



**UNIVERSIDAD DE MATANZAS**  
**ESTACIÓN EXPERIMENTAL DE PASTOS Y FORRAJES**  
**“Indio Hatuey”**

**Tesis presentada en opción al título de Máster en**  
**Pastos y Forrajes**

**Evaluación de la estructura y el desempeño en**  
**agrosistemas mixtos en Matanzas, Cuba, utilizando**  
**indicadores de análisis de redes**

**Autora:**

Ing. Katia Bover Felices

**Tutor:**

Dr.C. Jesús Suárez Hernández

Perico, Matanzas

2018

## **Pensamiento**

“El único camino abierto a la prosperidad constante y fácil, es el de conocer, el de investigar infatigablemente la naturaleza”

**JOSÉ MARTÍ**

## **Dedicatoria**

Muy especialmente a mis padres, quienes son mi fuente de inspiración.

A mi abuela, por estar siempre conmigo y darme su fortaleza para seguir adelante.

A mi familia, por brindarme su apoyo incondicional y por ser la fuente donde encuentro siempre refugio, regocijo y alegrías..

.A los amigos que estuvieron conmigo en las buenas y en las malas.

## **Agradecimientos**

A mi familia, por su incondicional amor y apoyo constante.

A Jesús Suárez Hernández, mi tutor, por su dedicación y ayuda incondicional desde el primer momento; por compartir conmigo sus conocimientos, apoyándome y educándome constantemente.

A Eliel González García, Fabien Stark y Charles-Henri Moulin, quienes me guiaron durante el adiestramiento con la metodología empleada en esta Tesis, por su invaluable colaboración.

A Chloé Cangiano, Taymer Miranda y el equipo del proyecto PIAL, quienes facilitaron el acceso a los datos de las fincas evaluadas en este estudio, y por contribuir a mi formación profesional.

A Gertrudis y a Hilda, por todo el apoyo y ayuda que siempre me han brindado.

Al Comité Académico de la maestría en Pastos y Forrajes, especialmente a Mildrey, por su estímulo constante .

A todas aquellas personas que me brindaron su ayuda desinteresada y su mejor voluntad, haciendo posible con su apoyo mi formación profesional.

Gracias a todos !

## Tabla de contenidos

	Pág.
<b>Introducción</b>	1
<b>Capítulo 1. Revisión de la literatura</b>	8
1.1 El Agroecosistema: conceptos clave	8
1.2 La Agroecología: conceptos clave	15
1.3 Los agrosistemas integrados de producción agropecuaria: experiencias internacionales y en Cuba	19
1.4 La evaluación de sistemas integrados de producción agropecuaria	26
1.5 Análisis de Redes Agroecológicas	28
<b>Capítulo 2. Métodos y procedimientos</b>	32
2.1 Aplicación del marco agroecológico ENA para la evaluación del sistema agrícola	32
2.1.1 Características de las fincas en estudio	33
2.1.2 Recolección de datos y cálculo de los flujos de nitrógeno y energía	33
2.2 Análisis Ecológico de Redes (ENA, por sus siglas en inglés): un marco agroecológico para la evaluación de agrosistemas	35
2.2.1 Conceptualización del sistema	35
2.2.2 Modelación del sistema	36
2.3 Métricas para análisis de agrosistemas	38

2.3.1 Métricas usuales de ENA	38
2.3.2 Análisis estructural	40
2.3.3 Análisis funcional	43
2.3.4 Análisis de desempeño	45
<b>Capítulo 3. Resultados y Discusión</b>	48
3.1 Desarrollo de los modelos conceptuales para los flujos de energía y de nitrógeno	48
3.2 Comparación de las fincas sobre la base de los indicadores estructurales y funcionales	52
3.3 Comparación de las fincas sobre la base de los indicadores de desempeño	61
3.4 Eficiencia parcial de prácticas de integración sobre la eficiencia integral de los agrosistemas	69
<b>Conclusiones generales</b>	75
<b>Recomendaciones</b>	76

### Índice de tablas

	<b>Pág.</b>
Tabla 1. Principales características de las tres fincas incluidas en el estudio	34
Tabla 2. Indicadores de diversidad y organización del sistema para los flujos de nitrógeno y energía	52
Tabla 3. Indicadores de funcionamiento del sistema para los flujos de nitrógeno y	56

energía	
Tabla 4. Indicadores de desempeño agroecológico para los flujos de nitrógeno y energía	62

### Índice de cuadros

	<b>Pág.</b>
Cuadro 1. Principios agroecológicos y tecnologías o procesos socioecológicos asociados para el desarrollo de fincas familiares agroecológicas	17
Cuadro 2. Indicadores de estructura para el análisis de agrosistemas basados en indicadores del Análisis de redes ecológicas (ENA)	42
Cuadro 3. Indicadores de funcionamiento para el análisis de agrosistemas basados en indicadores del Análisis de redes ecológicas (ENA)	44
Cuadro 4. Indicadores de desempeño para el análisis de agrosistemas basados en indicadores del Análisis de redes ecológicas	45

### Índice de figuras

	<b>Pág.</b>
Figura 1. Hilo conductor de la literatura de la investigación	8
Figura 2. La agroecología, en su triple significación, logra responder a diez demandas sociales y ecológicas	16
Figura 3. Pasos del análisis de redes ecológicas para el análisis de agrosistemas	36
Figura 4. Modelo de red de dos compartimentos con información necesaria para realizar análisis de redes ecológicas	41
Figura 5. Modelo conceptual común para los flujos de energía	49

Figura 6. Modelo conceptual común para los flujos de nitrógeno	50
Figura 7. Productividad, insumos y eficiencia de flujos de nitrógeno y energía	64
Figura 8. Eficiencia y resiliencia de flujos de nitrógeno para las tres fincas en estudio	67
Figura 9. Influencia de la fertilización sobre la eficiencia total de los flujos de N y energía en los tres estudios de caso	70
Figura 10. Influencia de las prácticas de alimentación animal sobre la eficiencia de flujos de N y de energía de las fincas La Quinta y Plácido	71
Figura 11. Influencia de la fijación biológica del N sobre la eficiencia total de los tres estudios de caso	72
Figura 12. Influencia de la energía aportada por la aerobomba sobre la eficiencia total de las fincas La Quinta y Plácido	74



## **Glosario de acrónimos**

La mayor parte de la literatura que aborda esta Tesis está en idioma inglés. Por este motivo, se utilizan un conjunto de acrónimos en dicho idioma en este documento para facilitar su lectura por especialistas que no dominan el español. En este sentido, se brinda el glosario siguiente, el cual compendia los acrónimos en inglés que se utilizan en el cuerpo de la Tesis y su significado en español.

### **LISTA DE ACRÓNIMOS**

<b>Acrónimo</b>	<b>Significado en inglés</b>	<b>Significado en español</b>
AMI	Average Mutual Information	Información Mutua Promedio
TST	Total system throughflow	Total de flujos del sistema
TT	Total internal throughflows	Total de flujos internos
ICR	Internal Circulation Rate	Tasa de Circulación Interna
FCI	Finn's Cycling Index	Índice de Reciclaje de Finn
Eff	Efficiency	Eficiencia

## Resumen

Este trabajo propone un análisis de indicadores de organización, funcionamiento y desempeño agroecológico en tres sistemas mixtos agricultura-ganadería de la provincia de Matanzas, Cuba. Se utilizó un marco metodológico fundado sobre el Análisis de redes ecológicas (ENA) para estimar las propiedades del agroecosistema. Se caracterizaron las actividades agropecuarias y se modelaron los agrosistemas en términos de redes de flujo de nitrógeno y de energía en el período de un año. Se demostró que los tres sistemas estudiados son similares entre sí en términos de integración y funcionamiento; y, en sentido general, se observa una desproporción en la distribución y tamaño de los flujos, es decir, son sistemas con alta intensidad de integración pero en los que el nitrógeno y la energía se concentran en pocas actividades. No obstante, se observaron valores contrastantes para los indicadores de desempeño agroecológico. Se constató que la finca Cayo Piedra fue la más eficiente en el uso del nitrógeno y desde el punto de vista energético; mientras que la finca Plácido fue la menos eficiente para ambos tipos de flujo. Los valores de resiliencia, entendidos como la capacidad del sistema para su desarrollo futuro y la recuperación de perturbaciones, fueron similares para los tres sistemas en estudio; así como para los flujos de nitrógeno y energía. Con este trabajo se demuestra que el ENA es una herramienta muy útil para el diseño de los agrosistemas, pues proporciona información importante sobre los flujos internos bajo el control directo de los agricultores y, por lo tanto, susceptibles de mejora a través de una gestión adecuada.

**Palabras claves:** sistemas mixtos agricultura-ganadería, redes ecológicas, valores de resiliencia

## **Abstract**

This paper proposes an analysis of indicators of organization, functioning and agroecological performance in three mixed agriculture-livestock systems in the province of Matanzas, Cuba. A methodological framework based on the Ecological Network Analysis (ENA) was used to estimate the properties of the agroecosystem. The agricultural activities were characterized and the agrosystems were modeled in terms of nitrogen and energy flow networks in the period of one year. It was shown that the three systems studied are similar to each other in terms of integration and functioning; and, in general, a disproportion was observed in the distribution and size of the flows, hence, they are systems with high intensity of integration but in which nitrogen and energy are concentrated in few activities. However, contrasting values were observed for agroecological performance indicators. It was found that Cayo Piedra was the most efficient farm in the use of nitrogen and from the energy point of view as well; while Placido farm was the least efficient for both types of flow. The values of resilience, understood as the capacity of the system for its future development and the ability to recover from disturbances, were similar for the three systems under study and for both types of flow. This paper proves that the ENA methodology is a very useful tool for the agrosystems design, because it provides important information about the internal flows under the direct control of the farmers and, therefore, susceptible to improvement through a proper management.

## Introducción

En la actualidad se espera que las explotaciones agropecuarias enfrenten el desafío de aumentar la producción y la calidad de los alimentos en un contexto mundial cambiante (Wheeler y Von Braun, 2013). Esto implica que los futuros sistemas agrícolas tendrán que producir más utilizando menos recursos, es decir, utilizar de forma más eficiente dichos recursos, al tiempo que se adaptan a perturbaciones externas como el cambio climático, las crisis económicas y/o políticas; lo que significa que deberán ser más resistentes o resilientes (Garnett, 2014).

El desafío de aumentar y asegurar la producción de alimentos, al tiempo que se reducen los problemas ambientales, se asocia cada vez más con un nuevo paradigma de producción agrícola (Lugnot y Martín, 2013). Este nuevo paradigma, dígame intensificación ecológica (Reynolds *et al.*, 2014; Rockström *et al.*, 2017), ecoagricultura (Garbach, 2017), agroecología (Altieri y Nicholls, 2017) o modernización de la agricultura ecológica (Pretty y Bharucha, 2014), tiene como objetivo diseñar e implementar sistemas agrícolas productivos que requieran la menor cantidad de insumos externos como sea posible, apoyándose en las interacciones y sinergias entre los componentes biológicos (Koohafkan *et al.*, 2012).

La integración agricultura-ganadería (IAG), reconocida como el conjunto de prácticas agrícolas que moviliza una serie de procesos ecológicos), es uno de los pilares de este nuevo paradigma de producción agrícola (Stark *et al.*, 2016).

Las explotaciones agropecuarias mixtas a menudo se asocian con ecosistemas sostenibles (Iermanó, 2015), porque la integración y la diversificación, tanto de especies como de prácticas, permiten la complementariedad entre diferentes actividades y mejorar la eficiencia en el uso de los recursos; además, la diversificación de actividades agrícolas puede contribuir a aumentar la estabilidad de los ingresos de los productores (Altieri y Nicholls, 2012). Los sistemas integrados utilizan las salidas de una actividad como insumos para otra, lo que puede reducir los efectos adversos para el medio ambiente y disminuir la dependencia de recursos externos mediante el reciclaje (Rufino *et al.*, 2009a).

El concepto de agroecología parece relevante para abordar tales desafíos en este contexto, pues implica la aplicación de conceptos y principios ecológicos para el diseño y

manejo de agrosistemas sostenibles (Altieri, *et al.*, 2012; Altieri y Nicholls, 2013; Sarandón y Flores, 2014). Los agrosistemas se consideran como una unidad espacial y funcionalmente consistente de sistemas agrícolas y naturales manejados por seres humanos para producir bienes y servicios, incluyendo componentes vivos y no vivos involucrados en esa unidad, así como sus interacciones (Gliessman, 2005; Krishna, 2014).

Los conceptos y principios ecológicos están relacionados con el funcionamiento de los ecosistemas y la sostenibilidad de los agrosistemas podría mejorarse aprendiendo de ellos (Doré *et al.*, 2011). Al respecto, Bonaudo *et al.* (2014) identificaron tres funciones ecológicas para la gestión sostenible de los agrosistemas: i) la función de producción, que se refiere a la producción primaria y secundaria, ii) la función metabólica, que describe el ciclo de los nutrientes, y iii) la función inmunitaria, que aborda la resistencia a plagas. Por lo tanto, los agrosistemas que implementan y combinan estos procesos ecológicos deben ser capaces de enfrentar los desafíos antes mencionados (Sarandón y Flores, 2014).

Los procesos ecológicos subyacentes a las propiedades de productividad y resiliencia de los agrosistemas podrían mejorarse, especialmente aumentando las interacciones entre ellos (Gaba *et al.*, 2014). Debido a la creciente importancia de los procesos ecológicos en el manejo sostenible de los agrosistemas se requieren métodos ecológicos para analizar sus propiedades (Dumont *et al.*, 2014).

El ciclo de la energía y los nutrientes se consideran dos de los rasgos más importantes que confieren estabilidad al funcionamiento del ecosistema (Allesina y Ulanowicz, 2004). Asimismo, un ecosistema más biodiverso contribuye a su eficaz funcionamiento y reduce significativamente las probabilidades de que ocurran perturbaciones y, por ende, aumenta su resiliencia.

En la práctica, la integración de los flujos de materiales y de energía en los agrosistemas aún no ha sido cuantificada a profundidad<sup>1</sup> y, aunque existen varios estudios que se centran en estudiar los agrosistemas integrados (por ejemplo, Kremen y Miles, 2012; Kremen *et al.*, 2012; Tuomisto *et al.*, 2012; Lemaire *et al.*, 2014), no existe un método práctico para caracterizar, cuantificar y evaluar esta integración.

---

<sup>1</sup> Una excepción es la Tesis Doctoral de Fabien Stark, en la cual solo se cuantifican los flujos de nitrógeno: Stark, F. 2014. Impact of crop-livestock integration on the agroecological performance of mixed crop-livestock systems in the humid tropics. Comparative analysis across Latino-Caribbean territories. INRA, UMR-SELMET, Montpellier, France.

Según Stark *et al.* (2016), la integración agricultura-ganadería (IAG) puede ser analizada como una red de flujo de nutrientes si se admiten propiedades de estructura y de funcionamiento similares a aquellas que ocurren en los ecosistemas; de este modo, el agroecosistema más integrado, o sea, con redes de flujo de nutrientes más complejas y diversificadas, estará en condiciones de ser más productivo, eficiente, autosuficiente y resiliente.

El análisis ecológico de redes (ENA, por sus siglas en inglés) parece pertinente para abordar la diversificación de sistemas agrícolas y las cuestiones de complejización. EL ENA puede aplicarse para el análisis sistemático y holístico de las propiedades estructurales y funcionales de las especies interrelacionadas en un ecosistema a diferentes escalas espacio-temporales (Finn, 1980; Ulanowicz, 2004). Este método permite identificar y cuantificar los efectos directos e indirectos en el sistema y las propiedades holísticas que no son detectadas por observaciones directas (Fath *et al.*, 2007).

En Cuba durante el inicio de los años 90 del siglo XX, con la llegada del “Período Especial”, se inició un fuerte debate a nivel nacional respecto al modelo de ganadería y agricultura imperante en años anteriores. En esta etapa se realizaron diferentes esfuerzos para modelar las bases de desarrollo de la agricultura cubana desde una concepción integrada, tales fueron los casos de los modelos propuestos por García Trujillo (1998), así como Monzote y Funes-Monzote (1997).

Fue entonces que se comenzó un proceso de “reconversión tecnológica” para estimular los sistemas sostenibles de producción. Si bien durante este proceso de diez años se alcanzaron valiosos resultados desde el punto de vista tecnológico, ha sido sumamente difícil lograr la conversión hacia sistemas mixtos, donde se potencien las funciones de complementación y las sinergias propias de los sistemas sostenibles, debido a la existencia de estructuras productivas adaptadas al modelo precedente, a la escasa biodiversidad imperante en la ganadería, así como otros factores tecnológicos que dificultan este proceso como la escasez de agua y energía para riego y los determinantes asuntos socioeconómicos, son algunos de los factores que hacen lento el proceso hacia la adopción de los sistemas sostenibles de producción (Funes-Monzote *et al.*, 2002).

Los sistemas agrícolas que se basan principalmente en procesos biológicos y en las propiedades naturales de los ecosistemas, generalmente se asocian con bajos niveles de productividad y se clasifican como sistemas agrícolas pobres y de “prácticas obsoletas”, incapaces de responder a las exigencias modernas (Hodgkin *et al.*, 2011). Aunque varios autores (Funes-Monzote, 2009a; Therond *et al.*, 2017) indican que se necesita desarrollar sistemas que combinen eficientemente ganado y cultivos, eviten el consumo innecesario de insumos externos, aprovechen los procesos agroecológicos y minimicen el uso de las tecnologías perjudiciales (Altieri, 1995); los ecosistemas agrarios están, en su mayoría, caracterizados por la homogeneidad, tanto de especies utilizadas como de prácticas agronómicas -muchos campesinos todavía utilizan un reducido número de especies, variedades, razas, cepas - factores que afectan su productividad y resiliencia, así como los procesos biológicos vitales para su funcionamiento.

A partir de la **Situación problemática** antes expuesta se identifica un **Problema científico** a cuya solución se contribuye en la investigación que se resume en esta Tesis de Maestría, y el mismo es el siguiente: Aunque existen resultados y experiencias, tanto internacionalmente como en Cuba, en la evaluación de agrosistemas integrados ganadería-agricultura, aún no se ha logrado caracterizar y cuantificar, en las condiciones de Cuba, la organización y diversidad de flujos de energía y nitrógeno –en este caso con mayor profundidad que lo obtenido por Stark (2016)<sup>2</sup>- de agrosistemas integrados de producción agropecuaria, así como su relación con la productividad, eficiencia y resiliencia de estos sistemas.

Para contribuir a la solución del problema científico identificado se estableció como **Objetivo general de la investigación** el siguiente:

Evaluar la organización y la diversidad de flujos de energía y nitrógeno en sistemas mixtos con diferente grado de integración en la provincia de Matanzas, Cuba, y su relación con la productividad, la eficiencia y la resiliencia del sistema, mediante la utilización de indicadores de análisis de redes agroecológicas.

Este objetivo general fue desglosado en los **Objetivos específicos** siguientes:

---

<sup>2</sup> Este investigador francés incluyó en su investigación doctoral varias fincas cubanas para una evaluación agroecológica de prácticas de integración en tres países contrastantes, pero sólo enfatizó en los flujos de nitrógeno, con un modelo conceptual de mayor nivel de agregación y sin valorar los flujos de energía.

1. Caracterizar las fincas objeto de estudio.
2. Construir un modelo conceptual para los flujos de energía y de nitrógeno de las fincas utilizando el Análisis Ecológico de Redes.
3. Caracterizar la estructura (organización y diversidad) y el desempeño (productividad, eficiencia y resiliencia) de los agrosistemas seleccionados como estudios de caso, mediante un conjunto de indicadores de análisis de redes agroecológicas.
4. Evaluar la contribución de varias prácticas de integración agricultura-ganadería sobre la eficiencia de las fincas estudios de caso.

En correspondencia con el problema científico planteado, y a partir de la revisión de la literatura especializada, se plantea como **Hipótesis general de investigación** la siguiente:

La utilización de indicadores de análisis de redes ecológicas permitirá evaluar la organización y diversidad de flujos de energía y nitrógeno de agrosistemas integrados de producción agropecuaria de la provincia de Matanzas, Cuba, así como su relación con la productividad, eficiencia y resiliencia de estos sistemas; permitiendo disponer de información clave para mejorar su desempeño.

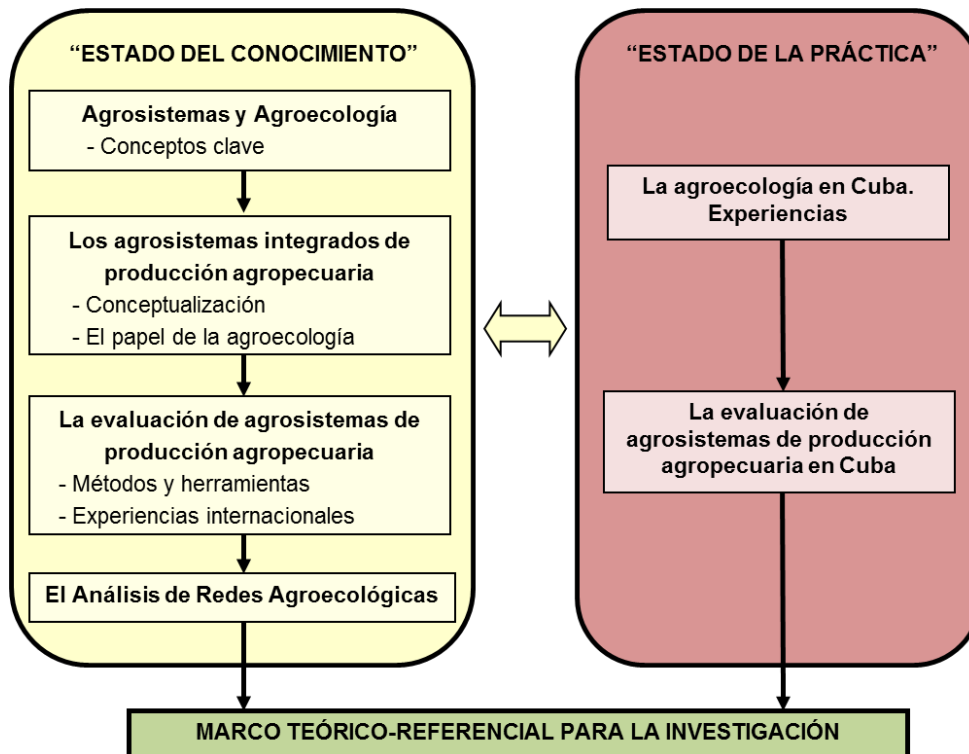
El **aporte principal** que brinda esta Tesis de Maestría radica en la utilización de indicadores de análisis de redes agroecológicas para evaluar la organización y diversidad de flujos de energía y nitrógeno de agrosistemas integrados de producción agropecuaria de la provincia de Matanzas, Cuba, así como su relación con la productividad, eficiencia y resiliencia de estos sistemas; lo cual constituye la **novedad científica** de la investigación.

La tesis se estructura en: una Introducción, donde se caracteriza la situación problemática, se fundamenta el problema científico y se formula el sistema de objetivos, la hipótesis de investigación y su novedad; un Capítulo 1, en el que fundamenta y resume el Marco Teórico-Referencial de la investigación; un Capítulo 2, donde se presenta la metodología experimental; un Capítulo 3, en el cual se valida la implementación de la metodología en tres fincas campesinas de la provincia de Matanzas, como estudios de caso; las Conclusiones y Recomendaciones; las Referencias bibliográficas; así como los necesarios Anexos que contribuyen a una mejor comprensión de la Tesis.



## Capítulo 1. Revisión de la literatura

La revisión de la literatura y de otras fuentes de información que se muestran en este Capítulo, resume el análisis del "estado del conocimiento y de la práctica" en la temática objeto de estudio. La figura 1 muestra el hilo conductor que posibilita sentar las bases teóricas y prácticas, además de reconceptualizar y contextualizar las principales definiciones, enfoques y tendencias en el área del conocimiento tratada.



Fuente: Elaboración propia

Figura 1. Hilo conductor de la literatura de la investigación

### 1.1 El Agroecosistema: conceptos clave

Un fundamento básico de la Agroecología es el concepto de **ecosistema**, definido como sistema funcional de relaciones complementarias entre los organismos vivos y su ambiente, delimitado por fronteras definidas arbitrariamente, en un tiempo y espacio que parece mantener un estado estable de equilibrio, pero a la vez dinámico (Odum, 1996; Gliessman, 2001a; 2001b), equilibrio que puede considerarse sostenible. Un ecosistema bien desarrollado, maduro, es relativamente estable, auto-sostenible, se recupera de las

perturbaciones, se adapta al cambio y es capaz de mantener su productividad utilizando insumos energéticos provenientes solamente de la radiación solar.

Cuando se extiende el concepto de ecosistema a la agricultura, y se consideran los sistemas agrícolas como agrosistemas, se tienen los fundamentos para ir más allá del foco primario de atención de los sistemas de medición convencionales de los productos del sistema (rendimiento o retorno económico). En su lugar, se puede apreciar el complejo conjunto de interacciones biológicas, físicas, químicas, ecológicas y culturales que determinan los procesos que permiten obtener y sostener la producción de alimentos (Gliessman *et al.*, 2007).

Los agrosistemas son a menudo más difíciles de estudiar que los ecosistemas naturales, porque se complican con la intervención humana que altera la estructura y función de los ecosistemas normales. No hay disputa sobre el hecho de que para que cualquier agroecosistema sea sostenible, se deben considerar una amplia serie de factores y procesos ecológicos, económicos y sociales interactuantes entre sí. No obstante, la sostenibilidad ecológica es la materia prima de construcción sobre la cual los otros elementos de la sostenibilidad dependen.

Un agroecosistema se crea cuando la manipulación humana y la alteración de un ecosistema tienen lugar con el propósito de establecer la producción agrícola. Esto introduce varios cambios en la estructura y la función del ecosistema natural y, como resultado, cambia un número de cualidades clave a nivel del sistema. Estas cualidades se reconocen como emergentes o propiedades del sistema que se manifiestan una vez que todos los componentes del sistema están organizados; también pueden servir como indicadores de la sostenibilidad del sistema (Gliessman, 2001a). Algunas cualidades emergentes clave de los ecosistemas, y como son alteradas cuando se convierten a agrosistemas, son las siguientes:

1. Flujos de energía

La energía fluye a través del ecosistema natural como resultado de un complejo conjunto de interacciones tróficas, con ciertas cantidades disipadas en diferentes puntos y momentos a lo largo de la cadena alimenticia, y con la cantidad más grande de energía moviéndose finalmente por la ruta de los desechos (Odum, 1971). La producción anual del

sistema se puede calcular en términos de productividad primaria neta o biomasa, con su contenido correspondiente de energía.

En los agrosistemas el flujo de energía se altera enormemente por la interferencia humana (Pimentel y Pimentel, 1997). Aunque obviamente la radiación solar es la mayor fuente de energía para la agricultura, muchos de los insumos utilizados en el proceso se derivan de fuentes de manufactura humana que frecuentemente no son autosostenibles.

Al respecto, Gliessman *et al.* (2007) consideran que los agrosistemas a menudo se convierten en sistemas a través de los cuales fluyen cantidades considerables de energía que tienen su origen en forma de insumos como los fertilizantes o combustibles basados en petróleo. En algún momento del proceso de producción, esta energía se dirige hacia fuera del sistema en cada cosecha, no sólo en forma del producto principal, sea alimento o fibra, sino que también en forma de biomasa de tallos y hojas.

A la biomasa, que representa energía acumulada, no se le permite quedarse dentro del sistema para contribuir al funcionamiento de importantes procesos internos del ecosistema (los residuos orgánicos devueltos al suelo pueden servir como fuente de energía para microorganismos que son esenciales para un reciclaje más eficiente de nutrientes). Los agrosistemas que funcionan simplemente como “transportadores de energía”, como los descritos anteriormente, difícilmente pueden considerarse sostenibles y están bastante lejos de lograr sostenibilidad.

Para lograr la sostenibilidad en los sistemas de producción agrícola, se debe no sólo maximizar el aprovechamiento de las fuentes renovables de energía, sino que el producto de su transformación, la biomasa, se debe suministrar como combustible para las interacciones tróficas esenciales que se necesitan para mantener otras funciones del agroecosistema.

## 2. Reciclaje de nutrientes

En un ecosistema natural los nutrientes ingresan continuamente en pequeñas cantidades a través de varios procesos hidrogeoquímicos. Mediante una compleja serie de ciclos interconectados, estos nutrientes circulan dentro del ecosistema, donde la mayor parte de las veces forman parte de la biomasa viva o a la materia orgánica del suelo (Borman y Likens, 1967).

En este proceso, los componentes biológicos de cada sistema se vuelven muy importantes para determinar cómo mover eficientemente estos nutrientes, asegurando una pérdida mínima. En un ecosistema maduro, estas pequeñas pérdidas son reemplazadas por insumos locales, manteniendo un balance de nutrientes. La productividad de biomasa en ecosistemas naturales está muy ligada a las tasas anuales que reflejan la capacidad del sistema de reciclar los nutrientes.

En un agroecosistema, el reciclaje de nutrientes puede ser mínimo, o incluso nulo, perdiéndose cantidades considerables con la cosecha o como resultado de percolación o erosión. Esto se explica por la constante reducción en los niveles permanentes de biomasa mantenidos dentro del sistema (Tivy, 1990). Por otra parte, la exposición frecuente del suelo sin cobertura entre las plantas durante el ciclo agrícola, o de los campos desnudos entre temporadas de cultivo, crea un “goteo” de nutrientes hacia fuera del sistema debido a la erosión o infiltración al subsuelo por falta de materia orgánica que retenga el suelo, el agua o los nutrientes (Gliessman *et al.*, 2007).

Con un sistema de cultivo de este tipo, la agricultura moderna tiene que utilizar fertilizantes normalmente derivados del petróleo, para reemplazar estas pérdidas. A todo esto se añade la alta demanda de consumidores no interesados o no educados en sostenibilidad, que ejercen una presión que empujan al sistema a incrementar sus niveles de insostenibilidad, influyendo en su diseño y manejo. El interés en obtener altas ganancias en el corto plazo, también se añade a lo anterior.

Para alcanzar sostenibilidad se requiere que los “goteos” o pérdidas de nutrientes en el sistema se reduzcan al mínimo, favoreciendo y fortaleciendo mecanismos que permitan lo mas posible el reciclaje de nutrientes dentro del sistema.

### 3. Mecanismos de regulación de poblaciones

Los ecosistemas naturales también tienen herbívoros, algunos conocidos como plagas en la agricultura, pero su efecto rara vez se nota debido a la presencia y actividad de sus enemigos naturales. A través de una compleja combinación de interacciones bióticas y límites impuestos por la disponibilidad de recursos físicos, se establece un control natural en los niveles de población de los distintos organismos (Gliessman *et al.*, 2007). La presencia de los organismos en una organización compleja, pero interactuante, y las

condiciones ambientales en las que se desenvuelven, permiten el establecimiento de diversas interacciones tróficas y diversificación de nichos.

Con la selección genética y/o la domesticación, dirigida por humanos, así como la simplificación general de los agrosistemas (p.e. la pérdida de la diversidad de nichos y una reducción de las interacciones tróficas), las poblaciones de plantas y/o animales cultivados raramente se autorregulan, especialmente de las plagas y enfermedades. Los insumos humanos en forma de semillas o como pesticidas, frecuentemente dependientes de grandes subsidios de energía, determinan no solamente los tamaños de las poblaciones de organismos presentes, sino que también su diversidad.

En un sistema de producción agrícola simplificado, la diversidad biológica se reduce y se interrumpen los sistemas naturales de control de plagas, ya que muchos nichos y/o hábitats quedan desocupados. Como consecuencia, el peligro de epidemias o plagas catastróficas que afectan a la agricultura es bastante alto.

#### 4. Equilibrio Dinámico

En ecosistemas maduros, la riqueza de especies permite un alto grado de resistencia a perturbaciones ambientales, incluso poseen alta resiliencia a disturbios verdaderamente dañinos como huracanes. En muchos casos, perturbaciones periódicas aseguran la más alta diversidad, e incluso, la más alta productividad (Connell, 1978). La estabilidad del sistema no es sinónimo de un estado estacionario, sino más bien dinámico y altamente fluctuante, que permite al ecosistema recobrase después de la perturbación. Esto promueve el establecimiento de un equilibrio ecológico dinámico que funciona sobre la base de un uso sostenible de recursos, el cual puede mantener al ecosistema por largo plazo, o adaptarse cuando el ambiente cambia.

En ecosistemas saludables, balanceados, raramente se aprecia lo que podrían considerarse epidemias en gran escala. Pero debido a la reducción de la diversidad natural, estructural y funcional, en ecosistemas manejados como la agricultura, se ha perdido mucha de la capacidad de recuperación del sistema, de su sostenibilidad, por lo que se deben mantener ingresando constantemente insumos externos (Gliessman *et al.*, 2007).

La agricultura convencional, normalmente de monocultivos con alto uso de insumos, como sistema, puede lograr mantener niveles de producción e incluso aumentar a lo largo de varios años de cultivo en el mismo sitio, pero es un sistema sostenido, no sostenible. Es sostenido por los insumos que se tienen que utilizar, provenientes de otros lugares, para mantener su productividad; es sostenido por la existencia de un sistema socioeconómico que descansa en la maximización de producción, al menor costo económico posible y con el mayor nivel de ganancia que se pueda alcanzar. Para esto se desarrolla toda una tecnología que reduce al sistema de producción agrícola en un bien de consumo que oculta impactos negativos en el ambiente e incluso en el tejido socioeconómico que lo sostiene. Así, existe una diferencia entre un sistema sostenido y otro sostenible.

En sistemas agrícolas convencionales el énfasis excesivo en maximizar la cosecha desordena el equilibrio mencionado en ecosistemas naturales, de modo que solo se puede mantener la productividad si continúa la interferencia externa, a través de insumos, importando energía y nutrientes.

Para reintegrar la sostenibilidad, es necesario que las cualidades emergentes de la resistencia y recuperación del sistema jueguen otra vez un papel determinante en el diseño y manejo del agroecosistema. El enfoque agroecológico proporciona esta alternativa (Altieri, 1995; Gliessman, 2001a; 2001b), ya que permite entender que los sistemas de producción agrícola alcanzan mejor un equilibrio dinámico cuando se utilizan tecnologías agroecológicamente apropiadas. De esta manera, los agrosistemas como un todo representan mucho más que la simple suma de las partes que los integran y son capaces de tener alta capacidad de resiliencia ante los riesgos de tipo biofísico-ambientales y socioeconómico-políticos a los que están sujetos.

El análisis anterior permite reconocer la importancia de entender la estructura y función de un agroecosistema, con base en el conocimiento que proporciona la Ecología. Sin embargo, la estructura y función de un agroecosistema también es el resultado de un tejido social que tiene una fuerte influencia. Las decisiones que impactarán el diseño y manejo del agroecosistema, provenientes del productor, deben considerar los factores ecológicos pero también factores económicos, sociales, políticos y estéticos (Gliessman *et al.*, 2007).

Por ello, es necesario disponer de una definición de Agroecología, lo suficientemente amplia, sólida y flexible para permitir un mejor análisis de la complejidad ya reconocida. Así, la definición de Agroecología que propone Gliessman (2001a) es la aplicación de conceptos y principios ecológicos para el diseño y manejo de agrosistemas sostenibles, pero en el entendimiento que hay que considerar todos los componentes del sistema, que abarca desde el productor hasta el consumidor en forma dinámica e interactuante.

## **1.2 La Agroecología: conceptos clave**

La agroecología es un proceso de innovación en conocimientos y tecnologías que se construye en constante reciprocidad con movimientos sociales y procesos políticos, con un carácter tridimensional como ciencia, práctica y movimiento social (Altieri y Toledo, 2011; Toledo, 2012; Caporal, 2013; González de Molina y Caporal, 2013) (figura 2).

La agroecología se basa en la aplicación de las ciencias agronómicas y ecológicas al estudio, diseño y manejo de agrosistemas sustentables, culturalmente sensibles y socioeconómicamente viables, lo que conlleva a un análisis y rediseño para el manejo de la diversificación agropecuaria, promoviendo sinergias entre todos los componentes y la dinámica compleja de los procesos socioecológicos, la restauración y conservación de la fertilidad del suelo, el mantenimiento de la productividad, la eficiencia y la autosuficiencia a largo plazo (Altieri, 2002a; van der Ploeg *et al.*, 2009; Altieri, 2010; Nicholls *et al.*, 2016, Casimiro Rodríguez, 2016a). Para ello, se fundamenta en principios básicos agroecológicos que pueden asumir diversas prácticas tecnológicas, en función del contexto de una finca, y tener diferentes efectos sobre su productividad o resiliencia, dependiendo del entorno y la disponibilidad de recursos (Altieri 1999; 2010; Nicholls *et al.*, 2016).

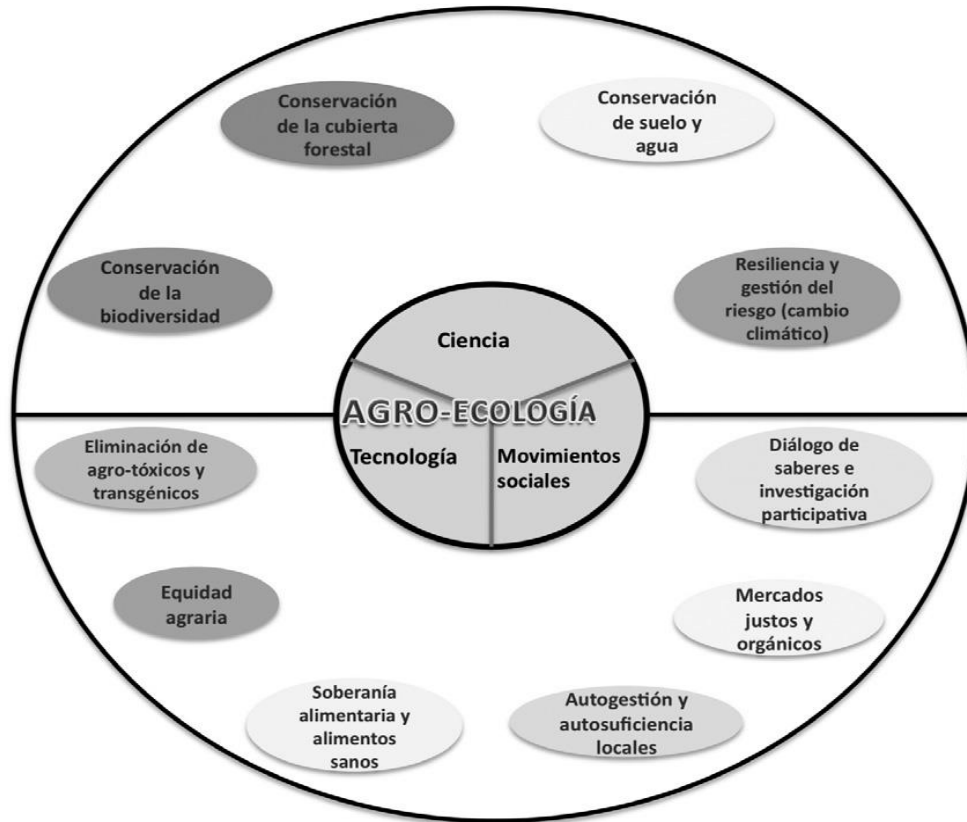


Figura 2. La agroecología, en su triple significación, logra responder a diez demandas sociales y ecológicas. Fuente: Casimiro Rodríguez (2016a).

Estos principios, abordados por Gliessman (1998; 2013; 2014; 2015; 2016); Altieri, (2002b; 2009) y Altieri y Nicholls (2013), se fundamentan principalmente en procesos ecológicos, sin embargo, es de vital importancia el complemento social asociado a ello, como garantía real del desarrollo de fincas familiares agroecológicas y la continuidad de una cultura que se puede adquirir, mantener y enriquecer en ellas. Es por ello, que se hace necesario el análisis de estos principios y otros referidos a la viabilidad económica y justicia social en el fortalecimiento de familias campesinas (cuadro 1).

Cuadro 1. Principios agroecológicos y tecnologías o procesos socioecológicos asociados para el desarrollo de fincas familiares agroecológicas (Casimiro Rodríguez, 2016a).

Principios Agroecológicos	Tecnologías o procesos socioecológicos asociados al desarrollo de fincas familiares
---------------------------	---



Reciclaje de nutrientes y materia orgánica, optimización de la disponibilidad y balances del flujo de nutrientes	No generar desechos, cierre de ciclos, aprovechamiento de oportunidades, fomento de la biodiversidad debajo del suelo y tratamiento de residuales. Proceso de capacitación, sensibilización, acción participativa y gestión del conocimiento por parte de familias campesinas y actores implicados en el desarrollo de la agroecología.
Diversificación vegetal y animal a nivel de especies o genética en tiempo y en espacio	Policultivos, rotaciones, integración ganadería-agricultura, máxima biodiversidad posible y fomento de la diversidad funcional.
Optimización del flujo de nutrientes y agua	Producción de abonos orgánicos a partir de los residuos de cosecha o excretas de animales, zanjas de infiltración, barreras de contención, cosechas de agua, laboreo mínimo, surcos en contorno, integración de cultivos y crías animales.
Provisión de condiciones edáficas óptimas para el crecimiento de cultivos, manejando materia orgánica y estimulando la biología del suelo	Adición de abonos orgánicos, coberturas, abonos verdes, incorporación de Mulch, riego óptimo, uso de insumos biológicos.
Minimización de pérdidas por insectos, patógenos y malezas mediante medidas preventivas y estímulo de fauna benéfica, antagonistas y alelopatía.	Coberturas, barreras de contención, terrazas, cortinas rompe-vientos, estímulo de fauna benéfica, cierre de ciclos.
Explotación de sinergias que emergen de interacciones planta-planta, plantas-animales y animales-animales	Policultivos y rotaciones, incorporación de árboles frutales o forestales, incorporación de animales, uso de las fuentes renovables de energía. Cada elemento realizando varias funciones y cada función soportada por varios elementos.
Viabilidad económica	Uso de las fuentes renovables de energía y las tecnologías apropiadas para lograr la máxima eficiencia posible; independencia del mercado de insumos externos; innovación, experimentación campesina y diálogo de saberes; utilización óptima de los recursos disponibles. Precios de las producciones familiares ajustadas a los costos de producción. Desarrollo de razas rústicas y cultivos adaptados al entorno y posibilidades locales, conservación de las semillas autóctonas o adaptadas, ajuste a las preferencias de la familia y al mercado de consumidores locales. Máximo valor agregado a las producciones. Articulación de canales cortos de comercialización de las producciones familiares agroecológicas y políticas de mercado que las favorezcan.
Justicia social	Articulación local, políticas públicas de fomento y apoyo, institucionalización de la agricultura familiar, mercados justos, economía solidaria, consumidores conscientes de la importancia del consumo de alimentos sanos y el desarrollo de la agricultura familiar, valorización de la calidad de los productos agroecológicos.

---

Por la dependencia nula o mínima de agroquímicos, de combustibles fósiles y de subsidios de energía, con énfasis en sistemas agrícolas que subsidien su propia fertilidad y productividad (Altieri, 2010; Rosset y Martínez, 2013), la agroecología se convierte en la opción más viable para la producción agropecuaria, ante las limitaciones energéticas, climatológicas y financieras que existen (Altieri y Nicholls, 2010).

No obstante, el diseño y manejo agroecológico se logra por la correcta aplicación de los principios de la agroecología para lograr efectos diferentes sobre la productividad, la estabilidad y la resiliencia de los sistemas agropecuarios (Nicholls *et al.*, 2016). En las condiciones de Cuba se nombran como agroecológicos a algunos sistemas productivos que practican técnicas agroecológicas, mientras que en el resto se utilizan inapropiadamente formas de cultivo o se aplican paquetes tecnológicos agresivos a los suelos, al agua y a la biodiversidad circundante, con un impacto negativo que en ocasiones se multiplica y se enmascara con este concepto. Esta es la situación actual y que contribuye a una distorsión de lo que es el diseño y manejo agroecológico (Cruz, 2007; Ceballos y Giraldez, 2015).

Por ello, es necesario comprender el concepto de Finca Agroecológica, a la cual puede llegarse mediante un proceso de transformación paulatina y permanente. La Finca Agroecológica<sup>3</sup> es aquella que (Casimiro Rodríguez, 2016a):

- Puede vivir la familia campesina, aunque no siempre pasa la noche en ella.
- Recurre a la mano de obra familiar, pero puede contratar trabajadores externos, de forma permanente o temporal.
- Se promueve la biodiversidad, la autogestión y la equidad.
- Utiliza de forma intensiva el conocimiento, la tecnología y la innovación<sup>4</sup>.
- Utiliza las fuentes renovables de energía y los recursos locales

---

<sup>3</sup> La conceptualización que se brinda es específica para las condiciones cubanas.

<sup>4</sup> Esto la convierte en una Finca Agroecológica de Base Tecnológica.

- Garantiza el diseño y manejo agroecológico sin el uso de productos químicos contaminantes y con diversas prácticas sostenibles de manejo agropecuario.
- Trata y aprovecha inteligentemente los “residuos”.
- Produce alimentos, insumos e ingresos para el bienestar de la familia, de sus trabajadores y de las comunidades cercanas.
- Debe ser viable económicamente y logra la seguridad alimentaria de la familia y sus trabajadores.
- Fortalece la cultura agroecológica y el diálogo de saberes.

### **1.3 Los agrosistemas integrados de producción agropecuaria: experiencias internacionales y en Cuba**

Según Nath *et al.* (2016), un sistema de agricultura integrada (SAI) incluye la ganadería, las aves de corral, la pesca, la producción de hongos, la apicultura, la sericultura<sup>5</sup> y los componentes de los cultivos, a través de los cuales se puede aumentar la producción total de biomasa por unidad de área. Las aves de corral y el vermicompostaje de traspatio pueden agregarse al SAI para aumentar los ingresos agrícolas y fortalecer los medios de subsistencia. Un SAI también abarca el objetivo de la conservación de los recursos naturales existentes y su uso eficiente para un crecimiento sostenible de la productividad y la rentabilidad. Según estos autores, este tipo de sistema se enfoca en:

- combinaciones de una o más empresas,
- el reciclaje efectivo de residuos para una mejor administración de los recursos disponibles,
- ayuda a los agricultores pequeños y marginales a generar más ingresos, y
- proporciona empleo a los trabajadores familiares fuera de temporada.

Por lo tanto, el enfoque SAI se centra en unas pocas empresas seleccionadas interdependientes, interrelacionadas y entrelazadas de cultivos, animales y otras profesiones subsidiarias relacionadas.

---

<sup>5</sup> Es la producción del gusano de seda.

Por otra parte, la concepción de sistemas Diversificados, Integrados, Autosuficientes (DIA), cuyos inicios datan de 1994, fue desarrollada y evaluada a diferentes escalas y niveles de análisis (Monzote *et al.*, 1999). Cada componente de los sistemas DIA tienen características específicas, pero todos poseen varios principios básicos en común:

- incrementar la biodiversidad del sistema,
- hacer énfasis en la conservación y manejo de la fertilidad del suelo,
- usar al máximo la energía a partir de fuentes renovables,
- aumentar la eficiencia en el uso de los recursos naturales locales, y
- mantener altos niveles de resiliencia.

La diversificación se refiere al proceso de combinar diferentes especies de cultivos, animales y árboles, lo cual favorece el desarrollo de la diversidad, como la biota del suelo, asociada con la descomposición de materia orgánica, la aparición de mayores poblaciones de insectos, y la microfauna y mesofauna relacionada con el control biológico.

Según estos autores, la integración se relaciona con el fortalecimiento de los vínculos entre los diversos componentes biofísicos. El sistema, una vez que está completamente integrado, opera y reacciona como un todo, y alcanza su potencial cuando las interacciones entre sus componentes son óptimas. La integración de cultivos, ganado y árboles brinda oportunidades para la multifuncionalidad del sistema, y esto se logra aplicando principios agroecológicos.

La autosuficiencia alimentaria tiene que ver con el alcance del sistema, es decir, hasta qué punto puede satisfacer sus propias demandas sin recurrir a considerables insumos externos. Por lo tanto, un sistema autosuficiente produce alimento humano y animal capaz de satisfacer con calidad y en cantidad los requerimientos nutricionales de la familia, a la vez que genera productos y servicios comercializables que cubren otros tipos de necesidades. La meta fundamental de cualquier sistema de producción sostenible es alcanzar la autosuficiencia al menor costo posible, con el mínimo impacto ambiental y la máxima satisfacción de las necesidades humanas (Funes-Monzote, 2009a).

Delmotte *et al.* (2017) certifican que los sistemas agrícolas mixtos resultan ser más eficientes en comparación con sistemas especializados de producción de cultivos o

ganado. La tierra se utiliza más intensivamente a medida que aumenta la densidad de población y se intensifican las interacciones cultivos-ganado.

La agricultura mixta es beneficiosa porque mejora la fertilidad del suelo; la adición de estiércol al suelo aumenta los nutrientes y la capacidad de retención de agua del suelo y mejora la estructura del suelo. Además, si se utilizan rotaciones de diversos cultivos y leguminosas forrajeras, reponen los nutrientes del suelo y reducen la erosión del suelo. Asimismo, el sistema integrado tiene las ventajas de permitir la diversificación de los riesgos, el uso más eficiente de la mano de obra, el reciclaje de los desechos, evitando las pérdidas de nutrientes, agregando valor a los cultivos y productos agrícolas (Alves *et al.*, 2017; Faust *et al.*, 2017; de Moraes *et al.*, 2014).

Los beneficios ambientales y económicos de la integración agricultura-ganadería, principalmente a través de los procesos agroecológicos, han sido descritos en la literatura científica (Bell y Moore, 2012; Bonaudo *et al.*, 2014; Lemaire *et al.*, 2014). En relación al desempeño ambiental, la integración es importante para la preservación de la biodiversidad (Bonaudo *et al.*, 2014); además, los pastos permanentes incrementan el balance de carbono a través de su captura (Soussana y Lemaire, 2014). De igual forma, el consumo de energía no proveniente de fuentes no renovables disminuye cuando se optimiza la integración (Benoit y Laignel, 2010).

Respecto al desempeño económico, la complementariedad entre las producciones agrícolas y ganaderas posibilitan reducir costos y aumentar la eficiencia económica (Sneessens, 2014). Las interacciones entre los subsistemas biotécnicos influyen en el incremento del desempeño económico del agrosistema frente a las fluctuaciones del mercado. No obstante, los sistemas integrados son más complejos de manejar y es difícil reducir la mano de obra en estos sistemas (Bell y Moore, 2012; Lemaire *et al.*, 2014).

Entonces, la integración ganadería-agricultura podría convertirse en una opción clave para enfrentar las urgentes limitaciones ambientales, económicas y sociales actuales del desarrollo agrícola sostenible.

Los sistemas integrados y diversificados que combinan cultivos, ganado y árboles ofrecen considerables oportunidades para la intensificación sostenible de los agrosistemas y la eficiencia en el uso de los recursos (Pretty *et al.*, 2006; Giller *et al.*, 2006; Herrero *et al.*,

2007). Asimismo, en la producción agrícola comercial especializada, la rotación con el componente animal podría favorecer el mejor uso de recursos, tales como residuos agrícolas y del procesamiento de alimentos.

Es por ello y por otras razones, que la comunidad científica internacional se interesa en estudiar las posibles potencialidades de los sistemas agrícolas basados en las interrelaciones animales/cultivos al nivel de finca. Diversos estudios (por ejemplo, Rufino *et al.*, 2007; Gourley *et al.*, 2012; Teague, 2015; Ponisio *et al.*, 2016; Tully y Ryals, 2017) realizados sobre este tema concuerdan en que a través del reciclaje de nutrientes, la conservación o restauración de los recursos naturales del agroecosistema y el establecimiento de un orden sistémico, en general, se logra incrementar los niveles de producción, eficiencia y estabilidad.

La integración se relaciona con el fortalecimiento de los vínculos entre los diversos componentes biofísicos. El sistema, una vez que está completamente integrado, opera y reacciona como un todo y alcanza su potencial cuando las interacciones entre sus componentes son adecuadas. La integración de cultivos, ganado y árboles brinda oportunidades para la multifuncionalidad del sistema, y esto se logra aplicando principios agroecológicos (Funes-Monzote, 2009a).

Por lo general, los sistemas integrados han sido implementados en lugares donde las presiones externas y la carencia de tierra e insumos obliga a los productores en áreas menos favorecidas (marginales) a adoptar estrategias basadas en un uso más racional de los recursos naturales (Altieri, 2002a; Pretty *et al.*, 2003; Ruben y Pender, 2004; Van Keulen, 2006).

Aunque los agricultores tradicionales han practicado comúnmente la integración de cultivos y animales a pequeña escala, se necesitan enfoques innovadores que permitan estudiar, implementar y diseminar los sistemas agrícolas integrados a una escala mayor con diferentes niveles de complejidad.

Desde el inicio de la implementación de los sistemas ganadería – agricultura, se puede lograr producir, con menos área dedicada al ganado, igual o mayor cantidad de leche y carne, además de altos volúmenes de productos agrícolas para la alimentación humana,

que hacen rentable el sistema ganadero y crean una fuente importante de excedentes en recursos comercializables (Monzote *et al.*, 2001).

Entre las mayores limitaciones para el desarrollo de sistemas integrados de producción se incluyen la alta necesidad de fuerza de trabajo, principalmente en su etapa de establecimiento, la falta de capital para su implementación, y la prioridad que aún se otorga a la agricultura convencional y a su infraestructura especializada. También es necesario conocer en mayor detalle cómo funcionan los sistemas integrados, así como diseminar conocimientos para diseñar las mejores combinaciones (Monzote *et al.*, 2001).

La conversión hacia sistemas integrados ganadería-agricultura puede realizarse a diferentes escalas en tiempo y espacio. A escala regional y/o nacional, su implementación requerirá más capital e insumos que a mediana o pequeña escala; el incremento en la escala generalmente conduce a la disminución de la eficiencia productiva, debido al uso intensivo de combustibles fósiles y la disminución del control del sistema productivo. En contraste, es común que a escalas inferiores -a nivel cooperativo o de finca-, se maximice la eficiencia en el uso de los recursos, debido a que se facilitan las interrelaciones, como la fuerza de trabajo y los ciclos internos de nutrientes, energía y materiales.

Sin embargo, a cualquier escala, el compromiso, las prioridades y las capacidades de los agricultores para desarrollar estas alternativas son factores clave en la implementación exitosa del modelo integrado de producción.

En Cuba la integración de la agricultura y la ganadería es un proceso lento debido al grado de especialización que alcanzó Cuba en ambas ramas, sin embargo, las técnicas y métodos de agricultura orgánica permiten obtener alimentos de forma sostenible a partir de un sistema integrado de producción animal y vegetal (Muñoz *et al.*, 1993). Dicha integración a gran escala implica altos gastos de recursos, principalmente de combustibles, que afectan la eficiencia económica y energética en Cuba y, en general, en los países en vías de desarrollo con escasas fuentes energéticas.

A partir de los cambios realizados en la ganadería cubana, instituciones afines con este sector como el Instituto de Investigaciones de Pastos y Forrajes (IIPF), el Instituto de Ciencia Animal (ICA), la Estación Experimental de Pastos y Forrajes (EPPF) "Indio Hatuey", las universidades agrarias y otras instituciones, han presentado proyectos

experimentales relacionadas con el estudio de los sistemas integrados de producción, que han sido aprobados y financiados por el Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA) y el Ministerio de la Agricultura (Funes-Monzote, 1998).

El Instituto de Investigaciones de Pastos y Forrajes investiga, desde 1994, sobre sistemas integrados ganadería-agricultura con bases agroecológicas. Posteriormente, en 1996, se extendió a siete provincias como parte del proyecto “Desarrollo de Diseños para la Integración Ganadería - Agricultura a pequeña y mediana escalas”, financiado por el Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente (CITMA). El proyecto concluyó, pero se continuó investigando a través de una red de agroecología creada en las estaciones de pastos del Instituto que agrupó campesinos y productores que aplicaron los principios de la integración ganadería-agricultura en sus fincas (Monzote *et al.*, 1999).

La Estación Experimental de Pastos y Forrajes “Indio Hatuey”, en Matanzas, ejecutó un trabajo de varios años en plantaciones de naranja (Simón y Esperance, 1997), donde pastaba ganado equino, el cual no dañó la plantación, favoreció la producción de naranjas y no fue necesaria la chapea, con un beneficio de \$219.00 pesos/ha-año por ahorro de salarios, combustibles y herbicidas. La presión de pastoreo equino redujo las poblaciones de guinea (*Megathyrus maximus*) y faragua (*Hyparrhenia rufa*), en dependencia de la carga, lo cual favoreció el crecimiento de otras gramíneas y leguminosas rastreras, menos agresivas para los árboles. Además, los animales reciclaron 2 t/ha-año de materia orgánica y aportaron 40, 42, 12 y 51 kg/ha de N, P, K y Ca, respectivamente. Esta Estación Experimental también realizó un amplio trabajo de implantación del silvopastoreo con la leucaena en empresas ganaderas de La Habana, Matanzas y Holguín.

En resumen, la aplicación de enfoques agroecológicos a través de modelos integrados de ganadería-agricultura, puede contribuir a la sostenibilidad de la agricultura cubana y resolver muchos de los problemas que aún predominan en los sistemas especializados relativos a los efectos ambientales adversos, la productividad y la eficiencia. Sus ventajas tecnológicas y prácticas han sido demostradas (Funes-Monzote, 2009a), y la estructura productiva actual del sector agropecuario de Cuba necesita de estos procesos.

Por todo lo antes expuesto, la evaluación de la sostenibilidad de los sistemas integrados agricultura-ganadería en un aspecto que debe ser profundizado. Al respecto, existen una



imperiosa necesidad de identificar qué indicadores deben ser estudiados y a qué escala espacial y temporal hacerlo (Lebacqz *et al.*, 2012). La elección de los indicadores apropiados para la evaluación de la sostenibilidad a escala de sistema es una etapa clave.

#### **1.4 La evaluación de sistemas integrados de producción agropecuaria**

Los sistemas integrados de agricultura y ganadería se caracterizan como sistemas diseñados para utilizar sinergias y propiedades emergentes que surgen de las interacciones suelo – planta – animal – atmósfera en áreas que integran la producción animal y vegetal sobre diferentes escalas espacial – temporal, que abarcan la explotación de cultivos agrícolas y forestales, así como la producción animal en el mismo área o secuencialmente en rotación (Moraes *et al.*, 2014).

Estos sistemas son reconocidos como una alternativa para la intensificación sustentable (FAO, 2011), ya que reúnen una gama de atributos poco comunes en los sistemas de producción de alimentos. Son más eficientes en el uso de recursos naturales (Wright *et al.*, 2011), promueven el reciclaje de nutrientes y la mejora de suelos (Salton *et al.*, 2014), reducen costos de producción (Ryschawy *et al.*, 2012), manteniendo elevados niveles de productividad (Balbinot Jr. *et al.*, 2009) y generan diversos servicios ecosistémicos (Sanderson *et al.*, 2013).

Al respecto, Balbino *et al.* (2011) aprecia la integración agricultura – ganadería como: “una estrategia que busca la producción sustentable, que integra actividades agrícolas, ganaderas y forestales realizadas en un mismo área, en cultivo asociado, en sucesión o rotacional, y busca efectos sinérgicos entre los componentes del agroecosistema, contemplando la adecuación ambiental, la valorización del hombre y la viabilidad económica”. Para estos autores, dicho concepto contempla cuatro modalidades de sistemas: i) integración agricultura – ganadería; ii) integración agricultura – ganadería - forestal; iii) integración ganadería - forestal; e iv) integración agricultura - forestal.

Dada la complejidad de la evaluación de los sistemas integrados, muchas veces no se logra expresar claramente en qué se basan los resultados espectaculares que se obtienen. En términos generales, se conoce que la diversidad de cultivos y el reciclaje de nutrientes a partir de la integración de animales y cultivos genera sinergias que potencian las capacidades productivas de los sistemas. Entre estas ventajas están además una

reducción de la vulnerabilidad a las plagas, enfermedades y malas hierbas; una menor dependencia en insumos externos; menores requerimientos de capital y una mayor eficacia en el uso de la tierra (Rosset, 1998).

Aunque actualmente se estudia cómo analizar con mayor efectividad los sistemas integrados, existen metodologías que permiten interpretar científicamente los resultados obtenidos. Comúnmente se han empleado indicadores para evaluar la actividad productiva, sin embargo, muchas veces éstos no reflejan aspectos vinculados con la sostenibilidad de los sistemas. En el caso de los sistemas agroecológicos, es necesario considerar, además de los indicadores productivos, otros que reflejen aspectos relacionados con la eficiencia de la producción, la preservación del suelo como base productiva, la biodiversidad funcional, los aspectos socioeconómicos, etcétera. Estos deben ser apropiados y, por tanto, elaborados para cada situación específica.

La investigación de los sistemas integrados de producción agrícola abre un ancho espectro de posibilidades en el intento por demostrar su viabilidad y sustentabilidad. Para ello es importante considerar el monitoreo de la finca en el tiempo, con lo cual se identifica el equilibrio de los mecanismos y procesos que ocurren en el sistema.

El análisis de componentes principales es uno de los métodos estadísticos utilizados con éxito para la evaluación, análisis y fundamentación científica de los resultados. Este método ha permitido agrupar las variables estudiadas en nuevas variables que explican el mayor porcentaje de la variabilidad existente, encontrándose correlaciones significativas entre algunos de los indicadores. Además, se ha empleado el análisis de cluster para agrupar fincas y años semejantes, que puede indicar la sostenibilidad de las mismas.

### **1.5 Análisis de Redes Agroecológicas**

El Análisis de Redes Agroecológicas (más conocido como *Ecological Network Analysis*, ENA), es una adaptación del análisis “entradas-salidas” desarrollado inicialmente en el campo de la economía. Este análisis es una técnica cuantitativa para estudiar las interdependencias entre diferentes sectores económicos, como un sistema de bienes y servicios interrelacionados (Leontief, 1951). El énfasis de su utilización ha sido en investigaciones asociadas a la ecología (por ejemplo, Fath *et al.*, 2013; Borrett y Lau, 2014; Borrett *et al.*, 2014; Small *et al.*, 2014; Ulanowicz *et al.*, 2014; Fath, 2015; Lau *et al.*,

2017) y al desarrollo sostenible y la sostenibilidad (Kharrazi *et al.*, 2013; Pizzol *et al.*, 2013; Huang y Ulanovicz, 2014).

Los modelos de matriz de “entradas-salidas” producen índices para medir los efectos de los cambios de un sector sobre otros sectores, indirectamente conectados a todo el sistema. El análisis “entradas-salidas” fue introducido en la Ecología por Hannon (1973) para estudiar las relaciones entre especies en un ecosistema. La aplicación de esta teoría a los ecosistemas es una manera de analizar sus propiedades emergentes (Odum, 1969), es decir, propiedades no-reducibles, lo que significa que la combinación de componentes produce conjuntos funcionales más grandes.

Además, la teoría de la información y la comunicación se ha introducido en el análisis ENA para proporcionar medidas de organización del flujo en la red (Rutledge *et al.*, 1976; Ulanowicz, 1997; Latham y Scully, 2002). Otras mejoras han seguido apareciendo con la introducción de la teoría de la información para caracterizar la capacidad de un ecosistema para su posterior desarrollo y recuperarse de las perturbaciones (Ulanowicz *et al.*, 2009).

La metodología ENA se ha aplicado a otras áreas de estudio no ecosistémicas, como el metabolismo urbano y la ecología urbana. Estos estudios están dirigidos principalmente a analizar la estructura y el funcionamiento de un sistema urbano para comprender los procesos metabólicos involucrados (Zhang, 2014; Zhang *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2016), el ciclo de nitrógeno en lagos (Small *et al.*, 2014), las relaciones ecológicas entre componentes urbanos (Liu *et al.*, 2011) y la sostenibilidad de estos sistemas (Bodini *et al.*, 2012; Chen y Chen, 2012; Fang *et al.*, 2014).

En la esfera agrícola también se ha empleado la metodología ENA para analizar los agrosistemas, pero pocos estudios han sido reportados, relacionados con esta área de investigación; ejemplos son los realizados en evaluación del efecto de los pesticidas (Andras *et al.*, 2007), la agricultura urbana (Piezer *et al.*, 2017), la biodiversidad del suelo (Creamer *et al.*, 2016). Asimismo, en la evaluación de sistemas agrícolas, tema de esta Tesis, los autores que lo abordan son Dalsgaard *et al.* (1995), Rufino *et al.* (2009a; 2009b), Alvarez *et al.* (2014), Nowak *et al.* (2015), Stark (2016) y Stark *et al.* (2016).

Dalsgaard *et al.* (1995) cuantificaron los atributos ecológicos de los sistemas agrícolas para evaluar su sostenibilidad ecológica. Rufino *et al.* (2009a) definieron los indicadores de

diversidad e integración como una función de la "riqueza" del sistema para evaluar los efectos de las prácticas de manejo de la finca en el funcionamiento del sistema, y Rufino *et al.* (2009b) analizaron sistemas agropecuarios contrastantes en Etiopía, Kenia y Zimbabwe y compararon estos indicadores con la productividad del sistema y la autosuficiencia alimentaria para explorar si el reciclaje de nutrientes podría mejorar su sostenibilidad.

Chagnon *et al.* (2012) utilizaron el ENA para evaluar las causas y consecuencias de la estructura de la comunidad de micorrizas arbusculares. Más recientemente, Alvarez *et al.* (2014) utilizaron los indicadores propuestos por Rufino *et al.* (2009a) para mejorar el reciclaje del nitrógeno, la productividad y el rendimiento económico en cuatro sistemas de cultivo contrastantes en Madagascar. Los estudios más actuales utilizan el análisis de redes para caracterizar el reciclaje de nutrientes, según la diversidad a nivel local (Nowak *et al.*, 2015; Stark, 2016), y para evaluar la integración agricultura-ganadería a escala de finca en una gama de sistemas mixtos y explicar el funcionamiento del agroecosistema, analizando la combinación de actividades y el nivel de integración (Stark *et al.*, 2016).

Sin embargo, la metodología ENA se utilizó en estos estudios para caracterizar y evaluar algunos aspectos del sistema sin tener en consideración sus atributos generales. Por otra parte, no se discutieron cuestiones relacionadas con las diferencias entre los agrosistemas y los ecosistemas.

Por tal motivo, Stark (2016) propuso un marco agroecológico, elaborado a partir de publicaciones científicas sobre la metodología ENA, para evaluar la estructura, funcionamiento y desempeño de los agrosistemas y sus relaciones estrechas. Además, presentó nuevos indicadores para evaluar el potencial de diversificación y complejización de los agrosistemas y los correspondientes resultados en términos de resiliencia, productividad, autosuficiencia y eficiencia. Para este último fin, analizó una serie de sistemas teóricos de agricultura mixta, con diferentes grados de diversificación de actividades y de integración agricultura-ganadería.

## Capítulo 2. Métodos y procedimientos

Sobre las bases conceptuales, metodológicas y prácticas expuestas en el Capítulo I, corresponde en este Capítulo exponer la solución al problema científico planteado en la investigación originaria, consistente en lograr caracterizar y cuantificar, en las condiciones de Cuba, la organización y diversidad de flujos de energía y nitrógeno de agrosistemas integrados de producción agropecuaria, así como su relación con la productividad, eficiencia y resiliencia de estos sistemas.

### 2.1 Aplicación del marco agroecológico ENA para la evaluación del sistema agrícola

Esta investigación es una continuación de los estudios doctorales de Stark (2016), que incluyó las fincas objeto de estudio que se utilizan en esta Tesis de Maestría. Stark, en su investigación<sup>6</sup>, abordó la evaluación agroecológica de prácticas de integración en tres países contrastantes, por su idioma, cultura, situación económica y formas de practicar la agricultura (Guadalupe, Brasil –en la Amazonia- y Cuba), con énfasis en la evaluación de los flujos de nitrógeno; y en la que se emplea un modelo conceptual con un mayor nivel de agregación.

Esta información no deja de ser valiosa, pero se hizo necesario disponer de una mayor cuantía de la misma, por ello, en la investigación conducente a la Tesis de Maestría, se decidió utilizar la misma metodología (Análisis de Redes Ecológicas) y su aplicación en las fincas cubanas evaluadas por Stark (2016), pero utilizando un modelo más desagregado y con la inclusión de la valoración de los flujos de energía, ya que la misma es un importante factor limitante de la producción agropecuaria, sobre todo en el caso cubano. Asimismo, se decidió incluir el análisis de la eficiencia parcial de algunas prácticas de integración (por ejemplo: fijación biológica del nitrógeno, reciclaje de excretas, empleo de aerobombas<sup>7</sup>) sobre la eficiencia integral del agrosistema. Todo ello posibilita agregar valor a las investigaciones realizadas por Stark (2016), en el caso de las fincas cubanas estudiadas.

#### 2.1.1 Características de las fincas en estudio

---

<sup>6</sup> Como parte de un trabajo conjunto entre el *Institut Nationale de la Recherche Agronomique* (INRA), le *Centre Internationale pour le Recherche Agronomique pour le Development* (CIRAD), *AgroSup Dijon* y la Estación Experimental Indio Hatuey.

<sup>7</sup> Comúnmente denominada en Cuba como molino de viento.

El estudio se realizó en tres fincas ubicadas en la provincia de Matanzas, Cuba: “La Quinta” (municipio Colón), “Plácido” (Cárdenas) y “Cayo Piedra” (Perico). Se utilizó un año como unidad temporal de análisis, porque es un período común para evaluar la producción agrícola.

El clima se caracteriza por dos estaciones climáticas bien definidas; período lluvioso desde mayo hasta octubre (promedio de precipitaciones de 155,2 mm y temperaturas de 26,6°C) y período poco lluvioso desde noviembre hasta abril (54,3 mm y 23,6°C)<sup>8</sup>. En estas fincas, el suelo predominante es Ferralítico amarillento lixiviado (La Quinta), Pardo mullido carbonatado (Plácido) y Húmico calcimórfico (Cayo Piedra) (Hernández *et al.*, 2015).

Las tres fincas están asociadas a cooperativas de créditos y servicios (CCS) y son manejadas con fuerza de trabajo familiar y contratada. En la tabla 1 se resumen las características principales de los tres casos.

### **2.1.2 Recolección de datos y cálculo de los flujos de N y E**

#### *Recopilación de datos*

Se utilizó el método de observación participante en cada finca para recolectar datos técnicos y decisiones operacionales de los agricultores a nivel de agrosistema (es decir, actividades agrícolas, interacciones agricultura-ganadería, flujos de biomasa). Estos datos fueron obtenidos, durante el año 2015, por una estudiante francesa del Instituto Nacional Superior de Ciencias Agronómicas de la Alimentación y del Medio Ambiente de Dijón (AgroSup Dijon), Francia, apoyada por investigadores y técnicos del Programa de Innovación Agrícola Local, liderado por la Estación Experimental Indio Hatuey en Matanzas.

---

<sup>8</sup> Fuente: Estación meteorológica “Indio Hatuey”.

Tabla 1. Principales características de las tres fincas incluidas en el estudio.

Características	La Quinta	Plácido	Cayo Piedra
<b>GENERALES</b>			
Municipio	Colón	Cárdenas	Perico
Forma de propiedad	CCS	CCS	CCS
Mano de obra	Familiar y contratada	Familiar y contratada	Familiar y contratada
Tipo de suelo	Ferralítico amarillento lixiviado	Pardo mullido carbonatado	Húmico calcimórfico
Uso de aerobomba	Si	Si	No
Uso de biodigestor	Si	Si	No
<b>FACTORES DE PRODUCCIÓN</b>			
Área (ha)	33	11	45
Superficie agrícola (ha)	2.5	5	26
Superficie ganadera (ha)	30.5	6	18.8
<b>CULTIVOS COMERCIALES (ha)</b>			
Granos	1.8	-	7.5
Frutas	0.5	3.5	12
Vegetales	0.1	2.13	7.5
Tubérculos	0.3	0.17	-
<b>SISTEMA GANADERO (Número de cabezas)</b>			
Bovino	70	22	9
Ovino	-	-	5
Equino	3	-	7
Porcino	18	200	-
Cunícula	-	15	18
Avícola	68	50	80

Además, se obtuvieron datos adicionales sobre la concentración de materia seca (MS), concentración de N y y contenido de energía en los alimentos concentrados, pastos, forrajes y subproductos agro-pecuarios, con apoyo de la literatura (Anexo 1). Esto permite cuantificar los flujos de N y energía para cada una de las tres fincas seleccionadas .

Los valores de MS, N y Energía se utilizaron para convertir los flujos de biomasa fresca en flujos de nitrógeno y energía y, por tanto, para construir las redes de flujo (Anexo 2).

## **2.2 Análisis Ecológico de Redes (ENA, por sus siglas en inglés): un marco agroecológico para la evaluación de agrosistemas**

Los primeros pasos en la aplicación de la metodología ENA consisten en implementar un modelo de la red de flujos (figura 3) para representar todos los compartimentos e interacciones entre ellos (Fath *et al.*, 2007; Rufino *et al.*, 2009a; Stark, 2016). Dos pasos principales son necesarios para aplicar un modelo de red de flujos: i) la conceptualización del sistema, y ii) la modelación del sistema.

### **2.2.1 Conceptualización del sistema**

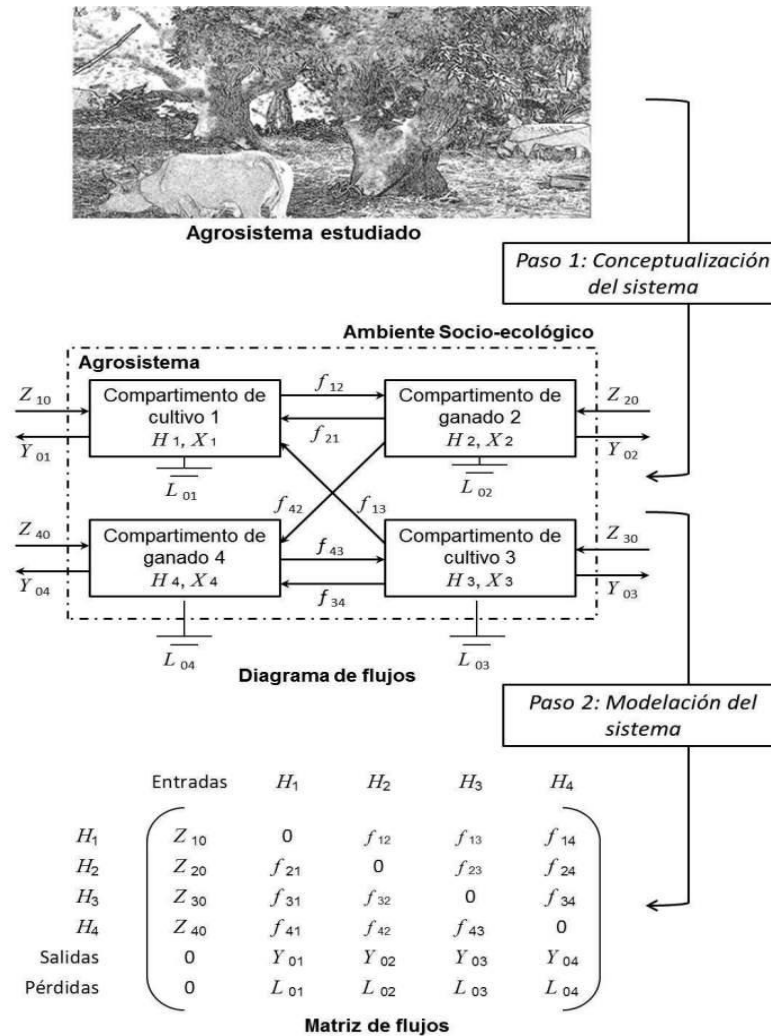
La conceptualización del sistema consiste en identificar todos los compartimentos ecológicos e interacciones entre ellos y con su entorno. Los cuatro prerrequisitos para conceptualizar el sistema son: i) determinar la frontera del sistema; ii) seleccionar o diseñar los compartimentos del sistema; iii) identificar todos los flujos implícitos; y iv) elaborar el diagrama de flujos.

Los compartimentos tienen que ser identificados sobre la base de la frontera establecida. En la literatura que aborda la Ecología, Fath *et al.* (2007) identificaron modelos de red de seis a 60 compartimentos, cuyo rango depende de si están agregados al nivel trófico, funcional o de especie. Desde el punto de vista agronómico, los agrosistemas podrían compartimentarse en diferentes niveles: sub-sistemas de cultivo, de ganado, de especies y razas, actividades de producción y procesos. La compartimentación depende de los objetivos, por ejemplo, para representar la diversidad productiva o los procesos biológicos, o para analizar las relaciones entre cultivos y ganado.

Esta metodología permite comparar sistemas porque evalúa los flujos de nutrientes, biomasa y/o energía presentes en ellos, no obstante, como los valores de los indicadores



del ENA dependen del número de flujos, es importante elegir el mismo nivel de agregación del modelo conceptual al comparar varias fincas (Baird *et al.*, 2009).



Fuente: Stark (2016).

Figura 3. Pasos del análisis de redes ecológicas para el análisis de agrosistemas.

## 2.2.2 Modelación del sistema

La modelación del sistema consiste en cuantificar todos los flujos en la red. Se deben considerar tres pasos al modelar el sistema: i) seleccionar una unidad de medida, ii) cuantificar los flujos y los cambios en el almacenamiento, y iii) realizar la matriz de flujo.

Basándose en el diagrama de flujos, se debe seleccionar una unidad de medida para cuantificar homogéneamente todos los flujos implícitos. La mayoría de los estudios de

ecosistemas utilizan la biomasa o la energía como “moneda”<sup>9</sup>. En estudios de sistemas urbanos, se hace hincapié en la energía, mientras que los estudios con agrosistemas a menudo se utilizan nutrientes, por ejemplo, el nitrógeno. La elección de la “moneda” es crucial cuando se trata de representar el sistema estudiado con la mayor exactitud posible. Los flujos no tienen la misma intensidad y movilidad, ya que dependen principalmente de su naturaleza y la “moneda” seleccionada. Esto fue demostrado por Finn (1980), quien aplicó varios modelos de energía y nutrientes (K, Na, N, Ca, P, Mg y S) al ecosistema del arroyo Hubbard (EE.UU.) y mostró que las medidas de flujo variaban significativamente, dependiendo de la movilidad y el papel biológico de cada uno de estos nutrientes. Respecto a los agrosistemas, Rufino *et al.* (2009a, 2009b), por ejemplo, consideran al nitrógeno como un nutriente apropiado para analizar tanto la ganadería como los sistemas de cultivo (el N puede ser factor limitante para la fertilización o la alimentación animal).

Sin embargo, parece irrelevante considerar los flujos fitosanitarios en términos de N, para los cuales sería más apropiado pensar en términos de sustancias activas, debido a su propia naturaleza específica. Algunos autores han combinado el ENA con otros métodos de evaluación para cuantificar con mayor precisión los valores de flujo; Schaubroeck *et al.* (2012) implementaron el ENA y el análisis del ciclo de vida para considerar el impacto global de los flujos estudiados.

Con base en la unidad monetaria seleccionada, los flujos y el almacenamiento de los compartimentos se pueden cuantificar utilizando varios enfoques, tales como medidas directas, estimaciones, análisis de la literatura o modelos (Fath *et al.*, 2007). Obviamente, la medida directa es el enfoque más fiable, pero, dependiendo del nivel de detalle y complejidad del sistema, podría ser más o menos factible medir los flujos y el almacenamiento.

En los agrosistemas, sería fácil medir los flujos de entrada tales como fertilizantes y concentrados para la alimentación animal, los flujos intermedios como el estiércol y los forrajes, y/o los flujos de salida como la producción de alimentos o los animales vendidos. Pero esto es más complicado en el caso de emisiones o prácticas dinámicas, como el pastoreo o rotaciones de cultivos.

---

<sup>9</sup> La moneda se concibe como el elemento dentro del sistema que se desea evaluar, que puede ser la energía, los diferentes nutrientes y la biomasa, entre otros.

De acuerdo con la primera Ley de la Termodinámica, las entradas a un compartimento son iguales a sus salidas, mientras se añade o se resta la variación en el almacenamiento; en consecuencia, los flujos que faltan pueden estimarse basándose en flujos conocidos. También se han desarrollado algoritmos para equilibrar los modelos de red<sup>10</sup>.

Basándose en la cuantificación de cada flujo, se realiza una matriz de flujos (ver figura 3). Los orígenes del compartimento se representan en las filas, mientras que los destinos se representan en las columnas. Este procedimiento obliga a determinar la posible conectividad de los compartimentos en la red, reduciendo así las posibilidades de pasar por alto ciertas conexiones. Este ejercicio también podría identificar compartimentos que se pudieran haber excluido inicialmente, proporcionando así una retroalimentación iterativa en el desarrollo de la red (Stark, 2016). Esta matriz de flujos contiene toda la información necesaria para implementar las métricas del ENA requeridas y calcular los indicadores de interés.

## **2.3 Métricas para análisis de agrosistemas**

### **2.3.1 Métricas usuales de ENA**

La metodología ENA incluye varias métricas y tipos de análisis. Fath (2012) citado por Stark (2016), resumió el "análisis de red" en cuatro análisis básicos: 1) análisis de la vía (o análisis estructural), que enumera las vías directas e indirectas en un sistema para identificar las propiedades del sistema como la conectividad; 2) análisis de flujos intermedios, que identifica la intensidad de los flujos a lo largo de las vías indirectas para caracterizar las propiedades de la red, tales como el reciclaje, las contribuciones indirectas o la capacidad de desarrollo; 3) análisis de almacenamiento, que identifica las intensidades de almacenamiento a lo largo de rutas indirectas para evaluar el tiempo de retención, las tasas de rotación o la estabilidad del sistema; y 4) análisis de utilidad, que identifica intensidades de utilidad a lo largo de vías indirectas para caracterizar relaciones cualitativas como la competencia y el mutualismo en una red.

No todos los indicadores del ENA están adaptados para estudiar los agrosistemas; por ejemplo, el ENA puede utilizarse para caracterizar las etapas de desarrollo trófico y las

---

<sup>10</sup> Mayor información sobre los procedimientos de equilibrio en Allesina y Bondavalli (2004), así como en Ulanowicz (2004).

relaciones entre los niveles tróficos en un ecosistema, pero esto parece irrelevante para los agrosistemas, especialmente cuando se consideran las interacciones ganadería-agricultura. En este sentido, sólo se debe implementar un conjunto de indicadores del ENA para analizar los agrosistemas.

A diferencia de las preocupaciones de los ecólogos que se centran en las transferencias intermedias entre los componentes y las preocupaciones de los economistas que se concentran más en la demanda final (Ulanowicz, 2004), las inquietudes de los agrónomos se centran en dos dimensiones: 1) las transferencias intermedias para analizar la estructura y el funcionamiento de los agrosistemas y 2) las interacciones con el medio ambiente en términos de entradas y salidas para evaluar el desempeño de los agrosistemas.

Por otra parte, los indicadores clásicos utilizados por el ENA no consideran algunas propiedades importantes del agrosistema (Stark, 2016), en consecuencia, este autor propone otros indicadores basados en matrices del ENA para evaluar las propiedades del agrosistema.

A través de un enfoque de sistema de cultivo (Brossier, 1987), los agrosistemas pueden caracterizarse según tres aspectos: i) su estructura, ii) su funcionamiento, y iii) su desempeño. La estructura del agrosistema depende de los sistemas de cultivo y ganadería presentes, los cuales se asimilan como compartimentos en la escala de análisis del agrosistema. El funcionamiento del agrosistema depende de las prácticas de manejo utilizadas para conducir estos sistemas, y puede ser estudiado a través de flujos de materia y energía; y el desempeño depende de lo que se produce y lo que se consume.

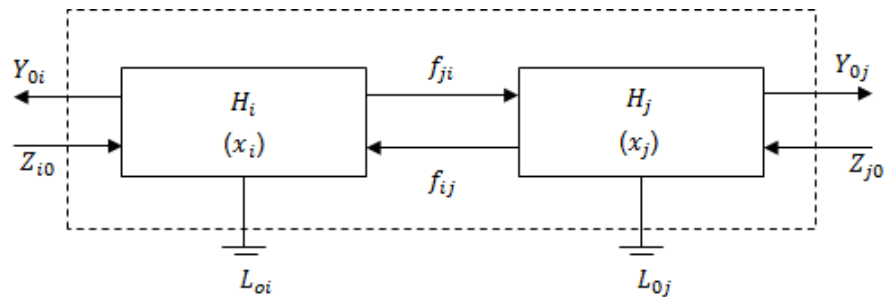
El supuesto que subyace en el enfoque del sistema agrícola (Brossier, 1987) para caracterizar los agrosistemas, es que la estructura, el funcionamiento y el desempeño están estrechamente conectados, de tal forma que la estructura del agrosistema influye en su funcionamiento y consecuentemente en su desempeño inherente.

Por lo anteriormente expuesto, Stark (2016) propone una nueva clasificación de indicadores seleccionados del ENA que permite agruparlos en los siguientes tres elementos de análisis: estructural, funcional y de rendimiento o desempeño. En las siguientes secciones se presentan los indicadores relevantes para el estudio de los

agrosistemas. La figura 4 muestra un diagrama de flujo para una red de dos compartimentos y describe los flujos utilizados para calcular los indicadores.

### 2.3.2 Análisis estructural

El análisis estructural se realiza para caracterizar la "arquitectura" del sistema. La arquitectura es una función de la diversidad de flujos que componen la red y la organización. El cuadro 2 resume los indicadores de estructura esbozados en esta sección.



Cuadro en línea discontinua, que representa los límites del sistema;

$H_i$  y  $H_j$  Compartimentos i y j;

$x_i$  y  $x_j$  su almacenamiento respectivo;

$f_{ij}$ , flujo del compartimento j al compartimento i;

$f_{ji}$ , flujo del compartimento i al compartimento j;

$Z_{i0}$  and  $Z_{j0}$ , flujos respectivos al compartimento i y j desde el exterior de la red;

$Y_{oi}$  and  $Y_{oj}$ , flujos usables respectivos al compartimento i y j desde el exterior de la red;

$L_{oi}$  and  $L_{oj}$ , flujos no usables del compartimento i y j (pérdidas)

Figura 4. Modelo de red de dos compartimentos con información necesaria para realizar análisis de redes ecológicas (Stark, 2016).

La diversidad de flujos en la red podría evaluarse a través de la densidad de enlaces, que corresponde a la relación entre el número de enlaces y el número de compartimentos (Latham, 2006). Esta densidad es un indicador básico para calificar simplemente la arquitectura del sistema y, por sí solo, no es muy pertinente para el análisis de los agrosistemas, ya que solo considera los flujos de entrada y salida, mientras que los

agrosistemas son dependientes del medio ambiente (insumos) y la integración entre los sistemas que lo componen. Se introdujo así la densidad del enlace interno ( $F_i / n$ ), es decir, la relación entre el número de enlaces internos ( $F_i$ ) y el número de compartimentos ( $n$ ).

Cuadro 2. Indicadores de estructura para el análisis de agrosistemas basados en indicadores ENA (Stark, 2016).

	<b>Indicadores</b>	<b>Fórmula matemática</b>
Diversidad de flujos	Número de enlaces en la red	$F_i$
	Número de compartimentos	$n$
	Densidad de enlaces internos	$F_i / n$
Organización de los flujos	Información mutua promedio (AMI)	$AMI = k \sum_{i=1}^{n+2} \sum_{j=0}^n \frac{T_{ij}}{T_-} \log_2 \frac{T_{ij} T_-}{T_i T_j}$
	Incertidumbre estadística (Hr)	$H_r = - \sum_{j=0}^n \frac{T_{.j}}{T_-} \log_2 \frac{T_{.j}}{T_-}$
	Incertidumbre realizada	$AMI / H_r$

$k$  Constante escalar en la ecuación AMI

$T_i$  Total de entradas para el compartimento  $i$

$T_j$  Total de salidas para el compartimento  $j$

$f_{ij} \cdot T_{ij}$  Flujo del compartimento  $j$  al compartimento  $i$

$T_-$  Rendimiento total del sistema (suma de los enlaces en la red)

La densidad de enlaces internos aumentará en agrosistemas complejos, debido a que también aumenta la diversidad de interacciones entre compartimentos y la organización de esta diversidad de flujos.

La organización de los flujos en la red podría evaluarse a través de la incertidumbre realizada, que no es más que el equilibrio entre la información mutua media (AMI) y la incertidumbre estadística (Hr), derivada del Índice de Shannon (ver Latham y Scully, 2002), un indicador de diversidad. AMI se define en la literatura como "una medida de la cantidad promedio de restricciones colocadas sobre una unidad arbitraria de flujo en cualquier parte de la red" (Kones *et al.*, 2009).

La incertidumbre estadística (Hr) corresponde al límite superior del AMI, que aumenta cuando todos los flujos se reparten entre un mayor número de flujos. La incertidumbre realizada (AMI / Hr), corresponde a la fracción de la diversidad de la estructura de la red que se reduce por el patrón de flujo real (Rufino *et al.*, 2009a). AMI / Hr es considerado por estos autores como un indicador apropiado para comparar la organización a través de los sistemas, independientemente del tamaño de la red.

### **2.3.3 Análisis funcional**

Se realiza un análisis funcional para caracterizar la actividad del sistema, que está relacionada con todas las prácticas agrícolas implementadas para manejar las producciones involucradas (ver figura 4). Varios indicadores utilizados en el ENA pueden evaluar las propiedades de funcionamiento del agrosistema, que son la intensidad, la circulación y el reciclaje de los flujos (cuadro 3).

Al respecto, se utiliza el indicador total de flujos del sistema (TST), que considera tanto los flujos de entrada, los flujos de salida, como el total de flujos internos (TT) para evaluar la intensidad de la actividad. Sin embargo, como la distinción entre flujos de entrada y flujos internos es esencial en el caso de los agrosistemas (Stark, 2016), se utiliza este último para evaluar la intensidad de la actividad.

Este autor propone calcular un nuevo indicador, la tasa de circulación interna (ICR, por sus siglas en inglés), para evaluar la proporción de flujos internos (TT) en el flujo total que circula dentro del sistema (TST). El ICR es un indicador sintético de intensidad de integración que describe la actividad generada por la integración entre compartimentos, independientemente de la actividad proporcionada por el almacenamiento o las entradas.

Es útil para comparar los agrosistemas de diferentes tamaños y proporcionar información sobre la actividad que proviene de la integración entre compartimentos.

Cuadro 3. Indicadores de funcionamiento para el análisis de agrosistemas basados en indicadores ENA (Stark, 2016).

	<b>Indicadores</b>	<b>Fórmula matemática</b>
Intensidad de los flujos	Total de flujos del sistema (TST)	$TST = \sum_{i=1}^n T_i$
Circulación de los flujos	Total de flujos internos (TT)	$TT = \sum_{i=1}^{j=n} f_{ij}$
	Tasa de Circulación Interna (ICR)	$ICR = TT/TST$
Reciclaje	Índice de Reciclaje de Finn (FCI)	$FCI = \frac{TST_c}{TST}$

$T_i = \sum_{j=1}^n f_{ij} + Z_{i0} - (\dot{x}_i)_-$  Flujo intermedio de los compartimentos

$(\dot{x}_i)_-$  Estado negativo derivado para el compartimento i

$f_{ij} \cdot T_{ij}$  Flujo del compartimento j al compartimento i

$Z_{i0}, Z_{j0}$  Flujo hacia el compartimento i o j desde el exterior de la red

$TST_c$  Total de flujo reciclado

El reciclaje se evalúa a través del Índice de Reciclaje de Finn (FCI). El reciclaje, como Finn lo concibió (Finn, 1976, 1980), corresponde a la probabilidad de que una fracción de flujo a través de un compartimento regrese, directa o indirectamente, a ese compartimento. El FCI proporciona una medida de la proporción del total de flujos (TST) que se recicla, correspondiendo así a la eficiencia relativa del reciclaje de todos los compartimentos. Con



valores entre 0 y 1, el FCI evalúa el reciclaje dentro de la red y proporciona una medida complementaria de la actividad del sistema (Stark, 2016).

### 2.3.4 Análisis de desempeño

En el marco conceptual de la agroecología, se percibe el desempeño de los agrosistemas a través de cuatro dimensiones: resiliencia, productividad, autosuficiencia y eficiencia (Bonaudo *et al.*, 2014). La matriz de flujo, combinada con las métricas ENA, proporcionan una manera consistente de cuantificar estas cuatro dimensiones (cuadro 4).

Cuadro 4. Indicadores de desempeño para el análisis de agrosistemas basados en indicadores del ENA (Stark, 2016).

	<b>Indicadores</b>	<b>Fórmula matemática</b>
	Capacidad de desarrollo del sistema (C)	$C = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left( \frac{T_{ij}}{T_{-}} \right)$
Resiliencia	Ascendencia	$A = \sum_{i,j} T_{ij} \log \left( \frac{T_{ij} T_{-}}{T_{i} T_{j}} \right)$
	Capacidad de reserva	$\phi = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left( \frac{T_{ij}^2}{T_{i} T_{j}} \right)$
Productividad	Salidas / Total de flujos del sistema (TST)	$P = \frac{1}{TST} \sum_{i=1}^n Y_{oi}$
Autosuficiencia	(TST – Entradas) / TST	$SS = \left( TST - \sum_{i=1}^n Z_{oi} \right) / TST$
Eficiencia	Salidas / Entradas	$Eff = \frac{P}{SS}$

$T_{i}$  Total de flujos para el compartimento i

$T_{j}$  Total de salidas para el compartimento j

$f_{ij} \cdot T_{ij}$  Flujos del compartimento j al compartimento i

- $T_s$  Rendimiento total del sistema (suma de los enlaces en la red)
- $Z_{i0}, Z_{j0}$  Entradas al compartimento i o j desde el exterior de la red
- $Y_{0i}, Y_{0j}$  Salidas (usables) de la red para el compartimento i o j
- $L_{0i}, L_{0j}$  Pérdidas (salidas no usables) de la red para el compartimento i o j
- $TST$  Total de flujos del sistema

La resiliencia es la capacidad de adaptación de un sistema frente a peligros o perturbaciones. Según Darnhofer *et al.* (2010), dado que la naturaleza de estas perturbaciones puede ser económica, climática o social, el concepto de resiliencia abarca aspectos multidimensionales que dificultan su cuantificación (Plummer y Armitage, 2007). Sin embargo, el concepto de “techo” propuesto por Ulanowicz *et al.* (2009) puede ser una forma interesante de cuantificar una dimensión de la resiliencia. Basado en la teoría de la información, Ulanowicz *et al.* (2009) define la capacidad de desarrollo (C) como la capacidad potencial máxima de un sistema para lograr un mayor desarrollo. Dicho indicador de capacidad de desarrollo consiste en dos conceptos complementarios, es decir, la ascendencia (A) y la sobrecarga ( $\phi$ ).

La ascendencia se asume como la actividad efectiva del sistema. La sobrecarga es la diferencia entre la capacidad de desarrollo (actividad potencial máxima) y la ascendencia (actividad real efectiva). La sobrecarga se asume como la capacidad de reserva del sistema, cuantificando las reservas beneficiosas que un sistema puede permitirse en su respuesta a una perturbación dada. En otras palabras, la capacidad de un sistema para crecer y desarrollarse depende de su capacidad para ejercer un uso eficiente de la actividad (ascendencia), al mismo tiempo que mantiene una reserva de vías flexibles para adaptarse a las incertidumbres. La relación entre la sobrecarga y la capacidad de desarrollo podría ser útil para facilitar las comparaciones entre los agrosistemas.

La productividad (P), por su definición más convencional, es la producción de bienes y servicios por unidad de factores de producción (por ejemplo, tierra, mano de obra, capital). En el caso de la aplicación del ENA a los agrosistemas, se propone calcular la productividad de la actividad del sistema como la suma de las salidas utilizables que corresponden a productos como el ganado o productos agrícolas y otros subproductos,

tales como estiércol o residuos de cultivos, que se consideran utilizables si son reutilizados por el entorno del agrosistema (es decir, otros agrosistemas, otros sectores económicos, etc.). (Stark *et al.*, 2016).

La autosuficiencia (SS, siglas en inglés) es la capacidad de autonomía de un sistema, en cuanto a su dependencia de insumos. En el caso de la aplicación del ENA a los agrosistemas, la SS se calcula como la diferencia entre las entradas y los flujos internos (TT), en función del flujo total del sistema (TST). El uso de insumos externos como fertilizantes o concentrados para la alimentación animal aumentará los índices de entrada y, en consecuencia, disminuirá la SS del sistema en cuestión.

La Eficiencia (Eff) es la relación entre las entradas y las salidas. En el caso de la aplicación del ENA a los agrosistemas, se calcula la eficiencia como la relación entre las salidas utilizables y las entradas. Como todos los flujos se expresan para flujos de nitrógeno o de energía, esta proporción corresponde a un indicador clásico de eficiencia de uso de nutrientes o energía implementado a escala de finca (van Bruchem *et al.*, 1999).

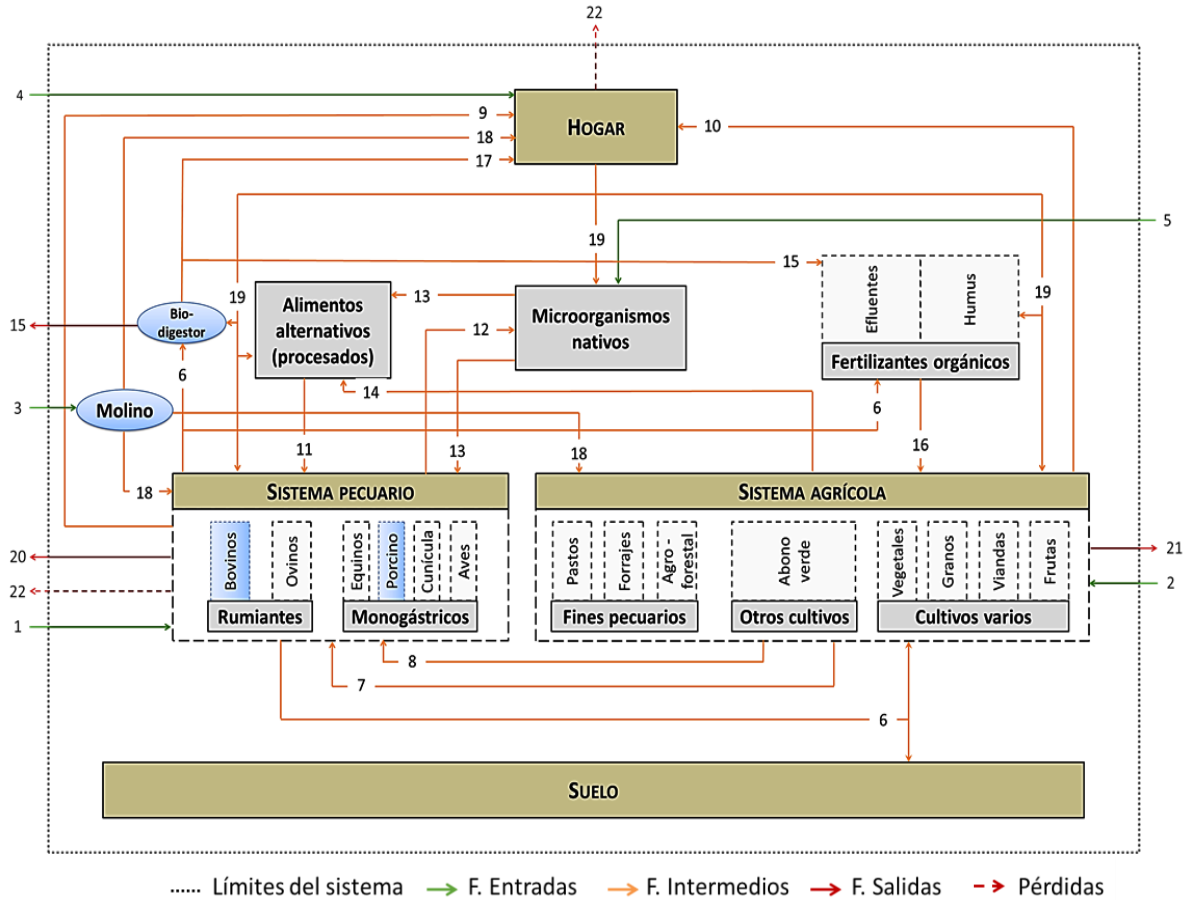
## **Capítulo 3. Resultados y Discusión**

Tomando en consideración el enfoque dado a la solución del problema científico a resolver formulado en la investigación originaria que sustenta esta Tesis de Maestría, relativo al hecho de que aún en la evaluación de agrosistemas integrados de producción agropecuaria en Cuba no se ha logrado caracterizar y cuantificar la organización y diversidad de flujos de energía y nitrógeno, así como su relación con la productividad, eficiencia y resiliencia de estos sistemas; se consideró pertinente orientar la comprobación práctica de la hipótesis a la utilización de indicadores de análisis de redes agroecológicas para realizar esta evaluación en tres fincas de la provincia de Matanzas como objetos de estudio de caso, de manera que, una vez comprobadas la viabilidad y validez del instrumentario metodológico utilizado, se pueda disponer de información clave para mejorar la productividad, la eficiencia y la resiliencia de estas fincas campesinas.

### **3.1 Desarrollo de los modelos conceptuales para los flujos de energía y de nitrógeno**

En este sentido, se modelaron tres estudios de caso en función del número de compartimentos y el número de enlaces entre ellos. Estos estudios de caso se basan en las prácticas agrícolas reales utilizadas en las tres fincas, caracterizadas por un predominio de sistemas agrícolas mixtos, donde las interacciones entre las actividades agrícolas y la ganadería es crucial.

En las figuras 5 y 6 se muestran los modelos conceptuales comunes para los flujos de energía y de nitrógeno de las tres fincas en estudio. En el caso particular de la finca Cayo Piedra, en el momento de la evaluación no existía producción bovina ni porcina, no poseía aerobomba, así como tampoco estaba funcionando el biodigestor, características que fueron diferenciadas en los modelos conceptuales utilizando el color azul.



### **Entradas**

1. Insumos al sistema pecuario (alimentos concentrados). 2. Insumos al sistema agrícola (fertilizantes, diesel). 3. Energía eólica. 4. Productos alimenticios de la canasta básica. 5. Materia prima para producción de microorganismos nativos (melaza de caña de azúcar, salvado de trigo).

### **Flujos intermedios**

6. Estiércol. 7. Alimentos alternativos (uso directo). 8. Pastos y forrajes. 9. Alimentos de origen animal. 10. Alimentos de origen vegetal. 11. Alimentos alternativos (procesados). 12. Leche. 13. Microorganismos nativos. 14. Biomasa vegetal (granos, raíces y tubérculos, forrajes, etc.). 15. Efluentes. 16. Fertilizantes orgánicos. 17. Biogás. 18. Agua. 19. Energía de trabajo.

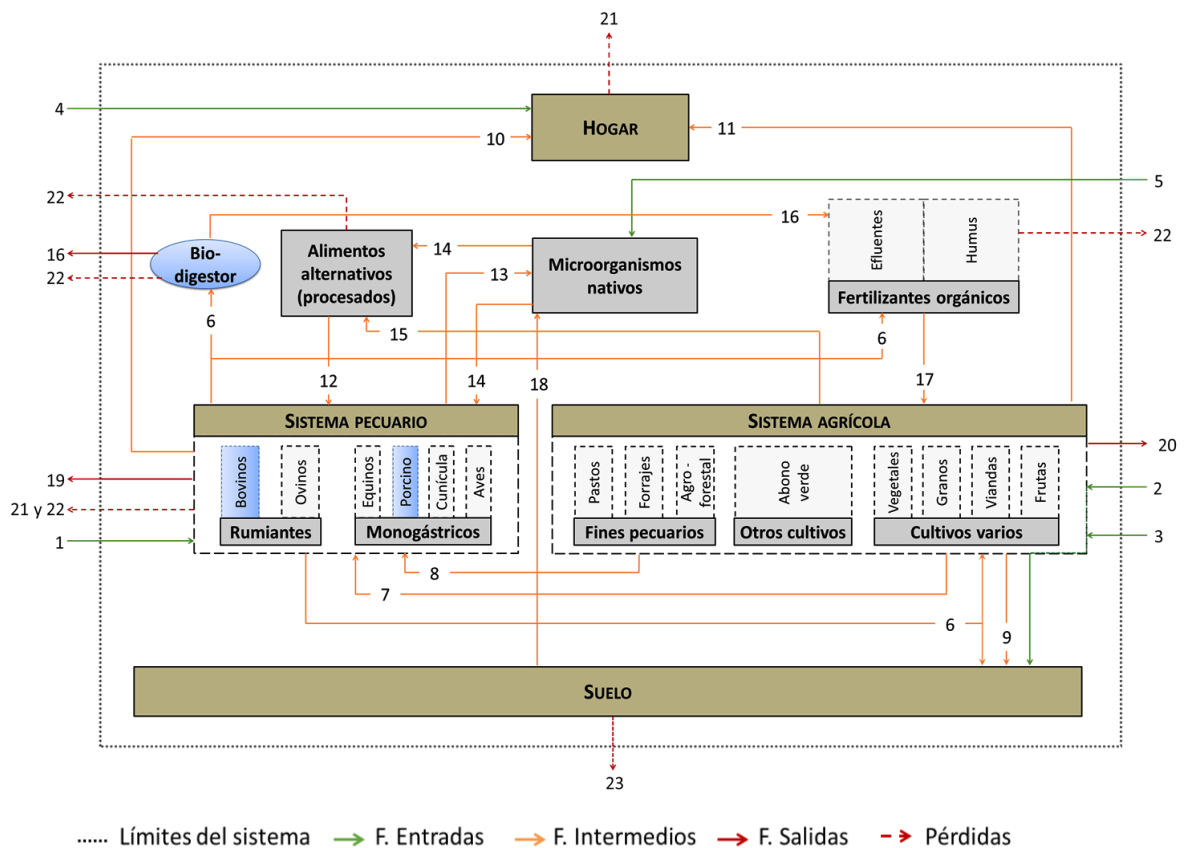
### **Salidas**

20 Venta de productos pecuarios. 21. Venta de productos agrícolas.

### **Pérdidas**

22 Deyecciones.

Figura 5. Modelo conceptual común para los flujos de energía.



### Entradas

1. Insumos al sistema pecuario (alimentos concentrados, medicamentos). 2. Insumos al sistema agrícola (fertilizantes, herbicidas, biopreparados). 3. Nitrógeno atmosférico. 4. Productos alimenticios de la canasta básica. 5. Materia prima para producción de microorganismos nativos (melaza de caña de azúcar, salvado de trigo).

### Flujos intermedios

6. Estiércol. 7. Alimentos alternativos (uso directo). 8. Pastos y forrajes. 9. Residuos de cosecha. 10. Alimentos de origen animal. 11. Alimentos de origen vegetal. 12. Alimentos alternativos (procesados). 13. Leche. 14. Microorganismos nativos. 15. Biomasa vegetal (granos, raíces y tubérculos, forrajes, etc.). 16. Efluentes. 17. Fertilizantes orgánicos. 18. Hojarasca.

### Salidas

19. Venta de productos pecuarios. 20. Venta de productos agrícolas.

### Pérdidas

21. Deyecciones. 22. Emisiones. 23. Lixiviación.

Figura 6. Modelo conceptual común para los flujos de nitrógeno.

La conceptualización requiere que se simplifique el sistema estudiado y, en consecuencia, no se consideran la totalidad de las interacciones. Se eligió un nivel medio de agregación del modelo conceptual para cubrir una amplia parte de la diversidad de interacciones; sin embargo, se omitieron algunas que también contribuyen al funcionamiento de los sistemas agrícolas, como las relaciones suelo-planta y la fotosíntesis. De igual forma, no se consideran las interacciones entre los subsistemas que componen el sistema agrícola (pastos, forrajes, agroforestal, abonos verdes, vegetales, granos, viandas y frutas), ni de los subsistemas que componen el sistema pecuario (bovino, ovino, equino, porcino, cunícula y aves).

En este caso se decidió representar cada cultivo individual que manejaban los agricultores como una actividad agrícola diferente, es decir, cada cultivo es un compartimento de red diferente, (pastos, forrajes, agroforestal, abono verde, vegetales, granos, viandas, frutas), con límites espaciales delimitados claramente. Se incluyen cultivos individuales, cultivos intercalados o combinaciones de cultivos anuales y perennes. Los compartimentos de ganadería consisten en individuos o grupos de animales que se manejan como una unidad (bovino, ovino, equino, porcino, cunícula y aves).

Se propone un modelo compuesto por 22 compartimentos para los flujos de energía (fig. 5) y por 21 compartimentos para los flujos de N (fig. 6), en el cual las entradas corresponden a los insumos utilizados para la producción agropecuaria, los flujos intermedios representan las prácticas de manejo u operaciones técnicas realizadas en las fincas, la venta de las producciones constituyen las salidas utilizables y, las pérdidas corresponden a emisiones y a materias primas que no se utilizan en ningún otro proceso y se exportan del sistema.

### 3.2 Comparación de las fincas sobre la base de los indicadores estructurales y funcionales

La densidad de enlaces internos ( $F_i/n$ ), indicador que refleja la diversidad de flujos, fue alta para ambos tipos de flujo y para los tres estudios de caso. Los valores oscilaron entre 3,37 y 2,88 para los flujos de nitrógeno, y entre 3,88 y 3,38 para los flujos de energía; lo que refleja la variedad de actividades que se realizan en las fincas (tabla 2).

Tabla 2. Indicadores de diversidad y organización del sistema para los flujos de nitrógeno y energía.

Indicadores	La Quinta		Plácido		Cayo Piedra	
	N	E	N	E	N	E
<b>Diversidad</b>						
n	19	19	17	17	16	16
$F_i$	64	70	54	66	46	54
$F_i/n$	3,37	3,68	3,18	3,88	2,88	3,38
<b>Organización</b>						
AMI	1,63	1,36	2,17	1,69	1,73	1,24
Hr	2,59	2,5	2,94	2,83	2,8	2,28
AMI/Hr	0,63	0,54	0,74	0,60	0,62	0,54
1-AMI/Hr	0,37	0,46	0,26	0,40	0,38	0,46

Desde el punto de vista del uso del N, la finca La Quinta es la más diversa, mientras que para los flujos de energía lo fue Plácido; Cayo Piedra obtuvo el valor más bajo para este indicador, tanto para los flujos de N como para los de energía. No obstante, los valores no varían mucho entre fincas e indican que son sistemas diversos y complejos.



El número y tipo de compartimentos a considerar y sus interacciones tiene un impacto decisivo en la configuración de la red y el valor de algunos de los indicadores calculados. Los modelos conceptuales difieren entre los estudios que usan el ENA para evaluar los agrosistemas, razón por la cual es difícil la comparación con otros estudios. Álvarez *et al.* (2014) y Rufino *et al.* (2009a; 2009b) analizan situaciones de agricultura de subsistencia y, en consecuencia, como en la presente investigación, consideran a la familia como un componente del sistema, lo que aumenta los flujos entre los compartimentos. En el caso de los estudios de Stark (2016) y Stark *et al.* (2016; 2018), se excluyen varios compartimentos en el modelo conceptual (por ejemplo: el suelo, el hogar, el biodigestor, la aerobomba) y las interacciones inherentes, lo que explica en gran medida las variaciones observadas en los resultados.

Por ejemplo, Stark (2016) al analizar los flujos de N en las mismas fincas cubanas, pero empleando un nivel de agregación del modelo conceptual diferente, obtuvo valores inferiores de diversidad (1,6; 1,2 y 1,3 para La Quinta, Plácido y Cayo Piedra, respectivamente). De igual forma, los resultados de la investigación conducente a esta Tesis de Maestría son también superiores a los encontrados por Rufino *et al.* (2009a) en una investigación llevada a cabo en varios sistemas mixtos en Etiopía, en la que se comprobó que la diversidad no varió notablemente entre el sistema relativamente más diverso y el menos diverso (2,4 y 2,2, respectivamente).

Aunque en agrosistemas mixtos más diversificados, donde se utilizan diversos recursos para alimentar el ganado y donde se maneja materia orgánica para fertilizar los cultivos, se construye una red más conectada y diversa; el número de compartimentos e interacciones entre ellos, presente en los agrosistemas, es mucho menor que en los ecosistemas naturales, lo que reduce considerablemente la diversidad de flujos; por ejemplo Fath *et al.* (2007) hacen referencia a ecosistemas de 60 compartimentos.

Ritter y Pérez (2011) explican que la relación entre las diversas partes de un sistema determina el funcionamiento del mismo, de modo que cada parte puede influir en el comportamiento del conjunto; igualmente, afirman que los sistemas más complejos presentan mayores vínculos, que la estabilidad del sistema depende de muchos factores, entre ellos el tamaño, cantidad y diversidad de los subsistemas, así como del grado de

conectividad que exista entre ellos. Los sistemas complejos son particularmente estables y por tanto resistentes al cambio, los cambios en éstos sistemas se darán más fácilmente si se identifican las conexiones apropiadas.

Por otra parte, Machado y Campo (2008) explican que la complejidad y la estabilidad de los sistemas agrícolas, de manera parecida a la de los sistemas naturales, se basa en su diversidad. Esta diversidad, constituida por un mosaico de elementos relacionados por una serie de flujos (materiales, energía, organismos, etc.), en interacción con el uso local de los recursos propios de la cultura rural, es la base para una gestión de agrosistemas sostenibles y el diseño de prácticas que mantengan o aumenten la fertilidad, la productividad y la calidad de las producciones, y regulen las poblaciones de las plagas.

De igual forma, Nicholls *et al.* (2017) afirman que los sistemas diversos promueven redes tróficas complejas, que implican más conexiones e interacciones, creando muchas rutas alternativas para el flujo de energía y materia. Por esta razón, una comunidad más compleja exhibe una producción más estable y es menos vulnerable.

Referente a los indicadores de organización (1-AMI/Hr), en sentido general, los sistemas se caracterizan por una distribución heterogénea de los flujos, o sea, existe una desproporción entre los flujos internos, las entradas y las salidas. Los flujos de N son más homogéneos en las fincas Cayo Piedra y La Quinta, con valores de 1-AMI/Hr de 0,38 y 0,37, respectivamente, y más heterogéneos en la finca Plácido, en la que se obtuvo el menor valor de 1-AMI/Hr; aunque no dista mucho de las fincas anteriores (0,26) (tabla 2). Estos valores son similares a los obtenidos por Stark (2016) en su evaluación en Cuba (0,51; 0,39 y 0,46 para las fincas La Quinta, Plácido y Cayo Piedra, respectivamente).

Desde el punto de vista energético, aunque ligeramente superior al análisis con el nitrógeno, las fincas en estudio también tienden a la heterogeneidad de los flujos. Se observa mayor homogeneidad en las fincas La Quinta y Cayo Piedra con valores idénticos (1-AMI/Hr = 0,46), que superan a la finca Plácido (1-AMI/Hr = 0,40), no obstante, son valores bastante próximos (tabla 2).

La organización de los flujos es una dimensión que rara vez se considera en el estudio de las explotaciones agropecuarias, pero trae una nueva perspectiva sobre el equilibrio del sistema, en términos de la distribución de la actividad y la complejidad de los intercambios.

La organización de los flujos no solo considera la diversidad de conexiones, sino también su distribución entre los componentes del sistema y su importancia relativa (Stark, 2016).

Las tres fincas evaluadas en esta investigación no difirieron mucho en lo referente a la organización de sus flujos (tabla 2); probablemente las diferencias en estos indicadores serían más evidentes en sistemas con una estructura de producción y manejo diferente, o cuando se comparan sistemas en regiones diferentes.

Rufino *et al.* (2009b) en tres diferentes tipos de predios (más diversos, medianos y más simples) en Etiopía, Zimbabwe y Kenya, encontraron que los nueve estudios de casos evaluados indicaron que las fincas más simples tienen redes menos organizadas de flujos de N en comparación con aquellas más complejas.

Una red de flujo restringida, por la cual pocos flujos conectan pocos compartimentos, restringirá el desarrollo del sistema. Contrario a lo anterior, un patrón en forma de banda correspondiente a flujos divididos equitativamente entre todos los compartimentos, donde todos los compartimentos están conectados, corresponde a una mayor organización.

Si se compara con la arquitectura intrincada de los ecosistemas, los agrosistemas son más simples en términos de organización de sus flujos; no obstante, estos pueden ser más eficientes que los ecosistemas, ya que se puede controlar e intercambiar una gran cantidad de recursos en la red a través de un número limitado de vías.

Ulanowicz sostiene que la organización debería aumentar durante el desarrollo de un sistema hacia una comunidad clímax debido a la reducción de los flujos menos eficientes en la red y al aumento de la interconexión autocatalítica de los compartimentos (Ulanowicz, 1980; 1997). Los individuos de las poblaciones en desarrollo de ciclos autocatalíticos deberían beneficiarse de la transferencia eficiente de energía y material entre sus compartimentos; por lo tanto, el patrón de flujo en el sistema generalmente puede volverse menos arbitrario en la medida que los ciclos se desarrollan y se vuelven más fuertes con el tiempo.

Como las prácticas agrícolas empleadas en las fincas, y en consecuencia, los flujos inherentes no son los mismos, y dado que los sistemas de cultivo y ganadería no están presentes en la misma proporción en los tres estudios de casos, los valores de intensidad de la actividad (TST/ha) no fueron similares (tabla 3).

Tabla 3. Indicadores de funcionamiento del sistema para los flujos de nitrógeno y energía.

Indicadores	La Quinta		Plácido		Cayo Piedra	
	N	E	N	E	N	E
<b>Intensidad</b>						
TST (Kg N)	21 294,59	2 692 817,08	28 349,7	4 355 443,58	67 256,35	7 581 129,56
TST/ha (Kg N)	645,29	81 600,52	2 577,25	395 949,42	1 494,59	168 469,55
TT/ha (Kg N)	476,63	50 092,99	1 941,23	270 580,17	1 073,24	135 438,47
ICR (%)	73,86	61,39	75,32	68,34	71,81	80,39
<b>Reciclaje</b>						
FCI (%)	12	-	58	-	0	-

Los valores para los flujos de N fueron de 645,29 Kg N/ha en la finca La Quinta, 2 577,25 Kg N/ha en Plácido y 1 494,59 Kg N/ha en Cayo Piedra (tabla 3).

Los resultados de Stark *et al.* (2016), revelaron niveles inferiores de integración agricultura – ganadería, en términos de flujos de N, al evaluar ocho estudios de caso en Guadalupe (valores de 346,3 kg N-año en los sistemas menos intensivos; 3 802 kg N-año en los más intensivos), cuatro en Brasil (634 - 4 626 kg N-año) y cinco en Cuba, (2 844 - 7 054 kg N-año); comparables con las informadas por otros autores que utilizaron el ENA para analizar sistemas integrados (Álvarez *et al.*, 2014; Rufino *et al.*, 2009b).

Asimismo, las estimaciones del indicador de intensidad obtenidas por Rufino *et al.* (2009b), en nueve fincas agrícolas y ganaderas que varían en dotación de recursos en Etiopía, Zimbabwe y Kenia, variaron de 60 a 900 kg N/año, valores muy inferiores a los alcanzados en el presente estudio.

La intensidad de la actividad del sistema para los flujos de energía fue, igualmente, alta en los tres casos. Los valores oscilaron entre 2 692 817,08 MJ/año para la finca La Quinta hasta 7 581 129,56 MJ/año para Cayo Piedra (tabla 3). En todos los casos, la integración contribuye notablemente a la actividad del sistema.

La tasa de circulación interna (ICR), que resume la cantidad de N que circula en los flujos internos en función de la circulación total de los flujos (TST), fue alta y similar para los tres casos (73,86; 75,32 y 71,81%, para La Quinta, Plácido y Cayo Piedra, respectivamente, tabla 3).

Los resultados de Stark (2016) para los casos cubanos evaluados indican que la tasa de circulación interna de N fue inferior a los obtenidos en este estudio, el valor de ICR osciló de 6,6% en el sistema más simple a 49,2% para el caso más integrado, resultados similares a los obtenidos por este mismo autor en fincas brasileñas (ICR de 2,2 a 30,5%).

La tasa de circulación interna de los flujos de energía también fue alta y mostró valores próximos para las fincas La Quinta y Plácido (61.39 y 68.34% respectivamente) y ligeramente superior para Cayo Piedra (80.39%).

Estos resultados indican que un conjunto de prácticas de manejo, tales como el uso del estiércol animal, el empleo de los residuos de cosecha para la alimentación del ganado o para la fertilización, la producción de microorganismos nativos, el uso del lodo del biodigestor y el biogás, así como el empleo de la aerobomba, entre otras, impactan positivamente en el grado de integración agricultura-ganadería, disminuyendo las pérdidas totales de N y de energía del sistema; y sugieren que la ICR es un indicador relevante para valorar las prácticas de integración agricultura-ganadería.

El anterior argumento coincide con lo planteado por Stark *et al.* (2016), quienes expresan que la integración en sistemas mixtos puede aumentarse intensificando los flujos internos, ya sea a través de un mejor uso de los residuos de los cultivos disponibles, o asociando las producciones existentes con la producción de forrajes, o mediante un mejor almacenamiento y procesamiento del estiércol, o la asociación de cultivos con leguminosas, entre otras prácticas. De igual forma, resultados obtenidos por Alvarez *et al.* (2014) revelan que la mejora de la gestión del estiércol, en fincas en Madagascar, condujo

a la reducción de las pérdidas de N y al aumento de la integración entre cultivos y ganadería y la eficiencia global del N de las fincas.

En este sentido, es posible optimizar el uso de los recursos disponibles en las fincas mediante la integración y, de esta forma, contribuir a la autosuficiencia alimentaria, a la obtención eficiente de productos comercializables y al incremento de los ingresos familiares; pues una mayor interacción de los componentes a nivel de sistema, tiende a incrementar la productividad y la eficiencia de los sistemas productivos (Funes-Monzote, 2009a).

Otro indicador clásicamente utilizado para caracterizar la integración es el índice de Finn, un indicador ampliamente utilizado en la evaluación de ecosistemas naturales (Allesina y Ulanowicz, 2004); y varios autores lo han empleado para analizar agrosistemas (Rufino *et al.*, 2009a, 2009b; Alvarez *et al.*, 2014).

El valor de reciclaje de N, evaluado mediante el FCI obtenido en esta investigación, fue mayor para la finca Plácido (58%), que, además, presenta una mayor tasa de reciclaje interno (tabla 3), seguido por La Quinta (12%) y fue nulo en Cayo Piedra, lo cual se explica por el hecho de que, en este último caso, los flujos internos conectaban diferentes compartimentos sin posibilidad de que los nutrientes retornen a su compartimento de origen.

Los dos primeros casos son sistemas que tienen un fuerte componente de ganadería y, en menor medida, agricultura, por lo que los flujos provenientes de la actividad ganadera (alimentación animal, deyecciones, empleo de las excretas para producción de abonos orgánicos, uso de los mismos en el área de cultivos) aumentan las posibilidades de reciclaje de N, debido a las relaciones intrínsecas entre estos compartimentos. En Cayo Piedra, por el contrario, su actividad fundamental es la producción agrícola y, en consecuencia, el reciclaje dentro del sistema es menor, de hecho esta finca importa estiércol del exterior para la producción de compost.

Al respecto, Gourley *et al.* (2012), al evaluar sistemas lecheros diferentes, concluyó que una pobre explotación de las excretas resulta en mayores pérdidas de nitrógeno y en ineficiencias en el reciclaje del mismo.

En el caso de los estudios de Stark (2016), los valores FCI para los flujos de N fueron muy bajos (0,8% como promedio, con una desviación estándar del 2,6%), y para ocho fincas el índice de Finn fue de cero. Estos resultados también son consistentes con los de Rufino *et al.* (2009b) y Alvarez *et al.* (2014), quienes igualmente obtienen bajos valores de FCI (entre 0.9 y 11% para Rufino *et al.*, 2009b, y entre 2.5% y 4.4% para Alvarez *et al.*, 2014).

Por tal motivo, Stark (2016) se plantea la incertidumbre referente a la importancia de utilizar este indicador para estudiar sistemas agropecuarios, dado el bajo nivel de "reciclaje" de estos sistemas en comparación con los ecosistemas naturales. Finn (1980), por ejemplo, obtiene un FCI del 75.8% midiendo la red de flujos de nitrógeno del ecosistema "Hubbard Brook". No obstante, Allesina y Ulanowicz (2004) encontraron valores de reciclaje entre 0 y 40% en 23 ecosistemas, resultados similares a los de nuestro caso.

Sin embargo, es necesario precisar que en los agrosistemas, el número de flujos es menos importante que en los ecosistemas, y la posibilidad de que el N retorne al mismo compartimento es muy pequeña. En el caso de la finca Plácido, la arquitectura de la red de flujo permite que el nitrógeno circule de nuevo en el mismo compartimento a través de varias rutas existentes. En los dos casos restantes (La Quinta y Cayo Piedra), los flujos solo van en una dirección, no permitiendo el reciclaje de N, lo que conduce a un valor nulo o muy bajo del FCI.

En sentido general, los resultados obtenidos indican que la posibilidad de aumentar la integración es limitada, debido a que la actividad del sistema es elevada, pero también lo es la tasa de circulación interna (ICR) y el nitrógeno reciclado a través de prácticas de integración, o sea, al comparar estos resultados con otros estudios, existe menor posibilidad de reciclar el nitrógeno que circula en el sistema.

De cualquier modo, la integración agricultura - ganadería también se refiere a otras funciones que no fueron tomadas en cuenta en nuestro análisis, como, por ejemplo, la preservación de la calidad del suelo, el contenido de materia orgánica y la mejora de la productividad del agua (Bell *et al.*, 2013). De la misma manera, la integración juega un papel importante a través del control de malezas y la mejora de la salud animal (Archimède *et al.*, 2014). Las diferentes fuentes de biomasa disponibles en la finca

también pueden tener otros usos, además de simplemente servir como nutrientes (Erenstein *et al.*, 2015), pueden ser utilizadas como combustible doméstico o para venderse. Como resultado, los determinantes de presiones y compensaciones en el uso de los recursos de biomasa llevarán a estrategias de integración contrastantes (Naudin *et al.*, 2015; Tiltonel *et al.*, 2015; Valbuena *et al.*, 2015).

En todo caso, existen recursos que aún son poco o deficientemente utilizados, por ejemplo, la energía solar, el agua o los nutrientes; por lo general, esto ocurre debido al desconocimiento de las combinaciones apropiadas de ganadería - agricultura y de los sistemas de rotación más adecuados que permitan su captura. Una vez que los recursos disponibles son capturados de forma eficiente, el sistema debe estar diseñado para que, además de convertir la energía en biomasa utilizable para la alimentación o para otros usos, cumpla diversas funciones, como mejorar el suelo o servir de combustible (Funes-Monzote, 2009b). De esta forma se logrará una integración entre los factores biofísicos y de manejo que permitirá una producción sustentable (Funes-Monzote, 2009a); dado que la ventaja de un sistema mixto reside fundamentalmente en que su diseño permite una integración armónica y funcional entre sus componentes.

### **3.3 Comparación de las fincas sobre la base de los indicadores de desempeño**

Los tres sistemas estudiados tienen similitudes en términos de estructura y funcionamiento, no obstante, presentan valores contrastantes para los indicadores de desempeño, específicamente la dependencia de insumos externos, la productividad y la eficiencia.

Se observa en la tabla 4 que, para los flujos de N, la finca Cayo Piedra es la que más insumos importa por unidad de área (207,6 kg N/ha), con un valor similar a Plácido (196,2 Kg N/ha) y ambas muy superiores a La Quinta (14,2 Kg N/ha). Sin embargo, referente a la energía, el orden jerárquico de las fincas se invierte; Cayo Piedra importa menor cantidad de insumos que La Quinta (144 194,7 vs. 239 638,6 MJ/ha; respectivamente) y Plácido supera los valores de las dos anteriores (777 142,6 MJ/ha).



Tabla 4. Indicadores de desempeño agroecológico para los flujos de nitrógeno y energía.

Indicadores	La Quinta		Plácido		Cayo Piedra	
	N	E	N	E	N	E
Insumos	468,0	239 638,6	2 157,7	777 142,6	9 343,7	144 194,7
Insumos /ha	14,2	7 261,8	196,2	70 649,3	207,6	3 204,3
Dependencia (%)	2,2	8,9	7,6	17,84	13,9	1,9
Productividad / ha	13,1	5 959,1	120,1	33 185,8	202,4	88 602,2
Eficiencia (%)	93	82	61,2	46,97	97,46	2 765,08
Resiliencia	0,56	0,55	0,46	0,49	0,55	0,51

En concordancia con lo expuesto anteriormente, la finca Cayo Piedra tiene el valor más alto de dependencia para los flujos de N (13,9%) y muy baja dependencia energética (1,9%). Plácido y La Quinta, fincas que tienen mayor proporción de área destinada a la actividad ganadera, mostraron niveles inferiores de dependencia de N (7,6 y 2.2%, respectivamente), aunque Plácido mostró el mayor valor de dependencia de insumos energéticos (tabla 4). En el caso de Cayo Piedra, la excreta animal tiene el mayor peso en los insumos importados a la finca, mientras que los concentrados para la alimentación animal representan un alto porcentaje de los flujos de entrada en la finca Plácido.

Resultados similares fueron encontrados por Blanco (2012), en cuyo caso los elevados valores de costo energético se debieron, principalmente, a las labores de riego, la preparación del suelo y el volumen de alimentos concentrados para la alimentación animal.

En otro estudio realizado por Rodríguez *et al.* (2017) en fincas agropecuarias de la provincia de Matanzas, Cuba, encontraron que la mayoría de las fincas evaluadas

utilizaban cantidades considerables de insumos externos (por ejemplo, fertilizantes, plaguicidas, combustibles) y desaprovechaban los residuos de la producción animal y de cosechas. En tal sentido, estos autores refieren que un cambio en los sistemas productivos enfocado al manejo sostenible de los recursos propios, con adecuado reciclaje y aprovechamiento de los nutrientes producidos, puede contribuir a elevar la eficiencia, generar un favorable impacto ambiental y una mejor conservación del agroecosistema.

Por otra parte, Pereda *et al.* (2017) señalan la reducción de insumos como aspecto estratégico dentro de los procesos de reorganización en la agricultura en Cuba y como determinante para la sostenibilidad; además, Ortiz y Alfaro (2014) indican que los procesos de intensificación sostenible deben integrar, entre otros aspectos, el conocimiento y los recursos locales disponibles.

En este sentido, Martínez y Rosset (2014) y Casimiro Rodríguez (2016b) argumentan que en las explotaciones agropecuarias se pueden implementar prácticas con carácter multipropósito, que propicien diversos mecanismos que refuerzan la inmunidad del agroecosistema y responden a varios principios a la vez, para reducir la dependencia de agroquímicos, combustibles fósiles y subsidios de energía, logrando establecer sistemas agrícolas complejos que garanticen su propia fertilidad y productividad.

Concerniente a la productividad por hectárea para los flujos de N, se observa en la figura 7 que Cayo Piedra presentó un elevado valor (202.4 Kg N/ha), Plácido tuvo un valor medio (120.1 kg N/ha) si se compara con el caso anterior, sin embargo, supera a La Quinta, que obtuvo muy baja cuantía para este indicador (13.1 Kg N/ha).

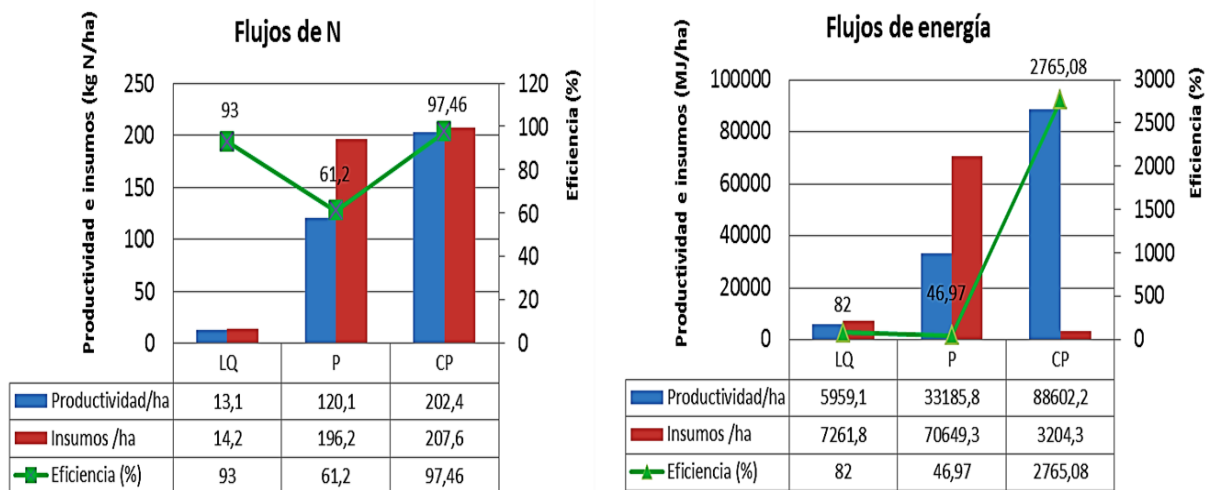


Figura 7. Productividad, insumos (por ha) y eficiencia (%) de flujos de nitrógeno y energía.

Referente a este indicador, Stark *et al.* (2018) obtuvieron, en varios estudios de caso en Cuba, niveles de productividad que variaron entre 22 y 78 Kg N/ha; mientras que en otras fincas evaluadas en Brasil y Guadalupe, dependiendo de la región, la productividad varió de 13 a 69 kg N/ha, resultados inferiores a los de la investigación de esta Tesis, a excepción de la finca La Quinta.

Con relación a la productividad energética (figura 7), los resultados coinciden con los de los flujos de N en orden jerárquico de las fincas: Cayo Piedra es la más productiva (88 602,2 MJ/ha), Plácido tiene un valor medio (33 185,8 MJ/ha) y La Quinta tiene el menor valor de productividad (5959,1 MJ/ha).

Los niveles de eficiencia para los flujos de N (figura 7) de Cayo Piedra y La Quinta son afines (97,46 y 93%, respectivamente) y ambas superan a Plácido (61,2%). Los resultados obtenidos por Stark *et al.*, (2018) con relación a este indicador fueron muy variables. Para las fincas cubanas, los resultados de la Tesis coinciden con los de dichos autores, quienes obtuvieron valores de eficiencia similares (102 a 128%), excepto una finca con una eficiencia baja (47%), similar a Plácido (61,2%) y otro caso en el que la eficiencia es muy superior al resto de las fincas evaluadas (2 066%) –en la Amazonia brasileña-. Los casos brasileños tuvieron niveles muy altos de eficiencia de N (entre 231 y 3 303%), al contrario de las fincas en Guadalupe, que fueron muy bajas (14 - 48%).

Respecto a la eficiencia energética, el orden jerárquico de las fincas es igual que para el análisis de la eficiencia en el uso del N; Cayo Piedra tiene el valor más elevado (2765,08%), seguido por La Quinta (82%) y, finalmente, la finca Plácido con muy baja eficiencia (46,97%); lo cual está en correspondencia con la dependencia de insumos del exterior que es superior también en este último caso. Puede decirse que el factor que más influyó positivamente en la alta eficiencia energética de la finca Cayo Piedra fue la diversificación de la producción agrícola con alto contenido energético que eleva el valor de las salidas por unidad de área, mientras que el uso de concentrados para la alimentación animal y el empleo de combustibles fósiles influyeron negativamente en la eficiencia de las fincas Plácido y La Quinta.

Es válido señalar que la producción de cultivos y la producción animal no tienen la misma eficiencia en el uso del N y la energía (Godinot *et al.*, 2015). Los cultivos agrícolas son productores primarios que usan nutrientes inorgánicos para producir biomasa mediante la fotosíntesis, mientras que casi todos los animales son consumidores primarios que obtienen de las plantas la mayoría de los nutrientes y la energía. Esta diferencia en el nivel trófico induce una diferencia sistemática en la eficiencia del uso de nutrientes y energía (Odum, 1971).

El N transferido de fuentes inorgánicas a productos animales se basa en la eficiencia de este nutriente en la planta, pero también incluye las pérdidas de producción de alimentos durante la cosecha y el procesamiento, sus pérdidas durante la conservación y el consumo, así como las pérdidas por la excreción. Por lo tanto, la eficiencia de N en los sistemas pecuarios es biológicamente más baja que en los sistemas de cultivo (Godinot *et al.*, 2015). Esta es una razón más para modificar las prácticas agrícolas en agrosistemas con diferente proporción de integración agricultura-ganadería, y, de esta forma, aumentar la eficiencia del uso del N y la energía.

También se debe destacar que los sistemas con intervención humana pueden llegar a ser más eficientes que los ecosistemas naturales, porque una gran cantidad de recursos pueden ser controlados e intercambiados en la red a través de un reducido número de vías (Pizzol *et al.*, 2013). En este sentido, estudios realizados en Cuba (Monzote *et al.*, 1999; Rodríguez, 2013) indican que en los sistemas agrícolas mixtos y multifuncionales con altos

niveles de integración y reciclaje ganadería-agricultura, se alcanza una mayor productividad y eficiencia.

Según Funes-Monzote (2009b), entre las alternativas que existen para desarrollar una producción agropecuaria eficiente desde el punto de vista energético, una muy poco mencionada es la que proviene de las reservas intrínsecas del propio sistema agroproductivo. Probablemente, la energía capturada y transformada de manera eficiente a través de los diferentes componentes de un sistema agrícola sea la más importante de todas.

De igual forma, Altieri y Nicholls (2012) señalan el aumento del reciclaje de biomasa, para optimizar la descomposición de materia orgánica y el ciclo de nutrientes, y el incremento de las interacciones biológicas y las sinergias entre los componentes de la biodiversidad agrícola, como principios agroecológicos clave para el diseño de sistemas agrícolas eficientes en el uso de la energía y conservadores de recursos.

Finalmente, los valores de resiliencia del sistema (figura 8) son similares para las tres fincas en estudio y ambos tipos de flujo, aunque ligeramente superior para la Quinta y Cayo Piedra, e indican que los tres agrosistemas tienen amplio margen para su progreso, pues se encuentran a la mitad de su potencial de eficiencia. Estos resultados son inferiores a los obtenidos por Stark *et al.* (2018), al evaluar la resiliencia de la red de flujo de N en cinco fincas cubanas (valores de resiliencia entre 58 y 79%).

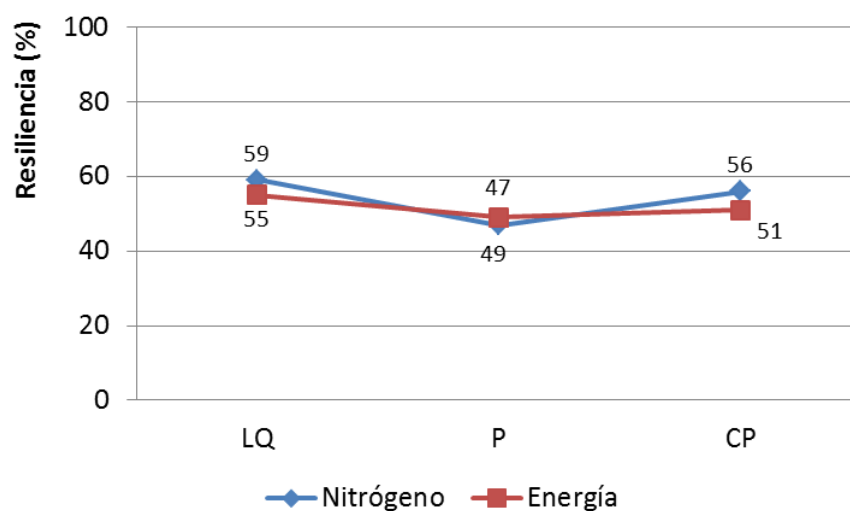


Figura 8. Resiliencia (%) de flujos de nitrógeno y energía para las tres fincas en estudio.

Casimiro-Rodríguez (2016a), al evaluar la resiliencia socioecológica de una finca en Cuba durante varios períodos de transición agroecológica, encontró una resiliencia de 57,54%, en el primer período, cuando la finca era menos diversificada e integrada en cuanto a prácticas de manejo, e incrementó a 99,98% en la etapa final, después de la incorporación de diversas prácticas agroecológicas. En primera instancia, la mejoría resultó a partir de una menor dependencia de insumos externos y una mayor diversidad de la producción; en el último período, en los resultados positivos tuvo gran peso la mejora el aprovechamiento de las fuentes renovables de energía con el uso de diversas tecnologías apropiadas.

La resiliencia de un sistema depende en gran medida de la topografía y la magnitud de las vías por las que circulan la información, la energía y la materia. Intuitivamente, después de una interrupción, las redes con conexiones más diversas son más flexibles al redirigir sus flujos y mantener las funciones críticas. (Kharrazi *et al.*, 2016).

Gaba *et al.* (2015) y Stark *et al.* (2016b) coinciden en el criterio de que se pueden mejorar los procesos ecológicos subyacentes a las propiedades de productividad y resiliencia de los agrosistemas, especialmente aumentando la diversidad de especies y las interacciones entre ellos. En este sentido, Stark *et al.* (2018) señalan que cuanto más conectada esté la red de flujos, mayor será su capacidad de adaptación. De igual forma, Goerner *et al.* (2015) destacan que mientras más circulación interna tenga un sistema, mayor será su resiliencia, durabilidad y autosustentabilidad.

Nicholls *et al.* (2017), al referirse a los principios para la conversión y el rediseño de sistemas agrícolas, hacen énfasis en basar el proceso de conversión utilizando prácticas que no se enfoquen en los componentes de forma aislada, sino en explotar las propiedades que emergen a través de la interacción de los diversos componentes de la finca. Dependiendo de cómo se aplican ciertas prácticas y de su complementariedad o no con otras, una práctica particular a veces puede actuar como un “suiche ecológico”, activando simultáneamente procesos claves tales esenciales para la salud y la productividad de un determinado sistema de cultivo.

Al respecto, Altieri y Nicholls (2012) apuntan que la aplicación de los principios agroecológicos conducen a la transformación de la estructura y función del agroecosistema, para promover un manejo orientado a asegurar los procesos

relacionados con el uso eficiente de los nutrientes del suelo, el agua, la energía solar, las semillas, los organismos del suelo, los polinizadores y los enemigos naturales de las plagas, así como el mejoramiento de la complementariedad funcional y las interacciones entre suelo, cultivos y componentes bióticos, entre otros.

Estos principios pueden ser aplicados por medio de diversas prácticas y estrategias, y cada uno tiene diferentes efectos sobre la productividad, estabilidad y resiliencia dentro del sistema agrícola. Entonces, la resiliencia de un sistema depende de factores como la diversidad, la conectividad y la multiplicidad de opciones.

### **3.4 Eficiencia parcial de prácticas de integración sobre la eficiencia integral de los agrosistemas**

Cuando se analizan los indicadores de desempeño (tabla 4), los valores de insumos por hectárea, la dependencia y la eficiencia son contrastantes y dan una idea de la importancia de algunas prácticas sobre la eficiencia del agrosistema. Por tal razón se efectuó un análisis para determinar en qué medida la menor dependencia de insumos externos incide sobre la eficiencia global o total del sistema y, de esta forma, optimizar la integración entre actividades.

La eficiencia real describe la situación existente en el momento de la evaluación, mientras que la situación ideal se refiere al nivel de eficiencia que tendría la finca si se suprime la dependencia de un insumo determinado. Es decir, se realizó un análisis de cuánto influye la eficiencia de algunas prácticas de integración en la eficiencia global del sistema.

En este sentido, con relación a los flujos de N, se evaluó el empleo de abonos verdes; asimismo, el uso de prácticas relacionadas con la fertilización y el uso de concentrado para la alimentación animal fue evaluado, tanto para determinar la eficiencia en el uso del N como de la energía. De la misma manera, se analizó el empleo de la aerobomba en términos de su influencia sobre la eficiencia energética.

Se observa en la figura 9 que Cayo Piedra es el caso más notable en cuanto a la dependencia de insumos utilizados para la fertilización, pues se observa una diferencia de un 369,46% para los flujos de N y un 231,03% para los flujos de energía en la eficiencia del sistema, si se suprimen estos insumos importados. Como se explicó con anterioridad, esta finca importa cantidades importantes de estiércol para la producción de compost.

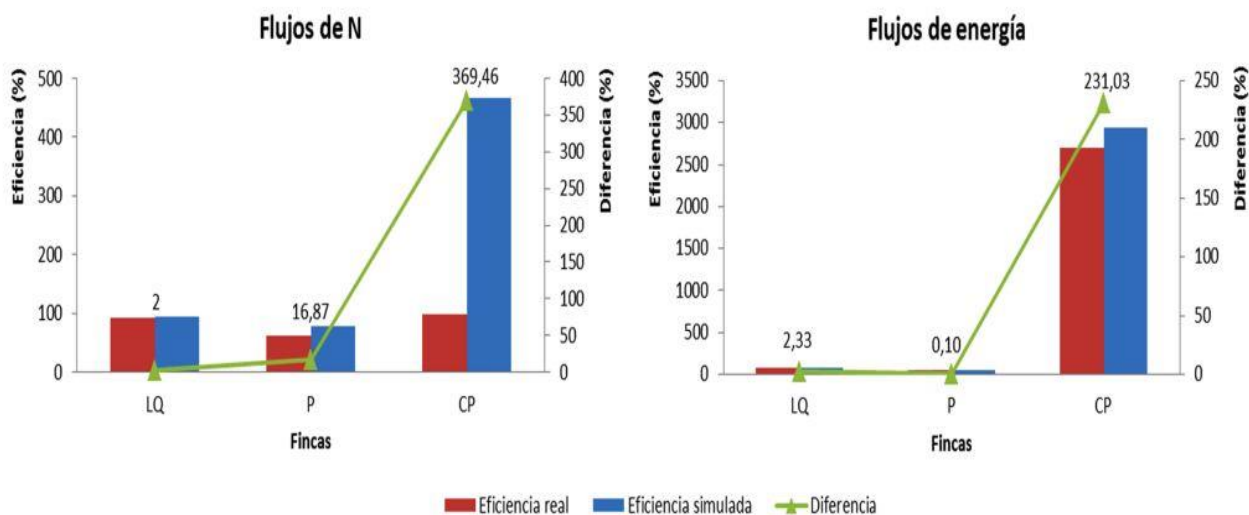


Figura 9. Influencia de la fertilización sobre la eficiencia total de los flujos de N y energía en los tres estudios de caso.

En el contexto agrícola actual, la producción de alimentos requiere de la aplicación de tecnologías amigables con el medio ambiente que propicien la conformación de ciclos cerrados y que estén dirigidas a la conservación de los ecosistemas. El empleo de los residuos de cosechas y la excreta proveniente de la producción pecuaria, entre otras opciones, constituyen una aproximación real a la infraestructura que debe soportar la producción de alimentos de forma viable y sostenible. Además, la búsqueda de alternativas sostenibles para el tratamiento de los residuales procedentes de la crianza animal intensiva constituye una tarea priorizada a escala mundial (IEA, 2013).

Al respecto, Lamothe *et al.* (2014) refieren que la implementación de métodos agroecológicos para el manejo de residuales orgánicos generados por la actividad agropecuaria constituyen una alternativa de producción sostenible, con un mínimo de entrada de insumos al sistema y un mínimo de salida de contaminantes al ambiente.

En lo que a la dependencia de insumos para la alimentación se refiere (figura 10), el caso más negativo fue la finca La Quinta para ambos flujos, debido a que importa gran cantidad de productos para la alimentación animal, lo que implica una diferencia de 1 319,77% y 1 411,24% sobre la eficiencia de los flujos de N y energía, respectivamente. Plácido, aunque tiene un valor inferior al obtenido en el caso anterior, también podría aumentar significativamente la eficiencia global del sistema en un 181,42% para los flujos de N y



765,31% para los flujos de energía, si disminuye la dependencia de insumos para esta actividad. La finca Cayo Piedra se excluye del análisis porque no utiliza productos provenientes del exterior para la alimentación animal.

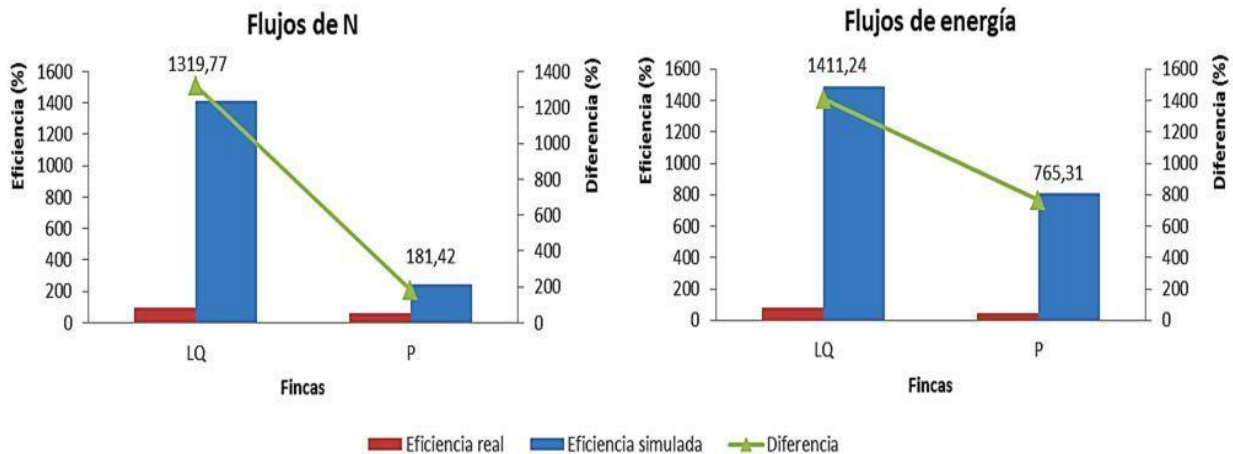


Figura 10. Influencia de las prácticas de alimentación animal sobre la eficiencia de flujos de N y de energía de las fincas La Quinta y Plácido.

Es evidente que en todos los casos analizados, se puede incrementar la eficiencia global como resultado de un mayor uso de los recursos producidos en la finca y, de esta forma, mantener o elevar los rendimientos al tiempo que se minimiza la necesidad de insumos externos, cuestiones necesarias para garantizar la sostenibilidad ambiental de estos sistemas. Con este criterio coinciden Llanos *et al.* (2013), quienes refieren que en la actualidad adquieren mayor relevancia conceptos relacionados con la productividad y la eficiencia, al promover el incremento de la producción sobre la base de optimizar los recursos y los procesos dentro del ecosistema, con una diversificación en la matriz energética y una reducción en el consumo de energía fósil.

Con relación al empleo de abonos verdes, se muestra en la figura 11, que en los casos en los que se dedicó mayor porcentaje del área de la finca al cultivo de especies leguminosas, con relación al área total, se origina gran diferencia entre los valores de eficiencia; y evidencia que el N fijado por las leguminosas es parte vital en el reciclaje dentro de la finca.

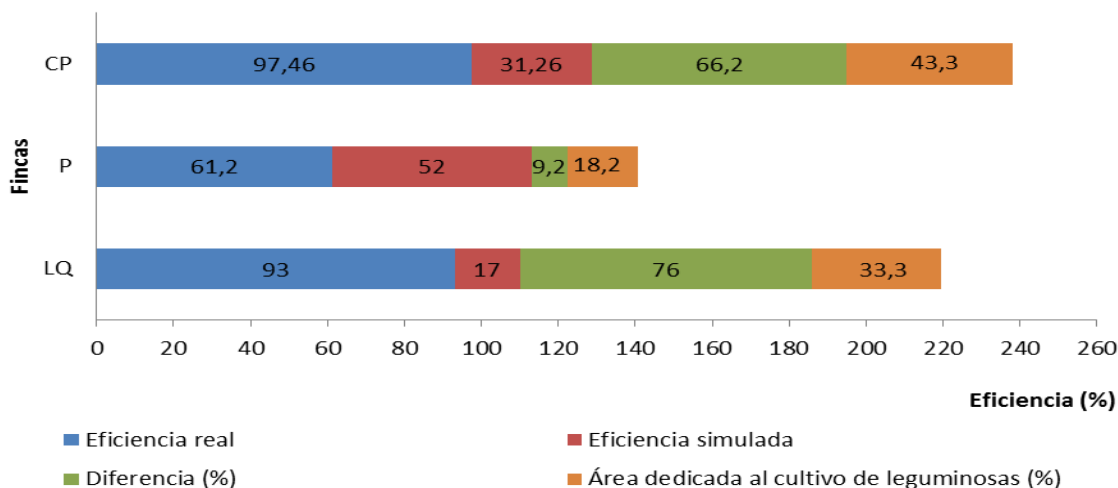


Figura 11. Influencia de la fijación biológica del N sobre la eficiencia total de los tres estudios de caso.

Para la finca La Quinta (mayor porcentaje de área dedica al cultivo de leguminosas), existe una diferencia de 76% en la eficiencia cuando no se considera la fijación biológica como un insumo, es decir, hay una entrada que ocurre de forma natural (insumo biológico) y tiene gran peso en el reciclaje dentro del sistema. Para Cayo Piedra y Plácido la diferencia es de 66,2 y 9,2%, respectivamente.

La importante influencia de las especies leguminosas en los agrosistemas es reconocida en la literatura debido a sus significativos aportes de nitrógeno biológico (Bremer *et al.*, 2017; Couëdel *et al.*, 2018) y su efecto positivo en la productividad (Plaza *et al.*, 2017; Kermah *et al.*, 2017; Weih *et al.*, 2018); por tanto, es realista suponer que las leguminosas pueden tener un potencial aún mayor para influir en procesos ecosistémicos en los sistemas agrícolas donde grandes cantidades de nitrógeno se exportan anualmente a través de la cosecha.

Ryschawy *et al.* (2014) apuntan que el cultivo de leguminosas es reconocido por su capacidad para controlar la lixiviación de nitrógeno y otros servicios ecosistémicos, como la fertilidad del suelo, el control de la erosión y la conservación de la biodiversidad. Esta es, por lo tanto, otra práctica a considerar para el diseño sistemas integrados agricultura-ganadería.

Finalmente, al analizar la influencia de la energía suministrada por la aerobomba sobre la eficiencia del sistema (figura 12), los valores para los casos evaluados que utilizan esta práctica son insignificantes (0,82 y 0,14% para La Quinta y Plácido, respectivamente). Sin embargo, se debe señalar que el análisis efectuado se refiere a la energía que emplea la aerobomba para el suministro de agua en la finca, pero no incluye el ahorro de combustibles fósiles que el empleo de esta tecnología implica, aspecto que refleja más claramente el impacto de esta tecnología en lo que a sustitución de insumos respecta.

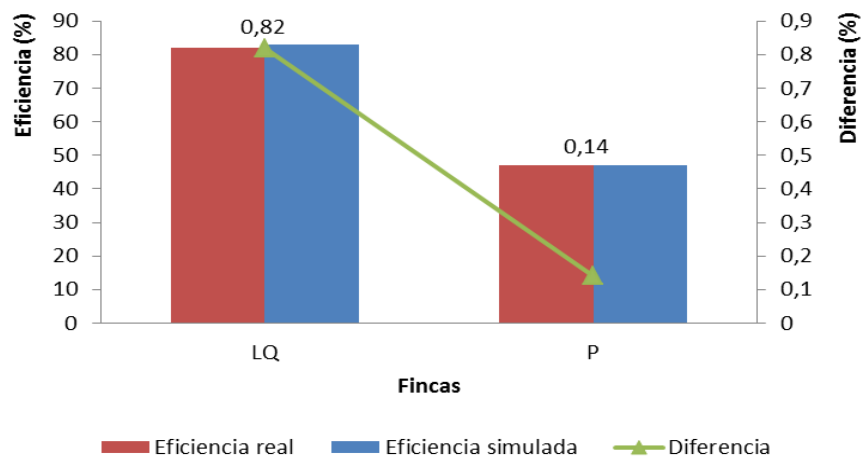


Figura 12. Influencia de la energía aportada por la aerobomba sobre la eficiencia total de las fincas La Quinta y Plácido.

Todos los argumentos expuestos en los acápites anteriores indican que el ENA es una herramienta muy útil para el diseño de los agrosistemas, pues proporciona información importante sobre los flujos internos bajo el control directo de los agricultores y, por lo tanto, susceptibles de mejora a través de una gestión adecuada. Utilizando el ENA puede evaluarse, en términos de integración y dependencia de entradas de insumos externos, el impacto de tecnologías dirigidas a intensificar la producción agrícola o ganadera. Esto permite evaluar propiedades que, de otro modo, no serían evidentes a partir de observaciones directas y ofrece oportunidades para probar configuraciones de patrones de flujo que resulten en un uso más eficiente de los recursos, o sea, puede ser una herramienta de diagnóstico para explorar alternativas de gestión.

## Conclusiones generales

Como resultados de esta investigación se logró arribar a las conclusiones generales siguientes:

1. El problema científico planteado reveló su elevada pertinencia científica y práctica, al lograrse caracterizar y cuantificar la organización y diversidad de flujos de energía y nitrógeno de agrosistemas integrados de producción agropecuaria en la provincia de Matanzas, así como su relación con la productividad, eficiencia y resiliencia de estos sistemas.
2. El conjunto de teorías (o fragmentos de estas), métodos, herramientas y otros enfoques teóricos existentes, identificados en la literatura consultada sobre el tema en su conjunto, si bien apoyan, no permiten solucionar integralmente el problema científico planteado en la investigación originaria que condujo a esta Tesis, por lo que fue necesario desarrollar una perspectiva teórica sobre la temática objeto de estudio, construida en el marco de la investigación que sustenta la solución propuesta.
3. Aunque el Análisis Ecológico de Redes ha sido aplicado internacionalmente y en Cuba –en mucha menor medida-, en esta investigación se realiza una primera implementación para evaluar los flujos de energía, lo cual brinda una novedad y contribuye al estado del conocimiento, lo cual constituye un aporte científico de la presente Tesis de Maestría.
4. Mediante la aplicación del método de investigación en tres fincas campesinas de la provincia de Matanzas, como objeto de estudio práctico, fue posible comprobar empíricamente la hipótesis general de investigación, demostrando como solución, su capacidad explicativa, consistencia lógica, factibilidad, flexibilidad y pertinencia.

## Recomendaciones

Como resultados de esta investigación se brindan las recomendaciones siguientes:

1. Continuar la investigación, tanto para lograr una mayor precisión de los resultados, identificar nuevos indicadores, ampliar el número de fincas, como perfeccionar la metodología utilizada. Esto contribuirá a desarrollar investigaciones conducentes a una Tesis Doctoral.
2. Someter a la consideración de la Dirección del Ministerio de la Agricultura y a las diversas organizaciones vinculadas al sector campesino y agroalimentario, los resultados fundamentales de la investigación, con vistas a su extensión a otras instituciones que tributan al sector agropecuario.
3. Continuar la divulgación de los resultados de esta investigación mediante artículos científicos, monografías, comunicaciones a congresos, presentaciones en sesiones científicas y cursos de formación, para lograr su consolidación teórico-práctica.
4. Poner a disposición de los diferentes tipos de enseñanza, los resultados del presente estudio, para su utilización en la formación de pre y posgrado vinculada al sector agropecuario.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Acuña, O. y Uribe, L. 1996. Inoculación del frijol común con tres cepas seleccionadas de *Rhizobium leguminosarum* bv. phaseoli. *Agronomía Mesoamericana*, 7 (1): 35-40.
2. Allesina, S. & Bondavalli, C. 2004. WAND: an ecological network analysis user-friendly tool. *Environmental Modelling & Software*, 19 (4): 337-340.
3. Allesina, S. & Ulanowicz, R. E. 2004. Cycling in ecological networks: Finn's index revisited. *Comput. Biol. Chem.*, 28: 227–233. [doi:10.1016/j.compbiolchem.2004.04.002](https://doi.org/10.1016/j.compbiolchem.2004.04.002)
4. Alonso, O.; Cairo, P.; Trujillo, A.; López, Y.; Torres, P.; Rodríguez, Alianny y Hernández, Felidia. 2014. Caracterización química de la biomasa del bambú (*Bambusa vulgaris* Schrader ex. Wendlan): perspectivas para su utilización. *Centro Agrícola*, 41 (2): 91-93.
5. Altieri, M. A. 1995. Agroecology: the scientific basis of alternative agriculture. 2nd ed. Westview Press, Boulder, CO.
6. Altieri, M. A. 1999. Programas de desarrollo agrícola con base agroecológica. En: M. A. Altieri (Ed.): Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable. Nordan–Comunidad, Montevideo, p. 137-164.
7. Altieri, M. A. 2002a. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 3 (93): 1-24.
8. Altieri, M. A. 2002b. Agroecología: principios y estrategias para diseñar sistemas agrarios sustentables. En: S. J. Sarandón (Ed.): Agroecología: El Camino hacia una Agricultura Sustentable. Ediciones Científicas Americanas, Buenos Aires, p. 27-34.
9. Altieri, M. A. 2009. La paradoja de la agricultura cubana. Reflexiones agroecológicas basadas en una visita reciente a Cuba. Disponible en: [http://www.ecoport.net/Temas\\_Especiales/Desarrollo\\_Sustentable/la\\_paradoja\\_de\\_la\\_agricultura\\_cubana\\_reflexiones\\_agroecologicas](http://www.ecoport.net/Temas_Especiales/Desarrollo_Sustentable/la_paradoja_de_la_agricultura_cubana_reflexiones_agroecologicas)  
[Consulta: 27 Marzo 2017].
10. Altieri, M. A. 2010. El estado del arte de la agroecología: Revisando avances y desafíos. En: M. A. Altieri (Ed.): Vertientes del Pensamiento Agroecológico: fundamentos y aplicaciones. SOCLA, Medellín, p. 69-94.

11. Altieri, M. A. y Nicholls, Clara I. 2010. Agroecología: potenciando la agricultura campesina para revertir el hambre y la inseguridad alimentaria en el mundo. *Economía Crítica*, 10: 62-74.
12. Altieri, M. A. y Nicholls, Clara I. 2012. Agroecología: única esperanza para la soberanía alimentaria y la resiliencia socioecológica. *Agroecología*, 7 (2): 65-83.
13. Altieri, M. A. y Nicholls, Clara I. 2013. Agroecología y resiliencia al cambio climático: principios y consideraciones metodológicas. *Agroecología*, 8 (1): 7-20.
14. Altieri, M. A. & Nicholls, Clara I. 2017. Agroecology: a brief account of its origins and currents of thought in Latin America. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41 (3-4): 231-237. [doi:10.1080/21683565.2017.1287147](https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1287147) [Consulta: 27 Marzo 2017].
15. Altieri, M. A. & Toledo, V. M. 2011. The agroecological revolution of Latin America: rescuing nature, securing food sovereignty and empowering peasants. *The Journal of Peasant Studies*, 38 (3): 587-612.
16. Altieri, M. A.; Funes-Monzote, F. R. & Petersen, P. 2012. Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: contributions to food sovereignty. *Agron. Sustain. Dev.*, 32: 1–13. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0065-6> [Consulta: 27 Marzo 2017].
17. Alvarez, S.; Rufino, M. C.; Vayssières, J.; Salgado, P.; Tiftonell, P.; Tillard, E. & Bocquier, F. 2014. Whole-farm nitrogen cycling and intensification of crop-livestock systems in the highlands of Madagascar: an application of network analysis. *Agricultural Systems*, 126: 25-37.
18. Alves, B. J.; Madari, B. E. & Boddey, R. M. 2017. Integrated crop–livestock–forestry systems: prospects for a sustainable agricultural intensification. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 108. [doi:10.1007/s10705-017-9851-0](https://doi.org/10.1007/s10705-017-9851-0)
19. Andras, P.; Gwyther, R.; Madalinski, Agnes A.; Lynden, S. J.; Andras, Alina & Young, M. P. 2007. Ecological network analysis: an application to the evaluation of effects of pesticide use in an agricultural environment. *Pest Manag. Sci.*, 63 (10): 943-953.
20. Archimède, H. A.; Petro, D.; Garcia, G. W.; Fanchone, A.; Bambou, J. C.; Marie, Magdeleine; Gourdine, J. L.; Gonzalez, E. & Mandonnet, M. 2014. Agro-ecological valorization of resources for sustainable livestock farming systems in the humid tropics. *Sustainable Agriculture Review*, 14: 299-330.

21. Baird, D.; Fath, B. D.; Ulanowicz, R. E.; Asmus, H. & Asmus, R. 2009. On the consequences of aggregation and balancing of networks on system properties derived from ecological network analysis. *Ecological Modelling*, 220 (23): 3465-3471.
22. Balbino, L. C.; Barcellos, A. O. & Stone, L. F. 2011. Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta. 1. ed. Embrapa, Brasília, 130 p.
23. Balbinot Jr., A. A.; Moraes, A.; Veiga, M.; Pelissari, A. & Dieckow, J. 2009. Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. *Ciência Rural*, 39 (6): 1925-1933.
24. Banks, C. 2009. Optimizing anaerobic digestion. University of Southampton, England.
25. Bell, L. W. & Moore, A. D. 2012. Integrated crop–livestock systems in Australian agriculture: Trends, drivers and implications. *Agricultural Systems*, 111: 1-12.
26. Bell, L. W.; Moore, A. D. & Kirkegaard, J. A. 2013. Evolution in crop–livestock integration systems that improve farm productivity and environmental performance in Australia. *European Journal of Agronomy*, 57: 10-20.
27. Benoit, M. & Laignel, G. 2010. Energy consumption in mixed crop-sheep farming systems: what factors of variation and how to decrease? *Animal*, 4: 1597-1605.
28. Blanco, D. 2012. Contribución a la transición de fincas agropecuarias a agroenergéticas sostenibles en Cuba. Tesis de Maestría en Pastos y Forrajes. EEPF Indio Hatuey, Matanzas, Cuba.
29. Bodini, A.; Bondavalli, C. & Allesina, S. 2012. Cities as ecosystems: growth, development and implications for sustainability. *Ecological Modelling*, 245: 185-198.
30. Bonaudo, T.; Bendahan, A. B.; Sabatier, R.; Ryschawy, J.; Bellon, S.; Leger, F. & Tichit, M. 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57: 43-51. [doi:10.1016/j.eja.2013.09.010](https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010) [Consulta: 17 Enero 2018].
31. Bormann, F. H. & Likens, G. E. 1967. Nutrient cycling. *Science (New York, N.Y.)*, 155 (3761): 424-429.
32. Borrett, S. R. & Lau, M. K. 2014. enaR: An R Package for Ecological Network Analysis. *Methods. Ecol. Evol.*, 11: 1206-1213.



33. Borrett, S. R.; Moody, J. & Edelman, A. 2014. The Rise of Network Ecology: Maps of the Topic Diversity and Scientific Collaboration. *Ecol. Modelling*, 294: 111-127. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.02.019.
34. Bremer, E.; McKenzie, R.; Paul, D.; Ellert, B. & Janzen, H. 2017. Evaluation of cropping systems. *Crops and Soils*, 50 (1): 40-42.
35. Brossier, J. 1987. Système et système de production. *Cahiers des sciences humaines*, 23 (3/4) : 377-390.
36. Cáceres, O.; Ojeda, F.; González, E.; Arece, J.; Simón, L.; Lamela, L.; Milera, Milagros; Iglesias, J.; Esperance, M.; Montejo, I. y Soca, Mildrey. 2006. Valor nutritivo de los principales recursos forrajeros en el trópico. En Milera, Milagros (Ed.): Recursos forrajeros herbáceos y arbóreos. Universidad de San Carlos de Guatemala y EEPF Indio Hatuey, Matanzas, Cuba, p. 231
37. Caporal, R. F. 2013. Agroecología: ciencia para agriculturas más sostenibles. *ALAI. América Latina en Movimiento*, 487: 6-10.
38. Carabeo, T. 2013. Evaluación del lodo de la planta de producción de biogás de la UEB Complejo Guayos para su uso como biofertilizante. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Técnicas. Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas, Santa Clara Cuba.
39. Casimiro Rodríguez, Leidy. 2016a. Bases metodológicas para la resiliencia socioecológica de fincas familiares en Cuba. Tesis de Doctorado en Agroecología. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, 235 p.
40. Casimiro Rodríguez, Leidy. 2016b. Necesidad de una transición agroecológica en Cuba, perspectivas y retos. *Pastos y Forrajes*, 39 (3): 81-91.
41. Ceballos, A. y Giraldez, L. M. 2015. Agroecología: un modelo sustentable de vida. *Periódico Granma*, Cuba, 3 Febrero.
42. Chagnon, P. L.; Bradley, R. L. & Klironomos, J. N. 2012. Using ecological network theory to evaluate the causes and consequences of arbuscular mycorrhizal community structure. *New Phytologist*, 194 (2): 307-312. [doi:10.1111/j.1469-8137.2011.04044.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.04044.x)

43. Chen, S. & Chen, B. 2012. Network environment perspective for urban metabolism and carbon emissions: a case study of Vienna, Austria. *Environmental Science & Technology*, 46 (8): 4498-4506. [doi:10.1021/es204662k](https://doi.org/10.1021/es204662k)
44. Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199 (4335): 1302-1310.
45. Couëdel, A.; Alletto, L.; Tribouillois, H. & Justes, É. 2018. Cover crop crucifer-legume mixtures provide effective nitrate catch crop and nitrogen green manure ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254: 50-59.
46. Creamer, R. E.; Hannula, S. E.; Van Leeuwen, J. P.; Stone, D.; Rutgers, M.; Schmelz, R. M.; De Ruiter, P. C.; Bohse Hendriksen, N.; Bolger, T.; Bouffaud, Marie L.; Buee, M.; Carvalho, F.; Costa, D.; Dirilgen, T.; Francisco, R.; Griffiths, B. S.; Martin, Francis; Da Silva, P.; Mendes, S.; Morais, P. V.; Pereira, C. & Philippot, Laurent. 2016. Ecological network analysis reveals the inter-connection between soil biodiversity and ecosystem function as affected by land use across Europe. *Applied Soil Ecology*, 97: 112-124.
47. Crespo, G. y Fraga, S. 2003. Avances en el conocimiento del reciclaje de los nutrientes en los sistemas silvopastoriles. Curso Internacional Ganadería, Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente. Modelos Alternativos. ICA, La Habana, Cuba, p. 31.
48. Cruz, M. C. 2007. ¿Agricultura sostenible? En: Ada Guzón (Ed.): Desarrollo local en cuba: retos y perspectivas. Editorial Academia, La Habana, Cuba, p. 193-220.
49. Dalsgaard, J. P. T.; Lightfoot, C. & Christensen, V. 1995. Towards quantification of ecological sustainability in farming systems analysis. *Ecological Engineering*, 4 (3): 181-189.
50. Darnhofer, I.; Fairweather, J. & Moller, H. 2010. Assessing a farm's sustainability: insights from resilience thinking. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 8 (3): 186-198.
51. Delmotte, S.; Couderc, V.; Mouret, J. C.; Lopez-Ridaura, S.; Barbier, J. M. & Hossard, L. 2017. From stakeholders narratives to modelling plausible future agricultural systems. Integrated assessment of scenarios for Camargue, Southern France. *European Journal of Agronomy*, 82: 292-307. [doi:10.1016/j.eja.2016.09.009](https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.009)

52. de Moraes, A.; Carvalho, P. F.; Anghinoni, I.; Lustosa, S. C.; Costa, S. A. & Kunrath, T. R. 2014. Integrated crop–livestock systems in the Brazilian subtropics. *European Journal of Agronomy*, 57: 4-9. [doi:10.1016/j.eja.2013.10.004](https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.004)
53. Doré, T.; Makowski, D.; Male´zieux, E.; Munier-Jolain, N.; Tchamitchian, M. & Titttonell, P. 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34: 197–210.
54. Dumont, B.; González, E.; Thomas, M.; Fortun, L.; Ducrot, C.; Dourmad, J. Y. & Tichit, M. 2014. Forty research issues for the redesign of animal production systems in the 21st century. *Animal*, 8 (8): 1382-1393. [doi:10.1017/S1751731114001281](https://doi.org/10.1017/S1751731114001281)
55. Erenstein, O.; Gerard, B. & Titttonell, P. 2015. Biomass use trade-offs in cereal cropping systems in the developing world: Overview. *Agric. Syst.* 134: 1–5.
56. Estrada, M. A.; Nikolskii, I.; Mendoza, J. D.; Cristóbal, D.; de La Cruz, E.; Brito, N. P. y Bakhlaeva, O. 2007. Lixiviación de nitrógeno inorgánico en un suelo agrícola bajo diferentes tipos de drenaje en el trópico húmedo. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 23 (1): 1-14.
57. FAO. 2011. An international consultation on integrated crop-livestock systems for development: The way forward for sustainable production intensification. Integrated Crop Management Series, vol. 13. FAO, Rome, 76 pp.
58. Fang, S.; Da Xu, L.; Zhu, Y.; Ahati, J.; Pei, H.; Yan, J. & Liu, Z. 2014. An integrated system for regional environmental monitoring and management based on internet of things. *IEEE Transactions on Industrial Informatics*, 10 (2): 1596-1605.
59. Fath, B. D. 2015. Quantifying Economic and Ecological Sustainability. *Ocean & Coastal Management*, 108: 13-19. [doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.06.020](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.06.020)
60. Fath, B. D.; Scharler, U. M.; Ulanowicz, R. E. & Hannon, B. 2007. Ecological network analysis: network construction. *Ecological Modelling*, 208 (1): 49–55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.029> [Consulta: 27 Marzo 2017].
61. Fath, B. D.; Scharler, U. M. & Baird, D. 2013. Dependence of network metrics on model aggregation and throughflow calculations: demonstration using the Sylte-Rømø Bight Ecosystem. *Ecol. Model.*, 252: 214-219.
62. Faust, D. R.; Kumar, S.; Archer, D. W.; Hendrickson, J. R.; Kronberg, S. L. & Liebig, M. A. 2017. Integrated Crop-Livestock Systems and Water Quality in the Northern Great

Plains: Review of Current Practices and Future Research Needs. *Journal of Environmental Quality Abstract*, 0. [doi:10.2134/jeq2017.08.0306](https://doi.org/10.2134/jeq2017.08.0306)

63. Finn, J. T. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of Theoretical Biology*, 56 (2): 363-380.
64. Finn, J. T. 1980. Flow analysis of models of the Hubbard brook ecosystem. *Ecology*, 61: 562–571. [doi:10.2307/1937422](https://doi.org/10.2307/1937422) [Consulta: 17 Enero 2018].
65. Funes-Monzote, F. R. 1998. Sistemas de producción integrados ganadería-agricultura con bases agroecológicas. Análisis y situación perspectiva para la ganadería cubana. Tesis de Maestría en Agroecología y Desarrollo Rural Sustentable. Universidad Internacional de Andalucía, Huelva, España.
66. Funes-Monzote, F. R. 2009a. Agricultura con futuro: la alternativa agroecológica para Cuba. Estación Experimental Indio Hatuey, Matanzas, Cuba.
67. Funes-Monzote, F. R. 2009b. Eficiencia energética en sistemas agropecuarios. Elementos teóricos y prácticos para el cálculo y análisis integrado. Asociación Cubana de Técnicos Agrícolas y Forestales, Ciudad de La Habana.
68. Funes-Monzote, F. R.; Monzote, Marta & Lantinga, E. 2002. Ecological Framework for Assessment of Sustainability (ECOFAS) to design Alternative Mixed Crop/Livestock Farming Systems in Cuba. Proceedings of XIV IFOAM Congress, Victoria, Canada, pp. 111.
69. Funes-Monzote, F. R.; Monzote, Marta; Lantinga, E. A. & Van Keulen, H. 2009. Conversion of specialised dairy farming systems into sustainable mixed farming systems in Cuba. *Environment, Development and Sustainability*, 11 (4): 765-783.
70. Gaba, Sabrin; Bretagnolle, F.; Rigaud, T. & Philippot, L. 2014. Managing biotic interactions for ecological intensification of agroecosystems. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2 (29): 1-9.
71. Gaba, Sabrin; Lescourret, F.; Boudsocq, S.; Enjalbert, J.; Hinsinger, P.; Journet, E. P. & Pelzer, E. 2015. Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (2): 607-623.
72. Garbach, K; Milder, J. C.; DeClerck, F. A.; Montenegro de Wit, M.; Driscoll, L. & Gemmill-Herren, B. 2017. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem

services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 15 (1): 11-28. [doi:10.1080/14735903.2016.1174810](https://doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810) [Consulta: 17 Enero 2018].

73. García Trujillo, R. 1998. Los animales en los sistemas agroecológicos. Actas del III Congreso de la Sociedad Española de Agricultura Ecológica, 21-26 septiembre, Valencia, España, p. 431-448.
74. Garnett, Tara. 2014. Three perspectives on sustainable food security: efficiency, demand restraint, food system transformation. What role for life cycle assessment? *Journal of Cleaner Production*, 73: 10-18.
75. Giller, K.; Rowe, E. C.; de Ridder, N. & Van Keulen, H. 2006. Resource use dynamics and interactions in the tropics: Scaling up in space and time. *Agricultural Systems*, 88 (1): 8-27. [doi:10.1016/j.agsy.2005.06.016](https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.06.016)
76. Gliessman, S. R. 1998. *Agroecology: ecological processes in Sustainable Agriculture*. First ed. Sleeping Bear Press, Ann Arbor, Michigan, 357 pp.
77. Gliessman, S. R. 2001a. Agroecología: Procesos Ecológicos en Agricultura Sostenible. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
78. Gliessman, S. R. (Ed.). 2001b. *Agroecosystem sustainability: developing practical strategies*. Book Series Advances in Agroecology, CRC Press, Boca Raton, FL.
79. Gliessman, S. R. 2005. Agroecology and agroecosystems. The earthscan reader in sustainable agriculture. Earthscan, London, pp. 104-114.
80. Gliessman, S. R. 2013. Agroecology: Growing the Roots of Resistance. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 37: 19-31. [doi:10.1080/10440046.2012.736927](https://doi.org/10.1080/10440046.2012.736927)
81. Gliessman, S. R. 2014. *Agroecology: the ecology of sustainable food systems*. CRC Press, Boca Raton, FL.
82. Gliessman, S. R. 2015. Agroecology: A growing field. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 39: 1-2. [doi:10.1080/21683565.2014.965869](https://doi.org/10.1080/21683565.2014.965869)
83. Gliessman, S. R. 2016. Transforming food systems with agroecology, *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40 (3): 187-189. [doi: 10.1080/21683565.2015.1130765](https://doi.org/10.1080/21683565.2015.1130765)
84. Gliessman, S. R.; Rosado, F. J.; Guadarrama, C.; Jedlicka, J.; Cohn, A.; Mendez, V. E.; Cohen, R.; Trujillo, L.; Bacon, C. & Jaffe, R. 2007. Agroecología: promoviendo una

transición hacia la sostenibilidad. *Ecosistemas*, 16 (1): 13-23.  
<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?id=459>

85. Godinot, O.; Leterme, P.; Vertès, F.; Faverdin, P. & Carof, M. 2015. Relative nitrogen efficiency, a new indicator to assess crop livestock farming systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (2): 857-868.
86. Goerner, Sally; Fiscus, D. & Fath, B. D. 2015. Using energy network science (ENS) to connect resilience with the larger story of systemic health and development. *Emergence: Complexity and Organization*, 17 (3): 1-21.
87. González de Molina, M. & Caporal, F. R. 2013. Agroecología y política. ¿Cómo conseguir la sustentabilidad? sobre la necesidad de una agroecología política. *Agroecología*, 8 (2): 35-43.
88. Gourley, C. J.; Aarons, S. R. & Powell, J. M. 2012. Nitrogen use efficiency and manure management practices in contrasting dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147: 73-81. [doi:10.1016/j.agee.2011.05.011](https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.011)
89. Hafner, S. D.; Howard, C.; Muck, R. E.; Franco, R. B.; Montes, F.; Green, P. G. & Rotz, C. A. 2013. Emission of volatile organic compounds from silage: Compounds, sources, and implications. *Atmospheric Environment*, 77 : 827-839.
90. Hannon, B. 1973. The structure of ecosystems. *Journal of Theoretical Biology*, 41 (3): 535-546.
91. Hernández, R. 2003. Caracterización, diagnóstico y corrección de alteraciones en las características físico-químicas de la leche. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Veterinarias. Universidad Agraria de La Habana, La Habana, 130 p.
92. Hernández, A.; Pérez, J. M.; Bosch, D. y Castro, N. 2015. Nueva Versión de Clasificación Genética de los Suelos de Cuba. INCA, La Habana.
93. Herrero, M.; González, E.; Thornton, P.; Quirós, C.; Waithaka, M.; Ruiz, R. & Hoogenboom, G. 2007. IMPACT: Generic household-level databases and diagnostics tools for integrated crop-livestock systems analysis. *Agricultural Systems*, 92 (1-3): 240-265. [doi:10.1016/j.agsy.2006.03.008](https://doi.org/10.1016/j.agsy.2006.03.008)
94. Hilbert, J. A. 2003. Manual para la producción de biogás. Instituto de Ingeniería Rural, INTA Castelar, Morón, Argentina.

95. Hongmin, D.; Mangino, J. y Mcallister, T. A. 2006. Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Emisiones resultantes de la Gestión del Ganado y del Estiércol, Capítulo 4. Disponible en: <https://es.scribd.com/document/347772805/V4-10-Ch10-Livestock-TIER-II-Espanol>
96. Huang, J. & Ulanowicz, R. E. 2014. Ecological Network Analysis for Economics Systems: growth and development and implications for sustainable development. *PLoS ONE*, 9 (6): e100923. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100923>
97. IEA. 2013. Redrawing the energy-climate map. International Energy Agency, Paris.
98. Iermanó, María J. 2015. Sistemas mixtos familiares de agricultura y ganadería pastoril de la Región Pampeana: eficiencia en el uso de la energía y rol funcional de la agrobiodiversidad. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires.
99. INCA. 2014. Fertilidad del suelo y su manejo. Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas, la Habana, Cuba.
100. Jiménez, Gabriela. K. 2016. Análisis de la eficiencia de la combustión de biogás en un quemador boliviano. *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales*, 3: 94-102.
101. Kermah, M.; Franke, A. C.; Adjei-Nsiah, S.; Ahiabor, B. D.; Abaidoo, R. C. & Giller, K. E. 2017. Maize-grain legume intercropping for enhanced resource use efficiency and crop productivity in the Guinea savanna of northern Ghana. *Field Crops Research*, 213: 38-50.
102. Kharrazi, A.; Fath, B. D. & Katzmair, H. 2016. Advancing Empirical Approaches to the Concept of Resilience: A Critical Examination of Panarchy, Ecological Information and Statistical Evidence. *Sustainability*, 8 (9): 935-952. Disponible en: <http://pure.iiasa.ac.at/13791/> [Consulta: 26 Diciembre 2017].
103. Kharrazi, A.; Rovenskaya, Elena; Fath, B. D.; Yarime, M. & Kraines, S. 2013. Quantifying the sustainability of economic resource networks: An ecological information-based approach. *Ecological Economics*, 90: 177-186.
104. Kones, J. K.; Soetaert, K.; van Oevelen, D. & Owino, J. O. 2009. Are network indices robust indicators of food web functioning? A Monte Carlo approach. *Ecological Modelling*, 220 (3): 370-382.

105. Koohafkan, P.; Altieri, M. A. & Gimenez, E. H. 2012. Green agriculture: foundations for biodiverse, resilient and productive agricultural systems. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 10 (1): 61-75. [doi:10.1080/14735903.2011.610206](https://doi.org/10.1080/14735903.2011.610206)
106. Kremen, C. & Miles, A. 2012. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology & Society*, 17 (4): 153-177. [doi:10.5751/ES-05035-170440](https://doi.org/10.5751/ES-05035-170440)
107. Kremen, C.; Iles, A. & Bacon, C. 2012. Diversified Farming Systems: An Agroecological, Systems-based Alternative to Modern Industrial Agriculture. *Ecology & Society*, 17 (4): 288-306. [doi:10.5751/ES-05103-170444](https://doi.org/10.5751/ES-05103-170444)
108. Krishna, K. R. 2014. Agroecosystems: soils, climate, crops, nutrient dynamics, and productivity. Apple Academic Press, Oakville, ON, Canada and CRC Press, Boca Raton, FL., 515 pp. Disponible en: <http://www.sidalc.net/cgi-in/wxis.exe/?IsisScript=earth.xisymethod=postyformato=2ycantidad=1yexpresion=mfn=038917>  
[Consulta: 27 Marzo 2017].
109. Lamothe, Yudith; Hernández, J. J.; León, D.; Rivero, J.A. y Caro, A. 2014. Valorización de residuales orgánicos. Experiencia práctica en el Centro de Investigaciones para el Mejoramiento Animal de la Ganadería Tropical. *Ciencia y Tecnología Ganadera*, 8 (1): 17-23.
110. Latham, L. G. 2006. Network flow analysis algorithms. *Ecological Modelling*, 192 (3): 586-600.
111. Latham, L. G. & Scully, E. P. 2002. Quantifying constraints to assess development in ecological networks. *Ecological Modelling*, 154: 25-44. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00032-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00032-7) [Consulta: 18 Noviembre 2017].
112. López, Mirta. 1987. Simbiosis rizobio-leucaena: inoculación. En: Leucaena: una opción para la alimentación bovina en el trópico y subtrópico. EDICA. La Habana, Cuba. p. 43
113. Martín, Gloria; Rivera, R. A. y Mujica, Yonaisy. 2012. Estimación de la fijación biológica del nitrógeno de la *Canavalia ensiformis* por el método de la diferencia de N total. *Cultivos Tropicales*, 28(4): 75-78.
114. Lugnot, M. y Martín, G. 2013. Biodiversity provides ecosystem services: scientific results versus stakeholders' knowledge. *Regional Environmental Change*, 13 (6):1145-



1155.

[https://www.researchgate.net/profile/Guillaume\\_Martin3/publication/257480774\\_Biodiversity\\_provides\\_ecosystem\\_services\\_Scientific\\_results\\_versus\\_stakeholders%27\\_knowledge/links/55e03bc708ae2fac4719a29c.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Guillaume_Martin3/publication/257480774_Biodiversity_provides_ecosystem_services_Scientific_results_versus_stakeholders%27_knowledge/links/55e03bc708ae2fac4719a29c.pdf). [Consulta: 8 Febrero 2017].

115. McGarry, M. G. y Stainforth, J. 1978. Compost, fertilizer and biogas production from human and farm wastes in the People's Republic of China. IDRC, Ottawa, ON, CA.
116. Lau, M. K.; Hines, D. E.; Singh, P. & Borrett, S. R. 2017. enaR: Ecological Network Analysis with R. <https://cran.r-project.org/web/packages/enaR/.../enaR-vignette.pdf> [Consulta: 27 Marzo 2017].
117. Lebacqz, Thérèse; Baret, P. & Stilmant, D. 2012. Sustainability indicators for livestock farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33: 311-327.
118. Lemaire, G.; Franzluebbers, A.; Carvalho, P. F. & Dedieu, B. 2014. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 190: 4-8. [doi:10.1016/j.agee.2013.08.009](https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009)
119. Leontief, W. W. 1951. The structure of American economy, 1919-1939: an empirical application of equilibrium analysis. Oxford University Press, N.Y.
120. Liu, X.; Duan, L.; Mo, J.; Du, E.; Shen, J.; Lu, X. & Zhang, F. 2011. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview. *Environmental Pollution*, 159 (10): 2251-2264.
121. Llanos, E.; Astigarraga, Laura; Jacques, R. y Picasso, V. 2013. Eficiencia energética en sistemas lecheros del Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 17 (2): 99-109.
122. Lugnot, M. & Martín, G. 2013. Biodiversity provides ecosystem services: scientific results versus stakeholders' knowledge. *Regional Environmental Change*, 13 (6): 1145-1155. [doi:10.1007/s10113-013-0426-6](https://doi.org/10.1007/s10113-013-0426-6)
123. Machado, Hilda y Campos, Maybe. 2008. Reflexiones acerca de los ecosistemas agrícolas y la necesidad de su conservación. *Pastos y Forrajes*, 31 (4): 1-13.
124. Martínez, María E. & Rosset, P. 2014. Diálogo de saberes in La Vía Campesina: Food sovereignty and agroecology. *Journal of Peasant Studies*, 41 (6): 979-997.
125. Monzote, Marta y Funes-Monzote, F. R. 1997. Integración ganadería–agricultura. Una necesidad presente y futura. *Revista Agricultura Orgánica*, 3 (1): 7.

126. Monzote, Marta; Muñoz, E. y Funes-Monzote, F. 2001. Integración ganadería-agricultura. En Funes, F. (Ed.): Transformando el campo cubano: avances de la agricultura sostenible. ACTAF, UNAH y Institute for Food and Development Policies, Oakland, California, 286 p.
127. Monzote, Marta; Funes-Monzote, F. R.; Serrano, D.; Suárez, J.; Martínez, H. L.; Pereda, J.; Fernández, J.; González, A.; Rodríguez, María y Pérez-Olaya, L. A. 1999. Diseños para la Integración ganadería – agricultura a pequeña y mediana escala. Informe Final Proyecto CITMA 0800058. Ciudad de la Habana.
128. Moraes, A.; Carvalho, P. C. F.; Lustosa, S. B. C.; Reisdorfer, Claudete & Deiss, L. 2014. Research on Integrated Crop-Livestock Systems in Brazil. *Revista Ciência Agronômica*, 45 (5): 1024-1031.
129. Moreno, C. 2011. Estimación de la Energía Producida por un Aerogenerador. Centro de Estudio de Tecnologías Energéticas Renovables, ISPJAE, La Habana, Cuba. Disponible en: <http://www.cubasolar.cu/biblioteca/Energia/Energia54/HTML/articulo03.htm> [Consulta: 17 Enero 2018].
130. Muñoz, E.; Crespo, G.; Fraga, L. y Ponce de León, Raquel. 1993. Integración de la agricultura orgánica y la ganadería como vía de desarrollo sostenible de la producción de alimentos y protección del medio ambiente. Conferencias del Primer Encuentro Nacional de Agricultura Orgánica. INCA-ISCAH. La Habana: 49-53.
131. Nath, S. K.; De, H. K. & Mohapatra, B. K. 2016. Integrated farming system: is it a panacea for the resource-poor farm families of rainfed ecosystem? *Current Science*, 110 (6): 969-971.
132. Naudin, K.; Bruelle, G.; Salgado, P.; Penot, E.; Scopel, E.; Lubbers, M.; de Ridder, N. & Giller, K. E. 2015. Trade-offs around the use of biomass for livestock feed and soil cover in dairy farms in the Alaotra lake region of Madagascar. *Agricultural Systems*, 134: 36–47.
133. Nicholls, Clara I.; Altieri, M. A. & Vázquez, L. L. 2016. Agroecology: Principles for the Conversion and Redesign of Farming Systems. *Journal of Ecosystems & Ecography*, S5 (1): 1-8.

134. Nicholls, Clara I.; Altieri, M. A. y Vázquez, L. L. 2017. Agroecología: Principios para la conversión y el rediseño de sistemas agrícolas. *Agroecología*, 10 (1): 61-72.
135. Nowak, B.; Nesme, T.; David, C. & Pellerin, S. 2015. Nutrient recycling in organic farming is related to diversity in farm types at the local level. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 204: 17-26.
136. Odum, E. P. 1969. Strategy of ecosystem development. *Science*, 164 : 262-270. [doi:10.1126/science.164.3877.262](https://doi.org/10.1126/science.164.3877.262)
137. Odum, E. P. 1971. *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders, Philadelphia, PA.
138. Odum, E. P. 1996. *Ecology: bridging science and society*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA.
139. Ortiz, R. y Alfaro, Daniela. 2014. Intensificación sostenible de la agricultura en América Latina y el Caribe. Reporte de síntesis de una consulta electrónica. Consorcio del CGIAR. Disponible en: <http://bit.ly/1lwr3i> [Consulta: 17 Enero 2018].
140. Pereda, J. J.; Curbelo, L. M.; Pardo, G.; Vázquez, R. y Figueredo, R. 2017. Clasificación de fincas lecheras según dimensiones de la intensificación productiva en un nuevo modelo de gestión. *Producción Animal*, 29 (2): 50-56.
141. Piezer, Kayla; Davis, K.; Briese, Emily; Petit-Boix, Anna, Apul, Defne; Gruden, Cyndee, Burian, S.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X. & Josa, A. 2017. Ecological Network Analysis of Urban Agriculture. *Jornades Ambientals*, Barcelona. [http://www.jornadesambientals.com/.../10\\_ecological\\_network\\_analysis](http://www.jornadesambientals.com/.../10_ecological_network_analysis) [Consulta: 27 Marzo 2017].
142. Pimentel, D. & Pimentel, M. (Eds.). 1997. *Food, Energy and Society*. 2<sup>nd</sup> Ed., University Press of Colorado, Niwot, CO.
143. Pizzol, M.; Scotti, M. & Thomsen, M. 2013. Network Analysis as a tool for assessing environmental sustainability: applying the ecosystem perspective to a Danish Water Management System. *J. Environ. Manag.*, 118: 21-31.
144. Plummer, R. & Armitage, D. 2007. A resilience-based framework for evaluating adaptive co-management: linking ecology, economics and society in a complex world. *Ecological Economics*, 61 (1): 62-74.

145. Ponisio, L. C.; M'Gonigle, L. K. & Kremen, C. 2016. On-farm habitat restoration counters biotic homogenization in intensively managed agriculture. *Global Change Biology*, 22 (2): 704-715. [doi:10.1111/gcb.13117](https://doi.org/10.1111/gcb.13117) [Consulta: 27 Marzo 2017].
146. Plaza, D.; Nolot, J. M.; Raffaillac, D. & Justes, E. 2017. Innovative cropping systems to reduce N inputs and maintain wheat yields by inserting grain legumes and cover crops in southwestern France. *European Journal of Agronomy*, 82: 331-341.
147. Pretty, Jules & Bharucha, Z. P. 2014. Sustainable intensification in agricultural systems. *Annals of Botany*, 114 (8): 1571-1596. [doi:10.1093/aob/mcu205](https://doi.org/10.1093/aob/mcu205)
148. Pretty, Jules; Morison, J. & Hine, R. 2003. Reducing food poverty by increasing agricultural sustainability in developing countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95 (1): 217. [doi:10.1016/S0167-8809\(02\)00087-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00087-7)
149. Pretty, Jules; Noble, A. D.; Bossio, D.; Dixon, J.; Hine, R. E.; Penning De Vries, F. T. & Morison, J. L. 2006. Resource-conserving agriculture increases yields in developing countries. *Environmental Science & Technology*, 40 (4): 1114-1119.
150. Quiroga, G.; Castrillón, L.; Fernández, Y. & Marañón, E. 2010. Physico-chemical analysis and calorific values of poultry manure. *Waste Management*, 30 (5): 880-884.
151. Reynolds, H. L., Smith, A. A. & Farmer, J. R. 2014. Think globally, research locally: paradigms and place in agroecological research. *American Journal of Botany*, 101 (10): 1631-1639. [doi:10.3732/ajb.1400146](https://doi.org/10.3732/ajb.1400146)
152. Ritter, W. y Pérez, Tahimi. 2011. ¿Qué son los sistemas complejos y sus procesos de emergencia? Centro de Ciencias de la Atmósfera. UNAM, México DF.
153. Rockström, J.; Williams, J.; Daily, G.; Noble, A.; Matthews, N.; Gordon, L. & de Fraiture, C. 2017. Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. *Ambio*, 46 (1): 4-17. [doi:10.1007/s13280-016-0793-6](https://doi.org/10.1007/s13280-016-0793-6)
154. Rodríguez, Mirlín. 2013. Transformación de la finca ganadera Dos Palmas del municipio Las Tunas, con bases agroecológicas. Tesis en opción al título académico de Master en Pastos y Forrajes. EEPF Indio Hatuey, Matanzas, Cuba.
155. Rodríguez, Lilibeth; Rodríguez; S. L; Macías; Olga L.; Benavides, B.; Amaya, Omeris; Perdomo, R.; Pardo, R. y Miyares, Yohanna. 2017. Evaluación de la producción de alimentos y energía en fincas agropecuarias de la provincia de Matanzas, Cuba. *Pastos y Forrajes*, 40 (3): 222-229.

156. Rose, C.; Parker, A.; Jefferson, B. & Cartmell, E. 2015. The characterization of feces and urine: a review of the literature to inform advanced treatment technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45 (17): 1827-1879.
157. Rosset, P. M. 1998. The crisis of conventional agriculture, the inputs substitution and the agroecological approach. Policy Brief. Institute for Food and Development Policy (Food First), Oakland, CA, USA. 15 pp.
158. Rosset, P. M. & Martínez, M. E. 2013. Rural Social Movements and agroecology: context, theory and process. *Ecology and Society*, 17 (3): 1-12.
159. Ruben, R. & Pender, J. 2004. Rural diversity and heterogeneity in less-favoured areas: the quest for policy targeting. *Food Policy*, 29 (4): 303-320. [doi:10.1016/j.foodpol.2004.07.004](https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2004.07.004)
160. Rufino, M.; Tiftonell, P.; van Wijk, M.; Castellanos-Navarrete, A.; Delve, R.; de Ridder, N. & Giller, K. 2007. Manure as a key resource within smallholder farming systems: Analyzing farm-scale nutrient cycling efficiencies with the NUANCES framework. *Livestock Science*, 112 (3): 273-287. [doi:10.1016/j.livsci.2007.09.011](https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.011)
161. Rufino, M. C.; Hengsdijk, H. & Verhagen, A. 2009a. Analyzing integration and diversity in agro-ecosystems by using indicators of network analysis. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 84: 229–247. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-008-9239-2> [Consulta: 27 Marzo 2017].
162. Rufino, M. C.; Tiftonell, P.; Reidsma, P.; Lopez-Ridaura, S.; Hengsdijk, H. & Giller, K. E. 2009b. Network analysis of N flows and food self-sufficiency. A comparative study of crop-livestock systems of the highlands of east and southern Africa. *Nutr. Cycl. Agroecosys*, 85 (2):169-186.
163. Rutledge, R. W.; Basorre, B. L. & Mulholland, R. J. 1976. Ecological stability: an information theory point of view. *J. Theor. Biol.*, 57: 355–371. [doi:10.1016/0022-5193\(76\)90007-2](https://doi.org/10.1016/0022-5193(76)90007-2)
164. Ryschawy, J.; Choisis, Norma; Choisis, J. P.; Joannon, A. & Gibon, A. 2012. Mixed crop-livestock systems: An economic and environmental-friendly way of farming? *Animal*, 6 (10): 1722-1730.

165. Ryschawy, J.; Choisis, J.-P.; Joannon, A.; Gibon, A. & Le Gal, P.-Y. 2014. Participative assessment of innovative technical scenarios for enhancing sustainability of French mixed crop-livestock farms. *Agric. Syst.*, 129: 1-8.
166. Salton, J. C.; Mercantea, F. M.; Tomazi, M.; Zanatta, Josileia A.; Conceco, G.; Silva, W. M. & Retore, Marciana. 2014. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190: 70-79.
167. Sánchez, Saray. 2011. Reciclaje de nutrientes. Curso "Principios agronómicos". Maestría en Pastos y Forrajes. Estación Experimental Indio Hatuey, Matanzas, Cuba.
168. Sanderson, M. A.; Archer, D.; Hendrickson, J.; Kronberg, S.; Liebig, M. & Nichols, K. 2013. Diversification and ecosystem services for conservation agriculture: outcomes from pastures and integrated crop-livestock systems. *Renew. Agric. Food Syst.*, 26: 129-144. [doi: 10.1017/S1742170512000312](https://doi.org/10.1017/S1742170512000312)
169. Sarandón, S. J. y Flores, C. C. 2014. Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables. Colección libros de cátedra. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. Capítulo 5, p. 131-158. Disponible en: <ftp://ftp.catie.ac.cr/Tesis-estudios/1.1%20fincas-nic-2015/presentacion/Libro-Agroecologi%CC%81a-de-Sarando%CC%81n-2014%201.pdf> [Consulta: 27 Marzo 2017].
170. Simón, L. y Esperance, M. 1997. El silvopastoreo, una alternativa para mejorar la eficiencia del uso de la tierra en los cítricos. *Agricultura Orgánica*, 3 (1): 14-15.
171. Small, G. E.; Sterner, R. W. & Finlay, J. C. 2014. An Ecological Network Analysis of Nitrogen Cycling in the Laurentian Great Lakes. *Ecological Modelling*, 293: 150-160.
172. Sneessens, Inès. 2014. La complémentarité entre culture et élevage permet-elle d'améliorer la durabilité des systèmes de production agricole?: Approche par modélisation appliquée aux systèmes de polyculture-élevage ovin allaitant. Sciences agricoles. Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand II.
173. Soussana, J. F. & Lemaire, G. 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190: 9-17.

174. Stark, F. 2016. Impact of crop-livestock integration on the agroecological performance of mixed crop-livestock systems in the humid tropics. Comparative analysis across Latino-Caribbean territories. Ph.D. Thesis. INRA, UMR-SELMET, Montpellier, France.
175. Stark, F.; Fanchone, A.; Semjen, I.; Moulin, C. H. & Archimède, H. 2016. Crop-livestock integration, from single practice to global functioning in the tropics: Case studies in Guadeloupe. *European Journal of Agronomy*, 80: 9-20. [doi:10.1016/j.eja.2016.06.004](https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.06.004)
176. Stark, F.; González, E.; Navegantes, L.; Miranda, Taymer.; Pocard-Chapuis, R.; Archimède, H. & Moulin, C. H. 2018. Crop-livestock integration determines the agroecological performance of mixed farming systems in Latino-Caribbean farms. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (1): 4. [doi.org/10.1007/s13593-017-0479-x](https://doi.org/10.1007/s13593-017-0479-x)
177. Suárez, J. y Martín, G. J. (Ed.). 2012. La biomasa como fuente renovable de energía en el medio rural: La experiencia de BIOMAS-CUBA. EEPF Indio Hatuey, Matanzas, Cuba.
178. Teague, W. R. 2015. Toward Restoration of Ecosystem Function and Livelihoods on Grazed Agroecosystems. *Crop Science*, 55 (6): 2550-2556. [doi:10.2135/cropsci2015.06.0372](https://doi.org/10.2135/cropsci2015.06.0372)
179. Terry, F. A.; Peñalver, D. A.; López, Miriam; Peralta, Marta; Cárdenas, Mariana; Corona, Mileidys y López, R. C. 2012. Uso de humus de lombriz en la formulación de sustratos para la aclimatización de cultivos tropicales. *Centro Agrícola*, 39 (3): 37-44.
180. Tiftonell, P.; Gerard, B. & Erenstein, O. 2015. Tradeoffs around crop residue biomass in smallholder croplivestock systems: What's next? *Agric. Syst.* 134: 119-128.
181. Tivy, J. 1990. *Agricultural Ecology*. Longman Scientific and Technical, London.
182. Toledo, V. M. 2012. La agroecología en Latinoamérica: tres revoluciones, una misma transformación. *Agroecología*, 6: 37-46.
183. Tully, K. & Ryals, R. 2017. Nutrient cycling in agroecosystems: Balancing food and environmental objectives. *Agroecology & Sustainable Food Systems*, 41 (7): 761-798. [doi:10.1080/21683565.2017.1336149](https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1336149)
184. Tuomisto, H.; Hodge, I.; Riordan, P. & Macdonald, D. 2012. Exploring a safe operating approach to weighting in life cycle impact assessment. A case study of

- organic, conventional and integrated farming systems. *Journal of Cleaner Production*, 37: 147-153. [doi:10.1016/j.jclepro.2012.06.025](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.06.025)
185. Ulanowicz, R. E. 1980. A hypothesis on the development of natural communities. *Journal of theoretical Biology*, 85 (2): 223-245.
186. Ulanowicz, R. E. 1997. Ecology, the ascendent perspective. Columbia University Press, New York.
187. Ulanowicz, R. E. 2004. Quantitative methods for ecological network analysis. *Comput. Biol. Chem.*, 28: 321–339. <http://dx.doi.org/10.1016/j.compbiolchem>
188. Ulanowicz, R. E.; Goerner, S. J.; Lietaer, B. & Gomez, R. 2009. Quantifying sustainability: resilience, efficiency and the return of information theory. *Ecol. Complex*, 6: 27–36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2008.10.005>
189. Ulanowicz, R. E.; Holt, R. D. & Barfield, M. 2014. Limits on ecosystem trophic complexity: insights from ecological network analysis. *Ecol. Letters*, 17: 127-136.
190. Valbuena, D.; Tui, S. H-K.; Erenstein, O.; Teufel, N.; Duncan, A.; Abdoulaye, T.; Swain, B.; Mekonnen, K.; Germaine, I. & Gérard, B. 2015. Identifying determinants, pressures and trade-offs of crop residue use in mixed smallholder farms in Sub-Saharan Africa and South Asia. *Agricultural Systems*, 134: 107-118.
191. van Bruchem, J.; Schiere, H. & van Keulen, H. 1999. Dairy farming in the Netherlands in transition towards more efficient nutrient use. *Livestock Production Science*, 61 (2): 145-153.
192. van der Ploeg, J. D.; Laurent, C. & Blondeau, F. 2009. Farm diversity, classification schemes and multifunctionality. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): 124-131.
193. van Keulen, H. 2006. Heterogeneity and diversity in less-favored areas. *Agricultural Systems*, 88: 1-7. [doi:10.1016/j.agsy.2005.06.001](https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.06.001)
194. Weih, M.; Westerbergh, Anna & Lundquist, P. O. 2018. Role of nutrient-efficient plants for improving crop yields: bridging plant ecology, physiology, and molecular biology. Chapter 2. In Anwar Hossain, M.; Kamiya, T.; Burrit, D. J., Phan Tran, L. S. & Fujiwara, T. (Eds.): Plant Macronutrient Use Efficiency. Molecular and genomic perspectives in crop plants. Academic Press, Cambridge, Mass. USA, pp. 31-44.
195. Wheeler, T. & Von Braun, J. 2013. Climate change impacts on global food security. *Science*, 341 (6145) : 508-513.



196. Zhang, Y.; Zheng, H.; Fath, B. D.; Liu, H.; Yang, Z.; Liu, G. & Su, M. 2014. Ecological network analysis of an urban metabolic system based on input–output tables: model development and case study for Beijing. *Science of the Total Environment*, 468: 642-653.
197. Zhang, Y.; Zheng, H.; Yang, Z.; Su, M.; Liu, G. & Li, Y. 2015. Multi-regional input–output model and ecological network analysis for regional embodied energy accounting in China. *Energy Policy*, 86: 651-663.
198. Zhang, Y.; Zheng, H.; Yang, Z.; Li, Y.; Liu, G.; Su, M. & Yin, X. 2016. Urban energy flow processes in the Beijing–Tianjin–Hebei (Jing-Jin-Ji) urban agglomeration: combining multi-regional input–output tables with ecological network analysis. *Journal of Cleaner Production*, 114: 243-256.
199. Zorg-Biogas. 2017. Biogas. Zorg-Biogas, Zurich, Switzerland. Disponible en: <http://zorg-biogas.com/biogas-plants/biogas?lang=es> [Consulta: 17 Enero 2018].

# **Anexos**

Anexo 1. Coeficientes de conversión para estimar los flujos de N y energía.

	U.M	Promedio	Referencia
<b>NITRÓGENO</b>			
Productos de origen animal y su contenido de proteína	g/100 g	Tabla 4.3	Funes-Monzote (2009a)
Vegetales y su contenido de proteína	g/100 g	Tabla 4.4	
Proteína bruta (PB) del suero de leche	g/L	7	Hernández (2003)
Proteína bruta de alimentos concentrados, pastos y forrajes	(g/kg)	Tabla	Cáceres, <i>et al.</i> (2006)
Materia seca de alimentos concentrados, pastos y forrajes	%	Tabla	
Potencial de fijación de N al suelo ( <i>Leucaena spp</i> )	kg/ha/año	200	López (1987)
Potencial de fijación de N al suelo ( <i>Canavalia ensiformis</i> )	kg/ha	70	Martín <i>et al.</i> (2012)
Potencial de fijación de N al suelo ( <i>Phaseolus vulgaris</i> )	kg/ha	50	Acuña y Uribe (1996)
Aportes de N (biomasa de <i>Canavalia ensiformis</i> )	kg/ha	103	INCA (2014)
Contenido de N en hojarasca ( <i>Bambusa vulgaris</i> )	%	2,11	Alonso <i>et al.</i> (2014)

Contenido de N en hojarasca ( <i>Leucaena spp</i> )	%	2 - 2,5	Crespo y Fraga (2003)
Contenido de N en efluentes del biodigestor	%	Líquidos: 1,45 Sólidos: 1,60	Suárez y Martín (2012); Carabeo (2013)
Contenido de N del biogás	%	0,5	Suárez y Martín (2012)
Densidad del biogás	Kg/m <sup>3</sup>	1,16-1,27	Zorg-Biogas (2017)
Contenido de N en humus (excretas de bovino)	%	1,79	Terry <i>et al.</i> (2012)
Contenido de N en humus (excretas cunículas)	%	1,72	
Contenido de N en estiércol (vacuno)	%	Sólidos: 0,29 Líquidos: 0,58	Sánchez (2011)
Contenido de N en estiércol (porcino)	%	Sól.: 0,60 Líq.: 0,43	
Contenido de N en estiércol (equino)	U.M %	Promedi Sól.: 0,44 Líq.: 1,55	
Contenido de N en estiércol (ovino)	%	Sól.: 0,55 Líq.: 1,95	

Ane  
xo  
1.  
Coe  
ficie  
ntes  
de  
con  
vers  
ión  
par  
a  
esti  
mar  
los  
flujo  
s de  
N y  
ene  
rgía  
(con  
tinu  
ació  
n).

<b>NITRÓGENO</b>			
Contenido de N en la orina (humanos)	%	65	Rose, <i>et al.</i> (2015)
Contenido de N en la materia fecal (humanos)	%	35	
Volatilización de N gaseoso en ensilajes	kg / kg de ensilaje producido	0.01	Hafner <i>et al.</i> (2013)
Emisiones de N (volatilización)	-	Cuadro 10.22	Hongmin <i>et al.</i> (2006)
Lixiviación	Kg/ha/año	11	Estrada <i>et al.</i> (2007)
<b>ENERGÍA</b>			
Productos de origen animal y su contenido de energía	MJ/kg	(tabla 4.3)	Funes-Monzote (2009a)
Productos vegetales y su contenido de energía	MJ/kg	(tabla 4.4)	
Energía metabolizable de alimentos concentrados, pastos y forrajes	(Mcal/kg MS)	Tabla	Cáceres, <i>et al.</i> (2006)
Energía en heces	MJ/kg de MS	0,13	Quiroga, <i>et al.</i> (2010)
Rendimiento diario de heces humanas para biogás	l/kg de material húmedo	65	McGarry y Stainforth (1978)

Energía en efluentes del biodigestor	kWh/T efluente	992	Banks (2009)
Energía del biogás	kWh/m <sup>3</sup>	6-6,5	Zorg-Biogás (2017)
Eficiencia del quemador de biogás	%	60-70	Jiménez (2016); Hilbert,(2003)
Equivalencia energética del trabajo humano	MJ/h	1,0476	Funes-Monzote <i>et al.</i> (2009)
Energía de trabajo (GJ/ha/año)	% total entradas	53	
Cantidad de trabajo (humano)	(horas/ha /dia)	6	
Gasto energético del diesel	kcal/L	9 243	Funes-Monzote (2009b)
Energía de trabajo (aerobomba)	-	-	Moreno (2011)

Anexo 2. Procedimientos utilizados para el cálculo de los flujos de N y energía.

Flujo	Proceso u operación	Procedimiento
N	Fijación biológica de N (FBN)	- FBN = [potencial de fijación* (kg/ha/año) x área del cultivo (ha) x ciclo vegetativo] * Para cada especie
	Aportes de N de la materia orgánica	Aportes (kg N/año) = Cantidad de la fuente de materia orgánica empleada (kg) x
	Extracción de N de los suelos	- Extracción (kg N/año) = Rendimiento* (kg/ha) x (100 - % de humedad del órgano) absorción de nutrientes* x área de cultivo (ha). * Para cada especie
	Lixiviación	- Pérdidas (kg N/año) = Lixiviación(kg de N/ha/año) x área total (ha)
	N contenido en alimentos	- N contenido en alimentos (kg N/año) = [Cantidad alimentos (kg) x contenido proteico] * Factor de conversión del contenido de proteína en contenido de N
	N contenido en deyecciones humanas	- Pérdidas deyecciones (kg N/año) = Deyecciones (kg/persona) x número de personas (%).
	Emisiones de biogás	- Cantidad de biogás (kg N/año) = [cantidad de biogás producido (kg) x contenido de N] - Cantidad de biogás (kg) = cantidad de biogás (L) x densidad del biogás <i>Se asumió que la eficiencia energética del quemador de biogás es 0,30</i> Entonces: Pérdidas = [Cantidad de biogás (kg N/año) x 0,30] / 100
Consumo de pastos y forrajes	- Consumo* (kg MF/a/día) = Consumo total (kg MF/a/día) x % de inclusión - Consumo* (kg MS/a/día) = [Consumo* (kg MF/a/día) x % de MS] - Consumo (kg MS/año) = Consumo* (kg MS/a/día) x número de animales - Contenido de PB total (kg PB/año) = [Consumo (kg MS/año) x contenido de N] - Contenido de N (kg/año) = Contenido de PB total (kg PB/año) / 6 * De cada especie ** Factor de conversión por el cual se divide el contenido de proteína bruta para obtener el contenido de N <i>Para el cálculo se consideraron los aspectos: especie y categoría animal, peso</i>	

		animales, especies de pastos y forrajes, % de inclusión en la dieta, % de masa seca (g/kg) (ambos valores como promedio del periodo seco y lluvioso)
	Microorganismos nativos (Mn)	<p>- Total de N (kg / 100 L) = [Contenido de N (%) x % de inclusión] / % de inclusión</p> <p>- % de inclusión = [cantidad de cada ingrediente (kg) x 100] / cantidad total (kg)</p> <p>- Cantidad (kg MS de cada ingrediente / 100 L de Mn) = [Contenido MS (%) x cantidad total (kg)] / 100</p> <p><i>El cálculo se realizó considerando la materia prima necesaria y el % de inclusión para preparar 100 L del producto.</i></p>

Anexo 2. Procedimientos utilizados para el cálculo de los flujos de N y energía (Continuación).

Flujo	Proceso u operación	Procedimiento
N	Deyecciones y emisiones	<p>- Deyecciones en estabulación = (Deyecciones total / tiempo en estabulación) – deyecciones para producir compost.</p> <p>- Deyecciones en pastoreo = Deyecciones total / tiempo en pastoreo (pastos racionales)</p> <p><i>De acuerdo con Stark (2016) se consideró que:</i></p> <p>1) deyecciones = 72% del total de N ingerido (kg),</p> <p>2) emisiones = 9% del total de deyecciones y</p> <p>3) fertilización = 91 % del total de deyecciones.</p>
	Emisiones ensilaje	<p>- Emisiones silo = cantidad producida (kg) x 0,01*</p> <p>* Volatilización de N gaseoso por kilogramo de ensilaje producido</p>
Energía	Energía para la aerobomba	<p>- Energía que emplea el molino (MJ/año) = energía que suministra el molino (KWh/año) x 3,6</p> <p>- Energía que suministra el molino (KWh/d) = Capacidad energía hidráulica (m<sup>3</sup>/h) x 0,001 x 24 / 403,7 **</p> <p>- Capacidad de energía hidráulica = Altura de bombeo (m) x Entrega total (m<sup>3</sup>/h) / 1000</p> <p>- Entrega total = capacidad de entrega/h x cantidad trabajo (h/día)</p> <p>- * 1 kWh = 3,6 MJouls</p>



		<p>** 1 kWh/día = capacidad hidráulica de 403.7 m<sup>4</sup>/ día</p> <p><i>Se tomaron en cuenta las especificidades técnicas del molino: tipo de rotor y capacidad, así como aspectos como la altura de bombeo y cantidad de trabajo.</i></p>
	Consumo de agua (sistema pecuario)	<p>- Consumo diario (L) = Consumo medio escogido (L/d) x número de animales</p> <p>- Consumo anual (m<sup>3</sup>) = Consumo diario (L) / 1000</p> <p>Conversión a energía:</p> <p>- Energía agua (MJ/año) = [energía que emplea el molino (MJ/año) x consumo diario (L/d)] / 1000</p> <p><i>1 vaca consume aproximadamente 140 L agua/día</i></p>
	Consumo de agua (sistema agrícola)	<p>- Cantidad de agua (m<sup>3</sup>/año) = área cada cultivo (ha) x norma (m<sup>3</sup>/ha)</p> <p>Conversión a energía:</p> <p>- Energía agua (MJ/año) = [energía que emplea el molino (MJ/año) x consumo de agua (m<sup>3</sup>/año)] / 1000</p>

Anexo 2. Procedimientos utilizados para el cálculo de los flujos de N y energía (Continuación).

Flujo	Proceso u operación	Procedimiento
Energía	Consumo de agua (total)	<p>- Consumo Total Anual (m<sup>3</sup>/año) = Consumo Total Anual (L/año) / 1000</p> <p>- Consumo Total Anual (L/año) = [Consumo Total diario (L/d) x 365]</p> <p>- Consumo Total diario (L/d) = Consumo promedio hogar rural (L per cápita/d) + [Consumo promedio hogar urbano (L per cápita/d) x número de personas]</p>
	Consumo de alimentos	Energía (MJ/año) = energía de cada alimento (MJ/kg) x cantidad de cada alimento (kg/año)
	Pérdidas deyecciones humanas	<p>- Energía (MJ/año) = rendimiento (m<sup>3</sup>) x cantidad de MJ/m<sup>3</sup></p> <p>- Rendimiento (m<sup>3</sup>) = cantidad total de heces (kg) x rendimiento en biogás</p> <p>1 m<sup>3</sup> de biogás = 6 kWh</p> <p>1 kWh = 3,6 MJ</p> <p>1 m<sup>3</sup> de biogás = 21,6 MJ</p>

		Se realizó el cálculo basado en el rendimiento energético de las heces para biogás tiene un rendimiento potencial diario para biogás = 65 l/kg de material húmedo
	Trabajo humano	- Energía (MJ/año) = cantidad de trabajo (h/año) x energía invertida Se distribuyó la energía de trabajo a los compartimentos según la demanda de estimada para cada uno (%).
	Producción (ventas)	- Energía (MJ/año) = Cantidad de cada producto(kg/año) x contenido ene
	Energía en alimentos (pastos, forrajes, concentrados)	- Energía (MJ/año) = Energía metabolizable (Mcal/año) x 4,1868 - Energía metabolizable (Mcal/año) = cantidad de alimento (kg MS/año) x con metabolizable (Mcal/kg MS) * 1 Mcal=4.1868 MJ
	Microorganismos nativos (Mn)	- Energía (MJ/año) = Cantidad de Mn producida (L) x total de energía (MJ/t) - Total de energía (MJ/tanque 100 L) = contenido de energía * (MJ/kg MS) x cantid ingrediente/100 L de Mn)

Anexo 2. Procedimientos utilizados para el cálculo de los flujos de N y energía  
(Continuación).

Flujo	Proceso u operación	Procedimiento
-------	---------------------	---------------

Energía	Energía en excretas	<p>- Deyecciones al exterior (estiércol del tiempo en estabulación que no se aprovecha (MS) / 2] - otros usos** (MS)</p> <p>- Energía (MJ/año) = Cantidad de heces (kg MS/año) x cantidad de energía e</p> <p>- Heces (kg MS/año) = Cantidad de heces (kg MF/año) x MS en hec</p> <p>* De cada ingrediente</p> <p>** Se consideró la cantidad que se destina a varias funciones</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Fabricación de compost, alimentación del biodigestor, deposiciones en pastos, estabulación, etc.</li> </ul>
	Energía en efluentes	<p>- Energía (MJ/año) = energía (MJ/kg) x cantidad de efluentes (k</p> <p>1 ton efluentes= 992 kWh</p> <p>1 kWh = 3,6 MJ</p> <p>1 ton efluentes= 3571,2 MJ</p> <p>1kg de efluente= 3,57 MJ</p>
	Energía del biogás	<p>- Energía total (MJ/año) = cantidad producida (m<sup>3</sup>) x contenido energético</p> <p><i>Se asumió que el 65 % se disipa como calor, entonces:</i></p> <p>- Energía aprovechable (MJ/año) = Energía total (MJ/año) x 0,3</p> <p>Pérdidas (MJ/año) = Energía total (MJ/año) x 0,65</p> <p>1 m<sup>3</sup> de biogás = 6 kWh</p> <p>1 kWh = 3.6 MJ</p> <p>1 m<sup>3</sup> de biogás = 21,6 MJ</p>

