedad que **el ecosistema de café sin sombra es un cultivo ecológicamente deseable** y muy amigable con el ambiente ya que **no contribuye al efecto invernadero** que se produce por los gases que se derivan de las actividades antropogénicas, y que

* en base seca

por lo tanto debería ser incluido dentro de los planes de pago por servicios ambientales, similares al ofrecido al sector forestal.

Estos resultados también demuestran que los esfuerzos tendientes a mejorar la productividad del cultivo, también estarán al mismo tiempo incentivando la fijación de carbono en el sistema.

Conclusiones

Se determinó que las principales fluctuaciones en la emisión de óxido nitroso se presentaron durante los primeros días después de aplicado el fertilizante, y se evidenció una tendencia que mostró la influencia directa del fertilizante nitrogenado sobre la emisión de óxido nitroso y del dióxido de carbono. Los contenidos de amonio y nitrato correlacionaron de manera inversa con la emisión de óxido nitroso.

El ecosistema de bosque natural emitió mayor cantidad de óxido nitroso y del dióxido de carbono a la atmósfera que el ecosistema de café a plena exposición solar, siendo la cantidad de carbono almacenado en el suelo mayor en el ecosistema de bosque natural que en el ecosistema de café a plena exposición solar.

El cultivo de café sin sombra mantiene dentro de su ciclo productivo cantidades importantes de carbono fijado, y por lo tanto, esta actividad agrícola es muy importante para la regulación del efecto invernadero ya que contribuye a amortiguar el Calentamiento Global del Planeta.

Por lo tanto se recomienda determinar el efecto de diferentes variables del suelo sobre el patrón de emisión de ambos gases evaluados, impulsar el mejoramiento de la productividad del cultivo como una forma de incrementar aún más la cantidad de carbono fijado y mantenido dentro del ciclo productivo, al mismo tiempo que se mejora la eficiencia de la emisión e incluir los ecosistemas de café sin sombra dentro de las actividades que reciben pago por servicios ambientales.

Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en el cultivo de banano

Emisión de óxido nitroso y de dióxido de carbono

La emisión de óxido nitroso del suelo presentó fluctuaciones importantes durante el tiempo de muestreo y se determinó una tendencia cúbica no significativa. La mayor magnitud de la emisión ($5,8 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) se produjo el segundo día después de la aplicación del fertilizante (Fig. 5). Otros incrementos fueron detectados a los 5 y 20 días después de la ésta ($4,0$ y $4,2 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente). Sin embargo, estos fueron similares a los detectados antes de la aplicación del fertilizante ($3,6 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$); por tanto se asume que es parte de la variación normal en la emisión de este gas bajo las condiciones de manejo del cultivo y el clima de la región. El nivel más bajo de emisiones de óxido nitroso fue determinado 10 días después de la fertilización, con valores ligeramente superiores a los $2 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

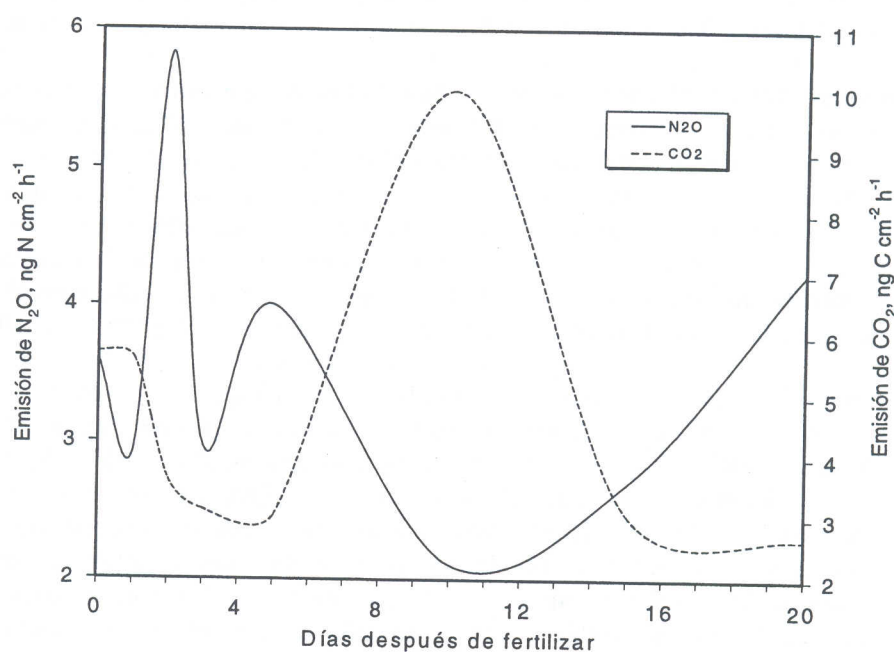


Fig. 5. Emisión de óxido nitroso y dióxido de carbono del suelo en una plantación de banano. Limón, Costa Rica. 1999.

Este resultado demostró una influencia directa de la aplicación del fertilizante sobre el patrón de emisión del óxido nitroso, presentándose la mayor fluctuación de este gas durante los primeros días luego de la aplicación del fertilizante. Este comportamiento fue similar al informado por Velthof *et al.* (1996) quienes determinaron incrementos en la emisión de N_2O después de la aplicación del fertilizante nitrogenado. Por su parte Davidson *et al.* (1996) también determinaron altas emisiones de este gas 24 horas después de la aplicación de fertilizante en caña de azúcar en Hawaí. Ello probablemente se explica por la presencia de bacterias nitrificadoras, las cuales son capaces de producir N_2O rápida y directamente a partir del fertilizante aplicado, y producir N-NO_3 , el cual puede ser reducido posteriormente a N_2O vía desnitrificación (Davidson *et al.* 1996).

Con respecto a la relación existente entre el óxido nitroso y las variables evaluadas, se determinó correlación negativa entre la emisión de N_2O y el contenido de $N-NH_4$ ($r^2=-0,49$; $P=0,2213$), y entre la emisión de N_2O y el contenido de $N-NO_3$ ($r^2=-0,55$; $P=0,1539$) aunque en ambos casos no fue significativa. Por su parte la humedad ($r^2=0,47$) y la temperatura del suelo ($r^2=-0,22$) tampoco correlacionaron significativamente con la emisión del N_2O . Ello se explica por la alta proporción de arena del suelo (56%), además de la presencia de los canales de drenaje dentro de las plantaciones, que desfavorecieron la acumulación de humedad, permitiendo una adecuada aireación del suelo. Estas condiciones desestimularon los procesos de denitrificación, y en consecuencia no se presentaron emisiones importantes de N_2O a pesar de la cantidad de nitrógeno aplicado.

En el **ecosistema de bosque natural** se determinaron valores de emisión de este gas nitrogenado de $1,28 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, los cuales fueron 106% inferiores al promedio anual estimado en el ecosistema de banano ($2,64 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). En consecuencia, la **emisión neta del ecosistema de banano** fue de $1,36 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, y ello representa el **costo ambiental** de producir esta fruta.

La densidad promedio del suelo en la plantación de banano, en los primeros 10 cm de profundidad, fue $0,98 \text{ g ml}^{-1}$ de suelo, mientras en el ecosistema de bosque natural ésta fue $0,74 \text{ g ml}^{-1}$ de suelo, lo cual demuestra que bajo la plantación de banano se presenta cierto grado de compactación.

Esto probablemente se debe a que no se realiza labranza en este cultivo, lo cual explica las mayores emisiones que se determinaron en el agroecosistema, debido a que esta condición favorece los procesos anaeróbicos y en consecuencia la denitrificación. Esta característica y la disponibilidad de carbono del suelo, proporcionan a los microorganismos condiciones apropiadas para que se produzcan las mayores cantidades de N_2O , determinadas en este cultivo con respecto al ecosistema de bosque natural. Es importante mencionar que la compactación del suelo en el cultivo del banano probablemente no fue mayor debido a la alta proporción de arena determinada, la cual también contribuye a mejorar notoriamente la capacidad de drenaje y aireación (CIAT 1993, Ibrahim 1994).

La emisión de CO_2 presentó menor variabilidad en el tiempo que el óxido nitroso, ya que se determinó solo una fluctuación importante 10 días después de la fertilización ($10 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) y una tendencia cuadrática ($r^2=0,81$) aunque sin significancia estadística (Fig. 5). Ello posiblemente fue el resultado del efecto que causa el nitrógeno del fertilizante aplicado sobre la microflora del suelo, debido a que se altera la relación carbono:nitrógeno. La mayor disponibilidad de nitrógeno en el suelo incrementa el metabolismo de los microorganismos y aumenta sus poblaciones; y consecuentemente los niveles de emisión de dióxido de carbono fueron mayores. Esto es apoyado por una correlación alta y positiva entre la emisión de carbono y la concentración de nitrato ($r^2=0,81$, $P=0,0155$) y entre la emisión de carbono y la concentración de amonio ($r^2=0,80$, $P=0,0173$) del suelo.

La humedad y la temperatura del suelo, bajo las condiciones de esta investigación, no tuvieron relación con la emisión de carbono, porque no se determinó correlación estadística significativa con la emisión del CO_2 . Los patrones de emisión del CO_2 y del N_2O correlacionaron de manera negativa, aunque no significativamente ($r^2=-0,52$, $P=0,1901$).

Por otra parte, la emisión de CO_2 determinada en el **ecosistema de bosque natural** correspondió a $2,49 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, la cual fue 176% inferior a la detectada en el suelo bajo el **cultivo de banano**, donde se estimaron $4,38 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. De acuerdo con esta información, la plantación de banano presentó una **emisión neta** de $1,89 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, lo cual representa el **costo ambiental** de la producción de esta fruta.

Contenido de carbono del suelo

La cantidad de **carbono almacenado**, en una lámina de suelo de 10 cm de profundidad, fue **17% superior** en el **ecosistema de banano** ($29,0 \text{ t ha}^{-1}$) que en el **ecosistema de bosque natural** ($24,8 \text{ t ha}^{-1}$).

El mayor contenido de carbono en el suelo de la plantación de banano se debió a la alta densidad de la plantación, pero especialmente, al manejo agronómico que incluyó la constante incorporación de cantidades importantes de material vegetal sobre la superficie del suelo.

Asumiendo que la concentración de carbono en el suelo de las plantaciones bananeras fue similar al determinado en esta investigación, en los suelos bajo el cultivo de banano en Costa Rica había aproximadamente **922,7; 1 508 y 1 426 y Gg de C**, respectivamente, en 1990, 1996 y 1997. Para efectos comparativos y demostrar el beneficio ambiental de esta actividad en la mitigación del Cambio Climático, esta cantidad de carbono equivale al que **10 485, 17 136 y 16 204 ha de bosque fijarían en un horizonte de 20 años**, si se asume una tasa de crecimiento de $4,4 \text{ t de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Bekkering 1992).

Factor de emisión

El factor de **emisión total** para la **plantación de banano** fue de **2,93 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y de **3,84 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**; en el caso del **ecosistema de bosque natural** la emisión total fue de **1,12 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y de **2,18 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. De acuerdo con lo anterior, el **factor neto de emisión** para el cultivo de banano fue de **1,81 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y de **1,66 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**.

Eficiencia neta de emisión

De acuerdo con la información de exportación de banano (cajas) reportado por SEPSA (1998), la **eficiencia de la emisión total** fue de **1,08; 1,45 y 1,43 g de N caja⁻¹ de banano exportado**, respectivamente, para 1990, 1996 y 1997. La **eficiencia neta de emisión** para los mismos años fue de **0,67; 0,90 y 0,88 g de N caja⁻¹ de banano exportado**, respectivamente.

La mejor eficiencia de emisión en 1990 se explica por la alta proporción del área cultivada que estaba en producción, haciendo que el promedio de producción nacional por unidad de área fuera alto y en consecuencia los valores de eficiencia fueron muy buenos. Sin embargo, la eficiencia disminuyó en 1996 como resultado de una serie de factores que afectaron negativamente la actividad bananera, entre los cuales sobresalen las condiciones climáticas adversas, que provocaron la inundación de importantes áreas de cultivo y pérdida de la cosecha y de plantaciones. En consecuencia, se replantaron nuevas áreas, lo cual disminuyó la eficiencia de la emisión debido a la reducción en la producción nacional promedio por unidad de área. El mejoramiento en la eficiencia que se determinó en 1997, con respecto a 1996, fue el resultado del incremento de la productividad, lo cual disminuyó el valor de la relación gas emitido:producto obtenido.

En el caso del CO_2 , la **eficiencia de la emisión total** fue **1,42; 1,91 y 1,87 g de C caja⁻¹ de banano exportada** para 1990, 1996 y 1997, respectivamente, siendo la **emisión neta** de **0,61; 0,82 y 0,81 g de C caja⁻¹ de banano exportada** para los mismos años, respectivamente. La fluctuación observada en la eficiencia se debe a las condiciones discutidas para el N_2O .

La cantidad de óxido nitroso y de dióxido de carbono emitida por caja de banano exportada fue muy baja, lo cual indica que en Costa Rica se tienen altos rendimientos productivos por unidad de superficie. Sin embargo, es conveniente realizar los esfuerzos necesarios para disminuir los niveles de emisión e incrementar los niveles de rendimiento del cultivo, de tal manera que cada vez la

producción sea menos contaminante y más amigable con el ambiente. Esto podría representar una ventaja comparativa en el futuro comercio internacional de esta fruta, porque el país podría competir con un producto menos contaminante desde el punto de vista de la emisión de gases con efecto invernadero.

Emisión neta total en Costa Rica

La emisión neta total de N_2O y de CO_2 en suelos bajo plantaciones de banano se presenta en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Emisión neta total de N_2O y de CO_2 , en Gg de N y C, de los suelos cultivados con banano en Costa Rica en tres diferentes años. 1999.

Variable	1990	1996	1997
Area sembrada, ha	31 817	52 000	49 191
N, Gg.	0,057	0,094	0,089
C, Gg.	0,053	0,086	0,081

La emisión de óxido nitroso y del dióxido de carbono se ha incrementado en el tiempo, especialmente por el aumento en el área sembrada. Sin embargo, en los últimos años la eficiencia mejoró como resultado del incremento en la productividad del cultivo, siendo la emisión por caja de banano exportada muy baja, lo que sin duda puede representar una ventaja comparativa para la producción bananera de Costa Rica.

Es importante mencionar que no existe información disponible, sobre la emisión de estos gases en el cultivo del banano en otros países productores para comparar los niveles determinados en la presente investigación. Sin embargo, en general los resultados muestran que los cultivos tropicales no son tan contaminantes con este tipo de gases como se ha asumido, y por el contrario, cuando son manejados adecuadamente pueden ser convertidos en sumideros de carbono, además de que suministran alimento para la comunidad nacional e internacional.

Conclusiones

Bajo las condiciones en las que se efectuó esta investigación, se detectó influencia de la aplicación del fertilizante sobre la emisión de óxido nitroso y de dióxido de carbono, determinándose en la plantación de banano mayores valores de emisión de óxido nitroso y de dióxido de carbono que en el ecosistema de bosque natural. No obstante, los valores de la eficiencia neta de la producción bananera fueron buenos. La compactación del suelo en el cultivo de banano estimuló la generación del óxido nitroso, correlacionando ésta con la concentración del amonio del suelo. En este sistema de producción, la concentración de carbono en una lámina de 10 cm de profundidad fue 17% superior que la determinada en el ecosistema de bosque natural.

Por lo tanto, se recomienda realizar los esfuerzos necesarios para disponer de la información requerida para confeccionar balances de emisiones completos para este sistema de producción, y confeccionar modelos de simulación que permitan obtener alternativas de manejo para reducir los niveles de emisión de este tipo de gases. Además es importante desarrollar estudios que permitan establecer el efecto de diferentes variables del suelo sobre los niveles de emisión de gases con efecto invernadero en el trópico.

Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en caña de azúcar

Emisión de óxido nitroso y dióxido de carbono del suelo

La emisión de N_2O producto de la aplicación del fertilizante nitrogenado presentó un incremento importante en el día 2 después de la aplicación del fertilizante donde alcanzó el nivel más alto (11,7 $\text{ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Fig. 6), para disminuir posteriormente, y mostrar un leve incremento hacia el día 10 después de la fertilización. La menor emisión de N_2O (3,1 $\text{ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) se presentó al final del período de muestreo. Resultados similares han sido reportados por Davidson *et al.* (1996) en caña de azúcar, Velthof *et al.* (1996) y Veldkamp *et al.* (1994) en pastos, quienes determinaron un rápido incremento del flujo de N_2O después de la fertilización nitrogenada. Ello probablemente se explica por la presencia de bacterias nitrificadoras, las cuales son capaces de producir N_2O rápida y directamente del fertilizante aplicado, y producir N-NO_3 el cual puede ser reducido posteriormente a N_2O vía denitrificación (Davidson *et al.* 1996).

El N_2O emitido al aplicar la fórmula completa presentó una tendencia cúbica ($r^2=0,45$) aunque sin significancia estadística significativa, y un incremento a partir del segundo y hasta el quinto día después de la fertilización, donde alcanzó su nivel más elevado (13,8 $\text{ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) para disminuir hasta el día 12 después de fertilizar, momento a partir del cual se incrementó nuevamente hasta el final del período de muestreo, donde presentó niveles de 10,7 $\text{ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Fig. 6). Estos valores coinciden con los informados por Velthof *et al.* (1996) quienes determinaron que en las pasturas fertilizadas las mayores emisiones se presentaron entre la primera y la tercera semana después de la aplicación del fertilizante.

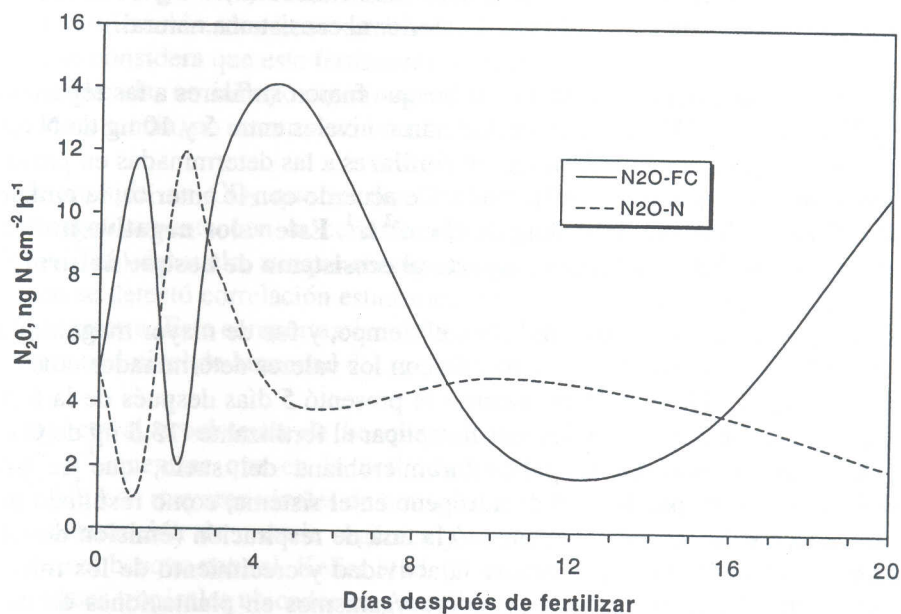


Fig. 6. Emisión de N_2O en un suelo cultivado con caña de azúcar en Cartago, Costa Rica. 1998.

Este incremento en la emisión de N_2O se relacionó con los niveles de amonio y de nitratos en el suelo, debido a que ambos compuestos nitrogenados (precursores del N_2O) aumentaron al final del período de muestreo. Esto coincidió con lo informado por Davidson *et al.* (1996) quienes obtuvieron las mayores emisiones de N_2O cuando se presentaron las mayores concentraciones de amonio. Por su parte Veldkamp *et al.* (1994) en evaluaciones realizadas en pasturas, determinaron una correlación entre la concentración de nitratos y la emisión de N_2O .

El comportamiento en el patrón de emisión del N_2O pareció estar relacionado con el nivel de humedad del suelo, especialmente, durante los primeros días después de la aplicación del fertilizante cuando se determinaron altos niveles de humedad y de emisión de N_2O , producto de la aplicación del fertilizante nitrogenado. Resultados similares fueron obtenidos por Gardini *et al.* (1991) y por Veldkamp *et al.* (1994) al evaluar la emisión de este gas en pasturas en la zona Atlántica de Costa Rica. Ello sugiere que la denitrificación sería el principal responsable de la formación del N_2O , debido a que el agua actúa como barrera física para la difusión del oxígeno (Velthof y Oenema 1993).

La humedad del suelo, correlacionó en forma positiva ($r^2=0,63$) pero no significativamente ($P=0,0937$), con la emisión de N_2O producto de la fertilización con la fórmula completa. Esto también ocurrió cuando se aplicó el fertilizante nitrogenado. En este sentido Weier (1996) determinó, en caña de azúcar fertilizada con $160 \text{ kg de N ha}^{-1}$ en Queensland, Australia, que las emisiones de N_2O se incrementaban cuando aumentaba el nivel de humedad del suelo.

Se determinó correlación alta y significativa ($r^2=0,92$ y $P=0,0034$), entre la emisión de este gas y la temperatura del suelo cuando se aplicó el fertilizante nitrogenado, esto no ocurrió cuando se aplicó la fórmula completa. La relación entre temperatura del suelo y los niveles de emisión de N_2O han sido reportados por Weier *et al.* (1991) y Jarvis *et al.* (1994).

Al comparar la emisión de óxido nitroso determinado en el **ecosistema de bosque natural ($5,39 \text{ ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$)** con el promedio obtenido en la **actividad cañera ($4,09 \text{ ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$)**, se puede observar que la emisión de este cultivo fue 24% inferior al ecosistema natural.

Las emisiones determinadas en el ecosistema de bosque fueron similares a las reportadas por Keller *et al.* (1993) y Velthof *et al.* (1996), quienes detectaron niveles entre 5 y $10 \text{ ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Por su parte las emisiones de la actividad cañera fueron **similares** a las determinadas en pastos por Velthof *et al.* (1996) para una finca prototipo en Holanda. De acuerdo con lo anterior, la **emisión neta** en el ecosistema de caña de azúcar fue **de $-1,3 \text{ ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$** . **Este valor negativo indica la cantidad de N que este cultivo dejó de emitir con respecto al ecosistema de bosque natural.**

La emisión de CO_2 presentó gran variabilidad en el tiempo, y fue de mayor magnitud después de la aplicación del fertilizante nitrogenado, comparado con los valores determinados cuando se aplicó la fórmula completa (Fig. 7). Un primer incremento se presentó 5 días después de la fertilización ($10 \text{ ng de C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), y otro se detectó 15 después de aplicar el fertilizante ($13,5 \text{ ng de C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Ello se explica por el incremento de la población microbiana del suelo, que se produce como consecuencia de la mayor disponibilidad de nitrógeno en el sistema, como resultado del fertilizante aplicado. La hojarasca sobre el suelo incrementó la tasa de respiración (emisión de CO_2), debido a la mayor humedad del suelo, lo cual estimuló la actividad y crecimiento de los microorganismos. Weier (1996), determinó mayor cantidad de microorganismos en plantaciones de caña de azúcar donde no se realizan quemadas, con respecto a aquellas donde esta práctica es común. Posteriormente,

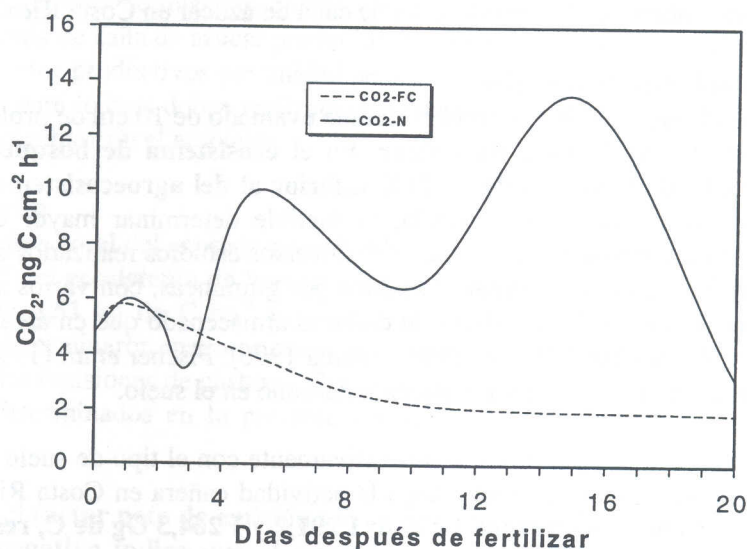


Fig. 7. Emisión de CO₂ en un suelo cultivado con caña de azúcar en Cartago, 1998.

la emisión disminuyó linealmente hasta 20 días después de fertilizar, donde alcanzó valores basales. Probablemente, la disminución en la disponibilidad de nitrógeno en el sistema afectó negativamente la población de las bacterias del suelo, lo cual indirectamente redujo la emisión del CO₂.

La emisión de CO₂, después de la fertilización con la fórmula completa, presentó un comportamiento descendente bastante regular (Fig. 7), siendo de aproximadamente 6 mg de carbono cm⁻² h⁻¹ al inicio de las mediciones, pero disminuyendo en forma sostenida hasta el día 10 después de la fertilización, donde se estabilizó en valores cercanos a los 2 ng de C cm⁻² h⁻¹. En consecuencia, se considera que este fertilizante, debido a su bajo contenido de nitrógeno (9%) y a la baja cantidad aplicada, no influyó significativamente en la población de los microorganismos del suelo, y en consecuencia, no incrementó la emisión de CO₂.

El patrón de emisión de CO₂ que se detectó luego de la aplicación de la fórmula completa, correlacionó negativamente con la concentración de amonio ($r^2 = -0,84$, $P = 0,0745$) y de nitrato ($r^2 = -0,76$, $P = 0,1396$) del suelo, aunque sin significancia estadística. Cuando se aplicó el fertilizante nitrogenado, no se detectó correlación estadística significativa entre la emisión de CO₂ y los niveles de amonio o de nitrato. Este comportamiento fue similar al determinado entre la emisión de este gas y la temperatura o el nivel de humedad del suelo.

En lo que respecta al **ecosistema de bosque natural**, este presentó una emisión de **2,87 ng de carbono cm⁻² h⁻¹** mientras que en la **actividad cañera** se detectaron en promedio **3,7 ng de carbono cm⁻² h⁻¹**. Los mayores niveles de emisión en el cultivo de caña de azúcar pueden atribuirse a la mayor concentración de materia orgánica y de carbono del suelo, con respecto a los valores determinados en el bosque natural. Keller *et al.* (1993) determinaron mayores niveles de emisión de carbono en bosques tropicales ubicados en América del Sur.

La **emisión neta de carbono** en el cultivo de **caña de azúcar**, fue de **0,83 ng de C cm⁻² h⁻¹**, lo cual representa el costo ambiental de la producción de caña de azúcar en Costa Rica.

Contenido de carbono en el suelo

El contenido de Carbono en el suelo, en el horizonte evaluado de 10 cm de profundidad, fue de **26,9 t de C ha⁻¹** en el cultivo de **caña de azúcar**. En el **ecosistema de bosque natural**, este valor correspondió a **15,7 t de C ha⁻¹**, es decir, **71% inferior al del agroecosistema**. Ello indica que en un suelo dedicado a una actividad agrícola, es factible determinar mayor cantidad de carbono retenido que en un ecosistema de bosque natural. Diversos estudios realizados en el trópico húmedo de Costa Rica demuestran que en suelos cubiertos por gramíneas, con varios años de establecidas, es posible determinar cantidades similares de carbono almacenado que en áreas de bosques natural (Ibrahim 1994, Veldkamp 1994, Torres 1995, Abarca 1996). Fischer *et al.* (1994) afirmaron que las gramíneas poseen gran capacidad para almacenar carbono en el suelo.

Asumiendo que estos valores no varían significativamente con el tipo de suelo (entre otros factores que habría que considerar), en los suelos bajo la actividad cañera en Costa Rica, en 1990, 1996 y 1997, se encontraban aproximadamente **1 129,8; 1 291,2 y 1 264,3 Gg de C, respectivamente**. Esto demuestra que la producción agrícola, además de ser una actividad de gran importancia social y económica para Costa Rica, porque proporciona alimento y genera divisas por concepto de exportaciones, también está contribuyendo de manera sistemática a mitigar el efecto invernadero al mantener cantidades importantes de carbono almacenado en el suelo.

Para fines comparativos, si se considera que un bosque tropical posee una tasa de crecimiento y fijación de **4,4 t de C ha⁻¹ año⁻¹** (Bekkering 1992), **la totalidad del carbono que se encuentra almacenado en el suelo de la actividad cañera es equivalente al que 12 839, 14 673 y 14 367 ha de bosque estarían fijando en un horizonte de 20 años, respectivamente para los mismos años mencionados anteriormente**. Esto confirma la magnitud del beneficio ambiental de este sistema de producción.

Eficiencia de emisión.

De acuerdo a las determinaciones realizadas, y la producción reportada por SEPSA (1998), se obtuvieron las siguientes **eficiencias de emisión total: 62,0; 50,3 y 53,6 g de N t⁻¹ de caña de azúcar** para 1990, 1996 y 1997, respectivamente. El mejoramiento en la eficiencia de la emisión, que se determinó en 1996, fue el resultado del incremento de la productividad, lo cual disminuyó el valor de la relación gas emitido:producto obtenido. La menor eficiencia en 1997 se debe a la existencia de un alto porcentaje de plantaciones nuevas, lo cual hizo disminuir el rendimiento promedio por área de siembra y en consecuencia disminuyó la eficiencia. Por esta razón se esperaría que en los próximos años la eficiencia mejore sustancialmente, cuando las plantaciones nuevas entren en la etapa productiva.

La **eficiencia neta de emisión** fue de **-19,3; -15,6 y -16,7 g de N t⁻¹ de caña de azúcar**, respectivamente para 1990, 1996 y 1997. Estas cifras son negativas porque la **emisión de óxido nítrico en este cultivo, fue inferior a la detectada en el ecosistema natural, e indica la cantidad de este gas que se dejó de emitir (no-emisión) por tonelada de caña producida**.

En el caso del dióxido de carbono, la **eficiencia de la emisión total** fue **55,8, 45,3 y 48,3 g de C t⁻¹ de caña de azúcar**, para los años 1990, 1996 y 1997, respectivamente, siendo la variación en la eficiencia producto de las mismas condiciones comentadas para el óxido nítrico. La **eficiencia neta de emisión**, correspondiente a los mismos años, fue **12,5; 10,2 y 10,9 g de C t⁻¹ de caña de azúcar**.

Los resultados anteriores demuestran que la cantidad de óxido nitroso y de dióxido de carbono emitido por tonelada de caña de azúcar producida fueron bajas. Ello es un indicador de que en Costa Rica los rendimientos productivos por unidad de superficie son altos. Sin embargo, la productividad puede mejorarse, para lo cual deben realizarse esfuerzos para lograrlo y obtener así una producción de azúcar más amigable con el ambiente.

Factor de emisión

El factor de emisión total del ecosistema caña de azúcar fue de $3,60 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $3,24 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En el ecosistema de bosque natural se determinó una emisión total de $4,72 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y de $2,51 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Estos resultados son similares a los de Keller *et al.* (1993), quienes determinaron mayores emisiones de ambos gases en el bosque natural cuando los compararon con las emisiones de pasturas. Por su parte Sanhueza *et al.* (1990) determinaron valores similares a los determinados en la presente investigación para la emisión de óxido nitroso del bosque.

Para Costa Rica, el factor neto de emisión fue de $-1,12 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; y de $0,73 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La cifra negativa indica que el nivel de emisión del agroecosistema es menor que el determinado en el ecosistema natural.

Emisión neta total en Costa Rica

La emisión neta total de N_2O y de CO_2 para Costa Rica, se presenta en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Emisión neta de N_2O y de CO_2 , en Gg de N y C, en plantaciones de caña de azúcar en tres diferentes años. Costa Rica. 1999.

Variable	1990	1996	1997
Area sembrada, ha	42 000	48 000	47 000
N, Gg.	-0,0470	-0,0537	-0,0526
C, Gg.	0,0307	0,0350	0,0343

Las emisiones que se derivan de esta actividad agrícola fueron bajas para el dióxido de carbono y en el caso del óxido nitroso, este agroecosistema emitió menor cantidad que la determinada en el bosque natural. Es por esta razón que la emisión neta es negativa en el caso del nitrógeno, y ello representa la cantidad de este gas que emite en mayor cantidad el ecosistema natural.

Balance de emisiones

Con el propósito de comprender mejor la influencia de la producción de caña de azúcar en el Cambio Climático, se presenta un balance parcial para esta actividad, desde el punto de vista de emisión y captura de carbono.

En Costa Rica, la producción de caña de azúcar fijó **104,90; 150,71 y 139,89 Gg de carbono** en las cosechas de 1990, 1996 y 1997, respectivamente. A esta cantidad se debe agregar la cifra correspondiente al carbono que se encuentra fijado en la lámina de suelo evaluada, y que corresponde a **26,9 t de C ha^{-1}** . En consecuencia, y bajo la presunción de que estos valores no cambian significativamente, por factores como clima, suelo y manejo de la plantación, se estimó

que para 1990, 1996 y 1997 la actividad cañera mantuvo en su ciclo **1 235, 1 442 y 1 404 Gg de C**, respectivamente. Este carbono es equivalente al que **14 030, 16 385 y 15 957 ha de bosque podrían fijar en un horizonte de 20 años**. Sin embargo, si se considera del carbono almacenado en el suelo, solo la diferencia favorable al agroecosistema (**11,2 t ha⁻¹**), el total mantenido en el ciclo de cultivo sería de **575,3; 688,3 y 666,3 Gg**, respectivamente para 1990, 1996 y 1997.

De acuerdo con las determinaciones realizadas en este estudio, las **emisiones totales** de N₂O y de CO₂ en Costa Rica, para 1990, 1996 y 1997, fueron de **0,151; 0,173 y 0,169 Gg de N**, respectivamente, y de **0,136; 0,155, 0,152 Gg de C**. De acuerdo con lo anterior, es posible obtener la cantidad total de **carbono equivalente**, emitido en el sistema de producción de caña de azúcar, el cual corresponde a **16,32; 18,69 y 18,26 Gg** para 1990, 1996 y 1997, respectivamente.

Finalmente, **sin incluir el carbono almacenado en el suelo**, es decir, considerando únicamente el carbono que anualmente es fijado en la producción de caña de azúcar, es posible obtener un balance, al descontar la cantidad de carbono equivalente emitido al carbono fijado. Las cifras finales presentan un balance positivo para el ecosistema de caña de azúcar, ya que en 1990, 1996 y 1997 este cultivo fijó **88,58; 132,0 y 121,63 Gg de carbono**.

En consecuencia y de acuerdo con lo anterior, **la actividad cañera presenta una fijación neta de carbono por año**, solo por la **producción de azúcar**, que es equivalente a lo que **1 006, 1 500 y 1 382 ha de bosque, fijarían en un plazo de 20 años**.

Estos resultados demuestran que este cultivo es muy eficiente en la fijación del carbono atmosférico y que los esfuerzos para mejorar su productividad, incrementan también la fijación de carbono. El ciclo de éste es relativamente corto, no obstante, se encuentra dentro de un ciclo productivo de un cultivo perenne, lo cual asegura su continua fijación. Esto disminuye el carbono ocioso de la atmósfera, que es el que causa el problema del Calentamiento Global del Planeta.

En términos generales, la caña de azúcar es un cultivo amigable con el ambiente y no contribuye con el efecto invernadero, lo cual la convierte en una actividad que debería ser incluida dentro de los planes de pago por servicios ambientales, similares a los que se proporcionan al sector forestal.

Conclusiones

Se determinó que la aplicación de fertilizante estimuló la emisión del óxido nitroso, siendo los niveles de emisión de este gas nitrogenado mayores en el ecosistema de bosque natural; por su parte la emisión de dióxido de carbono fue mayor en el cultivo de la caña de azúcar que en el bosque natural. También se determinó un efecto positivo de la temperatura del suelo sobre los niveles de emisión de óxido nitroso en presencia de alta disponibilidad de nitrógeno en el suelo.

En lo que respecta al carbono almacenada en el suelo del ecosistema de caña de azúcar, la cantidad determinada fue mayor en el cultivo que en el bosque natural, en consecuencia esta actividad se puede considerar un sumidero de carbono atmosférico.

Por lo tanto, se recomienda incluir esta actividad agrícola dentro de los planes para el pago por servicios ambientales por fijación de carbono, similares a los ofrecidos al sector forestal, así como determinar el efecto de diferentes variables del suelo sobre los niveles de emisión, de óxido nitroso y de dióxido de carbono. Es necesario disponer de más información para efectuar un balance completo en esta actividad agrícola, y diseñar alternativas para incrementar la cantidad de carbono fijado.

Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en estrella africana

Emisión de óxido nítrico y dióxido de carbono del suelo

La emisión de óxido nítrico presentó fluctuaciones importantes durante el tiempo de muestreo, determinándose la mayor magnitud ($17 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) el segundo día después de la aplicación del fertilizante (Fig. 8). Otro incremento se detectó 5 días después de ésta ($8,0 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). El nivel más bajo de emisiones fue determinado 20 días después de fertilizar, con valores de $0,8 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Este comportamiento fue similar al reportado por Velthof *et al.* (1996) quienes detectaron incrementos en la emisión de N_2O después de la aplicación de fertilizante nitrogenado. Por su parte Davidson *et al.* (1996), también determinaron altas emisiones de este gas 24 horas después de la aplicación de fertilizante. Ello probablemente se debe a la presencia de bacterias nitrificadoras, las cuales son capaces de producir N_2O rápida y directamente del fertilizante aplicado, y producir N-NO_3 que puede ser reducido posteriormente a N_2O vía denitrificación (Davidson *et al.* 1996).

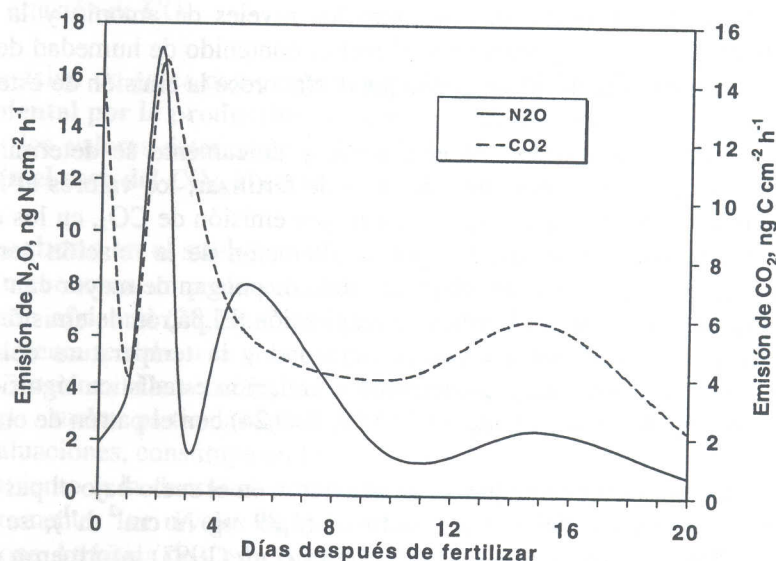


Fig. 8. Emisión de óxido nítrico y de dióxido de carbono del suelo bajo pasto estrella africana, Cartago, Costa Rica. 1998.

Estos resultados demuestran que existe una relación directa entre la aplicación del fertilizante nitrogenado y el patrón de emisión del óxido nítrico, lo cual coincide con lo señalado por Veldkamp *et al.* (1994), comprobándose que las mayores fluctuaciones se presentan durante los primeros días después de la aplicación del fertilizante. Ello está asociado al proceso de denitrificación, aspecto que también había sido señalado por Christensen (1983) y que parece estar estimulado por el reciclaje de nitrógeno que efectúan los animales (excretas líquidas y sólidas) (Velthof *et al.* 1996). Bouwman (1995) afirma que el reciclaje efectuado por los animales en pastoreo influye notoriamente en la emisión de N_2O . Además, según Kirchgessner *et al.* (1994)

cuando se presenta un consumo de proteína cruda superior a 13%, lo cual ocurre regularmente en animales en pastoreo, se incrementa el contenido de nitrógeno en las excretas. En este sentido, la tasa de denitrificación aumenta como resultado del nitrógeno reciclado, porque este solo afecta entre el 10% y 15% del área total en pastoreo, siendo la tasa de liberación de N_2O alta (Ruz-Jerez *et al.* 1994).

Por otra parte, la temperatura y humedad del suelo parecen influenciar la emisión de N_2O durante los primeros días después de la aplicación del fertilizante, pero después de 5 días de aplicado este, la influencia de estas dos variables fue prácticamente nula. Varios investigadores también han informado sobre esta relación. Jarvis *et al.* (1994) determinaron que la humedad y la temperatura del suelo influyeron en la emisión de N_2O . Al respecto Veldkamp *et al.* (1994) y Gardini *et al.* (1991) también informaron que los mayores flujos de N_2O correspondieron a los mayores niveles de humedad del suelo, probablemente por las condiciones de anaeróbicas que estimulan la formación y posterior emisión del N_2O .

La concentración de nitratos ($N-NO_3$) presentó una correlación positiva con el patrón de emisión de óxido nitroso ($r^2=0,64$, $P=0,0892$), lo cual coincidió con los resultados obtenidos por Weier *et al.* (1991). La concentración de $N-NH_4$ no mostró correlación estadística significativa con la emisión de N_2O , lo cual difiere de lo informado por Davidson *et al.* (1996) y por Veldkamp *et al.* (1994), quienes determinaron una relación directa entre los niveles de amonio y la emisión del óxido nitroso. Esta diferencia puede explicarse por el menor contenido de humedad del suelo, lo que a su vez implica mayor disponibilidad de oxígeno, que desfavorece la emisión de este gas nitrogenado.

El CO_2 presentó menor variabilidad en el tiempo, y únicamente se determinaron fluctuaciones importantes durante los dos primeros días después de fertilizar; los valores al final del período de muestreo fueron relativamente bajos (Fig. 8). La mayor emisión de CO_2 , en los dos días posteriores a la aplicación del fertilizante, se explica por la alteración de la relación carbono:nitrógeno del suelo, que provoca que los microorganismos del suelo dispongan de mayor cantidad de nitrógeno y en consecuencia incrementan su población y su respiración. El patrón de emisión del CO_2 no parece estar influenciado por factores tales como la humedad y la temperatura del suelo y aunque mostraron una tendencia inversa, no presentaron correlación estadística significativa. Tampoco se detectó correlación estadística significativa ($r^2=0,50$; $P=0,24$) con el patrón de emisión del N_2O .

Al comparar las emisiones promedio que se determinaron en el suelo bajo el pasto **estrella africana** ($3,58 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) con las del **bosque natural** ($5,39 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), se determinó que las emisiones fueron **50% mayores** en este último. Keller *et al.* (1993) informaron emisiones similares en el ecosistema de bosque natural con un ámbito de $5-10 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Las emisiones determinadas en esta investigación en la pastura fueron menores a las obtenidas por Velthof *et al.* (1996) ($5,33 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) bajo otras condiciones climáticas. Las emisiones determinadas en la zona Atlántica de Costa Rica por Veldkamp *et al.* (1994) en una pastura de *Brachiaria brizantha* fertilizada con $300 \text{ kg de nitrógeno ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ fueron sustancialmente superiores ($25,82 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) probablemente como resultado de las condiciones típicas del trópico húmedo que caracterizan esa región.

Los niveles de emisión de N_2O determinados en el bosque natural se debieron entre otros factores a los altos contenidos de $N-NO_3$ de ese ecosistema. Esta condición es producto de la alta tasa de reciclaje de nitrógeno que ocurre en estos ecosistemas (Vitousek y Matson 1988), y al ser este compuesto nitrogenado precursor del N_2O , contribuye a que se presenten emisiones altas de este gas

nitrogenado. En el caso de la pastura, esta presentó niveles significativamente más bajos de N-NO_3 que el bosque natural.

Por otra parte, las características del suelo bajo la pastura, particularmente la alta proporción de arena, desfavorecen las condiciones para que ocurran fuertes emisiones de óxido nitroso, porque al existir aireación, producto de la presencia de altos niveles de arena y la poca compactación determinada en el suelo superficial, se desestimula la denitrificación, uno de los procesos donde se genera este gas. Esto explica en parte las menores emisiones determinadas en el suelo bajo la gramínea.

De acuerdo con lo anterior y acorde con lo señalado por Veldkamp *et al.* (1994), a pesar de que en el trópico existen condiciones para que se produzcan grandes emisiones de óxido nitroso, éstas no siempre ocurren.

En el caso del CO_2 , las emisiones determinadas en el **bosque natural** ($2,87 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) fueron 140% menores que el promedio determinado en el suelo bajo pasto **estrella africana** ($6,88 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Ello es producto de la actividad de los microorganismos del suelo, que disponen constantemente de cantidades importantes de nitrógeno (del fertilizante y de reciclaje) y carbono (proveniente de las excretas), lo cual favorece sus poblaciones. Esto se reflejó de manera indirecta en los niveles de emisión de CO_2 .

En cuanto a la emisión de gases con efecto invernadero, **específicamente en el caso del N_2O no existe costo ambiental por la producción de leche que se obtiene del consumo de pasto estrella africana**, ya que los valores determinados en la pastura fueron inferiores a los detectados en el bosque natural. **En el caso del CO_2 , el costo ambiental sería de $4,01 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$.**

Contenido de carbono en el suelo

El contenido de carbono en un perfil de suelo de 10 cm de profundidad, fue **33% mayor en la pastura de estrella africana** ($20,9 \text{ t C ha}^{-1}$) que en el ecosistema de **bosque natural** ($15,7 \text{ t C ha}^{-1}$). Ello posiblemente se debe a la gran cantidad de biomasa radical que se encuentra en el suelo donde crece esta gramínea. De acuerdo con las investigaciones realizadas por el CIAT (1993) las características del suelo, particularmente la alta proporción de arena determinada donde se efectuaron las evaluaciones, constituye un factor que estimula el desarrollo radical, y esta condición favorece el crecimiento y la densidad de las raíces (Veldkamp 1994), siendo este un factor que contribuye a incrementar los niveles de materia orgánica en el suelo. En evaluaciones previas realizadas en la zona Atlántica de Costa Rica (Veldkamp 1994, Ibrahim 1994, Torres 1995, Abarca 1996) se determinaron cantidades similares de carbono almacenado en el suelo del bosque natural y de pasturas.

Si se asume que los contenidos de carbono en el suelo no varían significativamente, por factores tales como la carga animal y la topografía (es necesario investigar la influencia de estos y otros factores sobre esta variable), en 1992 en Costa Rica existían aproximadamente **8 932 Gg de C almacenados en los suelos manejados con pasto estrella africana. Esto equivale al carbono que 101 500 ha de bosque podría almacenar en un horizonte de 20 años**, asumiendo una tasa de fijación de $4,4 \text{ t de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Bekkering 1992).

En este sentido es importante destacar que este sistema de producción, además de constituir una actividad de la cual dependen económicamente muchas familias de pequeños productores, contribuye a mitigar el efecto invernadero, porque fija y mantiene cantidades importantes de

carbono en su ciclo productivo; también contribuye de manera directa a la disponibilidad de un alimento indispensable en la dieta humana.

Factor de emisión

En el suelo con **pasto estrella africana** se presentó una **emisión total** de **3,14 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y de **6,03 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. El factor de emisión total para el nitrógeno, fue inferior al determinado por Velthof y Oenema (1997) para una finca prototipo en Holanda, y por Ruz-Jerez *et al.* (1994) en pasto fertilizando, ambos determinaron 5,3 kg de N ha⁻¹ año⁻¹. No obstante, está dentro del rango reportado por Eichner *et al.* (1990) para diferentes sistemas agrícolas con aplicación de cantidades similares de nitrógeno al usado en la finca evaluada.

Con respecto al ecosistema de **bosque natural**, estos valores correspondieron a **4,72 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y **2,51 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. En consecuencia, los valores de **emisión neta** en el ecosistema de pastura correspondieron a **-1,58 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y a **3,51 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**, **lo cual demuestra un balance favorable para la pastura en el caso del óxido nitroso, mientras que el bosque natural emite menor cantidad de C**. Los resultados de óxido nitroso del bosque concuerdan con valores informados por otros investigadores (Sanhueza *et al.* 1990, Keller *et al.* 1993, Matson y Vitousek 1995) quienes determinaron mayores emisiones en el ecosistema de bosque natural que en pasturas. Esta información es congruente con observaciones realizadas por Keller *et al.* (1986), McElroy y Wofsy (1986), y Matson y Vitousek (1995), quienes coinciden en que grandes emisiones de N₂O son características de los bosques tropicales. Ello se debe a que los flujos de N₂O son sustancialmente mayores en estos bosques que en cualquier otro bioma, lo cual se relaciona con la rápida transformación del nitrógeno en el suelo y su circulación a través de la vegetación. El nitrógeno aparece en exceso en el bosque húmedo y de acuerdo con mediciones en la troposfera, basados en la distribución de este gas en la estratosfera, las latitudes tropicales son la mayor fuente de N₂O y tienen la mayor concentración de este gas (Matson y Vitousek 1995).

Además, esto demuestra la eficiencia de la utilización del nitrógeno en ecosistemas de gramíneas mejoradas; el pasto estrella africana presenta alta respuesta a este fertilizante. Ello se debe a la gran cobertura del suelo por la biomasa aérea, que impide la acción directa de los rayos solares sobre la superficie del suelo, y especialmente por la gran biomasa radical, con un alto porcentaje de la misma en la parte superficial del suelo, lo cual favorece el aprovechamiento de un alto porcentaje del fertilizante aplicado.

En lo que respecta al C, este es emitido en mayor cantidad por suelos cubiertos por la pastura que en el bosque natural, debido a la alta y acelerada tasa de crecimiento de esta especie forrajera, que ocasiona el depósito de cantidades importantes de materia orgánica sobre el suelo debido al pastoreo, el cual también provoca la mortalidad de raíces superficiales. La descomposición de ese material por microorganismos del suelo, que son estimulados por la disponibilidad de nitrógeno en el sistema, explica las mayores emisiones de este gas en la pastura.

Emisión neta total en Costa Rica

La emisión neta total de N₂O y de CO₂ en suelos bajo pasto estrella africana en Costa Rica se presenta en el Cuadro 2. El análisis se realizó para 1992 debido a la falta de información más actualizada sobre las áreas de pasturas.

La emisión nacional de ambos gases fue baja; sin embargo, debido a la imposibilidad de obtener una estimación de la producción de leche obtenida solo con esta especie de pasto, no fue posible calcular la eficiencia de emisión por unidad de producto producido, para compararla con resultados

Cuadro 2. Emisión neta de N_2O y de CO_2 , en Gg de N y C, en pasto estrella africana (*C. nlemfuensis*) fertilizado con nitrógeno. Costa Rica. 1999.

Variable	1992
Area, ha	427 370
N, Gg.	-0,675
C, Gg.	1,5

resultados de otras investigaciones. No obstante, es importante resaltar que la actividad ganadera de leche basada en pastoreo de *C. nlemfuensis*, no contribuye a fomentar el Calentamiento Global, y por el contrario, es una actividad que actúa como amortiguador al fijar carbono atmosférico. Con base en la información generada se puede cuantificar la tendencia que se presenta en este sistema de producción.

Considerando las determinaciones y las estimaciones realizadas, la emisión total en el ecosistema de pasturas presenta una magnitud de $-70,82$ Gg de C. El valor negativo indica que, los suelos bajo pasto estrella africana, emiten esa cantidad de carbono menos que el ecosistema de bosque natural. Además, si a este valor se le suma la cantidad de C almacenado en el suelo bajo esta especie forrajera ($2\,222$ Gg de C), se obtiene una cantidad importante de carbono mantenido dentro del ciclo productivo de la ganadería de leche, equivalente al carbono que $26\,055$ ha de bosque estarían fijando en un horizonte de 20 años (Bekkering 1992). Ello es muy significativo desde el punto de vista social y económico, porque esta actividad productiva genera empleo en zonas rurales y es una fuente de alimentos, a la vez que genera divisas al país por la exportación de productos lácteos.

En consecuencia, debido a que mantiene cantidades importantes de carbono dentro del sistema de producción y a la condición de no-emisión determinada, esta actividad debería ser compensada económicamente mediante el pago por servicios ambientales, similar al otorgado al sector forestal, debido a su contribución en la fijación de carbono atmosférico y la consecuente reducción del efecto invernadero causado por la acumulación de CO_2 y de N_2O en la atmósfera.

Conclusiones

Existe influencia directa del nitrógeno aplicado como fertilizante sobre el patrón de emisión del óxido nitroso, siendo la emisión total de óxido nitroso mayor en el suelo del bosque natural que en el suelo bajo pasto estrella africana, siendo superiores las emisiones de dióxido de carbono en el ecosistema de pasto evaluado. La concentración de carbono en el suelo, bajo pasto estrella africana es mayor que la determinada en un ecosistema de bosque natural ubicado en la misma zona de vida.

Los resultados muestran que la ganadería de leche es una actividad que actúa como sumidero de carbono atmosférico en el suelo. Por lo tanto, sería recomendable incluir esta actividad en el sistema de pago de servicios ambientales por el carbono que fija de la atmósfera, así como determinar el efecto de diferentes variables sobre los niveles de emisión de estos gases con efecto invernadero. Es necesario diseñar alternativas de reducción de la emisión de estos gases para obtener sistemas de producción de leche aún más amigables con el ambiente.

Fijación de carbono y emisión de gases con efecto invernadero en pasto kikuyo

Emisión de óxido nitroso y dióxido de carbono del suelo

La emisión de óxido nitroso presentó fluctuaciones importantes durante el tiempo de evaluación, y una tendencia exponencial ($r^2=0,76$, $P=0,0564$; $Y= 6,50 - 0,11x + 0,042x^2$), determinándose la mayor magnitud ($21 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) a los 20 días después de fertilizar; un primer incremento se presentó 5 días después de fertilizar ($12,4 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Fig. 9). La aplicación de fertilizante nitrogenado estimuló la emisión del óxido nitroso, y predispone ciertas condiciones que hacen que la emisión se incremente en el tiempo. De manera similar, Christensen (1983) y Velthof *et al.* (1996) determinaron incrementos en el flujo de N_2O luego de la aplicación de fertilizante nitrogenado, los que posteriormente presentaron niveles de emisión similares a los determinados en pasturas sin fertilizar. Ello probablemente se debe a la presencia de bacterias nitrificadoras, capaces de producir N_2O , rápida y directamente del fertilizante aplicado, y producir N-NO_3 que puede ser reducido posteriormente a N_2O vía denitrificación (Davidson *et al.* 1996).

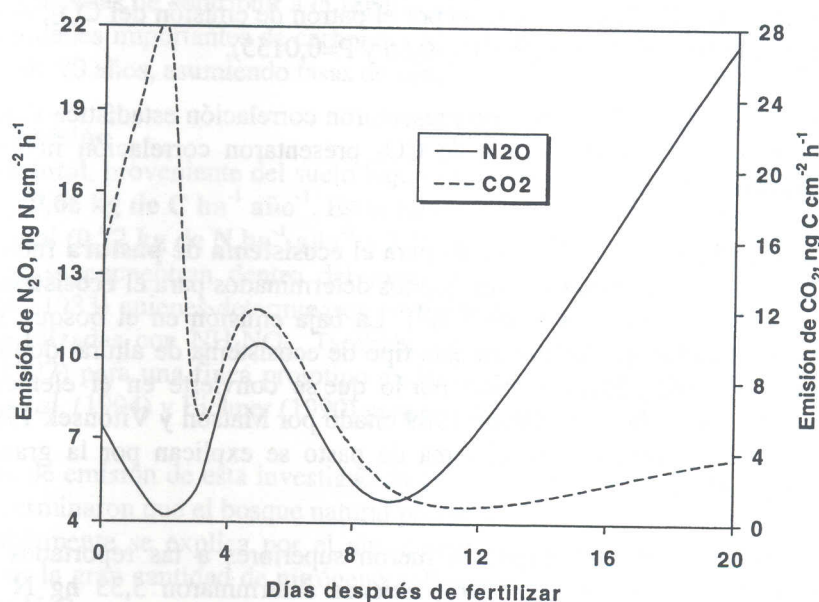


Fig. 9. Emisión de óxido nitroso y de dióxido de carbono en pasto kikuyo. Cartago, Costa Rica. 1998.

El patrón de emisión del óxido nitroso correlacionó ($r^2=0,77$ y $P=0,0439$) con el nivel de amonio (N-NH_4) en el suelo, lo cual coincide con lo informado por Davidson *et al.* (1996), quienes determinaron que la emisión de N_2O se incrementó cuando las concentraciones de N-NH_4 fueron altas. La humedad y el contenido de nitrato (N-NO_3) también mostraron relación con la emisión de N_2O , aunque sin significancia estadística. En este sentido, Christensen (1983), Weier *et al.* (1991) y Veldkamp *et al.* (1994) determinaron una relación directa entre el nivel de humedad del suelo y la emisión de N_2O , así como también con la temperatura del suelo y los niveles de N-NO_3 . Gardini *et*

al. (1991) también establecieron relaciones entre el contenido de humedad y la disponibilidad de carbono del suelo con la emisión de N_2O , lo cual se explica porque los microorganismos del suelo requieren de una fuente de energía para posteriormente reducir los nitratos. En esta evaluación, los valores de carbono orgánico fueron altos, influyendo en los niveles de emisión determinados. Los incrementos en los niveles de humedad del suelo contribuyeron a disminuir el oxígeno disponible, incrementó la actividad denitrificadora y en consecuencia también aumentó la producción de N_2O . Según Christensen (1983), ello elevaría la concentración de N_2O en el suelo y posteriormente, la emisión de este gas. Además, debe considerarse que el N_2O puede acumularse durante la nitrificación de la urea, y constituir una importante fuente de denitrificación y según Magalhaes *et al.* (1987), el óxido nitroso perdido durante este proceso, en un suelo ácido, puede ser derivado completamente del fertilizante nitrogenado.

El CO_2 presentó alta variabilidad, disminuyendo la magnitud de la emisión con el tiempo (Fig. 9). La mayor emisión de este gas se presentó durante los primeros días después de la aplicación del fertilizante y se debió a la alteración de la relación carbono:nitrógeno, permitiendo a los microorganismos del suelo disponer de mayor cantidad de nitrógeno, y en consecuencia, a incrementar la población y su respiración. Sin embargo, la rápida disminución de la emisión de CO_2 podría ser el resultado de la pérdida acelerada del nitrógeno aplicado debido a la topografía del terreno (con pendiente de más de 30%), la cual estimularía el lixiviado de este elemento por el patrón de precipitación pluvial. Ello es apoyado por el patrón de emisión del CO_2 , el cual presentó correlación inversa con la humedad del suelo ($r^2=-0,85$ y $P=0,0155$).

Las concentraciones de $N-NH_4$ y de $N-NO_3$ no presentaron correlación estadística significativa con el CO_2 . Los patrones de emisión de N_2O y de CO_2 presentaron correlación inversa ($r^2=-0,28$) aunque sin significancia estadística.

Los valores promedio de la emisión determinada para el **ecosistema de pastura** fueron **7,28 ng N $cm^{-2} h^{-1}$** y **10,35 ng C $cm^{-2} h^{-1}$** , siendo mayores que los determinados para el **ecosistema de bosque natural** (**0,83 ng N $cm^{-2} h^{-1}$** y **2,5 ng C $cm^{-2} h^{-1}$**). La baja emisión en el bosque se debió a la reducida tasa de mineralización que ocurre en este tipo de ecosistema de altura, donde el reciclaje de nitrógeno es lento (Vitousek y Matson 1988), por lo que se convierte en el elemento limitante para la producción primaria del bosque (Grubb 1989 citado por Matson y Vitousek 1990). Además, los mayores valores de emisión en el ecosistema de pasto se explican por la gran cantidad de fertilizante nitrogenado aplicado.

Las emisiones promedio de esta investigación fueron superiores a las reportadas para *Lolium perenne* en Holanda por Velthof *et al.* (1996), quienes determinaron $5,33 \text{ ng N } cm^{-2} h^{-1}$, las diferencias se explican porque en Costa Rica la humedad de suelo fue mayor, lo cual favoreció los procesos de denitrificación y de emisión (Matson y Vitousek 1990), y por la aplicación de mayor cantidad de nitrógeno a la pastura de kikuyo. También estos valores fueron significativamente inferiores a los informados por Veldkamp *et al.* (1994) en una evaluación realizada en el trópico húmedo de Costa Rica, en la cual determinaron $25,82 \text{ ng N } cm^{-2} h^{-1}$. La diferencia en la zona de vida y en los mayores niveles de humedad imperantes en esa región, con respecto a las existentes en la presente investigación explica estas diferencias.

Contenido de carbono en el suelo

La cantidad de carbono almacenado o fijado, en la lámina de suelo evaluada (de 10 cm de profundidad), fue 17% mayor en el ecosistema de pasto debido a la densidad de la biomasa radical que posee esta gramínea, que consecuentemente y debido a la constante tasa de reposición de la

misma, se favoreció la concentración de materia orgánica, lo cual incrementó la cantidad de carbono orgánico. Según Veldkamp *et al.* (1994) las especies de pastos mejoradas producen mayor cantidad de biomasa radical y a mayor profundidad del suelo, lo cual favorece la acumulación de carbono en el perfil del suelo.

En términos absolutos, en el **suelo bajo pasto** se determinó **41,2 t de C ha⁻¹**, mientras que en el ecosistema de **bosque natural** se determinaron **35,2 t de C ha⁻¹**. Estos valores coinciden con la tendencia informada por Ibrahim (1994), Veldkamp *et al.* (1994), Torres (1995) y Abarca (1996), quienes obtuvieron cantidades similares de carbono por unidad de área en el bosque primario y suelos con actividades ganaderas en la zona Atlántica de Costa Rica. Ello también es congruente con los resultados obtenidos por Fischer *et al.* (1994) quienes con base en resultados de investigaciones en América del Sur han señalado el gran potencial que tienen las gramíneas para almacenar carbono en el suelo.

De acuerdo con esta información, y asumiendo que no se presentan variaciones importantes, por factores como manejo y condiciones de suelo, y considerando una lámina de suelo de 10 cm de profundidad del área total cubierta por esta especie, en Costa Rica en 1992 existían **9 847,6 Gg de C fijado**. Esta información es muy importante, especialmente para países que han basado su desarrollo en la actividad agrícola, porque demuestra que en estos sistemas de producción, los agricultores además de contribuir a la seguridad alimentaria del país, también están contribuyendo a retener cantidades importantes de carbono, equivalentes a lo que **111 905 ha de bosque** fijarían en un período de 20 años, asumiendo tasas de fijación de 4,4 t de carbono ha⁻¹ (Bekkering 1992).

Factor de emisión

La **emisión total**, proveniente del suelo bajo pasto kikuyo, presentó una magnitud de **6,38 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y **9,06 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. Estas fueron superiores a las determinadas en el ecosistema de bosque natural (**0,72 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y **2,19 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**). Los valores de emisión total de las pasturas se encuentran dentro del rango reportado por Webster y Dowdell (1982), y por Christensen (1983) quienes determinaron pérdidas del orden de los 7,3 a 17,3 kg de N ha⁻¹ año⁻¹ en pasturas fertilizadas con NH₄NO₃. También son similares a los valores reportado por Velthof y Oenema (1997) para una finca prototipo en Holanda, y superiores a los valores determinados por Ruz-Jerez *et al.* (1994) y Eichner (1990) para suelos agrícolas.

Los valores de emisión de esta investigación contrastan con los reportados por Keller *et al.* (1993), quienes determinaron que el bosque natural presentaba mayores niveles de emisión que las pasturas. Ello probablemente se explica por el alto contenido de materia orgánica en el suelo bajo pasto kikuyo y por la gran cantidad de nitrógeno aplicado a esta gramínea, dos aspectos que estimulan la emisión del N₂O.

La **emisión neta** determinada en el suelo bajo pasto **kikuyo** fue, en promedio, **5,65 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y **6,87 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**, y ello corresponde al costo ambiental, en Costa Rica, por la producción de leche con esta especie de pasto.

La cantidad de óxido nitroso y de dióxido de carbono emitido por unidad de área fue relativamente baja. Sin embargo, es factible realizar esfuerzos para disminuir la magnitud de la emisión, convirtiendo la producción de leche en una actividad menos emisora de gases con efecto invernadero.

Emisión neta total en Costa Rica

La **emisión neta total** de N_2O y de CO_2 para Costa Rica, que se presenta en el Cuadro 2, se calculó bajo el supuesto de que no se presentan variaciones importantes por el suelo, clima y manejo del pastoreo. Este análisis se limitó a 1992 debido a la falta de información actualizada sobre las áreas de pasturas.

Cuadro 2. Emisión neta total de N_2O y de CO_2 , en Gg de N y C, en pasto kikuyo (*P. clandestinum*) fertilizado. Costa Rica. 1999.

Variable	1992
Area, ha	239 020
N, Gg.	1,35
C, Gg.	1,64

La emisión neta total de ambos gases no fue alta; sin embargo, con la información disponible no es posible calcular la eficiencia por unidad de producto, parámetro apropiada para comparar estos resultados con los de otras investigaciones. No obstante, lo importante es destacar que la ganadería de leche, no contribuye significativamente con el Calentamiento Global. Sin embargo, un balance parcial puede ofrecer una idea de lo que puede estar sucediendo en este sistema de producción.

Al considerar la **emisión neta en el ámbito nacional**, que se determinó para 1992 (**146,28 Gg de carbono**), y si se asume que la mayor cantidad de carbono almacenado en el suelo (perfil de 10 cm de profundidad) bajo la pastura se ha acumulado en un período de 20 años, es posible que se hayan estado fijando, en promedio **300 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. Al realizar los cálculos correspondientes, se obtiene un total de carbono fijado en el ámbito nacional, en el suelo bajo pasto kikuyo, de **71,7 Gg de carbono** para 1992. Con base en ello se puede obtener la **emisión neta**, que para el mencionado año fue de **312 kg de C ha⁻¹**. Esta cifra disminuirá significativamente cuando se cuantifique el carbono que es fijado por el componente arbóreo que se encuentra presente en este sistema de producción.

Lo anterior confirma que los niveles de emisión en el sistema de producción de leche son reducidos. Sin embargo, se requiere de información completa de las emisiones y de las cantidades que se fijan de gases con efecto invernadero en esta actividad, para efectuar un balance y determinar el verdadero impacto de estos sistemas de producción en el Cambio Climático Global.

Conclusiones

La emisión de óxido nitroso en el suelo bajo pasto kikuyo fue influenciada por la aplicación de fertilizante nitrogenado, afectando también la emisión del dióxido de carbono, correlacionando positivamente la emisión del óxido nitroso con la concentración de los compuestos nitrogenados evaluados. Ambos gases evaluados presentaron mayores niveles de emisión en el ecosistema de pastura comparado con el ecosistema de bosque natural.

La cantidad de carbono almacenada en el suelo fue mayor en el ecosistema de pasturas, comprobándose que los pastos mejorados constituyen importantes sumideros de carbono.

Por lo tanto, se recomienda continuar las investigaciones para determinar la importancia de diferentes factores sobre la emisión de estos gases con efecto invernadero, derivados de la actividad de producción de leche en sistemas intensivos, así como diseñar modelos de simulación para buscar alternativas de producción más eficientes desde el punto de vista ambiental. Se hace necesario fomentar la utilización de especies de pastos mejoradas en los sistemas de producción ganadera para incrementar tanto la rentabilidad de esta actividad como también la armonía con el ambiente.

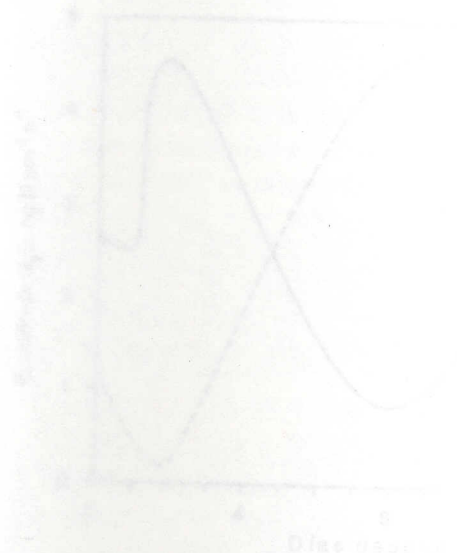


Fig. 10. Emisión de gases con efecto invernadero (CO₂ y CH₄) en kikuyo.

Fijación de carbono y emisión de gases con efecto invernadero en suelos bajo pasto ratana

Emisión de óxido nitroso y dióxido de carbono del suelo

La emisión de N_2O presentó mayor fluctuación en el tiempo, aunque de menor magnitud que la observada en el CO_2 (Fig. 10). En el N_2O se determinaron fluctuaciones importantes y similares a los 2 y a los 15 días después del pastoreo (aproximadamente $4,5 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Los menores valores ($0,3 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) se detectaron 8 días después de este.

El primer incremento en los niveles de emisión de N_2O se presentó durante los días posteriores al pastoreo debido a una mayor disponibilidad de nitrógeno en el suelo, producto del reciclaje que realizan los animales en pastoreo, y que en interacción con las condiciones propias del clima, las características del suelo y nivel de humedad, ofrecieron las condiciones apropiadas para que se incrementaran los niveles de nitratos, y en consecuencia se presentara la emisión del óxido nitroso.

De acuerdo con Velthof *et al.* (1996) el porcentaje de N_2O que proviene de las excretas (líquidas y sólidas) de los animales puede ser mayor que el proveniente del nitrógeno del fertilizante, lo cual ha sido señalado también por Bouwman (1995), quien determinó la importancia del reciclaje de nitrógeno en los niveles de emisión. Según Kirchgessner *et al.* (1994) debido al consumo de más de 13% de proteína cruda en la dieta, lo cual ocurre muy regularmente en animales en pastoreo, se presenta un aumento del contenido de nitrógeno en las excretas. En este sentido, la tasa de denitrificación es mayor como resultado del nitrógeno reciclado, debido a que este solo afecta entre el 10% y 15% del área total en pastoreo, por lo que la tasa de liberación de N_2O es alta (Ruz-Jerez *et al.* 1994).

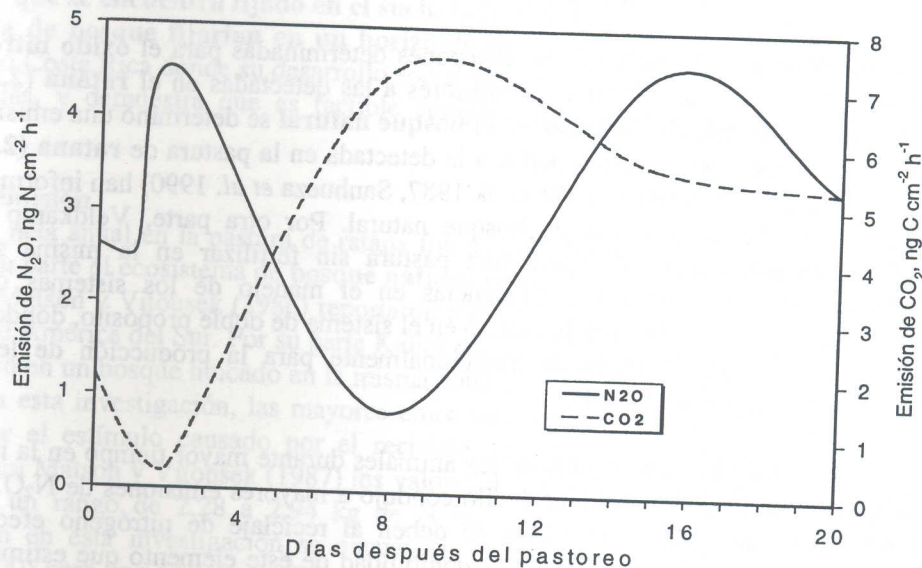


Fig. 10. Emisión de óxido nitroso y de dióxido de carbono en pasto ratana. Limón, 1998.

El segundo incremento en la emisión del N_2O se presentó como consecuencia de un efecto combinado de diversos factores: temperatura y humedad del suelo (los que se incrementaron 10 días después del pastoreo), y altos niveles de $N-NH_4$ y de $N-NO_3$, que estimularon la formación y emisión de este gas nitrogenado. En este sentido, la emisión de N_2O correlacionó positivamente y de manera significativa con el nivel de $N-NH_4$ ($r^2=0,83$, $P=0,0214$) y con los de $N-NO_3$ ($r^2=0,89$, $P=0,0072$). Resultados similares fueron obtenidos por Davidson *et al.* (1996) quienes determinaron que altas emisiones de N_2O coincidían con altas concentraciones de $N-NH_4$. Por su parte Gardini *et al.* (1991) y Veldkamp *et al.* (1994) informaron incrementos en la emisión de N_2O conforme se incrementó el nivel de humedad del suelo, lo cual también es estimulado por la disponibilidad de carbono en las excretas, que proporcionan la energía a las bacterias para que reduzcan el nitrato (Weier *et al.* 1993).

Estos resultados son congruentes con los determinados por Velthof y Oenema (1993) y Jarvis *et al.* (1994), quienes observaron incrementos en los niveles de emisión del N_2O en los primeros días después de la aplicación de excretas acuosas al campo de pastoreo, lo cual produce condiciones que favorecen los procesos anaeróbicos y la mayor disponibilidad de carbono a las bacterias.

El CO_2 presentó una disminución después del pastoreo de los bovinos, cuando se detectaron los menores valores ($0,36 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Posteriormente, las emisiones se incrementaron significativamente hasta alcanzar niveles aproximados a los $7,3 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Fig. 10). El comportamiento de la emisión de CO_2 no presentó correlación significativa con la temperatura ni con el contenido de humedad del suelo. La concentración de $N-NO_3$ pareció ser influenciada por la emisión del CO_2 ($r^2=0,40$) debido a que incrementos en el primero influyeron positivamente en los niveles emitidos del segundo, siendo inversa la relación con el amoníaco ($r^2=-0,23$), aunque ambos casos no presentaron significancia estadística.

El patrón de emisión para el N_2O y el CO_2 fue cuadrático, pero sin significancia estadística. Tampoco presentaron correlación estadística entre ellos.

En el ecosistema de **bosque natural**, las emisiones determinadas para el **óxido nítrico** fueron en promedio de $1,28 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, siendo inferiores a las detectadas en el **ratana** ($2,58 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). En el caso del **dióxido de carbono**, en el **bosque natural** se determinó una emisión de $2,49 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, la cual fue ligeramente superior a la detectada en la pastura de **ratana** ($2,37 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Otros investigadores (Matson y Vitousek 1987, Sanhueza *et al.* 1990) han informado emisiones mayores de N_2O para ecosistemas de bosque natural. Por otra parte, Veldkamp *et al.* (1994) determinaron emisiones inferiores para una pastura sin fertilizar en la misma zona de vida. Probablemente, ello se explica por diferencias en el manejo de los sistemas de producción evaluados, ya que esta investigación se realizó en el sistema de doble propósito, donde el período de ocupación es mayor que el utilizado tradicionalmente para la producción de leche, como el evaluado por Veldkamp *et al.* (1994).

Como consecuencia de la permanencia de los animales durante mayor tiempo en la misma pastura, se recicló mayor cantidad de nitrógeno y ello condujo a mayores emisiones de N_2O . Por tanto, las mayores emisiones de N_2O en el **ratana** se deben al reciclaje de nitrógeno efectuado por los animales en pastoreo, porque hay mayor disponibilidad de este elemento que estimula la biomasa microbiana del suelo y en consecuencia también se emitió mayor cantidad de carbono. En este sentido, Bouwman (1995) ha señalado que la cantidad de nitrógeno reciclado por los animales en pastoreo ejercen una fuerte influencia sobre los niveles de emisión de N_2O y el carbono depositado en las excretas (Weier *et al.* 1993).

La mayor compactación del suelo superficial en el ecosistema de pastura ($0,85 \text{ g ml}^{-1}$ de suelo) con respecto al determinado en el bosque natural (de $0,53 \text{ g ml}^{-1}$ de suelo) contribuye a explicar el mayor nivel de la emisión de óxido nitroso detectado para esta gramínea, ya que bajo estas condiciones se favorece la anaerobiosis, y ello contribuye a estimular el proceso de denitrificación.

Contenido de carbono en el suelo

El contenido de carbono en el suelo fue **73% mayor** cuando este estaba cubierto con ratana ($42,8 \text{ t C ha}^{-1}$) que en el ecosistema de **bosque natural** ($24,8 \text{ t C ha}^{-1}$). La mayor cantidad de carbono en el suelo bajo la pastura es producida por la biomasa radical que se encuentra en el suelo donde se cultiva y crece esta gramínea, la cual es favorecida por el alto contenido de arena en el suelo que estimula el crecimiento radical (CIAT 1993); así como por la incorporación de materia orgánica que se produce por la mortalidad de las raíces como consecuencia del pastoreo, la incorporación de residuos de la biomasa aérea, y materia orgánica producto del reciclaje de las excretas de los animales. La menor densidad del suelo en el ecosistema natural también influyó en la menor cantidad de carbono en el bosque con respecto al suelo bajo el pasto ratana.

En evaluaciones previas realizadas en el trópico húmedo de Costa Rica (Veldkamp 1994, Ibrahim 1994, Torres 1995, Abarca 1996) se determinaron cantidades similares de carbono total en el suelo cuando se compararon los valores obtenidos en pasturas con las del bosque primario. Por su parte Texeira y Rogger (1988) no determinaron diferencias en el contenido de carbono del suelo cubierto por bosque primario y por pasturas.

De acuerdo con las determinaciones realizadas, y asumiendo que los contenidos de carbono en el suelo no varían significativamente por factores como el tipo de suelo y la carga animal, y según el área estimada de esta pastura (Savitsky *et al.* 1992) en 1992 en Costa Rica se encontrarían aproximadamente **32 478 Gg de C** en los suelos bajo pasto ratana.

Para fines comparativos, si se asume una tasa de fijación de carbono de $4,4 \text{ t ha}^{-1}$ (Bekkering 1992), **el carbono que se encuentra fijado en el suelo bajo pasto ratana es equivalente al carbono que 369 068 ha de bosque fijarían en un horizonte de 20 años.** Esto tiene gran importancia para países como Costa Rica donde su desarrollo social y económico ha estado basado en las actividades agropecuarias, y demuestra que es factible compatibilizar la producción con la protección del ambiente.

Factor de emisión

La emisión neta anual en la pastura de ratana fue de $2,28 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $6,17 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, por su parte el ecosistema de **bosque natural** emitió $1,12 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $2,18 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Matson y Vitousek (1986) reportaron mayores valores de emisión de CO_2 para bosques tropicales de América del Sur. Por su parte Keller *et al.* (1993) determinaron una emisión similar de óxido nitroso en un bosque ubicado en la misma zona de vida, pero inferiores a las determinadas en pasturas. En esta investigación, las mayores emisiones en las pasturas con respecto al bosque, se explican por el estímulo causado por el reciclaje de nitrógeno efectuado por los animales en pastoreo. Para Matson y Vitousek (1987) los valores de emisión del bosque fueron superiores, pues presentaron un rango de $2,28$ a $2,94 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En este sentido, los niveles que se determinarían en esta investigación se encuentran dentro del rango que ha sido reportado por Eichner (1990) para una pastura de *Phleum pratense*, y muy inferior a los determinados por Ruz-Jerez *et al.* (1994) en *Lolium* fertilizado con $400 \text{ kg de nitrógeno ha}^{-1}$.

La cantidad de óxido nitroso y de dióxido de carbono emitido por unidad de área fue baja. Sin embargo, debido al potencial que presenta esta actividad pecuaria, es posible disminuir la magnitud de la emisión mediante la implementación de diferentes técnicas de manejo, de tal manera que cada vez la producción bovina sea menos emisora de estos gases que provocan el efecto invernadero.

Emisión neta total en Costa Rica

La emisión neta total de N_2O y de CO_2 para Costa Rica, se presenta en el Cuadro 2. La falta de información más actualizada sobre las áreas de pasturas en Costa Rica limitó el análisis a 1992.

Cuadro 2. Emisión neta total de N_2O y de CO_2 , en Gg de N y C respectivamente, en pasto ratana (*I. indicum*) sin fertilizar. Costa Rica. 1999.

Variable	1992
Area, ha	758 130
N, Gg.	0,864
C, Gg.	-0,076

El nivel de emisión nacional de ambos gases fue bajo; sin embargo, no fue posible con la información disponible calcular la eficiencia por unidad de producto (kg de carne y leche). No obstante, es importante destacar que la actividad ganadera, no contribuye de manera significativa a fomentar el Calentamiento Global, y posiblemente es una actividad que actúa como amortiguador al fijar carbono atmosférico, particularmente en el sistema de doble propósito donde existe gran cantidad de árboles maderables. Sin embargo, esto no podrá ser determinado hasta que se disponga de la información necesaria para efectuar un balance de emisiones en estos sistemas de producción.

En este sentido, al calcular y comparar los valores de carbono almacenado en el suelo y la cantidad emitida por respiración, es posible tener un panorama de lo que está ocurriendo desde el punto de vista ambiental con esta actividad. El balance indica que este sistema de producción estaría fijando carbono, lo cual la convertiría en un sumidero de este elemento, y ello se estaría produciendo como resultado de la biomasa radical de esta especie de pasto. Resultados similares han sido reportados para pasturas por Fischer *et al.* (1994). De comprobarse que efectivamente esta actividad contribuye en forma positiva a disminuir el efecto invernadero, causado por la acumulación en la atmósfera de estos gases, debería ser incluida dentro del programa de pagos por servicios ambientales por estar fijando carbono atmosférico.

Conclusiones

El reciclaje de nitrógeno efectuado por los animales en pastoreo incrementó los niveles de emisión del óxido nitroso, correlacionando positiva y significativamente la concentración de amonio y de nitratos con la emisión de óxido nitroso.

La cantidad de carbono almacenado en el suelo bajo pasto ratana fue mayor que en el ecosistema de bosque natural, existiendo cantidades importantes de carbono almacenado en los suelos cubiertos con pasto ratana.

La emisión total de gases con efecto invernadero del suelo fue baja en este sistema de producción, por lo que no contribuye significativamente al Calentamiento Global del Planeta.

Por lo tanto, se recomienda determinar el efecto de diferentes variables de suelo sobre los niveles de emisión de los gases evaluados, así como realizar investigación tendiente a la obtención de la información necesaria para realizar un balance a este sistema de producción, para posteriormente mediante modelos de simulación, diseñar alternativas de reducción de la emisión o el incremento de la fijación de carbono. Esto lo haría una actividad que estaría secuestrando carbono atmosférico, por tanto debería incluirse dentro de los planes implementados en el país para que reciba el correspondiente pago por servicios ambientales como se hace con la actividad forestal.

Emisión de óxido nitroso y dióxido de carbono y fijación de carbono en suelos con pasto jaragua

Emisión de óxido nitroso y dióxido de carbono del suelo

La magnitud de la emisión del N_2O fue mayor ($4,7 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) cuando los animales pastoreaban comparado con los valores obtenidos cuando habían salido de los apartos ($3,1 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), lo cual indica la importancia del reciclaje en los niveles de emisión de N_2O , aspecto que ha sido señalado por Bouwman (1995). Resultados similares fueron determinados por Veldkamp *et al.* (1997) en una pastura natural en la zona Atlántica de Costa Rica con un clima de trópico húmedo. Los mayores valores de emisión detectados cuando los animales estaban pastoreando se debieron a que las excretas de los bovinos contienen carbono, que puede ser rápidamente disponible para los microorganismos, y altas concentraciones de amonio; ello incrementa el potencial de nitrificación, seguido de denitrificación que produce nitrógeno como N_2O (Jarvis *et al.* 1994).

El incremento en los niveles de emisión de N_2O , durante el pastoreo, también se debe a la mayor disponibilidad de nitrógeno en el suelo, producto del reciclaje que realizan los animales en pastoreo, y al mayor contenido de humedad del suelo durante el pastoreo. Esto concuerda con los resultados obtenidos por Weier *et al.* (1991); quienes mostraron que ambos factores predisponen la emisión del óxido nitroso. Resultados similares en un suelo arcilloso fueron reportados por Christensen (1983). Para Velthof *et al.* (1996) el reciclaje de nitrógeno por los animales en pastoreo estimula la emisión de N_2O , probablemente por la mayor disponibilidad de carbono orgánico para los microorganismos. Al respecto Bouwman (1995) había determinado la importancia de este reciclaje sobre la emisión.

La mayor denitrificación que se produce por el nitrógeno reciclado en una escasa área del total, estimula la liberación de N_2O (Ruz-Jerez 1994). Además debido a que normalmente los animales en pastoreo consumen dietas con niveles altos de proteína cruda, se presenta gran cantidad de nitrógeno reciclado (Kirchgessner *et al.* 1994).

Las concentraciones de amonio y de nitrato, así como la temperatura del suelo, presentaron una tendencia inversa a los niveles de emisión, lo cual es contrario a lo determinado por Davidson *et al.* (1996), quienes detectaron valores altos de óxido nitroso cuando la concentración de amonio también fue alta. Esta diferencia se debe a la mayor humedad del suelo en las evaluaciones efectuadas por esos investigadores, lo cual crea condiciones anaeróbicas con la consecuente emisión de N_2O .

Con respecto al nivel de humedad del suelo, varios investigadores han reportado mayores valores de emisión cuando ésta es alta (Jarvis *et al.* 1994, Veldkamp *et al.* 1997). Ello probablemente se debe a la influencia que ésta presenta sobre el nivel de emisión, lo cual representa la principal diferencia entre la actividad de los microorganismos del suelo de clima templado y del trópico, ya que en los trópicos las bacterias son más sensibles al nivel de humedad que a la temperatura del suelo (Weier *et al.* 1991).

Por su parte, la emisión de CO_2 varió según la presencia o ausencia de animales en pastoreo, determinándose valores de $2,4 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ durante el pastoreo, y $3,1 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ después del mismo.

Este incremento en la emisión de CO_2 se relacionó con la temperatura del suelo, la cual también fue mayor luego del pastoreo. Probablemente, esto también es consecuencia de una población bacteriana mayor, resultante de la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, lo cual incrementa el metabolismo de estos organismos que generan mayor cantidad de CO_2 . El contenido de agua en el suelo presentó una relación inversa con la emisión de carbono, dado que conforme esta disminuyó se incrementó la emisión de CO_2 .

Los niveles de N-NH_4 y de N-NO_3 también fueron importantes en la emisión del CO_2 , porque estos compuestos estimularon la emisión, determinándose que el incremento en los primeros influye directa y positivamente en el nivel de emisión del segundo. Posiblemente, tal y como se mencionó, la mayor disponibilidad de nitrógeno en el sistema estimula el crecimiento bacteriano, lo cual se manifiesta de manera indirecta en mayores niveles de carbono liberado a la atmósfera. Las excretas contienen altos niveles de amonio (que estimula la nitrificación) y de carbono, el cual puede ser utilizado como fuente de energía por los microorganismos del suelo (Jarvis *et al.* 1994); por lo tanto, las excretas influyen positivamente en los niveles de emisión del CO_2 (Bouwman 1995). Los patrones de emisión de N_2O y de CO_2 determinados bajo las condiciones en que se efectuó esta evaluación fueron inversos.

Por su parte, en las determinaciones que se realizaron en el bosque natural se determinó una emisión de $1,03 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y de $5,33 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, mientras que en la pastura de jaragua se determinaron en promedio $3,9 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ y $2,75 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Para el N_2O , las emisiones fueron menores en el bosque; sin embargo, en lo que respecta al CO_2 , los niveles de emisión fueron menores en la pastura. En este sentido los valores de N_2O detectados en el bosque fueron similares a los determinados por Matson y Vitousek (1990 y 1995) quienes informaron para un bosque seco un rango de emisión de $0,5$ a $1,0 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

La densidad del suelo bajo pasto jaragua ($1,04 \text{ g ml}^{-1}$ de suelo) fue mayor que la del ecosistema de bosque natural ($0,84 \text{ g ml}^{-1}$ de suelo) siendo este factor, además del reciclaje de nitrógeno realizado por los animales en pastoreo, los que explican parcialmente, los mayores niveles de emisión del óxido nitroso en el suelo bajo pasto jaragua, porque la compactación del suelo disminuye la disponibilidad de oxígeno, lo cual estimula la acción de las bacterias anaeróbicas favoreciendo los procesos de denitrificación con la consiguiente transformación del nitrógeno y formación de N_2O (Christensen 1983). De acuerdo con Bouwman (1995), el reciclaje de nitrógeno efectuado por los animales en pastoreo ejercen una fuerte influencia sobre los niveles de emisión de N_2O .

Esta información es muy importante para países con vocación agrícola como Costa Rica porque demuestra que bajo las mismas condiciones climáticas, dos ecosistemas diferentes (bosque y pastos) pueden emitir cantidades similares de gases con efecto invernadero, invalidando la consideración de que los agroecosistemas son los únicos contaminadores del ambiente. Esto también representa una oportunidad para el país, dado que en él existen $938\,790 \text{ ha}$ dedicadas a pasto jaragua, y demuestra que se está obteniendo un producto limpio, desde el punto de vista de calentamiento global producido por la emisión de dióxido de carbono.

Contenido de carbono en el suelo

El contenido de Carbono en el suelo en el horizonte evaluado (de 10 cm de profundidad), fue de $33,5 \text{ t de C ha}^{-1}$ en el **pasto jaragua**. En el caso del **ecosistema de bosque natural**, este valor correspondió a $22,7 \text{ t de C ha}^{-1}$, lo cual indica que en un suelo dedicado a la ganadería y con pasto jaragua con manejo tradicional, es factible encontrar mayor cantidad de carbono retenido que en un ecosistema de bosque natural. Los resultados de estudios realizados en el trópico húmedo de Costa

Rica demostraron que en pasturas con varios años de establecidas, se encuentran cantidades similares de carbono almacenado que las determinadas en áreas de bosques (Ibrahim 1994, Veldkamp 1994, Torres 1995, Abarca 1996), confirmando lo señalado por Fischer *et al.* (1994) de que las gramíneas presentan gran capacidad para almacenar carbono en el suelo.

Asumiendo que estos valores no varían significativamente con el manejo del pastoreo y el tipo de suelo (entre otros factores que habría que considerar), en los suelos bajo pasto jaragua en Costa Rica, se encontrarían aproximadamente **31 449 Gg de C**. Esto demuestra que la ganadería de carne, además de ser una actividad importante social y económica, porque proporciona alimentos de alto valor nutritivo y una fuente de empleo de la cual depende gran cantidad de familias costarricenses, también está contribuyendo de manera sistemática a mitigar el efecto invernadero al mantener cantidades importantes de carbono almacenadas en el suelo.

Si se considera una tasa de crecimiento y fijación de carbono de **4,4 t ha⁻¹ año⁻¹** (Bekkering 1992), el **carbono que se encuentra en el suelo bajo pasto jaragua** es equivalente a lo que **357 375 ha de bosque** estarían fijando en un horizonte de 20 años. Ello demuestra el beneficio ambiental de este sistema de producción, que además proporciona alimento indispensable para los costarricenses.

Factor de Emisión

En los suelos bajo pasto jaragua la **emisión total** fue de **3,44 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y **1,24 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**, mientras que en el **bosque natural** se determinó **0,9 kg de N ha⁻¹ año⁻¹** y **4,67 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. Keller *et al.* (1986) reportaron mayores niveles de emisión de C para bosques ubicados en América del Sur, mientras que Matson y Vitousek (1995) informaron para un bosque seco, un rango de emisiones de 0,44 a 0,88 kg de N ha⁻¹ año⁻¹. Investigaciones previas de estos mismos autores habían determinado valores de 1,9 a 2,6 kg de N ha⁻¹ año⁻¹.

Con respecto a la emisión de la pastura, Velthof *et al.* (1996) en Holanda determinaron cantidades mayores para una pastura ubicada en un suelo con pobre drenaje. En esta investigación se obtuvieron emisiones de N superiores al rango señalado por Eichner (1990) para una pastura de *Phleum pratense*. De acuerdo con estos resultados, el **factor de emisión neta** en las pasturas de jaragua fue de **2,54 kg de N ha⁻¹ año⁻¹**, lo cual corresponde al **costo ambiental** por producir carne, una importante fuente de alimento de alto valor nutritivo.

En el caso del CO₂ la **emisión neta** fue **negativa (-3,43 kg de C ha⁻¹ año⁻¹)** para el **ecosistema de pastura**, lo cual significa que en el **balance general**, el **ecosistema de bosque natural** es más contaminante en este aspecto.

En Costa Rica la cantidad de óxido nitroso emitido por unidad de área es baja, sin embargo, se deberían realizar esfuerzos para disminuir la magnitud de la emisión, especialmente porque es factible implementar algunas técnicas alternativas de manejo que convierta la producción bovina en una actividad menos contaminante con este tipo de gas.

Emisión neta total en Costa Rica

La emisión total de N₂O y de CO₂, como N y C respectivamente (Cuadro 2), de los suelos bajo pasto jaragua en Costa Rica, se calculó solo para 1992 por no existir información actualizada sobre las áreas de pasturas para años más recientes.

Cuadro 2. Emisión neta total para Costa Rica, de N_2O y de CO_2 , en Gg de N y C respectivamente, en pasto jaragua. Costa Rica, 1999.

Variable	1992
Area, ha	938 790
N, Gg.	2,38
C, Gg.	-3,22

El nivel de emisión nacional de ambos gases por unidad de área es relativamente baja (618 kg), pues el ecosistema de bosque natural ubicado en la misma zona de vida emite aproximadamente 230 kg ha^{-1} . Debido a la falta de información, sobre la producción de carne obtenida sólo con esta especie de pasto, no es posible calcular la eficiencia de emisión por unidad de producto (kg de carne).

Es importante destacar que la actividad ganadera de carne, no está contribuyendo de manera significativa a fomentar el Calentamiento Global, y probablemente es una actividad que actúa como amortiguador al fijar carbono atmosférico. Esto podrá determinarse cuando se disponga de la información necesaria para efectuar un balance entre las emisiones y la cantidad de gases fijados, capturados o secuestrados en este sistema de producción. Sin embargo, al comparar la cantidad de **carbono fijado** en los primeros 10 cm de suelo de pasto jaragua (**10 139 Gg de C**), con la cantidad determinada en el ecosistema de bosque natural, se puede inferir que esta especie forrajera ha venido fijando cantidades importantes de carbono en el suelo a través del tiempo. Más significativo aún, es que el C fijado por esta gramínea es **equivalente al carbono** que fijarían **115 216 ha de bosque** en un lapso de 20 años si se considera una tasa de fijación de carbono de **$4,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$** (Bekkering 1992).

En este sentido, si se asume que la diferencia en la cantidad de carbono presente en el suelo de pasto jaragua (**$10,8 \text{ t ha}^{-1}$**) con respecto al determinado en el suelo del bosque natural, se ha fijado en un lapso de 50 años, y que las emisiones promedio se han mantenido constantes en el tiempo y similares a las actuales, y bajo la presunción de que el área con esta especie de gramínea no ha variado en ese lapso de tiempo (sin considerar la fijación de carbono realizada por las especies arbóreas presentes en estos sistemas de producción), se obtiene que la actividad de carne bovina en Costa Rica ha venido fijando en el suelo **$216 \text{ kg de carbono ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$** .

Además, cuando se disponga de mayor información y se considere el carbono fijado por las especies arbóreas presentes en este sistema de producción, el balance global probablemente muestre los beneficios ambientales que estarían siendo derivados de la producción de carne.

Por lo tanto, si se promoviera la transformación de estas explotaciones a sistemas silvopastoriles, se obtendrían beneficios ambientales adicionales considerables, dado que se estarían fijando carbono en las gramíneas y en las especies arbóreas, por lo que la actividad de producir carne bovina se podría convertir aún más en un sumidero de carbono. Lo anterior deberá ser confirmado con futuras evaluaciones de campo y elaborando un balance total con las emisiones y las cantidades fijadas de este tipo de gases.

Conclusiones

Los niveles de emisión de óxido nitroso del suelo son mayores cuando los animales se encuentran pastoreando; existe influencia directa del reciclaje de nitrógeno efectuado por los animales en pastoreo sobre el patrón de emisión del óxido nitroso, incrementando la cantidad emitida de este gas. La emisión de dióxido de carbono es baja cuando los animales se encuentran en pastoreo, y en términos generales el bosque natural emite mayores cantidades de este gas que la pastura de jaragua, siendo posible encontrar mayor cantidad de carbono almacenado en un suelo bajo pasto jaragua que en un ecosistema de bosque natural.

Por lo tanto, se recomienda continuar las investigaciones que permitan confirmar, y transformar a la ganadería de carne, en una actividad que puede fijar cantidades importantes de carbono atmosférico, lo cual la haría candidata a ser incluida dentro de planes de pago por beneficios ambientales, por lo que se deben realizar los esfuerzos necesarios para disponer de la información requerida para confeccionar balances de emisiones completos para este sistema de producción, y confeccionar modelos de simulación para obtener alternativas de manejo que reduzcan los niveles de emisión de este tipo de gases, así como desarrollar estudios que permitan establecer el efecto de diferentes variables sobre los niveles de emisión de gases con efecto invernadero en el trópico.

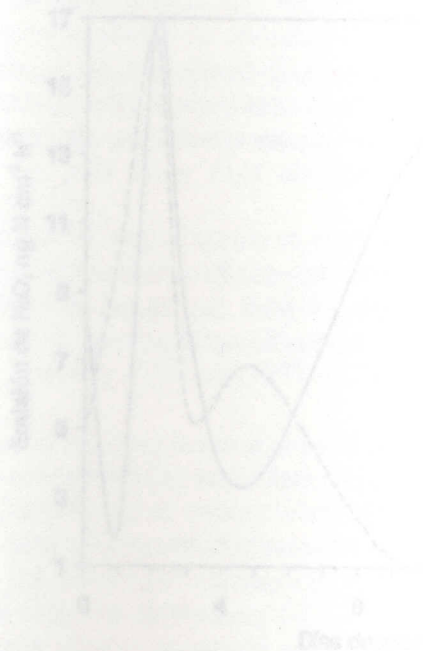


Fig. 11. Emisión de óxido nitroso en un suelo de jaragua.

Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en suelos cultivados con cebolla

Emisión de óxido nitroso y dióxido de carbono del suelo

La emisión de óxido nitroso presentó fluctuaciones importantes durante el tiempo de muestreo, determinándose la mayor emisión ($16,4 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) el segundo día después de la fertilización; otro incremento importante en la emisión se detectó 15 días después de fertilizar ($11,3 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Fig. 11). El nivel más bajo ($1,0 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), similar al obtenido antes de la aplicación del fertilizante, se determinó a los 10 días después de iniciada la evaluación. Estos resultados demuestran la influencia directa de la aplicación de nitrógeno sobre el patrón de emisión del óxido nitroso, determinándose las mayores fluctuaciones durante los primeros días después de la fertilización. Velthof *et al.* (1996), Davidson (1996) y Sanhueza *et al.* (1990) también obtuvieron incrementos en los niveles de emisión de óxido nitroso luego de la aplicación de fertilizante.

El patrón de comportamiento de la emisión de este gas, a pesar de presentar cierto grado de similitud con la temperatura del suelo, no correlacionó significativamente con ésta; un resultado similar se determinó con la humedad del suelo. Ello es contrario a los resultados obtenidos por Gardini *et al.* (1991) y Veldkamp *et al.* (1994), quienes determinaron mayores emisiones de N_2O con el incremento de la humedad del suelo. Sin embargo, la diferencia obedece a que los niveles de humedad del suelo donde se realizaron esas evaluaciones fueron mayores que las detectadas en la presente investigación.

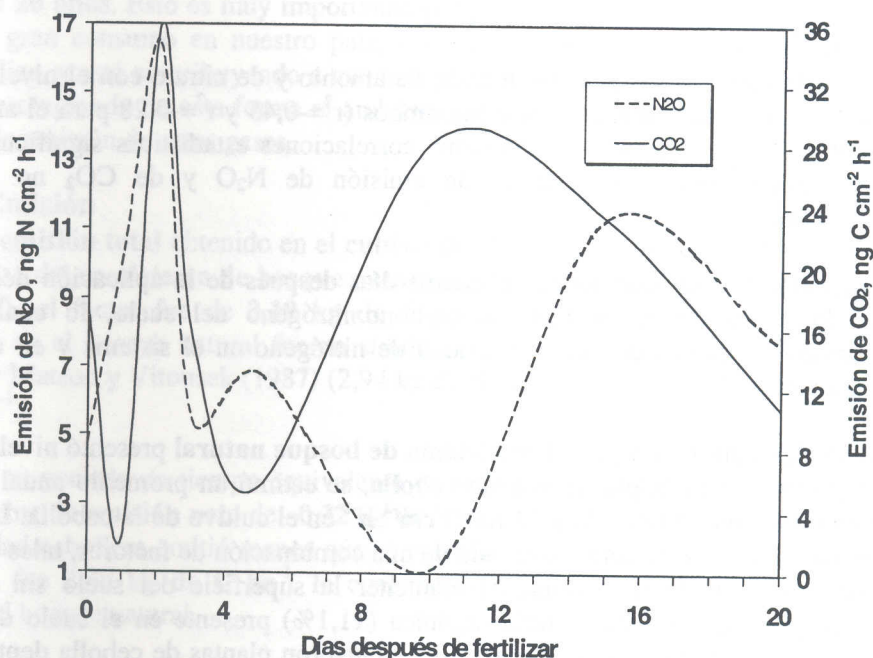


Fig. 11. Emisión de óxido nitroso y de dióxido de carbono en un suelo cultivado con cebolla. Cartago, 1998.

Por otra parte, el patrón de emisión de N_2O fue inverso a la concentración de amonio o nitrato en el suelo, ya que la emisión de óxido nitroso disminuyó cuando los niveles de ambos compuestos nitrogenados aumentó, y viceversa. A pesar de ello, no se determinaron correlaciones estadísticas significativas entre estas variables ($r^2=-0,55$ y $P=0,1625$). En este sentido, los resultados son congruentes con los obtenidos por Matson y Vitousek (1987), quienes determinaron altas emisiones de N_2O y bajas concentraciones de nitratos en condiciones del trópico húmedo

La emisión de óxido nitroso del suelo bajo el **cultivo de cebolla** ($4,82 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) fue mayor que la del **ecosistema de bosque natural** ($3,94 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). En términos porcentuales, el cultivo de cebolla emitió aproximadamente 22% más N que el bosque. Ello implica que la **emisión neta anual** en el agroecosistema de cebolla fue de aproximadamente $0,88 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, la cual constituye la emisión real por la producción de este bulbo en Costa Rica. Los niveles de emisión de N_2O del bosque determinados en esta investigación fueron similares a los detectados por Sanhueza *et al.* (1990) en Venezuela ($3,90 \text{ ng N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Los bajos niveles de emisión de los bosques ubicados en tierras altas, se explican por la baja concentración de nitrógeno foliar, que ocasiona que la hojarasca también presente bajos niveles de este elemento, en consecuencia, la mineralización del nitrógeno es baja (Vitousek y Matson 1988). Ello sugiere que el nitrógeno es uno de los factores limitantes para la producción primaria de los bosques de altura, y por ello los flujos de N_2O son menores (Grubb 1989 citado por Matson y Vitousek 1990).

El CO_2 también presentó variabilidad en los niveles de emisión, determinándose un importante incremento a los 2 ($35,9 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$), y a los 10 días después de fertilizar ($28,4 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$) (Fig. 11). Los valores al final del período de muestreo fueron similares a los detectados antes de la aplicación del fertilizante. Este patrón de comportamiento no fue influenciado por la humedad ni la temperatura del suelo, porque no se determinaron correlaciones estadísticas significativas con estas variables.

Con respecto a la relación de la concentración de amonio y de nitrato con el nivel de emisión del CO_2 , este se relacionó de manera inversa con ambos ($r^2=-0,45$ y $r^2=-0,28$ para el amonio y nitrato, respectivamente), aunque no se determinaron correlaciones estadísticas significativas para estos compuestos nitrogenados. Los patrones de emisión de N_2O y de CO_2 no correlacionaron significativamente.

La mayor emisión de CO_2 durante los primeros días después de la aplicación del fertilizante, se explica por la alteración en la relación carbono:nitrógeno del suelo, lo cual hace que los microorganismos dispongan de mayor cantidad de nitrógeno en el sistema y en consecuencia se incremente su población.

La emisión de CO_2 determinada en el **ecosistema de bosque natural** presentó niveles de $3,64 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, mientras que en la **plantación de cebolla**, se estimó un promedio anual de $11,86 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, para una **emisión neta** de $8,22 \text{ ng C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en el cultivo de la cebolla. La emisión en el cultivo de cebolla se produce como resultado de una combinación de factores, tales como la adición de fertilizante nitrogenado al sistema, el mantener la superficie del suelo sin ningún tipo de cobertura y la gran cantidad de materia orgánica (11,1%) presente en el suelo de la plantación, además de la respiración propia de la planta (se incluyeron plantas de cebolla dentro de la cámara de medición). La emisión neta constituye el costo ambiental de producir este bulbo en Costa Rica.

Carbono del suelo

El contenido de carbono determinado en el perfil de suelo de 10 cm de profundidad, fue similar en ambos ecosistemas evaluados; en el **ecosistema de bosque natural** se detectaron **49,7 t de C ha⁻¹**, mientras que en el cultivo de **cebolla** este valor correspondió a **46,8 t de C ha⁻¹**. En otras investigaciones realizadas en el trópico húmedo también se han determinado cantidades similares de carbono almacenado en el suelo cuando se comparó el bosque primario y una actividad pecuaria (Ibrahim 1994, Torres 1995, Abarca 1996).

La similitud de los contenidos de carbono almacenado en el suelo se debe a factores como la alta densidad de plantación de la cebolla, a la incorporación de gran cantidad de material vegetal al suelo (hojas secas, raíces y malezas) durante el proceso de preparación del terreno. Lo anterior unido al clima frío típico de esta región (18°C promedio anual) y a las características del suelo de origen volcánico, favorece la retención de cantidades relativamente altas de materia orgánica, y en consecuencia, el almacenamiento de carbono en el suelo. Esto demuestra la factibilidad de encontrar en el suelo de un sistema agrícola y de un ecosistema de bosque natural cantidades similares de carbono.

Asumiendo que los valores de carbono almacenados en el suelo no varían con el manejo del cultivo y el tipo de suelo (entre otros factores que deberían considerarse), **en el ámbito nacional en 1990, 1996 y 1997 se encontrarían aproximadamente 34,91; 30,89 y 38,33 Gg de C en los suelos cultivados con cebolla, respectivamente.**

La cantidad de carbono almacenado en el suelo de las plantaciones de cebolla en Costa Rica en 1997 representa, en términos comparativos, y considerando una tasa de fijación de 4,4 t de C ha⁻¹ año⁻¹ (Bekkering 1992), el equivalente a lo que 435 ha de bosque estarían fijando en un horizonte de 20 años. Esto es muy importante, porque este sistema de producción proporciona un producto de gran consumo en nuestro país, y es una actividad económica de la que dependen muchas familias, y está contribuyendo a mantener cantidades significativas de carbono almacenado en el suelo, protegiendo de esta forma el ambiente, al disminuir el efecto del calentamiento global causado por la emisión de estos gases.

Factor de Emisión

El **factor de emisión total** obtenido en el cultivo de cebolla fue **1,66 kg de N ha⁻¹ y 4,31 kg de C ha⁻¹**. En el caso del **ecosistema de bosque natural**, la emisión total anual fue de **3,45 kg de N ha⁻¹**, y para el CO₂ el factor fue de **3,19 kg de C ha⁻¹**. Los valores de emisión del óxido nitroso determinados en el bosque natural fueron similares a los obtenidos para ecosistemas de bosques primarios por Matson y Vitousek (1987) (2,94 kg de N ha⁻¹ año⁻¹) y Sanhueza *et al.* (1990) (3,42 kg de N ha⁻¹ año⁻¹).

Al comparar un período de tiempo equivalente en ambos ecosistemas, en el cultivo de cebolla se obtuvo un **factor de emisión neto de -0,32 kg de N ha⁻¹**. La cifra negativa indica la cantidad de gas que la actividad cebollera emitió menos que el ecosistema de bosque natural. El factor de emisión neta del CO₂ fue **2,48 kg de C ha⁻¹**, lo cual indica que este cultivo emitió mayor cantidad de carbono que el bosque natural.

Eficiencia de emisión

La **emisión total** en el cultivo de cebolla, en promedio fue de **0,166 g de N m⁻² año⁻¹**. En el caso del CO₂, se emitieron en promedio **0,431 g de C m⁻² año⁻¹**.

De acuerdo con la producción de esta hortaliza reportada por SEPSA (1998) se estimó que para 1990, 1996 y 1997, una **eficiencia de emisión total** de **76,8; 67,2 y 73,1 mg de N kg⁻¹ de cebolla**, respectivamente. En el caso de la emisión neta, los valores de eficiencia correspondieron a **-148; -129 y -141 mg de N kg⁻¹ de cebolla**, respectivamente para esos mismos años.

Las diferencias en la eficiencia se explican principalmente por dos razones. El mejoramiento en la eficiencia que se determinó entre 1990 y 1996 se debe al incremento en los rendimientos por unidad de área que ocurrieron en esos años (21,6 t ha⁻¹ en 1990 vrs 24,7 t ha⁻¹ en 1996), lo cual hizo disminuir la emisión de óxido nitroso por unidad de producto obtenido. La disminución de la eficiencia entre 1996 y 1997 se debe a la importación de cebolla que se realizó en 1995 y 1996 (SEPSA 1998), lo cual hizo disminuir los precios de este producto en el mercado nacional. En consecuencia, algunas áreas no se cosecharon por el costo económico que implica esta labor, por tanto, los rendimientos promedio reportados por unidad de área, en el ámbito nacional, disminuyeron a 22,7 t de cebolla ha⁻¹ en 1997.

La eficiencia de la emisión total para el dióxido de carbono fue de **0,2, 0,17 y 0,19 g de C kg⁻¹ de cebolla** para 1990, 1996 y 1997, respectivamente. Los factores que explican las diferencias para N₂O también explican el comportamiento en la eficiencia del carbono.

En términos generales, la emisión total de óxido nitroso y de dióxido de carbono kg⁻¹ de cebolla fue bajo, lo cual indica que en Costa Rica, además de obtenerse rendimientos relativamente altos, este sistema de producción es amigable con el ambiente. En todo caso, debido a que existe potencial para mejorar los niveles de la eficiencia de la emisión detectada, se deben hacer los esfuerzos necesarios para lograr que la producción sea aún menos contaminante y más amigable con el ambiente.

Emisión Neta Total en Costa Rica

La emisión neta total de N₂O y de CO₂, estimada para el área total sembrada anualmente de cebolla en Costa Rica se presenta en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Emisión neta total anual de N₂O y de CO₂, como N y C respectivamente, del suelo cultivado con cebolla en Costa Rica para tres años. 1999.

Variable	1990	1996	1997
Area sembrada, ha	746	660	819
N, Gg.	-0,00024	-0,00021	-0,00026
C, Gg.	0,0018	0,0016	0,002

La emisión total de ambos gases como resultado de la producción de cebolla en Costa Rica fue sumamente baja; y en el caso del óxido nitroso negativa. Ello indica que este cultivo está contribuyendo con el mejoramiento del ambiente, ya que presenta una condición de no-emisión para el óxido nitroso. Debido a que este gas tiene un potencial de calentamiento que es equivalente a 250 moléculas de CO₂ (Cicerone 1989) el balance global de la emisión es favorable en este cultivo. Esto tiene una importancia estratégica para países como Costa Rica, con vocación agrícola, demostrando que es factible producir alimento con muy poca o sin ninguna contaminación ambiental, a la vez

que se contribuye con la seguridad alimentaria de un país y se mantiene una actividad de la que dependen muchas familias costarricenses.

Es importante resaltar el hecho de que la eficiencia de la emisión se ha mejorado en el tiempo (1990 vs 1996), lo cual demuestra que se ha incrementado la productividad y que se ha intensificado el uso del suelo. Durante 1997 se incrementó el área de siembra y los niveles de emisión total también se aumentaron; sin embargo, por las condiciones particulares que se presentaron durante ese año y comentadas anteriormente, se afectó negativamente la eficiencia de la emisión. En este sentido, los precios que reciben los productores son en buena medida los que determinan, no solo la continuidad de una actividad agrícola, sino también la eficiencia de la emisión, porque ello influye directamente sobre los rendimientos agronómicos del cultivo.

Conclusiones

La fertilización aplicada afectó positivamente la emisión de óxido nitroso y de dióxido de carbono, incrementando la emisión durante los primeros días después de aplicado el fertilizante. Además, la emisión total de óxido nitroso fue mayor en el ecosistema de bosque natural comparado con la plantación de cebolla, siendo los niveles de emisión de dióxido de carbono superiores en el ecosistema de cebolla comparado al ecosistema de bosque natural. Es posible encontrar cantidades similares de carbono almacenado en el suelo de un bosque y de una plantación de cebolla.

Se recomienda conocer a través del proceso de investigación la influencia de diferentes factores de suelo y del manejo del cultivo sobre los niveles de emisión para confeccionar modelos de simulación que permitan obtener sistemas ecológicamente deseables y poco contaminantes, así como incrementar la productividad de este cultivo para mejorar la eficiencia de la emisión.

Emisión de gases con efecto invernadero y fijación de carbono en el cultivo de papa

Emisión de óxido nitroso y de dióxido de carbono del suelo

La emisión de N_2O fue menor al momento de la siembra que en la aporca (Fig. 12), determinándose una tendencia cúbica en la siembra y cuadrática a la aporca, aunque sin significancia estadística.

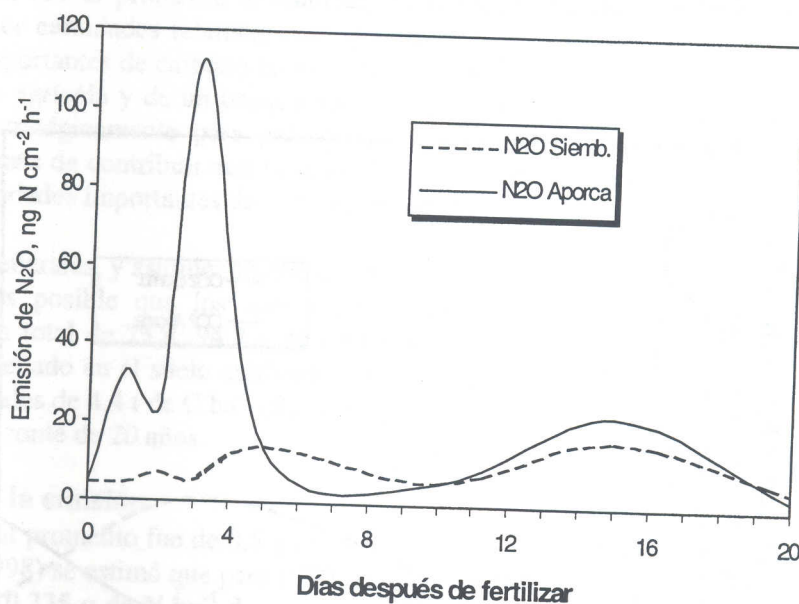


Fig. 12. Emisión de N_2O de un suelo cultivado con papa en Cartago, Costa Rica, 1998.

La emisión de este gas estuvo directamente influenciado por el fertilizante, siendo mayor la emisión durante los primeros días luego de aplicado, especialmente durante la aporca, cuando se aplicó más cantidad de fertilizante nitrogenado ($120 \text{ kg de nitrógeno ha}^{-1}$). Esto se comprobó con los valores promedio determinados en cada evento durante el período evaluado, siendo durante la siembra $6,6 \text{ ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, y en la aporca $28,5 \text{ ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$; ambos valores fueron superiores a los determinados en el ecosistema de bosque natural ($0,83 \text{ ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Otros investigadores (Velthof *et al.* 1996, Davidson *et al.* 1996) también señalaron la influencia del fertilizante aplicado en las actividades agropecuarias sobre la cantidad de óxido nitroso emitido posteriormente.

Aunque pareció existir cierta relación entre la emisión de N_2O y las concentraciones de amonio y nitrato, especialmente durante la aporca, no se determinaron correlaciones estadísticas significativas entre estas variables; la emisión de N_2O tampoco correlacionó significativamente con el nivel de humedad ni la temperatura del suelo.

En términos generales, durante el ciclo de cultivo la **emisión total promedio** estimada en el ecosistema de **papa** fue de $8,68 \text{ ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, mientras que la determinada en el **ecosistema de bosque natural** fue $0,83 \text{ ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. En consecuencia, la **emisión neta** para el cultivo de la

papa fue de $7,85 \text{ ng de N cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. La mayor emisión en el cultivo de papa se explica por la cantidad de fertilizante aplicado, el cual estimuló la emisión del óxido nitroso (Velthof *et al.* 1996, Davidson *et al.* 1996). La menor emisión de este gas en el bosque se debe al poco nitrógeno que se recicla en estos ecosistemas de altura (Vitousek y Matson 1988).

Con respecto al CO_2 , la emisión de este gas fluctuó a través del tiempo (Fig. 13), siendo mayores los niveles detectados en la aporca con respecto a los de la siembra. El patrón de emisión presentó una tendencia cúbica ($r^2=0,77$) al momento de la siembra y cuadrática ($r^2=0,35$) durante la aporca, aunque en ambos casos sin significancia estadística. No se determinaron correlaciones significativas con las restantes variables evaluadas en esta investigación.

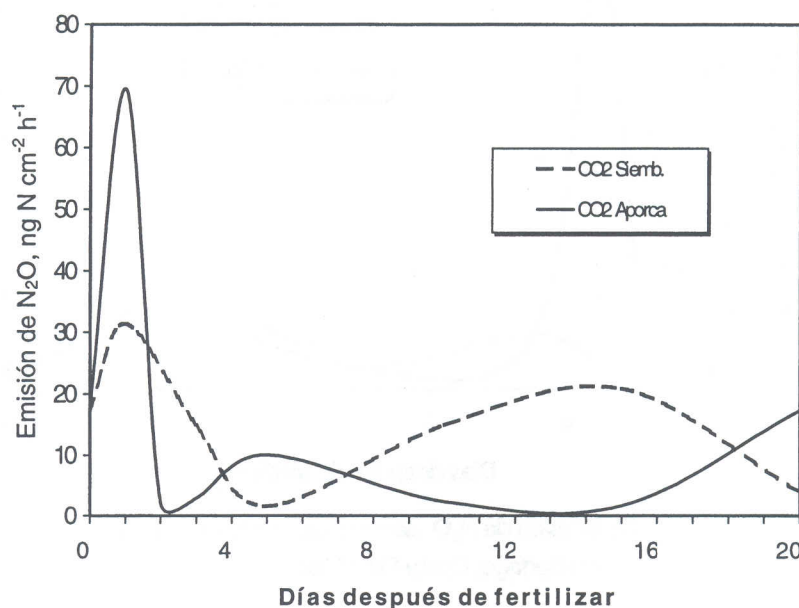


Fig. 13. Emisión de CO_2 de un suelo cultivado con papa en Cartago, Costa Rica 1998.

La mayor emisión de dióxido de carbono durante la aporca fue producto del fertilizante nitrogenado aplicado, lo cual afectó la relación carbono:nitrógeno y ello estimuló el crecimiento de la población microbiana del suelo.

La **emisión total** de CO_2 en la **plantación de papa** durante el ciclo fue de $8,35 \text{ ng de C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, mientras que la determinada para el **ecosistema de bosque natural** fue $2,5 \text{ ng de C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$. En consecuencia, la **emisión neta** para esta hortaliza fue de $5,85 \text{ ng de C cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$, lo cual constituye el costo ambiental por la producción de este importante tubérculo.

Contenido de carbono del suelo

El contenido de carbono determinado en el suelo (10 cm de profundidad, cultivado con papa ($33,7 \text{ t de C ha}^{-1}$), fue muy similar al detectado en el **ecosistema de bosque natural** ($35,2 \text{ t de C ha}^{-1}$).

Los valores de carbono determinados en el suelo de la plantación de papa y del bosque natural fueron inferiores a los informados por otros investigadores (Ibrahim 1994, Abarca 1996) en la zona Atlántica de Costa Rica, aunque en términos generales la tendencia es la misma, porque bajo las condiciones de trópico húmedo, el bosque natural presentó cantidades de carbono similares a las actividades agropecuarias.

La similitud de estos valores puede explicarse por la alta densidad de siembra en el cultivo de la papa y a la incorporación de gran cantidad de material vegetal al suelo (malezas, hojas secas y raíces del propio cultivo) durante el proceso de preparación del terreno, lo que unido al clima típico de esta región (19°C promedio anual) y a las características del suelo de origen volcánico, le permite retener cantidades relativamente altas de materia orgánica, y en consecuencia almacenar cantidades importantes de carbono en el suelo. Esto demuestra que es factible encontrar en el suelo de un sistema agrícola y de un bosque natural, **cantidades similares de carbono**, lo cual es muy importante estratégicamente para países con vocación agrícola como Costa Rica, porque esta actividad además de contribuir con la seguridad alimentaria, proporciona beneficios ambientales al mantener cantidades importantes de carbono almacenado en el suelo.

En términos generales, y asumiendo que no se presentan diferencias importantes a nivel de suelo en esta región, es posible que los suelos cultivados con papa en Costa Rica hayan mantenido almacenado un total de **75,8; 94,2 y 102,0 Gg de C** en 1990, 1996 y 1997, respectivamente. El carbono almacenado en el suelo cultivado con papa en 1997, según una tasa de crecimiento de los bosques tropicales de 4,4 t de C ha⁻¹ (Bekkering 1992), retiene el C que **1 159 ha de bosque** pueden fijar en un horizonte de 20 años.

Eficiencia de la emisión

La emisión total promedio fue de 0,5 g de N m⁻² año⁻¹, con lo cual y según la producción reportada por SEPSA (1998) se estimó que para 1990, 1996 y 1997 las **eficiencias de emisión total** fueron de **0,227; 0,218 y 0,235 g de N kg⁻¹ de papa**, respectivamente. La **eficiencia neta de emisión** fue de **0,205; 0,197 y 0,212 g de N kg⁻¹ de papa** en los mismos años señalados anteriormente. Se mejoró ligeramente la eficiencia de la emisión de 1990 a 1996 producto del incremento promedio de la producción de este tubérculo, y ello hizo disminuir el valor de la relación gas emitido producto obtenido. En 1997 la eficiencia disminuyó como consecuencia de la reducción de la producción del cultivo durante ese año, y como resultado de los bajos precios del producto en el mercado nacional. Consecuentemente, ante la perspectiva de obtener un ingreso reducido, los productores invirtieron pocos recursos en el mantenimiento de las plantaciones.

En el caso del CO₂, la **eficiencia de la emisión total** fue de **0,218; 0,210 y 0,225 g de C kg⁻¹ de papa** en 1990, 1996 y 1997, respectivamente, siendo la **emisión total promedio 0,48 g de C m⁻² año⁻¹**. La **eficiencia neta de la emisión** fue de **0,153; 0,147 y 0,158 g de C kg⁻¹ de papa** en 1990, 1996 y 1997, respectivamente. La variación observada para los años mencionados se explica por las mismas razones discutidas para el N₂O.

La cantidad de óxido nitroso y de dióxido de carbono emitido por kilogramo de papa producido fue baja, lo cual es un indicador de que en Costa Rica los rendimientos productivos por unidad de superficie son altos. Sin embargo, debido al potencial para disminuir la emisión es necesario realizar esfuerzos en este sentido, con el propósito de tener una producción menos contaminante y por tanto más amigable con el ambiente.

Factor de emisión

El **factor de emisión total** para el óxido nitroso en las **plantaciones de papa** en Costa Rica fue de **5,0 kg de N ha⁻¹ año⁻¹**, siendo el **factor de emisión neta 4,52 kg de N ha⁻¹ año⁻¹**. Este factor de emisión es **superior** al informado por Eichner (1991) en suelos agrícolas. Para el dióxido de carbono, el factor de **emisión total** fue de **4,8 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**, siendo el factor de **emisión neta de 3,36 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**.

En el caso del **ecosistema de bosque natural**, el factor de emisión fue **0,48 kg de N ha⁻¹ año⁻¹**, y el de CO₂ **1,44 kg de C ha⁻¹ año⁻¹**. Esta información pone de manifiesto que también los ecosistemas naturales, el bosque en este caso particular, emiten gases con efecto invernadero, lo cual ha sido indicado por diferentes investigadores (Matson y Vitousek 1988, Keller *et al.* 1986).

Emisión neta total en Costa Rica

La **emisión neta total** de N₂O y de CO₂, que se produce en los suelos cultivados con papa en Costa Rica, se presenta en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Emisión neta total de N₂O y de CO₂, en Gg de N y C, de las plantaciones de papa de Costa Rica en tres diferentes años. 1999.

Variable	1990	1996	1997
Area cultivada, ha	2 250	2 794	3 027
N, Gg.	0,0102	0,0126	0,0137
C, Gg.	0,007	0,009	0,010

En términos generales, la emisión de estos gases con efecto invernadero producto del cultivo de papa fue muy baja. No obstante, se puede disminuir e incrementar la eficiencia de la emisión, dado el potencial de mejoramiento de la productividad para este cultivo. Esto permitiría obtener un sistema de producción menos contaminante.

Conclusiones

La aplicación de fertilizante nitrogenado estimuló la emisión del óxido nitroso, determinándose mayores niveles de emisión de óxido nitroso durante la aporca cuando se fertilizó con mayor cantidad de nitrógeno. En consecuencia, a mayor cantidad de nitrógeno aplicado mayor es el nivel de emisión de óxido nitroso. La aplicación del fertilizante también influyó positivamente los niveles de emisión del dióxido de carbono.

La cantidad de gases con efecto invernadero emitidos fueron superiores en el ecosistema de papa, comparado al determinado en el ecosistema de bosque natural, siendo la cantidad de carbono almacenada en el perfil de suelo evaluado similar para ambos ecosistemas.

Es necesario determinar el efecto de diferentes variables de manejo del suelo y del cultivo sobre los niveles de emisión de dióxido de carbono y óxido nitroso así como diseñar alternativas de reducción de la emisión para obtener sistemas de producción de papa más amigables con el ambiente.

Literatura citada

- ABARCA, S. 1996. Carbono y nitrógeno total en pasturas mejoradas para el trópico húmedo de Costa Rica. In Experiencias sobre sistemas sostenibles de producción agropecuaria y forestal en el trópico. MAG/Red. Inf. América Tropical y el Caribe sobre la utilización de la caña de azúcar y otros recursos disponibles para la alimentación animal. San Carlos, Costa Rica.
- BEKKERING, D. 1992. Using tropical forest to fix atmospheric carbon: the potential in theory and practice. *Ambio* 21(6):414-419.
- BOUWMAN, A. 1995. Compilation of a global inventory of emission of nitrous oxide. Ph.D. Thesis, Wageningen Agricultural University. The Netherlands.
- BREMNG, J.; BLACKM, A. 1978. Nitrous oxide: Emission from soils during nitrification and fertilizer nitrogen. *Science* 199(20):295-296.
- BROWN, K.; NEIL-ADGER, W. 1994. Economic and political feasibility of international carbon offsets. *Forest Ecology Management* 38:173-199.
- CHRISTENSEN, S. 1983. Nitrous oxide emission from a soil under permanent grass: seasonal and diurnal fluctuations as influenced by manuring and fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 15(5):531-536.
- CIAT. (CENTRO INTERNACIONAL DE AGRICULTURA TROPICAL). 1993. Programa de pastos tropicales. Informe Bianual 1992-93. Cali, Colombia. p. 61-66.
- CIAT. (CENTRO INTERNACIONAL DE AGRICULTURA TROPICAL). 1993. Informe anual. Programa de pastos tropicales. Cali, Colombia.
- CICERONE, R. 1989. Analysis of sources and sinks of atmospheric nitrous oxide (N₂O). *J. Geophys. Res.* 94:18265-18271.
- DAVIDSON, E.; MATSON, P.; BROOKS, P. 1996. Nitrous emission controls and inorganic nitrogen dynamic in fertilized tropical agricultural soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1145-1152.
- DETWILLER, R. P. 1986. Land use change and the global carbon cycle on the role of tropical soils. *Biogeochemistry.* 2:67-93.
- DETWILLER, R.; HALL, C. 1988. Tropical forest and the global carbon cycle. *Science* 239:42-47.
- EICHNER, M. 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *J. Environ. Qual.* 19:272-280.
- ESCOBAR, C.; LORIATTI, J. 1992. Características morfológicas y físicas de un ultisol del pie de monte amazónico (Caquetá-Colombia). *Revista ICA (Colombia)* 27:127-140.
- FISCHER, M.; RAO, I.; AYARZA, M.; LASCANO, C.; SANZ, J.; THOMAS, R.; VERA, R. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature* 371 (6494): 236 - 238.
- FORSYTHE, W. 1980. Física de suelos. San José, Costa Rica, IICA. 212 p.
- FOURNIER, L. 1988. El cultivo del cafeto (*Coffea arabica* L) al sol o a la sombra, un enfoque agronómico y ecofisiológico. *Agronomía Costarricense.* 12:131-146.

- FOURNIER, L. 1995. Fijación de carbono y diversidad biológica en el ecosistema cafetero. *In*: Simposio sobre Caficultura Latinoamericana. San Salvador, 17, 1995, (El Salvador). Memorias.
- GALLOWAY, G.; BEER, J. 1997. Oportunidades para fomentar la silvicultura en cafetales de América Central. CATIE, Turrialba, Costa Rica. Serie Técnica. Informe Técnico No. 285. p. 103-128.
- GARDINI, F.; VITTORI, L.; GERZONI, M.; SEQUI, P. 1991. A simple gas chromatographic approach to evaluate CO₂ release, N₂O evolution, and O₂ uptake from soil. *Biol. Fertil. Soil* 12:1-4.
- HOLDRIEDGE, L. 1996. Ecología basada en zonas de vida. IICA, San José, Costa Rica. 216 p.
- HOUGHTON, R.; BOONE, R.; MELILLO, J.; PALM, C.; WOODWELL, G.; MYERS, N.; MOORE, B.; SKOLE D. 1985. Net flux of carbon dioxide from Tropical Forest in 1980. *Nature* 316: 617-620.
- HOUGHTON, R.; SKOLE, D.; LEFROWITZ, D. 1991. Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985. II- Net release of CO₂ to the atmosphere. *Forest Ecology and Management* 38:173-199.
- IBRAHIM, M. 1994. Compatibility, persistence and productivity of grass legume mixtures for sustainable animal production in the Atlantic Zone of Costa Rica. Ph.D. Thesis. The Netherlands. Wageningen Agricultural University. 129p.
- JARVIS, S.; HATCH, D.; PAIN, B.; KLARENBECK, J. 1994. Denitrification and the evolution of nitrous oxide after the application of cattle slurry to a peat soil. *Plant and Soil* 166(2):231-241.
- KELLER, M.; KAPLAN, W.; WOFSY, S. 1986. Emission of N₂O, CH₄ and CO₂ from tropical forest soil. *J. Geop. Res.* 91:11791-11802.
- KELLER, M.; REINERS, W. 1994. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowland of Costa Rica. *Global Biogeochemical Cycles* 8(4):399-409.
- KELLER, M.; VELDKAMP, E.; WEITZ, A.; REINERS, W. 1993. Effects of pasture age on soil trace-gas emission from a deforested area of Costa Rica. *Nature* 365:244-246.
- KHALIL, M.; RASMUSSEN, R. 1992. The global sources of nitrous oxide. *J. Geophys. Res.* 97:14651-14660.
- KIRCHGESSNER, M.; ROTH, F.; WINDISCH, W. 1993. Minimizing if environmental nitrogen and methane emission by animal nutrition. *Ciencia e Investigación Agrícola*. 20 (2):480-504.
- MACDUFF, J.; WHITE, R. 1985. Net mineralization and nitrification rates in a clay soil measured and predicted in permanent grassland from soil temperature and moisture content. *Plant and Soil* 96:151-172.
- MAGALHAES, A.; NELSON, D.; CHALK, P. 1987. Nitrogen transformations during hydrolysis and nitrification of urea. I. Effect of soil properties and fertilizer placement. *Fertilizer Research* 11:161-172.
- MATSON, P.; VITOUSEK, P. 1987. Cross-system comparisons of soil nitrogen transformation and nitrous oxide flux in tropical forest ecosystems. *Global Biogeochem. Cycles* 1:163-170.
- MATSON, P.; VITOUSEK, P. 1990. Ecosystem approach to a Global Nitrous Oxide Budget. *BioScience* 40(9):667-672.
- MATSON, P.; VITOUSEK, P. 1995. Nitrogen trace gas emission in a tropical dry forest ecosystem. *In*: Stephen Bullock, Harold Mooney and Ernesto Medina (eds) Seasonally dry tropical forest. p. 384-398.
- MINAMI, K.; GOUDRIAAN, J.; LANTINGA, E.; KIMURA, T.; BAKER, M. 1993. Significance of grasslands in emission and absorption of greenhouse gases. *Grasslands for our world*. (New Zealand) 444-450:60.

- MONTENEGRO, J.; ABARCA, S. 1998. Estimación de la emisión de metano en la ganadería bovina de Costa Rica, 1990 y 1996. *In* David Conneely, Michael Gibbs, Mark Orlic (ed) Methane Measurements Workshop, Washington State University. Pullman, WA. p. 19-29.
- MONTENEGRO, J.; ABARCA, S. 1998. La ganadería en Costa Rica: Tendencias y Proyecciones 1984-2005. Costa Rica, MAG. 70 p.
- MOSIER, A. R. 1992. Nitrous oxide summary. *In* Proceedings of an International Workshop: Methane and nitrous oxide emission from natural and anthropogenic sources and their reduction research plan. Tsukuba, Japan. March 25-26, 1992. pp 135-139
- PEZO, D.; ROMERO, F.; IBRAHIM, M. 1992. Producción, manejo y utilización de los pastos tropicales para la producción de leche y carne. *In* S. Fernández-Baca (ed). Avances en la producción de leche y carne en el trópico americano. Santiago, Chile. FAO, Oficina Regional para América Latina y el Caribe. p. 47-98.
- PINZON, A.; AMEZQUITA, E. 1991. Compactación de suelos por el pisoteo de animales en pastoreo en el pie de monte amazónico de Colombia. *Pasturas Tropicales* (Col.). 13 (2):21-26.
- RUZ-JEREZ, B.; WHITE, R.; ROGER, P. 1994. Long-term measurement of dinitrification in three contrasting pastures grazed by sheep. *Soil Biol. Biochem.* 26(1):29-39.
- SANHUEZA, E.; MIN HAO, W.; SCHARFFE, D.; DONOSO, L.; CRUTZEN, P. 1990. N₂O and NO emissions from soils of the Northern Part of the Guyana Shield, Venezuela. *Journal of Geophysical Research* 95:22481-22488.
- SAVITSKY, D. P.; TARBOX, D.; VAN BLARICOM, T. E.; LACHER, J.; FALLAS, J. 1992. Mapa. Hábitats de Costa Rica.
- SEPSA (SECRETARIA EJECUTIVA DE PLANIFICACION SECTORIAL). 1998. Boletín estadístico sectorial agropecuario No. 9. 28 p.
- TEXEIRA, L.; ROGGER, S. 1988. Mesofauna no solo em áreas de floresta e pastagen na Amazônica Central. EMBRAPA, Brasil, Centro de Pesquisa do Tropicó umido. Boletim de Pesquisa no. 95. 16 p.
- TORRES, M. 1995. Características físicas, químicas y biológicas en suelos bajo pasturas de *Brachiaria brizantha* sola y en asocio con *Arachis pinto*i después de cuatro años de pastoreo, en el trópico húmedo de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 98p.
- VELDKAMP, E. 1993. Soil organic carbon dynamic in pastures established after deforestation in the humid tropic of Costa Rica. Ph.D. Thesis, , The Netherlands, Wageningen Agricultural University. 117p.
- VELDKAMP, E. 1994. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *In*: Soil organic carbon dynamics in pastures established after deforestation in the humid tropics of Costa Rica. Thesis Ph. D. Netherlands, Wageningen University.
- VELDKAMP, E.; KELLER, M.; NUÑEZ, M. 1994. Effects of management on N₂O and NO emissions from pasture soil in the humid tropics of Costa Rica. *Global Biogeochemical Cycles*. (Summited).
- VELTHOF, G.; BRADER, A.; OENEMA, O. 1996. Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant and Soil* 181:263-274.
- VELTHOF, G.; JARVIS, S.; STEIN, A.; ALLEN, A.; OENEMA, O. 1996. Spatial variability of nitrous oxide fluxes in mown and grazed grassland on a poorly drained clay soil. *Soil Biol. Biochem.* 28(9):1215-1225.
- VELTHOF, G.; OENEMA, O. 1993. Nitrous oxide flux from nitric-acid-treatment cattle slurry applied to grassland under semi-controlled conditions. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 41:81-93.

- VELTHOF, G.; OENEMA, O. 1997. Nitrous oxide emission from dairy farming systems in the Netherlands. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 45:347-360.
- VITOUSEK, P.; MATSON, P. 1988. Nitrogen transformations in a range of tropical forest soils. *Soil Biol. Biogeochem.* 20(3):361-367.
- WEBSTER, C.; DOWDELL, R. 1982. Nitrous emission from permanent grass sward. *J. Sci. Food Agric.* 33:227-230.
- WEIER, K. 1996. Trace gas emissions from a trash blanket sugar cane field in tropical Australia. *In*: J.R. Wilson, D.M. Hogarth, J.A. Campbell, A.L. Garside (eds). *Sugarcane: Research Towards Efficient and Sustainable Production*. CSIRO division of Tropical Crops and Pasture, Brisbane. p 271-272.
- WEIER, K.; DORAN, J.; POWER, J.; WALTERS, D. 1993. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil, water, available carbon and nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:66-72.
- WEIER, K.; MACRAE, I.; MYERS, R. 1991. Seasonal variation in denitrification in a clay soil under a cultivated crop and a permanent pasture. *Soil Biol. Biochem.* 23(7):629-635.

Los sistemas silvopastoriles y el calentamiento global: un balance de emisiones

Introducción

El efecto invernadero se produce como consecuencia de la acumulación de gases en la atmósfera, principalmente dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O), los cuales se incrementan anualmente 0,5%, 0,6% y 0,35%, respectivamente. Aproximadamente el 30% de estos gases se producen por el cambio en el uso del suelo. Se estima que los trópicos emiten de 10 a 30 millones de toneladas (t) de carbono (C) año⁻¹ como resultado del decrecimiento de la materia orgánica en los suelos deforestados (Detwiller y Hall 1988). En este sentido, los suelos con pasturas presentan un rol muy importante por la gran extensión que cubren, por la retención y reducción de la emisión de C a la atmósfera (Minami *et al.* 1993, Fischer *et al.* 1994).

Los bovinos contribuyen con el Calentamiento Global al producir y emitir CH_4 cuando convierten material con gran contenido de celulosa en alimento de alta calidad nutritiva como la carne y la leche. En este proceso, el CH_4 representa energía alimenticia que se pierde en forma de gas, en vez de ser aprovechado y transformado en leche o carne. Afortunadamente es factible reducir las emisiones en la ganadería mediante la aplicación de tecnología apropiada (Montenegro y Abarca 2000).

Otro importante gas que incrementa el calentamiento global es el N_2O ; se ha especulado mucho sobre las emisiones en el trópico, y aunque potencialmente podrían producirse grandes emisiones, esto no siempre ocurre. En las pasturas, las emisiones de N_2O declinan con el tiempo (Keller *et al.* 1993) y posiblemente, después de 10 años de establecidas emiten cantidades significativamente menores que el bosque original. Esta dinámica de la disminución está relacionada con la rápida descomposición de la materia orgánica del suelo.

Se ha señalado que en el trópico los Sistemas Agroforestales pueden tener gran potencial para contribuir a la mitigación del problema del calentamiento global (), dado que la combinación de especies vegetales en estos sistemas de producción pueden actuar como un eficiente sumidero de C. En este sentido los Sistemas Silvopastoriles deben ser evaluados para cuantificar y determinar su contribución con el ambiente.

Con el propósito de realizar un balance de emisiones de gases con efecto invernadero, se estimó la emisión de CH_4 que producen los bovinos, y se determinó la emisión gaseosa de CO_2 y de N_2O del suelo; además se cuantificó la cantidad de C almacenado en este y en el componente arbóreo, en tres sistemas silvopastoriles ubicados en diferentes zonas ecológicas de Costa Rica.

Materiales y métodos

Esta investigación se realizó en tres fincas comerciales ubicadas en diferentes zonas ecológicas del país. La primera de éstas, con una extensión de 11 ha y localizada a 2400 msnm (Bosque Montano Bajo, BMB), presentó un promedio anual de 18°C. Los animales, 48 bovinos en total, pastoreaban en kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) fertilizado con 485 kg de N ha⁻¹ año⁻¹ y un período de descanso de 25 días. Esta finca, con una carga animal de 3,9 UA* ha⁻¹, producía 15 kg de leche vaca⁻¹ día⁻¹. El suelo se clasificó como andosol con textura franca.

* UA = 350 kg PV.

La segunda finca, con 3,5 ha de extensión, ubicada a 1640 msnm y 22°C de temperatura promedio anual, se localizó en el Bosque Premontano muy Húmedo (BPH). En esta se pastoreaba cada 26 días el estrella africana (*Cynodon nlemfuensis*), fertilizada con 250 kg de N ha⁻¹ año⁻¹. Bajo estas condiciones se manejaban 28 animales, siendo la carga animal de 6,5 UA ha⁻¹ y el nivel de producción de 12 kg de leche vaca⁻¹ día⁻¹. Esta finca, al igual que la anterior, son típicas de explotaciones de lechería especializadas.

La tercer finca, con una extensión de 45 ha, era típica de explotaciones de doble propósito. Esta ubicada en el Bosque Húmedo Tropical (BHT) (Holdridge 1996), a 200 msnm, con temperatura promedio anual de 26°C, utilizaba pasto ratana (*Ischaemum indicum*) sin fertilizar. Aquí pastoreaban 144 bovinos (2,2 UA ha⁻¹), siendo los períodos de descanso de 32 días. La producción de leche en este sistema fue 6,0 kg de leche vendible vaca⁻¹ día⁻¹. El suelo en estas dos últimas fincas se clasificó como inceptisol con textura franco-arenosa.

Todas las pasturas fueron muestreadas utilizando la técnica del pastoreo simulado. Las muestras recolectadas se analizaron en el laboratorio de Nutrición Animal del CATIE siguiendo la metodología de la AOAC (1970) y de Van Soest (1994) determinándose: ceniza, grasa, fibra detergente neutro (FDN), fibra detergente ácido (FDA), hemicelulosa, celulosa, lignina, proteína cruda (PC) ligada a la FDN, PC, carbohidratos no estructurales, carbohidratos estructurales y carbohidratos totales. Los análisis se realizaron por duplicado.

Los animales presentes en las fincas ubicadas en el BMB y BPH eran de la raza Jersey, y recibían 1,0 kg de concentrado en cada uno de los dos ordeños diarios. Los bovinos de la finca localizada en el BHT eran animales típicos de sistemas de doble propósito (cebuinos cruzados con razas europeas) y solo recibían banano verde (5,0 kg vaca⁻¹ día⁻¹) como suplemento durante el ordeño diario.

Con los datos disponibles se diseñó un modelo de simulación para estimar la cantidad de metano emitido por animal (g animal⁻¹ día⁻¹) de acuerdo con el consumo de forraje (NRC 1989) y de suplemento (cantidad y calidad), la raza, el estado fisiológico de los animales, la edad de estos, así como el nivel de producción de leche y la ganancia de peso. Para realizar los cálculos correspondientes al balance, en las estimaciones de la emisión de metano se incluyeron todos los animales presentes en las fincas (vacas, novillas y terneras). Con los datos obtenidos se calculó el factor de emisión (emisión de CH₄ por unidad de área) y la eficiencia de emisión (cantidad de CH₄ emitido por kg de leche producido).

La determinación de la emisión de N₂O y de CO₂ se realizó mediante la técnica de la cámara cerrada (Veldkamp 1994), ubicándose estas al azar dentro de las pasturas por un período de 20 minutos entre las 9:00 am y la 1:00 pm. Las cámaras empleadas (cilindros con tapas de PVC sellados herméticamente), tenían un diámetro interno de 30,84 cm, una altura de 20 cm y un abanico interno para homogenizar la mezcla de gases, se introdujeron aproximadamente 1,5 cm en el suelo, con el propósito de evitar fugas e interferencias externas.

Las cámaras fueron colocadas en las pasturas a los 0, 1, 2, 3, 5, 10, 15, y 20 días después del pastoreo. Las muestras de gas (20 ml) se recolectaron en el momento que las cámaras se colocaron y al final del período indicado, siendo analizadas estas antes de 36 horas en un cromatógrafo de gas Hewlett Packard 5890, previa preparación de una curva estándar de calibración.

Adicionalmente se determinó, en un perfil de 0-10 cm de profundidad la temperatura, la humedad, el contenido de amonio (N-NH_4), de nitratos (N-NO_3) y la compactación de este (Forsythe 1980). También se realizó un muestreo del suelo (0-10 cm) y se determinó el contenido de carbono de acuerdo con la metodología utilizada por Veldkamp (1994). Estas mediciones se efectuaron tanto en los SSP como en los ecosistemas de bosque natural.

Con los datos obtenidos se calculó para cada SSP y ecosistema natural el factor de emisión (cantidad de gas emitida por unidad de área). En el caso de los SSP también se calculó la emisión neta (factor de emisión menos la emisión del ecosistema natural).

El carbono almacenado en el componente arbóreo de los SSP se calculó de acuerdo con la metodología utilizada por Cubero y Rojas (1999). Para ello se incluyó el componente arbóreo que se encontraba disperso en las pasturas y para propósitos de esta investigación se simuló la misma edad promedio de éstos (15 años) y la misma densidad de árboles (75 ha^{-1}) de jaúl (*Alnus acuminata*) en el BMB y de laurel (*Cordia alliodora*) en los BPH y BHT. El volumen de madera en pie, correspondió a $0,29 \text{ m}^3 \text{ árbol}^{-1}$ en el BMB y de $0,39 \text{ m}^3 \text{ árbol}^{-1}$ en BPH y BHT.

Posteriormente, con los datos de emisión y de carbono fijado en cada SSP, se procedió a realizar el balance de emisiones. Ello se efectuó en unidades equivalentes de C, utilizándose las siguientes factores de conversión: una molécula de óxido nitroso igual a 250 moléculas de dióxido de carbono (Mosier 1992) y, una molécula de metano igual a 25 moléculas de dióxido de carbono (Sass 1992). Los datos en el texto se expresan como carbono equivalente. En todos los casos se consideró la emisión neta (emisión del SSP menos la emisión del ecosistema natural) para el balance. En el caso del carbono almacenado en el suelo se consideró que el valor neto (cantidad determinada en el SSP menos la determinada en el ecosistema natural) se había fijado en un período de 30 años en el BPH y en 20 años en los BMB y BHT. Estos períodos corresponden al tiempo estimado de cuando el bosque natural fue eliminado en los lugares donde se ubicaron los SSP.

Se utilizó el SAS para realizar análisis de correlación lineal.

Resultados y discusión

Emisión de óxido nitroso y dióxido de carbono del suelo

Los factores de emisión para el N_2O ($6,38 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y para el CO_2 ($9,06 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) fueron mayores en la finca ubicada en el BMB que en el ecosistema natural ($0,72 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $2,19 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) ubicado en la misma zona ecológica. La mayor emisión del N_2O en el sistema de producción bovina se explica por la aplicación de fertilizante nitrogenado (Magalhaes *et al.* 1987) ya que este alteró la relación C:N del suelo y ello afectó las poblaciones y la actividad de las bacterias denitrificantes. El reciclaje de nitrógeno que realizan los animales en pastoreo ha sido señalado como un factor que afecta positivamente los niveles de emisión (Bouwman 1995, Velthof *et al.* 1996).

La concentración de N-NH_4 del suelo también influyó la emisión, ya que se determinó una correlación positiva ($r^2=0,77$ y $P=0,0439$) con la emisión de este gas nitrogenado. Ello coincide con lo informado por Davidson *et al.* (1996) quienes determinaron que la emisión de N_2O se incrementó cuando las concentraciones de N-NH_4 fueron altas.

La emisión neta para el sistema silvopastoril fue $5,66 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $6,87 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Las emisiones de N_2O ($3,14 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) determinadas en el sistema de producción ubicado en el BPH fueron 50% inferiores a las detectadas en el bosque natural ($4,72 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Los mayores valores de emisión del bosque natural se debieron entre otros factores a la alta tasa de reciclaje de nitrógeno que ocurre en estos ecosistemas (Vitousek y Matson 1988) y a los altos contenidos de N-NO_3 en el suelo, los cuales correlacionaron positivamente ($r^2=0,64$, $P=0,0892$) con la emisión de este gas. Ello coincide con los resultados obtenidos por Weier *et al.* (1991). La pastura presentó niveles más bajos de N-NO_3 que el bosque natural.

Las emisiones de CO_2 ($2,51 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) determinadas en el bosque natural fueron menores que en el sistema silvopastoril ($6,03 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) del BPH, sin que las variables evaluadas presentaran influencia en los niveles de emisión de este gas.

La emisión neta en este sistema de producción correspondió a $-1,58 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y a $3,51 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Ello demuestra un balance favorable para el caso del N_2O , mientras que el bosque natural emite menor cantidad de C. Esto concuerda con lo informado por otros investigadores (Sanhueza *et al.* 1990, Keller *et al.* 1993) quienes determinaron mayores emisiones de N en el ecosistema de bosque natural que en pasturas. En lo que respecta al C, este es emitido en mayor cantidad por suelos cubiertos por el pasto debido a la alta tasa de crecimiento de la gramínea, lo cual ocasiona que se depositen cantidades importantes de materia orgánica sobre el suelo debido al pastoreo. Este también provoca la mortalidad de raíces superficiales. La descomposición de ese material por microorganismos del suelo, que son estimulados por la disponibilidad de nitrógeno en el sistema, explica las mayores emisiones de dióxido de carbono en el agroecosistema.

En el sistema silvopastoril del BHT se determinaron emisiones del orden de $2,28 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y de $6,17 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que en el ecosistema natural, las mismas correspondieron a $1,12$ y $2,18 \text{ kg de N y C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente. En ambos casos las emisiones fueron mayores en el sistema de producción debido a la mayor disponibilidad de nitrógeno en el suelo, producto del reciclaje que realizan los animales en pastoreo. De acuerdo con Velthof *et al.* (1996), el porcentaje de N_2O que proviene de las excretas de los animales puede ser mayor que el proveniente del nitrógeno del fertilizante; Bouwman (1995) también ha señalado la importancia del reciclaje efectuado por los animales en pastoreo en la emisión de este tipo de gases. La tasa de denitrificación es mayor en el nitrógeno reciclado debido a que este solo afecta entre el 10% y 15% del área total en pastoreo, por lo que la tasa de liberación de N_2O es alta (Ruz-Jerez *et al.* 1994).

La emisión de N_2O correlacionó con la concentración de N-NH_4 ($r^2=0,83$, $P=0,0214$) y con la de N-NO_3 ($r^2=0,89$, $P=0,0072$) demostrándose con ello la influencia de ambos compuestos nitrogenados en la generación y emisión de este gas con efecto invernadero. Resultados similares fueron obtenidos por Davidson *et al.* (1996).

La emisión neta para el sistema silvopastoril fue $1,16 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $3,99 \text{ kg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Emisión de metano

La mayor emisión de metano se determinó en la finca ubicada en el BHT, en segundo lugar se ubicó la del BMB y la menor emisión total se estimó para el sistema de producción en el BPM. En lo que respecta al factor de emisión, el mayor nivel ($654 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se determinó en la finca del BPH y el menor en la del BHT ($183 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); en un nivel intermedio se ubicó la finca del BMB ($360 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). La eficiencia de emisión fue 19, 22 y 31 g de $\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}$ de leche producido, para los sistemas silvopastoriles ubicados en el BMB, BPH y BHT respectivamente (Cuadro 1).

CUADRO 1. Emisión de metano en tres sistemas silvopastoriles ubicados en diferentes zonas ecológicas. Costa Rica, 2001.

VARIABLE	BMB	BPM	BHT
Emisión total, kg CH ₄ ha ⁻¹ año ⁻¹	3 960	2 289	8 418
CH ₄ , kg ha ⁻¹ año ⁻¹	360	654	183
Eficiencia, g CH ₄ kg ⁻¹ leche	19	22	31

Las diferencias en la emisión de metano se explican por el manejo de las fincas (calidad de las pasturas consumidas y acceso a suplemento así como también por el número de animales) y la calidad genética de los animales, que en combinación con la calidad de la dieta, afecta la proporción de alimento que es transformado en este gas.

La mejor eficiencia se determinó en la finca del BMB debido a que en esa zona ecológica se presentan una serie de condiciones que favorecen la producción de leche, tales como clima con temperatura relativamente baja (18°C promedio anual), alta calidad nutritiva del forraje disponible y excelente calidad genética de los animales.

Las eficiencias de emisión de las fincas localizadas en el BPH y en el BPT, son similares a las reportadas por Montenegro y Abarca (1998), y son menores que en el BMB debido a que el clima cálido que poseen esas zonas ecológicas (22°C y 26°C respectivamente) condicionan la especie y la calidad de las pasturas, así como el tipo de animal que se puede manejar. Ello afecta negativamente la eficiencia de utilización de la dieta por parte de los animales presentes en las fincas. Sin embargo, de acuerdo con investigaciones previas realizadas por Montenegro y Abarca (2000), es posible mediante la modificación del manejo de las pasturas disminuir los niveles de emisión de metano en las explotaciones bovinas, independientemente de la zona ecológica donde estas se localizen.

Carbono en el suelo

La cantidad de carbono que se determinó en el suelo de los sistemas silvopastoriles (BMB: 41,2 t C ha⁻¹, BPH: 20,9 t C ha⁻¹ y BHT: 42,8 t C ha⁻¹) fue mayor que la detectada en los ecosistemas de bosque natural (BMB: 35,2 t C ha⁻¹, BPH: 15,7 t C ha⁻¹, y BHT: 24,8 t C ha⁻¹) utilizados como comparador.

Esto es congruente con los resultados de otras investigaciones que han demostrado la importancia de las pasturas para capturar y retener C en el suelo (Minami *et al.* 1993, Fischer *et al.* 1994). Ello posiblemente se debe a la gran biomasa radical de las gramíneas, donde la proporción de arena presente en estos suelos se constituye en un factor que estimula su desarrollo (Veldkamp 1994).

Carbono en el componente arbóreo

La cantidad estimada de C que es anualmente fijado por unidad de área en el componente arbóreo fue mayor en los sistemas silvopastoriles del BPH y BHT (313 kg ha⁻¹ año⁻¹) que en el BMB (229 kg ha⁻¹ año⁻¹). Ello se explica por la mayor tasa de crecimiento que presenta el laurel así como también por la diferencia en el volumen de madera que se determinó en cada finca evaluada.

Balance de emisiones

El balance de emisiones en los tres sistemas de producción silvopastoril evaluados fue positivo, es decir, en todos los casos estos actúan como emisores netos (Cuadro 2).

CUADRO 2. Balance de emisiones, en equivalentes de carbono, para tres sistemas silvopastoriles ubicados en diferentes zonas ecológicas. Costa Rica, 2001

VARIABLE	BMB	BPM	BHT
Emisión neta			
CH ₄ , en kg C ha ⁻¹ año ⁻¹	2 454	4 459	1 248
N ₂ O, en kg C ha ⁻¹ año ⁻¹	386	-108	79
CO ₂ , kg C ha ⁻¹ año ⁻¹	7	3	4
TOTAL EMITIDO	2 847	4 354	1 331
Carbono fijado			
Suelo, kg C ha ⁻¹ año ⁻¹	200	130	600
Arboles, kg C ha ⁻¹ año ⁻¹	229	313	313
TOTAL FIJADO	429	443	913
BALANCE TOTAL			
Emisión neta, kg C ha ⁻¹ año ⁻¹	+2 418	+3 911	+418

Los menores valores se estimaron para la finca ubicada en el BHT (418 kg de C ha⁻¹ año⁻¹) y los mayores para el sistema de producción localizado en el BPM (3 911 kg de C ha⁻¹ año⁻¹); en un rango intermedio se ubicó el evaluado en el BMB (2 418 kg de C ha⁻¹ año⁻¹).

El factor que afectó en mayor proporción y de manera negativa el balance de las emisiones fue el metano, ya que este gas se produce continuamente en los sistemas de producción bovina. Además, su aporte global se incrementa cuando se realiza la correspondiente transformación mediante el factor de conversión.

Conclusiones

La cantidad de óxido nitroso emitido en forma de gas es influenciado de forma positiva por el nitrógeno aplicado como fertilizante y del reciclado por los animales. Además, con la excepción del sistema silvopastoril localizado en el bosque premontano húmedo, la emisión total de este gas fue mayor en los sistemas de producción bovina. Las emisiones de dióxido de carbono presentaron una tendencia similar a la determinada para el óxido nitroso.

La cantidad total de carbono almacenado en el perfil de suelo evaluado fue mayor en los sistemas silvopastoriles que la determinada en los ecosistemas de bosque natural. Ello demuestra la factibilidad real de encontrar agroecosistemas más eficientes en el secuestro de carbono en el suelo que los ecosistemas de bosque natural.

En los tres sistemas silvopastoriles evaluados el balance de emisiones de gases con efecto invernadero indicó que fue mayor la cantidad de carbono emitido, incidiendo en ello principalmente el metano.

Existe tecnología para disminuir las emisiones de metano en los sistemas de producción bovina e incrementar la fijación de carbono, por lo tanto es factible afectar positivamente el balance final y obtener sistemas productivos más amigables con el ambiente.

Literatura citada

- BOUWMAN, A. 1995. Compilation of a global inventory of emission of nitrous oxide. Ph.D. Thesis, Wageningen. Agricultural University.
- CUBERO, J.; ROJAS, S. 1999. Fijación de carbono en plantaciones de melina (*Gmelina arborea* Roxb.), teca (*Tectona grandis* L.f.) y pochote (*Bombacopsis quinata* Jacq.) en los cantones de Hojancha y Nicoya, Guanacaste, Costa Rica. Tesis Lic. Ciencias forestales. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 94 p.
- DAVIDSON, E.; MATSON, P.; BROOKS, P. 1996. Nitrous emission controls and inorganic nitrogen dynamic in fertilized tropical agricultural soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1145-1152.
- DETWILLER, R.; HALL, C. 1988. Tropical forest and the global carbon cycle. *Science* 239:42-47.
- FISCHER, M.; RAO, I.; AYARZA, M.; LASCANO, C.; SANZ, J.; THOMAS, R.; VERA, R. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature* 371 (6494): 236 – 238.
- FORSYTHE, W. 1980. Física de suelos. San José, Costa Rica, IICA. 212 p.
- HOLDRIEDGE, L. 1996. Ecología basada en zonas de vida. San José, IICA. Costa Rica. 216 p.
- KELLER, M.; VELDKAMP, E.; WEITZ, A.; REINERS, W. 1993. Effects of pasture age on soil trace-gas emission from a deforested area of Costa Rica. *Nature* 365:244-246.
- MAGALHAES, A.; NELSON, D.; CHALK, P. 1987. Nitrogen transformations during hydrolysis and nitrification of urea. I. Effect of soil properties and fertilizer placement. *Fertilizer Research* 11:161-172.
- MINAMI, K.; GOUDRIAAN, J.; LANTINGA, E.; KIMURA, T.; BAKER, M. 1993. Significance of grasslands in emission and absorption of greenhouse gases. *Grasslands for our world. (New Zealand)* 444-450:60.
- MONTENEGRO, J.; ABARCA, S. 2000. Alternatives to methane emissions reduction in the livestock of Costa Rica. *In* Second International Conference Methane Mitigation, 18-23 June, Novosibirsk, Rusia. p. 175-182.
- MONTENEGRO, J.; ABARCA, S. 1998. Estimación de la emisión de metano en la ganadería bovina de Costa Rica, 1990 y 1996. *In* David Conneely, Michael Gibbs, Mark Orlic (ed) Methane Measurements Workshop, Washington State University. Pullman, WA. p. 19-29.
- RUZ-JEREZ, B.; WHITE, R.; ROGER, P. 1994. Long-term measurement of dinitrification in three contrasting pastures grazed by sheep. *Soil Biol. Biochem.* 26(1):29-39.
- SANHUEZA, E.; MIN HAO, W.; SCHARFFE, D.; DONOSO, L.; CRUTZEN, P. 1990. N₂O and NO emissions from soils of the Northern Part of the Guyana Shield, Venezuela. *Journal of Geophysical Research* 95:22481-22488.
- VAN SOEST, P. 1994. Nutritional ecology of the ruminant. 2nd ed. Comstock Cornell University Press, Ithaca, New York.
- VELDKAMP, E. 1994. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *In*: Soil organic carbon dynamics in pastures established after deforestation in the humid tropics of Costa Rica. Thesis Ph. D. Netherlands, Wageningen University.
- VELTHOF, G.; BRADER, A.; OENEMA, O. 1996. Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant and Soil* 181:263-274.
- VITOUSEK, P.; MATSON, P. 1988. Nitrogen transformations in a range of tropical forest soils. *Soil Biol. Biogeochem.* 20(3):361-367.
- WEIER, K.; MACRAE, I.; MYERS, R. 1991. Seasonal variation in denitrification in a clay soil under a cultivated crop and a permanent pasture. *Soil Biol. Biochem.* 23(7):629-635.